

әл-Фараби атындағы Қазақ Ұлттық Университеті

ӘОЖ: 602.3:502.51

Қолжазба құқығында

БАУЕНОВА МЕРУЕРТ ӨМІРБАЙҚЫЗЫ

**Микробалдыр және су өсімдіктерінің ассоциациясы негізінде ластанған су
экожүйелерін биоремедиациялау**

6D070100 – Биотехнология

Философия докторы (PhD)
дәрежесін алу үшін дайындалған диссертация

Ғылыми кеңесшілері:

Заядан Б.К.
биология ғылымдарының докторы,
профессор, ҚР ҰҒА корреспондент мүшесі

Кокосинский М.
Dr. hab., профессор

Қазақстан Республикасы
Алматы, 2019

МАЗМҰНЫ

БЕЛГІЛЕУЛЕР МЕН ҚЫСҚАРТУЛАР	4
КІРІСПЕ	5
1 ӘДЕБИЕТТЕРГЕ ШОЛУ	9
1.1 Ластанған су экожүйелерін биологиялық тазалау технологиялары	9
1.2 Су экожүйелерін тазалауда жоғары сатыдағы су өсімдіктерін пайдалану	14
1.3 Микробалдырлар – су экожүйелерін тазалаудағы маңызды объект	20
1.4 Ластанған суды тазалауда консорциумдар немесе жаңа биоценоз құрудың келешегі	28
2 ЗЕРТТЕУ МАТЕРИАЛДАРЫ МЕН ӘДІСТЕР	33
2.1 Зерттеу объектілері	33
2.2 Табиғи көздерден фототрофты микроорганизмдерді бөліп алу	33
2.3 Микробалдырлардың түрлік құрамын анықтау	34
2.4 Микробалдырлардың жинақы дақылдарын алу әдісі	34
2.5 Микробалдырлардың альгологиялық таза дақылдарын алу әдісі	35
2.6 Микробалдырлардың бактериологиялық таза дақылдарын алу әдісі	36
2.7 Микробалдырлардың жасушаларын сандық есептеу әдісі	37
2.8 Молекулалық-генетикалық сараптама әдісімен бөлініп алынған микробалдыр дақылдарын идентификациялау	38
2.9 Жарық қарқындылығында, әр түрлі температурада микробалдырлардың өсу ерекшеліктерін зерттеу әдісі	39
2.10 Ауыр металл ерітінділерін дайындау	39
2.11 Ауыр металл иондарының жоғары сатыдағы су өсімдіктері мен микробалдыр дақылдарының өсуіне әсерін зерттеу әдісі	39
2.12 Жоғары сатыдағы су өсімдіктеріндегі және микробалдыр дақылдарындағы ауыр металдарды анықтау әдісі	40
2.13 Микробалдыр жасушаларының пигменттік құрамын анықтау әдісі	42
2.14 Оттегіні биологиялық пайдалану (ОБП ₅), қалдық сулардың физика-химиялық құрамын анықтау	43
2.15 Статистикалық әдістер	43
3 ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ ЖӘНЕ ОЛАРДЫ ТАЛДАУ	45
3.1 Табиғи су экожүйелерінен биоремедиация үшін келешегі мол микробалдырлардың жаңа штамдарын іздестіру және бөліп алу	45
3.1.1 Биліккел көлі альгофлорасының түрлік алуантүрлілігін зерттеу	47
3.1.2 Елек өзені альгофлорасының түрлік алуантүрлілігін зерттеу	49

