

AZƏRBAYCAN RESPUBLİKASI

Əlyazması hüququnda

**MƏİŞƏT VƏ İSTEHSAL SULARININ KEYFİYYƏTİNƏ NƏZARƏTİN
YERÜSTÜ-BORT ÖLÇMƏ ÜSULLARININ VƏ
VASİTƏLƏRİNİN İŞLƏNİLMƏSİ**

İxtisas: 3337.01– informasiya-ölçmə və idarəetmə sistemləri

Elm sahəsi: Texniki elmlər

Fəlsəfə doktoru elmi dərəcəsi almaq üçün təqdim edilmiş

DİSSERTASIYA

İddiaçı: _____ **Bəsti Leysan qızı Cəfərova**

Elmi rəhbər: _____ tex.e.d., professor **Fəxrəddin Güləli oğlu Ağayev**

Bakı – 2023

Mündəricat

GİRİŞ	4
I FƏSİL. SU HÖVZƏLƏRİNİN ÇİRKƏNMƏ SƏVİYYƏSİNƏ NƏZARƏTİN BORT-ÖLÇMƏ ÜSULLARI VƏ VASİTƏLƏRİ.....	14
1.1. Suyun keyfiyyətinə nəzarət üsulları və ölçmə vasitələrinin analizi.....	14
1.2. Əksetmə göstəricilərinə görə su hövzələrinin çirklənmə dərəcəsinə nəzarətin yerüstü-bort ölçmə üsulu	22
1.3. Dəniz suyunda “a” xlorofilinin konsentrasiyasının təyində geniş diapazonlu yerüstü-bort spektral ölçmə üsulu	27
1.4. Peyk verilənlərinin nisbi spektral indeksləri əsasında su hövzələrində çirkləndiricilərin kəmiyyətə qiymətləndirilməsi.....	33
II FƏSİL. SPEKTRAL ƏKSETMƏ XÜSUSİYYƏTLƏRİNƏ GÖRƏ SUYUN KEYFİYYƏT GÖSTƏRİCİLƏRİNİN MÜƏYYƏNLƏŞDİRİLMƏSİ VƏ İDARƏ EDİLMƏSİNİN OPTİMALLAŞDIRILMASI	42
2.1. Su hovuzlarının keyfiyyət göstəricilərinin qiymətləndirilməsində kombinə edilmiş nisbi spektral indekslərin sintezi	42
2.2. Kənd təsərrüfatı ərazisində çirklənmiş səth sularının su hovuzlarına axınının optimal modelinin qurulması	50
2.3. İçməli suyun dəyişən istehlak tələblərinə uyğun olaraq şəbəkəyə ötürülməsinin optimal temperatur rejiminin müəyyənəndirilməsi.....	57
2.4. Spektral əksetmə signalının ölçülmüş ekstremal qiymətinə görə “sahil-su hövzəsinin mərkəzi” trassası üzrə bulanıq suyun aşkarlanması.....	63
III FƏSİL. SUYUN KEYFİYYƏTİNƏ NƏZARƏT ÜÇÜN ÜSULLARIN VƏ ÖLÇMƏ SİSTEMİNİN İŞLƏNİLMƏSİ.....	73
3.1. Suyun keyfiyyətinin skalyar çoxhədli kimi təqdim olunan yeni göstəricisinin	

işlənilməsi	73
3.2. Çoxkomponentli çirkləndiricilərin ölçmə verilənləri əsasında suyun	
keyfiyyətinin qiymətləndirilməsi üsulu.....	78
3.3. İçməli suyun bulanlılığının ölçülməsinin iki kriteriyalı optik-elektron	
üsulunun əməliyyat alqoritmi.....	84
3.4. Kombinə edilmiş ölçmə üsulları əsasında suyun keyfiyyətinə nəzarət	
sisteminin strukturunun işlənilməsi.....	91
IV FƏSİL. İÇMƏLİ SUYUN TƏMİZLƏNMƏSİ PROSEDURLARINDA	
NƏZARƏT-ÖLÇMƏ SİSTEM VƏ VASİTƏLƏRİNİN	
İŞ REJİMİNİN OPTİMALLAŞDIRILMASI	101
4.1. Suyun çirkləndiricilərdən təmizlənməsinin multireaktor üsullarında	
fotokatalitik qurğunun fəaliyyətinin təşkili	101
4.2. İçməli suyun ozonlaşdırılmasına nəzarət-ölçmə sistem və vasitələrində suyu	
ozonlaşdırmanın optimal münasibətinin müəyyənəşdirilməsi	106
4.3. Rezervuar sularının xlorlaşdırılmasına nəzarət-ölçmə sistemi və	
vasitələrində suyun temperaturunun zamandan asılılığının	
optimallaşdırılması məsələləri.....	113
4.4. Hiperspektral ölçmə verilənləri əsasında sudakı xlorofilin və fosforun	
miqdarı arasındakı qarşılıqlı əlaqələrin təyini üsulu.....	119
4.5. Nöqtəvi mənbədən çirklənmiş su hövzələrində ağır metalların	
konsentrasiyasına nəzarət sisteminin iş rejiminin optimallaşdırılması.....	125
NƏTİCƏLƏR	139
İSTİFADƏ EDİLMİŞ ƏDƏBİYYAT SİYAHISI.....	142

GİRİŞ

Mövzunun aktuallığı və işlənmə dərəcəsi. Məlumdur ki, dünya əhalisinin 40%-ə qədəri içməli su çatışmazlığından əziyyət çəkir və bu problem hələ də öz həllini tapmamışdır. Hazırda əhalinin günü-gündən artdığı bir dövrdə içməli və məişət sularına olan tələbat da artmaqda davam edir. İçməli su problemi sənaye sahələrinin getdikcə genişlənməsi, torpaqdan istifadə prosesinin intensivləşməsi, həmçinin urbanizasiyanın sürətlənməsi ilə birbaşa bağlıdır. Bütün bunlar nəzərə alınmaqla su çatışmazlığı probleminin həlli üçün əsasən iki istiqamətdə tədbirlər həyata keçirilir:

1. İçməli təmiz su ehtiyatlarından optimal istifadənin təmini.
2. Çirklənmiş və sənaye əhəmiyyətli suların təkrar təmizlənməsi, dəniz sularının emalı üsullarının təkmilləşdirilməsi.

Bütün bunlar nəzərə alınmaqla su ehtiyatlarının keyfiyyət göstəricilərinin təyini üçün yeni üsul və vasitələrin işlənməsi, sudan səmərəli istifadə, həmçinin çirklənmiş suların təkrar emalı (təmizlənməsi) prosedurlarının təkmilləşdirilməsi və digər məsələlərin həlli dissertasiya işinin əsas mövzusunı təşkil edirdiyi üçün aktualdır.

Baxılan problemin həlli istiqamətində geniş tədqiqat işləri aparılmış, çoxsaylı üsullar və ölçmə vasitələri işlənmişdir. Bunların sırasında aerokosmik bort ölçmələri, onların modelləşdirilməsi, alqoritmik və struktur üsullar xüsusi yer tutur. Bu növ üsulların tətbiqi ilə su hövzələrində və müxtəlif tutumlarda (okean, dəniz, göl, çay, su anbarları və s.) suyun əksətmə xarakteristikaları əsasında onun keyfiyyət göstəriciləri və digər parametrlərinin dəqiq və operativ təyini mümkün olur. Eyni zamanda suyun çirklənmə dərəcəsinin spektrofotometrik üsullarının təkmilləşdirilməsi şübhəsiz ki, bütün içməli təbii su ehtiyatlarının geniş spektrdə yoxlanılması və təsnifatı prosedurlarının səmərəliliyini daha da artırır.

Planetdə su ehtiyatlarının kütləvi çirklənmələrinin əsas səbəblərindən biri də kənd təsərrüfatı sahələrində torpaq işlərinin qeyri-rasional aparılmasıdır. Məlumdur ki, azot və fosfor kübrələrindən həddən artıq istifadə sonda təkcə çayların yox, eyni zamanda göllərin və qrunut sularının da çirklənməsinə gətirib çıxarır. Odur ki, bu növ kimyavi vasitələrdən istifadədə dəqiq ölçmə və adaptiv idarəetmə üsullarından istifadə etməklə

onların torpağa verilməsi normalarının – prosesin optimal müəyyənləşdirilməsi kimi aktual məsələ qarşıya çıxır.

İçməli su problemi bu və ya digər formada bütün su təminatı sistemlərinin fəaliyyətinin səmərəliliyi, o cümlədən suyun şəbəkəyə verilməsinin praktikda qəbul olunmuş texnologiyası ilə sıx bağlıdır. Beləliklə suyun verilməsi rejiminin optimallaşdırılması sahəsində tədqiqatların aparılması, son nəticədə suda həll olunmuş bərk maddələrin istehlakçılara verilən ümumi miqdarının minimallaşdırılması təqdim olunan suyun keyfiyyətinin sanitar normalara və tələblərə cavab verməsi nöqteyi-nəzərdən şərtsiz ki, vacib məsələlərdən biridir. Eyni zamanda bu növ tələblər təkcə su istehlakçılarına yox, həm də müəyyən su tutumuna malik olan bütün təbii və süni su hovuzlarına, içməli suyun saxlanıldığı anbarlara, çənlərə və s. aid edilir. Bu mənada su anbarlarında çirklənmə səviyyəsinin təyini ilə bərabər dib çöküntülərinin miqdarının və tərkibinin təyini məsələsi də tədqiqata cəlb edilmişdir.

Bununla əlaqədar su anbarlarının dib qatından əks olunan optik siqnalların qiymətinə görə çirklənmə dərəcəsinin təyini, vəziyyətin qiymətləndirilməsi və proqnozlaşdırılması da aktual məsələ kimi tədqiq edilmişdir. Beləliklə suyun çirklənmə səviyyəsinin ölçülməsi üçün yeni göstəricilərin nəzərə alınması və üsulların işlənməsi onun keyfiyyətinə nəzarətin həqiqiliyinin yüksəldilməsinə imkan verir.

Su təminatı sahəsində ən vacib istiqamətlərdən biri də suyun təmizlənməsi üçün üsulların, sistemlərin və vasitələrin təkmilləşdirilməsidir. Ən perspektiv sahələrdən biri kimi suda olan zərərli mikroorqanizmlərin təyini və onların zərərləşdirilməsində ultrabənövşəyi optik emal üsulunu göstərmək olar.

Fotokatalik texnologiyalardan istifadə etməklə suyun mikroorqanizmlərlə çirklənmədən təmizlənməsi məsələsi də aktual məsələ hesab olunur və bu texnologiya suyun kontaktsiz emalı üsullarına aid edilir. Bütün bunlarla yanaşı sudakı zərərli mikroorqanizmlərin məhv edilməsi prosesində ozonlaşdırma texnologiyalarının tətbiqi və mövcud üsulun təkmilləşdirilməsinin vacibliyini də qeyd etmək lazımdır.

Eyni zamanda su ehtiyatlarının xlorlaşdırılması, analoji qaydada müxtəlif su anbarlarında istifadə olunan xlorun miqdarının minimallaşdırılması üçün ölçmə sistemlərinin təkmilləşdirilməsi də vacib məsələdir.

Sənaye müəssisələrinin su təsərrüfatının zəruri sanitar vəziyyətinin təmin edilməsinin ən vacib məsələlərindən biri kimi həmin obyektlərdə istifadə olunan suyun keyfiyyətinə nəzarət sisteminin yaradılması və onun səmərəli istismarı hesab edilir.

Qeyd olunan məsələlərlə yanaşı sənaye və digər sahələrdə istifadə olunan suları, xüsusilə də açıq hovuzlarda toplanan və ağır metallarla çirklənmiş dağ-mədən kombinatlarındakı xarakterik vəziyyəti də göstərmək olar. Bu və digər növ açıq hovuzlarda toplanmış suyun vəziyyətinin tədqiqi üçün yüksək metroloji göstəricilərə malik nəzarət-ölçmə və idarəetmə sistemlərinin tətbiqi, sistemin fəaliyyət rejiminin optimallaşdırılması məsələləri də öz aktuallığı ilə seçilir.

Tədqiqatın obyekti və predmeti: Dissertasiya işinin tədqiqat obyekti - su hövzələri, onların çirklənmə səviyyəsinin kəmiyyət və keyfiyyət göstəriciləri, bu göstəricilərin ölçmə vasitələri, içməli suyun təmizlənməsinin texnoloji avadanlıqları və kompleksi.

Tədqiqatın predmeti - suyun kəmiyyət və keyfiyyət göstəricilərinin bort-ölçmə üsulları və vasitələrinin təkmilləşdirilməsi: spektral əksetmə xüsusiyyətlərinə görə suyun keyfiyyət göstəricilərinin təyini üsulu, suyun keyfiyyətinə və təmizlənməsinə nəzarət-ölçmə və idarəetmə sisteminin işlənməsidir.

Tədqiqatın məqsəd və vəzifələri. Dissertasiya işinin əsas məqsədi suyun keyfiyyətinə nəzarət-ölçmə sisteminin səmərəliliyinin artırılmasının elmi-üsuliki əsaslarının işlənilməsindən, sənaye və məişət təyinatlı sutəmizləyici və su təchizatı sisteminin fəaliyyət rejiminin optimallaşdırılmasından ibarətdir.

Bu məqsədə nail olmaq üçün dissertasiya işində aşağıda göstərilən tədqiqat məsələləri qoyulmuş və həll edilmişdir:

1. Əlavə nəzarət əlaməti tətbiq etməklə suyun ümumi çirklənmə səviyyəsinin ölçülməsinin yeni konsepsiyası və üsulunun işlənməsi, dəniz suyunun xlorofillə çirklənmə səviyyəsinin geniş diapazonlu ölçülməsini məsələsinin araşdırılması.

2. Baş su kanalında azot və fosforun konsentrasiyasının minimuma çatdırılması üçün azot və fosfor mənbələrinin səmərəli yerləşdirilməsi, bu üsulla kənd təsərrüfatı ərazilərində optimal su axımının formalaşdırılması məsələsinin həlli.

3. İstehlakçılara verilən su kütləsində həll olunmuş maddələrin minimum miqdarını təmin etmək üçün su təminatı kəmərləri şəbəkəsində optimal temperatur rejiminin müəyyən edilməsi.

4. Bulanıq sulu hövzənin sahilindən dərinliyə doğru xətt boyunca dibdən əks olunan optik siqnalın ümumi kəmiyyətinin tədqiqi.

5. Suyun çirklənməsinin yeni göstəricisinin formalaşdırılması imkanlarının araşdırılması və optik-elektron üsulla içməli suyun tutqunluğunun ölçülməsinin ikikriteriyalı ekstremal üsulun işlənilməsi.

6. Suyun fotokatalitik üsulla təmizlənməsinin reaktorlar şəbəkəsinin iş rejiminin optimallaşdırılması.

7. Ozonlaşdırma və xlorlaşdırma üsulları ilə suyun təmizlənməsi rejiminin optimallaşdırılması.

8. Dağ-mədən kombinatlarının tullantı suları ilə çirklənmiş su hövzələrinin vəziyyətinə nəzarətin və qiymətləndirilməsinin ölçmə kompleksinin iş rejiminin optimallaşdırılması.

Tədqiqat üsulları. Baxılan məsələlərin həllində hidrofizikanın, ölçmə texnikasının, xətlər nəzəriyyəsinin, riyazi analizin, optimallaşdırma nəzəriyyəsinin, fiziki optikanın elmi müddəalarından istifadə edilmişdir. Əldə edilmiş nəzəri nəticələrin yoxlanılması məqsədilə kompüter və riyazi modelləşdirmədən istifadə olunmuşdur. Həmçinin tədqiqat mövzusu üzrə həyata keçirilmiş məlum eksperimental işlərin aparılması zamanı alınmış və aprobasiya olunmuş nəticələr əsas götürülmüşdür.

Müdafiəyə çıxarılan əsas müddəalar:

1. Çirklənmiş suların əksətmə göstəricisi əsasında su anbarlarının (tutumların) çirklənmə səviyyəsinin ölçülməsi üçün yeni üsulu və konsepsiya.

2. Baş su kanalı ilə daşınan qidalandırıcı maddələrin minimuma çatdırılmasına nail olmaq üçün kənd təsərrüfatı istehsalı zonalarında səth axınlarının formalaşdığı ərazilərdə azot və fosfor mənbələrinin yerləşdirilməsi qaydalarının müəyyən olunması.

3. Su təminatı şəbəkəsində optimal temperatur rejiminin orta sutkalıq qiymətinin tənzimlənməsi.

4. Su hovuzunun sahilindən onun dərinliyinə doğru getdikcə suyun dərinliyi ilə optik signalın zəifləməsi arasında funksional asılılığın tədqiqi, bulanıq sulu hövzənin dibindən əks olunan ümumi signalın ekstremal (minimal) xarakteri haqqında müddəa.

5. Suyun çirklənmə səviyyəsinin yeni göstəriciləri və ölçmə üsullarının işlənməsi.

6. Çirklənmiş suyun təmizlənməsi üçün yeni üsulların işlənməsi.

7. Bir sıra sadələşdirici şərtlər nəzərə alınmaqla birinci tərtib kinetika tənliyi bazasında rezervuar sularının xlorlaşdırılması prosedurlarında xlor sərfi məsələsinin həlli.

8. Ştern-Volmer modeli əsasında ağır metal mühitinin güclü nöqtəvi çirkləndiricilərindən atılan çirkab su hovuzlarının vəziyyətinə nəzarətin və qiymətləndirilməsinin ölçmə kompleksinin iş rejiminin optimallaşdırılması məsələsi.

Tədqiqatın elmi yeniliyi.

1. Suyun əksətmə göstəricisi əsas əlamət götürülməklə onun ümumi çirklənmə səviyyəsinin ölçülməsi üçün yeni üsul və konsepsiya təklif edilmişdir.

2. Kənd təsərrüfatı ərazilərində torpağın səth axınlarının formalaşdığı yerlərdə azot (N) və fosforun (P) baş su kanalına daşınmasının minimuma çatmasını təmin etmək üçün həmin maddələrin mənbələrinin optimal yerləşdirilməsi məsələsi həll edilmişdir.

3. Suda həll olunan maddələrin (TDS) minimum miqdarda istehlakçılara ötürülməsi üçün su təchizatı şəbəkəsinin su kəmərlərində suyun temperaturunun optimal qiymətinin tapılmışdır.

4. Tutqun su nohurlarında müəyyən istiqamət üzrə sahildən dərinliyə getdikcə suyun dərinliyi ilə tutqunluq arasında müəyyən funksional əlaqə olduğu halda, əks olunan ümumi signal trassa üzrə özünün minimal qiymətinə çatması prinsipi təyin olunmuşdur (göstərilmişdir).

5. ÜST tərəfindən tövsiyə olunmuş suyun keyfiyyət indeksi (WQI) və çoxfaktorlu reqressiya qiymətləndirilməsi əsasında suyun çirklənməsinin yeni göstəricisi formalaşdırılmışdır.

6. Suyun fotokatalitik təmizlənməsinin reaktorlar şəbəkəsinin işinin optimal təşkilində katalizatorların miqdarının artırılması fotokatalizin sürətinin artması ilə,

həmçinin təmizlənməyə cəlb olunan suyun həcmnin artması ilə müşayiət olunması göstərilmişdir.

7. Su kütləsinin optimal ozonlaşdırılması, xlorlaşdırılması və fotokatalizi məsələləri formalaşdırılmış və həll edilmişdir.

8. Ağır metalların güclü nöqtəvi çirkləndiricilərinin atıldığı çirkab su hovuzlarında suyun vəziyyətinin qiymətləndirilməsi və nəzarətin ölçmə kompleksinin iş rejiminin optimallaşdırılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir.

Tədqiqatın nəzəri və praktiki əhəmiyyəti. Tədqiqat işi nəzəri və praktiki əhəmiyyətə malik olub işlənmiş nəzəri ölçmə üsulları, metodikalar və konsepsiyalar okeanların, dənizlərin, göllərin, su anbarlarının və digər böyük həcmli su hövzələrinin təmizlik və ya çirklənmə səviyyələrinin təyinində, suyun kəmiyyət və keyfiyyət göstəricilərinin qiymətləndirilmədə, monitorinqində və digər proseslərdə istifadə edilə bilirlər.

Təklif edilən qurğular və ya vasitələr praktiki əhəmiyyətə kəsb etməklə istənilən su hövzələrində, anbarlarında suyun çirklənmə səviyyəsinin, kəmiyyət və keyfiyyət göstəricilərinin ölçülməsində, parametrlərin buraxılabilən qiymətlərinə avtomatlaşdırılmış nəzarətdə, ölçmələrin aparılmasında, monitorinqdə və s. tətbiq edilə bilirlər.

İşin aprobasiyası və tətbiqi. Dissertasiya işinin nəticələri Milli Aerokosmik Agentliyinin (MAKA) Birləşmiş Elmi-Texniki Şurasının iclaslarında, həmçinin aşağıdakı elmi-texniki konfranslarda müzakirə edilmişdir:

XII Международная научно – практическая конференция “Актуальные проблемы экологии и охраны труда (Россия, Курск, 20 мая 2020); İnformasiya sistemləri və texnologiyalar: Nailiyyətlər və perspektivlər. Beynəlxalq Elmi konfrans (Sumqayıt, 9-10 iyul, 2020); XIII Международная научно – практическая конференция “Актуальные проблемы экологии и охраны труда” (Россия, Курск, 28 мая 2021); Автоматизированные системы управления и информационные технологии. Материалы всероссийской научно-технической конференции (Россия, Пермь, 9–11 июня 2021).

Dissertasiyanın əsas nəticələri “Azərsu” Açıq Səhmdar Cəmiyyətinin 8 nömrəli Regional Sukanal İdarəsində suyun keyfiyyətinə nəzarət sisteminin (ultrabənövşəyi diapazonda) su hovuzlarının xlorlaşdırılması üçün həll olunmuş optimallaşdırma məsələlərinin tətbiq olunması tövsiyyə edilmişdir. (15 sentyabr 2023-cü il tarixli akt dissertasiya işinə əlavə olunur).

Dissertasiya işinin yerinə yetirildiyi təşkilatın adı. Dissertasiya işi Müdafiə Sənayesi Nazirliyinin Milli Aerokosmik Agentliyinin Təbii Ehtiyatların Kosmik Tədqiqi İnstitutunda yerinə yetirilmişdir.

Dissertasiyanın strukturu və həcmi. Dissertasiya işi girişdən, dörd fəsildən, nəticədən, istifadə olunmuş ədəbiyyat siyahısından ibarət olmaqla, 48 şəkil və 12 cədvəllə birlikdə 155 səhifədə şərh edilmişdir.

Dissertasiya işinin girişi 18652, I fəsil 30373, II fəsil 32760, III fəsil 28832, IV fəsil 47393 işarədən ibarət olmaqla ümumilikdə 162711 işarədən ibarət mətnə şərh olunmuşdur.

I FƏSİL

SU HÖVZƏLƏRİNİN ÇİRKƏNMƏ SƏVİYYƏSİNƏ NƏZARƏTİN BORT-ÖLÇMƏ ÜSULLARI VƏ VASİTƏLƏRİ

1.1. Suyun keyfiyyətinə nəzarət üsulları və ölçmə vasitələrinin analizi

Su bütün planetdə həyatın mövcudluğunun ən vacib komponentlərindən birisi olmasına baxmayaraq, hələ də bu sahədə problemlər qalmaqdadır. Ötən illərin statistik məlumatlarına görə hələ 2000-ci ildə Yer üzərində bir milyard insan içməli su çatışmazlığından əziyyət çəkmiş, daha 2,4 milyard əhali isə sanitar məqsədlər üçün istifadə olunan suya ehtiyacını ödəyə bilməmişlər. Bütün bu faktlar mövcud təbii və süni su hövzələrinin yüksək keyfiyyətli su ilə təmin edilməsi zərurətini qarşıya çıxarır.

Suyun keyfiyyətinə təsir edən faktorlar aşağıdakılardan ibarətdir:

- Kənd təsərrüfatı fəaliyyəti;
- Şəhər zonalarında həyat fəaliyyəti və urbanizasiya prosesi;
- Sənaye obyektləri və istehsal prosesi;
- İstirahət-rekrasiya zonaları, kurortlar.

Suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsində aşağıdakı qrup göstəricilərdən istifadə olunur:

- Bioloji göstəricilər: yosunlar, bakteriyalar;
- Fiziki göstəricilər: temperatur, suyun tutqunluğu, rəng, duzluluq, asılı hissəciklərin miqdarı, həll olunmuş hissəciklərin konsepsiyası, yağıntılar;
- Kimyəvi göstəricilər: pH, həll olunmuş oksigenin miqdarı, oksigenə bioloji tələbat, qidalandırıcı maddələr (azot və fosfor), üzvü və qeyri-üzvü birləşmələr.
- Radiasiya göstəriciləri: α , β , γ şüalanma.

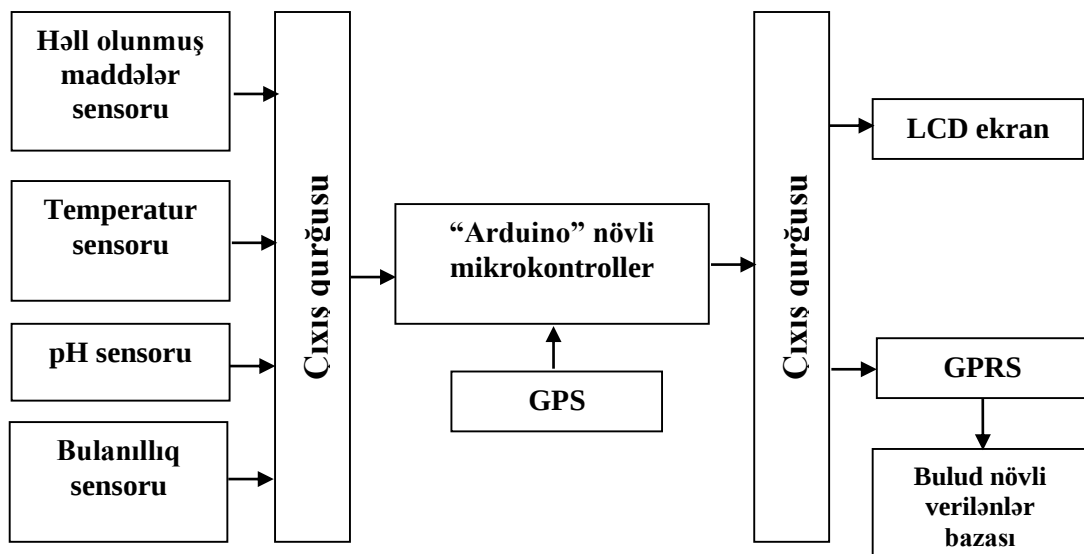
Su təchizatı sistemində istifadə olunan informasiya-ölçmə sistemləri (İÖS) aşağıdakı qruplar üzrə təsnifatlaşdırıla bilərlər:

- Suyun keyfiyyət göstəricilərinin ölçülməsi üçün nəzərdə tutulmuş İÖS;
- Su hovuzlarında və rezervuarlarda suyun keyfiyyətinin monitorinqinin aparılması üçün İÖS;
- Suyun təmizlənmə prosesinə nəzarətin İÖS.

İndi isə suyun keyfiyyət parametrlərinin ölçülməsi sistemlərinin müasir vəziyyətini qısaca nəzərdən keçirək. Polşalı alimlər tərəfindən göstərildiyi kimi Sulejow (Polşa) su anbarında suyun keyfiyyətinə nəzarət üçün stasionar və mobil ölçmə üsullarında istifadə edilmişdir [146, s.89-100].

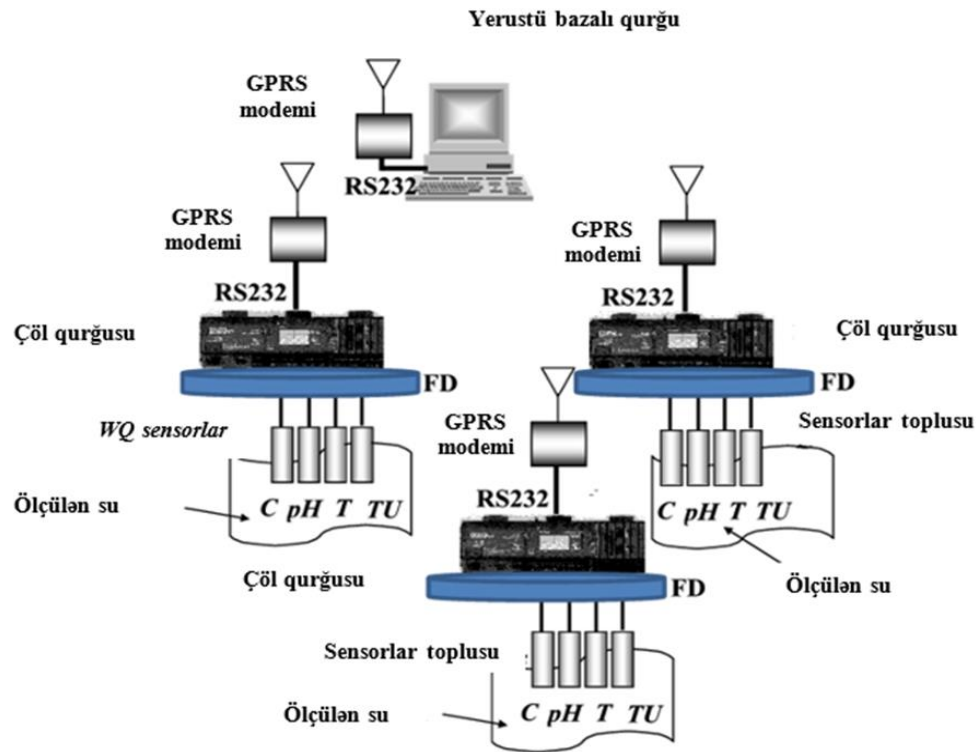
Burada pH göstəriciləri, həll olunmuş oksigenin konsentrasiyası, elektrik keçiriciliyi, xlorofilin və yosunların miqdarı, ammoniyak ionlarının konsentrasiyası kimi parametrlərin ölçülməsi təmin edilmişdir. Bunlara əlavə olaraq ölçmə buyu havanın temperatur və rütubətlik göstəricisinin, küləyin sürətinin, atmosfer təzyiqinin ölçücüsü ilə təchiz edilmişdir. Digər müəlliflərin araşdırmalarında [42] həll olunmuş oksigenin konsentrasiyası, temperatur, pH, elektrik keçiriciliyi, tutqunluq, dərinlik, xlorofilin miqdarı, oksidləşmə-reduksiya potensialı, azotlu və xlorlu birləşmələrin miqdarı kimi parametrlərin ölçülməsinə imkan verən mulnövarametrik ölçücünün hazırlanması və istifadəsi barədə məlumat verilmişdir. Eyni zamanda [146, s.89-100]-da göstərildiyi kimi stasionar və mobil ölçmələrin nəticələri o zaman identik olur ki, mobil motovasıatının hərəkət sürəti 5 km/saatdan çox olmasın.

Digər müəllifdən [120] isə zəif inkişaf etmiş ölkələrdə suyun əsas keyfiyyət göstəricilərinin (temperatur, tutqunluq, pH və həll olunmuş maddələrin ümumi konsentrasiyası) ölçülməsini təmin edən və ucuz başa gələn ölçmə sistemlərindən istifadənin daha aktual olduğunu təklif etmişlər. Belə sistemlərin qiyməti 200 ABŞ dolları təşkil edir və onun struktur sxemi şəkil 1.1.1-də göstərilmişdir.



Şəkil 1.1.1 Suyun keyfiyyətinə nəzarət sisteminin struktur sxemi [120]

Digər mənbə [128, s.1-5] tərəfindən paylanmış strukturlu suyun keyfiyyətinin ölçülməsi üçün funksional sxemi şəkil 1.1.2-də göstərilmiş çoxfunksiyal İÖS-ün işlənilib hazırlanması haqqında məlumat verilmişdir.

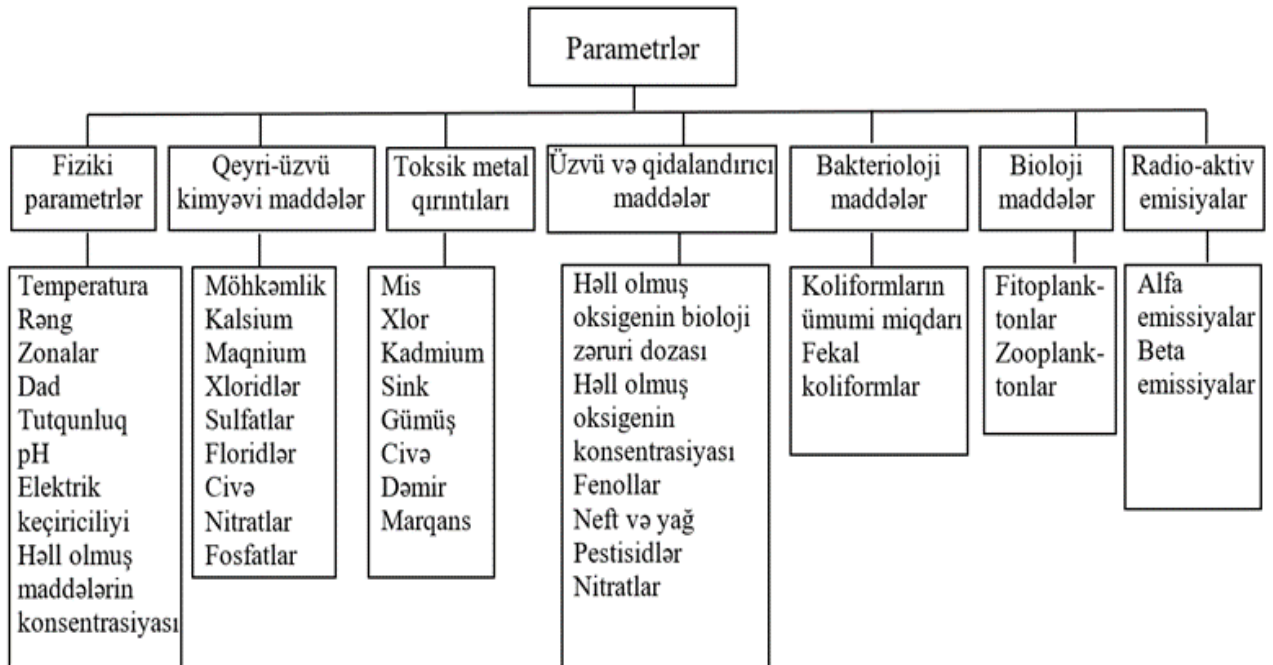


Şəkil 1.1.2 Suyun keyfiyyətinin təyinatı üçün paylanmış sistem struktur sxemi [128, s.1-5]

Bu sistemdə ölçülən parametrlərin sayı istifadə olunan nümunə ölçənin növindən asılıdır. Əgər qeyri-bircins nümunə ölçəndən istifadə olunursa, onda temperaturun, elektrik keçiriciliyinin, tutqunluğun ölçülməsi təmin edilir. Mənbəvarametrik ölçmə rejimində isə əlavə olaraq pH, həll olunmuş oksigen və digər göstəricilər ölçülür.

Suyun keyfiyyətinə nəzarətin texniki sistemləri sırasında monitoring sistemi vacib yer tutur. Suyun vəziyyətinin monitoring sistemi ölçmə sistemlərindən fərqli olaraq hədd qiymətlərindən kənara çıxan hər hansı parametrlərin təyini üçün nəzərdə tutulmuşdur. İndiki dövrdə belə sistemlər adətən avtomatik rejimdə fəaliyyət göstərilir. Nümunə olaraq mənbə [38, s.8311-8335.]-də göstərilirdi kimi suyun keyfiyyətinin monitoringi üçün işlənilmiş avtomatik sistemdə əsas göstərici kimi suyun tutqunluğunun qeyri-felometrik vahidi (NTU) ilə ölçülən göstərici götürülmüşdür. Mənbə [57]-də isə müəlliflər akvatoriya naqilsiz sensorlar şəbəkəsi texnologiyası üzrə

qurulmuş suyun keyfiyyət monitorinqi sisteminin şərhini vermişlər. Göstərdiyi kimi naqilsiz sensorlar şəbəkəsi əlçatmaz zonalarda suyun fiziki və kimyəvi xarakteristikalarının monitorinqinin az əmək və maliyyə sərfi ilə həyata keçirilməsində tam əlverişli hesab edilir (şəkil 1.1.3).



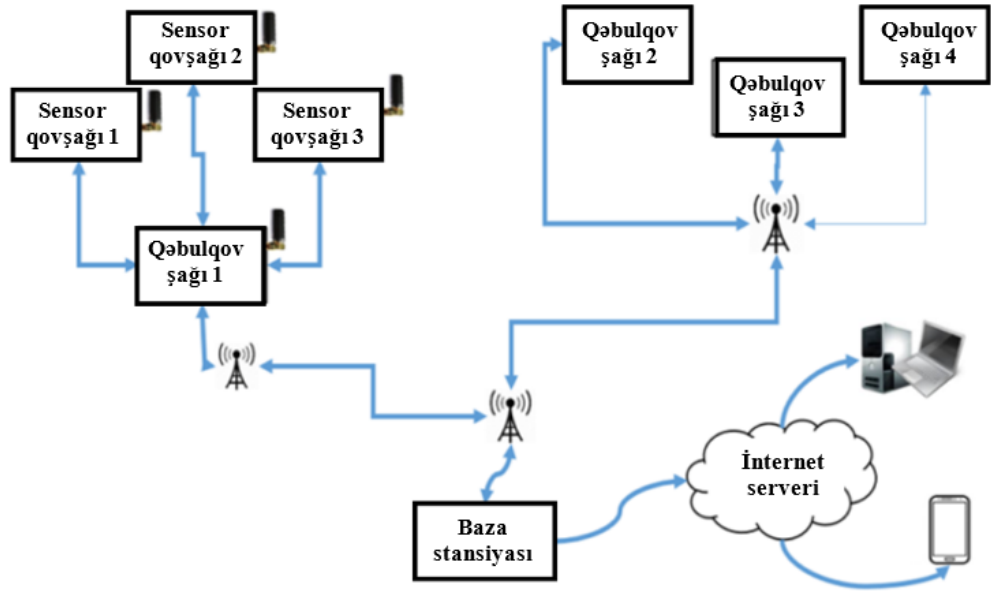
Şəkil 1.1.3 Suyun keyfiyyəti nəzarət üçün monitorinqə cəlb olunan əsas göstəricilər [57]

Belə şəbəkənin fəaliyyət arxitekturası şəkil 1.1.4-də göstərilmişdir. Həmin sistem aşağıdakı funksiyaların yerinə yetirilməsini təmin edir:

1. Verilənlərin toplanması və saxlanması;
2. Verilənlərin paylanması, diaqramların, qrafların və informasiya vərəqlərinin paylanması;
3. Uzunmüddətli ölçmələr zamanı enerjiden istifadənin idarə olunması;
4. Administrasiya ilə interfeysin dəstəklənməsi.

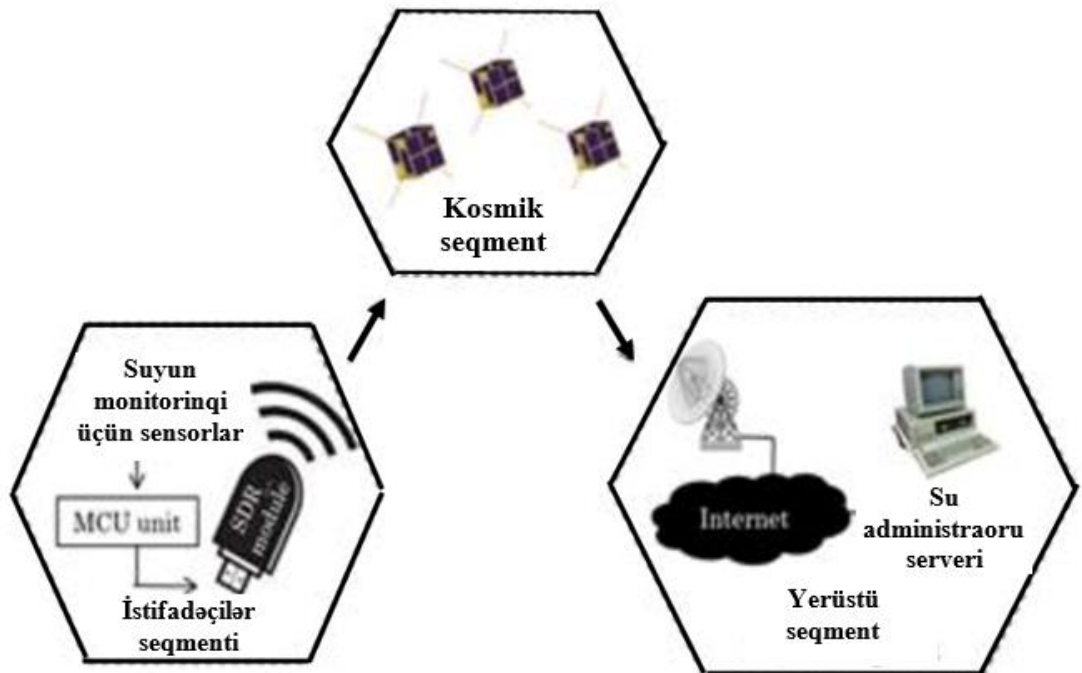
Baxılan sistem ArduinoMega 2560 mikrokontrolleri bazasında yığılmışdır.

Digər müəlliflər 600 km hündürlükdə orbitə çıxarılan 9 nanopeyk bazasında Yaxın Şərq və Şimali Afrika zonasında suyun keyfiyyətinin monitorinq sisteminin qurulması üçün elmi-texniki əsasların işlənməsi barədə məlumat vermişlər [69].



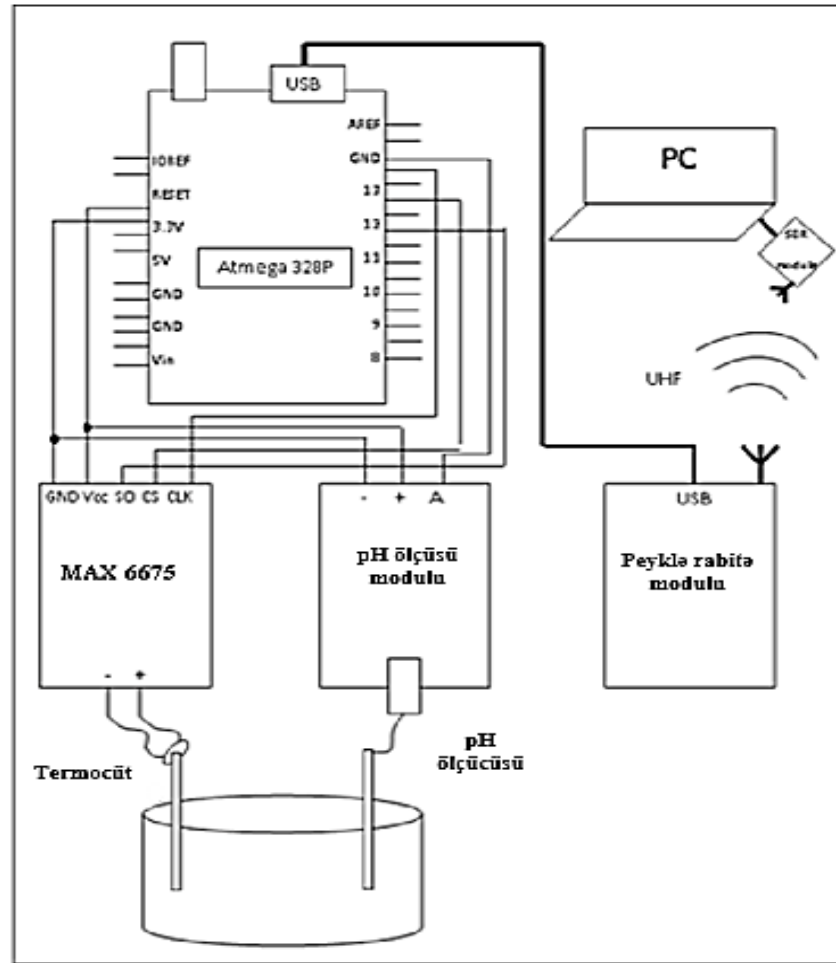
Şəkil 1.1.4. Naqilsiz paylanmış sistem əsasında ölçmə şəbəkəsinin arxitekturası [57]

Həmin sistemin arxitekturası üç seqmentdən ibarətdir: kosmik seqment, yerüstü seqment və istifadəçi seqmenti. Yerüstü seqment suyun əsas fiziki-kimyəvi göstəricilərinin (temperatura, pH və s.) kontakt üsulla ölçülməsini təmin edir (şəkil 1.1.5).



Şəkil 1.1.5 Monitorinqin yerüstü kosmik sisteminin arxitekturası [69]

Kontakt ölçmələrin nəticələri xüsusi rabitə kanalları ilə mikropeykə göndərilir. Bu isə öz növbəsində həmin məlumatları su administratorunun serverinə yönəldir. Yerüstü ölçmə blokunun funksional sxemi şəkil 1.1.6 - da göstərilmişdir.



Şəkil 1.1.6 Yerüstü ölçmə blokunun funksional sxemi [69]

Sistemdə monitoring funksiyaları aşağıdakı kimi yerinə yetirilir:

1. Əgər *pH*-in ölçülmüş qiymətləri 6,5÷7,5 diapazonundan kənara çıxırsa, onda istifadəçi seqmentində qırmızı siqnal lampası yanır;
2. Əgər temperaturun ölçülmüş qiyməti 40⁰C-ni aşarsa, onda həmçinin istifadəçi seqmentində vizual xəbərdarlıq siqnalı formalaşır.

Digər müəlliflər qrupu [107, s.1307-1314] dəniz suyunun vəziyyətinin aşağıdakı üç əsas üsulla həyata keçirilən analogi yerüstü-bort monitoring sisteminin işlənilməsi haqqında məlumat vermişdir.

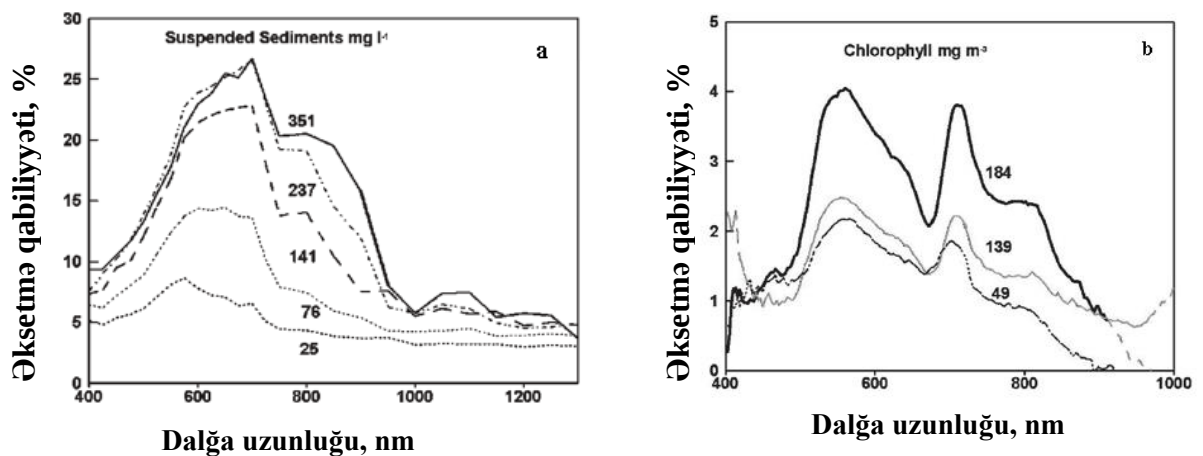
1. Peyk təsvirlərindən, aerofotoqrafik ölçmələrdən və digər vasitələrdən istifadə etməklə temperatur, asılı maddələrin ümumi miqdarı, xlorofil, tutqunluq və s. göstəricilər haqqında məlumatın toplanması.

2. Laborator testləşdirmə üsullarının integrallaşdırılması ilə benzolun konsentrasiyası, azot və fosfor birləşmələrinin miqdarı kimi göstəricilər təyin edilə bilirlər.

3. *A_r*, *Hg* və s. kimi toksini kimyəvi maddələrin onlayn rejimdə monitorinqi həyata keçirilə bilər.

Hal-hazırda suyun keyfiyyətinin distansion monitorinqinin aparılması üçün məsafədən zondlamanın (MZ) spektral üsullarından geniş istifadə olunur. (MZ) üsulların ilə asılı bərk maddələrin ümumi miqdarı, tutqunluq, xlorofilik miqdarı, temperatur və s. kimi göstəricilər ölçülə bilirlər. MZ üsulları həmçinin suyun geniş sinif çirkləndiricilərinin məkan və zaman paylanmasının xarakteri haqqında məlumat toplamağa imkan verir.

MZ vasitələrinin naviqasiyanın texniki sistemləri (GPS) və coğrafi informasiya sistemləri (GIS) ilə integrasiyası su rezervuarlarının çirklənmə vəziyyəti haqqında dəyərli məlumat toplamağa imkan verir. Praktikada adətən suyun çirklənmə səviyyəsini MZ üsulları ilə qiymətləndirmək üçün əsasən su səthinin əksətmə spektrikdən istifadə olunur. Şəkil 1.1.7-də asılı bərk hissəciklərlə və xlorofillə çirklənmiş su səthinin spektral əksətmə əyriləri verilmişdir [136, s.1539-1545].



Şəkil 1.1.7 Çirklənmiş su kütləsinin spektraləksətmə əyriləri:

a) asılı bərk maddələrlə, b) xlorofillə.

Beləliklə, yuxarıda şərh olunanlardan göründüyü kimi müxtəlif su hövzələrində suyun keyfiyyətinə nəzarət və monitoring məsələlərinin həllinin ən vacib istiqaməti yerüstü-bort ölçmə sistemlərinin və komplekslərin yaradılmasından ibarətdir.

Belə komplekslər üç müxtəlif növdə realizə edilə bilər:

1. Ölçmələrin ancaq yerdə aparıldığı yerüstü-bort kompleksləri, kosmik segment ilə belə məlumatların istifadəçilərə ötürülməsi üçün nəzərdə tutulur.

2. Ölçmələrin əsasən MZ üsulları ilə aparıldığı yerüstü-bort kompleksləri, yerüstü segment ilə dəniz test sahələrindən ibarət olmaqla on-line rejimdə kalibrəmə və validasiya üçün nəzərdə tutulur.

3. Yerüstü-bort inteqrallaşmış komplekslərində suyun keyfiyyətinin təyini üçün ölçmələr həm distansion, həm də kontakt üsullarla yerinə yetirilir.

Baxılan halda dissertasiya işində ancaq ikinci və üçüncü istiqamətlər üzrə tədqiqatların nəticələri təqdim olunmuşdur. Lakin qeyd edilməlidir ki, suyun keyfiyyətinin qorunub saxlanması tədbirləri sırasında sübhəsiz ki, onun müxtəlif çirkləndiricilərdən təmizlənməsi xüsusi yer tutur. Klassik olaraq belə tədbirlər su kütləsinin əsasən xlorlaşdırılması və ozonlaşdırılması yolu ilə həyata keçirilir.

Bununla yanaşı son dövrlərdə hava köpükləri seli su səthinin təmizlənməsi [72, s.137-149], həmçinin süzgəcləmə ilə birlikdə ultrabənövşəyi emal [156, s.409-412] kimi bir sıra innovativ üsullar meydana çıxmışdır. Dissertasiyanın sonuncu fəslində suyun təmizlənməsinin ənənəvi və yeni üsulları üzrə tədqiqatların nəticələri şərh olunmuşdur.

1.2. Əksetmə göstəricilərinə görə su hövzələrinin çirklənmə dərəcəsinə nəzarətin yerüstü-bort ölçmə üsulu

Müxtəlif tədqiqatçıların araşdırmalarından [65, s.10-22; 99, s.4814-4822; 129] məlum olur ki, dəniz suyunun çirklənməsinin xarakterizə edən əsas göstərici “a” xlorofilinin miqdarı (Chla), asılı bərk hissəciklər, həmçinin suyun tutqunluğu hesab olunur.

Suyun keyfiyyətinin öyrənilməsində optik spektrik ultrabənövşəyi və görünən

diapazonunun spektrametrik verilənlərindən ayrı-ayrı müəlliflər geniş istifadə etmişlər [44, s.15-18; 65, s.10-22; 86, s.1589-1598; 99, s.4814-4822; 129]. Həmçinin içməli suyun keyfiyyət monitorinqinin aparılmasında müxtəlif datçiklər şəbəkəsindən ibarət avtomatlaşdırılmış sistemlərdən istifadə təcrübəsi məlumdur [132]. Digər tərəfdən belə ölçmələrin aparılmasında öz konstruksiyasına və xarakteristikalarına görə müxtəlif datçiklərdən istifadə sübhəsiz ki, sistemin etibarlılığını azaldır, həmçinin siqnalların emalı proseduralarında müəyyən çətinliklər yaradır. Belə vəziyyətdən çıxmaq üçün sübhəsiz ki, suda çirkləndirici maddələrin olması və səviyyəsi barədə signal verən hər hansı ekstremal göstəricinin formalaşdırılması və bunun əsasında ekstremal monitorinq sisteminin yaradılması məqsədəuyğun olardı.

Bununla əlaqədar bəzi müəlliflər ətraflı tədqiqatlar [99, s.4814-4822] aparmış, maraqlı təkliflər vermişlər. Həmin mənbədə aparılmış araşdırmalar göstərir ki, müxtəlif çirkləndiricilərin göstəriciləri ilə onların spektral əksetməsi arasındakı korrelyasiya əmsalı dalğa uzunluğundan asılı olaraq dəyişir və bu dəyişkənlik hər bir çirkləndirici üçün spesifik xüsusiyyətə malikdir. Cədvəl 1.2.1-də çirkləndiricilərin kəmiyyət göstəricilərin kəmiyyət göstəriciləri ilə onların spektral əksetmə əmsalı arasındakı korrelyasiya əmsalının (r) maksimum qiymət aldığı dalğa uzunluqları göstərilmişdir.

Cədvəl 1.2.1

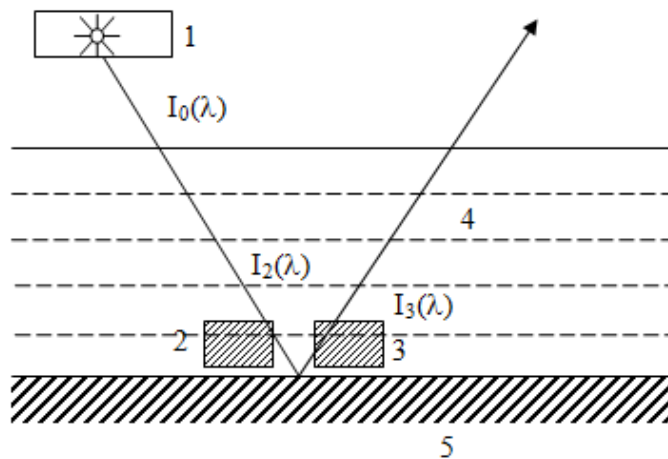
Çirkləndiricilərin kəmiyyət göstəriciləri ilə spektral əksetmə əmsalı arasındakı korrelyasiya əmsalının maksimum qiymət aldığı dalğa uzunluqları

Göstəricilər	Chl a		TSS		Bulanıqlıq	
Dalğa uzunluğu	713 nm	745 nm	489 nm	819 nm	719 nm	0,79 nm
R	0,73	0,72	0,71	0,73	0,77	0,79

Məsələnin bu cür həllinin əsas çatışmazlığı ondan ibarətdir ki, suyun çirklənmə səviyyəsinin müəyyənləşdirilməsi üçün hər bir çirkləndiricinin kəmiyyət göstəricisi ilə onun spektral əksetmə xarakteristikası arasında müəyyən dalğa uzunluğunda korreksiya əmsalı hesablanmalıdır ki, bu da müəyyən çətinliklər qarşıya çıxarır, vaxt itkisinə səbəb olur.

Bunlar nəzərə alınmaqla baxılan bölmədə müxtəlif dalğa uzunluqlarında suyun ümumi çirklənməsinin kəmiyyət göstəricilərinin qiymətlərini öz yaddaşında saxlayan vahid hesablama sistemi vasitəsilə çirkləndiricilərin konsepsiyasının ekstremal təyini üsulu təklif edilir [16, s. 26-29; 22, s. 46-48].

Göstərdiyi kimi təklif olunan üsulda suyun çirklənmə dərəcəsi tədqiq olunan su hovuzunun ümumi spektral əksətməsi əsasında təyin edilir ki, bu prosesin həndəsi şərhı şəkil 1.2.1-də verilmişdir.



Şəkil 1.2.1 Su hövzəsinin ümumi spektral əksətmə xassəsinin ölçülməsi prosesinin fiziki-həndəsi şərhı:

1. Işıq mənbəyi; 2. Su səthinə düzünə düşən işıq selinin ölçücüsü; 3. Su səthindən bilavasitə əks olunan işıq selinin ölçücüsü; 4. Aerosol; 5. Su tutumu.

Işıq selinin 2 ölçücüsünün çıxışındakı siqnalı aşağıdakı kimi təyin edək:

$$I_2(\lambda) = I_0(\lambda) \cdot e^{-\tau(\lambda)m}, \quad (1.2.1)$$

burada $I_0(\lambda)$ – bortundakı 1 işıq mənbəyi quraşdırılmış daşıyıcı səviyyəsində işıq seli; $\tau(\lambda)$ – atmosfer aerosolunun optik qalınlığı (sonradan λ dalğa uzunluğunda qaz udmalarının olmadığı qəbul edilir); m – optik hava kütləsidir.

3 ölçücüsünün çıxışındakı siqnalı

$$I_3(\lambda) = \alpha(\lambda) \cdot I_0(\lambda) \cdot e^{-\tau(\lambda)m} \quad (1.2.2)$$

kimi təyin edək.

Burada $\alpha(\lambda)$ –suyun albedosu və ya çirklənmə göstəricisidir.

(1.2.2) ifadəsindən alınır:

$$e^{-\tau(\lambda)m} = \frac{I_3(\lambda)}{\alpha(\lambda) \cdot I_0(\lambda)}. \quad (1.2.3)$$

(1.2.3) ifadəsini λ -ya görə diferensiallasaq:

$$-e^{-\tau(\lambda)m} \cdot \left(\frac{d\tau(\lambda)}{d\lambda} \right) \cdot m = \frac{d\left(\frac{I_3(\lambda)}{\alpha(\lambda) \cdot I_0(\lambda)} \right)}{d\lambda} \quad (1.2.4)$$

alarıq.

(1.2.3) və (1.2.4) ifadələrinin sağ və sol tərəflərini bir-birindən çıxsaq taparıq.

$$e^{-\tau(\lambda)m} \left[1 + \frac{d[\tau(\lambda)] \cdot m}{d\lambda} \right] = \frac{I_3(\lambda)}{\alpha(\lambda) \cdot I_0(\lambda)} - \frac{d\left[\frac{I_3(\lambda)}{\alpha(\lambda) \cdot I_0(\lambda)} \right]}{d\lambda}. \quad (1.2.5)$$

Məlum Anqstrem düsturuna [26, 178 c.] əsasən atmosfer aerosolunun optik qalınlığı

$$\tau(\lambda) = \beta \cdot \lambda^{-\gamma}, \quad (1.2.6)$$

burada β –atmosferin aerosol tutqunluğu; γ –Anqstrem göstəricisidir.

(1.2.5) və (1.2.6) ifadələri nəzərə alınmaqla (1.2.5)-in sağ tərəfini $A(\lambda)$ ilə işarə etməklə alarıq

$$A(\lambda) = e^{-\beta(\lambda)^{-\gamma}m} \cdot [1 - \gamma \cdot \beta \cdot \lambda^{-(\gamma+1)} m] \quad (1.2.7)$$

(1.2.7) ifadəsinin λ -ya görə ekstremumunu araşdırsaq, alarıq:

$$\begin{aligned} \frac{dA(\lambda)}{d\lambda} &= \beta \cdot \lambda^{-(\gamma+1)} \cdot m \cdot \gamma \cdot e^{-\beta(\lambda)^{-\gamma}m} [1 - \gamma \cdot \beta \cdot \lambda^{-(\gamma+1)} m] + \\ &+ \gamma \cdot \beta \cdot \lambda^{-(\gamma+2)} \cdot m(\gamma + 1) \cdot e^{-\beta(\lambda)^{-\gamma}m} \end{aligned} \quad (1.2.8)$$

(1.2.8) ifadəsini sıfıra bərabər etsək, alırıq:

$$\gamma\beta \cdot \lambda^{(\gamma+1)} \cdot m = \lambda^{-1} \cdot (\gamma + 1) + 1 \quad (1.2.9)$$

$\gamma=1$ olduqda (1.2.9) ifadəsindən aşağıdakı kradrat tənliyi alırıq:

$$\lambda^{-2} + 2\lambda - \beta m = 0 \quad (1.2.10)$$

(1.2.10) tənliyinin λ - ya görə həlli

$$\lambda = -0.5 + \sqrt{0.25 + \beta m} \quad (1.2.11)$$

kimi alınır və bu həll daxilində (1.2.7) ifadəsi özünün minimum qiymətini alır.

Bununla da (1.2.7) ifadəsinin göstərilən ekstremallıq xassəsi əsasında su hovuzlarının ümumi çirklənməsinin aşağıdakı yerüstü-bort üsulunu təklif etmək olar.

1. $\alpha(\lambda)$ ölçmələrinin aparılması üçün (1.2.11) düsturu əsasında dalğa uzunluğu hesablanır.

2. $I_3(\lambda)$, $I_0(\lambda)$, β , γ , m parametrlərinin verilmiş və ya ölçülmüş qiymətləri üçün (1.2.2) ifadəsi əsasında $\alpha(\lambda)$ -nın qiyməti

$$\alpha(\lambda) = \frac{I_3(\lambda)}{I_0(\lambda)} e^{-\tau(\lambda)m} \quad (1.2.12)$$

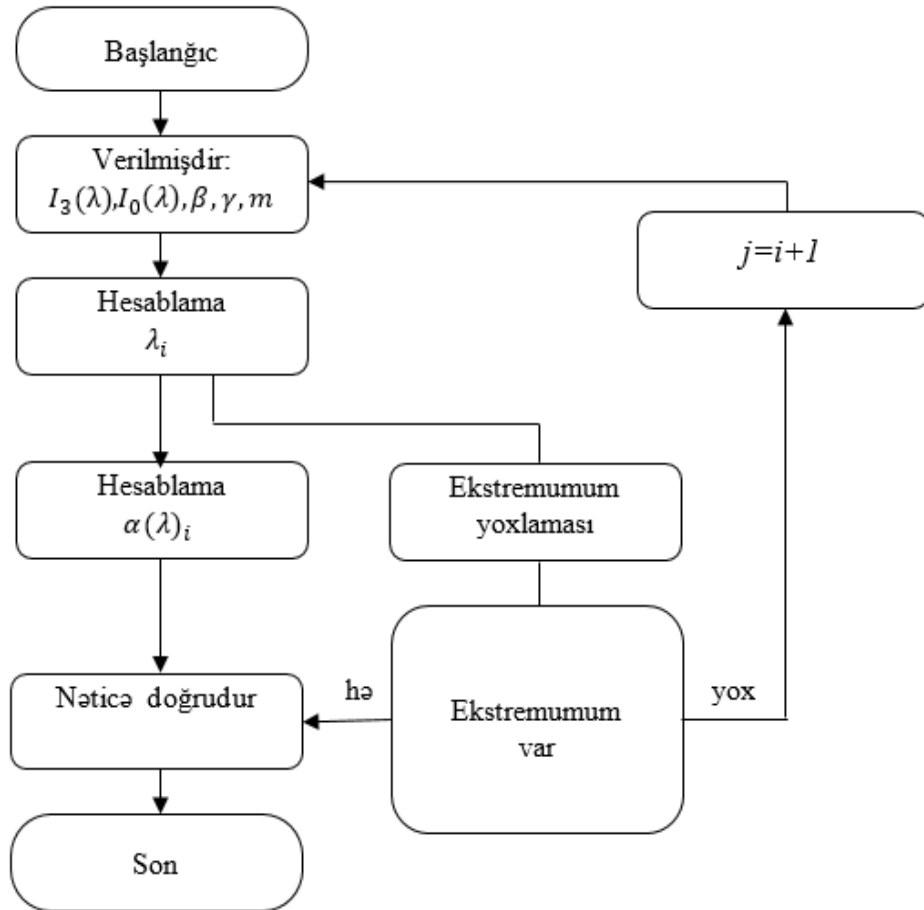
3. (1.2.12) düsturu bazasında ölçmə nəticələri o vaxt yəqin hesab edilir ki, λ -nın hesablanmış qiymətində (1.2.5) ifadəsinin sol və sağ tərəfləri minimum qiymət almış olsun.

Təklif olunan üsulun realizə alqoritminin blok-sxemi şəkil 1.2.2-də göstərilmişdir.

Beləliklə də çirklənmənin təklif edilən ümumi göstəricisinin təyini üsulu hesablama nəticələrinin yoxlanması üçün nəzarət əlamətinin sınaqdan keçirilməsinə imkan verir. Bu halda yoxlamanın nəzarət əlaməti dualdır, başqa sözlə nəzarət (1.2.5) bərabərliyinin həm sağ tərəfi, həm də sol tərəfli ifadələri üzrə həyata keçirilə bilər.

Bununla da suyun ümumi çirklənmə göstəricisi qismində onun spektral əksətmə xassəsi göstərilməklə ümumi çirklənmənin təyini üsulu və müvafiq realizə alqoritm

təklif edilmişdir. Göstərilmişdir ki, məlum Buqer-Ber ifadəsi bazasında əksetmə göstəricisinin hesablanmış qiymətinin doğruluğu ancaq o vaxt əlavə nəzarət əlaməti əsasında yoxlanıla bilər ki, əksetmə göstəricisi xüsusi hesablanmış dalğa uzunluğunda axtarılsın və bu halda hesablamaların doğruluğunun dual göstəricisi özünün minimal qiymətinə çatmış olsun.



Şəkil 1.2.2. Su hovuzlarının ümumi çirklənməsinin təyininin yerüstü-bort üsulunun realizə alqoritminin blok-sxemi

1.3. Dəniz suyunda “a” xlorofilinin konsentrasiyasının təyində geniş diapazonlu yerüstü-bort spektral ölçmə üsulu

Dəniz suyunun çirklənmə səviyyəsinin tədqiqinin ən geniş yayılmış üsullarından biri dəniz səthinin rənginə nəzarət etməkdən ibarətdir. Ancaq son bir neçə onilliklərdə fitoplanktonların dəniz suyunun rənginə təsirinin qiymətləndirilməsi istiqamətində tədqiqatlar aparılır [130, s.2855]. Məlumdur ki, “a” xlorofili fitoplanktonların əsas fotosintetik pigmenti kimi spektrik göy və qırmızı oblastlarında yaşılı oblasta nəzərən

daha böyük udma qabiliyyətinə malikdir [130, s.2855; 96, s.24937-24953]. Fitoplankton adlanan mikroskopik dəniz bitkiləri optik radiasiyanı dəniz suyunun çirklənmə səviyyəsinin qiymətləndirilməsi sisteminə çevirməyə imkan verir, dəniz suyunda fitoplankton nə qədər çox olarsa, suyun rəngi də o qədər yaşıl görünür.

Dəniz suyunun çirklənmə səviyyəsi həm distansion usullarla, həm də dəniz suyundan nümunə götürməklə spektrofotometrlər vasitəsilə laboratoriya şəraitində tədqiq olunur. Bu halda 438 nm, 550 nm və 675 nm dalğa uzunluqları daha informativ hesab olunur [95]. Bu zaman həm udulma (absorbance), həm də əksətmə (reflectance) kimi optik göstəricilər tədqiq olunur. Bununla yanaşı dəniz suyunun distansion usullarla tədqiqində müxtəlif çoxdalğalı indekslər, o cümlədən daha çox tanınmış *NDVI* (normallaşdırılmış diferensial vegetasiya indeksi) geniş istifadə olunur. Bu üsullardan hər birisi özünün üstünlüyünə və çatışmayan cəhətinə malikdir. Belə ki, modifikasiya olunmuş *NDVI_{mod}* indeksinin qiymətləndirilməsi ilə bort ölçmə üsulu onun qiyməti-0,07-dən böyük olduqda doyma xüsusiyyətinə malikdir [76], laborator spektrofotometrik üsulları isə kifayət qədər əmək və maliyyə sərfi tələb edir.

Baxılan bölmədə yuxarıda sadalanan üsulların üstün cəhətlərini nəzərə almaqla dəniz suyunun “a” xlorofilinik konsentrasiyasının təyin üçün birgə yerüstü-bort spektral üsulu təklif edilmiş, onun optimallaşdırılması imkanlarına baxılmışdır.

[130, s.2855]-da göstərildiyi kimi xlorofilin absorbsiya əmsalının spektrometrik ölçülməsi üçün spektrin göy zonasına uyğun olan 433-453 nm spektral intervalından istifadə daha məqsəduyğun hesab olunur. Eyni zamanda xlorofilin konsentrasiyasının ölçülməsi üçün spektrin yaşıl zonasına uyğun olan 510-530 nm dalğa uzunluğu intervalından istifadə təklif olunur. Bununla yanaşı digər müəlliflər [76] suda xlorofilin miqdarının tədqiqi üçün daha yeni göstərici aşağıdakı kimi təyin olunan *NDVI_{mod}* kəsr-xətti kombinasiyasını təklif etmişlər:

$$NDVI_{mod} = \frac{NIR - B}{NIR + B}, \quad (1.3.1)$$

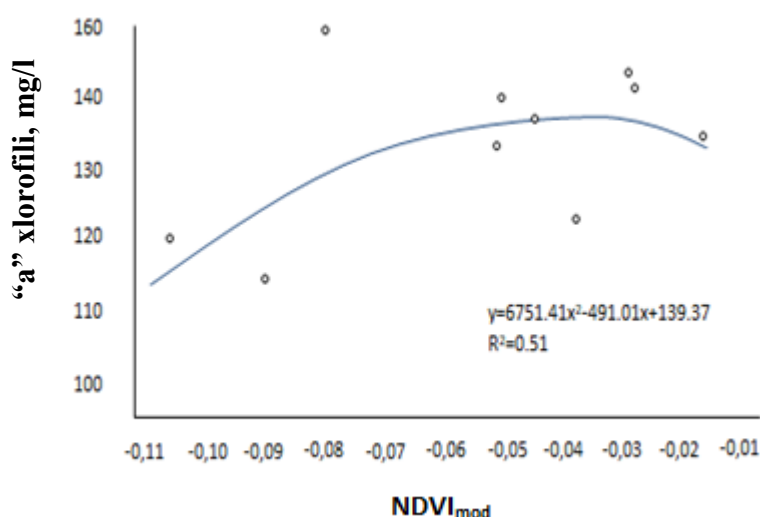
burada *NIR* – yaxın infraqırmızı diapazonda əks olunan siqnal; *B* – spektrin göy diapazonunda əks olunan siqnaldır.

Həmin mənbədə [76] suda “a” xlorofilinin konsentrasiyası ilə $NDVI_{mod}$ göstəricisi arasındakı korrelyasiya modeli aşağıdakı kimi təklif edilmişdir:

$$Chla(mkg/l) = 139.37 - 491.01(NDVI_{mod}) - 6751.41(NDVI_{mod}^2) \quad (1.3.2)$$

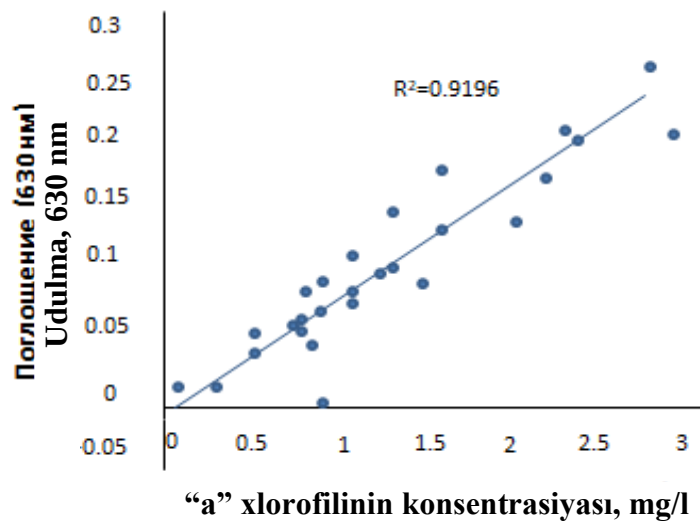
Həmin korrelyasiya asılılığının həndəsi şərhı şəkil 1.3.1-də təqdim edilmişdir:

Dəniz suyunda “a” xlorofilinin konsentrasiyasının təyini üçün təklif olunmuş yerüstü-bort spektrometrik üsulunun yerüstü bölməsinə baxaq. Bunun üçün digər müəlliflər tərəfindən udulma və əksetmə parametrlərinin suda spektralmetrik ölçülməsi yolu ilə Chl_a -nın konsentrasiyasının təyini üzrə aparılmış tədqiqatlar əsas götürülmüşdür [95].

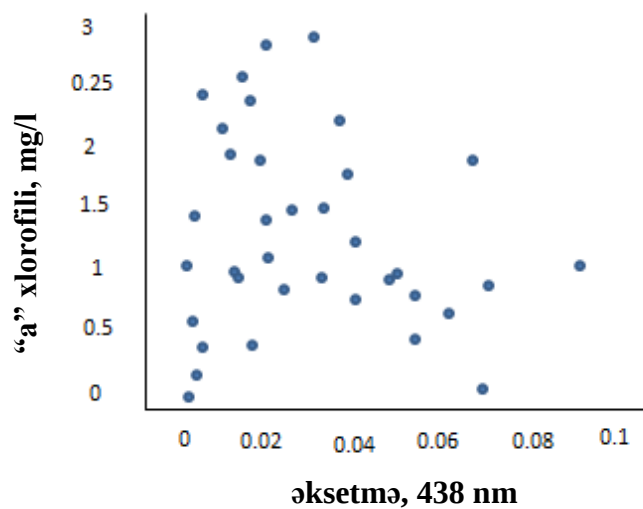


Şəkil 1.3.1 Chl_a -nın konsentrasiyası ilə $NDVI_{mod}$ göstəricisinin ölçülmüş qiymətləri arasındakı korrelyasiya asılılığının həndəsi şərhı

Şəkil 1.3.2-də 630 nm dalğa uzunluğunda alınmış xlorofilin konsentrasiyası ilə udulma xassəsi arasındakı asılılıq göstərilmişdir. Şəkil 1.3.3-də isə 438 nm dalğa uzunluğunda Chl_a -nın konsentrasiyası ilə əksetmə göstəricisi arasındakı asılılıq əyani təqdim edilmişdir.



Şəkil 1.3.2 Chl_a -nın konsentrasiyası ilə udulma göstəricisi arasındakı 630 nm dalğa uzunluğunda korrelyasiya asılılığı [95]

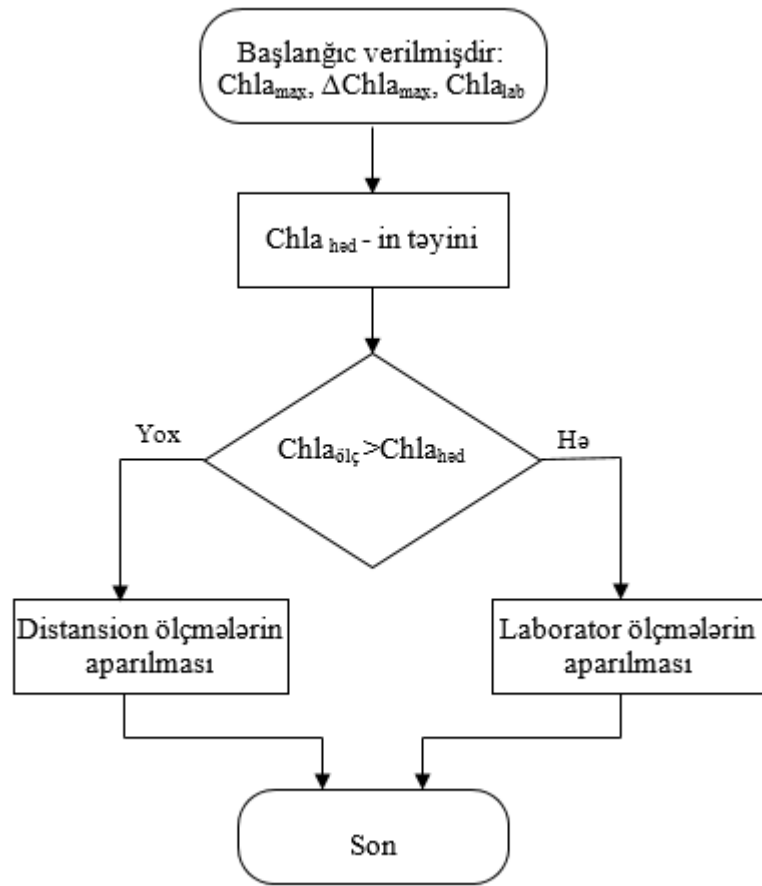


Şəkil 1.3.3 Əksətmə göstəricisi ilə Chl_a - nın konsentrasiyası arasındakı 438 nm dalğa uzunluğunda korrelyasiya asılılığı [95]

Bununla da dəniz suyunda "a" xlorofillinin konsentrasiyasının yerüstü-bort spektral təyini üsulunun təklif olunan ümumiləşmiş alqoritmi aşağıdakı kimidir:

- Üsulun optimallaşdırılması kriteriyasının seçilməsi: ΔChl_{aD3} ; $\Delta Chl_{a_{lab}}$; $Chl_{a_{max}}$.
- Bort ölçmələrinin aparılması üçün $Chl_{a_{həd}}$ hədd qiymətinin təyini;
- Bort ölçmələrinin aparılması;
- Laborator ölçmələrin aparılması.

Təklif olunan üsulların alqoritmik strukturu şəkil 1.3.4-də təqdim edilmişdir.



Şəkil 1.3.4 Chl_a - nın yerüstü-bort ölçmə üsulunun təklif olunan alqoritminin strukturu

Chl_a -nın konsentrasiyasının hədd qiymətinin optimal seçilməsi məsələsinə baxaq. Hədd qiymətinin optimal seçilməsi üçün aşağıdakı kriteriyalar əsas götürülür:

- sanitar normativlərə uyğun olaraq hədd qiymətinin seçilməsi;
- aparılan ölçmələrin ümumi entropiyasının maksimumuma nail olunması kriteriyası;
- iki növ aparılan ölçmələrin entropiyasının bərabər olması kriteriyası.

Birinci kriteriyadan fərqli olaraq ikinci və üçüncü kriteriyalar kompleksin səmərəli işləməsi tələblərinə söykənir. Sonuncu iki kriteriya üzrə Chl_a -nın hədd qiymətinin seçilməsinin optimallaşdırılması prosedurlarına daha ətraflı baxaq.

İkinci kriteriya üzrə $Chl_{a,opt}$ - in təyininə baxsaq, Chl_a - nın qeyri-müəyyənliyini distansion ölçmələrin aparılması zamanı:

$$\Delta Chl_{MZ} = [Chl_a(NDVI_{mod})]_{\varphi} \zeta_{NDVI_{mod}}, \quad (1.3.3)$$

kimi təyin edək.

Burada ΔChl_{MZ} - kəmiyyəti $NDVI_{mod}$ kəmiyyətinin qeyri-müəyyənliyi səbəbindən Chl_a - nın təyininin qeyri-müəyyənliyidir.

$Chl_a'(NDVI_{mod})$ – ifadəsi (1.3.2) funksional asılılığının törəməsidir və aşağıdakı kimi təyin olunur:

$$Chl_a'(NDVI_{mod})_{cp} = \frac{d[Chl_a(NDVI_{mod})]}{d(NDVI_{mod})}, \quad (1.3.4)$$

$\zeta_{NDVI_{mod}}$ – işarələməsi $NDVI_{mod}$ qiymətlərinin orta kvadratik meylətməsini göstərir.

Chl_a - nın məsafədən zondlama ölçmələrinin entropiyasını aşağıdakı kimi təyin edək:

$$Ent_{MZ} = \log_2 \left(\frac{Chl_{a.hed}}{\Delta Chl_{MZ}} \right), \quad (1.3.5)$$

burada ΔChl_{MZ} – distansion ölçüsünün kvant kəmiyyətidir.

$Chl_{a,lab}$ - nın laborator ölçmələrinin entropiyasını

$$Ent_{lab} = \log_2 \left(\frac{Chl_{a,max} - Chl_{a.hed}}{\Delta Chl_{a,lab}} \right), \quad (1.3.6)$$

kimi təyin edək.

Ent_{lab} və Ent_{MZ} ümumiinin F_1 kriteriyasını aşağıdakı kimi yazmaq:

$$F_1 = \left(\frac{Chl_{a.hed}}{\Delta Chl_{MZ}} \right) \cdot \left(\frac{Chl_{a,max} - Chl_{a.hed}}{\Delta Chl_{a,lab}} \right) \rightarrow \max \quad (1.3.7)$$

Chl_{hed} - ə görə F -in maksimumunu axtarmaq, alırıq:

$$Chl_{a.hed,opt} = \frac{Chl_{a,max}}{2} \quad (1.3.8)$$

Bununla da (1.3.8) həlli daxilində (1.3.7) kriteriyası özünün maksimumuna çatır.

(1.3.8) göründüyü kimi $Chl_{a,həd,opt}$ qiyməti $\Delta Chl_{a,lab}$ və ΔChl_{MZ} kəmiyyətlərindən asılı deyil.

İndi də entropiyaların bərabərliyi kriteriyası üzrə $Chl_{a,həd}$ optimal kəmiyyətinin təyini proseduruna baxaq. (1.3.5) və (1.3.6) ifadələrinə uyğun olaraq bu kriteriya riyazi olaraq aşağıdakı kimi ifadə olunur:

$$\frac{Chl_{a,həd}}{\Delta Chl_{MZ}} = \frac{Chl_{\max} - Chl_{həd}}{\Delta Chl_{a,lab}}. \quad (1.3.9)$$

(1.3.9) ifadəsindən alarıq:

$$Chl_{həd,opt} = \frac{Chl_{\max}}{1 + \frac{\Delta Chl_{a,lab}}{\Delta Chl_{MZ}}}. \quad (1.3.10)$$

(1.3.10) ifadəsindən göründüyü kimi $\frac{\Delta Chl_{a,lab}}{\Delta Chl_{MZ}}$ nisbəti nə qədər böyük olarsa,

$Chl_{həd,opt}$ qiymətinin o qədər kiçik olduğunu gözləmək olar.

Bununla da (1.3.8) və (1.3.10) ifadələri müxtəlif kriteriyalar üzrə $Chl_{həd,opt}$ optimal qiymətlərini təyin etməyə imkan verir ki, bu da müxtəlif su tutumlarının çirklənmə səviyyəsinin tədqiqi üçün geniş diapazonlu yerüstü-bort komplekslərinin qurulması üçün zəruridir.

Aparılmış tədqiqatlar çərçivəsində dəniz suyunun “a” xlorofili ilə çirklənmə dərəcəsini qiymətləndirmək üçün geniş diapazonlu ölçmə sisteminin qurulmasının ümumi konsepsiyası işlənib hazırlanmışdır. Kompleksin işinin ümumi prinsipi ondan ibarətdir ki, çirklənmə səviyyəsi müəyyən hədd qiymətini aşan yerlər məsafədən təyin olunur. Hədd qiyməti həm sanitar normalara görə, həm də kompleksin səmərəli işinə nail olunması tələblərinə görə müəyyənləşdirilə bilər. Bu halda distansion ölçmə nəticələrinin doyması səbəbindən yerüstü-laborator ölçmə üsullarına keçmək tələb olunur. Təklif olunan üsulun elmi yeniliyi ondan ibarətdir ki, yerüstü-laborator ölçmə

rejiminə keçmək üçün ölçülən göstəricinin hədd qiymətinin təyini üçün səliss tövsiyyələrin verilməsi həyata keçirilir.

Baxılan üsulun praktiki əhəmiyyəti “a” xlorofilinin ölçülməsi diapazonunun genişlənməsi ilə izah olunur. Baxılan istiqamətdə həyata keçirilən sonrakı işlərdə bütün kompleksin səmərəliliyinin qiymətləndirilməsi üçün yeni kriteriyaların işlənilməsi mümkündür.

1.4. Peyk verilənlərinin nisbi spektral indeksləri əsasında su hövzələrində çirkləndiricilərin kəmiyyətcə qiymətləndirilməsi

Su insan sivilizasiyasının formalaşmasına təsir edən, qlobal ekosistemdə həyatın mövcudluğunu qoruyub saxlayan vacib faktordur. Yer kürəsinin əhalisinin sayı ildən-ildə artdıqca və son illərdə iqlim dəyişiklikləri müşahidə edildikcə, gözlənilən ərzaq problemi daha ciddi xarakter aldıqca, bu sirada su ehtiyatlarının idarə edilməsi, onlardan səmərəli istifadə edilməsi zərurəti bütün bəşəriyyət qarşısında vacib məsələ kimi durur. Bu istiqamətdə aparılan menecmentik səmərəliliyinin təmin edilməsinə ancaq bütün mümkün texniki vasitələrdən istifadə etməklə su ehtiyatlarının davamlı monitorinqinin təşkili ilə nail olunar. Su ehtiyatlarının vəziyyətinin öyrənilməsi monitorinqi üçün sübhəsiz ki, məsafədən zondlama peykləri ən əlverişli texniki vasitə hesab olunur [122, s.1759-1769]. Belə hesab edirik ki, su obyektlərinin peyk monitorinqinin əsas məsələlərini aşağıdakı kimi təsnifatlaşdırmaq olar:

- su obyektlərinin aşkarlanması və ehtiyatların qiymətləndirilməsi;
- aşkar edilmiş obyektlər üzrə suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsi;
- həyata keçirilən monitorinq üsullarının informativliyinin qiymətləndirilməsi və alınmış nəticələrin doğruluğunun yoxlanılması.

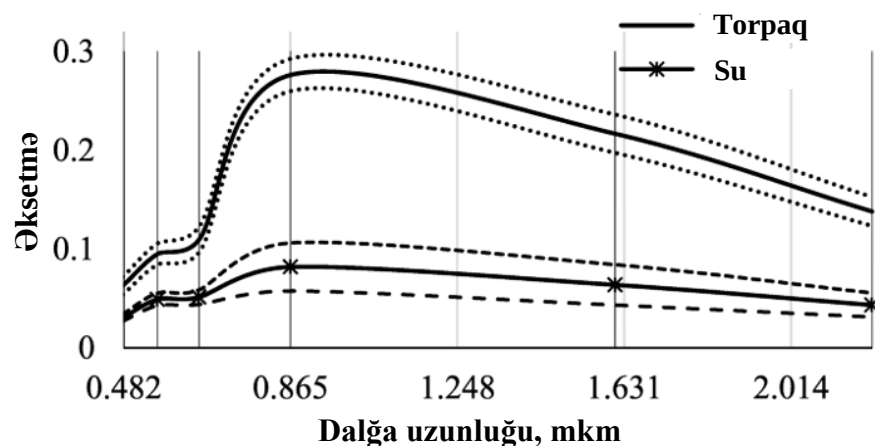
Baxılan halda peyk məlumatlarından istifadə etməklə su obyektlərinin aşkarlanması və vəziyyətinin qiymətləndirilməsi üzrə yerinə yetirilmiş işlərin müasir vəziyyətinin qısa icmal verilmişdir [17, s.38-43].

Peyk spektrometrləri vasitəsilə su obyektlərinin aşkar edilməsində aşağıdakı

üsullardan istifadə oluna bilər:

- peyk təsvirlərinin təsnifatı üsulları;
- xətti ayrılma üsulları;
- biroxlu hədd məhdudiyyəti üsulu;
- su indekslərindən istifadə üsulu [59, s.672-681; 78, s.2139-2144; 79, s.1469-1474; 93, s.1307-1317].

Mənbə [122, s.1759-1769]-də qeyd edildiyi kimi xətti ayrılma və təsvirlərin təsnifatı üsulları əsasən mütəxəssislərin ekspert səviyyəsindən asılıdır və böyük həcmdə hesablamalar tələb edir. Biroxlu hədd məhdudiyyəti üsulu məhdud həcmdə informasiyaya əsaslandığından, onların həqiqiliyi bir qədər zəif olur. Su ehtiyatlarının peyk əlumatları əsasında aşkarlanmasının ən dəqiq və informativ üsullarından birisi su indeksləri üsuludur [59, s.672-681]. Normallaşdırılmış diferensial su indeksi (*NDWI*) ilk dəfə olaraq Landsat TM verilməsinin yaşıl və yaxın infraqırmızı (İQ) diapazonları bazasında təklif edilmişdir [79, s.1469-1474]. Digər müəlliflər tərəfindən [111, s.1425-1432] modifikasiya olunmuş normallaşdırılmış diferensial indeks (*NDWI*) Landsat TM peykinin yaşıl *SWIR* kanalları bazasında təklif edilmişdir. Sonralar Landsat-8 peykində quraşdırılmış *OLI* spektrometrinin meydana çıxması ilə əladədar bu və digər su indeksləri daha geniş tətbiq olunmağa başlamışdır [92, s.794-817; 101, s.13763-13777; 114, 117]. Nümunə kimi [117] işində təklif edilmiş birkanallı hədd üsulunu göstərmək olar ki, bu da torpağın və suyun spektral əksətməsinin müqayisəsinə əsaslanmışdır (şəkil 1.4.1).



Şəkil 1.4.1 Torpaq və suyun spektral əksətməsi

(Nöqtə və senq xətlərlə 95 %-li yəqinlik intervalı göstərilmişdir) [117].

Şəkildə göstərilmiş əksetmə spektrlərindən göründüyü kimi su torpağa nəzərən yaxın *İQ* və *SWIR* diapazonlarda daha çox enerji udur. 0,482÷0,865 *mkm* dalğa uzunluğu diapazonunda iki əyri arasındakı fərq artır, sonra isə azalır.

Beləliklə, yaxın *İQ* diapazona uyğun olan 5-ci kanal su hövzələrinin sərhəddinin müəyyənləşdirilməsi üçün seçilə bilər.

Su tutumlarının çirklənmə səviyyəsini xarakterizə edən aşağıdakı göstəriciləri göstərmək olar:

- suda xlorofilin miqdarı (*Chl*);
- suda fosforun konsentrasiyası (*TP*);
- suda bioloji tələb olunan oksigenin miqdar kəmiyyəti (*BOD*);
- suda bərk maddələrin konsentrasiyası;
- suyun bulanıqlığı;
- suda həll olunmuş oksigenin miqdarı.

Yuxarıda sadalanan göstəricilərin qiymətləndirilməsi üçün tətbiq olunan spektral indekslərə nəzər salaq.

Bəzi araşdırmalarda [126] göstərildiyi kimi sudan xlorofil fitoplanktonların miqdarını daha doğrusu suyun keyfiyyətinin keyfiyyət göstəricisidir. Dəniz suyunun rəngi əsasən sudan xlorofilik miqdarı ilə təyin edilir. Bu halda məsafədən zondlama üsullarından, o cümlədən *OLI* (Landsat 8) və *MSI* (Sentinel-2) cihazının ölçmə verilənlərindən geniş istifadə olunur. Məsələnin həlli üçün *Chl*-in konsentrasiyasının təyininə iki alqoritmdən istifadə olunur:

- spektrometrik 2 kanalının verilənlərdən istifadə edilən OC-2 alqoritm;
- spektrometrik 3 kanalının verilənlərdən istifadə edilən OC-3 alqoritm.

OC-2 alqoritmının realizə edilməsi üçün empirik düstur aşağıdakı kimidir [126]:

$$C = 10^{(a_0 + a_1 \cdot R + a_2 \cdot R^2 + a_3 \cdot R^3)} + a_4.$$

C – sudakı xlorofilin konsentrasiyası;

$R = \log \left(\frac{R(490)}{R(555)} \right)$ göstərilən dalğa uzunluğunda spektral əksətmənin nisbətinin loqarifmi;

$$a_1 = 0.341; a_2 = -3.0010; a_3 = 2.811; a_4 = -2.041; a_5 = 0.0400;$$

$R(\lambda)$ – spektrometrik λ dalğa uzunluğunda əksətmə signalının kəmiyyət göstəricisidir.

OC-3 alqoritminin realizə edilməsi üçün empirik düstur aşağıdakı kimidir:

$$C = 10^{(a_0 + a_1 \cdot R + a_2 \cdot R^2 + a_3 \cdot R^3 + a_4 \cdot R^4)},$$

$$R = \log \left(\frac{R(443) > R(488)}{R(555)} \right)$$

$$a_1 = 0.283; a_2 = -2.753; a_3 = 1.457; a_4 = -0.659; a_5 = -1.403.$$

Axırıncı düsturda $\frac{R(443)}{R(555)}$, yaxud $\frac{R(488)}{R(555)}$ nisbətlərindən birisi, daha doğrusu onlardan ən böyüyü istifadə olunur.

Həmin araşdırmalarda *OLI* və *MSI* cihazları demək olar ki, üst-üstə düşdüyü göstərilmişdir (şəkil 1.4.2).

Bu halda suda olan fosforun və azotun konsentrasiyası aşağıdakı kimi təyin edilmişdir:

$$TP \left(\frac{mq}{l} \right) = \exp \left[-0.4081 - \left(8.659 \cdot \ln \frac{B3}{B2} \right) \right]$$

$$TP \left(\frac{mq}{l} \right) = \exp \left[8.228 - 2/713 \left(\ln \frac{B3}{B2} \right) \right].$$

Burada, TP – suda fosforun konsentrasiyası;

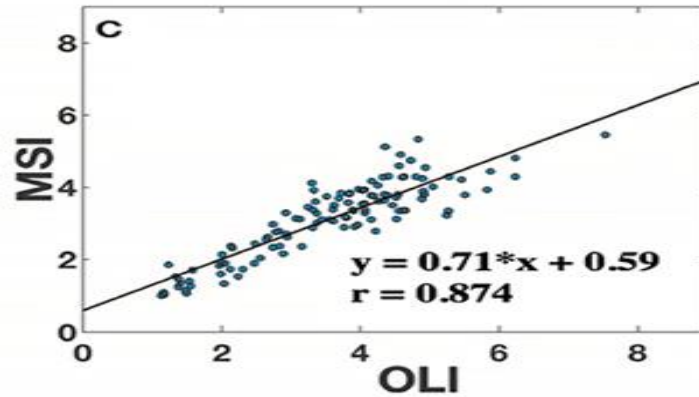
TN – suda azotun konsentrasiyası;

B2 – spektrometrin 2-ci kanalının signalı;

B3 – spektrometrin 3-cü kanalının signalıdır.

Burullus (Misir) gölündə 2015-ci ildə *OLI* (Landsat 8) spektrometri

vasitəsilə TN və TP parametrlərinin ölçülmə nəticələri cədvəl 1.4.1-də göstərilmişdir.



**Şəkil 1.4.2 Hindistanda 2017-ci ilin yanvarında MSI və OLI
spektroradiometrləri vasitəsilə Chl-in konsentrasiyasının ölçülmə
nəticələri arasındakı korrelyasiya əlaqəsi [126]**

Cədvəl 1.4.1

**TN və TP parametrlərinin OLI və MSI spektroradiometri
vasitəsilə ölçmə nəticələri**

Statistik göstəricilər	TN	TP	B2	B3
Minimum	12.3219	4.4203	3.8850	2.3396
Maxsimum	26.2394	53.6901	4.5303	3.5656
Ədədi orta	18.3493	16.5581	4.1843	2.97
Orta kvadratik meylətmə	4.3835	12.6776	0.2236	0.3931

Bəzi tədqiqatlarda [37, s.53-64] göstərildiyi kimi sudakı oksigenin miqdarının əsas göstəricilərindən birisi suda həll olunmuş oksigen çatışmazlığıdır. Bu göstəricinin təyini üçün aşağıdakı model tənliyi mövcuddur [37, s.53-64]:

$$D_t = D_0 \cdot \exp(K_a t) + \left[\frac{K_d \cdot L_0}{K_a - K_c} \cdot \{ \exp(K_c \cdot t) - \exp(-K_a t) \} \right].$$

burada D_t – sudakı oksigen çatışmazlığı;

t – zaman;

L – suda həll olunmuş oksigenin miqdarının bioloji zəruri kəmiyyəti (BOD);

L_0 – bioloji zəruri kəmiyyətin (BOD) ilkin qiyməti;

K_a – rekrasiya əmsalı (sürəti);

K_d – dekompozisiya sürəti;

K_S – həyacanlanmanın aradan qaldırılması sürəti;

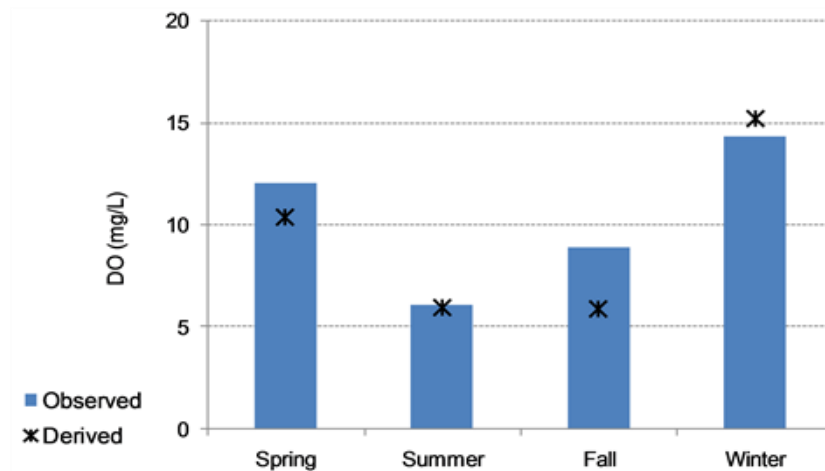
K_e – bioloji zəruri kəmiyyətin aşağı düşmə əmsalı;

D_0 – oksigen çatışmazlığının ilkin kəmiyyətidir.