3.1.3	Микробалдырлардың жаңа дақылдарын табиғи су экожүйелерінен бөліп алу	53
3.2	Әр түрлі ластанған су экожүйелерінен бөлініп алынған жаңа микробалдыр штамдарын дақылдаудың оптимальды жағдайын анықтау	66
3.3	Ауыр металл иондарына төзімді жоғары сатыдағы су өсімдіктері және микробалдыр дақылдарын іріктеп алу	69
3.3.1	Микробалдыр дақылдарының өсуі және дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсерін зерттеу	70
3.3.1.1	Микробалдыр дақылдарының ауыр металдарды сорбциялауы	75
3.3.2	Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің өсуі және дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсерін зерттеу	78
3.3.2.1	Жоғары сатыдағы су өсімдіктері түрлерінің ауыр металдарды сорбциялауы	91
3.4	Таңдалынып алынған дақылдардың қауымдастығын құру негізінде, олардың қарым-қатынастық әсерін бағалау	93
3.4.1	Ластанған су экожүйесін тазалау үшін ЖССӨ мен микробалдырлардың ассоциациясын құру	95
3.5	ЖССӨ мен микробалдырлардың және олардың негізіндегі ассоциацияның ауыр металдарды сорбциялауының оптимальды жағдайын анықтау	97
3.5.1	ЖССӨ мен микробалдырлардың және олардың ассоциациясының ауыр металдарды сорбциялау жылдамдығын зерттеу	98
3.5.2	Ауыр металдарды сіңіру тиімділігіне ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясы мөлшерінің (санының) әсері	101
3.6	ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясы көмегімен ластанған суларды биоремедиациялау	102
	ҚОРЫТЫНДЫ	106
	ПАЙДАЛАНЫЛҒАН ӘДЕБИЕТТЕР ТІЗІМІ	108
	ҚОСЫМШАЛАР А, Ә, Б	

БЕЛГІЛЕУЛЕР МЕН ҚЫСҚАРТУЛАР

АМ – ауыр металдар

ЖССӨ – жоғары сатыдағы су өсімдігі

ДНҚ – дезоксирибоза нуклеин қышқылы

ПТР - Полимеразалық тізбекті реакция

pH - ерітіндінің қышқылдылығы

t C⁰ – Цельсий бойынша температура

ШМК - шектеулі мүмкіндік концентрациясы

ОБП₅ – оттегіні биологиялық пайдалану

ОХП – оттегіні химиялық пайдалану

МТ - металлотиониндер

ЕПА- ет пептонды агар

ЕПС- ет пептонды сорпа

ЭДТА - этилендиаминтетрасірке қышқылы

КІРІСПЕ

Жұмыстың жалпы сипаттамасы

Диссертациялық жұмыс микробалдырлар мен жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің ассоциациясын құруға және оның негізінде ластанған су экожүйелерін биоремедиациялауға арналған.

Зерттеу тақырыбының өзектілігі

Әлемнің көптеген аймақтарында тұрмыстық және өнеркәсіптік кәсіпорындарының қалдық суларын тазалау өзекті экологиялық проблема болып табылады. Қазіргі таңда қалдық суларды тазалауда қолданылатын заманауи әдістермен іс-шараларға қарамастан, су экожүйелерінің ластануы жалғасып келеді. Әр түрлі экожүйелерге антропогенді әсерлердің артуына байланысты, экожүйе құрамының биологиялық алуантүрлілігінің динамикасы және сақтау мәселелері өзіне көп назарын аудартуда. Әлемнің көптеген аймақтарында қалыптасқан қауырт экологиялық жағдайда, ауыр металдардың биосферадағы геохимиялық айналымы тек қана табиғи жолмен ғана емес, сонымен қатар антропогендік іс-әрекеттің есебінен өзгерістерге ұшырау үстінде. Әр түрлі экотоксиканттармен табиғи ортаның ластану мәселесі мемлекеттің урбанизациялану және индустриализациялану деңгейіне байланысты күшейіп келеді. Кең тараған қауіпті ластағыштардың біріне ауыр металл (АМ) иондары жатқызылады. Ауыр металдар басқа заттармен әрекеттесіп, және «су-өсімдік-жануар-адам» қоректік тізбегінде шамадан тыс жинақталып, өте токсинді қосындыларды түзуі мүмкін екені белгілі. Ол адамдарда көптеген жүйке жүйесі, онкологиялық және т.б. сияқты аурулардың туындауына себепші болуы мүмкін [1].

Соңғы жылдары эколог мамандар қоршаған ортаның ластану деңгейін бағалау және олардың ластану көзін анықтауға байланысты табиғи ортаға түскен заттардың «тағдырын», олардың өзгеруін және тірі ағзалармен байланысын анықтауға үлкен көңіл бөлуде. Ластанған су экожүйелерін тазалау және қайта қалпына келтіру үдерістерін жылдамдату үшін бактериялардың ғана биологиялық қорын пайдаланып қана қоймай, сонымен қатар құрамында биохимиялық мүмкіндіктері бар әр түрлі ағзалар қауымдастықтарын пайдалану қажет. Себебі, табиғи ассоциациялардың қайта қалпына келу қызметі айтарлықтай бай, олар әртүрлі физиологиялық топтардан, оның ішінде фотосинтезге қабілетті - жоғары сатыдағы өсімдіктер, эукариотты балдырлар және цианобактериялардан тұрады.