Suda həll olmuş oksigenin bioloji zəruri kəmiyyəti öz növbəsində aşağıdakı empirik düsturla təyin olunur [62]:

$$BOD\left(\frac{mq}{l}\right) = \exp\left[4.2380 + 2.2546 \cdot \ln\left(\frac{B2-B3}{B2}\right)\right].$$

Yedku (Misir) gölündə D_0 -in ölçülmüş qiymətlərinin diaqramı şəkil 1.4.3-də göstərilmişdir.



Şəkil 1.4.3. Yedku (Misir) gölündə 2015-ci ildə D_0 -in ölçülmüş qiymətlərinin diaqramı [37, s.53-64]

Həmin tədqiqatlarda göstərildiyi kimi suyun bulanlığını təyin etmək üçün *OLI* spektrometrinin spektral diapazonlarının aşağıdakı kombinasiyasından istifadə etmək olar:

$$\ln(T) = -1.2247 + [0.08112B4] + \left[2.944\ln\left(\frac{B2}{B4}\right)\right].$$

burada, T – suyun bulanlığı;

B_2, B_4 – spektrometrik 2-ci və 4-cü xanalarının çıxış siqnallarıdır.

Həmçinin həmin müəlliflərin göstərdiyi kimi suda olan asılı bərk hissəciklərin ümumi miqdarını aşağıdakı kimi təyin etmək olar:

$$\ln(TSS) = 0.0496 - [3.325 + 13.222B_5] \cdot 3.2214.$$

Burada TSS – sudan asılı bərk hissəciklərin konsentrasiyasıdır.

İndi isə dəniz və okeanların yuxarıda göstərilən spektral ölçmələrinin nəticələrinə ətraf mühit faktorlarının (küləyin sürəti, suyun temperaturu və s.) təsirini nəzərdən keçirək. Müəlliflər qrupunun [151] qeyd etdikləri kimi TSS və TN ölçmələrinin nəticələrində göstərilən faktorların təsirinin nəzərə alınması üçün aşağıdakı asılılıqlar doğrudur:

$$\begin{aligned} TSS &= \left(-0.67 + 1.67 \cdot \frac{B_3}{B_1} + 0.21 \cdot W - 0.038 \cdot (T_s - T_{mean}) \right)^2, \\ TSS &= \left(4.357 - 0.0533 \cdot W_{mean} - 0.0124 \cdot T_s + 4.497 \cdot B_1 - 0.0493 \cdot \frac{B_4}{B_1} - \right. \\ &\quad \left. - 0.0126 \cdot D_{off} + 0.106 \cdot \frac{B_2}{B_1} \right)^2. \end{aligned}$$

burada T_s – dəniz səthinin cari temperaturu;

T_{mean} – dəniz səthinin temperaturunun orta qiyməti;

W_{mean} – küləyin sürətinin orta qiyməti;

D_{off} – ölçmələrin aparılması ilə təsvirlərin formalaşması aşağıdakı zaman fərqi.

İndi isə OLI spektrometrinin tətbiqi ilə distansion dəniz ölçmələrinin nəticələrinin yəqinliyi məsələsinə baxaq. Mənbə [121]-də göstərildiyi kimi OLI-nin çıxış kanallarında siqnal/küy nisbəti üstlü funksiya qanunu ilə azalır. Nəticədə belə alınır ki, üst göstəricisində λ_1 və λ_2 dalğa uzunluqları olan ixtiyari indeksin yəqinliyi aşağıdakı yekun yəqinliklə ifadə oluna bilər:

$$D = SNR(\lambda_1) \cdot SNR(\lambda_2) \quad (1.4.1)$$

burada $SNR - \lambda_i$; ($i = \overline{1,2}$) kanallarının çıxışında signal/küy nisbətidir.

$$SNR = SNR_0 \cdot \exp(-\alpha\lambda) \quad (1.4.2)$$

olduqda alırıq:

$$D_{1,2} = SNR_0^2 \cdot \exp[-\alpha(\lambda_1 + \lambda_2)]. \quad (1.4.3)$$

Beləliklə, əgər empirik tənlikdə n sayda λ_i ; $i = \overline{1,n}$ dalğa uzunluğu istifadə edilirsə, onda yəqinliyin yekun qiyməti aşağıdakı kimi təyin olunur:

$$D_n = (SNR_0)^n \cdot \exp[-\alpha(\sum_{i=1}^n \lambda_i)] \quad (1.4.4)$$

Buradan da belə nəticəyə gəlmək olur ki, dəniz suyunun keyfiyyət göstəricilərinin monitorinqinin yuxarıda göstərilən üsullarında istifadə edilən empirik tənliklərin yəqinliyi kombinə edilmiş qüvvət-eksponensial qanunu ilə azalacaqdır.

I fəsil üzrə nəticələr

1. Əsas göstərici kimi suyun əksətmə xarakteristikası götürülməklə suyun ümumi çirklənmə göstəricisinin təyini üçün üsul təklif edilmiş və müfəviq alqoritm realizə olunmuşdur.

2. Dəniz suyunun “a” xlorofili ilə çirklənmə səviyyəsinin geniş diapazonlu ölçmə sisteminin qurulmasının ümumi konsepsiyası işlənilmişdir.

3. Yerüstü-laborator ölçmə rejiminə keçid üçün ölçülən göstəricilərin hədd qiymətinin təyini məqsədilə səlist tövsiyyələr işlənilmişdir.

3. Su obyektlərinin aşkarlanması və çirklənmələrin qiymətləndirilməsi üçün peyk vasitələrindən istifadə imkanlarının müasir vəziyyətinin icmalı verilmişdir.

II FƏSİL

SPEKTRAL ƏKSETMƏ XÜSUSİYYƏTLƏRİNƏ GÖRƏ SUYUN KEYFİYYƏT GÖSTƏRİCİLƏRİNİN MÜƏYYƏNLƏŞDİRİLMƏSİ VƏ İDARƏ EDİLMƏSİNİN OPTİMALLAŞDIRILMASI

2.1. Su hovuzlarının keyfiyyət göstəricilərinin qiymətləndirilməsində kombinə edilmiş nisbi spektral indekslərin sintezi

Müxtəlif su hövzələrində suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsi bütün planet miqyasında normal həyat fəaliyyətinin təmin edilməsi üçün su ehtiyatlarının qorunub saxlanması nöqteyi-nəzərdən vacib və aktual məsələlərdən biridir.

İndiki dövrümüzdə suyun keyfiyyətinin tədqiqində spektrometrik üsullar geniş istifadə edilməkdədir. Suyun keyfiyyətinin analizinin spektrometrik üsullarının reallaşdırılması müəyyən əlamətlər çoxluğuna görə təsnifatlaşdırılır. Belə əlamətlər sırasında aşağıdakıları göstərmək olar:

1. Su obyektinə ilə ölçü cihazının qarşılıqlı yerləşməsinə görə:
 - su hövzəsinin səthinə yaxın məsafədən eksperimental ölçmələr;
 - su mühitinin daxilində aparılan kontakt ölçmələr;
 - uçan aparatların bortundan həyata keçirilən məsafədən ölçmələr.
2. Regressiya qiymətləndirilməsində istifadə olunan növlərinə görə:
 - birləşdirici qiymətləndirmə;
 - çoxfaktorlu qiymətləndirmə.
3. Əksetmə xarakteristikaları bazasında istifadə olunan qiymətləndirmə növlərinə görə:
 - mütləq spektral qiymətləndirmələr;
 - nisbi spektral qiymətləndirmələr.
4. Qiymətləndirmənin məkan əhatəsinə görə:
 - ayrı-ayrı su obyektlərinin qiymətləndirilməsi;
 - region üzrə su obyektlərinin birləşdirici qiymətləndirilməsi.

Suyun keyfiyyətinin çöl spektrometrik ölçmələri üzrə çoxsaylı tədqiqatlar [80, s.362-377; 98, s.351-360; 103, s.143-152; 153] yerinə yetirilmişdir. Texnika və

texnologiyaların inkişafı ilə əlaqədar son dövrlərdə su hövzələrinin əksetmə spektrini geniş diapazonda ölçməyə imkan verən spektrometrlər meydana çıxmışdır. Belə ki, [80, s.362-377]-də göstərildiyi kimi GER 1500 spektrometri suyun keyfiyyətinin məsafədən zondlanmasını həyata keçirən Landsat TM peyk spektrometrinin optimal kanallarının təyini üçün həm avtonom, həm də validasiya ölçmələri aparmaqla xlorofilin, üzü karbohidrogenlərin suda asılı hissəciklərin konsentrasiyasını qiymətləndirməyə imkan verir.

Çoxfaktorlu regressiya qiymətləndirilməsi adətən bort spektrometrləri, həm də çöl spektrometrləri vasitəsilə yerinə yetirilən məsafədən ölçmə nəticələri bazasında yerinə yetirilir. [118; 161, s.22670-22688]. Bununla da aşağıdakı növ qiymətləndirmə yerinə yetirilə bilər:

$$D = A_0 + \sum_{i=1}^n A_i (R_i(\lambda_i)) \quad (2.1.1)$$

burada D —suyun keyfiyyət qiymətləndirilməsi;

R_i —suyun λ_i dalğa uzunluğunda əksetmə signalının qiyməti;

A_i —sabit kəmiyyətdir.

Əksetmə xarakteristikalarına görə suyun keyfiyyətinin istifadə olunan qiymətləndirmə növünə gəldikdə isə burada məsafədən zondlama üsulları ilə spektral qiymətləndirmələr xüsusilə qeyd edilməlidir. Bununla əlaqədar cədvəl 2.1.1-də tətbiq olunan bir sıra nisbi spektral qiymətləndirmələr göstərilmişdir.

Cədvəl 2.1.1

Praktikada daha tez-tez istifadə olunan nisbi spektral qiymətləndirmələr

Çıxarılmasının növü	Spektral nisbətlər	Ədəbiyyat səhifələri
Suda asılı vəziyyətdə olan bərk hissəciklər (TSS)	R850 / R550	[9, s.169-174]
	R650 / R420	[10, s.453-456]
Xlorofil (Chl)	R700 / R670	[10, s.453-456]
Fosfor (TP)	R467 / R560	[9, s.169-174]
Suda həll olmuş üzvi maddələr (CDOM)	R700 / R450	[10, s.453-456]

Formalaşdırılmış qiymətləndirilmələrin məkan əhatəsi üzrə qeyd edilməlidir ki, konkret regionun sosial-iqtisadi inkişaf xüsusiyyətləri bu və ya digər növ qiymətləndirmənin seçilməsini təyin edə bilər. Belə ki, əgər region bircins istehsal növü ilə xarakterizə olunursa, onda mövcud su tutumlarının çirklənmə səviyyəsinin müştərək qiymətləndirmə üsulu daha çox ehtimal olunandır. Əgər region üzrə qeyri-bircins istehsal növü üstünlük təşkil edərsə, onda su tutumlarını ayrılıqda tədqiq etmək daha məqsəduyğundur.

Nisbi spektral indekslər əsasında su hovuzlarının çirklənməsinin tədqiqində meydana çıxan çətinliklərdən biri də belə qiymətləndirmənin müxtəlif olmasıdır [20, s.66-70]. Belə ki, əgər asılı hissəciklərin sudakı konsentrasiyası $\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} = R(\lambda_1, \lambda_2)$ kimi təyin edilirsə, onda bu su hovuzunda birfaktorlu $y_1 = k_1x + a_1$; $k_1, a_1 = const$; reqressiya tənliyi, digər hovuzda isə $y_2 = -k_2x + a_2$; $k_2, a_1 = const$; reqressiya tənlikləri alınır.

Burada, y – çirklənmələrin laborator analizinin nəticələridir.

Belə müxtəlif birmənalılıq sonradan birinci növ qeyri-birmənalılıq adlanır.

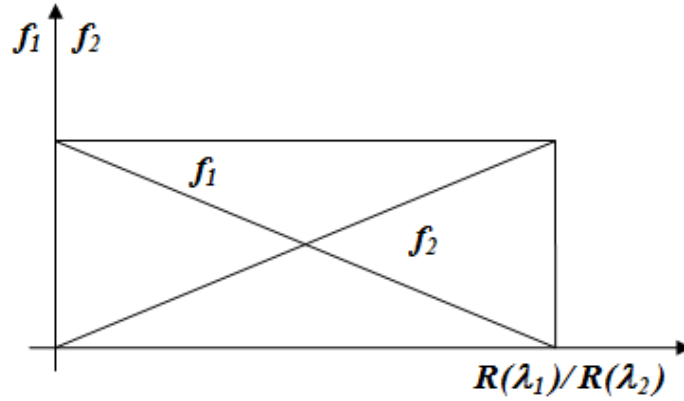
Fiziki olaraq belə qeyri-birmənalılıq müxtəlif su hövzələrinin vahid əksətmə spektrinin formalaşmasında çirkləndiricilərin müxtəlif faktorlarının (asılı hissəciklər, xlorofil, həll olunmuş üzvü maddələr və s.) əksətmə spektrinin qarşılıqlı təsiri ilə izah oluna bilər.

İkinci növ qeyri-birmənalılıq o hala deyilir ki, nisbi spektral əlamətin artımı çirklənmənin digər faktorunun spektral əlamətinin həm artımı ilə, həm də azalması ilə müşayiət olunsun. Aydınır ki, birinci növ qeyri-birmənalılığın mövcudluğu su hövzələrinin çirklənmələrinin düzgün qiymətləndirilməməsinə gətirib çıxara bilər. Göstərilən problemin mümkün həllərindən birisi kimi xətti skalyar bükülmə şəklində tərtib olunmuş aşağıdakı kombinə edilmiş optimallaşdırıla bilən spektral əlamətləri təklif etmək olar:

$$Z_1 = \alpha_1 \cdot f_1 \left(\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} \right) + \alpha_2 \cdot f_2 \left(\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} \right),$$

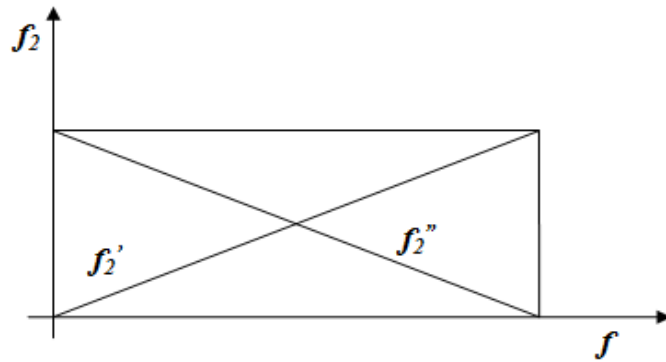
burada α_1, α_2 – çəki əmsalları;

$f_1 \left(\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} \right), f_2 \left(\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} \right)$ – suyun bir faktorla real çirklənmə dərəcəsinin $\left(\frac{R(\lambda_1)}{R(\lambda_2)} \right)$ spektral göstəricisindən asılılığını göstərən funksiyalardır. Bu növ spektral göstərici f_1 və f_2 funksiyalarının ayrılmasının əks fazalı xarakterinə gətirib çıxarır (şəkil 2.1.1).



Şəkil 2.1.1. Birinci növ qeyri-birmənalılıq üzrə f_1 və f_2 funksiyalarının spektral əlamətdən asılı olaraq əks fazalı dəyişməsi

İkinci növ qeyri-birmənalılıq da analoji qaydada illüstrativ təqdim etmək olar (şəkil 2.1.2)



Şəkil 2.1.2 İkinci növ qeyri-birmənalılıq üzrə f_2 funksiyasının (ordinat oxu) f_1 funksiyasından (absis oxu) asılı olaraq mümkün parafaz ölçmələri

Nümunə üçün tutaq ki, B_1 və B_2 su tutumlarında tədqiqatlar aparılır. Bu halda suda olan aşağıdakı çirklənmə faktorları təyin olunur:

– asılı hissəciklərin konsentrasiyası – TSS;

– sudakı fosforun konsentrasiyası – TP.

TSS kəmiyyəti γ_{TSS} nisbi spektral göstəricisinin qiymətləndirilməsi yolu ilə təyin olunur:

$$\gamma_{TSS} = f\left(\frac{R_{850}}{R_{550}}\right) \quad (2.1.2)$$

burada R_{850} və R_{550} – uyğun olaraq, su hövzəsinin 850 nm və 550 nm dalğa uzunluğunda əksetmə spektrində siqnalların qiymətidir.

Beləliklə, B_1 və B_2 su hövzələri üçün alarıq:

$$\gamma_{TSS1} = f_1\left(\frac{R_{850}}{R_{550}}\right), \quad (2.1.3)$$

$$\gamma_{TSS2} = f_2\left(\frac{R_{850}}{R_{550}}\right). \quad (2.1.4)$$

TP parametri γ_{TP} nisbi spektral göstəricisinin aşağıdakı kimi qiymətləndirilməsi yolu ilə təyin olunur:

$$\gamma_{TP} = \varphi\left(\frac{R_{467}}{R_{560}}\right). \quad (2.1.5)$$

burada, R_{467} və R_{560} – uyğun olaraq, su hövzələrinin 467 nm və 560 nm dalğa uzunluğunda əksetmə spektrinin qiymətləridir.

Bununla da B_1 və B_2 su hövzələri üçün aşağıdakı ifadələri alarıq:

$$\gamma_{TP1} = \varphi_1\left(\frac{R_{467}}{R_{560}}\right), \quad (2.1.6)$$

$$\gamma_{TP2} = \varphi_2\left(\frac{R_{467}}{R_{560}}\right). \quad (2.1.7)$$

Beləliklə, prinsipcə birfaktorlu reqressiya tənlikləri kimi təqdim olunmuş və eksperimental yolla alınmış (2.1.3), (2.1.4), (2.1.6), (2.1.7) funksiyaları əsasında optimallaşdırılan kombinə edilmiş reqressiya qiymətləri (OKRQ) aşağıdakı kimi sintez oluna bilər:

1. TSS faktoru üzrə B_1 və B_2 su hövzələri üçün birgə qiymətləndirmə:

$$\alpha_1 = \alpha_1 \cdot \varphi_1 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) + \alpha_2 \cdot \varphi_2 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) \quad (2.1.8)$$

burada, $\alpha_1 + \alpha_2 = 1$

2. TP faktoru üzrə birgə qiymətləndirmə:

$$\alpha_2 = \alpha_3 \cdot \varphi_1 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) + \alpha_4 \cdot \varphi_2 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) \quad (2.1.9)$$

burada $\alpha_3 + \alpha_4 = 1$.

3. TSS və TP faktorları üzrə B_1 su hövzəsi üçün birgə kvadratik qiymətləndirmə:

$$\psi_1 = \left[\beta_1 \cdot f_1 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) + \beta_2 \cdot \varphi_1 \left(\frac{R_{467}}{R_{560}} \right) \right]^2 \quad (2.1.10)$$

4. B_2 su hövzəsi üzrə birgə kvadratik qiymətləndirmə:

$$\psi_2 = \left[\beta_3 \cdot f_2 \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) + \beta_4 \cdot \varphi_2 \left(\frac{R_{467}}{R_{560}} \right) \right]^2 \quad (2.1.11)$$

OKRQ-yə münasibətdə qeyd edilməlidir ki, (2.1.8) və (2.1.9) növ qiymətləndirmələr bəzi hallarda multikriterial optimallaşdırma üsulundan istifadə etməklə optimallaşdırıla bilər. Bununla əlaqədar yuxarıda şərh edilən OKRQ-nin sintezi üsulu əyani olaraq aşağıdakı Cədvəl 2.1.2-də təqdim edilmişdir.

OKRQ-nin sintezi üsulunun əyani təqdimatı

Optimallaşdırma üsulları		İki su hövzəsi üzrə OKRQ		Bir su hövzəsi üzrə OKRQ	
		Eyni spektral əlamətlər	Müxtəlif spektral əlamətlər	Eyni spektral əlamətlər	Müxtəlif spektral əlamətlər
OKRQ-nin optimallaşdırılması üsulu	Multikriterial üsul	1		3	
	Variasiya üsulu		2		4

OKRQ göstəricisinin nümunə kimi sintezi üçün Pakistanın Heydərabad şəhəri yaxınlığında yerləşən iki gölün tədqiqi zamanı əldə olunmuş nəticələrdən istifadə edək [141, s.55-61]. Həmin tədqiqatlarda göstərildiyi kimi Şamirpet su hövzəsi üçün fosforun konsentrasiyası (y) ilə $x = \frac{R(467)}{R(560)}$ nisbi spektral indeksi arasındakı reqressiya tənliyi aşağıdakı kimi alınmışdır:

$$y = 0,1339x^2 - 0,6559x + 3,8234 \quad (2.1.12)$$

Eyni zamanda Miralam su hövzəsi üçün analogi reqressiya tənliyi aşağıdakı kimi alınmışdır:

$$y = -0,256x^2 + 1,2983x + 1,6849 \quad (2.1.13)$$

Bununla da (2.1.9), (2.1.12) və (2.1.13) ifadələrini nəzərə alsaq aşağıdakı tənliyi alırıq:

$$y = 1,221x^2 - 1,1424x - 5,5083 \quad (2.1.14)$$

Aparılmış araşdırmalardan məlum olur ki, $x = 1,76$ olduqda, (2.1.14) ifadəsi özünün minimum qiymətini alır. Beləliklə, $x = 1,76$ olduqda (2.1.14) qiymətləndirilməsi spektral əlamətə münasibətdə minimal həssaslığa malikdir.

Çıxılmanın integrallaşmış kvadratik göstəricisinin sintezi üçün variasiya optimallaşdırma üsulunun tətbiqi imkanlarına baxaq. Sonranı hesablamaların sadələşdirilməsi məqsədilə (2.1.10) ifadəsini aşağıdakı kimi yazaq:

$$\psi_1 = [\beta_1 f_1 + \beta_2 \varphi_1]^2 \quad (2.1.15)$$

(2.1.15) ifadəsini nəzərə almaqla və

$$f_1 = f_1(\varphi_1) \quad (2.1.16)$$

funksiyasını daxil etməklə alırıq:

$$\psi_{1int} = \int_0^{\varphi_{1max}} [\beta_1^2 \cdot f_1^2 + 2\beta_1\beta_2 \cdot f_1\varphi_1 + \beta_2^2 \cdot \varphi_1^2] d\varphi_1 \quad (2.1.17)$$

(2.1.16) funksiyasına aşağıdakı məhdudiyyət şərtlərinin qoyulduğunu qəbul edək:

$$\psi_{1int} = \int_0^{\varphi_{1max}} f_1(\varphi_1) d\varphi_1 = C_1; C_1 = const \quad (2.1.18)$$

(2.1.17) və (2.1.18) ifadələrini nəzərə almaqla aşağıdakı şərtsiz variasiya optimallaşdırma funksionalını tərtib etmək olar:

$$\begin{aligned} \psi_{1int.o} = & \int_0^{\varphi_{1max}} [\beta_1^2 \cdot f_1^2 + 2\beta_1\beta_2 \cdot f_1\varphi_1 + \beta_2^2 \cdot \varphi_1^2] d\varphi_1 - \\ & - \lambda [\int_0^{\varphi_{1max}} f_1(\varphi_1) d\varphi_1 - C] \end{aligned} \quad (2.1.19)$$

Eyler üsuluna uyğun olaraq (2.1.19)-un həlli aşağıdakı kimi alınır:

$$2\beta_1^2 \cdot f_1 + 2\beta_1\beta_2 \varphi_1 - \lambda = 0 \quad (2.1.22)$$

$$f_1 = \frac{\lambda_0 - 2\beta_1\beta_2\varphi_1}{2\beta_1^2}, \quad (2.1.21)$$

burada λ_0 – kəmiyyəti (2.1.18) və (2.1.20) ifadələri əsasında hesablanmış qiymətləri alır.

Beləliklə (2.1.20) ifadəsinin analizi göstərir ki, (2.1.19) məqsəd funksionalı (2.1.21) həlli daxilində minimuma çatır.

(2.1.15) – (2.1.21) ifadələri üzrə aparılmış analizin fiziki mənası ondan ibarətdir ki, əgər sıfırdan φ_{1max} -a qədər artan φ_1 göstəricisinə malik su hövzələri çoxluğuna baxılırsa, onda f_1 və φ_1 arasında (2.1.21) şəklində asılılıq olduqda və (2.1.18) şərti ödənildikdə, (2.1.17) funksionalı minimuma çatır.

Sintezləşdirilmiş spektral kombinə edilmiş qiymətləndirmədə minimumun olması faktı, nisbi spektral əmsalların qeyri-birmənalılığı səbəbindən su hövzələrinin çirklənməsinin ümumi qiymətləndirilməsində yaranan qeyri-müəyyənliyi bir qədər aradan qaldırmağa imkan verir.

Bununla da aparılmış tədqiqatların nəticəsi olaraq aşağıdakılar qeyd edilməlidir:

- su hövzələrinin çirklənmə səviyyəsinin spektral qiymətləndirilməsində qeyri-müəyyənliyin olması faktı aşkar edilmişdir;
- spektral qiymətləndirmənin qeyri-birmənalılığı səbəbindən yaranan qeyri-müəyyənliyin aradan qaldırılması üçün kombinə edilmiş spektral optimallaşdırma qiymətləndirilməsinin qeyri-birmənalılığı xarakterizə olunan su hövzələrinin bəzi zonalarında minimuma malikdir. Real su hövzələri nümunəsində suyun keyfiyyətinin kombinə edilmiş qiymətləndirilməsi həyata keçirilmişdir:
- real su hövzələri nümunəsində təklif olunan kombinə edilmiş spektral qiymətləndirmədən istifadənin konkret variantı göstərilmişdir.

2.2. Kənd təsərrüfatı ərazisində çirklənmiş səth sularının su hovuzlarına axınının optimal modelinin qurulması

Məlumdur ki, su hövzələrindəki çirklənmiş suların səth axınları səbəbindən çöküntülərin miqdarı artır, bununla da su hovuzlarının flora və faunasına ciddi ziyan

dəyir [112]. Kənd yerləri qeyri-nöqtəvi çirklənmələrlə xarakterizə edildiyindən, oxşar hadisələr kənd təsərrüfatı sahələrində daha tez-tez müşahidə olunur [77, s.543-549]. Bəzi tədqiqatlarda [55, s.321-323] göstərildiyi kimi kənd yerlərində kimyəvi çirklənmələr, o cümlədən kənd təsərrüfatı sahələrinin emalı nəticəsində su ilə yuyulan pestisidlərlə çirklənmələr daha geniş yayılmışdır. Çirklənmiş suların su hövzələrinə daşınması orada çöküntü lillərinin və asılı hissəciklərin yaranmasına gətirib çıxarır. Çöküntü lillərinin və dib çöküntülərinin formalaşması sürəti biotik və abiotik faktorların birgələşməsi ilə təyin olunur [64, s.129-140].

Su hövzələrində çöküntülərin tədqiqi üçün sedimentasiya tələslərlə, həmçinin axınları və su kütləsinin şəffaflığını təyin edən digər ölçmə vasitələri ilə təchiz edilmiş dayaq stansiyaları təşkil olunur [41, s.65-72; 119, s.429-441].

Kənd ərazilərində olan növik çirkləndiricilərə dioksinləri, metalları, cıvəni, qidalandırıcı maddələri, suda həll olunmuş üzvü maddələri, pestisidləri, müxtəlif duz birləşmələrini, biofenilləri və s. aid etmək olar. Bitki məhsullarının istehsalı əkin işlərini, şitillərin əkilməsini, gübrə verilməsini, irriqasiya işlərini, gəmiricilərlə mübarizə tədbirlərini tələb edir ki, bütün bunlar da müxtəlif növ çirklənmələrin yayılmasına gətirib çıxarır. Azot və fosfor birləşmələri səth axınları vasitəsilə qrunut sularına daxil olur, onların torpağın üst qatına sorulması baş verir. Səth axınlarının formalaşması səbəbindən fosfor əsasən itirilir, azot isə qrunut sularına sorulma yolu ilə və səth axınları vasitəsilə itir.

Baxılan halda əsas məqsəd azot və fosfor birləşmələrinin müxtəlif səth axınları vasitəsilə kənd təsərrüfatı istehsalı zonalarının əsas su hövzələrinə ümumi daşınmasının optimal modelinin sintezindən ibarətdir [1, s.694-701; 2, s.57-64]. Bundan başqa bu bölmədə azot və fosforun komponentlərindən ibarət səth axınları ilə çirklənmələrin ümumi təsirinin mümkün variantlarına baxılmışdır. Bu halda SWAT (torpağın və su hövzələrinin vəziyyətinin qiymətləndirilməsi üçün model vasitələri) modelinin bəzi elementlərindən və müddəələrindən istifadə edilir. Bu model ABŞ-ın USDA - ARSC (ABŞ-ın Kənd Təsərrüfatı Nazirliyinin kənd təsərrüfatı tədqiqatları xidməti) xidməti tərəfindən işlənib hazırlanmışdır [1, s.694-701; s, c.57-64].

Qeyd edilməlidir ki, azot və fosforun səth axınları ilə suların çirklənməsi məsələlərinə çoxsaylı ədəbiyyat mənbələri [63, s.825-843; 109, 113] həsr edilmişdir. Eyni zamanda qidalandırıcı maddələrlə səth sularının çirklənmə dərəcəsinə optimal nəzarət məsələlərinə çox təsadüfi hallarda baxılmışdır. Göstərilən çirklənmələrə nəzarətin təklif olunan üsulunu şərh etmək üçün səth axınlarının çirklənməsinin nəzəriyyəsi üzrə bəzi məlumatlara qısaca nəzər salmaq [148]. Həmin tədqiqatlarda göstərildiyi kimi gübrələrin tərkibinə daxil olan üzvü azot torpaq hissəciklərinin tərkibində səth axınları vasitəsilə çaylara və göllərə daşınır. Orada qeyd edildiyi kimi SWAT modelinə əsasən üzvü azotun səth axınları vasitəsilə daşınma qanunauyğunluğu aşağıdakı düsturla ifadə olunur [148]:

$$N_{org.S} = 0.001 \cdot C_{org.N} \cdot \frac{S}{A_{HRU}} \cdot \varepsilon_{N.sed} \quad (2.2.1)$$

burada $N_{org.S}$ - səth axınları ilə baş kanala daşınan üzvü azotun miqdarı (kq/ha); $C_{org.N}$ - torpağın 10 mm dərinliyindəki səth qatında üzvü azotun konsentrasiyası (metrik ton); S - gün ərzində çöküntü maddələrinin miqdarı (metrik ton); A_{HRU} - reaksiya vermənin hidroloji vahidinin sahəsi (HRU) (ha); $\varepsilon_{N.sed}$ - azotla zənginləşmə nisbəti;

Sonuncu göstərici aşağıdakı kimi təyin olunur:

$$\varepsilon_{N.sed} = 0.78 \cdot (C_{sed.S})^{-0.2468} \quad (2.2.2)$$

burada $C_{sed.S}$ - səth axınlarında çöküntü maddələrinin konsentrasiyasıdır ($mg/m^3_{H_2O}$).

Həmçinin həmin müəlliflərin [148] göstərdiyi kimi torpaq hissəcikləri ilə birləşmiş üzvü və mineral fosfor səth axınları vasitəsilə əsas su kanalına daşına bilər. Çöküntü kütləsinin tərkibində köçürülən fosforun miqdarı aşağıdakı düstur əsasında hesablanır [148]:

$$P_{sed.sur} = 0.001 \cdot C_{sed.P} \cdot \frac{S}{A_{HRU}} \cdot \varepsilon_{P.sed} \quad (2.2.3)$$

burada $P_{sed.sur}$ - səth axınları vasitəsilə çöküntü kütləsinin tərkibində əsas su kanalına

daşınan fosforun miqdarıdır (kg/ha); $C_{sed.P}$ - torpağın yuxarı səthinin 10 mm dərinliyindəki çöküntü kütləsinin tərkibindəki fosforun konsentrasiyasıdır (torpağın metrik tonu); S - çöküntü kütləsinin gündəlik miqdarı (metrik ton); A_{HRU} - çirklənmənin baş verdiyi hidroloji sahə vahidi (ha); $\varepsilon_{P,soil}$ - fosforun zənginləşmə nisbətidir.

Sonuncu kəmiyyət göstəricisi aşağıdakı kimi təyin olunur:

$$\varepsilon_{P,sed} = 0.78 \cdot (C_{sed.S})^{-0.2468}, \quad (2.2.4)$$

burada $C_{sed.S}$ – səth axınlarında çöküntü maddələrinin konsentrasiyasıdır ($mg/m^3_{H_2O}$).

(2.2.1) və (2.2.2) ifadələrini nəzərə almaqla yazı bilərik:

$$N_{org.S} = 0.001 \cdot C_{org.N} \cdot \frac{S}{A_{HRU}} 0.78 \cdot (C_{sed.S})^{-0.2468} \quad (2.2.5)$$

(2.2.3) və (2.2.4) ifadələri əsasında alırıq:

$$P_{sed.sur} = 0.001 \cdot C_{sed.P} \cdot \frac{S}{A_{HRU}} 0.78 \cdot (C_{sed.S})^{-0.2468} \quad (2.2.6)$$

(2.2.5) və (2.2.6) ifadələrinin zahirən oxşar olduğunu nəzərə almaqla N və P üçün ümumi olan aşağıdakı model ifadələrini qəbul edək:

$$W = \frac{A_0 \cdot C_{N,P} \cdot (C_{sed.S})^{-0.2468}}{A_{HRU}}. \quad (2.2.7)$$

burada

$$A_0 = 0.78 \cdot 10^{-3} \cdot S. \quad (2.2.8)$$

Optimallaşdırma prosedurlarının sadələşdirilməsi üçün sonradan qəbul edək ki, bütün müvafiq hidroloji sahələr eynidir və $A_{HRU} = \text{const}$. N və P -nin daşınmasının optimal modelinin sintezi üçün aparılan optimallaşdırmanın təklif olunan model sxeminə baxaq (şəkil 2.2.1).

1 – əsas su kanalı;

2 – səth axınlarının n sayda komponentinin model təqdimatı bloku;

3 – qidalandırıcı maddələrin (N,P) model konsepsiyası bloku;

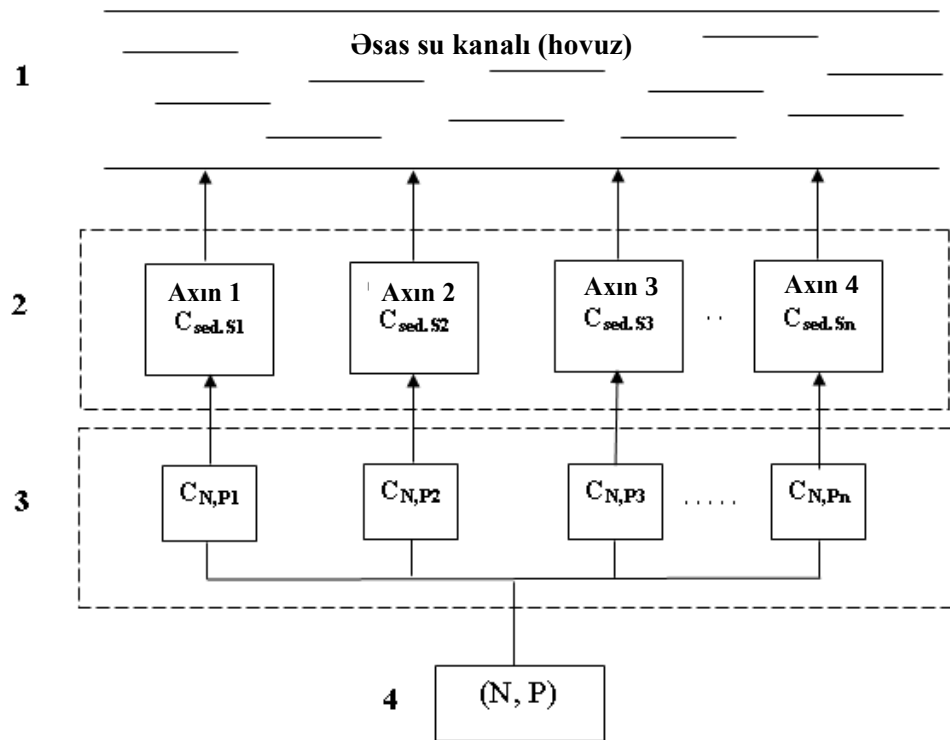
4 – daşınan qidalandırıcı maddələrin (N,P) ümumi miqdarı.

Həmin sxemdə qəbul olunmuşdur ki, səth axınları məkanca paylaşmışdır və i -ci komponent $C_{sed.Si} = \overline{1, n}$ çöküntü kütləsinin konsepsiyası ilə xarakterizə olunur.

Bu halda aşağıdakı iki nizamlı çoxluğun olduğunu qəbul edirik:

$$C_{sed.S} = \{C_{sed.S_i}\}; \quad i = \overline{1, n} \quad (2.2.9)$$

$$C_{N,P} = \{C_{N,P_j}\}; \quad j = \overline{1, n}. \quad (2.2.10)$$



Şəkil 2.2.1. Qidalandırıcı maddələrin (N, P) əsas su kanalına daşınması sxeminin model təqdimatı

Bununla da şərtsiz variasiya optimallaşdırma məsələsi formalaşdırılır və aşağıdakı optimal asılılığın aşkarlanması tələb olunur:

$$C_{sed.S} = f(C_{N,P}). \quad (2.2.11)$$

Bu halda aşağıdakı üç şərt ödənilməlidir:

1. Hər hansı yeni formalaşdırılmış məqsəd funksionalı özünün eksterimal qiymətini almalıdır.

2. Aşağıda göstərilən funksiya (2.2.11)-in diskret analoqunun daha dəqiq aproksimasiyası olmalıdır:

$$C_{sed.Si} = f(C_{N,Pj}) \quad (2.2.12)$$

3. (2.2.11) optimal funksiyasının seçimi aşağıdakı məhdudiyyət şərtləri nəzərə alınmaqla həyata keçirilməlidir:

$$\int_{C_{sed.si.min}}^{C_{sed.si.max}} f(C_{N,P}) = C \quad (2.2.13)$$

(2.2.13) şərtinin mənası ondan ibarətdir ki, evrestik variantların seçilməsi ani olaraq baş verir və çirklənmə göstəriciləri bu halda dəyişməz qalır.

Optimallaşdırmanın məqsəd funksionalı aşağıdakı kimi formalaşır:

$$F_1 = \int_{C_{sed.si.min}}^{C_{sed.si.max}} \frac{A_0 \cdot C_{N,P} \cdot f(C_{N,P})^{-0.2468} dC_{N,P}}{A_{HRU}} \quad (2.2.14)$$

(2.2.13) və (2.2.14) ifadələrini nəzərə almaqla və şərti olaraq $C_{sed.s.min}=0$ qəbul etməklə şərtsiz variasiya optimallaşdırma məsələsini aşağıdakı kimi formalaşdıraraq:

$$F_2 = \int_0^{C_{sed.si.max}} \frac{A_0 \cdot C_{N,P} \cdot f(C_{N,P})^{-0.2468} dC_{N,P}}{A_{HRU}} + \lambda \left[\int_0^{C_{sed.s,max}} f(C_{N,P}) dC_{N,P} - C \right]. \quad (2.2.15)$$

burada λ – Laqranj vuruğudur.

Eyler-Laqrانج üsuluna [13] əsasən məsələnin həlli aşağıdakı şərt ödənilməlidir:

$$\frac{\partial \left\{ \frac{A_0 C_{N,P} \cdot f(C_{N,P})^{-0.2468}}{A_{HRU}} \right\} + \lambda f(C_{N,P})}{\partial f(C_{N,P})} = 0 \quad (2.2.16)$$

(2.2.16)-dan alırıq:

$$-0.2468 \cdot \frac{A_0 C_{N,P}}{A_{HRU}} \cdot f(C_{N,P})^{-0.2468} + \lambda = 0 \quad (2.2.17)$$

(2.2.17)-dən $f(C_{N,P})$ üçün ilkin ifadəni alırıq:

$$f(C_{N,P}) = \sqrt[1.2468]{\frac{0.2468 \cdot A_0 \cdot C_{N,P}}{\lambda \cdot A_{HRU}}} \quad (2.2.18)$$

(2.2.13) və (2.2.18) ifadələrini nəzərə almaqla hesablayırıq:

$$\frac{1}{\sqrt[1.2468]{\lambda}} \int_0^{C_{sed.sj.max}} \sqrt[1.2468]{\frac{0.2468 A_0 \cdot C_{N,P}}{A_{HRU}}} dC_{N,P} = C \quad (2.2.19)$$

(2.2.19)-dan Laqrانج vuruğunu hesablamaq üçün aşağıdakı ifadəni alırıq:

$$\lambda = \left[\frac{1}{C} \int_0^{C_{sed.sj.max}} \sqrt[1.2468]{\frac{0.2468 A_0 C_{N,P}}{A_{HRU}}} dC_{N,P} \right]^{1.2468} \quad (2.2.20)$$

Beləliklə, (2.2.18) və (2.2.20) ifadələrinə uyğun olaraq (2.2.18) düz mütənasibliyi ödənilən halda (2.2.15) funksionalının ekstremumu təmin olunur və bu ekstremumun minimum olduğu asanlıqla göstərilə bilər. Bunun üçün (2.2.15)-dəki integrantın axtarılan funksiya üzrə ikinci tərtib törəməsini hesablamaq və həmişə müsbət qiymət almasına əmin olmaq kifayətdir. Buradan da belə nəticəyə gəlmək olur ki, (2.2.13) və

(2.2.20) şərtləri ödənildikdə su hovuzlarının çirklənməsinin orta integral qiyməti minimuma çatır.

A_{HRU} , $C_{N,P}$ və S göstəricilərinin fiziki ölçmələrinə gəldikdə isə onların ölçmə üsulları yaxşı məlumdur. Qeyd edilməlidir ki, A_{HRU} parametri distansion geoinformatika üsulları ilə, $C_{N,P}$ –suda xlorofillin konsentrasiyasının təyininin spektral üsulları ilə, S –isə suyun şəffarlığının müəyyənəşdirilməsi üsulları ilə təyin edilir.

İndi isə N və P qidalandırıcı maddələrinin əsas su kanalına daşınması minimuma çatan hal üçün şərt axınlarının formalaşdığı zonada onların mənbələrinin optimal yerləşdirilməsi məsələsinə baxaq. Bu halda nəzərə alınır ki, əsas su kanalını qidalandıran bütün səth axınlarında çöküntü kütləsinin ümumi miqdarı müxtəlif variantlar seçildikdə belə sabit kəmiyyət hesab olunur.

Optimallaşdırma məsələsinin həllinə görə N və P mənbələri $C_{sed.s}$ göstəricisinə nəzərən düz mütənasib qaydada yerləşdirilməlidir, yəni çöküntü maddələrinin böyük konsentrasiyası müşahidə olunan yerlərdə qidalandırıcı maddələrin konsentrasiyası da yüksək olmalıdır və əksinə.

2.3. İçməli suyun dəyişən istehlak tələblərinə uyğun olaraq şəbəkəyə ötürülməsinin optimal temperatur rejiminin müəyyənəşdirilməsi

Məlumdur ki, temperatur suda baş verən bir sıra fiziki-kimyəvi proseslərə, o cümlədən su mühitinin aşağıdakı göstəricilərinə güclü təsir göstərir [110, s. 7110]:

- duzluluq;
- keçiricilik;
- pH göstəricisi;
- toksiklik;
- metabolizm səviyyəsi, fotosintez;
- sıxlıq;
- həll olunmuş oksigenin miqdarı.

Temperaturun artması ilə sudakı mineralların həll olunma qabiliyyəti də artır. Bu səbəbdən temperaturun yüksəlməsi ilə sudakı qeyri-üzvü ionların konsentrasiyası,

yaxud həll olunmuş maddələrin ümumi miqdarı (TDS) artır.

Bu bölmədə istehlakçılara verilən içməli suyun tərkibində TDS-in ümumi kəmiyyətinin minimumuna nail olmaqla zamandan asılı olaraq temperatur rejiminin optimal seçilməsinə baxılmışdır [5, s.53-57]. Bu halda belə qəbul olunur ki, istehlakçıları təmin edən suyun həcmi zamanın funksiyasıdır.

Polyarizasiya effektindən yan keçmək üçün praktikada suyun keçiriciliyi dəyişən cərəyandan istifadə etməklə ölçülür. Bu halda məlum Om qanunu əsas götürülür:

$$V = I \cdot R , \quad (2.3.1)$$

burada R – suyun tədqiq olunan nümunəsinin müqaviməti; I – sudan keçən cərəyan şiddəti; V – sərf olunan gərginlikdir.

Suyun keçirmə qabiliyyəti aşağıdakı düsturla təyin olunur [110]:

$$k = G \cdot K , \quad (2.3.2)$$

burada k – keçiricilik qabiliyyəti (S/sm); G – keçiricilik $G=1/R$; K – ölçmələrin aparıldığı yuvanın sabitidir (sm^{-1}).

Həmin tədqiqatlarda [110, s.7110] göstəriləyi kimi keçiricilik qabiliyyətinin (K) temperaturdan (t) asılılığı aşağıdakı ifadə ilə anroksimasiya oluna bilər:

$$k = \beta_0 + \beta_1 t + \beta_2 t^2. \quad (2.3.3)$$

Həmin asılılıqda iştirak edən $\beta_0, \beta_1, \beta_2$ əmsallarının qiymətləri müxtəlif top sular üçün cədvəl 2.3.1-də göstərilmişdir.

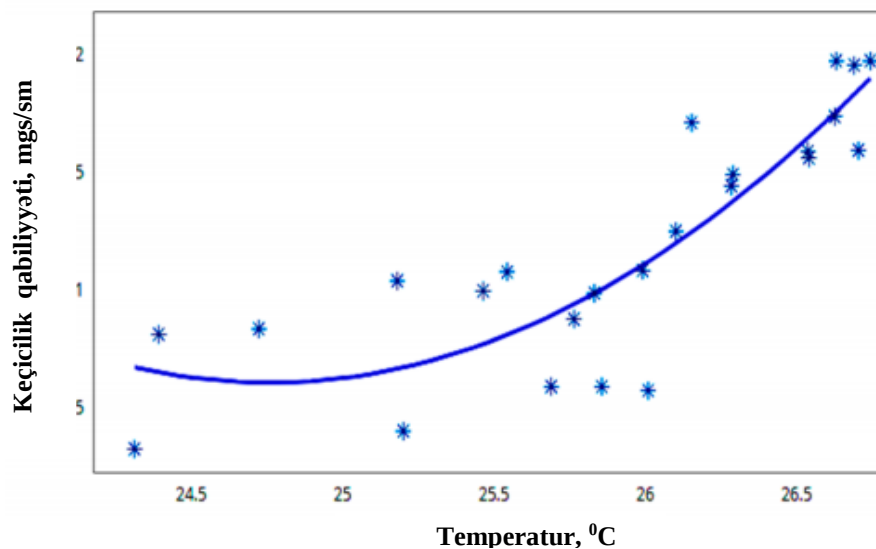
Cədvəl 2.3.1

Müxtəlif növ sular üçün $\beta_0, \beta_1, \beta_2$ əmsallarının qiymətləri

Suyun növü	β_0	β_1	β_2
Dəniz suyu	245.47	-15.75	0.3182
Sahil suyu	250.51	-15.94	0.3182

Çay suyu	269.86	-15.96	0.3182
İçməli su	251.95	-15.69	0.3182

Həmin (2.3.3) asılılığının növik qrafiki şəkil 2.3.1-də əyani təqdim edilmişdir.



Şəkil 2.3.1. Suyun keçiricilik qabiliyyətinin temperaturdan asılılığının növik qrafiki [110, s.7110]

Qeyd edilmişdir ki, β_2 sabitinin qiyməti kiçik olduğundan əksər hallarda K -nın temperaturdan asılılığı xətti qanunla aproksimasiya olunur, lakin temperaturun kompensasiya olunması üçün aşağıdakı düstur tətbiq edilir [52]:

$$k_{25} = \frac{K(T)}{1 + \alpha(T - 25)} \quad (2.3.4)$$

burada k_{25} – suyun $t^\circ = 25^\circ\text{C}$ olduqda keçiricilik qabiliyyəti; $K(T)$ – suyun T temperaturda keçiricilik qabiliyyəti; α – keçiricilik qabiliyyətinin temperatur əmsalı; T – ölçülən temperaturdur.

Çirkab istehsal sularına gəldikdə isə onların keçiricilik qabiliyyəti içməli suyunkuna nəzərən dəfələrlə yüksəkdir. Hətta araşdırmalar göstərir ki, bu göstərici səth sularının göstəricisindən də yüksək qiymətlər alır (cədvəl 2.3.2).

Müxtəlif növ suların keçiricilik qabiliyyətinin kəmiyyət göstəriciləri

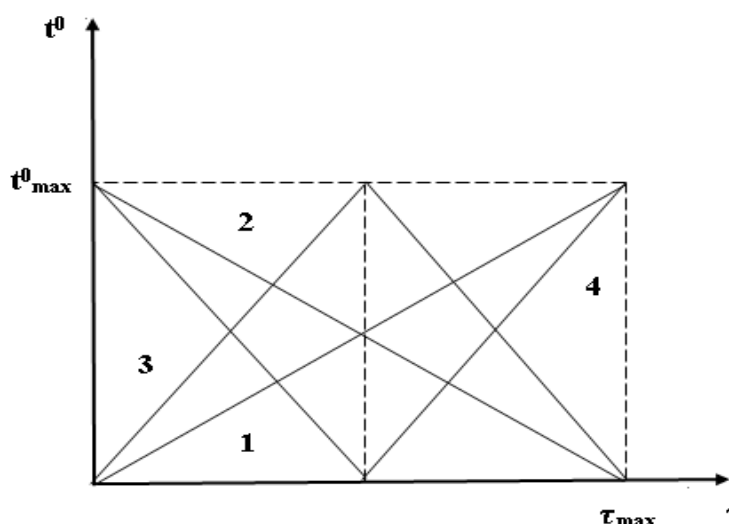
Suyun növü	TDS (mg/l)	K (mks/sm)
İçməli su	105÷478	110÷963
Səth suları	105÷478	910÷1525
Tullantı suları	1627÷3963	2330÷5940

Bununla da (2.3.1) və (2.3.2) cədvəllərində göstərilmiş verilənlər (2.3.3) düsturunu aşağıdakı kimi ifadə etməyə imkan verir:

$$k = \beta_0 - \beta_1 t + \beta_2 t^2 \quad (2.3.5)$$

(2.3.5) asılılığı nəzərə alınmaqla sonradan əhaliyə verilən suyun elə optimal temperatur rejiminin seçilməsi məsələsinə baxılır ki, onun tərkibindəkin TDS-in ümumi miqdarı özünün minimal qiymətinə çatmış olsun. Bu halda belə qəbul olunur ki, sudan istifadənin həcmi günün vaxtından asılıdır.

Daha sonra fərz edək ki, şəbəkədəki suyun temperaturu gün ərzində dəyişir, lakin orta gündəlik temperatur dəyişməz qalır (şəkil 2.3.2).



Şəkil 2.3.2 Orta gündəlik temperatur sabit qalmaqla suyun temperaturunun gün ərzində dəyişməsinin grafik təsviri:

1, 2, 3, 4 - temperatur dəyişmə variantlarıdır.

Belə hesab edirik ki, su kəməri şəbəkəsində yüklənmənin həddi (Z) cari zaman (τ) funksiyasıdır, başqa sözlə aşağıdakı şərt ödənilir:

$$Z = Z(\tau) \quad (2.3.6)$$

Nəzərə alaq ki, içməli su üçün aşağıdakı münasibət doğrudur [139].

$$TDS = 0.65K. \quad (2.3.7)$$

(2.3.5) və (2.3.7) ifadələrini nəzərə alsaq, aşağıdakı bərabərliyi alırıq:

$$TDS = 0.65(\beta_0 - \beta_1 t + \beta_2 t^2) \quad (2.3.8)$$

(2.3.6) və (2.3.8) nəzərə alınmaqla TDS-in gündəlik cari qiymətini hesablamaq üçün aşağıdakı ifadəni yaza bilərik:

$$TDS_{CAR} = z(\tau) \cdot 0.65(\beta_0 - \beta_1 t + \beta_2 t^2), \quad (2.3.9)$$

$$t = f(\tau) \quad (2.3.10)$$

asılılığını nəzərə almaqla F_1 məqsəd funksionalını aşağıdakı kimi tərtib edək:

$$F_1 = \int_0^{\tau_{max}} z(\tau) \cdot 0.65[\beta_0 - \beta_1 f(r) + \beta_2 a^2(\tau)] d\tau. \quad (2.3.11)$$

(2.3.10) əlaqə funksiyasına həndəsi mənası şəkil 2.3.2-də əks olunan aşağıdakı məhdudiyyət şərtini qəbul edək:

$$F_2 = \int_0^{\tau_{max}} f(\tau) d\tau = C; \quad C = const \quad (2.3.12)$$

(2.3.11) və (2.3.12) nəzərə alınmaqla şərtsiz variasiya optimallaşdırılmasının F_3 tam məqsəd funksionalını formalaşdıraraq:

$$F_3 = \int_0^{\tau_{max}} z(\tau) \cdot 0.65[\beta_0 - \beta_1 f(\tau) + \beta_2 a^2(\tau)] d\tau + \lambda \left[\int_0^{\tau_{max}} f(\tau) d\tau - C \right], \quad (2.3.13)$$

burada λ – Laqranj vuruğudur.

(2.3.13) optimallaşdırma məsələsinin həlli aşağıdakı şərti ödənməlidir:

$$\frac{d\{z(\tau) \cdot 0.65[\beta_0 - \beta_1 f(\tau) + \beta_2 a^2(\tau)] d\tau + \lambda \cdot f(\tau)\}}{df(\tau)} = 0 \quad (2.3.14)$$

(2.3.14)-dən alırıq:

$$z(\tau) \cdot 0.65(-\beta_1 + 2f(\tau)\beta_0 + \lambda) = 0 \quad (2.3.15)$$

(2.3.15)-dən $f(z)$ tapılır:

$$f(z) = \frac{-\lambda \cdot z(\tau) \cdot 0.65 + \beta_1 z(\tau) \cdot 0.65}{2\beta_0} \quad (2.3.16)$$

(2.3.12) və (2.3.16) ifadələrindən aşağıdakı ifadəni alırıq:

$$-\int_0^{\tau_{max}} \frac{\lambda \cdot z(\tau) \cdot 0.65}{2\beta_0} d\tau + \int_0^{\tau_{max}} \frac{\beta_1 \cdot z(\tau) \cdot 0.65}{2\beta_0} d\tau = C \quad (2.3.17)$$

(2.3.17)-dən λ -nın qiymətini tapırıq:

$$\lambda = \frac{\int_0^{\tau_{max}} \frac{\beta_1 \cdot z(\tau) \cdot 0.65}{2\beta_0} d\tau - C}{\int_0^{\tau_{max}} \frac{z(\tau) \cdot 0.65}{2\beta_0} d\tau} = \beta_1 - \frac{2C\beta_0}{0.65 \cdot \int_0^{\tau_{max}} z(\tau) d\tau} \quad (2.3.18)$$

(2.3.16) və (2.3.18) nəzərə alınmaqla yekunda aşağıdakı ifadəni yaza bilərik:

$$f(\tau) = \frac{z(\tau)}{\int_0^{\tau_{max}} z(\tau) d\tau} = \frac{C \cdot z(\tau)}{\int_0^{\tau_{max}} z(\tau) d\tau} \quad (2.3.19)$$

Beləliklə, $f(\tau)$ optimal funksiyası $Z(\tau)$ funksiyasını tam miqyaslaşdırır. Bu halda (2.3.19) həlli F_3 funksionalının minimumunu təmin edir, başqa sözlə istehlakçılara çatdırılan suda TDS-in ümumi miqdarı minimum olur. Bunu yəqin etmək üçün (2.3.15) ifadəsinin $f(\tau)$ -ə görə törəməsini hesablayıb müsbət qiymət almasına əmin olmaq kifayətdir.

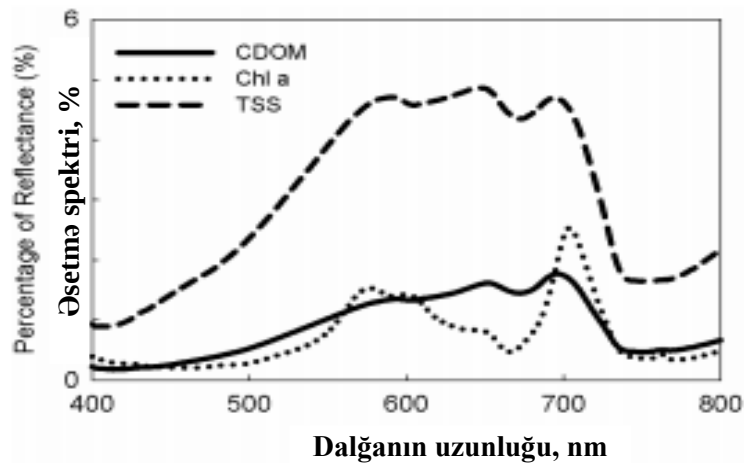
Bununla da su kəməri şəbəkəsində yüklənmələrin zaman görə dəyişdiyi və şəbəkədə suyun orta sutkalıq temperaturu dəyişməz qalan hal üçün istehlakçılara ötürülən suda həll olunmuş maddələrin ümumi miqdarının (TDS) minimuma çatmasını təmin edən optimal temperaturun tapılması məsələsi həll edilmişdir.

Variasiya optimallaşdırma üsulunun tətbiqi ilə göstərilmişdir ki, yuxarıda göstərilən şərtlər ödənildikdə, istehlakçılara verilən suda TDS ancaq o vaxt minimal miqdarda olar ki, şəbəkənin yüklənməsinin zamandan asılılıq funksiyası temperaturun zamandan asılılıq funksiyasının miqyaslaşdırılmış sürəti olsun.

2.4. Spektral əksetmə signalının ölçülmüş ekstremal qiymətinə görə “sahil-su hövzəsinin mərkəzi” trassası üzrə bulanıq suyun aşkarlanması

Məlumdur ki, [67, s.19-27] su obyektlərinin əksetmə xarakteristikaları öz kəmiyyət göstəricilərinə və formasına görə həm spektrin görünən, həm də yaxın infraqırmızı (İQ) diapazonlarında yüksək dəyişkənlik dərəcəsinə malikdir. Xlorofilin konsentrasiyası yüksək olduqda, əksetmə spektri 400-500 nm və 600-680 dalğa uzunluqlarında xarakterik udulma oblastlarına malik olur ki, bu da 670 nm dalğa uzunluğunda əksetmənin minimum qiymət almasına gətirib çıxarır. Bununla yanaşı 700 nm dalğa uzunluğunda fitoplanktonlar səpələmə pikinə malikdirlər ki, bu da xlorofilin fluoresensiyası, həmçinin həmin dalğa uzunluğunda suyun güclü udması səbəbindən baş verir. Su hovuzlarının əksetmə spektrinin variantları aşağıdakı göstəricilər dominatlıq təşkil etdiyi hal üçün şəkil 2.4.1-də göstərilmişdir:

- həll olunmuş üzvü maddələr (CDOM);
- “a” xlorofili (Chla);
- asılı hissəciklər (TSS).



Şəkil 2.4.1 Suda müxtəlif göstəricilərin üstünlük təşkil etdiyi hal üçün əksətmənin spektral ayrılırları:

1-həll olunmuş üzvü maddələr; 2-xlorofil; 3-asılı hissəciklər [67, s.19-27].

Bəzi araşdırmalarda [83, s.2455-2847] göstərildiyi kimi su obyektlərinin udma və səpələmə xassələri müvafiq spektral xarakteristikaların iki dalğa uzunluğundakı nisbətinin hesablanması ilə qiymətləndirilə bilər. Bu halda çirklənmənin bəzi göstəriciləri reqressiya tənliyi vasitəsilə təyin edilir. Nümunə üçün asılı hissəciklərin (TSS)

$$TSS = m \cdot \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right)^2 - n \cdot \left(\frac{R_{850}}{R_{550}} \right) - I$$

kimi təyin olunduğunu göstərmək olar [83, s.2455-2487], burada $I=5$; $n=2.5$; $m=10$.

[147, s.517]-ci ədəbiyyatda göstərildiyi kimi iki onillikdən çox bir müddətdə suyun keyfiyyəti haqqında məlumatların toplanmasında, batimetriyada, çirkləndiricilərin tərkibinin və növünün öyrənilməsində məsafədən zondlamanın müxtəlif üsullarından geniş istifadə olunur. Bu halda empirik üsullar [135, s.695-704], yarım empirik üsullar [106, s.3831-3843], optik radiasiyanın köçürülməsi üsulları [115] kimi müxtəlif yanaşmalar tətbiq olunmuşdur. Ümumilikdə əksər hallarda suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsi üçün işlənmiş empirik və yarımempirik modellər zamandan və tədqiq olunan obyektin coğrafi ərazisindən asılı olur. Bunlardan fərqli olaraq analitik modellər və optik radiasiyanın köçürülməsi modelləri su obyektlərindən daxil olan ölçmə siqnallarına xarici faktorların təsirini qiymətləndirməyə imkan verir.

Bu səbəbdən də nəzəri modellərin aşağıdakı üstünlükləri qeyd edilməlidir:

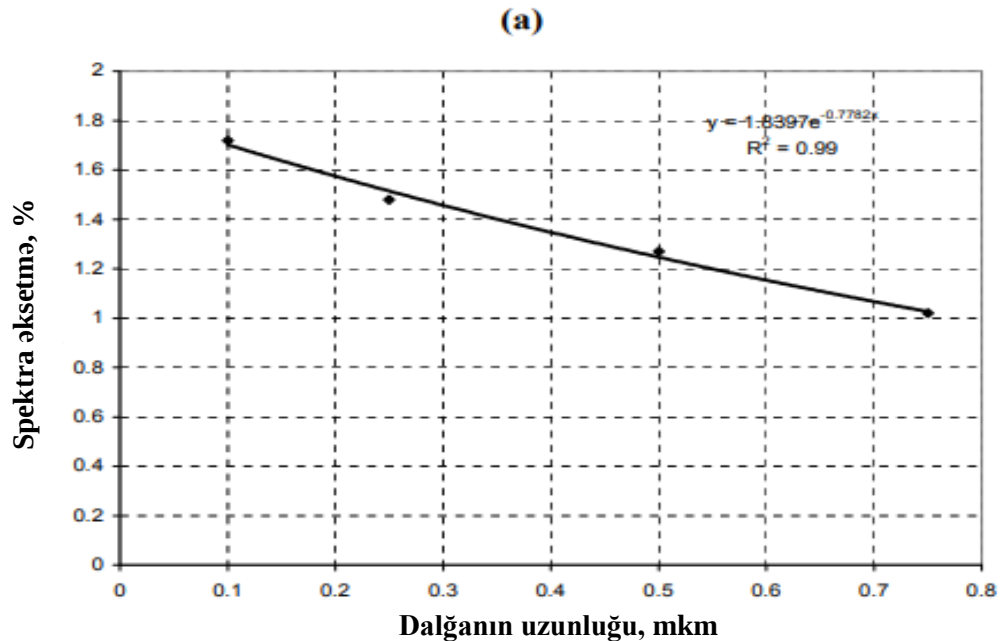
– onlar müxtəlif tədqiqat obyektlərinin verilənləri üçün təkrar olunandılar;

– dərinlik, dibdən əksetmə kimi model göstəriciləri dəqiq təyin olunur. Digər müəlliflərin qeyd etdiyi kimi udulma və səpələnmə kimi hadisələr paylanmış optik radiasiyanın intensivliyinin azalmasına gətirib çıxarır. Bundan əlavə səpələnmə prosesi həmçinin işığın intensivliyinin paylanma istiqamətinin dəyişməsinə gətirib çıxarır [58, s.362-377]. Həmin tədqiqatlarda göstərildiyi kimi bulanıq suda əksetmə radiasiyasının hesablanması üçün baza tənliyi aşağıdakı kimidir:

$$\ell_n R_z = \ell_n R_0 - k \cdot z, \quad (2.4.1)$$

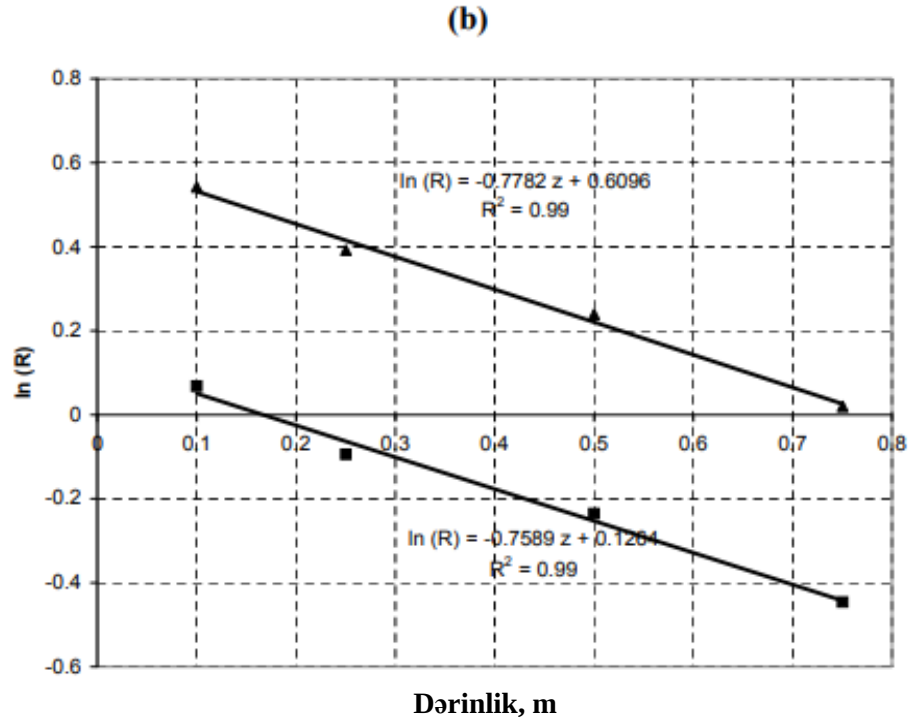
burada R_z – dərinlikdən əksetmə; R_0 – sıfır dərinlikdən əksetmə; k – vertikal zəifləmə əmsalındır; z – dərinlik.

Nümunə kimi şəkil 2.4.2a-da $\lambda_1 = 490 \text{ nm}$ dalğa uzunluğunda R_z -in z -dən asılılığının eksperimental əyrisi verilmişdir. Şəkil 2.4.2.b-də isə $\ell_n R_z$ -in $\lambda_2 = 490 \text{ nm}$ və $\lambda_3 = 701 \text{ nm}$ dalğa uzunluqlarında z -dən asılılıq əyriləri göstərilmişdir [58, s.362-377]. Həmin qrafiklərindən göründüyü kimi (2.4.1) şərti bütün hallarda ödənilir.



Şəkil 2.4.2a Dərinlikdən əksetmə (R_z) ilə dərinlik (z) arasında 490 nm dalğa uzunluğunda eksperimental asılılıq

(ölçmələr GER1500 spektrometri ilə aparılmışdır) [58, s.362-377].



Şəkil 2.4.2b Dərinliklə $\ell_n R_z$ arasındakı eksperimental asılılıq [58, s.362-377];

1 – 490 nm dalğa uzunluğunda; 2 – 701 nm dalğa uzunluğunda.

Bununla yanaşı belə təəsürat yaranır ki, suyu bulanıq olan su anbarları üçün aşağıdakı suallar cavabsız qalmışdır [22, s.197-207]:

1. Su hovuzunun hansı dərinliyində ümumi əks olunan signal özünün ekstremal qiymətini alır?

2. z və k göstəricilərinin hansı növ qarşılıqlı əlaqəsində şüa bulanıq su hovuzundan keçdikdə ümumi əksətmə radiasiyasını göstərən R_z integral kəmiyyəti özünün ekstremal qiymətini alır?

Bu suallara cavab vermək üçün baxılan bölmədə aşağıdakı optimallaşdırma məsələsi qoyulur və həll edilir [22, s.197-207].

İlk növbədə $0 \div z_{max}$ dərinliyindən əks olunan ümumi radiasiyanın ekstremal qiymət almasını təmin edən zəifləmə əmsalı (k) qiyməti axtarılır. Göstərilən məsələnin həlli üçün tədqiq olunan kəmiyyətlərin sol və sağ tərəflərini $0 \div z_{max}$ intervalında integrallayaq.

İlk növbədə (2.4.1) ifadəsini

$$R_z = R_0 \cdot e^{-kz} \quad (2.4.2)$$

kimi təqdim etsək, alarıq:

$$\int_0^{z_{max}} R_z dz = -\frac{1}{k} \int_0^{kz_{max}} R_0 \cdot e^{-kz} d(kz_{max}) \quad (2.4.3)$$

$$\int_0^{z_{max}} R_z dz = R_{z_{sum}} \quad (2.4.4)$$

işarəsini qəbul etməklə (2.4.3)-dən alarıq:

$$R_{z_{sum}} = \frac{R_0}{k} (1 - e^{-kz_{max}}). \quad (2.4.5)$$

(2.4.5) ifadəsinin k -ya nəzərən ekstremumunu axtarsaq, alarıq:

$$\frac{dR_{z_{sum}}}{dk} = \frac{R_0}{k^2} (1 - e^{-kz_{max}}) + \frac{R_0}{k} \cdot z_{max} - z_{max} \cdot \ell \quad (2.4.6)$$

$$\frac{dR_{z_{sum}}}{dk} = 0 \quad (2.4.7)$$

şerti daxilində (2.4.6) ifadəsindən alarıq:

$$-\frac{1}{k} + \frac{e^{-kz_{max}}}{k} + z_{max} \cdot e^{-kz_{max}} = 0. \quad (2.4.8)$$

(2.4.8)-dən alarıq:

$$e^{-kz_{max}} + kz_{max} \cdot e^{-kz_{max}} = 1 \quad (2.4.9)$$

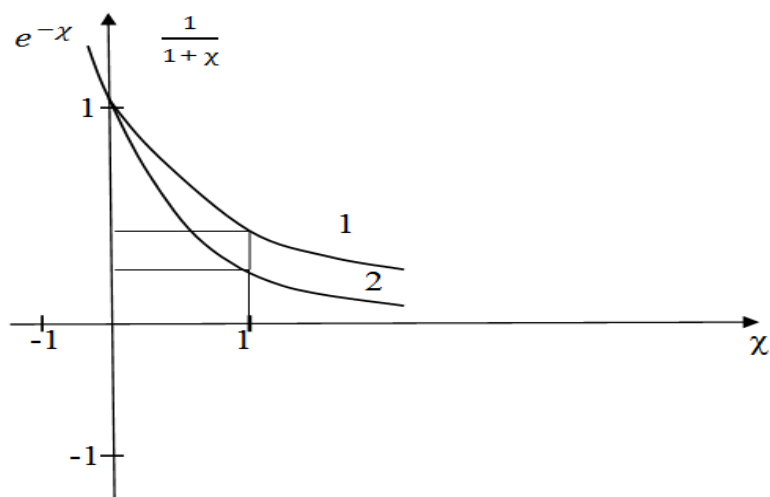
yaxud

$$e^{-kz_{max}} + (1 + kz_{max}) = 1 \quad (2.4.10)$$

$kz_{max} = \chi$ işarə etməklə (2.4.10) tənliyini aşağıdakı kimi yaza bilərik:

$$e^{-\chi} = \frac{1}{1+\chi} \quad (2.4.11)$$

(2.4.11) transsendent tənliyinin şərti qrafik həlli şəkil 2.4.3-də təqdim edilmişdir.



Şəkil 2.4.3 Analitik təqdim edilmiş (2.4.11) transendent tənliyinin şərti qrafik həlli:

$1 - \frac{1}{1+x}$ funksiyasının qrafiki; 2 $-e^{-x}$ funksiyasının qrafiki.

(2.4.11) tənliyinin qrafik həllindən göründüyü kimi o yeganə

$$x = 0 \quad (2.4.12)$$

həllinə malikdir. Başqa sözlə

$$k \cdot z_{max} = 0. \quad (2.4.13)$$

Aydındır ki, (2.4.13) şərti praktiki olaraq mümkün deyil, başqa sözlə k -nın heç bir qiymətində ümumi radiasiya ekstremuma çatmır. Bunun əvəzinə praktikada aşağıdakı kvazioptimal rejimləri seçmək olar:

- 1) $k \rightarrow 0$
- 2) $z_{max} \rightarrow 0$
- 3) $k \rightarrow 0; z_{max} \rightarrow 0$

Baxılan bölmədə bir dərinlikdən suyun digər dərinlik trassasına keçidə baxılır, aşağıdakı optimallaşdırma məsələsi formalaşdırılır və həll edilir.

z ilə k arasındakı hansı növ qarşılıqlı əlaqədə trassa üzrə əldə edilən ümumi əksetmə radiasiyası ekstremal qiymət ala bilər? Məsələnin həlli üçün z və k göstəriciləri nizamlı çoxluq təşkil etdiyi su hovuzunun nöqtələr çoxluğuna baxaq. Məsələnin şərtinə

görə z və k arasında elə funksional asılılığa baxılır ki,

$$k = k(z) \quad (2.4.14)$$

funksiyası su hovuzunda seçilmiş nöqtələr ardıcılığını xarakterizə edir.

(2.4.14) funksiyasına aşağıdakı məhdudiyyət şərtini yoxlayaq:

$$\int_0^{z_m} k(z) dz = C ; \quad C = const. \quad (2.4.15)$$

(2.4.15) ifadəsinin mənası ondan ibarətdir ki, axtarılan funksiyalar sinfi elə alt funksiyalar sinfinə qədər sıxılmalıdır ki, həmin şərt ödənilsin.

Yuxarıda göstərilənlər nəzərə alınmaqla (2.4.2) ifadəsi aşağıdakı kimi təqdim olunur:

$$R_z = R_0 e^{-k(z)z} \quad (2.4.16)$$

(2.4.15) şərtinin fiziki mənası ondan ibarətdir ki, tədqiqat trassası sahildən su hövzəsinin mərkəzinə qədər keçir. Əgər su anbarının sahili mərkəzinə nəzərən daha təmizdirsə, onda $k(z)$ funksiyası artan funksiya, əksinə əgər sahil anbarın mərkəzinə nəzərən daha çirklidirsə, onda $k(z)$ azalan funksiya. Nəticədə (2.4.15) şərti tədqiq olunan su hövzəsinin çirklənmə xarakterindəki ilkin qeyri-müəyyənliyi əks etdirir.

Ona görə də (2.4.16) ifadəsini $0 \div z_{max}$ intervalında inteqrallamaqla alırıq:

$$R_{z_{sum}} = \int_0^{z_{max}} R \cdot e^{-k(z)z} dz. \quad (2.4.17)$$

(2.4.15) və (2.4.17) ifadələrini nəzərə almaqla şərtsiz variasiya optimallaşdırmanın F funksionalını tərtib edək:

$$F = \int_0^{z_{max}} R_0 e^{-k(z)z} dz + \gamma \int_0^{z_{max}} k(z) dz \quad (2.4.18)$$

burada γ - Laranj vuruğudur.

F funksionalını ekstremal qiymətə çatdıran optimallaşdırma məsələsinin həlli ilə $k(z)$ optimal funksiyası aşağıdakı kimi alınmışdır:

$$k(z) = \frac{1}{z} \ln \frac{R_0 z}{\lambda_0} \quad (2.4.19)$$

burada γ_0 —sabit kəmiyyətdir.

Baxılan halda göstərmək olar ki, (2.4.19) şərtinin ödənilməsi (2.4.18) funksionalının minimal qiymət almasına gətirib çıxarır.

Beləliklə, bulanıq sudan ibarət olan su hövzəsinin trassası üzrə optik radiasiyanın əksətmə şərtinin tədqiqi həmin su tutumundan əks olunan ümumi siqnalın ekstremal qiymət almasını təmin edən zəifləmə əmsalının optimal qiymətinin olmadığını göstərdi. Eyni zamanda z dərinliyi ilə k zəifləmə əmsalı arasında funksional asılılıq olduqda, yəni,

$$k = k(z) \quad (2.4.20)$$

şərti ödənildikdə, həmçinin (2.4.20) funksiyası (2.4.15) məhdudiyyət şərtini ödədikdə, (2.4.19) şərti daxilində su hövzəsinin sahilindən mərkəzə qədər trassa boyunca ümumi əks olunan siqnal minimal qiymət alar ki, bu da görünür bulanıq su ilə doldurulmuş su hovuzunun xüsusiyyətləridir. Alınmış nəticə geniş həcmli su hövzələrinin və sahil sularını lokal radiasiya balansının tədqiqində xüsusi elmi əhəmiyyətə malikdir.

Bununla da aparılmış tədqiqatlar nəticəsində göstərilmişdir ki, bulanıq su dolmuş su tutumları üçün elə bir şərtin ödənilməsi mümkündür ki, seçilmiş trassa üzrə zəifləmə əmsalının inteqralının dərinlikdən asılılığı sabit kəmiyyət olaraq qalsın. Həmçinin göstərilmişdir ki, bulanıq su ilə dolmuş su tutumlarının seçilmiş trassası üzrə keçid zamanı əksətmə siqnalının kəmiyyətinin ekstremal qiymətə çatmasını təmin edən zəifləmə əmsalının real optimal qiyməti yoxdur. Eyni zamanda bulanıq suya malik su tutumlarının seçilmiş trassası üzrə keçid zamanı zəifləmə ilə suyun dərinliyi arasında müəyyən funksional əlaqə olduqda, trassa üzrə ümumi əksətmə siqnalının minimal qiymət ala biləcəyi müəyyənləşdirilmişdir.

II fəsil üzrə nəticələr

1. Su hövzələrinin çirklənmə dərəcəsinin spektral qiymətləndirilməsində qeyri-birmənalılığın mövcud olduğu göstərilmiş və bu səbəbdən yaranan qeyri-müəyyənliyin aradan qaldırılması üçün su tutumlarının bəzi zonalarında minimuma malik olan kombinə edilmiş spektral optimallaşdırılmış qiymətlərdən istifadə olunması təklif edilmişdir.

2. Kənd ərazilərinin səth axınları formalaşan zonalarında azot (N) və fosforun (P) baş kanala daşınmasının minimuma çatdırılması üçün həmin qidalandırıcı maddələrin mənbələrinin optimal yerləşdirilməsi məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir.

3. Müəyyən edilmişdir ki, optimallaşdırma məsələsinin həllinə uyğun olaraq N və P mənbələri çöküntü maddələrinin konsentrasiyası ilə əks yerləşdirilməli, başqa sözlə çöküntü maddələrinin konsentrasiyası aşağı olan yerlərdə qidalandırıcı maddələrin konsentrasiyası az və əksinə olmalıdır.

4. Su təminatının su kəməri şəbəkəsinin yüklənmələri zamana görə dəyişdikdə və şəbəkədə suyun orta sutkalıq temperaturu dəyişməz qaldıqda istehlakçılara ötürülən suyun tərkibindəki həll olunmuş maddələrin ümumi miqdarının (TDS) minimum olması üçün şəbəkədəki suyun optimal temperaturunun təyini məsələsi həll edilmişdir.

5. Su hövzəsinə keçidin seçilmiş trassası üzrə zəifləmə əmsalının dərinlikdən asılılığının inteqralı sabit kəmiyyət olduqda, bulanıq su ilə dolmuş su hövzəsində müəyyən şərtin ödənilməsi əsaslandırılmışdır.

6. Bulanıq su olan tutumlarda seçilmiş trassa üzrə keçid zamanı siqnalın zəifləməsi ilə suyun dərinliyi arasında müəyyən funksional əlaqə olduqda trassa üzrə minimal ümumi əksetmə siqnalına nail olmaq olar.

III FƏSİL

SUYUN KEYFİYYƏTİNƏ NƏZARƏT ÜÇÜN YENİ ÜSULLARIN VƏ ÖLÇMƏ SİSTEMİNİN İŞLƏNİLMƏSİ

3.1. Suyun keyfiyyətinin skalyar çoxhədli kimi təqdim olunan yeni göstəricisinin işlənilməsi

Hazırkı dövrdə suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsinin bir neçə üsulu məlumdur [73, s.157-168; 90, s.278-283]. Bunların sırasında müxtəlif müəlliflər tərəfindən təklif olunmuş suyun keyfiyyət indeksi (water quality index - WQI) daha geniş istifadə olunur. [46, s.339-343; 86]. WQI-nin təyini və hesablanması üçün müxtəlif üsullar təklif olunmuşdur [56, s.301-322; 102, s.260-273; 140, s.327-335].

WQI hesablanmış indeks olub suyun keyfiyyətini xarakterizə edən bütün faktorların ümumi effektini özündə əks etdirir. Bəzi müəlliflərin [159] göstərdiyi kimi WQI-nin təyini üçün suyun keyfiyyətinin hər bir faktoruna bir W_i çəki əmsalı qarşı qoyulur, 1-5-arası qiymətlər alır və həmin keyfiyyət faktoruna düz mütənasib dəyişir.

Misal olaraq PO_4^3 ; SO_2 və Cr kimi çirkləndiricilərə ən yüksək çəki əmsalı təyin edilir. Ca , Mg , Na kimi çirkləndirici faktorlara isə əksinə daha kiçik çəki əmsalları qarşı qoyulur. Belə ki, bu maddələr suyun keyfiyyətinə məhdud səviyyədə təsir edir və bununla da WQI-nin təyini üsulunu qısaca şərh etmək üçün i -ci faktorun nisbi çəki əmsalının [159]-da təklif olunmuş qiymətindən istifadə edilir:

$$W_{ir} = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (3.1.1)$$

burada W_{ir} – nisbi çəki əmsalı; i – faktorun sıra sayı; n – faktorların sayıdır.

Sonra hər bir faktor üçün kəmiyyətə qiymətləndirmə aşağıdakı kimi aparılır:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \cdot 100 \quad (3.1.2)$$

burada q_i – keyfiyyətin qiyməti; C_i – konsentrasiya (i -ci faktor üçün); S_i – səth suyu üçün ÜST [154] sənədinə uyğun olaraq onun standart qiymətidir.

Suyun keyfiyyətinin xüsusi göstəricisi SI aşağıdakı kimi qəbul edilir:

$$SI = W_{ir} \cdot q_i \quad (3.1.3)$$

burada SI – suyun keyfiyyətinin i -ci faktoru nəzərə alınmaqla xüsusi indeks;

q_i – suyun keyfiyyət səviyyəsidir (i -ci faktor üçün).

Bu halda WQI aşağıdakı kimi təyin olunur:

$$WQI = \sum_{i=1}^n SI \quad (3.1.4)$$

(3.1.4) ifadəsinə görə WQI -nin hesablanmış qiymətləri və mümkün tətbiq sahələri cədvəl 3.1.1-də göstərilmişdir [154].

Cədvəl 3.1.1

WQI -nin hesablanmış qiymətləri və istifadə sahələri [154]

WQI	Suyun keyfiyyəti	İstifadə imkanları
0 – 25	Əla	İçmək, irriqasiya, sənaye
26 – 50	Yaxşı	-II-
51 – 100	Pis	İrriqasiya, sənaye
76 – 100	Çox pis	İrriqasiya
100-dən yuxarı	İçmək üçün yararsız	Qəbul etməzdən əvvəl emal tələb olunur

Yuxarıda qeyd edildiyi kimi suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsinin müxtəlif üsulları məlumdur ki, onlardan da birinci çoxfaktorlu xətti reqressiya üsuludur. Nümunə olaraq [157]-də göstərildiyi kimi suyun keyfiyyətini təyin etmək üçün aşağıdakı çoxfaktorlu reqressiya tənliyindən istifadə etmək olar:

$$WQ_i = \rho_{\lambda_1} \cdot a_1 + \rho_{\lambda_2} \cdot a_2 + \rho_{\lambda_m} \cdot a_m \quad (3.1.5)$$

burada ρ_k –ETM tematik kartoqrafının k -cı kanalında əksətmə siqnalı; $a_k (k = \overline{1, m})$ – çəki əmsallarıdır.

(3.1.5)-dən göründüyü kimi suyun keyfiyyəti a_k çəki əmsalları ilə $\rho_{k\lambda}$ siqnallarının xətti skalyar burulması kimi təyin olunur. Lakin, baxılan halda əsas

$$WQI_j = \sum_{i=1}^n \rho_{jk} a_k.$$

Çinli tədqiqatçıların [154] göstərdikləri kimi WQI_j kəmiyyəti ilə suyun əksətmə xarakteristikası arasında müəyyən statistik qarşılıqlı əlaqə mövcuddur. Həmin müəlliflər tərəfindən çayın öz hövzəsinə görə çirklənməsi üzrə aparılmış tədqiqatçıların nəticələri şərh edilmişdir. Ümumilikdə müxtəlif yerlərdən götürülmüş 48 su nümunəsi tədqiq edilmişdir. Ölçmə nəticələrinə görə suyun çirklənməsinin 5 kateqoriyası formalaşdırılmış və nəticələr cədvəl 3.1.2-də göstərilmişdir.

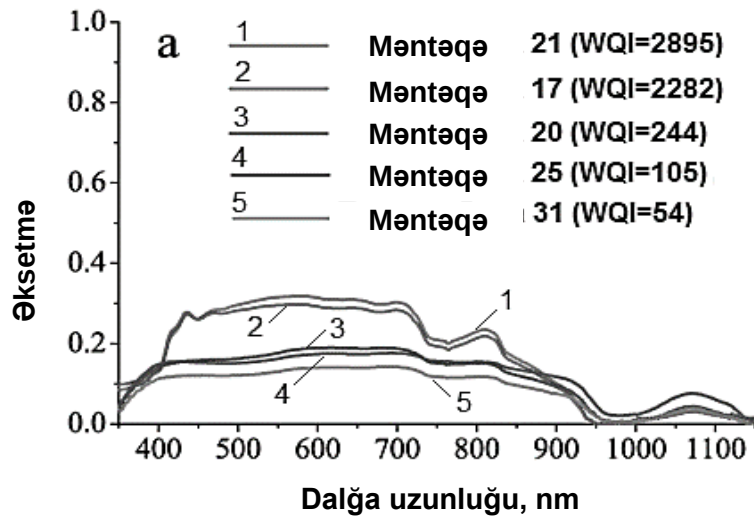
Cədvəl 3.1.2

Çirklənmə səviyyəsinə görə suyun kateqoriyaları

Kateqoriya	WQI	Ölçmə məntəqəsinin nömrəsi
1	2895	21
2	2282	17
3	244	20
4	105	25
5	54	31

Həmçinin orada nümunələrin götürüldüyü bütün 48 nöqtə üzrə suyun spektral xarakteristikaları tədqiq edilmişdir. Təsnifat əlaməti qismində dalğa uzunluğunun 700 *nm* və 950 *nm* qiymətlərində absorbsiya əmsalının qiymətləri götürülməklə spektral xarakteristikalar qruplaşdırılmışdır. Araşdırmalardan belə məlum olmuşdur ki, çay gölə tökülən yerin yaxınlığından götürülmüş suyun əksətmə signalı ən böyük qiymət almışdır. Eyni zamanda çayın gölə töküldüyü yerdən uzaqda yerləşən məntəqədən götürülmüş suyun WQI göstəricisi və əksətmə qabiliyyəti ən kiçik olmuşdur. Müvafiq ortalaşmış qiymətlər şəkil 3.1.1-də göstərilmişdir.

Şəkil 3.1.1-də göstərilmiş ayrılar 750 *nm* və 980 *nm* dalğa uzunluqlarında iki güclü udulma zonasına, həmçinin 452 *nm*, 703 *nm* və 850 *nm* dalğa uzunluqlarında 3 zəif udulma zonasına malikdirlər. Eyni zamanda su hövzəsindəki suyun çirklənmə dərəcəsi 700-720 *nm* və 1070 *nm* dalğa uzunluqlarında asanlıqla təyin edilə bilər.



Şəkil 3.1.1 WQI göstəricisinin müxtəlif qiymətlərində tədqiq olunan gölün ayrı-ayrı nöqtələrindən götürülmüş nümunələrin əksətmə xarakteristikalarının ortalaşmış qiymətləri

Buradan da belə nəticəyə gəlmək olur ki, əgər tədqiq olunan su hövzəsi üzrə şəkil 3.1.1-də göstərilən ayrılar formasında verilənlər bankı olarsa, onda əvvəlcədən WQI indeksini hesablamaqla verilən qrafiklər əsasında ρ_{jk} əksətmə əmsallarını dalğa uzunluğuna görə hesablamaq olar. Sonra isə (3.1.8) tənliklər sistemi qurulur və çəki əmsalları hesablanır ki, bu da WQI_j -nin hesablanmış qiymətini (3.1.5) skalyar cəm kimi ifadə etməyə imkan verir.

Beləliklə də ÜST tərəfindən tövsiyə olunmuş WQI göstəricisi və çox faktorlu reqressiya qiymətləndirilməsi şəklində olan göstəricilər qarşı-qarşıya qoyulmuşdur. Bunların nəticəsində müxtəlif dalğa uzunluqlarında əksətmə signalı ilə xüsusi hesablanmış çəki əmsallarının skalyar hasilindən ibarət cəbri çoxhədli formasında yeni kəmiyyət göstəricisi alınmışdır. Bu göstərici kəmiyyətə su nümunələrinin götürüldüyü nöqtələrin WQI-si kimi təyin olunur.

Bununla apardığımız araşdırmalarda su hövzələrinin çirklənməsinin qiymətləndirilməsində istifadə olunan mövcud göstəricilərin qısa xülasəsi təqdim edilmişdir. Su hövzələrinin çirklənməsində istifadə olunan WQI göstəricisi və çox faktorlu reqressiya göstəricisi əsasında ədədi olaraq tədqiq olunan nöqtənin WQI-nə bərabər olan skalyar çoxhədli şəklində yeni göstərici təklif edilmişdir.

Bunlarla yanaşı tədqiq olunan su hövzələrinin çirklənməsi haqqında verilənlər

bankında saxlanılan informasiyadan istifadə imkanları göstərilmişdir.

3.2. Çoxkomponentli çirkləndiricilərin ölçmə verilənləri əsasında suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsi üsulu

Bəzi tədqiqatçıların göstərdiyi kimi su ehtiyatlarının qorunub saxlanılmasının idarə edilməsi və suyun keyfiyyətinin yüksəldilməsi çox sayda təsiredici faktorların nəzərə alınmasını və analizini tələb edir [25]. Su obyektlərinin vəziyyətinin öyrənilməsi əksər hallarda hidroloji parametrlərin yaxşı strukturlaşdırılmış verilənlər bazasından istifadə edilməsini tələb edir.

Su hövzələrindəki suyun keyfiyyətinin ən vacib xarakteristikası suyu çirklənməsinin hidrokimyəvi indeksidir (SÇİ).

SÇİ-nin hesablanması su obyektlərinin orta illik çirklənməsinin konsentrasiyası üzrə aşağıdakı kimi hesablanır [27]:

$$\gamma = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{io}}}{n} \quad (3.2.1)$$

burada C_i – i -ci çirkləndiricinin konsentrasiyası; C_{io} – i -ci çirkləndiricinin yol verilən həddi (YVH); n – çirkləndiricilərin sayıdır.

Çirkləndiricilərin növündən asılı olaraq və onların fərdi xarakteristikaları nəzərə alınmaqla suyun çirklənməsinin (3.2.1) ifadəsindən fərqli olan hidrobioloji indeksindən də istifadə olunur ki, bu da sudakı fitoplanktonlarla, perifitonlarla xarakterizə edilir:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N (S_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^N h_i} \quad (3.2.2)$$

burada S_i – hidrobiontların xüsusi cəvəllə verilmiş nümunəvi qiyməti; h_i – indikator orqanizmlərinin nisbi rast gəlinməsi (mikroskopun görünüş dairəsində); N – seçilmiş indikator orqanizmlərinin sayıdır.

Yol verilən konsentrasiya həddinə görə suları aşağıdakı növlərə ayırırlar [32]:

1. İçməli sular.
2. Təbii sular (təsərrüfat, məişət, balıq təsərrüfatının su nohurları).
3. Aşağıdakı göstəricilərlə təyin edilən çirkab sular:
 - temperatur;
 - üzvi-leptik göstəricilər (iy, dad və s.);
 - pH (hidrogen göstəricisi);
 - qələvillik və turşluq;
 - mineral tərkib;
 - karbonatlar və hidrokarbonatlar;
 - sulfatlar;
 - xloridlər;
 - bərk qalıqlar;
 - kalsium və maqneziumun miqdarı;
 - həll olunmuş oksigen;
 - oksigenə biokimyəvi tələbat;
 - biogen elementlər;
 - floridlər.

Müəlliflər qrupu [68, s.781-794] tərəfindən göstərildiyi kimi müasir dövrdə suyun keyfiyyət indeksinin (SKİ) hesablanması üçün aşağıdakı iki üsul daha geniş istifadə edilir:

- ətraf mühit üzrə Kanadanın Nazirlər Şurasının üsulu (CCME);
- Milli Sanitariya Fondunun üsulu (NSF).

Birinci üsula qısaca nəzər saldıqda məlum olur ki, suyun keyfiyyət indeksinin hesablanması üçün aşağıdakı düstur istifadə olunur:

$$SKI_{CCME} = 100 - \left(\frac{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}{1,731} \right) \quad (3.2.3)$$

burada $F_1 = \frac{P_1}{P_0} \times 100$; P_1 – qiymətləri təyin olunmuş normanı aşan keyfiyyət parametrlərinin sayı; P_0 – baxılan parametrlərin ümumi sayıdır.

$$F_2 = \frac{N_1}{N_0} \times 100$$

burada N_1 – normanı aşan testlərin sayı; N_0 – aparılan testlərin ümumi sayı.

$$F_3 = \frac{S_1}{0.01S_1 + 0.01} \times 100$$

$$S_1 = \frac{\sum_{j=1}^{k_1} \gamma_j}{N_0};$$

$$\gamma_j = \frac{\alpha_j}{\alpha_{jN}}$$

burada $\gamma_j - \alpha_j$ – parametrinin özünün α_{jN} ($\alpha_j > \alpha_{jN}$) normativ qiymətini aşmasının nisbi kəmiyyəti; k_j – yol verilən normanı aşan parametrlərin sayıdır.

Yuxarıda şərh olunanlardan göründüyü kimi SKI_{CCME} üsulu kifayət həcmdə hesablamaların aparılmasını tələb edir. Bundan fərqli olaraq SKI_{NSF} üsulu özünün kompakt olması ilə fərqlənir və aşağıdakı göstəricinin olmasını tələb edir:

$$SKI_{NSF} = \prod_{i=1}^n P_i^{\alpha_i} \quad (3.2.4)$$

burada P_i – suyun keyfiyyətinin ($1 \div 100$) intervalında dəyişən i -ci parametri; α_i – qiyməti ($0 \div 1$) intervalında dəyişən i -ci parametrin çəki əmsalıdır.

Qeyd edilməlidir ki, [35, s.177-185] işində SKI_{NSF} indeksinin hesablanması müxtəlif üsulları şərh olunmuşdur.

Bu üsulun əsas xüsusiyyəti ondan ibarətdir ki, hər bir q_i parametrinin qiyməti subyektiv olaraq yox, ancaq konkret müəyyən olunmuş düsturun tətbiqi ilə təyin edilir. Belə düsturlardan bəziləri cədvəl 3.2.1-də göstərilmişdir.