Сондықтан ластанған суларды тазалаудың жасанды жүйелерінде әр түрлі таксономиялық топтардың консорциумдарын, деструктор-микроорганизмдердің белсенді штамдарын пайдалану, ластанған суларға төзімді микробалдырларды бөліп алу және пайдалану, сонымен қатар, консорциумға жоғары сатыдағы су өсімдіктерін енгізу, әр түрлі полютанттармен, оның ішінде ауыр металдармен ластанған су қоймаларын тазалау мен қайта қалпына келтірудің жаңа кешенді әдістерін дайындауға мүмкіндік береді.

Сол себепті, консорциум құрастыру үшін белсенді биообъектілерді іздеу және іріктеу, жасанды құрастырылған ассоциациялардың арасындағы қарым-

катынастың негізгі типтерін анықтау және осы негізде ауыр металдарды жоғары деңгейде сіңіретін консорциум құрастыру, оларды табиғи және қалдық сулардың биоремедиациясында ауқымды пайдалану өзекті мәселелердің бірі болып саналады.

Зерттеу жұмысының мақсаты

Микробалдырлар және жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің ассоциациясын құрастыру және оның негізінде ластанған су экожүйелерін биоремедиациялау.

Зерттеу жұмысының міндеттері

1. Әртүрлі ластанған су экожүйелерінен микробалдырлардың альгологиялық және бактериологиялық таза штамдарын іздестіру және бөліп алу;
2. Биоремедиацияда пайдалану үшін микробалдырлардың өнімді түрлерін іріктеу;
3. Ауыр металдарды жоғары сіңіру қабілетіне ие микробалдырлардың түрлерін іріктеу.
4. Ауыр металдарды жоғары сіңіру қабілетіне ие жоғары сатыдағы су өсімдіктерін іріктеу.
5. Ластанған су экожүйелерін биоремедиациялауда қолдану үшін жоғары сатыдағы су өсімдіктері мен микробалдырлардың ассоциациясын құрастыру;
6. Ластанған қалдық суларды биоремедиациялауда жоғары сатыдағы су өсімдіктері мен микробалдырлардың ассоциациясын қолдану мүмкіншілігін зерттеу.

Зерттеу объектілері

Зерттеу объектілері ретінде Ақтөбе облысындағы Елек өзені, Жамбыл облысындағы Билікөл көлінен бөлініп алынған *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырлар дақылдары және Алматы облысы, Іле ауданының «Бірінші май» су қоймасынан алынған *Pistia stratiotes*, *Elodea canadensis*, *Lemna minor* жоғары сатыдағы су өсімдіктері қолданылды.

Зерттеу әдістері

Жұмыс барысында биотехнологиялық, микробиологиялық, генетикалық және физика-химиялық әдістері қолданылды.

Зерттеудің ғылыми жаңалығы

Алғашқы рет Билікөл көлі және Елек өзені альгофлорасының түрлік құрамы анықталды. Жасалынған жұмыстардың нәтижесінде зерттелінген объектілерден микробалдырлардың 7 альгологиялық және бактериологиялық штамдары бөлініп алынды: *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1.

Бірінші рет әр түрлі ауыр металдарды жоғары сіңіру қабілетімен сипатталатын микробалдырлар және жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің іріктелініп алынған түрлерінің негізінде ассоциация құрастырылды және оның ластанған су экожүйелерін биоремедиациялаудағы мүмкіншілігі зерттелінді.

Жұмыстың ғылыми және практикалық маңызы

Әр түрлі биогенді элементтер және ауыр металдармен ластанған су экожүйелерін тазалау мақсатында *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдыры және *Pistia stratiotes* өсімдігінің негізінде тиімді ассоциация құрастырылды.

Бөлініп алынған *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырлары экобиотехнологиялық мәселелерді шешуде қолдану үшін әл-Фараби атындағы ҚазҰУ-нің фототрофты микроорганизмдер коллекциясына енгізілді.

Chlorella vulgaris BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 штамдары Қазақстан Республикасының Білім және ғылым министрілігі комитетінің Микроорганизмдердің республикалық коллекциясында сәйкесінше RKM 0713, RKM 0709, RKM 0710, RKM 0714 атауларымен депонирленді (Қосымша А).