Cədvəl 3.2.1

Parametr	İnterval	Düsturlar
Suyun temperaturu, C^0	15÷28	$q = 0,128t^3 - 8,456t^2 + 173,4t - 1036$

pH	6,1÷8,2	$q = -25,32 \cdot (pH)^2 + 365 \cdot 5 \cdot pH - 1219,6$
Elektrik keçiriciliyi, λ , mksm/sm	175÷425	$q = -0,1351\lambda + 125,1$

Cədvəl 3.2.1-də göstərilmiş verilənlərdən göründüyü kimi temperatur və pH kimi universal göstəricilər müvafiq q_i parametri ilə müəyyən funksional asılılığa malikdir. Bununla yanaşı aşağıdakı şərtlər verildikdə α_i və P_i göstəriciləri arasında hansı optimal əlaqənin olması məsələsi müəyyən maraq doğurur:

$$\sum_{i=3}^n \alpha_i = \text{const} = \alpha_0 \quad (3.2.5)$$

$$\prod_{i=3}^n P_i^{\alpha_i} = \text{const} = C \quad (3.2.6)$$

(3.2.5) və (3.2.6) ifadələrini nəzərə almaqla (3.2.4) bərabərliyini aşağıdakı kimi təqdim edə bilərik:

$$\gamma = P_1^{\alpha_1} \cdot P_2^{(1-\alpha_1-\alpha_0)} \cdot C. \quad (3.2.7)$$

α_1 və P_1 göstəriciləri arasında aşağıdakı şəkildə funksional asılılığa baxaq:

$$\alpha_1 = \alpha_1(P_1) \quad (3.2.8)$$

Həmçinin suyun keyfiyyətinin aşağıdakı kimi təyin olunan integral göstəricisinə baxaq:

$$\beta_1 = \int_{P_{1\min}}^{P_{1\max}} P_1^{\alpha_1(P_1)} \cdot P_2^{(1-\alpha_1(P_1)-\alpha_0)} \cdot C \quad (3.2.9)$$

(3.2.9) funksionalının ekstremal qiymətini təmin edə bilən $\alpha_1(P_1)$ funksiyasının formasını təyin edək. Funksional analiz kursundan məlum olduğu kimi

$$\alpha_1 = \alpha_1(P_1)_{opt}$$

optimallaşdırma məsələsinin həlli

$$\frac{d\{P_1^{\alpha_1(P_1)} \cdot P_2^{[1-\alpha_1(P_1)-\alpha_0]} \cdot C\}}{d(\alpha_1(P_1))} \quad (3.2.10)$$

şərtini ödəməlidir. Onda (3.2.10)-dan alarıq:

$$P_1 = P_2. \quad (3.2.11)$$

Beləliklə, (3.2.8) asılılığın olub-olmamasından asılı olmayaraq (3.2.9) funksionalı (3.2.11) şərti daxilində özünün ekstremumuna malik olur.

İkinci xüsusi optimallaşdırma məsələsinə baxaq. Məsələnin mahiyyəti ondan ibarətdir ki, su hövzəsinin əsasən iki çirkləndirici ilə çirklənməsi fərz edilir. Bu çirkləndiricilərin konsentrasiyasını P_1 və P_2 ilə işarə edək, ümumi orta çirklənmə səviyyəsini

$$\beta_2 = P_1^{\alpha_1} \cdot P_2^{(1-\alpha_1)} \quad (3.2.12)$$

kimi təyin edə bilərik.

Aparılan optimallaşdırmanın əsas məqsədi ondan ibarətdir ki, elə bir

$$P_1 = f(P_2) \quad (3.2.13)$$

funksional asılılığı tapılmalıdır ki,

$$\beta_2 = \int_{P_{2\min}}^{P_{2\max}} f(P_2)^{\alpha_1} \cdot P_2^{(1-\alpha_1)} dP_2 \quad (3.2.14)$$

məqsəd funksionalı ekstremal qiymət alsın.

(3.2.13) funksiyanı aşağıdakı məhdudiyyət şərtini qoyaq:

$$\int_{P_{2\min}}^{P_{2\max}} f(P_2) dP_2 = C, \text{ burada } C = \text{const} \quad (3.2.15)$$

(3.2.14) və (3.2.15) ifadələrini nəzərə almaqla şərtsiz variasiya optimallaşdırmasının məqsəd funksionalını formalaşdıraraq:

$$\beta_0 = \int_{P_{2\min}}^{P_{2\max}} f(P_2)^{\alpha_1} \cdot P_2^{\alpha_2} dP_2 - \lambda \left[\int_{P_{2\min}}^{P_{2\max}} f(P_2) dP_2 - C \right]. \quad (3.2.16)$$

(3.2.16) optimallaşdırma məsələsinin Eyler üsulu ilə həlli aşağıdakı kimi alınmışdır:

$$P_1 = \alpha_2 \sqrt{\frac{2C}{P_2^2}}. \quad (3.2.17)$$

Bununla da göstərmək olur ki, (3.2.17) həll ödənildikdə, (3.1.16) funksionalı maksimuma çatır. Nəticə olaraq praktikada su hövzələrinin iki komponentli çirklənməsində P_1 və P_2 göstəriciləri arasında mövcud ola biləcək (3.2.17) asılılığına yol verilməməsi tövsiyə olunur.

Bununla da su hövzələrinin çirklənməsinin mövcud göstəricilərinə baxılmışdır.

Həndəsi ortalasma düsturları əsasında formalaşdırılmış ümumi çirklənmələrin qiymətləndirilməsi məsələsi daha ətraflı araşdırılmışdır. Həndəsi ortalasma düsturunun inteqralından istifadə etməklə su hövzələrinin çirklənməsinin çoxkomponentli inteqral göstəricisinin hesablanması üçün iki optimallaşdırma məsələsi formalaşmış və həll edilmişdir. Birinci optimallaşdırma məsələsində birinci çirkləndiricinin konsentrasiyası ilə çəki əmsalı arasında əlaqə funksiyası daxil edilmişdir. Göstərilmişdir ki, yeni daxil edilmiş çirklənmə göstəricisi çirkləndiricilərin konsentrasiyası bərabər olduqda, ekstremuma malik olur.

İkinci optimallaşdırma məsələsində çirkləndiricilərin konsentrasiyası arasında əlaqə funksiyası daxil edilir və bu funksiyaya müəyyən məhdudiyyət şərti qoyulur. Optimallaşdırma məsələsinin həlli əsasında ümumi çirklənmənin maksimal qiymətə çatmasını göstərən axtarılan funksiyanın optimal forması alınmışdır.

3.3. İçməli suyun bulanıqlığının ölçülməsinin iki kriteriyalı optik-elektron üsulunun əməliyyat alqoritmi

Yüksək keyfiyyətli içməli suyun alınması daima aktual məsələ olduğundan, suyun keyfiyyətinin tədqiqi üzrə geniş sferada araşdırmalar aparılır.

İçməli suyun ən vacib göstəricilərindən biri onun bulanıqlığı hesab olunur. Bütün bunlar son 10 ildə suyun bulanıqlığının ölçülməsi üzrə çoxsaylı nəşr işlərinin meydana çıxması faktı ilə təsdiqlənir. [39, s.49-54; 40, s.8311-8335; 100; 149; 166, s.5421-5428]. Həmin tədqiqatların bəzilərində [37, s.49-54] göstərildiyi kimi bulanıqlıq əsasən suda olan müxtəlif ölçülü hissəciklər tərəfindən işığın udulma və səpələnmə dərəcəsi ilə xarakterizə olunur. Bulanıqlığın ölçülməsi üçün aşağıdakı ölçü vahidlərindən istifadə olunur:

- Ceksona görə bulanıqlığın ölçü vahidi (JTU);
- Sıqnalın zəifləməsi nəzərə alınmaqla formazinə görə bulanıqlığın ölçü vahidi (FNU);
- Formazinə görə suyun bulanıqlığının ölçülməsinin qeyri-felometrik vahidi (FAU);
- Bulanıqlığının qeyri-felometrik vahidi (NTU).

Bulanıqlığın ölçülməsinin NTU vahidi tez-tez istifadə edilməklə aşağıdakı kimi ifadə olunur:

$$NTU = a(TSS)^b \quad (3.3.1)$$

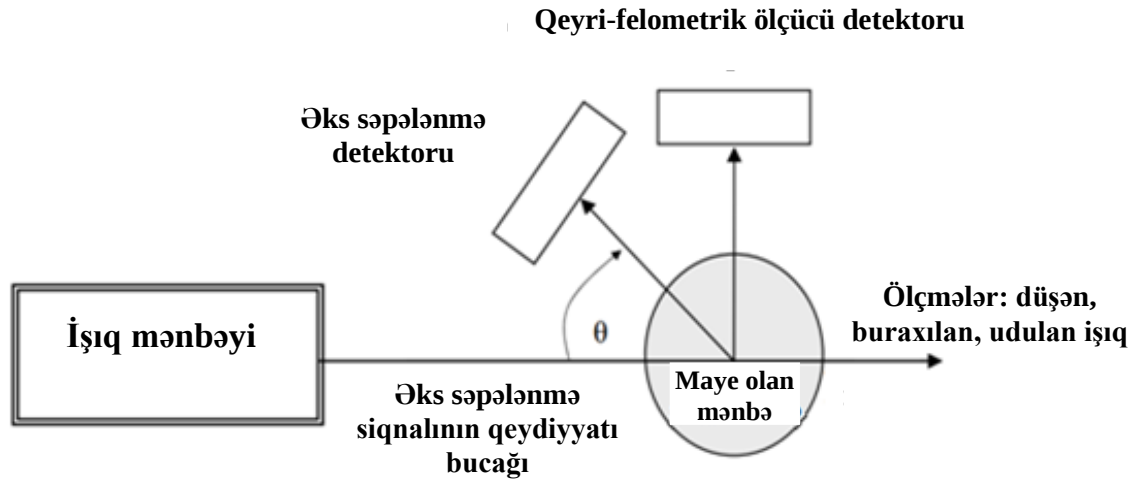
burada a, b – eksperimental təyin olunan əmsallar; TSS – asılı hissəciklərin mg/l -lə ölçülən konsentrasiyasıdır.

Suyun bulanıqlığını ölçən turbidimetrlər iki qrupa bölünürlər:

- suyun müəyyən qatından keçən işığın udulmasını və ya zəifləməsini ölçən absorbsiometrlər;
 - düşən işığın istiqamətinə 90° bucaq altında səpələnən işığı ölçən nefelometrlər.
- Göstərilən turbidimetriya üsulları şəkil 3.3.1-də şərh olunmuşdur.

Mənbə [40, s.8311-8335]-də göstərildiyi kimi düşən işıqla sudakı asılı hissəcik-

lərin qarşılıqlı təsiri bu hissəciklərin ölçülməsindən, formasından və tərkibindən, həmçinin turbidimetrim girişindəki şüalanmanın dalğa uzunluğundan asılıdır.



Şəkil 3.3.1 Turbidimetriya üsullarının qrafik təqdimatı

Ümumi şəkildə turbidimetrim çıxışında işığın intensivliyi aşağıdakı kimi təyin olunur [54, s.1085-1101; 84; 91, s.455-473]:

$$I_{out} = I_0 \exp[-(\alpha_a + \alpha_b)xc] \quad (3.3.2)$$

burada I_{out} – turbidimetrim çıxışındakı intensivlik; I_0 – turbidimetrim girişindəki intensivlik; x – işığın su mühitindən keçdiyi məsafənin uzunluğu; c – suyun tədqiq olunan nümunəsinin konsentrasiyası; α_a – absorbsiya əmsalı; α_b – səpələnmə əmsalıdır.

Qeyd edilməlidir ki, α_a və α_b əmsalları dalğa uzunluğundan asılıdır və [127, s.8710-8723; 158]-da göstərildiyi kimi aşağıdakı qiymətləri alırlar:

$$\alpha_a(470 \text{ nm}) = 0,0130 \text{ m}^{-1}$$

$$\alpha_a(635 \text{ nm}) = 0,3309 \text{ m}^{-1}$$

$$\alpha_b(470 \text{ nm}) = 0,0027 \text{ m}^{-1}$$

$$\alpha_b(635 \text{ nm}) = 0.0008 \text{ m}^{-1}$$

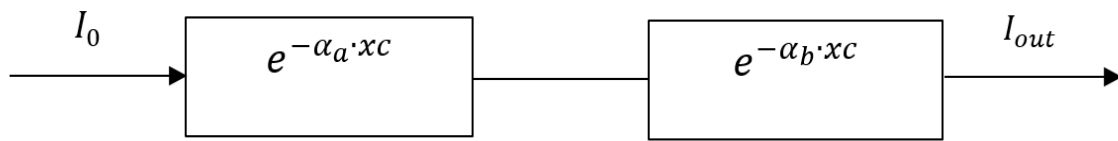
(3.3.2) ifadəsindən aydındır ki, əks səpələnmə signal nə qədər böyük olarsa, tədqiq olunan mühitin çıxışındakı signal o qədər kiçik olar.

Baxılan aydın müddəə əsasında su mühitinin bulanıqlığının təyininin ekstremal üsulu təklif edilir [10, s. 453-456].

İlk növbədə ümumilikdə qəbul olunmuş (3.3.2) modelini analiz etmək üçün həmin ifadəni aşağıdakı şəkildə yazaq:

$$I_{out} = I_0[e^{-\alpha_a \cdot xc}] \cdot [e^{-\alpha_b \cdot xc}] \quad (3.3.3)$$

(3.3.3) ifadəsi formal olaraq aşağıdakı kimi interpretasiya olunur və müvafiq fəaliyyət proseduru şəkil 3.3.2-də göstərilmiş ardıcılıqla həyata keçirilir:

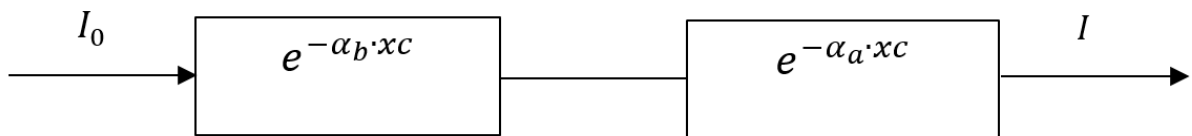


Şəkil 3.3.2 Suyun bulanıqlığının təyininin prosedur ardıcılığı

İşığın intensivliyi əvvəlcə absorbsiya səbəbindən, sonra isə səpələnmə səbəbindən zəifləməyə məruz qalır. Eyni zamanda işığın absorbsiyaya uğramış hissəsi səpələnir. Sonra (3.3.3) ifadəsini aşağıdakı kimi yazaq:

$$I_{out} = I_0[e^{-\alpha_b \cdot xc}] \cdot [e^{-\alpha_a \cdot xc}] \quad (3.3.4)$$

(3.3.4) tənliyi (3.3.3) tənliyinin analoqu kimi təqdim edilmiş, modelin fəaliyyət proseduru şəkil 3.3.3-də göstərilmişdir.



Şəkil 3.3.3 Suyun bulanıqlığının modelinin fəaliyyət proseduru

Şəkil 3.3.3-dən göründüyü kimi işığın səpələnmemiş I_0 hissəsi udulmaya məruz qalmır. Bu halda I_0 işıq signalının səpələnən hissəsini təyin edək:

$$I_{scat} = I_0 - e^{-\alpha_b \cdot xc}. \quad (3.3.5)$$

Nəticədə $I_{\Sigma_i} = I_{out} + I_{scat}$ ümumi signalı

$$I_{\Sigma_i} = I_0 - I_0 e^{-\alpha_b x} + I_0 [e^{-(\alpha_a + \alpha_b)xc}] \quad (3.3.6)$$

kimi təyin edilir.

Fərz edək ki, (3.3.6) ifadələrinin komponentlərinə β_1, β_2 burada $\beta_1 + \beta_2 = 1$ çəki əmsallarını tətbiq etmək olar. Bu halda alırıq:

$$I_{\Sigma_i} = \beta_1 [I_0 - I_0 e^{-\alpha_b xc}] + \beta_2 I_0 \cdot e^{-(\alpha_a + \alpha_b)xc}. \quad (3.3.7)$$

Birinci yaxınlaşmada qəbul etsək ki, $\alpha_a = \alpha_b$, bu halda (3.3.7)-dən alırıq:

$$I_{\Sigma_i} = \beta_1 I_0 - \beta_1 I_0 e^{-z} + \beta_2 I_0 e^{-2z} \quad (3.3.8)$$

burada $z = \alpha xc$.

(3.3.8)-in ekstremumunu tapmaq üçün törəməsini hesablasaq, alırıq:

$$\frac{dI_{\Sigma_i}}{dz} = -\beta_1 I_0 e^{-z} + 2\beta_2 I_0 e^{-2z}. \quad (3.3.9)$$

$\frac{dI_{\Sigma_i}}{dz} = 0$ şərtindən alırıq:

$$e^{-z} = \frac{\beta_1}{2\beta_2}. \quad (3.3.10)$$

(3.3.10) ifadəsindən alırıq:

$$Z = \ln \frac{2\beta_2}{\beta_1} \quad (3.3.11)$$

yaxud

$$\alpha xc = \ln \frac{2\beta_2}{\beta_1}. \quad (3.3.12)$$

Beləliklə, (3.3.12) şərti ödənildikdə (3.3.8) ifadəsi ekstremum qiymət alır. Ekstremumun növünü təyin etmək üçün $I_{\Sigma i}$ ifadəsinin Z -ə görə ikinci tərtib törəməsini hesablasaq, alarıq:

$$\frac{d^2 I_{\Sigma i}}{dz^2} = -\beta_1 I_0 e^{-z} + 4\beta_2 I_0 e^{-2z}.$$

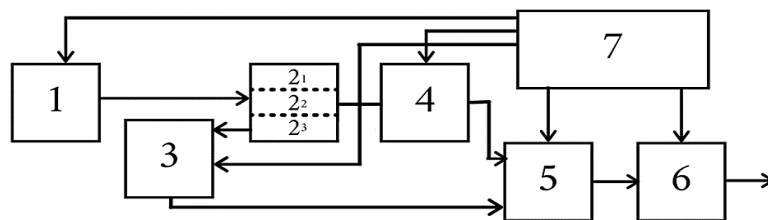
Nəticədə alınır ki,

$$\beta_1 < 4\beta_2 e^{-z} \quad (3.3.13)$$

şərti ödənildikdə (3.3.8) ifadəsi minimum qiymət, əks halda isə maksimum qiymət alır. Beləliklə də su nümunələrində çirkləndiricilərin konsentrasiyasının ölçülməsinin təklif olunan üsulunun alqoritmik realizasiyası aşağıdakı mərhələləri əhatə edir:

1. β_{1i} və β_{2i} verildikdə i -ci dövr üçün (3.3.8) signalı formalaşdırılır.
2. $I_{\Sigma i}$ kəmiyyəti $z_i (i = \overline{1,3})$ triada qiymətləri üçün təyin olunur: $z_1 = \kappa_0$; $z_2 = \kappa_0 + \Delta\kappa$; $z_3 = \kappa_0 + 2\Delta\kappa$ ($\Delta\kappa$ –qeyd olunmuş hər hansı kəmiyyət; κ_0 –axtarılan kəmiyyətdir).
3. Seçilmiş z triadası üzrə I_{Σ} ölçmələri aparılır və ekstremumun olması yoxlanılır. Əgər ekstremum aşkar edilibsə, onda sonrakı mərhələlər yerinə yetirilir.
4. (3.2.12) ifadəsi əsasında α , x , c –nin qiyməti təyin olunur.
5. Ekstremumun xarakteri üzrə (3.3.13) şərti yoxlanılır.
6. Məlum c , x qiymətləri üçün TSS göstəricisi və (3.3.1)-ə görə bulanıqlıq təyin olunur.
7. Əgər ekstremum aşkar edilməsə, onda $j=i+1$ addımına keçid həyata keçirilir.

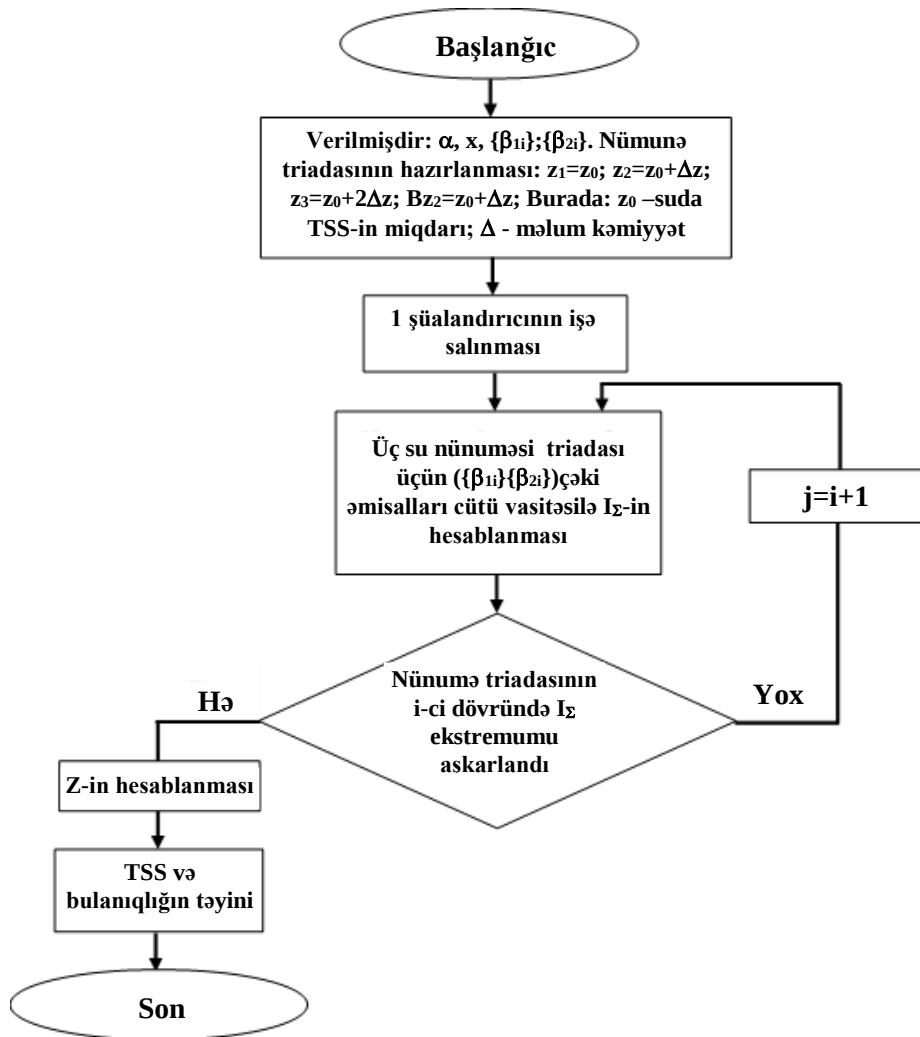
Təklif olunan ekstremal üsul üzrə bulanıqlığın təyin edilməsi üçün praktiki qurğunun struktur sxemi şəkil 3.3.4-də göstərilmişdir.



Şəkil 3.3.4 Bulanıqlığın təyin edilməsi qurğusunun struktur-sxemi:

1 – işıq mənbəyi, 2 – üç su nümunəsi küveti, 3 – əksinə səpələnən işığın ölçücüsü, 4 – zəiflənməmiş işığın ölçücüsü, 5 – ümumi siqnalda ekstremumun aşkar edilməsi bloku, 6 – qiymətlər formalaşdırıcısı, 7 – idarəetmə blokudur.

Təklif olunan üsulun əməliyyat alqoritminin blok-sxemi şəkil 3.3.5-də göstərilmişdir.



Şəkil 3.3.5 Bulanıqlığın təyini üçün təklif olunmuş üsulun əməliyyat alqoritmi

Siqnalın 6-cı blokun çıxışında ekstremuma malik olmasının yoxlanılması üçün (şəkil 3.3.4) model hesablamaları aparaq. Bunun üçün (3.3.8) ifadəsindən istifadə olunur və $x = e^{-z}$ işarələnməsi qəbul edilir. Bu halda (3.3.8) ifadəsini aşağıdakı kimi yazı bilərik:

$$I_{\Sigma i} = \beta_1 I_0 - \beta_1 I_0 x + \beta_2 I_0 x^2 \quad (3.3.14)$$

$\beta_2 = 1 - \beta_1$ olduğunu nəzərə almaqla (3.3.14) ifadəsini aşağıdakı kimi yazaq:

$$\gamma = \beta_1(1 - x) + (1 - \beta_1)x^2 \quad (3.3.15)$$

burada $\gamma = I_{\Sigma_i}/I_0$.

β_1 , β_2 və x parametrlərinin müxtəlif qiymətlərində γ -nın hesablanmış qiymətləri:

X	γ	
	$\beta_1=0.1$	$\beta_2=0.2$
0	0,1	0,2
0,05	0,0972	0,1925
0,1	0,099	0,188
0,2	0,116	0,192
0,3	0,151	0,212

Cədvəldə göstərilən verilənlərdən aydın olur ki, γ kəmiyyətinin qiymətləri β_1 artdıqca x -in böyük qiymətləri tərəfə sürüşür. Bu halda minimumun alınmasının (3.3.13) şərti həm $\beta_1=0,1$ üçün, həm də $\beta_2=0,2$ üçün tamamilə ödənilir. Belə ki, $\beta_1=0,1$ olduqda, $0,1 < 4 \cdot 0,9 \cdot 0,05$ alınır. $\beta_2=0,2$ olduqda $0,2 < 4 \cdot 0,8 \cdot 0,1$ bərabərsizliyi ödənilir.

Beləliklə də optik-elektron üsullarla içməli suyun bulanıqlığının ölçülməsinin yeni iki kriteriyalı ekstremal üsulu təklif edilmişdir. Təklif edilən üsul tədqiq olunan mühit üçün ekstremal xassəyə malik olan xarakterik göstəricinin tərtib olunmasını nəzərdə tutur. Həmin göstərici əvvəlcədən müəyyən edilmiş çəki əmsallarına malik iki əks fazalı kriteriyanın skalyar bükülməsi formasına malikdir. Su nümunələrinin bulanıqlığının ölçülməsi prosesi skalyar bükülmənin qiymətinin ekstremumunun aşkarlanmasını və digər göstəricilərin verilmiş qiymətlərində bulanıqlığın axtarılan qiymətinin hesablanmasını nəzərdə tutur.

3.4. Kombinə edilmiş ölçmə üsulları əsasında suyun keyfiyyətinə nəzarət sisteminin strukturunun işlənilməsi

Suyun çirklənməsi həm inkişaf etmiş, həm də inkişafda olan ölkələr üçün qlobal problem hesab edilir. Belə problemin meydana çıxmasında qrunut sularının çirklənməsi xüsusi yer tutur. İçməli sular daima qeyri-üzvü maddələrin, ağır metalların, bakteriyaların və digər kimyəvi birləşmələrin təsirinə məruz qalır.

Bəzi tədqiqatlarda [125,s.39-53] suyun çirklənməsi aşağıdakı növlərə ayrılır:

- səbəbləri insanların fəaliyyət sferasından kənarda olan təbii çirklənmələr;
- pestisidlərin, herbisidlərin və digər kübrələrin həddən artıq istifadə olunması səbəbindən yaranan kənd təsərrüfatı çirklənmələri;
- istehsalda maye tullantıların yaranması ilə əlaqədar sənaye çirklənmələri;
- insanların həyat fəaliyyəti ilə əlaqədar müəyyən məişət tullantılarının yaranması nəticəsində baş verən yaşayış-kommunal çirklənmələr.

Bəzi tədqiqatlarda [77, s.543-549] göstərildiyi kimi suyun keyfiyyətinə nəzarət həm laborator analizi üsulları ilə, həm də məsafədən müşahidə üsulları ilə həyata keçirilə bilər. Məsafədən müşahidə üsulları həm hiperspektral təsvirlərdən, həm də termal təsvirlərdən istifadəni tələb edir ki, bununla da sudakı asılı hissəciklərin, xlorofilik, üzvü və qeyri-üzvü maddələrin miqdarını təyin etmək mümkün olur [107, s.1307-1314].

Laborator tədqiqatların aparılması üçün absorbsiya və fluorescent analiz üsullarından, həm də spektral əksətmə xassələrinin analizi üsullarından istifadə olunur.

İndi isə suyun keyfiyyətinin perspektiv laborator analizi üsullarına baxaq. [34]-ci ədəbiyyatda qeyd edildiyi kimi atom-spektral analiz üsulu suyun keyfiyyətinə nəzarət üçün perspektiv üsullardan biridir. Belə üsullar sırasına daxildirlər:

- atom absorbsiya analiz üsulu;
- atom-emissiya analizi üsulu;
- kütləvi-spektral analiz üsulu.

Digər perspektiv üsullar sırasında fluorescent üsul da xüsusi yer tutur.

Bu üsulun mahiyyəti ondan ibarətdir ki, atom və molekulların yüksək enerji

vəziyyətinə keçən elektronları xarici təsirlər altında ilkin vəziyyətə qaydır və müəyyən dalğa uzunluğu diapazonunda elektromaqnit dalğaları emissiya edir. Belə fluoressent şüalanmanın informasiya göstəriciləri qiymətlərinin müəyyənləşdirilməsi tələb olunan bu və ya digər parametrləri qiymətləndirməyə imkan verir.

“Klassik” spektral üsullara gəldikdə isə burada ilk növbədə absorbsiya, əksətmə və emissiya üsulları qeyd edilməlidir.

Baxılan bölmədə əsas məqsəd yuxarıda göstərilən “klassik” spektroskopiya üsulları ilə fluoressent üsulların kombinə edilməsi imkanlarının öyrənilməsi və suyun keyfiyyətinin qiymətləndirilməsində kombinə edilmiş üsullardan istifadə imkanlarının araşdırılmasından ibarətdir [17, s.38-43].

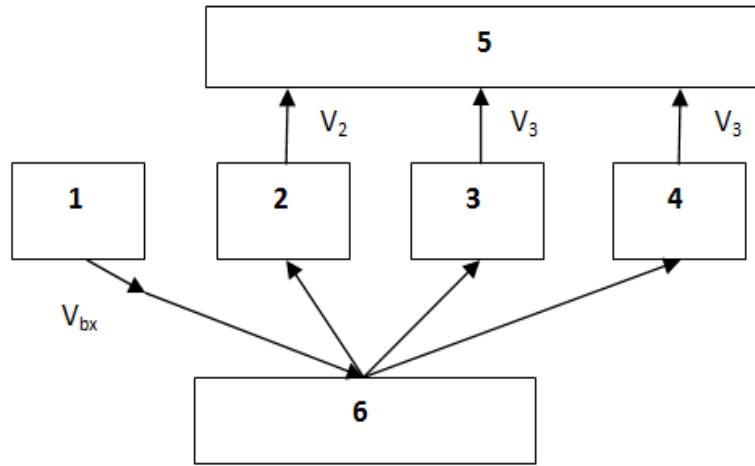
Təklif edilən əksətmə-fluoressent üsulun əsas mahiyyəti monoxromatik optik giriş təsiri halında aşağıdakı üç şüalanmanın formalaşması üçün vahid xarici optik şüalanmadan istifadədən ibarətdir:

- dalğa uzunluğu ilkin təsiredici optik siqnalın dalğa uzunluğu ilə üst-üstə düşən əks olunan şüalanma;
- dalğa uzunluğunun bəzi geniş diapazonunda fluoressent şüalanma;
- dalğa uzunluğunun bəzi dar diapazonunda Raman şüalanması.

Qeyd edilməlidir ki, ilkin xarici şüalanmanın dalğa uzunluğu formalaşdırılan fluoressent şüalanmanın dalğa uzunluğu intervalına daxil ola bilər. Bu halda əks olunan siqnalı fluoressent siqnaldan fərqləndirmək üçün baxılan siqnalların aşağıdakı amplitud-zaman əlamətlərindən istifadə edirlər:

- əks olunan siqnalın amplitudu zamana görə dəyişmir;
- formalaşdırılmış fluoressent şüalanmanın amplitudu qısa zaman intervalında kəskin dəyişir (azalır).

Əksətmə-fluoressent-ölçmə üsulunu reallaşdıran qurğunun struktur sxemi şəkil 3.4.1-də göstərilmişdir.

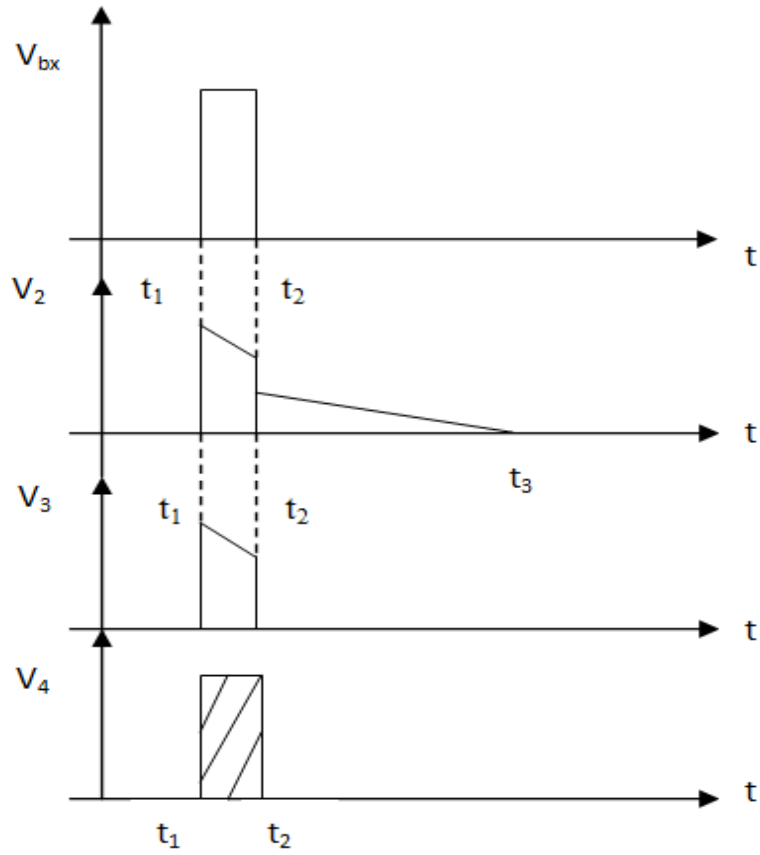


Şəkil 3.4.1 Əksetmə fluoressent üsulu realizə edən qurğunun struktur sxemi:

Burada:

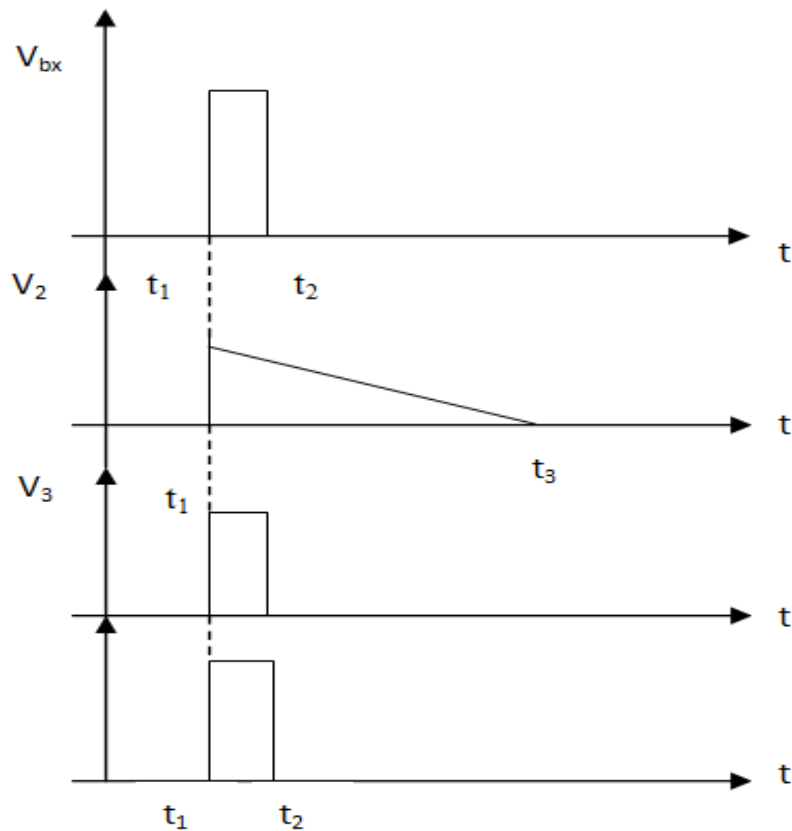
- 1 – λ_i dalğa uzunluğunda xarici şüalandırıcı;
- 2 – fluoressent siqnalın qəbulu üçün $\lambda_2 \div \lambda_3$ dalğa uzunluğu intervalında qəbuledici qurğu;
- 3 – əksetmə siqnalının λ_1 dalğa uzunluğunda qəbulu qurğusu;
- 4 – dalğa uzunluğunun $\lambda_2 \div \lambda_3$ intervalına daxil olmayan qeyd edilmiş λ_4 dalğa uzunluğunda Raman şüalanmasının qəbulu qurğusudur.

λ_i dalğa uzunluğu fluoressent şüalanma siqnalının $\lambda_2 \div \lambda_3$ intervalı hüdudunda yerləşdiyi hal üçün giriş və qurğuda formalaşdırılmış siqnalın zaman diaqramları şəkil 3.4.2a-da göstərilmişdir. Burada $t_1 \div t_2$ – giriş optik siqnalın davamətmə müddəti; t_3 – fluoressent siqnalın sıfırlanmasının zaman nöqtəsidir.



Şəkil 3.4.2a λ_i dalğa uzunluğu $\lambda_2 \div \lambda_3$ intervalı daxilində yerləşən hal üçün ilkin və qurğuda formalaşdırılmış siqnalların zaman diaqramları

Şəkil 3.4.2b-də λ_i dalğa uzunluğu $\lambda_2 \div \lambda_3$ intervalının xaricində yerləşdiyi hal üçün giriş və qurğuda formalaşdırılan siqnalların zaman diaqramları göstərilmişdir.

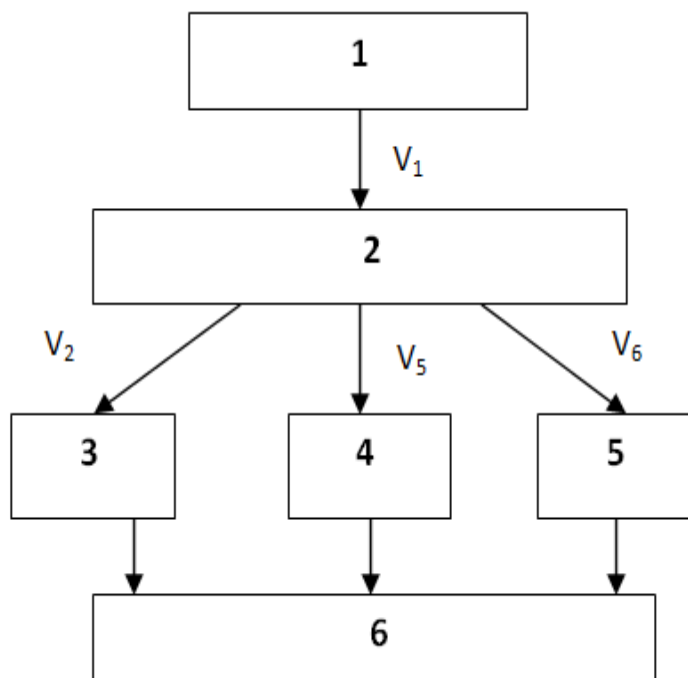


Şəkil 3.4.2b λ_1 dalğa uzunluğu $\lambda_2 \div \lambda_3$ dalğa uzunluğu intervalına daxil olmayan hal üçün giriş və əksetmə-fluorescent üsulu reallaşdırın qurğuda formalaşdırılan siqnalların zaman diaqramları:
(İşarələnmələr şəkil 3.4.2a-da göstərildiyi kimidir)

Qeyd edilməlidir ki, $(\lambda_1 \div \lambda_2)$ və $(\lambda_3 \div \lambda_4)$ dalğa uzunluğu intervalları üst-üstə düşmür, belə ki, $(\lambda_1 \div \lambda_2)$ intervalı öyrənilən maddənin absorbsiya xassəsi nəzərə alınmaqla seçilir, $(\lambda_3 \div \lambda_4)$ intervalı isə maddənin fiziki xassələri ilə tətin olunur. Absorbsiya - fluorescent üsulu realizə edən qurğunun struktur sxemi şəkil 3.4.3-də göstərilmişdir.

Baxılan halda şüalandırıcının 1 ilkin siqnalı qeyri-monoxromatik siqnal olduğundan, onda V_2 və V_5 siqanllarının dalğa uzunluğu intervalları hissə-hissə üst-üstə düşə bilərlər. Eyni zamanda fluorescent siqnalın davamətmə müddəti bir neçə millisaniyəni aşmadığından, əvvəli V_{21} və sonu V_{22} olan zaman intervalında dalğa uzunluqlarının üst-üstə düşdüyü zonada V_2 ölçmə siqnalını yazmaqqla və sonradan $V_{21}-V_{22}$ fərqlərini hesablamaqla dalğa uzunluqlarının üst-üstə düşdüyü zonada fluorescent

siqnalı təyin etmək olar.



Şəkil 3.4.3 Absorbsiya-fluorescent spektroskopiya üsulunu realizə edən qurğunun struktur sxemi:

1 – şüalanma mənbəyi; 2 – tədqiq olunan maddə; 3 – absorbsiya ölçmə kanalının qəbuledici qurğusu; 4 – fluorescent ölçmə kanalının qəbuledici qurğusu; 5 – Raman spektral kanalının qəbuledici qurğusu; 6 – siqnalların emalı qurğusu.

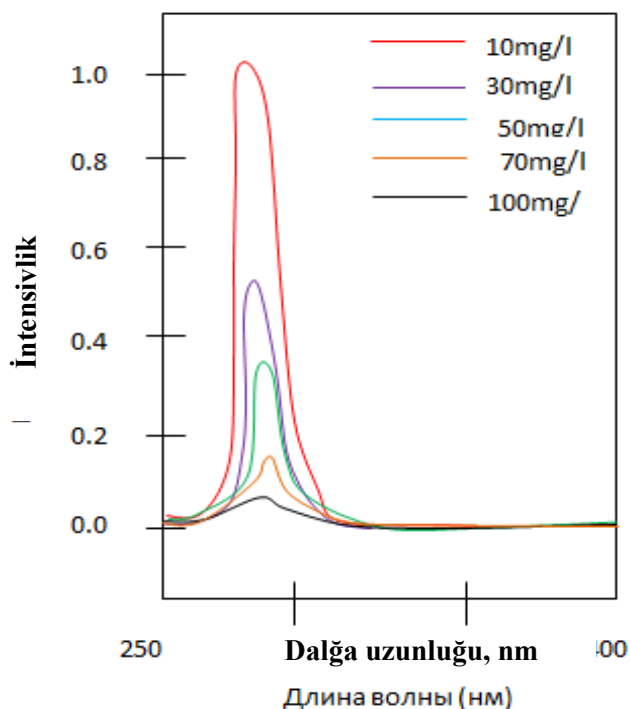
Baxılan halda şüalandırıcının 1 ilkin siqnalı qeyri-monoxromatik siqnal olduğundan, onda V_2 və V_5 siqanllarının dalğa uzunluğu intervalları hissə-hissə üst-üstə düşə bilərlər. Eyni zamanda fluorescent siqnalın davamətmə müddəti bir neçə millisaniyəni aşmadığından, əvvəli V_{21} və sonu V_{22} olan zaman intervalında dalğa uzunluqlarının üst-üstə düşdüyü zonada V_2 ölçmə siqnalını yazmaqla və sonradan V_{21} - V_{22} fərqlərini hesablamaqla dalğa uzunluqlarının üst-üstə düşdüyü zonada fluorescent siqnalı təyin etmək olar.

İndi isə absorbsiya-fluorescent üsulun praktiki realizə edilmə imkanlarına baxaq. Suyun keyfiyyətinə nəzarət üçün planlaşdırılan sistem aşağıdakı funksiyaları yerinə yetirmək üçün nəzərdə tutulmuşdur:

- suda olan müxtəlif bakteriyaların fluorescent şüalanmasının zəifləməsi əlamətinə görə toksiki maddələrin olması dərəcəsinə nəzarət;

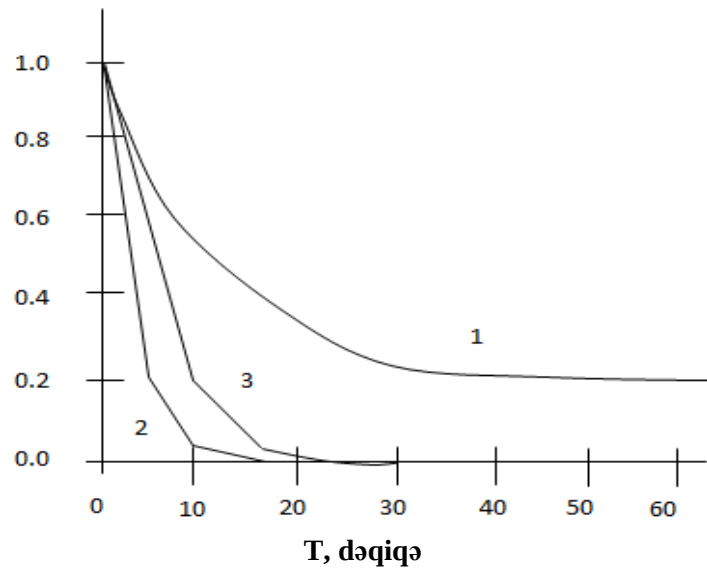
– absorbsiya spektroskopiya üsulu ilə suda üzvü maddələrin olması dərəcəsinə nəzarət.

Hər iki funksiya ultrabənövşəyi diapazonda yerinə yetirilir. Şüalandırıcı qismində 280 nm dalğa uzunluğunda şüalandıran güclü işıq emissiya edən dioddan istifadə olunur. Şəkil 3.4.4-də sudakı üzvü maddələrin müxtəlif konsentrasiyalarında zəifləmiş işıq diodunun spektral siqnalları göstərilmişdir.



Şəkil 3.4.4 Ultrabənövşəyi şüalanmanın 280 nm dalğa uzunluğunda tədqiq olunan mühitdən keçdiyi zaman zəifləmiş siqnalın intensivliyinin üzvü maddələrin konsentrasiyasından asılılığı

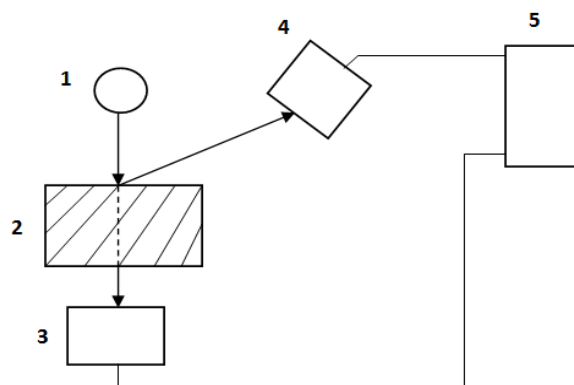
Sudakı üzvü maddələrin müxtəlif konsentrasiyalarında bakteriyaların fluoressent şüalanmasının intensivlik ayriləri şəkil 3.4.5-də göstərilmişdir.



Şəkil 3.4.5 Suda olan üzvü çirkləndiricilərin müxtəlif konsentrasiyalarında bakteriyaların fluoressent şüalanmasının zəifləmə qanunauyğunluğu:

1 – üzvü maddələr yoxdur; 2 – üzvü maddələrin miqdarı 1,7% təşkil edir;
3 – üzvü maddələrin miqdarı 3,5% təşkil edir.

Absorbsiya-fluoressent spektroskopiya üsulu ilə sudakı üzvü maddələrin miqdarına nəzarət sisteminin laborator maketinin struktur sxemi şəkil 3.4.6-da göstərilmişdir.



Şəkil 3.4.6 Absorbsiya-fluoressent spektroskopiya üsulu ilə sudakı üzvü maddələrin miqdarına nəzarət sisteminin laborator maketinin struktur sxemi:

1 – ultrabənövşəyi (UB) diapazonda şüalandırıcı işıq diodu; 2 – tədqiq olunan maye ilə doldurulmuş şəffaf qab; 3 – absorbsiya ölçmə kanalının zəifləmiş signal ölçücüsü;
4 – hesablama qurğusu, 5 – kontroller.

Həmin qurğu bir şüalandırıcıdan istifadə etməklə UB diapazonda fluorescent absorbsiya spektroskopiyanın təklif olunan üsulu ilə suda üzvü maddələrin olması dərəcəsinə nəzarəti həyata keçirir.

Beləliklə, göstərilmişdir ki, absorbsiya və fluoressensiya proseslərindən istifadə etməklə suda üzvü maddələrin olmasına nəzarəti həyata keçirən məlum üsullar absorbsiya-fluorescent və əksetmə-fluorescent üsulları şəklində birləşdirilə bilirlər ki, bu da bir xarici şüalanma mənbəyindən istifadə etməklə belə nəzarəti həyata keçirmək üçün yararlı olar. Təklif olunan üsulu realizə edən qurğunun laborator maketinin araşdırılması onun iş qabiliyyətinə malik olduğunu bir daha göstərdi.

Bununla da aparılmış tədqiqatların yekunu olaraq suda üzvü maddələrin olmasına nəzarət üçün kombinə edilmiş absorbsiya-fluorescent, həmçinin əksetmə fluorescent üsulların işlənilməsi məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Suyun keyfiyyətinə nəzarət qurğusunun struktur-sxemi işlənilmiş və zaman diaqramı analiz olunmuşdur. Həmçinin qurğunun laborator maketinin eksperimental araşdırılma nəticələri şərh edilmişdir.

III fəsil üzrə nəticələr

1. ÜST tərəfindən tövsiyə olunmuş suyun keyfiyyət indeksi (WQI) və çoxfaktorlu reqsessiya qiymətləndirilməsi kimi su hövzələrinin çirklənməsinin iki məlum göstəricisi əsasında skalyar çoxhədli şəklində təqdim olunan suyun çirklənməsinin yeni göstəricisi formalaşdırılmışdır.

2. Su hövzələrinin çoxkomponentli çirklənməsi üçün təklif olunan yeni integral göstəricinin hesablanması iki optimallaşdırma məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Birinci optimallaşdırma məsələsində çəki əmsalı ilə birinci çirkləndiricinin konsentrasiyası arasında əlaqə funksiyası daxil edilmiş, çirkləndiricilərin konsentrasiyası eyni olduqda, çirkləndiricinin yeni göstəricisinin ekstremuma çatdığı göstərilmişdir. İkinci optimallaşdırma məsələsində çirkləndiricilərin konsentrasiyası arasındakı əlaqə funksiyası və onların məhdudiyyət şərtləri daxil edilmiş, məsələnin

həlli ilə ümumi çirklənmənin qiymətini maksimuma çatdıran axtarılan funksiyanın optimal forması alınmışdır.

3. İçməli suyun tutqunluğunun optik-elektron üsulla ölçülməsi məsələsinin həlli üçün iki kriteriyalı ekstremal üsul təklif edilmiş, tədqiq olunan mühit üçün ekstremal xassəyə malik olan xarakterik göstərici müəyyənləşdirilmişdir.

4. Göstərilmişdir ki, suda olan üzvü maddələrin aşkarlanmasına imkan verən absorbsiya və fluoressent üsullarını absorbsiya-fluoressent və əksetmə-fluoressent üsullar formasında birləşdirməklə bir xarici şüalanma mənbəyindən istifadə etmək və suyun tərkibindəki üzvü maddələrə nəzarət etmək mümkündür. Belə kombinə olunmuş üsulun işlənilməsi məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir.

IV FƏSİL

İÇMƏLİ SUYUN TƏMİZLƏNMƏSİ PROSEDURLARINDA NƏZARƏT- ÖLÇMƏ SİSTEM VƏ VASİTƏLƏRİNİN İŞ REJİMİNİN OPTİMALLAŞDIRILMASI

4.1. Suyun çirkləndiricilərdən təmizlənməsinin multireaktor üsullarında fotokatalitik qurğunun fəaliyyətinin təşkili

Qeyd edilməlidir ki, müxtəlif üzvü çirklənmələrin təmizlənməsinin fotokatalitik üsulu ümumilikdə birinci tərtib kinetika tənliyinin müxtəlif modifikasiyalarına tabe olur [44, s.15-18; 49, s.2997-3027; 53, s.1045-1051; 74, s.197-207; 164, s.445-452]. Bu halda fotokatalitik təmizləmə texnologiyasına həsr edilmiş nəşrlərin əksəriyyətində ancaq tək reaktorlu konstruksiyalar şərh olunur. Bununla yanaşı əgər böyük həcmdə içməli suyun təmizlənməsindən söhbət gedirsə, onda təbii ki, təmizləyici qurğunun gücünün artırılması zərurəti qarşıya çıxır. Bu məsələ iki yolla həl edilə bilər:

- nəhəng reaktorların yaradılması və istismarı;
- bir necə reaktorun paralel iş rejiminin təşkil edilməsi;

Göstərilən birinci yol belə reaktorların qurulması üçün əlavə texnoloji əsasların işlənilməsini tələb edir və təmizləmə prosesi uzun müddət tələb edildiyindən, bu həll rəşional hesab edilmir. Bu nöqtəyi-nəzərdən böyük həcmdə içməli suyun təmizlənməsi üçün eyni növli reaktorların paralel işinin təşkil olunması, fotokatalitik təmizləmə şəbəkəsinin yaradılması çıxış yollarından biri olardı. Bu halda təbii ki, belə qurğuların paralel iş rejiminin optimallaşdırılması zərurəti qarşıya çıxır. Qeyd edilməlidir ki, fotokatalitik reaktorların işinin paralel təşkili ideyası yeni deyil və [94, s.5661; 89, s.198; 123, s.945;165] işlərində bu və ya digər formada baxılmışdır. Məsələn mənbə [94, s.5661]-də fotokatalizatorların 3D şəbəkəsinə malik reaktorların qurulmasının mövcud variantlarına baxılmış və belə strukturların yüksək adsorbsiya qabiliyyətinə malik olduğu göstərilmişdir. Bununla yanaşı belə strukturlar sərt termodinamik məhdudiyyətlərə malikdirlər və yüklərin rekombinasiya ehtimalı çox yüksəkdir.

Mənbə [123, s.945]-ci ədəbiyyatda dalğa uzunluğu ultrabənövşəyi $300 \div 400 \text{ nm}$

diapazonu əhatə edən bir neçə şüa mənbələrindən istifadə olunan reaktorun konstruksiyası şərh edilmişdir. Belə reaktorların ümumi səmərəliliyi hər bir ultrabənövşəyi şüalandırıcı üçün səmərəliliyi ayrılıqda hesablamaqla və sonradan toplamaqla müəyyən edilir, başqa sözlə göstərilən konstruksiyaya paralel birləşdirilmiş qurğu kimi də baxmaq olar.

Digər tədqiqatçılarda [89, s.198] göstəriləndiyi kimi fotokatalitik sistemlərdə kompaundun degradasiyası pH, temperatur, optik şüalanma, oksigen konsentrasiyası, kompaundun ilkin konsentrasiyası, fotokatalizatorların miqdarı kimi göstəricilərdən asılıdır. Eyni zamanda fotokatalizatorun həddən artıq yüklənməsi zamanı reaksiyanın sürəti azalır ki, bu da elektron-deşik rekombinasiyasının yüksək sürətli olması ilə izah olunur.

Bu halda reaktorda baş verən proseslərin modelləşdirilməsi aşağıdakı ardıcılıqla həyata keçirilə bilər:

- hidrodinamik modelləşdirmə;
- şüalanma mənbəyinin iş rejiminin modelləşdirməsi;
- optik şüalanmanın keçdiyi yolun modelləşdirilməsi;
- kinetik modelləşdirmə.

Bu bölmədə sonradan paralel strukturlu fotokatalitik reaktorlarda fotokataliz prosesinin kinetik modelləşdirilməsi məsələlərinə baxılmışdır [18, s.50-53; 19, s.368-374]. Fotokatalitik proses nanostrukturlaşmış TiO_2 -dən və aktivləşdirilmiş UB radiasiyadan istifadəni nəzərdə tutur. TiO_2 hissəcikləri UB şüalanmanın fotolarını udaraq elektron-deşik cütünü generasiya edir ki, bu da ətraf mühitlə qarşılıqlı təsirdə olaraq oksidləşmə-reduksiya reaksiyasının baş verməsinə gətirib çıxarır, nəticədə çirkləndiricilərin dekompozisiyası baş verir.

İndiki dövrdə fotokatalitik reaktorların iki əsas konfigurasiyası daha tez-tez istifadə olunur. Bunların birində fotokatalizatorun hissəcikləri asılı vəziyyətdə olur, fotokatalizator isə reaktorun səthinə yaxın müstəvilərdə mobilizasiya olunur.

Bu bölmədə sonradan baxılan inteqral kinetik model identik qurğu qismində prevdo-birinci tərtibli məlum kinetika tənliyi ilə ifadə olunan reaktorlara baxılmasına gətirib çıxarır [165].

Təklif olunan üsul psevdo-birinci tərtibli aşağıdakı kinetik tənliyə əsaslanır [165]:

$$\ln\left(\frac{C_0}{C}\right) = -k't \quad (4.1.1)$$

burada $k'=k_{\tau}K$ - fotoaktivləşmiş səthin ilkin aktivliyi ilə kompaundun qalıq konsentrasiyası arasındakı mütənasiblik əmsalı;

C – kompaundun qalıq konsentrasiyası;

C_0 – kompaundun (çirkəndiricinin) ilkin konsentrasiyası;

K – Lenqmüren dinamik adsorbsiya sabitidir.

(4.1.1) tənliyindən alırıq:

$$C = C_0 e^{-k't} \quad (4.1.2)$$

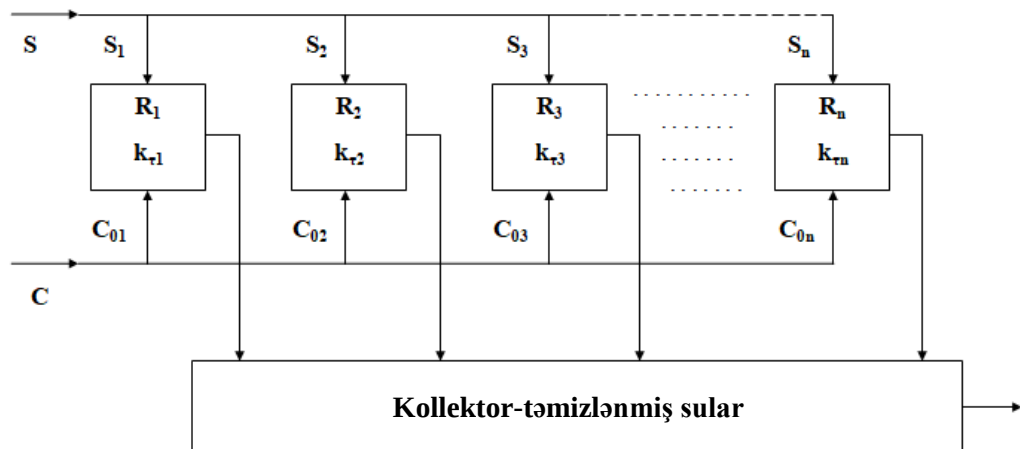
Baxılmaq üçün aşağıdakı funksiyaları daxil edək:

$$C_0 = f(S) \quad (4.1.3)$$

$$k' = \varphi(S) \quad (4.1.4)$$

Burada S - reaktora daxil edilən fotokatalizatorun miqdarıdır.

Şəkil 4.1.1-də qeyri-identik fotokatalizasiya reaktorlarının baxılan şəbəkəsinin sxemi göstərilmişdir.



Şəkil 4.1.1 Suyun təmizlənməsi üçün nəzərdə tutulmuş fotokatalizasiya qurğusunun struktur sxemi

Şəkildə göstərilmiş reaktorlar şəbəkəsinin sxemini, həmçinin (4.1.2), (4.1.3) və (4.1.4) ifadələrini nəzərə almaqla yazırıq:

$$\sum_{i=1}^n C_i = \sum_{i=1}^n f(S_i) e^{-\varphi(S_i)t}. \quad (4.1.5)$$

Sonradan belə qəbul edək ki, S_i parametri

$$S_i = S_{i-1} + \Delta S; \quad i = \overline{1, n}; \quad S_0 = 0; \quad \Delta S = \text{const} \quad (4.1.6)$$

kimi təyin edilir. Onda (4.1.5) ifadəsini aşağıdakı kimi yazı bilərik:

$$\sum_{i=1}^n C_i \cdot \Delta S = \sum_{i=1}^n f(S_i) e^{-\varphi(S_i)t} \Delta S \quad (4.1.7)$$

Şərti olaraq S -ə kəsilməz kəmiyyət kimi baxsaq, onda sudakı çirkləndirici komponentin F ümumi kəmiyyətini aşağıdakı kimi təyin edə bilərik:

$$F = \int_0^{S_{\max}} f(S) e^{-\varphi(S)t} dS \quad (4.1.8)$$

Axtarılan $\varphi(S)$ funksiyası üçün aşağıdakı məhdudiyyət şərtini qəbul edək:

$$\int_0^{S_{\max}} \varphi(S) dS = C; \quad C = \text{const} \quad (4.1.9)$$

(4.1.9) məhdudiyyət şərti fiziki olaraq fotoaktivləşmiş katalizatorun ehtiyatlarının məhdud olması ilə şərtlənir.

(4.1.8) və (4.1.9) ifadələrini nəzərə almaqla $\varphi(S)$ optimal funksiyasını hesablamaq üçün variasiya məsələsini tərtib edə bilərik. Bunun üçün məqsəd funksionalını F_0 -la işarə etsək, alırıq:

$$F_0 = \int_0^{S_{\max}} [f(S)e^{-\varphi(S)t} dS] + \lambda \left[\int_0^{S_{\max}} \varphi(S) dS - C \right] \quad (4.1.10)$$

burada λ –Laqranj vuruğudur.

(4.1.10) məsələsinin həllini

$$\frac{\partial \{f(S)e^{-\varphi(S)t} + \lambda \cdot \varphi(S)\}}{\partial \varphi(S)} = 0 \quad (4.1.11)$$

şərtindən tapsaq, alırıq:

$$-f(S) \cdot t \cdot e^{-\varphi(S)t} + \lambda = 0. \quad (4.1.12)$$

(4.1.12) ifadəsindən tapırıq:

$$\varphi(S) = \frac{1}{t} \ln \frac{f(S) \cdot t}{\lambda}. \quad (4.1.13)$$

(4.1.9) və (4.1.13) ifadələrindən tapırıq:

$$\lambda = \exp \left[\frac{t}{S_m} \int_0^{S_m} \frac{1}{t} \ln [f(S)t] dS - C \right] - \lambda_0. \quad (4.1.14)$$

Nəticədə (4.1.13) həlli aşağıdakı kimi alınır:

$$\varphi(S) = \left(\frac{1}{t} \right) \cdot \ln \left[\frac{f(S) \cdot t}{\lambda_0} \right]. \quad (4.1.15)$$

Beləliklə, (4.1.12) ifadəsinin $f(S)$ -ə görə törəməsi həmişə müsbət olduğundan, (4.1.15) həllində F_0 minimal qiymət alır. (4.1.15) həllindən göründüyü kimi S dəyişdikcə $\varphi(S)$ və $f(S)$ funksiyaları sinxron olaraq dəyişməlidir, yəni eyni vaxtda

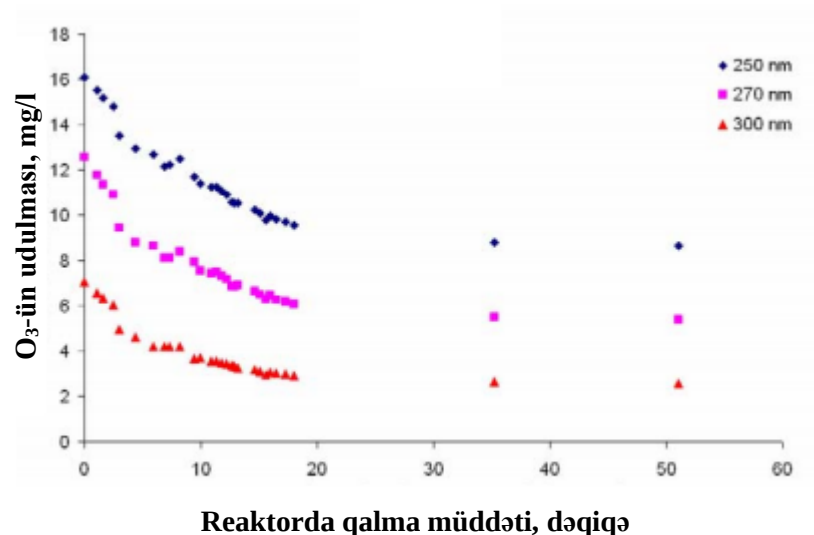
artmalı, yaxud azalmalıdır.

Beləliklə də reaktorlar şəbəkəsinin işinin optimal təşkili zamanı katalizatorların sayının artması fotokatalizin sürətinin artması ilə, həmçinin tədqiq olunan çirklənmiş suyun həcmnin artması ilə müşayiət olunmalıdır. Bununla yanaşı optimal rejimdə $\varphi(S)$ və $f(S)$ funksiyaları arasındakı mütənasiblik əmsalı zamana görə dəyişir və müəyyən anda özünün maksimumuna çatır. Eyni zamanda bu vəziyyət fotokatalitik reaktorlar şəbəkəsinin optimal iş rejimində $\varphi(S)$ və $f(S)$ -in sinxron dəyişməsinin zəruriliyi haqqında aparılmış tədqiqatların əsas nəticələrinə təsir göstərmir.

4.2. İçməli suyun ozonlaşdırılmasına nəzarət sistem və vasitələrində suyu ozonlaşdırmanın optimal münasibətinin müəyyənəşdirilməsi

Məlumdur ki, suda olan təbii üzvü maddələrin oksidləşməsi zamanı fulf və qumin turşularının böyük molekullara ayrılırlar [81, s.2275-2286]. Bu halda üzvü karbonun meydana gəlməsi imkanı yaranır ki, bu da mikroblar üçün qida maddəsini təşkil edir. Həmçinin məlumdur ki, suda olan müxtəlif mikroorqanizmlər böyük üzvü molekullarla qidalana bilməzlər, lakin xırda üzvü molekullar onların tərəfindən yaxşı mənimsənilirlər [152, s.57-65]. Belə kiçik üzvü molekullar “Assimilyasiya olunan üzvü karbon” (AOÜK) adlanır.

Üzvü maddələrin oksidləşdiricisi qismində ozondan (O_3) istifadə edildikdə isə onların yarısının suda yaşama müddəti bir neçə dəqiqə təşkil edir. 230÷280 nm dalğa uzunluğu intervalında ozon udulmanın pik nöqtəsinə malikdir. Eyni zamanda bu diapazonun bir dalğa uzunluğunda ozonun ölçülməsi məqsədəuyğun hesab edilmir, belə ki, suda olan üzvü maddələr həmçinin bu diapazonda udulma zolağına malikdir. Bu səbəbdən praktikada sudakı ozonun ölçülməsi üç dalğa uzunluğunda (250 nm; 270nm; 300 nm) həyata keçirilir (şəkil 4.2.1) [85, s.121-134].



Şəkil 4.2.1 Reaktorda qalma müddətindən asılı olaraq 250 nm, 270 nm və 300 nm dalğa uzunluqlarında suda olan ozonun udulmasının ölçmə nəticələri (mg/l) [85, s.121-134]

Oksidləşmə müddətində yüksək molekulyar çəkiyə malik olan üzvü molekullar kiçik molekulyar çəkiyə malik olan molekullara çevrilirlər. Bu halda sudakı üzvü maddələrin ümumi çəkisi demək olar ki, dəyişməz qalır. Bu səbəbdən də AOÜK-in spektral üsullarla təyini müəyyən problemlər yaradır. Bütün yuxarıda göstərilənlər suyun ozonlaşdırılması prosesində AOÜK-ün təyini və qiymətləndirilməsi üçün üsulların işlənilməsini aktual məsələ kimi qarşıya çıxarır. Ona görə də bu bölmədə suda olan mikroorqanizmlərin miqdarının dəyişməsinin təyini əlaməti üzrə AOÜK-ün qiymətləndirilməsinin təklif olunan üsulu şərh olunmuşdur [23, s.46-52].

AOÜK-ün miqdarının qiymətləndirilməsinin təklif olunan üsulu aşağıdakı müddəalara əsaslanır [23, s.46-52]:

1. AOÜK-ün miqdarı sudakı ozonun konsentrasiyası ilə mənfi korrelyasiya əlaqəsinə malikdir [45, s.1169-1175].
2. Suda olan mikroorqanizmlər üçün qida maddəsi olan AOÜK-ün azalması belə mikroorqanizmlərin miqdarının azalmasına gətirib çıxarır.
3. Ozon həmçinin suda olan mikroorqanizmlərin miqdarını azaltmaqla onlara bilavasitə təsir göstərir.

Mənbə [45, s.1169-1175]-də göstəriləndiyi kimi AOÜK-ün konsentrasiyası ilə ozonlaşdırılmış suyun udma qabiliyyəti arasında aşağıdakı reqressiya tənliyi mövcuddur:

$$\tau = a_1 - a_2 \cdot \text{AOÜK} \quad (4.2.1)$$

burada $a_1, a_2 = \text{const.}$

Həmin reqressiya asılılığı qrafik olaraq şəkil 4.2.2-də təqdim edilmişdir.

Yuxarıda göstərilən üç əsas müddəanı əsas tutaraq belə qənaətə gəlmək olur ki, ozonlaşmadan sonra suda qalan mikroorqanizmlərin miqdarı

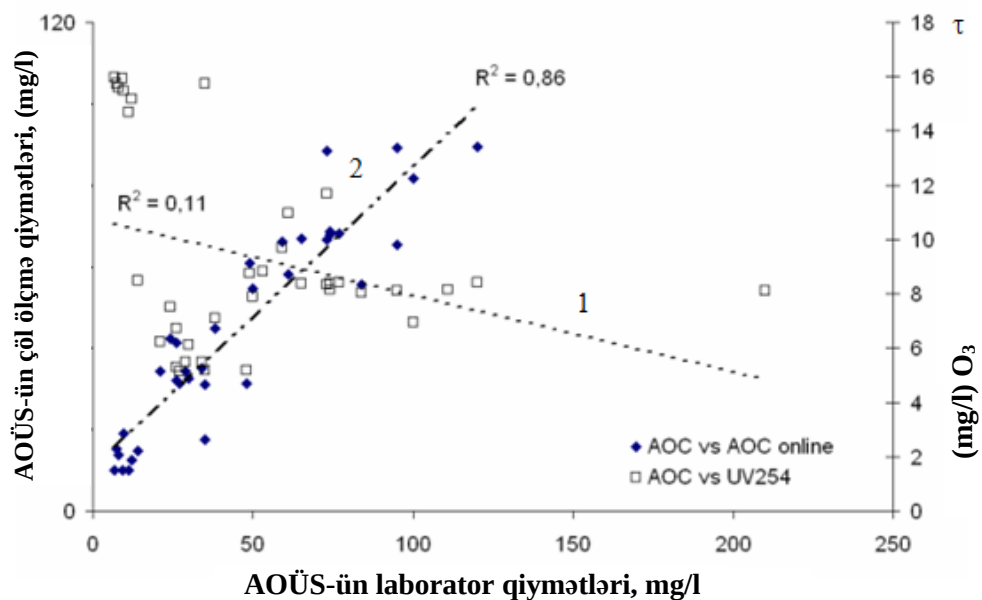
$$N = N_0 - \Delta N_1 - \Delta N_2 \quad (4.2.2)$$

kəmiyyətinə mütənasib olacaqdır.

Burada N_0 – sudakı mikroorqanizmlərin ilkin miqdarı;

ΔN_1 – AOÜK-ün konsentrasiyasının azalması səbəbindən mikroorqanizmlərin kəmiyyət itkisi;

ΔN_2 – sudakı ozonun bilavasitə təsiri nəticəsində mikroorqanizmlərin kəmiyyət itkisidir.



Şəkil 4.2.2 AOÜK-ün konsentrasiyası ilə 254 nm dalğa uzunluğundakı udulma – τ arasında reqressiya asılılığı (1 xətti); AOÜK-ün laboratoriya və çöl şəraitində

ölçülmüş qiymətləri arasında asılılığı (2 xətti)

Birinci yaxınlaşmada qəbul edək:

$$\Delta N_1 = k_1 A O \ddot{U} K \quad (4.2.3)$$

burada $k_1 = \text{const}$,

$$\Delta N_2 = k_2 C_{O_3} \quad (4.2.4)$$

burada $k_2 = \text{const}$.

[137]-də şərh olunmuş N -nin hesablanması üsulikasına baxaq. Həmin mənbədə “İnteqral ekspozisiya parametri ($c \cdot t$)” aşağıdakı kimi təyin edilməlidir:

$$c t_{03} = C_{O_3} dt \quad (4.2.5)$$

Mikroorqanizmlərin deaktivasiyasının Çika-Uatson modelinə əsaslanaraq və deaktivasiyanın birinci tərtib kinetik modelini qəbul edərək [137] alarıq:

$$\log \left(\frac{N}{N_0} \right) = -k_N \int_0^t C_{O_3} dt \quad (4.2.6)$$

Burada N – mikroorqanizmlərin t anında konsentrasiyası;

k_N – mikroorqanizmlərin deaktivasiya sabitidir.

[137]-də göstərildiyi kimi Çixa-Uatson modeli aşağıdakı ifadəni almağa imkan verir:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{1 + k_N C_{O_3} \cdot \tau} \quad (4.2.7)$$

burada τ – hidravlik saxlama müddətidir.

(4.2.2), (4.2.3) və (4.2.4) ifadələrini nəzərə almaqla hesablayırıq:

$$N = N_0 - k_1 A O \ddot{U} K - k_2 C_{O_3}. \quad (4.2.8)$$

(4.2.7) və (4.2.8) ifadələrini nəzərə alsaq, alarıq:

$$AO\ddot{U}K - \frac{N_0/k_1}{1+k_N C_{O_3} \cdot \tau} + \frac{N_0}{k_1} - \frac{k_2 C_{O_3}}{k_1} \quad (4.2.9)$$

$k_1, k_N, C_{O_3} \cdot \tau, N_0 = const$ şərti daxilində (4.2.9) ifadəsini nəzərə almaqla AOÜS-ün C_{O_3} -ə görə ekstremumunu tədqiq etsək, alırıq:

$$\frac{N_0 \cdot k_N \cdot \tau}{k_1 (1+k_N C_{O_3} \cdot \tau)^2} - \frac{k_2}{k_1} = 0 \quad (4.2.10)$$

(4.2.10) ifadəsindən tapırıq:

$$C_{O_3} = \frac{1}{k_N \cdot \tau} \cdot \left(\sqrt{\frac{N_0 \cdot k_N \cdot \tau}{k_2}} - 1 \right) \quad (4.2.11)$$

Asanlıqla göstərmək olar ki, (4.2.11) şərti daxilində (4.2.9) ifadəsi ilə təyin olunan AOÜK özünün maksimal qiymətini alır. Nəticədə AOÜK-ün maksimal qiyməti generasiya olunan halda (4.2.11) ifadəsi ilə təyin olunan ozonlaşdırma rejimi ən pis rejim hesab edilir.

Ozonlaşdırma rejiminin seçimi üzrə ikinci optimallaşdırma məsələsinə baxaq. Optimallaşdırma məsələsi aşağıdakı şəkildə formalaşdırılır:

Tutaq ki, n sayda su mənbələri mövcuddur və N_0 -ın qiymətləri müxtəlifdir. [137]-ci mənbədə göstərilmiş

$$C_{O_3} = \frac{TOD-x}{1+k_d \cdot \tau} \quad (4.2.12)$$

ifadəsini nəzərə almaqla (4.2.7) ifadəsini belə yazı bilərik:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{1+k_N \cdot \tau \left[\frac{TOD-x}{1+k_d \cdot \tau} \right]} \quad (4.2.13)$$

burada TOD – istifadə olunan ozonun ümumi dozası; k_d – prosesin kinetik parametridir.

Sonra elə bir $TOD=f(N_0)$ funksiyası təyin etmək tələb olunur ki,

$$N_{INT} = \int_{N_{0min}}^{N_{0max}} \frac{N_0}{1+k_N \cdot \tau \left[\frac{TOD-x}{1+k_d \cdot \tau} \right]} dN_0 \quad (4.2.14)$$

məqsəd funksionalı ekstremal qiymət alsın.

Bu optimallaşdırma məsələsini həll etmək üçün baxılan funksiyalar sinfini süni olaraq

$$\int_{N_{0min}}^{N_{0max}} f(N_0) dN_0 = C; \quad C = const: \quad (4.2.15)$$

şertini ödəyən altsınıf funksiyalara qədər məhdudlaşdıraraq.

(4.2.14) və (4.2.15) ifadələrini nəzərə almaqla və şərti olaraq $N_{0min}=0$ qəbul etməklə tam optimallaşdırma funksiyasını tərtib edək:

$$N_{INT1} = \int_0^{N_{0max}} \frac{N_0}{1+k_N \cdot \tau \left[\frac{f(N_0)-x}{1+k_d \cdot \tau} \right]} + \lambda \left[\int_{N_{0min}}^{N_{0max}} f(N_0) dN_0 - C \right] \quad (4.2.16)$$

burada λ – Laqranj vuruğudur.

(4.2.16) optimallaşdırma məsələsinin Eyler-Laqranj üsulu ilə həlli aşağıdakı ifadəni vermişdir:

$$f(N_0) = \frac{N_0}{\lambda} - \frac{1+k_d \cdot \tau + k_N \cdot \tau \cdot X}{k_N \cdot \tau} \quad (4.2.17)$$

λ kəmiyyətini hesablamaq üçün (4.2.17) ifadəsini (4.2.15) inteqralında yerinə qoymaqla inteqrallamaq və λ -nın konkret qiymətini almaq lazımdır. Riyazi uyğunluğu nəzərə almaqla və hesablamaları sadələşdirmək məqsədilə λ -nın alınmış qiymətini λ_0 -la işarə edək.

Beləliklə,

$$f(N_0) = \frac{N_0}{\lambda} - C_1;$$

$$C_1 = \frac{1+k_d \cdot \tau + k_N \cdot \tau \cdot X}{k_N \cdot \tau},$$

şərtləri daxilində N_{int1} ifadəsi özünün ekstremal qiymətini alır. Asanlıqla göstərmək olur ki, bi halda N_{int1} maksimal qiymət alır. Beləliklə, müxtəlif su kütləsi çoxluğunun ozonlaşdırılmasının aparılması zamanı istifadə olunan ozonun ümumi miqdarı N_0 -a mütənasib olaraq bütün su kütləsi üzrə paylanmalıdır.

Bununla da aparılmış tədqiqatlar nəticəsində AOÜS-ün təyin edilməsində spektral

üsulların tətbiqi müəyyən çətinliklərlə bağlı olduğu göstərilmiş, onun təyini üçün ilkin qəbul edilmiş müddəalara əsaslanan dolayısı üsul təklif edilməkdir.

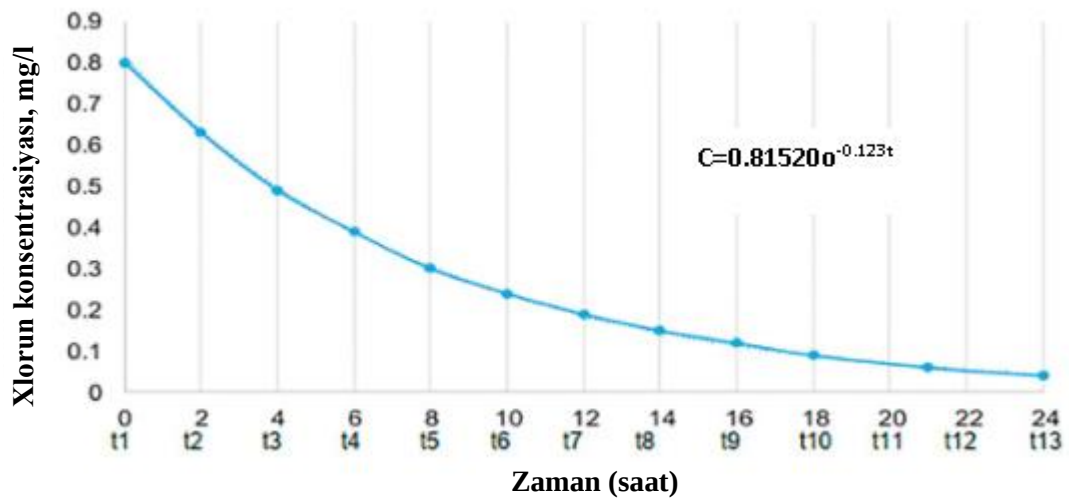
Eyni zamanda CO_3 -dən asılı olaraq AOÜK-ün təyin olunmasının ekstremal xarakter daşdığı göstərilmiş, AOÜK-ün maksimum qiymət aldığı, optimallaşdırma məsələsinin verilmiş su kütləsinin ozonlaşdırılmasının ən pis rejimini təyin etdiyi hal üçün $C_{O_3} = \psi(N_0)$ funksiyasının ümumi görünüşü müəyyənləşdirilmişdir.

Bununla yanaşı N_0 -ın qiymətlərinə görə fərqlənən su kütləsinin optimal ozonlaşdırılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Göstərilmişdir ki, mikroorqanizmlərin ümumi qalıq miqdarının minimuma çatdırılması mənasında ozonlaşdırılma ancaq o zaman maksimal səmərə verir ki, N_0 -la O_3 -ün konkret su kütləsinə sərf olunan dozası arasında düz mütənasib asılılıq təmin olunsun.

4.3. Rezervuar sularının xlorlaşdırılması nəzarət-ölçmə sistem və vasitələrində suyun temperaturun zamandan asılılığının optimallaşdırılması məsələləri

Məlumdur ki, qiyməti ucuz, bakteriyaları səmərəli məhv etmə qabiliyyətinə malik olan xlor dezinfeksiyaedici maddə kimi daha tez-tez istifadə olunur, suda kimyəvi sabilliyi saxlayır. Su hovuzlarında xlor dəmir birləşmələri, ammiak və üzvü birləşmələrlə reaksiya üçün sərf oluna bilir. Həmçinin xlor hovuzların daxilində korroziyaya uğrayan materiallarla, hovuz borusunun daxilində toplanmış biomateriallarla qarşılıqlı təsir üçün sərf olunur. Bütün bunlar təbii olaraq xlorun parçalanmasına gətirib çıxarır [51, s.106-114; 71, s.221-228; 138, s.803-820; 153, s.54-65; 163].

Suda xlorun qalıq konsentrasiyasının ÜST tərəfindən tövsiyə olunan konsentrasiyası 0,2-0,5 mg/l təşkil edir. Şəbəkənin su hovuzlarında xlorun sərf olunmasının effektivliyinin qiymətləndirilməsi üçün əksər hallarda suyun müəyyən böyük həcmində xlorun degradasiyasının tədqiqi üsulundan istifadə olunur [138, s.803-820, 153, s.54-65]. Bu model xlorun sudakı ilkin konsentrasiyasını nəzərə almaqla onun qalıq miqdarını qiymətləndirməyə imkan verir.



Şəkil 4.3.1 Xlorun qalıq konsentrasiyasının zamandan asılılığının eksperimental əldə olunmuş əyrisi [70]

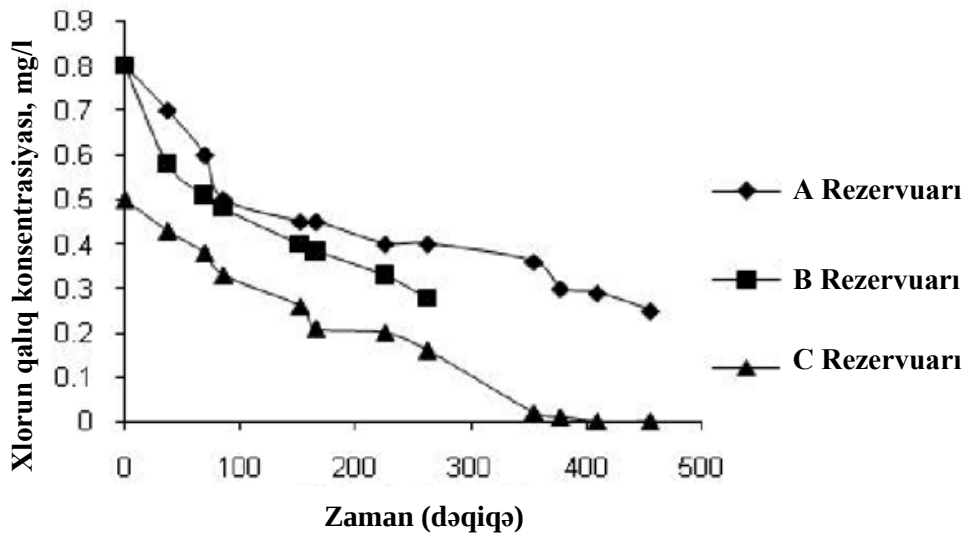
Xlorun su ilə qarşılıqlı təsirinin kinetikasi aşağıdakı birinci tərtib kinetik tənliklə təyin olunur:

$$C_t = C_0 e^{-k \cdot t} \quad (4.3.1)$$

burada C_t – xlorun müəyyən t anında sudakı konsentrasiyası; C_0 – ilkin anda xlorun konsentrasiyası; k – reaksiya sürətinin sabitidir (saat^{-1} yaxud gün^{-1}).

Analoji eksperimental tədqiqatların nəticələri həmçinin [60]-da şərh olunmuşdur. Əyrilərdən göründüyü kimi (şəkil 4.3.2) sudakı xlorun qalıq miqdarının konsentrasiyasının dəyişmə xarakteri əsasən eksponensial qanuna tabe olur. Bununla yanaşı birinci tərtib (4.3.1) kinetik tənliyi xlorun sərf olunmasının zaman kinetikasını və xlorun qalıq miqdarının konsentrasiyasını həmişə adekvat əks etdirmir.

[60]-cı işin müəlliflərinin göstərdikləri kimi tropik ölkələrdə $25^{\circ}\text{C} \div 35^{\circ}\text{C}$ temperaturda mikrobların kifayət qədər artması, bununla da xlorun buxarlanmasının güclənməsi mümkündür. Günəş şüaları altında baş verən fotoliz prosesi də həmçinin hipoxlorlu turşuların patogenlərə təsirini zəiflədir [142, s.196-201]. Bütün bunlar isə öz növbəsində içməli suların xlorlaşdırılması zamanı baş verən kinetik proseslərə temperaturun təsirinin ətraflı öyrənilməsi zərurətini qarşıya çıxarır [15, s.33-37].



Şəkil 4.3.2 Qalıq xlorun konsentrasiyasının zamana görə dəyişməsinin eksperimental ölçmə nəticələri:

A – rezervuarı suyun emalı məntəqəsinə ən yaxın yerləşmişdir; B – rezervuarı orta mövqedə yerləşmişdir; C – rezervuarı ən uzaq yerləşmişdir [60]

Bəzi mənbələrdə [142, s.196-201] göstərildiyi kimi xlorun deqrasiya əmsalı aşağıdakı şəkildə təqdim oluna bilər:

$$k = F_{TB}(k_{ev} + k_s + k_{ok}) \cdot \theta^{(T-20)} \quad (4.3.2)$$

burada k – T temperaturda deqradasiya əmsalı; F_{TB} – turbulentlik faktoru; k_s – fotooksidləşmə prosesinin sürəti; k_{ev} – evaporasiya sabiti; k_{ok} – xlorun sərbəst radikallarının oksidləşmə sürəti; θ – Arrenius sabiti; T – temperatur ($^{\circ}\text{C}$).

$$F_0 = F_{TB}(k_{ev} + k_s + k_{ok}) \quad (4.3.3)$$

(4.3.1) və (4.3.2) ifadələrini nəzərə alsaq, alırıq:

$$C_1 = C_0 \cdot \exp[-F_0 \cdot \theta^{(T-20)} \cdot t]. \quad (4.3.4)$$

Sonra (4.3.4) ifadəsində aşağıdakı sadələşmələri həyata keçirək:

1. Birinci yaxınlaşmada

$$\theta = \theta^{(T-20)} \quad (4.3.5)$$

funksiyasını xətti funksiya ilə aproksimasiya etsək, alırıq:

$$\theta = \theta_0 \cdot (T - 20) \quad (4.3.6)$$

2. Aşağıdakı hala baxırıq:

$$F_0 \theta_0 (T - 20) \cdot t \ll 1. \quad (4.3.7)$$

(4.3.1) sadələşməsi doğru olduqda, (4.3.4) ifadəsi aşağıdakı kimi olur:

$$C_1 = C_0 \cdot \exp[-F_0 \cdot \theta_0 (T - 20) \cdot t]. \quad (4.3.8)$$

(4.3.2) sadələşməsi doğru olan halda (4.3.4) ifadəsi aşağıdakı kimi olur:

$$C_1 = C_0 [1 - F_0 \theta^{(T-20)} \cdot t]. \quad (4.3.9)$$

Bu halda tədqiqat məsələsi kimi elə

$$T = T(t) \quad (4.3.10)$$

optimal asılılığının axtarılması tələb olunur ki,

$$\gamma_1 = \int_0^{t_{max}} C_1(t) dt \quad (4.3.11)$$

integral qiymətləndirilməsi

$$\gamma_2 = \int_0^{t_{max}} T(t) dt = C \quad (4.3.12)$$

burada $C = \text{const}$, məhdudiyyət şərti daxilində ekstremal qiymət alsın. Aydındır ki, birinci sadələşmə halında ekstremum minimuma, ikinci halda isə maksimuma bərabər olmalıdır. Yuxarıda göstərilmiş optimallaşdırma məsələsinin model həllinə baxaq.

$$F_1 = \int_0^{t_{max}} C_0 \exp[-F_0 \theta_0 (T(t) - 20)t] dt + \lambda_1 \left[\int_0^{t_{max}} T(t) dt - C \right] \quad (4.3.13)$$

burada λ_l – Laqranj vuruğudur.

Eyler üsuluna görə (4.3.13) həlli aşağıdakı şərti ödəməlidir:

$$-C_0[\exp[-F_0\theta_0(T(t) - 20)t]]F_0\theta_0 \cdot t + \lambda_1 = 0 \quad (4.3.14)$$

(4.3.14) ifadəsindən tapırıq:

$$\exp[-F_0\theta_0(T(t) - 20)t] = \frac{\lambda_1}{F_0\theta_0 t \cdot C_0}. \quad (4.3.15)$$

(4.3.15)-dən tapırıq:

$$F_0\theta_0(T(t) - 20)t = \ln \frac{F_0\theta_0 t \cdot C_0}{\lambda_1}. \quad (4.3.16)$$

(4.3.16)-dan alırıq:

$$T(t) = 20 + \frac{1}{F_0\theta_0 t} \ln \frac{F_0\theta_0 t \cdot C_0}{\lambda_1}. \quad (4.3.17)$$

λ_1 -in qiymətini hesablamaq üçün (4.3.12) və (4.3.17) ifadələrindən istifadə etsək və λ_1 -in belə hesablanmış qiymətini λ_{10} kimi işarə edək.

Beləliklə, asanlıqla yoxlamaq olur ki, (4.3.17) asılılığı ödənildikdə F_1 minimum qiymət alır, yəni (4.3.14) ifadəsinin $T(t)$ -yə görə törəməsi müsbət kəmiyyətdir.

Nəticədə demək olur ki, (4.3.17) həlli daxilində suyun ümumi kütləsində xlorun maksimal sərfini gözləmək olar.

(4.3.9), (4.3.10), (4.3.11) və (4.3.12) ifadələrini nəzərə alsaq, optimallaşdırmanın məqsəd funksionalını aşağıdakı kimi təqdim edə bilərik:

$$F_2 = \int_0^{t_{max}} C_0 [1 - F_0 \cdot \theta^{(T(t)-20)} \cdot t] dt + \lambda_2 \left[\int_0^{t_{max}} T(t) dt - C \right] \quad (4.3.18)$$

burada λ_l – Laqranj vuruğudur.

Eyler üsuluna əsasən (4.3.18) optimallaşdırma məsələsi aşağıdakı şərti ödəməlidir:

$$-C_0 F_0 \theta^{(T(t)-20)} \cdot t \cdot \ln \theta + \lambda_2 = 0. \quad (4.3.19)$$

(4.3.19)-dan tapırıq:

$$\theta^{(T(t)-20)} = \frac{\lambda_2}{(\ln \theta) \cdot t \cdot C_0 \cdot F_0}. \quad (4.3.20)$$

(4.3.20)-dən alırıq:

$$T(t) = 20 + \frac{1}{\ln \theta} \ln \frac{\lambda_2}{(\ln \theta) \cdot t \cdot C_0 \cdot F_0}. \quad (4.3.21)$$

Birinci halda olduğu kimi λ_2 Laqranj vuruğunun qiyməti (4.3.12) və (4.3.21) ifadələrinin qiymətləri nəzərə alınmaqla hesablanı bilər.

(4.3.19) ifadəsindən görüldüyü kimi (4.3.21) həlli daxilində (4.3.18) məqsəd funksionalı maksimum qiymət alan ekstremuma malikdir, belə ki, (4.3.21) ifadəsinin $T(t)$ -yə görə törəməsi həmişə mənfidir.

Belə nəticəyə gəlmək olur ki, (4.3.21) həlli daxilində suyun dezinfeksiyası üçün xlor sərfi minimum olacaqdır.

Bununla da rezervuar sularının xlorlaşdırılması proseduralarına xlor sərfinin iki model optimallaşdırma məsələsinə baxılmışdır. Optimallaşdırmanın əsas məqsədi suyun temperaturunun elə zaman asılılığını tapmaq olmuşdur ki, müəyyən zaman intervalı hüdudunda dezinfeksiyaedici xlorun ekstremal qiyməti tələb olunsun. Bu halda suyun temperaturunun zamandan asılılığının inteqral funksiyasına qoyulan məhdudiyyət nəzərə alınır.

Aparılmış analizin əsası kimi birinci tərtib kinetika tənliyi götürülmüş, optimallaşdırma məsələsinin sadələşdirilməsinin iki halına baxılmışdır.

Birinci halda xlorun degradasiya sürətinin temperaturdan asılılıq funksiyasının xəttləşdirilməsi, ikinci halda isə kinetikanın eksponensial modelinin xəttləşdirilməsi məsələləri həll edilmişdir. Birinci sadələşmə halında xlor sərfi maksimal miqdarını təmin edən temperaturun zamandan optimal asılılığı tapılmış, ikinci hal üçün isə xlor sərfinin minimum qiymətini təmin edən olduqda, həmin asılılığın optimal forması tapılmışdır.

4.4. Hiperspektral ölçmə verilənləri əsasında sudakı xlorofilin və fosforun miqdarı arasındakı qarşılıqlı əlaqələrin təyini üsulu

Qeyd edilməlidir ki, “suyun keyfiyyəti” anlayışı kifayət dərəcədə subyektiv anlayışdır.

Müxtəlif tədqiqatlarda [15, s.33-37; 97, s.67-74; 104; 105, s.900-908] göstərildiyi kimi “yaxşı su” anlayışı eyni bir ərazidə müxtəlif fərdlər tərəfindən bir-birindən fərqli formada başa düşülür.

[162]-ci mənbədə İqtisadi Əməkdaşlıq və İnkişaf Təşkilatı (İƏİT) tərəfindən elan edilmiş suyun evtrofikasiyası kriteriyası şərh edilmiş və təsnifat şkalası cədvəl 4.4.1-də göstərilmişdir.

Cədvəl 4.4.1

İƏİT tərəfindən elan edilmiş suyun evtrofikasiya kriteriyası

Çirklənmə qradasiyaları	TP (mkg/l)	ChlA (mkg/l)	SD (m)
Oliqotrofik (O)	-7.9	<2	>4.6
Oliqotrofik-mezotrofik (O-M)	8 – 1	2.1 – 2.9	3.8 – 4.5
Mezotrofik (M)	12 – 27	3 – 6.9	2.4 – 3.7
Mezotrofik- Evtrofik (M-E)	28 – 39	7 – 9.9	1.8 – 2.3
Evtrofik(E)	>24	>7.2	<2

Cədvəl 4.4.1-də göstərilmiş verilənlər eyni zamanda İƏİT-nin evtrofikasiya modeli adlanır. Bu modeldən göründüyü kimi TP/Chla nisbəti demək olar ki, həmişə 4-ə bərabər olur. Eyni zamanda müxtəlif tədqiqatçılar tərəfindən suyun xlorofil və fosforla çirklənməsinin dəqiq araşdırılması göstərir ki, İƏİT kriteriyasında tətbiq olunan qradasiya setkası özünü o qədər də doğrultmur. Burada belə tədqiqatların nəticələrinin qısa icmalı verilmişdir.

[87, s.455-462]-ci mənbədə göstərildiyi kimi SPOT peyklərinin spektrometrik təsvirləri əsasında suyun çirklənmə dərəcəsinin təyini üzrə tədqiqatlar aparılmışdır.

Burada həmçinin xlorofilin və fosforun miqdarı, suyun şəffaflığı tədqiq olunmuşdur. Suyun evtrofikasiya səviyyəsinin qiymətləndirilməsi üçün İƏİT-ni

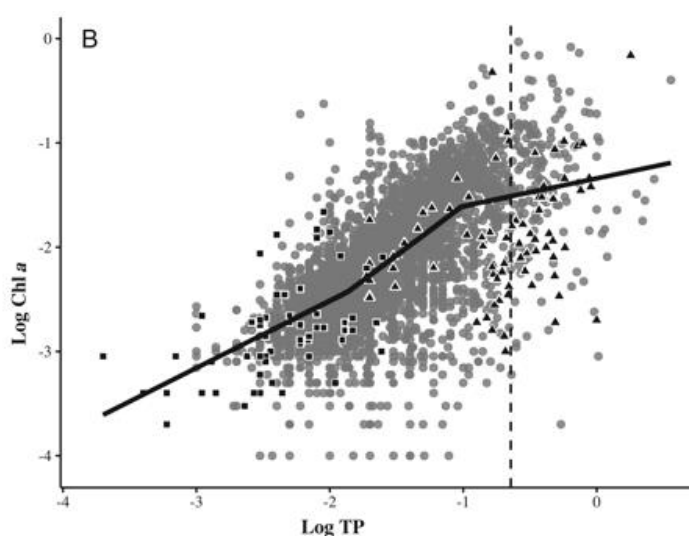
standart modeli və Karlson kriteriyası istifadə olunmuşdur. Burada həmçinin yaxın İQ, qırmızı və yaşıl spektral diapazonlarda alınmış verilənlər əsas götürülmüşdür. Əldə olunmuş eksperimental verilənlər ERDAS Imagine proqram təminatı əsasında emal olunmuş, alınmış nəticələr cədvəl 4.4.2-də göstərilmişdir.