«Тұрмыстық және өндірістік қалдық суларды биологиялық тазалау тәсілі» пайдалы модельіне ҚР патенті алынды. Патент № 2551, 12.12.2017 ж. (Қосымша Ә).

Ғылыми зерттеу барысында алынған нәтижелер әл-Фараби атындағы Қазақ ұлттық университетінің «6B070100-Биотехнология» мамандығының «Экологиялық биотехнология» пәнінің оқу мазмұнына енгізілді (Қосымша Б).

Қорғауға шығарылған негізгі қағидалар

Су экожүйелерінен бөлініп алынған альгологиялық және бактериологиялық таза микробалдырлардың дақылдары *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 ретінде идентификацияланды;

Chlorella vulgaris BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырлары кадмий, қорғасын, мырыш және мыс ауыр металдарының 10 ШМК концентрациясына жоғары төзімділігі және сіңіру қабілеттілігімен сипатталады;

Pistia stratiotes және *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдіктері кадмий, қорғасын, мырыш және мыс ауыр металдарының 10 ШМК концентрациясына жоғары төзімділігі және сіңіру қабілеттілігімен ерекшелінеді;

Ауыр металдардан және биогенді элементтерден қалдық суларды жоғары биоремедиациялау қабілетіне ие *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырының ассоциациясы алынды.

Автордың жеке үлесі

Зерттелетін мәселеге қатысты әдеби деректерге талдау, жұмыстың мақсат-міндеттерін анықтау, тәжірибелік зерттеулерді жүргізу, нәтижелерді статистикалық өңдеу және талдау, диссертацияны жазу мен қол жазбаны рәсімдеу автордың жеке қатысуымен орындалды.

Жұмыстың мемлекеттік бағдарламалар жоспарымен байланыстылығы

Диссертациялық жұмыс №4256/ГФ4 «Фито-альго-цианобактериалды

консорциумдарды пайдалану негізінде ауыр металдардан әр түрлі қалдық суларды биоремедиациялау», № 0115РК00395 (2015-2017 жж.); №0477/ГФ4 «Биожанармай, биотыңайтқыш және биологиялық белсенді қоспалар алу үшін келешегі мол фототрофты микроорганизмдердің коллекциялық дақылдарын толықтыру, сақтау, құжаттандыру және мәліметтер банкін құрастыру», № 012РК00290 (2015-2017 жж.); АР05131743 «Биомониторинг технологиясының ғылыми-әдістемелік негізін өңдеу және фототрофты микроорганизмдерді пайдалана отырып, ластанған су экожүйесінің жағдайын болжау», № 0118РК00086 (2018-2020 жж.) жобаларының шеңберінде орындалды.

Жұмыстың сыннан өтуі

Зерттеу нәтижелері және диссертациялық жұмыстың негізгі қағидалары төмендегідей халықаралық ғылыми конференциялар мен симпозиумдарда баяндалды және талқыланды:

- Студенттер мен жас ғалымдардың «Фараби әлемі» атты халықаралық ғылыми конференциясында, Алматы, Қазақстан 2015-2018 жж;
- «Автотрофты микроорганизмдер атты 5-ші Бүкілресейлік халықаралық симпозиум», Ресей, Мәскеу, 2015 ж.
- «Биотехнологияның қазіргі мәселелері: зертханалық зерттеулерден өндіріске» Халықаралық ғылыми-практикалық конференциясы, әл-Фараби атындағы ҚазҰУ, Алматы, 2016 ж.
- «Биотехнология, экология және физика-химиялық биологияның өзекті мәселелері» Ғылыми-практикалық конференциясы, Алматы, 6-7 сәуір, 2017ж.
- «Балдырлардың жаппай дамуы: алуантүрлілігі, экологиясы және даму болашағы» атты Польша альгологиялық қауымдастықтың 36-халықаралық конференциясы, Польша, Люблин- төменгі Казимеж, 24-27 мамыр 2017 ж.
- «Жасыл болашақ: балдырларды пайдалану және олардың болашағы» атты Польша альгологиялық қауымдастығының 37-халықаралық конференциясы, Польша, Краков, 21-25 мамыр 2018 ж.

Басылымдар

Диссертацияның негізгі құрамы 22 басылып шығарылған жұмыстарда көрсетілген, олардың қатарында импакт-факторы нөлден төмен емес Web of Science немесе Scopus дерекқорында индекстелетін рецензияланған шетелдік ғылыми журналда 1 мақала, ҚР білім және ғылым саласын бақылау бойынша Комитет тізіміндегі республикалық ғылыми журналдарда 9 мақала және халықаралық конференцияларда 12 тезис жарияланды. Зерттеу нәтижелері бойынша «Тұрмыстық және өндірістік қалдық суларды биологиялық тазалау тәсілі» №2551-ден 12.12.2017 пайдалы модельге патент алынды.

Диссертациялық жұмыстың құрылымы мен көлемі

Диссертациялық жұмыс 134 компьютерлік мәтіннен және белгілер мен қысқартылған сөздерден, кіріспе, әдебиетке шолу, зерттеу материалдары мен әдістері, зерттеу нәтижелері және оларды талқылау, қорытынды және 239 пайдаланылған әдебиеттерден тұрады. Жұмыстың көлеміне 13 кесте, 38 сурет және 3 қосымша кіреді.

1 ӘДЕБИЕТКЕ ШОЛУ

1.1 Ластанған су экожүйелерін биологиялық тазалау технологиялары

XXI ғ. – әлемдік биотехнология заманы. Қазіргі таңда қоршаған ортаны қорғауда биотехнологиялық үрдістер сенімді пайдаланылуда [2-4]. Қалдық суларды биологиялық тазалау – ғылыми және тәжірибелік негізі өткен ғасырдың басында қалыптасқан және әлі күнге дейін дамып келе жатқан биотехнологиялық үдерісті сәтті пайдаланудың жарқын мысалы [5].

Мыңдаған жылдар бойы табиғи жүйенің тіршілікке қабілеттілігін қамтамасыз етіп және сақтап келе жатқан өзін-өзі тазалау және өздігінен қалпына келу табиғи үрдістері ластаушы заттардың артық мөлшерде түсуі салдарынан толық жүзеге аспайды. Сондықтан қоршаған ортаның, яғни, су, топырақ, ауаның тұрақсыздануы туындайды. Атмосфера және гидросфераның жағдайына деген алаңдаушылық өткен ғасырдың басында күшейген болатын [6]. Ластанған суларды тазалау технологиясын құрастыру және жетілдіру оларға деген талаптың өсуімен анықталады. Тазалау үрдісі ластағыштардың саны мен сапасы, климаттық жағдайы, ең бастысы тазалаудың мақсаты және міндеттерімен бір-бірінен ерекшеленеді.

Токсиканттарды өңдеуге негізделген ремедиация әдістері физикалық, (термиялық әдістер), химиялық (қатқылдану және тұрақтандыру) және биологиялық әдістер – биоремедиация деп классификацияланады [7].

Биоремедиация – микроорганизмдер (бактериялар, саңырауқұлақтар), балдырлар, жоғары сатыдағы өсімдіктердің биохимиялық мүмкіндігін пайдалануға негізделген топырақ пен суды тазалайтын кешенді әдіс [8-11]. Бұл технологияның маңызды артықшылығы, олардың қоршаған ортаға қауіпсіздігі, яғни олар табиғи экожүйенің өз-өзін тазалау үрдісіне негізделген. Сонымен қатар биоремедиациялар әдісінде физикалық және химиялық ремедиация әдістерінің нәтижесінде туындайтын екіншілік ластанулар болмайды. Су биоремедиациясында ластағыштардың өзіне тікелей әсер ететін технологиялар сәтті пайдаланылады. Бұл үрдіс барысында токсинді заттардың ыдырауы немесе тотығуы немесе токсинділігі төмен қосындыларға дейін ыдырауы жүзеге асады.

Қоршаған ортаны ластаушылардың ішінде синтетикалық қосындылармен қатар ауыр металдарда қауіпті ластаушылардың құрамына кіреді. Қалдық суларда бұл заттардың қалалық су қоймаларына құйылуға рұқсат етілген концентрацияда болуының өзі дәстүрлі биологиялық тазалауда қолданылатын белсенді лайда артық мөлшерде жиналуына алып келеді. Ал ол өз кезегінде белсенді лайды құнды органикалық тыңайтқыш ретінде пайдалануға кедергі келтіре отырып, тұнбаны қосымша өңдеу жұмыстарын талап етеді [12].