Cədvəl 4.4.2

SPOT peyk verilənləri əsasında sudakı fosforun (TP), xlorofilin (ChlA) miqdarına və şəffaflıq səviyyəsinə görə çirklənmə qradasiyaları

Çirklənmə qradasiyaları	TP (mkg/l)	ChlA (mkg/l)	SD (m)
Oliqotrofik (O)	<12	<2.6	>4
Mezotrofik (M)	12÷24	2.6 – 7.2	2 - 4
Evtrofik (E)	>24	>7.2	<2

Cədvəl 4.4.2-dən göründüyü kimi TP/ChlA nisbətinin 4-ə bərabər olması şərti burada ödənilmir, TP qradasiyasının sərhəd qiymətləri isə İƏİT modelində olduğundan kifayət qədər aşağıdır. Bu fakt həmçinin [131, s.392-404]-ci tədqiqatlarda alınmış nəticələrlə də təsdiq olunur. Həmin işdə dünyanın 47 ölkəsində olan 3874 göl üzrə çirklənmələrin tədqiqi üzrə alınmış nəticələr şərh olunmuşdur.

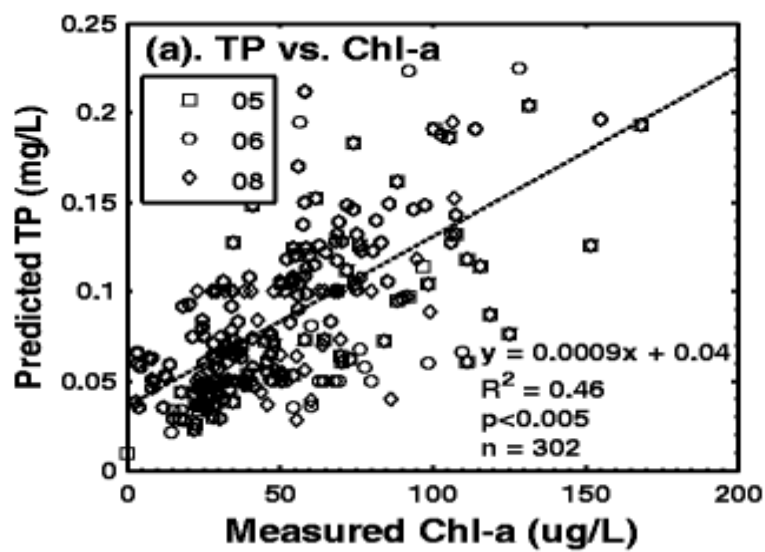


Şəkil 4.4.1 Tədqiq olunan göllərin fosfor və xlorofil “a” ilə çirklənmə verilənlərinin eksperimental yolla alınmış statistik asılılığı

Çoxsaylı tədqiqatçıların bu işdə göstərdikləri kimi suyun çirklənməsində Chla ilə TP verilənləri arasındakı xətti asılılıq kifayət qədər pozulur və siqmoidal xarakter daşıyır. Belə eksperimental asılılığın qrafiki şəkil 4.4.1-də göstərilmişdir.

Çirklənmə dərəcəsinin İƏİT modelində göstərilmiş sərhəd qiymətlərinin pozulması həmçinin [145, s.1481-1502]-ci ədəbiyyatda aparılmış tədqiqatların nəticəsində də müşahidə olunur. Həmin işdə göstərildiyi kimi İndiana ştatının (ABŞ) su anbarında hiperspektral ölçmələr aparılmışdır. Chla və TP arasındakı korrelyasiyanın xarakteri üzrə aparılmış tədqiqatların nəticələri şəkil 4.4.2-də göstərilmişdir. Baxmayaraq ki, müəlliflər tərəfindən Chla ilə TP-nin qarşılıqlı əlaqəsinin xətti modeli tətbiq olunmuşdur, şəkildən göründüyü kimi xlorofilin 70÷100 mkg/l zonasında TP-nin qiymətlərinin doyması müşahidə olunur.

Beləliklə də çirklənmiş su anbarında Chla və TP-nin konsentrasiyaları arasındakı qarşılıqlı əlaqələrin tədqiqi üzrə eksperimental nəticələrin xülasəsi göstərir ki, bu çirkləndiricilər arasındakı xətti korrelyasiya əlaqəsinin pozulması eksperimental təsdiq olunmuş faktdır. Belə qeyri-xəttilik İƏİT modelində istifadə olunan suyun trofiklik qradasiyasının sərhəd qiymətlərinin doğruluğunu şübhə altında qoyur. Aşağıda Chla və TP-nin konsentrasiyaları arasında prinsipcə qeyri-xəttiliyin olmasını sübut edən eksperimental-analitik üsul çirklənmiş su hövzələri üçün təklif edilmişdir.



Şəkil 4.4.2 İndiana ştatının (ABŞ) su anbarında “a” xlorofili və fosforla çirklənmə verilənlərinin korrelyasiya asılılığı [145, s.1481-1502]

[143]-də göstərildiyi kimi Oqayo çayında hiperspektral tədqiqatlar aparılmışdır. Məlum olmuşdur ki, $R(705)/R(675)$ spektral əksetmə nisbəti sudakı xlorofilin miqdarına uyğun gəlir.

Bu halda dalğa uzunluğunun 554 nm və 675 nm qiymətlərində spektral əksetmə siqnallarının nisbətinin loqarifmi sudakı fosforun ümumi miqdarına uyğun gəlir. Yuxarıda deyilənlər nəzərə alınmaqla [143]-də aşağıdakı emperik düsturlar verilmişdir:

$$Chla = 48,849 \cdot \left(\frac{R(705)nm}{R(675)nm} \right) - 34,876 \quad (4.4.1)$$

$$TP = 0,1081 \cdot \log_c \left(\frac{R(554)nm}{R(675)nm} \right) + 8,5516 \quad (4.4.2)$$

burada $R(705)$, $R(675)$ və $R(554)$ – baxılan dalğa uzunluqlarında spektral əksetmə siqnallarıdır.

Təklif olunan eksperimental-analitik üsul suyun müvafiq çirkləndiriciləri ilə spektral əksetmə siqnalları arasındakı reqressiya asılılığını göstərən (4.4.1) və (4.4.2) düsturlarına əsaslanır.

(4.4.1) ifadəsini aşağıdakı kimi təqdim edək:

$$Chla = a_1 \cdot \left(\frac{R(705)}{x} \right) - b_1 \quad (4.4.3)$$

burada $a_1=48,849$; $b_2=34,876$; $x = 675\text{ nm}$ dalğa uzunluğunda əks olunan siqnaldır.

(4.4.2) ifadəsini aşağıdakı kimi təqdim edək:

$$TP = a_2 \cdot \log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right) - b_2 \quad (4.4.4)$$

burada $a_2=0,108$; $b_2=34,876$.

(4.4.3) ifadəsini

$$Chl + b_1 = a_1 \left(\frac{R(705)}{x} \right) \quad (4.4.5)$$

kimi yazaq.

(4.4.4) ifadəsini aşağıdakı kimi yazaq:

$$TP + b_2 = \log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right). \quad (4.4.6)$$

Aşağıdakı nisbəti hesablayaq:

$$\gamma = \frac{TP+b_2}{Chl+b_1}. \quad (4.4.7)$$

(4.4.5), (4.4.6) və (4.4.7) ifadələrini nəzərə alsaq, alırıq:

$$\gamma = \frac{a_2 \cdot x \cdot \log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right)}{a_1 R(705)} \quad (4.4.8)$$

$$d_1 = \frac{a_2}{a_1 R(705)} \quad (4.4.9)$$

kimi işarə etsək, bu halda (4.4.8) ifadəsini aşağıdakı kimi yazı bilərik:

$$\gamma = d_1 \cdot x \cdot \log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right). \quad (4.4.10)$$

(4.4.10) ifadəsinin törəmələrin analizi üsulu ilə x -ə görə ekstremumunu araşdırıq.

Bu halda alırıq:

$$\frac{d\gamma}{dx} = d_1 \cdot \log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right) - \frac{d_1}{\ln C} \quad (4.4.11)$$

burada $\ln C$ – loqarifmin “C” əsəsindəki natural loqarifmə keçid zamanı yaranır.

(4.4.11)-dən alırıq:

$$\log \left(\frac{R(554)}{x} \right) = 1. \quad (4.4.12)$$

$c \neq e$ olduqda daha ümumi hala baxaq.

Bu halda (4.4.11) ifadəsini yazı bilərik:

$$\log_c \left(\frac{R(554)}{x} \right) = \frac{1}{\ln C}. \quad (4.4.13)$$

Beləliklə,

$$x = R(554) \cdot C^{-1/\ln C} \quad (4.4.14)$$

bərabərliyi ödənilən halda γ göstəricisi özünün ekstremumunu alır.

Ekstremumun növünü hesablamaq üçün $\frac{d^2\gamma}{dx^2}$ ikinci tərtib törəməni hesablayaq. (4.4.11) ifadəsini nəzərə alsaq,

$$\frac{d^2\gamma}{dx^2} = -\frac{1}{x \cdot \ln C} \quad (4.4.15)$$

olduğunu alırıq.

Beləliklə, (4.4.14) həlli ödənildikdə γ göstəricisi maksimum qiymət alır. Bu fakt onu göstərir ki, Chla və TP arasındakı qarşılıqlı əlaqə kifayət qədər qeyri-xəttidir və maksimuma malik ekstremumla xarakterizə olunur. Bu isə suda xlorofilin miqdarının artması ilə T_p -in doymasının eksperimental müəyyən edilmiş faktı ilə təsdiq olunur [87, s.455-462; 131, s.392-404; 143; 145, s.1481-1502].

Bununla da İƏİT modelində müəyyən olunmuş suyun evtrofikasiya qradasiyasının sərhədlərinin təqribiliyi haqqında məsələyə baxılmışdır. Su hövzələrində xlorofilin və fosforun miqdarı arasındakı qarşılıqlı əlaqələrin eksperimental tədqiqatlarının nəticələrinin icmal verilmişdir. İƏİT modeli əsasında belə əlaqələrin olmadığı, doğrusu isə belə qarşılıqlı əlaqələrin kifayət qədər qeyri-xətti olduğu göstərilmişdir. Eksperimental tədqiqatlar göstərir ki, TP və Chl arasında qeyri-xətti əlaqə ola bilər və suyun çirklənmə göstəricilərinin hiperspektral ölçmə nəticələrinə görə bu faktın təsdiq edilməsi üçün eksperimental-analitik üsul təklif edilmişdir. Təklif olunan üsulun tətbiqi ilə müəyyən olunmuşdur ki, xüsusi halda $TP=f(Chl)$ asılılığının maksimuma malik olması mümkündür, başqa sözlə, fosforla xlorofilin miqdarı arasındakı qarşılıq əlaqə kifayət qədər qeyri-xəttidir. Bununla yanaşı

elə hallar mümkündür ki, Chl-in artması TP-nin artması ilə, yaxud suda TP-nin miqdarının azalması Chl-in miqdarının artması ilə müşayiət olunur.

4.5. Nöqtəvi mənbədən çirklənmiş su hövzələrində ağır metalların konsentrasiyasına nəzarət sisteminin iş rejiminin optimallaşdırılması

Son zamanlar intensiv istehsal ərazilərinin ağır metallarla hədsiz çirklənməsi insan sağlamlığı üçün ciddi problemlər yaradır. Pb, Cd və Cr kimi ağır metallarla çirklənmə xüsusilə təhlükəli hesab edilir. Bu metallar potensial olaraq toksikdirlər ki, bu da istehsal ərazilərindəki qruntdakı ağır metalların konsentrasiyasına nəzarət edilməsini və ağır metallardan təmizlənmə işlərinin aparılmasını tələb edir. Ətraf mühitin, torpaq və suyun ağır metal ionlarından təmizlənməsi üçün istifadə edilən üsulların təkmilləşdirilməsi bir neçə istiqamətdə aparıla bilər. Bu istiqamətlərdən birisi bioadsorbsiyadır.

Son dövrdə adsorbsiya proseslərinin, o cümlədən, bioadsorbsiyanın tətbiq edildiyi proseslərin izotermik xarakteristikaları geniş tədqiq edilir. Təkmilləşdirilmiş bioadsorbentlərin müvafiq xarakteristikalarına aid işlər də o qədər çox deyildir. Qeyd edilməlidir ki, modifikasiya edilmiş bioadsorbentlərin xarakteristikaların öyrənilməsi olduqca vacibdir. Belə ki, bütün texnoloji tsikli əhatə edən xarakteristikalarda prosesdə tətbiq edilən reaktivlər və materiallar nəzərə alınmalıdır. Bioadsorbsiya prosesinin optimallaşdırılması ağır metal ionlarının xaric edilməsinin maksimal effektivliyinin əldə edilməsi məqsədini güdür və bütün prosesə sərf edilən materiallara çəkilən xərclərin minimuma çatdırılmasına xidmət edir.

Son onilliklər ərzində urbanizasiya proseslərinin sürətlənməsi nəticəsində tikinti işləri böyük vüsət almış və tikinti materiallarının geniş ərazilərə yayılması baş vermişdir. Bununla belə tikinti materiallarının ağır metal ionları ilə çirklənməsi həm tikinti materiallarının, həm də tikinti aparılan ərazilərin ağır metal ionlarından təmizlənməsini tələb edir. Bu məqsədlə elektrokinetik üsullar istifadə edilir. Torpağın elektrokinetik təmizləmə prosesi torpaqda gil hissəciklərinin olmasına əsaslanır. Gilli torpağın məsamələrində olan maye dissosiasiyaya uğrayır. Bunun nəticəsində

məsamələrin yaxınlığında ikiqat diffuz təbəqə yaranır. Bu təbəqənin mövcudluğu elektrokinetik prosesi gücləndirir. Ümumən elektrokinetik təmizləmə texnologiyasının təkmilləşdirilməsi elektrik rejim parametrlərinin və digər texnoloji parametrlərin əsaslandırılmış şəkildə seçilməsinə və ümumən bütün texnoloji tsiklin optimallaşdırılmasına əsaslanmalıdır. Suyun ağır metal ionlarından elektrokoaulyasiya prosesi vasitəsilə təmizləmə üsulu suyun emalı sahəsində geniş tətbiq edilir. Elektokoaulyasiya üsulunun əsas üstünlüklərinə kompaktlığı və elektokoaulyasiya prosesinin yerinə yetirən qurğunun istismar sadəliyini, reagentlərə ehtiyacın olmamasını və s. göstərmək olar.

Qeyd edilməlidir ki, ətraf mühitin ağır metallardan təmizlənməsi üzrə aparılan işlər torpaqda və suda mövcud olan ağır metalların konsentrasiyasına düzgün nəzarətin təşkili ilə sıx bağlıdır.

Bəzi müəlliflərin [33, s.88-93] göstərdikləri kimi dağ-mədən kombinatlarının fəaliyyəti şübhəsiz ki, yaxınlıqdakı torpaqların və su obyektlərinin ağır metallarla çirklənməsinə gətirib çıxarır. Nümunə kimi göstərilmişdir ki, Urup kombinatının tullantılarının atıldığı yaxınlıqdakı zonalarda torpağın ağır metallarla çirklənmə səviyyəsi yol verilən konsentrasiyasını 10 dəfədən 97 dəfəyə qədər aşır. Bu halda ağır metalların suda həll olunan formaları 1,5 m-ə qədər dərinlikdə toplaşır [33, s.88-93].

[6, s. 163-166]-də göstərildiyi kimi Urup çayında suyun ağır metallarla (sink, mis, kadmium, nikel, qalay və s.) çirklənmə indeksi əsasən kombinatın tullantılarının basdırıldığı quyuların hesabına formalaşır, bu da Kuban çayının hövzəsində ağır metallarla çirklənmə arealı yaradır. Bəzi tədqiqatçıların [11] göstərdikləri kimi dağ-mədən kombinatlarında filizin emalı zamanı duzlarla və ağır metallarla çirklənmiş tullantı suları yaranır. Nümunə kimi göstərilir ki, şaxta və qazıntı sularının sərfi Uçalın kombinatında 1000 m³/saata-a çatır və bu halda istehsal tullantı suları mövsümdən asılı olmayaraq tam sutka ərzində əmələ gəlir.

Mənbə [12]-də göstərildiyi kimi analoji vəziyyət Azərbaycan Respublikasının Daşkəsən dağ-mədən kombinatının fəaliyyət göstərdiyi zonada da baş vermişdir. Filizlərin açıq üsulla çıxarılması zamanı yerli landşaftın tamlığı pozulur, hava axınları və ərinti suları ilə ağır metallar ətraf mühitə düşür.

Bununla yanaşı qeyd edilməlidir ki, ətraf mühitin potensialı məhduddur və bu mühitin çirklənmiş hissəsi təmizlənməli və təbiətə qaytarılmalıdır. Həmin müəllifin şərh etdiyi kimi belə məsələni yaxınlıqdakı su hövzələrinin çirklənmələri haqqında analitik nəzarət üsulu ilə edilmiş informasiya olmadan həll etmək mümkün olmur. Belə nəzarət isə kontakt və laborator ölçmələrini həyata keçirən vasitələrlə, həmçinin proksimal və məsafədən zondlama prosedurları ilə yerinə yetirilə bilər [29, s.26-30; 43, s.63-70; 82, s.1-10; 116, s.177-186]. Bu halda tədqiq olunan mühitin çirklənmə vəziyyəti haqqında informasiyanın tamlığı və yəqinliyi təkcə dəqiq ölçmə üsulları və vasitələri ilə deyil, həm də müəyyən təkrarlama dövrünə malik çoxnöqtəli ölçmələrin aparılması ilə təmin olunur.

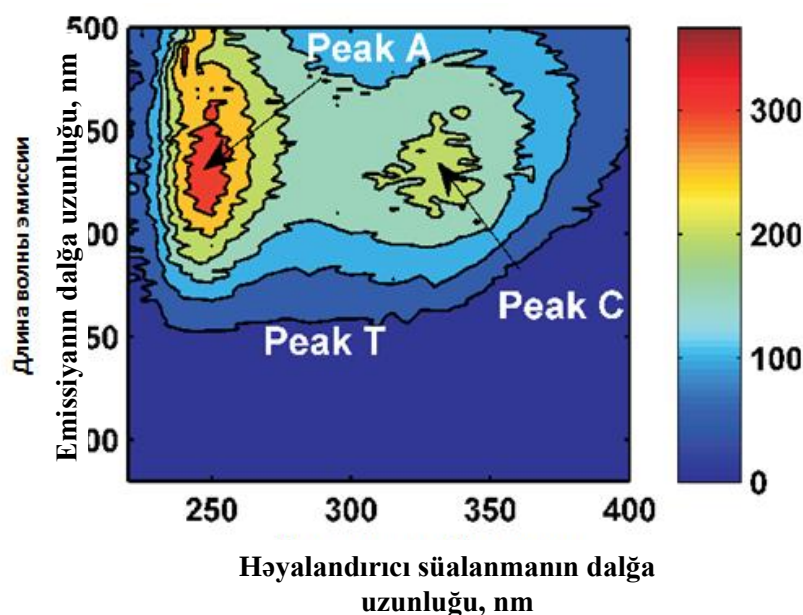
Bu bölmədə əsas məqsəd ağır metalların yaxınlığındakı təbii su hövzələrinin çirklənmələrinə nəzarət və qiymətləndirilməsi üçün ölçmə kompleksinin qurulmasının elmi-üsuliki əsaslarının işlənilməsidən ibarətdir. Baxılan halda xarici şüalanmalar vasitəsilə həyəcanlanmış vəziyyətə gətirilmiş həll olunmuş üzvi maddələrin fluorescent şüalanmasının zəifləməsi üsulundan istifadə olunmuşdur [14, s.48-54].

Hər şeydən əvvəl su hövzələrinin həll olunmuş üzvi maddələrlə və ağır metallarla çirklənmə səviyyəsinin qiymətləndirilməsi məsələlərində fluorescent spektroskopiya üsullarının çoxfunksiyalılığı qeyd edilməlidir. Belə ki, fluorescent spektroskopiya üsulu çirklənmiş mühitdən üzvi maddələrin ayrılmasının effektivliyinin qiymətləndirilməsində, həm də suyun ağır metalların ionları ilə çirklənmə dərəcəsinin qiymətləndirilməsində tətbiq oluna bilər [5, s.53-57; 43, s.63-70; 116, s.177-186]. Həmin mənbələrdə göstəriləyi kimi fluorescent üzvi maddələr fluorescent şüalanmanın aşağıdakı müxtəlif piklərinə malikdirlər:

- fulvin turşusunun fluorescent şüalanması (bu C piki adlanır və burada fluorescent şüalanmanın həyəcanlanması $300\div340\text{ nm}$ dalğa uzunluğunda, emissiya isə $400\div460\text{ nm}$ dalğa uzunluğunda baş verir);

- fluorescent humin turşusu (bu A piki adlanır və fluorescent şüalanma $220\div250\text{ nm}$ dalğa uzunluğu intervalında həyəcanlanır, emissiya isə $400\div460\text{ nm}$ intervalında baş verir);

– fluorescent triptifon (bu T piki adlanır, həyacanlanma $270\div 280\text{ nm}$ dalğa uzunluğu intervalında, emissiya isə $330\div 370\text{ nm}$ dalğa uzunluğu intervalında baş verir). Göstərilən piklərin həll olunmuş üzvü maddələrin fluoressensiyasının ikiölçülü diaqramında yerləşməsi şəkil 4.5.1-də göstərilmişdir.



Şəkil 4.5.1 Həll olunmuş üzvü maddələrin fluorescent şüalanmasının ikiölçülü diaqramında A, C, T piklərinin yerləşdirilməsinin ümumi görüntüsü
[43, s.63-70]

İndi isə su mühitində həll olunmuş üzvü maddələrin fluorescent şüalanmasından istifadənin ikinci funksional oblastına baxaq. [116, s.177-186]-cı işdə göstərilirdiyi kimi metal ionları ilə üzvü maddələrin fluorescent şüalanmasının zəifləmə effekti statik, yaxud dinamik ola bilər. Zəifləmənin statik xarakterində qeyri-fluorescent kompleks yaradılır, dinamik effektdə isə həyacanlanmış fluofor metal ionları ilə keçid vəziyyətində olan kompleks formalaşdırılır. Bəzi tədqiqatlarda [82, s.1-10] göstərilirdiyi kimi fluorescent şüalanmanın verilənlər bazasında metal-liqanda kompleksinin yaradılması prosesinin əlaqə parametrlərinin qiymətləndirilməsi üçün iki model mövcuddur:

- Rayan-Veber modeli;
- Ştern-Volmer modeli.

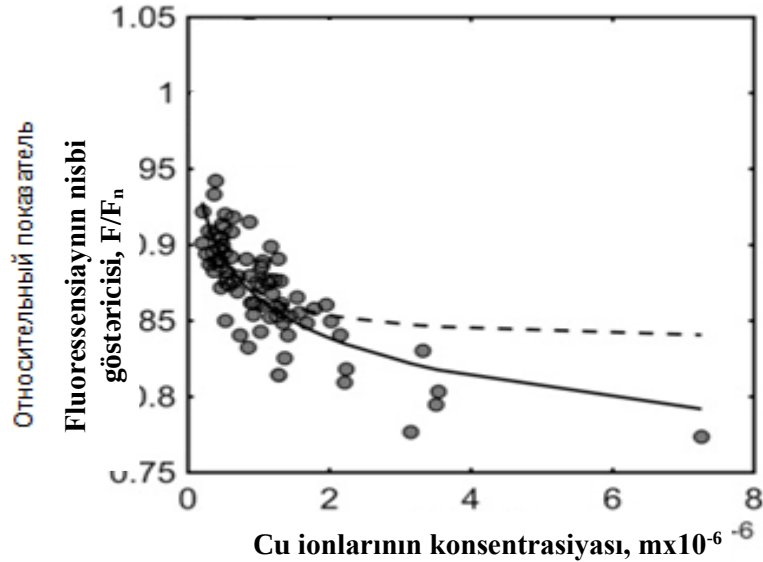
Bu modellərin birincisində formalaşdırılmış komplekslə fluoressent şüalanmanın zəifləmə dərəcəsi arasında xətti əlaqə, ikincisində isə qeyri-xətti əlaqə qəbul olunmuşdur. Riyazi olaraq Ştern-Volmer modeli aşağıdakı kimi ifadə olunur:

$$\frac{F_0}{F_0 - F} = \frac{1}{f \cdot K_m \cdot C_m} + \frac{1}{f} \quad (4.5.1)$$

burada F –həll olunmuş üzvü maddələrin tədqiq olunan nümunəsində metal ionları olan halda fluoressent şüalanmanın intensivliyi;

- F_0 -metal ionları olmayan hal üçün intensivlik;
- K_m -stabillik əmsalı;
- f -metalın təsiri ilə zəifləyən ilkin fluoressensiyanın hissəsi;
- C_m - metalın konsentrasiyasıdır.

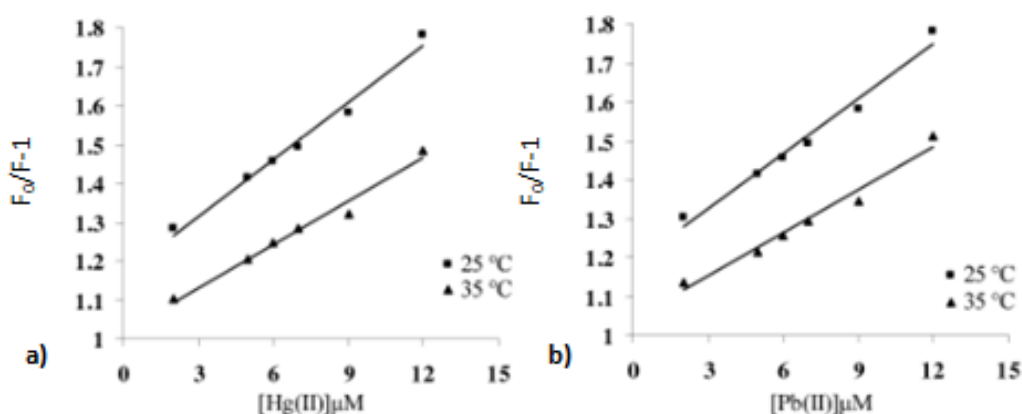
Nümunə kimi [82, s.1-10]-ci işdə mis ionlarının humin üzvü maddələrinə təsirinin nümunəsi verilmişdir. Fluoressent şüalanmanın intensivliyi ilə mis ionlarının konsentrasiyası arasındakı güclü əks korelyasiya əlaqəsi şəkil 4.5.2-də göstərilmişdir.



Şəkil 4.5.2 Fluoressent şüalanmanın intensivliyi ilə mis ionlarının konsentrasiyası arasındakı korelyasiya əlaqəsi [82, s.1-10]:

burada kəsilməz xətlə reqressiya asılılığının üstlü qeyri-xətti modelinin əyrisi, sınıq xətlə Ştern-Volmer modelinin əyriləri göstərilmişdir (uyğun olaraq $R^2=0.62$ və $R^2=0.43$)

Bizim apardığımız araşdırmalardan [10, s.453-456] göründüyü kimi suda aşkar olunan müxtəlif fluoressent üzvü maddələrin növləri f göstəricisinin $0,12 \div 0,8$ intervalında dəyişən müxtəlif qiymətlərinə malikdirlər. C_d (kadmium) və P_b (Plümbium) növli ağır metalların konsentrasiyasından fluoressent şüalanmanın intensivliyinin azalmasından asılılığın Ştern-Volmer modeli üzrə analogi əyriləri şəkil 4.5.3-də göstərilmişdir [116, s.177-186].



Şəkil 4.5.3 Müxtəlif temperaturalarda $F_0/F-1$ fluoressent şüalanmanın intensivlik göstəricisinin ionların konsentrasiyasından asılılığı [116, s.177-186]:

a) Cıvə (Hg); b) Plümbium (P_b).

Həmin qrafik asılılıqlardan göründüyü kimi fluoressent şüalanmanın sönmə dərəcəsi ağır metal ionlarının konsentrasiyasından güclü asılıdır ki, bu da sudakı ağır metalların təyini üçün flüoressent analiz üsulunun mahiyyətinin əsasını təşkil edir [12].

Digər müəlliflərin [48, s.41-48] göstərdikləri kimi komplekslərin formalaşması qabiliyyəti suda həll olunmuş üzvü maddələrin vacib xarakteristikasıdır, belə ki, bu həm səth sularının, həm də qrunut sularının keyfiyyətinə təsir göstərir.

Bitkilərdə və mikroorqanizmlərdə olan metal ionlarının akkumulyasiyası və onların ətraf mühitdə hərəkəti həll olunmuş üzvü maddələrlə və xüsusi halda humin turşuları ilə komplekslərin yaradılması prosesindən güclü asılıdır. Ətraf mühitdə ağır

metalların yayılması məsələsinin vacibliyini nəzərə alaraq su problemləri üzrə Avropa Çərçivə Direktivində və EPA USA-nın müvafiq proqramlarında su mühitində metal-həll olunmuş üzvü maddələr kompleksinin yaradılması prosesinin sonradan öyrənilməsinin zəruriliyi göstərilmişdir [150, s.40-52].

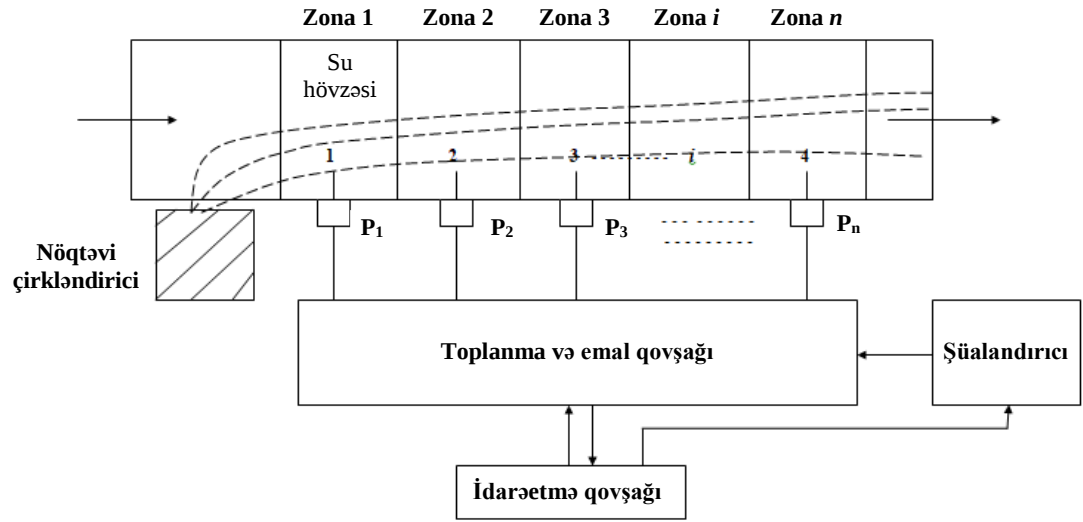
Yuxarıda göstərilənlər nəzərə alınmaqla müxtəlif mənbələrdən su hovuzlarının ağır metallarda çirklənmə dərəcəsinin qiymətləndirilməsi imkanlarının tədqiqi üzrə geniş miqyaslı işlər aparılmışdır [47, s.740-750; 124, s.1489-1494; 134, s.2214-2216; 150, s.40-52; 160, s.339-351]. Məsələn, [150, s.40-52]-də Arqes çayının (Rumıniya) aşağı hövzəsində çirklənmə vəziyyətinin öyrənilməsi üçün bir neçə məntəqələrdən nümunələr götürməklə suyun keyfiyyətinin analizinin informasiya-ölçmə kompleksinin yaradılması barədə məlumat verilmişdir. Eyni zamanda [48, s.41-48]-də göstəriləndiyi kimi həyacanlanma prosesinin reallaşdırılması və fluoressent siqnalın ölçülməsi üçün iki monoxromatorlu, 450 Vt gücünə malik ksenon lampa ilə təchiz olunmuş spektrofluorimetrdən istifadə olunmuşdur. Ağır metalların konsentrasiyasının nəzarət ölçmələri Perkin Elmer Flame-AAS 3030B alov-emissiya spektrometri vasitəsilə ölçülmüşdür.

Bütün bunlarla yanaşı qeyd edilməlidir ki, Ştern-Volmer modelinin imkanlarından indiyə kimi tam istifadə edilmir. Belə ki, yuxarıda göstərilən işlərdə əsasən eyni güclü mənbələrdən çirklənmiş su obyektləri tədqiq olunur. Eyni zamanda göstərmək olar ki, Ştern-Volmer modeli yuxarıda göstərilmiş dağ-mədən kombinatı kimi bir güclü mənbədən çirklənən su hövzələrinin analizi və qiymətləndirilməsi üçün də yararlıdır. Beləliklə də bir güclü mənbədən çirklənən su hövzələrinin çirklənmə dərəcəsinin inteqral qiymətləndirilməsi aktual məsələ kimi qarşıya çıxır.

Bir güclü istehsal mənbəyindən su hövzələrinin (çaylar, göllər, su anbarları və s.) çirklənmə dərəcəsinin inteqral qiymətləndirilməsinin təklif olunan üsuluna baxaq. Həmin təklif olunan üsulun reallaşma sxemi şəkil 4.5.4-də göstərilmişdir.

Qeyd olunmalıdır ki, təklif olunan üsulun əsasında [8, s.51-55; 9, s.169-174] işlərində araşdırılmış izomorf-holonom sistemlərin optimallaşdırılmasının ümumi üsulologiyası durur. Təklif olunan üsulun riyazi şərhini vermək üçün (4.5.1) ifadəsini aşağıdakı kimi təqdim edək:

$$\frac{F_0}{F_0 - F} = \frac{1}{f} \left[\frac{1}{K_m \cdot C_m} + 1 \right]. \quad (4.5.2)$$



Şəkil 4.5.4 Bir güclü çirkləndiricinin su obyektini çirkləndirmə səviyyəsinin integral çoxnöqtəli qiymətləndirilməsinin təklif olunan üsulunun reallaşma sxemi

Hesab edək ki, nöqtəvi çirklənmə mənbəyindən uzaqlaşdıqda, sudakı ağır metalların konsentrasiyası monoton olaraq azalır.

(4.5.2) ifadəsini nəzərə almaqla $F_0/F_0 - F$ nisbətini C_m kəmiyyətinə tərs mütənəsib olan informatik parametrlər kimi qəbul edək.

Onda

$$\gamma = \frac{1}{f} \left[\frac{1}{K_m \cdot C_m} + 1 \right] \quad (4.5.3)$$

kimi işarə etsək, həmçinin

$$C_m = \{C_{mi}\}; \quad i = \overline{1, n}, \quad (4.5.4)$$

çoxluğunun mövcud olduğunu qəbul etsək, (4.5.3) ifadəsini bütün i üzrə ümumiləməklə, alarıq:

$$\sum_{i=1}^n \gamma_i = \sum_{i=1}^n \frac{1}{f} \left[\frac{1}{K_m \cdot C_m} + 1 \right]. \quad (4.5.5)$$

Həmçinin n sayda həll olunmuş üzvü maddələr çoxluğunun mövcudluğunu göstərən

$$F = \{f_j\}, \quad j = \overline{1, n} \quad (4.5.6)$$

çoxluğunu qəbul edək.

Sonradan aşağıdakı baza prinsipləri əsas götürülmüşdür:

- $i, i = \overline{1, n}$ zonalarından götürülən su nümunələrinə miqdarı əlavə olaraq təyin olunan həll olunmuş üzvü maddələr də daxil edilə bilər;
- ölçmə kompleksinin işi aşağıdakı funksional asılılığın mövcud olduğunu nəzərdə tutur:

$$f_j = \psi(C_{mi}). \quad (4.5.7)$$

Beləliklə, (4.5.5) ifadəsi aşağıdakı kimi yazıla bilər:

$$\sum_{i=1}^n \gamma_i = \sum_{i=1}^n \frac{1}{\psi(C_{mi})} \left[\frac{1}{K_m \cdot C_m} + 1 \right]. \quad (4.5.8)$$

$f_j = \psi(C_{mi})$ asılılığını nəzərə alsaq, yaza bilərik:

$$\sum_{i=1}^n \gamma_i(C_{mi}) = \sum_{i=1}^n \frac{F_0}{F_0 - \psi(C_{mi})} \quad (4.5.9)$$

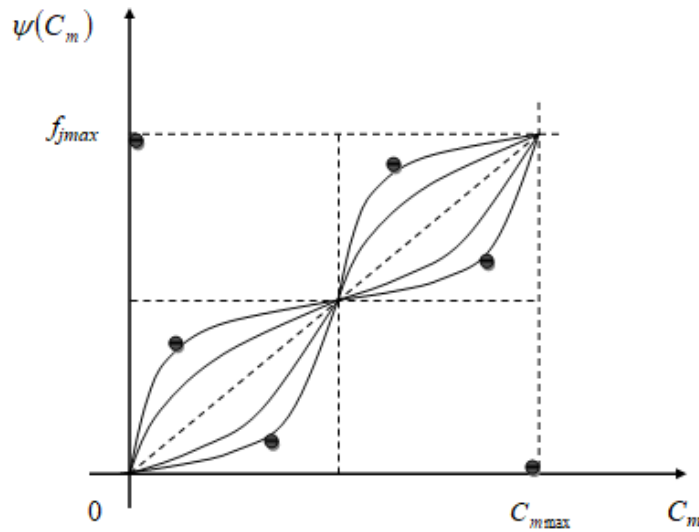
(4.5.8) və (4.5.9) ifadələrinə nəzərə almaqla kəsilməz yazılış formasına keçsək alarıq:

$$\int_0^{C_{m \max}} \gamma(C_{mi}) dC_m = \int_0^{C_{m \max}} \frac{1}{\psi(C_m)} \left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right] dC_m. \quad (4.5.10)$$

Sonra isə daxil etdiyimiz $\gamma(C_m)$ funksiyasına aşağıdakı məhduddiyyət şərtini qoyaq:

$$\int_0^{C_{m \max}} \psi(C_{mi}) dC_m = C, \text{ burada } C = \text{const.} \quad (4.5.11)$$

$\psi(C_m)$ funksiyasının bəzi mümkün formaları şəkil 4.5.5-də göstərilmişdir.



Şəkil 4.5.5 (4.5.11) şərtini ödəyən $\psi(C_m)$ funksiyasının bəzi mümkün formaları

(4.5.10) və (4.5.11) ifadələrini nəzərə almaqla məqsəd funksionalı aşağıdakı kimi olan şərtsiz variasiya optimallaşdırma məsələsini formalaşdıraraq:

$$\chi = \int_0^{C_m^{\max}} \frac{1}{\psi(C_m)} \left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right] dC_m + \lambda \left[\int_0^{C_m^{\max}} \psi(C_m) dC_m - C \right] \quad (4.5.12)$$

burada λ —Laqranj vuruğudur.

Beləliklə, γ və C_m arasında əks asılılığın olduğunu nəzərə almaqla $\psi(C_m)$ funksiyasının elə optimal növünü hesablamaq tələb olunur ki, β kəmiyyəti bu halda minimal qiymət alsın. Öz növbəsində β -nin minimumu γ_i -nin minimal qiymətini göstərir ki, bu da C_{mi} -nin maksimal qiymətinə uyğun gəlir.

Nəticədə (4.5.12) məsələsinin həlli maksimal dinamik diapazonla qiymətləndirmə və nəzarəti həyata keçirməyi təmin edə bilər, belə ki, γ_i -nin minimumu $F_{\min}$ -a uyğun γ_i -nin maksimumu isə $C_{m\min}$ -a uyğun gələcək.

[36, 432 s.]-yə uyğun olaraq (4.5.12) məsələnin həlli, başqa sözlə ekstremum aşağıdakı şərti ödəməlidir:

$$\frac{\partial \left\{ \frac{1}{\psi(C_m)} \left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right] + \lambda \cdot \psi(C_m) \right\}}{\partial \psi(C_m)} = 0. \quad (4.5.13)$$

(4.5.13) şərtindən alırıq:

$$-\frac{1}{\psi^2(C_m)} \left[\frac{1}{K_m \cdot C_m} + 1 \right] + \lambda = 0. \quad (4.5.14)$$

(4.5.14)-dən tapırıq:

$$\psi(C_m) = \sqrt{\frac{1}{\lambda} \cdot \left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]}$$

$$\psi(C_m) = \sqrt{\frac{1}{\lambda} \cdot \left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]}. \quad (4.5.15)$$

(4.5.11) və (4.5.15) ifadələrini nəzərə almaqla alırıq:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} \int_0^{C_{m \max}} \sqrt{\left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]} dC_m = C. \quad (4.5.16)$$

(4.5.16)-dan tapırıq:

$$\lambda = \frac{1}{C^2} \left[\int_0^{C_{m \max}} \sqrt{\left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]} dC_m \right]^2. \quad (4.5.17)$$

(4.5.15) və (4.5.17) ifadələrindən alırıq:

$$\psi(C_m) = \frac{C \cdot \sqrt{\left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]}}{\int_0^{C_{m \max}} \sqrt{\left[\frac{1}{K_m C_m} + 1 \right]} dC_m} \quad (4.5.18)$$

Beləliklə, (4.5.18) bərabərliyi ödənildikdə məqsəd funksionalı ekstremuma çatır və bu ekstremum minimumdur. Belə ki, (4.5.13)-dəki integrantın $\psi(C_m)$ -ə görə ikinci tərtib xüsusi törəməsi müsbət qiymət alır.

Nəticədə deyə bilərik ki, (4.5.15) həlli güclü nöqtəvi çirkləndiricilərin tullantı sularının atdığı su hövzələrinin ağır metallarla çirklənməsinə nəzarətin baxılan kompleksinin optimal iş rejimini təyin edir.

Beləliklə, nöqtəvi çirklənmə mənbələrinin su hövzələrinə atdığı çirkləndiricilərə, o cümlədən ağır metallara nəzarəti həyata keçirən ölçmə kompleksinin iş rejimi optimallaşdırılmış və həll edilmişdir. Burada əsas kimi məlum Ştern-Volmer modelindən istifadə olunmuş, sudakı ağır metalların konsentrasiyasına tərs mütənasib olan xüsusi göstərici təklif edilmişdir. Bu göstəricinin ağır metalların konsentrasiyasının bütün mümkün qiymətləri üzrə inteqrallanması və fluorescent şüalanmanın zəifləmiş hissəsinin ağır metalların maksimal konsentrasiyasından asılılığının axtarılan funksiyasına xüsusi məhdudiyyət şərtinin qoyulması kompleksin optimal iş rejimini təmin edən belə funksiyanın optimal formasının tapılması məsələsini formalaşdırmağa və həll etməyə imkan verdi.

IV fəsil üzrə nəticələr

1. Belə qənaətə gəlinmişdir ki, böyük həcmdə içməli suyun fotokatalitik üsulla təmizlənməsi məsələsi təmizləyici qurğular şəbəkəsini yaradan eyni növli reaktorların paralel işinin optimal təşkili ilə həll oluna bilər. Göstərilmişdir ki, fotokatalitik təmizləmənin reaktorlar şəbəkəsinin işinin optimal təşkili zamanı katalizatorun miqdarının artması fotokatalitik sürətinin artması ilə, həmçinin daxil olan çirklənmiş suyun miqdarının artması ilə müşayiət olunmalıdır. Bununla yanaşı optimal rejimdə çirkləndiricilərin ilkin konsentrasiyaları arasındakı mütənasiblik əmsalının, həmçinin fotoaktivləşmiş səthin ilkin reaktivliyi ilə çirkləndiricilərin qalıq konsentrasiyası arasındakı mütənasiblik əmsalının zamana görə dəyişdiyi və müəyyən anda maksimuma çatdığı göstərilmişdir.

2. Suda olan mikroorqanizmlərin (N_0) ilkin miqdarına görə fərqlənən su kütləsinin

optimal ozonlaşdırılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Göstərilmişdir ki, mikroorqanizmlərin ümumi qalıq kəmiyyətinin minimumuna nail olunması mənasında ozonlaşdırmanın o zaman maksimal səmərəliliyi təmin edilir ki, konkret su kütləsinə sərf olunan O_3 -ün ümumi dozası ilə N_0 arasında düz mütənasiblik ödənilsin.

3. Rezervuar sularının xlorlaşdırılması proseduralarına xlor sərfinin iki model optimallaşdırma məsələsinə baxılmışdır. Əsas kimi aparılan analizdə birinci tərtib kinetik tənliyi götürülmüşdür. Optimallaşdırma məsələsinin sadələşdirilməsinin iki üsuluna baxılmış, birinci halda xlorun degradasiya sürətinin temperaturdan asılılıq funksiyasının xəttiləşməsi əməliyyatları şərh olunmuşdur. Bu halda xlor sərfi maksimum olduqda, temperaturun zamandan optimal asılılığı tapılmışdır. İkinci halda eksponensial kinetik modelinin xəttiləşdirilməsi prosesinə baxılmış, xlorun sərfi minimal olan hal üçün həmin asılılığın optimal forması tapılmışdır.

4. İqtisadi Əməkdaşlıq və İnkişaf Təşkilatı (İƏİT) tərəfindən müəyyən olunmuş suyun evtrofikasiya qradasiyalarının sərhədlərinin təqribi olduğu göstərilmişdir. Su hövzələrində xlorofillə fosforun miqdarının qarşılıqlı əlaqəsinin İƏİT modeli əsas götürülmüş eksperimental tədqiqatlarının məlum nəticələri göstərir ki, əslində onlar arasında xətti əlaqə mövcud deyil və bu qarşılıqlı əlaqə kifayət qədər qeyri-xəttidir. Bu faktın isbat olunması üçün suyun çirklənmə göstəricilərinin hiperspektral ölçmə nəticələrinə əsaslanmış eksperimental-analitik üsul təklif edilmişdir. Təklif olunmuş üsulun tətbiqi nəticəsində müəyyən olunmuşdur ki, xüsusi halda $TP=f(Chl)$ asılılığında maksimumun olması mümkündür, başqa sözlə, suda fosforla xlorofilin qarşılıqlı əlaqəsi kifayət qədər qeyri-xəttidir və Chl -nin miqdarının artmasının T_p -nin artması ilə, yaxud Chl -nin miqdarının artmasının T_p -nin miqdarının azalması ilə müşayiət olunması halı mümkündür.

5. Ətraf mühitin ağır metallarla güclü nöqtəvi çirkləndiricilərinin tullantı suları atıldığı su hövzələrinin qiymətləndirilməsi və nəzarətin ölçmə kompleksinin iş rejiminin optimallaşdırılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Əsas kimi məlum Ştern-Volmer modelindən istifadə olunmuş, sudakı ağır metalların konsepsiyasına tərs mütənasib olan xüsusi göstərici daxil edilmişdir. Bu göstəricinin ağır metalların konsentrasiyasının bütün mümkün qiymətləri üzrə inteqrallanması və

fluorescent şüalanmanın zəifləmiş hissəsinin ağır metalların maksimal konsentrasiyasından asılılıq funksiyasına xüsusi məhdudiyyət şərtinin qoyulması kompleksin optimal iş rejimini təmin edən həmin funksiyayı optimal formasını təyin etməyə imkan vermişdir.

NƏTİCƏLƏR

1. Suyun ümumi çirklənməsinin ölçülməsi üçün suyun əksetmə göstəricisi əlamət qismində istifadə edilməklə yeni üsul və yeni konsepsiya təklif edilmişdir. Yeni üsula uyğun olaraq çirklənmiş suyun xüsusi dalğa uzunluğunda hesablanmış əksetmə göstəricisinin qiymətinin doğruluğu, həmçinin məlum Buqer-Ber ifadəsi bazasında dəniz suyunun “*a*” xlorofili ilə çirklənmə dərəcəsinin geniş diapazonlu ölçücüsünün qurulmasının təklif olunan konsepsiyasına uyğun olaraq əlavə nəzarət göstəricisinə görə də yoxlanıla bilər. Distansion üsullarla çirklənmə səviyyəsi sanitar normalar üzrə müəyyən edilmiş hədd qiymətini aşdıqda, yaxud məsafədən ölçmə nəticələrinin doyma əlaməti müşahidə edildikdə, daha dəqiq olan yerüstü-laborator ölçmə üsullarına keçmək tövsiyə olunmuşdur.

2. Azot (N) və fosforun (P) əsas su kanalına ümumi daşınmasının minimum olması üçün kənd zonalarında səth axınlarının formalaşdığı yerlərdə həmin qidalandırıcı maddələrin mənbələrinin optimal yerləşdirilməsi məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Müəyyən edilmişdir ki, belə minimuma nail olmaq üçün *N* və *P* mənbələri çöküntü maddələrinin konsentrasiyasına nəzərən əks qaydada yerləşdirilməlidir, başqa sözlə çöküntü maddələrinin konsepsiyası yüksək müşahidə olunan yerlərdə qidalandırıcı maddələrin konsepsiyası az olmalıdır və əksinə.

3. İstehlakçılara verilən suda həll olunmuş maddələrin miqdarının (TDS) minimum olması üçün su təminatı şəbəkəsinin su kəmərinə suyun optimal temperaturunun tapılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Göstərilmişdir ki, əgər şəbəkənin yüklənməsi zamana görə dəyişirsə və şəbəkədə suyun temperaturunun orta sutkalıq qiyməti dəyişmirsə, onda istehlakçılara verilən içməli suda TDS-in miqdarı o vaxt minimal olar ki, şəbəkənin yüklənməsinin zamandan asılılıq funksiyası, şəbəkədəki suyun temperaturunun zamanda asılılıq funksiyasının miqyaslaşdırılmış sürəti olsun.

4. Müəyyən edilmişdir ki, suyu bulanlıq olan su hövzələrinin seçilmiş trassası üzrə sahildən dərinliyə doğru getdikcə əksetmə signalının zəiflənməsi ilə suyun dərinliyi

arasında müəyyən aşkar edilmiş funksional asılılıq mövcud olduğu halda, ümumi əksətmə signalı trassa üzrə minimal qiymət ala bilər.

5. ÜST tərəfindən tövsiyə olunmuş suyun keyfiyyət indeksi (WQI) və çoxfaktorlu reqressiya qiymətləndirilməsi əsasında skalyar çoxhədli şəkildə suyun çirklənməsinin yeni göstəricisi formalaşdırılmışdır. Bu göstərici ədədi olaraq tədqiq olunan nöqtənin WQI kəmiyyətinə bərabər olmaqla LANDSAT ETM bort spektrometrinin spektral kanallarının signalının asılı ümumi formasına malikdir. Tədqiq olunan mühit üçün ekstremal xassəyə malik olan xarakterik göstəricinin tərtib olunması əsasında içməli suyun bulanıqlığının ölçülməsinin ikikriteriyalı optik-elektron ekstremal üsulu təklif edilmişdir.

Həmin göstərici iki əksfazlı kriteriyanın asılı skalyar bürünməsi şəklinə malikdir. Su nümunəsinin bulanıqlığının ölçülməsi prosesi skalyar bürünmənin qiymətinin ekstremumunun aşkarlanmasını və digər göstəricilərin verilmiş qiymətlərində bulanıqlığın axtarılan kəmiyyətinin hesablanması nəzərdə tutur.

Su hövzələrinin bəzi zonalarında çirklənmə dərəcəsinin spektral qiymətləndirilməsində birmənalılıq olmadığı göstərilmişdir. Belə qeyri-müəyyənliyin aradan qaldırılması üçün kombinə edilmiş spektral optimallaşdırma qiymətləndirilməsindən istifadə təklif olunmuşdur. Belə qiymətləndirmənin çirklənmələrin spektral qiymətləri birmənalı olmayan su hövzələri zonalarında səlis fərqlənən minimuma malik olduğu göstərilmişdir.

6. Göstərilmişdir ki, suyun fotokatalitik təmizlənməsinin reaktorlar şəbəkəsinin işinin optimal təşkili zamanı katalizatorun miqdarının artması fotokatalizin sürətinin artması ilə, həmçinin daxil olan çirklənmiş suyun miqdarının artması ilə müşayiət olunmalıdır. Bu halda optimal rejimdə çirkləndiricilərin ilkin konsentrasiyaları arasındakı, həmçinin fotoaktivləşmiş səthin ilkin reaktivliyi ilə çirkləndiricilərin qalıq konsentrasiyası arasındakı mütənəsnəlik əmsalının zamana görə dəyişdiyi və müəyyən anda maksimuma çatdığı göstərilmişdir.

7. Su kütləsinin fotokatalizində optimal ozonlaşdırma və xlorlaşdırma məsələləri formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Göstərilmişdir ki, mikroorqanizmlərin ümumi qalıq miqdarının minimumuna nail olunması mənasında ozonlaşma o zaman səmərəli

hesab edilir ki, konkret su kütləsinə sərf olunan ozonun ümumi dozəsi ilə mikroorqanizmlərin ilkin miqdarı arasında düz mütənasiblik ödənilsin. Rezervuar sularının xlorlaşdırılması prosedurlarına xlor sərfinin iki model optimallaşdırma məsələsinə baxılmış, aparılan araşdırmalarda birinci tərtib kinetika tənliyi əsas kimi götürülmüşdür. Optimallaşdırma məsələsinin sadələşməsinin birinci üsulunda xlorun degradasiya sürətinin temperaturdan asılılıq funksiyasının xəttiləşməsi əməliyyatları şərh olunmuşdur. Bu halda xlor sərfinin maksimal qiymətini təmin edən temperaturun zamandan asılılığının optimal forması təyin edilmişdir.

İkinci halda eksponensial kinetika modelinin xəttiləşməsi prosesinə baxılmış, xlor sərfinin minimal qiymətini təmin edən həmin asılılığın optimal forması tapılmışdır.

8. Ağır metallarla ətraf mühitin güclü nöqtəvi çirkləndiricilərinin tullantı suları atıldığı su hövzələrinin qiymətləndirilməsi və nəzarətin ölçmə kompleksinin iş rejiminin optimallaşdırılması məsələsi formalaşdırılmış və həll edilmişdir. Məlum Ştern-Volmer modeli əsasında sudakı ağır metalların konsentrasiyasına tərs mütənasib olan xüsusi göstərici daxil edilmişdir. Baxılan məsələnin həlli əsasında kompleksin optimal iş rejimini xarakterizə edən fluoressent şüalanmanın zəifləmiş hissəsinin ağır metalların maksimal konsentrasiyasından asılılıq funksiyası təyin edilmişdir.

İstifadə olunmuş ədəbiyyatların siyahısı

1. Агаев, Ф.Г. Построение оптимальной модели стока поверхностных вод в водоемы в сельском хозяйстве / Ф.Г.Агаев, Х.Г.Асадов, Б.Л.Джафарова [и др.] // Гидрометеорология и экология, - Санкт-Петербург: - 2021. №65, - с. 694-701.
2. Агаев, Ф.Г., Джафарова, Б.Л., Абдурахманова, И.Г. Вопросы оптимизации и контроля загрязненности вод поверхностного стока в сельском хозяйстве // 8-е Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы экологии и охраны труда», - Курск: - 28 мая, - 2021, - с. 57-64.
3. Агаев, Ф.Г., Джафарова, Б.Л., Алиева, А.Дж. Разработка нового метода оценки качества загрязненной воды // Водоснабжение и санитарная техника, - Москва: - 2020. №2, - с. 14-17.
4. Агаев, Ф.Г., Джафарова, Б.Л., Тарвердиева, У.Х. Вопросы оценки качества воды водных объектов, характеризующихся значительным многокомпонентным загрязнением // Вестник СВФУ, Серия «Наука о Земле», - 2020. №3, - с. 73-77.
5. Агаев, Ф.Г., Джафарова, Б.Л., Рагимов, Р.М. Исследование оптимального температурного режима подачи питьевой воды с изменяющимся потреблением в сети водоснабжения // Известия Азербайджанского Национального Аэрокосмического Агентства, - Баку, - 2021. №4(24), - с. 53-57.
6. Алампиева, Е.В. Производственная деятельность человека и ее возможные последствия // Вестник Томского государственного университета. - 2013. № 377, - с. 163-166. DOI:10.17223/15617793/377/33.
7. Асадов, Х.Г., Алиева, А.Дж., Джафарова, Б.Л. Новые метод измерения мутности питьевой воды // Автоматизированные системы управления и информационные технологии материалы всероссийской научно-технической конференции, - Москва: - 2021. Том.1, - с. 375-382.
8. Асадов, Х.Г., Абдуллаева, С.Н., Тарвердиева, У.Х. Вопросы оптимизации изоморфно - голономных информационно - измерительных систем // Известия вузов. Электромеханика. - 2020. Т.63, №6, - с. 51-55.

9. Асадов, Х.Г., Абдуллаева, С.Н., Тарвердиева, У.Х. Метод линеаризационной оптимизации голономных информационно-измерительных и мехатронных систем // Электротехника, информационные технологии, системы управления // Вестник ПНИПУ - 2020. №35, - с.169-174.
10. Асадов, Х.Г., Алиева, А.Дж., Джафарова, Б.Л. Двухкритериальный экстремальный метод определения мутности питьевой воды // Автоматизация и современные технологии - Москва: - 2022, Т 76, №10, - с.453-456.
11. Вараева, Е.Ф., Аксенов, В.И. Водное хозяйство горно - обогатительных комбинатов: проблемы и пути решения // <https://watermagazine.ru/nauchnye-statii/novye-statii/23428-vodnoe-khozyajstvo-gorno-obogatitelnykh-kombinatov-problemy-i-puti-resheniya.html>.
12. Вахрина, М.М., Попова, Ю.В. Фотометрический и рентген флуоресцентный методы анализа при определении тяжелых металлов в питьевой воде // <https://ceiis.mos.ru/presscenter.news/detail/9284126.html>.
13. Джаббаров, Н.С. Оценка загрязненности почв тяжелыми металлами вокруг Дашкесанского горно - обогатительного комбината // Бюллетень науки и практики, - 2019. Т.5, №9. <https://doi.org/10.33619/2414-1948/46/20>.
14. Джафарова, Б.Л. Вопросы оптимального построения комплекса многоточечного контроля и оценки загрязнения водоемов сброса сточных вод горно-обогатительных комбинатов // Контроль. Диагностика, - 2021. Т.24, №9, - с. 48-54.
15. Джафарова, Б.Л. Вопросы оптимизации обработки воды в резервуарах хлором. Водочистка, - Москва, - 2021. №11, - с. 33-37.
16. Джафарова, Б.Л. Наземно-Бортовой экстремальный метод контроля степени загрязнения водобассейнов. Водочистка, - Москва, - 2020. №9, - с. 26-29.
17. Джафарова, Б.Л. Новые комбинированные методы диагностики качества воды // Водочистка, - Москва, - 2019. №12, - с. 38-43.
18. Джафарова, Б.Л. Оптимизация мультиреакторного фотокаталитического процесса очистки воды от органических загрязняющих веществ //

Водоочистка, водоподготовка, водоснабжение, - Москва - 2021. №5(161), - с. 50-53.

19. Джафарова, Б.Л. Разработка метода мультиреакторной очистки воды от органических загрязняющих веществ с использованием фото каталитического процесса // Автоматизированные системы управления и информационные технологии материалы всероссийской научно-технической конференции, - Москва: - 2021. Том.1, - с. 368-374.

20. Джафарова, Б.Л. Синтез комбинированных спектральных показателей качества воды для уменьшения неопределённости известных оценок загрязнения водоемов // Водоочистка, водоподготовка, водоснабжение, - 2019. №8(140), - с. 66-70.

21. Джафарова, Б.Л. Исследование экстремальных свойств суммарной отраженной радиации в мутных водоемах по трассе «берег-центр водоема» / Б.Л. Джафарова, А.И. Барков, В.В. Протасов [и др.] // Известия Юго-Западного Государственного университета. Курск: - 2019. Т.9, №4 (33), - с. 197-207.

22. Джафарова, Б.Л. Широкодиапазонный наземно-бортовой спектральный метод определения концентрации хлорофилла α в морской воде // Водное хозяйство России: Проблемы, Технологии, Управление. Научно-практический журнал. 2020. №3, - с. 39-50.

23. Джафарова, Б.Л., Барков, А.Н., Рудакова, В.В. Вопросы оптимизации озонирования питьевой воды // «Актуальные проблемы экологии и охраны труда» Сборник статей XII международной научно-практической конференции, - Курск: - 20 мая, - 2020, - с. 46-52.

24. Джафарова, Б.Л., Алиева, А. Дж. Метод контроля степени загрязнения водобассейнов // Информационные системы и технологии: Достижения и перспективы: Сумгаит: - 09 июля -10 июля, - 2020, - с. 46-48.

25. Донцов, А.А., Суторихин, И.А., Коломейцев, А.А. Интегрирования геоинформационная система мониторинга состояния внутриконтинентальных водных объектов. https://ceur-ws.org/Vol-2534/16_short_paper.pdf.

26. Дроздов, С.Л., Сладкопевцев, С.А. Дистанционные методы оценки природных ресурсов (рельеф и почвы): М.: МИИГАиК, 2015. - 178 с.
27. Интегральные показатели вод.
<http://www.gostrf.com/normadata/1/4293795/4293795534.htm>.
28. Киселёв, А.В. Связь запасов продуктивной влаги в почве с полем силы тяжести Земли (по данным съемок спутниками GRACE) / А.В.Киселёв, Н.Р.Муратова, В.И.Горный [и др.] // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса: - 2015. Т.12, №6, - с.7-16.
29. Куцева, Н.К. Приборное обеспечение аналитического контроля качества воды // Вода Magazine. - Май, - 2015. №5(93), - с. 26-30.
30. Лебедева, Л.В. Влагосодержание и теплофизические свойства почв под древесными фитоценозами в условиях дендрария // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. - 2017. №8 (154), - с. 69-75.
31. Музалевский, К.В. Михайлов, М.И. Измерение влажности и температуры почвы на основе интерференционного приёма линейно-поляризованных сигналов ГЛОНАСС и GPS // Современные проблемы дистанционного зондирования. Земли из космоса. - 2018. Т.15, №4, - с. 155-165.
32. Показатели качества воды и их определение [электронный ресурс].
<https://almina.ru/about/4957/14283/14304/>
33. Салпагарова, С.И., Салпагарова, З.И. Воздействие Урупского горно - обогатительного комбината на окружающую среду // Науки о Земле. Earth Science. Известия ДГПУ. - 2018. Т.12, №1, - с. 88-93.
DOI:10.31161/1995-0675-2018-12-1-88-93.
34. Современные проблемы науки и образования // Электронный научный журнал. ИФ РИНЦ=079. ISSN 2070-7428.
35. Фрумин, Г.Т., Фетисова, Ю.А. Альтернативный подход к оценке качества вод трансграничных водных объектов // Учение записки РГГМУ. - 2018. №50, - с. 177-186.
36. Эльсгольц, Л.Э. Дифференциальные уравнения и вариационные исчисления // М. Наука: - 1974. - 432 с.

37. Abayazid, H.O., El-Adawy, A. Assessment of a non-optical water quality property using space based imagery in Egyptian coastal lake // International Journal of Advanced Network, Monitoring and Controls. - 2019. Vol.04, No.03. - p. 53-64.

38. Abdelmoutia, T., Feryel, B. Automatic system of monitoring water quality// ISRAA University Journal of Applied Sciences. - October. - 2020, - Vol. 4. Issue 1.

39. Abueejela, M.Y., Guinaum, A.S., Algitta, A.A. Measuring Turbidity of Water Based Photo Voltaic Cell and Laser Light // JEEEIT TRANSACTIONS. - July, - 2020, Vol.1, No.1. - p. 49-54.

40. Ahmad Fairuz Bin Omar, Mohd Zubir Bin MatJafri. Turbidimeter Design and Analysis: A Review on Optical Fiber Sensors for the Measurement of Water Turbidity. Sensors - 2009. №9(10), - p. 8311-8335.

<https://doi.org/10.3390/s91008311>

41. Averkiev, A.S. Estimation of sedimentation rate in the Gulf of Finland / A.S.Averkiev, A.E.Rybalko, S.V.Lukyanov [et al.] // Proceedings of the II All-Russian conference “Hydrometeorology and ecology: achievements and development prospects”. St. Petersburg: - 19 - 20 December, - 2018, - p. 65-72.

http://mgospb.ru/f/143as_averkiyev_aye_rybalko_sv_lukyanov_aa_gorbatenko.pdf

42. Background information on water quality measurements using in Situ water quality instruments // Environmental Protection (Water) Policy 2009 - monitoring and Sampling Manual. Physical and Chemical assessment. - June, - 2018.

43. Bieroza, M.Z., Bridgeman, J., Baker, A. Fluorescence spectroscopy as as tool determination of organic matter removal efficiency at water treatment works // Drink. Water Eng. Sci. - 2010. Vol.3, - p. 63-70.

DOI:10.5194/dwes-3-63-2010. www.drink-water-eng-sci.net/3/63/2010/.

44. Broeke, J., Langergraber, G., Weingartner, A. On-line and in situ UV / vis spectroscopy for multi-parameter measurements: a brief review // Spectroscopy Europe, - 2006. Vol.18, No.4, - p. 15-18.

45. Broeke, J., Ross, P.S., Helm, A.W.C., Baars, E.T., Rietveld, L.C. Use of on – line UV/Vis-spectrometry in the measurement of dissolved ozone and AOC

concentrations in drinking water treatment. Water Sci Technol, - 2008. №57(8), - p.1169-1175. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.137>

46. Brown, M.R. A water quality index - do we dare / M.R. Brown, N.I.McClelland, R.A. Deininger [et al.] // Water Sew. Works. - 1970. Vol.117, - p. 339-343.

47. Camobreco, V.J. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns / V.J.Camobreco, B.K.Richards, T.Stenhuis, [et al.] Soil Science. - 1996. Vol.161, - p. 740-750.

48. Carstea, E.M. Correlation of dissolved organic matter fluorescence and several metals concentration in a freshwater system / E.M.Carstea, L.Ghervase, G.Pavelescu [et al.] // Procedia Environmental Sciences. - 2012. Vol.14. - p. 41-48.

49. Chong, M.N. Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review / M.N.Chong, B.Jin, W.K.Christopher [et al.] // Water Research. - 2010. Vol.44, - p. 2997-3027.

50. Sivapan Choo-in. The relationship between the total dissolved solids and the conductivity value of drinking water, surface water and wastewater // The 2019 International Academic Research Conference in Amsterdam. - p. 11-16.

51. Clark, R.M. Water quality and the replacement and repair of drinking water infrastructure: the Washington D.C. case Study / R.M.Clark, G.S.Rizzo, J.A.Belknap [et al.] // J. Water SRT - Aqua. - 1999. Vol.48 (3), - p. 106-114.

52. Conductivity of solutions // 1 August 2019. Stage 4.

53. Damo, F., Icka, P. Evaluation of water quality index for drinking water // Pol. J. Environ. Stud. - 2013. Vol.22, №4, - p. 1045-1051.

54. Davies-Colley, R. J., Smith, D.G. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A Review. J. Am. Water Resour. Assoc. - 2001, №37, - p. 1085-1101.

55. Davydova, E.V, Kostyleva, A.S, Zhovner, E.V. Characteristics of sources of pollution of surface waste waters of residential areas // Modern trends in education and science: state and prospects: Collection of materials of international scientific-practical. conf. in 4 volumes / Under total. edited by D.E. Sci., Professor G.E.

Nakipova, etc. Sci., Professor T.A. Khanova. - Karagandy: KEUK, - 2018.Vol.2, - p. 321-323.

56. Debels, P. Evalution of water quality I the Chillan river (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index / P.Debels, R.Figueroa, R.Urrutia [et al.] // Environ. Monit. Assess. - 2015. Vol.110, - p. 301-322.

57. Demetillo, A.T., Japitana, M.V., Taboada, E.B. A system for monitoring water quality in a large aquatic area using wireless sensor network technology // Sustainable Environment Research. - 2019. Vol.29:12.

<https://doi.org/10.1186/s42834-019-0009-4>.

58. Diofantos, G. Hadjimitsis and Chris Clayton. Field spectroscopy for assisting water quality monitoring and assessment in water treatment reservoirs using atmospheric corrected satellite remotely sensed imagery // Remote Sensing. - 2011. №3, - p. 362-377. <https://doi.org/10.3390/rs3020362/>

59. Du. Zhiqiand /Analysis of Landsat - 8 OLI Imagery for land surface water mapping / Zhiqiand Du, Wenbo Li, Dongbo Zhou, Liqiao Tian [et al.] // Remote Sensing Letters. - 2014. Vol.5 (7), - p. 672-681.

<https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.960606/>

60. Ecuru, J., Okot-Okumu, J., Okurut, T.O. Monitoring Residual Chlorine Decay and Contamination in Water Distribution Network of Kampala, Uganda. - 2011. Vol.15, No.1. <https://doi.org/10.4314/jasem.v15i1.65696>.

61. Elsgolts, L.E. Differential equations and calculus of variations // M. Nauka: - 1974. - 432 c.

62. El-Zeiny, A., El-Kafrawy, S. Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus lake using Landsat 8 operational land imager and GIS // The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences. www.sciencedirect.com.

63. Epelde, A.M. Application of the SWAT model to assess the impact of changes in agricultural management practices on water quality / A.M.Epelde, I.Cerro, J.M.Sanchez-Perez [et al.] // Hydrological Sciences Journal - 2015. Vol.5, - p. 825-843. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967692>.

64. Yermolaeva, N.I. Hydrobiological conditions of sapropel formation in lakes in the south of western Siberia / N.I.Yermolaeva, E.Y.Zarubina, R.E.Romanov [et al.] // Water resources. - 2016. Vol.43. №1, - p. 129-140.

<http://dx.doi.org/10.1134/S0097807816010073>.

65. Etheridge, J.R. Using in situ ultraviolet - visual spectroscopy to measure nitrogen carbon, phosphours, and suspended solids concentrations at a high frequency in a brackish tidal marsh / J. Randall Etheridge, François Birgand, Jason A. Osborne [et al.] // Limnology and oceanography: methods, - 2014, №12, - p.10-22.

<https://doi.org/10.4319/lom.2014.12.10>.

66. Fan Chunlei, Glibert Patricia M, Burkholder JoAnn M. Characterization of the affinity for nitrogen, uptake kinetics, and environmental relationships for *Prorocentrum minimum* in natural blooms and laboratory cultures / <https://www.sciencedirect.com/journal/harmful-algae> / - 2003, - Vol.2, Iss.4, October - p. 283-299. [https://doi.org/10.1016/S1568-9883\(03\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S1568-9883(03)00047-7).

67. Fan Chunlei. Spectral analysis of water reflectance for hyperspectral remote sensing of water quality in estuarine water // Journal of Geoscience and Environment Protection. - 2014. Vol.2, - p. 19-27. <http://dx.org/10.4236/gep.2014.22004>.

68. Finotti, A.R. Use of water quality index as a tool for urban water resources management / Alexandra Finotti, R.Finkler, N.Susin [et al.] // International Journal of Sustainable Development and Planning. - 2015. Vol.10, №6, - p. 781-794. <http://dx.doi.org/10.2495/SDP-V10-N6-781-794>.

69. Gallah, N. Water quality monitoring based on small satellite technology / N.Gallah, B.ABahri, N.Lazreg [et al.] // International Journal of Advanced Computer Science and Application. - 2017. Vol.8. №3.

<https://dx.doi.org/10.14569/IJACSA.2017.080350>.

70. Garcia-Avila, F. Relationship between chlorine decay and temperature in the drinking water / Fernando Garcia-Avila, Carlos Sanchez-Alvarracin, Martinez Gadme-Galabay [et al.] // MehodsX. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.101002>.

71. Gauthier, V. Storage tank management to improve drinking water quality: case study / Vincent Gauthier, Marie-Claude Besner, Benoit Barbeau [et al.] // Journal

of Water. Resources Planning and Management. - 2000. Vol.126 №4, - p. 221-228.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2000\)126:4\(221\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2000)126:4(221)).

72. Gevod, V. Innovative water purification method and devices / V.Gevod, I.Reshetnyak, S.Gevod [et al.] // Modern Tools and Methods of Water Treatment for Improving Living Standards. Vol. 48, - p. 137-149. http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-3116-5_10.

73. Giardino, C. Remote sensing of suspended particulate matter in Himalayan lakes / Claudia Giardino, Alessandro Oggioni, Mariano Bresciani [et al.] // Mountain Research and Development. - May, - 2010, Vol.30, №2, - p. 157-168.

74. Gora, S.L. Photocatalysis with easily recoverable linear engineered TiO₂ nanomaterials to prevent the formation of disinfection byproducts in drinking water / Stephanie L.Gora, Robert Liang, Y.Norman Zhou [et al.] // Journal of Environmental Chemical Engineering. - 2018. Vol.6, - p. 197-207.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.068>.

75. Guidelines control water pollution from agriculture In China: Decoupling water pollution from agricultural production // Food and Agriculture organization of The United Nations. Rome. 2013. FAO WATER REPORTS 40.
<http://www.fao.org/3/i3536e/i3536e.pdf>.

76. Guimaraes, T.T. An alternative method of spatial autocorrelation for chlorophyll detection in water bodies using remote sensing / Taina T. Guimaraes, Mauricio R. Veronez, Emilie C. Koste [et al.] // Sustainability. - 2017. Vol.416, №9.
<https://doi.org/10.3390/su9030416>.

77. Gursoy, O., Atun, R. Comparison of spectral classification methods in water quality // Cumhuriyet Science Journal. - June, - 2018. Vol.39, №2, - p. 543-549.
<http://dx.doi.org/10.17776/csj.422897>.

78. Gursoy, O., Atun R. Investigating surface water pollution by integrated remotely sensed and field spectral measurement data: A case study // Polish Journal of Environmental Studies. - 2019. Vol.28, №4, - p. 2139-2144.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/90598>.

79. Gursoy, Ö. Determining and monitoring the water quality of Kizilirmak River of Turkey: First results. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry / Ö.Gursoy, A.Birdal, F.Özyonar [et al.] // Remote Sensing and Spatial Information Sciences. XL - 7/W3 - 1469 - 2015.

<https://isprs-archives.copernicus.org/articles/XL-7-W3/index.html>.

80. Hadjimitsis D. G., Clayton C. Field Spectroscopy for assisting water quality monitoring and assessment in water treatment reservoirs using atmospheric corrected satellite remotely sensed imagery // Remote Sens. - 2011, Vol.3, №2, - p. 362-377.

<https://doi.org/10.3390/rs3020362>.

81. Hammes, F., Salhi E., Köster, O., Kaiser H.P., Egli T. and Gunten U. Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by - product and assailable organic carbon (AOC) formation during zonation of drinking water. Water Research, - 2006, 40(12), - p. 2275-2286.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.029>.

82. Heibati, M. Assessment of drinking water quality at the tap using fluorescence spectroscopy / M.Heibati, C.A.Stedmon, K.Stenroth [et al.] // Water Research. - 15 November, - 2017, Vol.125, - p. 1-10.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.020>.

83. Hema Sailaja, V, Anji Reddy, M. Modeling of water quality parameters in lakes using hyperspectral remote sensing technique // International Journal of latest Engineering and Management Research (IJLEMR). ISSN: - p. 2455-2847. [www.ijmer.com// Volume 02 - Issue 08\\August 2017\\PP. 55-61](http://www.ijmer.com//Volume%20-%20Issue%2008\\August%202017\\PP.%2055-61).

84. Hoffman, N., Preetham, A., Rendering, J. September 15, 2007 Outdoor Light Scattering in Real Time. Available Online:

<http://ati.amd.com/developer/dx9/ATI-LightScattering.pdf>

85. Hoigne, J., Bader, H., Characterization of water quality criteria for ozonation processes. Part II: Lifetime of added ozone. Ozone: Science & Engineering, - 09 Mar, - 1994, - p. 121-134.

<https://doi.org/10.1080/01919519408552417>.

86. Howladar, M.F., Numanbakth, Md.A.A., Faruque, M.O. An application of water quality index (WQI) and multivariate statistic to evaluate the water quality around Maddhapara granite mining industrial area, Dinajpur, Bangladesh // Environmental Systems Research. - 2018. Vol.13, № (6)1.
87. Hsu P.H. Using SPOT Images for Monitoring water quality of reservoir // Sensor and materials. - 2016. Vol.28, №5, - p. 455-462.
88. Huebsch, M. Technical Note: Field experiences using UV/VIS sensors for high-resolution monitoring of nitrate in groundwater / M.Huebsch, F.Grimmeisen, M.Zemann [et al.] // Hydrology and Earth System Sciences - 2015. №19, - p. 1589-1598.
89. Janczarek, M., Kowalska, E. Computer simulations of photocatalytic reactors // Catalysts. - 2021. Vol.11, - p.198. <https://doi.org/10.3390/catal11020198>
90. Jena, V., Dixit S., Gupta, S. Assessment of water quality index of industrial area surface water samples // Int. J. Chem. Technol. - 2013. № (5), - p. 278-283.
91. Jenkins, F.A., White, H.E. Fundamentals of Optics, McGraw-Hill: Tokyo, Japan, - 1976, - p. 455-473.
92. Ji, L. Target detection method for water mapping using Landsat 8 OLI/TIRS imagery / L.Ji, X.Geng, K.Sun [et.al] // Water - 2015. Vol. 7(2), - p. 794-817. <https://doi.org/10.3390/w7020794>
93. Ji, L., Zhang, L., Wylie B.K. Analysis of dynamic thresholds for the normalized difference water index // Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. - 2009. Vol.75 (11), - p. 1307-1317. <https://doi.org/10.14358/PERS.75.11.1307>
94. Jiang, W. Three - dimensional photo catalysts with a network structure / W.Jiang, Y.Zhu, G.Zhu [et.al] // Journal of Materials Chemistry A. - 2017. №12, Vol.5, - p. 5661.
95. Johan, F.B. Chlorophyll α concentration of fresh water phytoplankton analysed by algorithmic based spectroscopy / F.B. Johan, M.Z. Bin Mat Jafri, L.Hwee San [et.al] // The International Conference of Solid State Science and Technology

(ICSSST 2017) 13-16 November, - 2017. Journal of Physics: Conference Series vol.1083. 2018. DOI:10.1088/1742-6596/1083/1/012015.

96. O'Reilly, John. E. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS / John, E. O'Reilly, Stephane Maritorena, B. Greg Mitchell [et.al] // Journal of Geographical Research: Oceans, Vol. 103, Issue C11, - 1998. - p. 24937-24953.

<https://doi.org/10.1029/98JC02160>

97. Jones, R.A., Freed Lee, G. Eutrophication modeling for water quality management: An update of the Vollenweider - OECD model // World health Organizations Wat. Qual. Bull. - 1986. Vol.11 (2), - p. 67-74.

98. Murat Karabulut, Nihal Ceylan. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae // Turkish J. of Eng. and Env. Sci. - 2005, 29 (26), - p.351-360.

99. Kisevic, M., Morovic, M., Andricevic, R. The use of hyperspectral data for evaluation of water quality parameters in the river sava // Fresenius Environmental Bulletin, volume 25, No.11/2016, - p. 4814-4822.

100. Kitchener, B.G.B. A low-cost bench-top research device for turbidity measurement by radially distributed illumination intensity sensing at multiple wavelengths / B.G.B. Kitchener, S.D. Dixon, K.O. Howarth [et.al] // - HardwareX, - April 2019, - Volume 5, e00052. <https://doi.org/10.1016/j.ohx.2019.e00052>.

101. Ko, B.C., Kim, H.H., Nam, J.Y. Classification of potential water bodies using Landsat 8 OLI and a combination of two boosted random forest classifiers // Sensor. - 2015. Vol.15 (6), - p. 13763-13777.

<https://doi.org/10.3390/s150613763>

102. Lai, Y.C., Chien, C.C., Yang, Z.H. Developing an integrated modeling tool for river water quality index assessment // Water Environment Research A Research publication of Water Environment Federation. - 2017. Mar: 1. Vol. 89(3). - p. 260-273. <https://doi.org/10.2175/106143016x14798353399584>

103. Rieger, L. Spectral in - situ analysis of NO₂, NO₃, COD, DOC and TSS in the effluent of a WWTP / L.Rieger, Ç. Langergraber, M. Thomann [et.al] // Water Sci Technol - 2004. Vol. 50 (11), - p.143-152.

104. Lee, G.F., Jones, R.A. The North American experience in eutrophication control through phosphorus management // In. Proc. Int. Conf. Phosphate. Wat. and quality of Life, Paris, France. 1988.
https://www.gfredlee.com/Nutrients/Eutrophication_Control_Paris.pdf
105. Lee, G.F., Rast, W. Jones, R.A. Water Report: Eutrophication of water bodies: insight for an age-old problem // *Environ. Sci. and Tech.* - 1978. Vol.12 (8), - p. 900-908. <https://doi.org/10.1021/es60144a606>
106. Lee, Z.P. Hyperspectral remote sensing for shallow waters. 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization / Z.P. Lee, K. Carder, C. Mobley [et.al] // *Appl. Opt.* - 1999. June; Vol.38 (18), - p. 3831-3843.
<http://dx.doi.org/10.1364/AO.38.003831>
107. Liu, R. Space-earth based integrated monitoring system for water environment / R.Liu, T.Xie, Q.Wang [et.al] // International Society for Environment Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS). *Procedia Environment Sciences.* - 2010. Vol. 2. - p. 1307-1314.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.141>
108. Liu, Y., Xiao, C., Li, J., Zhang, F., and Wang, S Secchi disk depth estimation from China' s new generation of GF-5 hyperspectral observations using a semi-analytical scheme. *Remote Sens.* – 2020, 12(11), 1849.
<https://doi.org/10.3390/rs12111849>
109. Liu, Y. Water quality attribution and simulation of non-point source pollution load flux in the Hulan River basin / Y.Liu, H.Li, G.Cui [et.al] // *Scientific Reports.* - 2020. 10:3012. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59980-7>
110. Mamun, K.A. Smart water quality monitoring system design and KPIs analysis: case sites of Fiji surface water / K.A.Mamun, F.R.Islam, R.Haque [et.al] // *Sustainability.* - 2019, Vol.11(24), - p.7110. <https://doi.org/10.3390/su11247110>
111. McFeeters, S.K. The use of normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features // *International Journal of Remote Sensing.* - 1996. Vol.17, - p. 1425-1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>

112. Meland, S. Management of contaminated runoff water: current practice and future research needs // Conference of European directors of roads. 20 April 2016. - p.1-82.ISBN: 979-10-933321-18-9. Conference of European Directors of Roads, Brussels, Belgium. <https://www.cedr.eu/download/Publications/2016/CEDR2016-1-Management-of-contaminated-runoff-water.pdf>

113. Migliaccio, R.W., Green, C.H., Chaubey, I., Arnold, J.G. Phosphorus modeling in soil and water assessment tool (SWAT) model. https://www.researchgate.net/publication/264884900_7_Phosphorus_Modeling_in_Soil_and_Water_Assessment_Tool_SWAT_Model.

114. Kshitij Mishra and R. Rama Chandra Prasad. Automatic extraction of water bodies from Landsat Imagery using perception model // Journal of Computational Environmental Sciences. - 2015.
<https://doi.org/10.1155/2015/903465>

115. Mobley, C.D, Sundman, L.K. Hydrolight 5.2 Users` Guide // Sequoia Scientific: Bellevue, WA. USA. 2013.

116. Ayaz Mohd. Interaction and fluorescence quenching study of levofloxacin with divalent toxic metal ions / Ayaz Mohd, Aftab Aslam, Aftab Aslam Parwaz Khan [et.al] // Eurasian Journal of Analytical Chemistry. - 2010. January; Vol.5 (2), - p. 177-186.

117. Mondejar, J.P., Tongco, A.F. Near infrared band of Landsat 8 as water index: a case study around Cordova and Lapu-Lapu city, Cebu, Philippines // Sustainable Environment Research. - 2019. Vol. 29 (16).
<https://doi.org/10.1186/s42834-019-0016-5>

118. Monitoring of water quality using remote sensing data mining.

119. Novigatsky, A.N. Sedimentogenesis in the White Sea: Vertical fluxes of suspended particulate matter and absolute masses of bottom sediments / N.Novigatsky, A.P.Lisitzin, V.P.Shevchenko [et.al] // Oceanology - 2020. Vol.13 (3), - p. 429-441.
<http://dx.doi.org/10.1134/S0001437020030078>

120. Oelen, A., Aart, C.V., Boer, V. Measuring surface water quality using a low-cost sensor kit within the context of rural Africa.

121. Ouma, Y.O., Nour, K., Herbert, K. Modelling reservoir chlorophyll-a, TSS, and turbidity using Sentinel-2A MSI and Landsat-8 OLI satellite sensors with Empirical multivariate regression // Journal of Sensors. - 2020.

<https://doi.org/10.1155/2020/8858408>

122. Emre Özelkan. Water body detection analysis using NDWI indices derived from Landsat-8 OLI // Pol. J. Environ. Stud. - 2020. Vol.29 (2), - p. 1759-1769.

<https://doi.org/10.15244/pjoes/110447>

123. Passalia, C., Alfano, O.M., Brandi, R.J. Integral design methodology of photocatalytic reactors for air pollution remediation // Molecules. - 2017. Vol.22 (6), - 945 p. <https://doi.org/10.3390/molecules22060945>

124. Carstea, E.M. Pollution analysis on the Arges River using fluorescence spectroscopy / E.M.Carstea, G.Pavelescu, A.Baker [et.al] // Journal of Optoelectronics and Advanced Materials. - 2008. Vol.10 (6), - p. 1489-1494.

125. Pittalis, D. Fluorescence spectroscopy techniques for water quality monitoring / D.Pittalis, I.Iocola, L.Fiorani [et.al] // In book Biosensors and Biotechnology for environmental monitoring, - p.39-53.

126. Poddar, S., Chacko, N., Swain, D. Estimation of Chlorophyll-a in northern coastal bay of Bengal using Landsat - 8 OLI and Sentinel - 2 MSI sensors // Original Research article. - 1 October: - 2019. Vol.6.

<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00598>

127. Robin M. Pope, and Edward S. Fry. Absorption Spectrum (380-700 nm) of Pure Water. II. Integrating Cavity Measurements // Applied Optics - 1997, Vol.36 (33), - p. 8710-8723. <https://doi.org/10.1364/AO.36.008710>

128. Postolache O., Ramos, P.M., Girao P.S., Pereira J.M.D. A practical Approach on water quality monitoring based on distributed measurement system and Intelligent Signal Processing, Proc UPC Workshop International sobre Tecnologia Marina – 28) MARTECH 2007, Vilanova I la Geltru, Spain, - November: - 2007, vol. I, - p.1-5,

129. Postolache, O., Girao, P.S., Pereira, J.M.D. Water Quality Monitoring and Associated Distributed Measurement Systems: An Overview, EST Setubal-

LabIM/IPS, Setubal // Instituto de Telecomunicacoes Instituto Superior Tecnico, Lisboa, Portugal. <http://dx.doi.org/10.5772/32159>

130. Prabu, M., Anuncia Margret S. NDVI generation of Chlorophyll from OCM data for the Indian Ocean region using multispectral images // Research Journal of Pharmaceutical Biological and Chemical Sciences. September: - 2016. Vol.7 (5), - p. 2855.

131. Quinlan, R. Relationships of total phosphorus and chlorophyll in lakes worldwide / R.Quinlan, A.Filazzola, O.Mahdiyan [et.al] // Limnology and Oceanography - 2020. Vol.66. - p. 392-404. <https://doi.org/10.1002/lno.11611>

132. Ramprabu, J., Paramesh, C. Automated Sensor Network for Monitoring and Detection of Impurity in Drinking Water System // International Journal for Research in Applied Science & Engineering Technology (IJRASET), Volume 3, January: - 2015. Issue I.

133. Rast, W., Lee, G.F. Summary analysis of the North American (U.S. Portion) OECD eutrophication project nutrient loading, lake response relationships and tropic state indices // EPA-600/3-78-008, US EPA, Corvallis. Oregon. - 1978.

134. Reynolds, D.M., Ahmad, S.R. The effect of metal ions on the fluorescence of sewage wastewater // Water Research. - 1995. Vol.29, - p. 2214-2216.

135. Ritchie, J.C, Zimba, P.V, Everitt, J.H. Remote sensing techniques to assess water quality // Photogramm. Eng. Remote Sens. - 2003. Vol.69, - p. 695-704.

136. Ritchie, J.C., Remote Sensing of suspended sediment in surface Water. Photographic Engineering Remote Sensing, - 1976. Vol.42, - p.1539-1545.

137. Rodriguez, A. Ozone - Based Technologies in Water and Wastewater Treatment / A.Rodriguez, R.Rosal, J.A.Perdigon - Melon [et.al] // The Handbook of Environmental Chemistry, 01 January: - 2008.

138. Rossman, L.A., Clark, R.M., Grayman, W.M. Modeling chlorine residuals in drinking - water distribution system // J. Environ. Eng. - 1994. Vol.120 (4), - p. 803-820. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1994\)120:4\(803\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:4(803))

139. Anna F. Rusydi. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: a review // Global Colloquium on Geoscience and

Engineering. 2017. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science. Vol. 118.
2018. 012019. DOI:10.1088/1755-1315/118/1/012019.

140. Saeedi, M. Development of groundwater quality index / M.Saeedi, O.Abessi, F.Sharifi [et.al] // Environ. Monit. and Assess. - 2009. Vol.163 (1-4). - p. 327-335.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-0837-5>

141. Sailaja, V.H., Reddy, M.A. Modeling of water quality parameters in lakes using hyperspectral remote sensing technique // International Journal of Latest Engineering and Management Research, vol. 02- Issue 08, 2017, - p.55-61.

142. Rosalam HJ. Sarbatly and Duduku Krishnaiah. Free chlorine residual content within the drinking water distribution system // International Journal of Physical Sciences. August: - 2007. Vol. 2(8), - p. 196-201.

143. Shafique, N.A., Fulk, F., Autrey, B., Flotemersch, J. Hyperspectral remote sensing of water quality parameters for large rivers in the Ohio River basin. - 2003.

144. Shahrezaei, F., Photocatalytic degradation of Aniline using TiO₂ nanoparticles in a vertical circulating photocatalytic reactor / F. Shahrezaei, Y.Mansouri, A.A.I., Zinatizadeh [et.al] // International Journal of Photoenergy. - 2012.
<https://doi.org/10.1155/2012/430638>

145. Song, K. Hyperspectral remote sensing of total phosphorus (TP) in there central Indiana water supply reservoirs / K.Song, L.Lin, S.Li [et.al] // Water Air and Soil Pollution, May: - 2012. Vol.223 (4), - p.1481-1502.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-011-0959-6>

146. Stolarski-Zimeninska, A. Online measurement method of water quality in the sulejow reservoir / Aleksandra Stolarski-Zimeninska, Janusz Adamiec, Mirosław Imbierowicz [et.al] // Ecol. Chem. Eng. - 2018. Vol.25 (1), - p. 89-100.
<https://doi.org/10.1515/eces-2018-0006>

147. Tan, J., Cherkauer, K. A, Chaubey, I. Developing a comprehensive spectral - biogeochemical database of Midwestern rivers for water quality retrieval using remote sensing data: a case study of the Wabash river and its Tributary, Indiana // Remote Sensing. - 3 June - 14 June: - 2016. Vol.8 (6), - p. 517.
<https://doi.org/10.3390/rs8060517>

148. Tiruneh, B.A. Modeling water quality using soil and water assessment tool (SWAT) // Environmental System Analysis and Management. A case study in Lake Nalvasha Basin, Kenya. Thesis submitted to the International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation.

https://www.itc.nl/library/Papers_2004/msc/wrem/berihun_adamu_tiruneh.pdf

149. Trevathan, J., Read, W., Schmidtke, S. Towards the Development of an Affordable and Practical Light Attenuation Turbidity Sensor for Remote Near Real-Time Aquatic Monitoring. Sensors, - 2020. №20(7), 1993.

<https://doi.org/10.3390/s20071993>

150. Tuerosa I. Dissolved metal background levels in marine waters, for assessment of the physico - chemical status, within the European Water Framework Directive / I.Tuerosa, J.G.Rodriguez, A.Borja [et.al] // Science of the Total Environment. - 2008. Vol.407, - p. 40-52.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.026>

151. Tui, M. C., Smith P., Filippi A. M. Hybrid forward-selection method-based water-quality estimation via combining Landsat TM, ETM and OLI/Tirs images and ancillary environmental data. - 2018. Vol.13 (7), e0201255.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201255>

152. Dirk van der Kooij. Assimilable organic carbon as indicator of bacterial regrowth, Journal AWWA, - 1992. 84(2), - p. 57-65.

<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1992.tb07305.x>

153. Vasconcelos, J. Kinetics of Chlorine Decay, Am Water Work Assoe / J. Vasconcelos, L.A. Rossman, W.M., Grayman [et.al] // - 1997. Vol.89 (7), - p. 54-65.

<http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08259.x>

154. Wang, X., Zhang, F., Ding, J. Evaluation of water quality based on a machine learning algorithm and water quality index for the Webinar Lake Watershed, China. Scientific reports. 7(1):

<https://www.nature.com/articles/s41598-017-12853-y>

155. Water sampling and analysis.

156. Weerasinghe, K.D.N. Natural water purification system for local community / K.D.N. Weerasinghe, R.U.K. Piyadasa, S.H., Ferrer [et.al] // 32nd WEDC International Conference, Colombo, Sustainable development of water resources, water supply and environmental sanitation, Sri Lanka. – January, - 2006. - p. 409-412.
157. Wen, X-P., Yang, X-F. Monitoring of water quality using remote sensing data mining.
158. WET Labs. Scattering by Pure Water. Available Online:
<http://www.wetlabs.com/iopdescript/Table%201.pdf> on September 20, 2008.
159. Guidelines for drinking - water quality // World Health Organization. Geneva, Switzerland. - 2008.
160. Wu, F. Complexation between Hg (II) and natural dissolved organic matter in stream waters: an application of fluorescence spectroscopy / F.Wu, Y.Cai, D.Evans [et.al] // Biogeochemistry. - 2004. Vol.71, - p. 339-351.
161. Wu, J-L. Hyperspectral sensing for turbid water quality monitoring in freshwater rivers: Empirical Relationship between reflectance and turbidity and total solids / J-L. Wu, C-R. Ho, C-C. Huang [et.al] // Sensors, - 2014. №14 (12), - p. 22670-22688. <https://doi.org/10.3390%2Fs141222670>
162. Yang, M.D., Liu, Y.C., Huang, K.S. The 17th Conference of Hydraulic Engineering, Taiwan. 2008. - p. M2-1-M2-7.
163. Yang X., Shang C. World Health Association (ÜST). Guidelines for drinking-water quality, 2nd edition: Volume 1 - Recommendations, Geneva. - 1993.
164. Zhao Jin-hui. Research on UV/TiO₂ Photocatalytic oxidation of organic matter in drinking water and its influencing factors // Procardia Environmental Sciences. - 2012. Vol.12, p. 445-452. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.302>
165. Zheng, X. Photocatalytic Membrane Reactors (PMRs) in water treatment: configurations and influencing factors / X.Zheng, Z-P.Shen, L.Shi [et.al] // Catalysts - 2017. Vol. 7 (8), 224. <https://doi.org/10.3390/catal7080224>
166. Zhu, Y. Development of a New Method for Turbidity Measurement Using Two NIR Digital Cameras / Y.Zhu, P.Cao, S.Liu [et.al] // ACS Omega: - 2020. №10, - p.5421-5428. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b04488>

İxtisarların və şərti işarələrin siyahısı

ÜST – Ümumdünya Səhiyyə Təşkilatı

ETM – Təkmilləşdirilmiş tematik kartoqraf

IÖS – İnformasiya-ölçmə sistemləri

MZ – məsafədən zondlama

TN – suda azotun konsentrasiyası

TP – suda fosforun konsentrasiyası

TSS – asılı bərk hissəciklərin konsentrasiyası

NIR – yaxın infraqırmızı

VOD – suda həll olunmuş oksigenin bioloji tələb olunan miqdarı

TDS – həll olunmuş maddələrin ümumi miqdarı

HRU – reaksiya vermənin hidroloji vahidi

WQI – suyun keyfiyyət indeksi

SÇI – suyun çirklənmə indeksi

UB – ultrabənövşəyi

N0 – suda mikroorqanizmlərin ilkin miqdarı

AOÜK – assimilyasiya olunan üzü karbon

ChLa – suda xlorofillin miqdarı

SD – suyun şəffaflıq göstəricisi

İƏİT – İqtisadi Əməkdaşlıq və İnkişaf Təşkilatı

OKRQ – optimallaşdırılan kombinə edilmiş reqressiya qiymətləndirilməsi