Прокариот және эукариоттарға жататын көптеген микроорганизмдердің клеткалары токсинді металдарды жинақтау қабілетіне ие. Кейбір микроорганизмдерде металдардың клеткаішілік концентрациясы, ортадағы концентрациядан мың есе асып кетуі мүмкін және олардың құрғақ биомассасының 40%-ын құрайды. Микроорганизмдердің осы қасиеті қалдық

сулардан металдарды бөліп алуда пайдалануға мүмкіндік береді. Микроорганизмдерді таңдау қалдық сулардың құрамына, металл табиғатына, биотазалау үрдісінің экономикалық және технологиялық тиімділігіне байланысты анықталады. Металдарды сіңіру және аккумуляциялау қабілетіне көптеген микроорганизмдер ие, олардың ішінде *Alcaligenes eutrophus*, *Sporosarcina urea*, *Clostridium pasteurianm*, *Escherichia coli*, *Bacillus mycoides*, *Cyanobacterium* sp., *Chlorella vulgaris* және кейбір ашытқылар жиі пайдаланылады. *Alcaligenes eutrophus* металдарды клетка бетімен байланыстырып, мембраналық құрылымдардағы иондық биосорбция нәтижесінде цитоплазманың арнайы белоктарымен биоаккумуляцияланатыны анықталған. Бактерияның осы түрінің клеткаларында *Ni (II)*, *Co (II)*, *Cr (VI)*, *Hg (I)*, *Zn (II)*, *Th (II)*, *Cd (II)*, *Pb (II)* иондарының төзімділігіне жауап беретін плазмидалары болады. Бактериялардың экзополисахаридтері есебінен кадмий иондарының биосорбциялану үрдісі едәуір артуы мүмкін. *Alcaligenes viscosus* штамының экзополисахаридтерінің аккумуляциялау қабілеті, клетканың эквивалентті санына қарағанда 2,3 есе жоғары, және осы экзополисахарид, полисахарид түзбейтін *Alcaligenes globiformis* организмінің клеткасына қарағанда 13,7 есе тиімді.

Соңғы жылдары қалдық суларды биологиялық тазалау әдісі экономикалық тиімді және экологиялық қауіпсіз болғандықтан, оған деген қызығушылық артуда. Химиялық және физика-химиялық әдістермен салыстырғанда қалдық суларды биологиялық өндеудің негізгі артықшылықтарына: реагенттерді пайдаланудың 80%-ға қысқаруы, электроэнергия шығындарының екі есе немесе одан да көп төмендеуі, қызметшілер санының айтарлықтай қысқаруы, жұмыстың қарапайымдылығы, экологиялық тазалығы жатады.

Ауыр металл иондарынан қалдық суларды тазалау мәселесінің өзектілігіне қарамастан, биотехнологияда бактериялар негізінде тазалау әдістері кең қолданысқа ие болмады, және жеткілікті тазаланбаған қалдық сулар канализацияларға, яғни дәстүрлі биологиялық тазалау тоғандарына келіп құйылуда. Себебі, қалдық суларды әмбебап, сенімді және тиімді түрде тазалайтын биотехнологиялық әдістерді өндеуді құрастыру күрделі мәселелердің бірі болып табылады. Әрбір өндірістік қалдық суларының өз ерекшеліктері бар, сондықтан оларға жеке тазалау әдістері қажет, яғни әрбір қалдық су құрамындағы заттарға бейімделген микроорганизмдер топтарын іріктеуді талап етеді. Мысалы, лак және бояу жасау өндірісінің қалдық суларын және оның құрамындағы ауыр металдарды тазалауда қоректік заттар ретінде әртүрлі ерітінділерді қолданатын, сол ортаға бейімделген микроорганизмдер топтарын пайдаланады (Украина патенті № 673).

Дегенмен, биотехнологиялық тазалау үшін көптеген машина құрастыру және басқа кәсіпорындардың қалдық сулар құрамында жеткілікті мөлшерде органикалық қалдықтар болмайды. Осындай жағдайларда басқа кәсіпорындардың қалдықтарын пайдалану қажет болады, ал ол белгілі бір ыңғайсыздықтар тудыруы мүмкін, себебі оларды тасымалдау, сақтау және т.б. жұмыстарын жүргізу қажет.

Суды биологиялық тазалауда ауыр металдардың белсенді лаймен сорбциялануы ерекше орынды алады [13]. Әдеби мәліметтер бойынша, ортада бірнеше ауыр металдар кездескен жағдайда, белсенді лайдың бір уақытта мырыш, мыс және қорғасын иондарын сорбциялау қабілетіне ие екені анықталынған.

Металдардың қозғалмалы формалары санының өсуі, барлық металдарға тән болып келеді (никельден басқа), сол себепті, олардың белсенді лайда көп мөлшерде жинақталуы, металдардың қозғалмалы формаларының санына байланысты жүзеге асады. Белсенді лайдағы ауыр металдардың қозғалмалы қосындылары, мысалы, мырыш оңай (қозғалмалы фракциясында – 80%-дан жоғары), ал қорғасын салыстырмалы қиын сорбцияланатын металдар қатарына жатады.

Беттік белсенді заттардың деструктор-бактериялары ауыр металл иондарына (Zn, Cd, Co, Cu, Ni, As) төзімді екені белгілі. Ауыр металл иондарына төзімді бактерия штамдарының алкилсульфонатты деструкциялауға қабілеттілігі көрсетілген, сонымен қатар, ауыр металл иондары бар ортада алкилсульфонаттардың микробты деструкциясының тиімділігі жоғары болады [14].

Әдеби мәліметтерде ауыр металдарға төзімділігі бойынша әр түрлі механизмдерге ие *Bacillus cereus* B4368 және *Alcaligenes eutrophus* CH34 бактерия штамдарының ауыр металл иондарын биосорбциялау қабілеттілігі биомассаның түріне және ауыр металдардың әсеріне, бактериялардың қорғаныш реакциясының типіне байланысты болатыны көрсетілген [15].

Қазіргі таңда сәтті биоремедиациялық әдістерді молекулалық биология және биотехнология көмегімен жүзеге асыруға болады. Соңғы уақыттарда нақты қалдықтарды ыдыратуға қабілетті ағзаларға скрининг жүргізу әдістері құрастырылған. Скрининг нәтижесінде қалдық суларды тазартуға мүмкіншілігі бар бірнеше ағзалардың консорциумын пайдалану мүмкіндігі туындады. Мысалы, қалдық сулардың биоремедиациясы үшін қалдық сулардан бөлініп алынған ақ балшық саңырауқұлақтары (WRF изоляты- WR 3), *Pseudomonas* sp. және *Aspergillus* sp. микробты консорциумы құрастырылды. Осы консорциумды қалдық суларда 15 тәулік бойы инкубациялау кезінде судың тазалануы түсі бойынша 85,4%, сонымен қатар еріген сульфиттердің концентрациясы 98,8%, сульфаттар 54,5%, оттегіні химиялық пайдалануы (ОХП) 57,5% және оттегіні биологиялық пайдалану көрсеткіші (ОБП) 55,2%-ға дейін өзгергенін көрсетті [16].

Ал, қалдық сулардан бөлініп алынған сульфатредуцирлеуші бактериялардың консорциумы полиароматтық көмірсутектерді биодегредация жолымен 74%-ға дейін және буландыру жолымен 20%-ға дейін жоюға қабілетті. Полиароматтық көмірсутектерді биодегредациялауға оптималды жағдай тудыру үшін рН 4,0- 6,5 арасында, этанол концентрациясы 35 мг/л төмен және биомасса 65 мг/л жоғары болуы керек [17].

Бидай сабанын сілтілі экстракциялау нәтижесінде қағазды пульпа түзіледі (қара сілті), олар суға түскен кезде, ортаның рН-ын 11,0-ден 13,0-ге және ОХП

көрсеткішін 100 000 мг/л-ге дейін арттырады. ОХП-дың өсуіне лигнин, гемицеллюлоза және целлюлоза үлкен әсер етеді. Целлюлоза фабрикасының қалдық суларынан бөлініп алынған микроорганизмдердің 11 штамы (*Halomonas* және *Bacillus* туысы) негізінде қара сілтінің биоремедиациясы үшін консорциум құрастырылды [18].

Қазақстан территориясындағы қалдық сулардың фенол қалдықтармен ластануы өзекті болып табылады. Себебі, олар мұнай өндіру сияқты өндірістік үрдістердің негізгі ксенобиотиктері класына жатқызылады. Фенолмен ластанған сулардың ремедиациялауда *γ* - протобактерия мен цитофага-флавобактериялардың белсенділігі анықталған [19].

Су ресурстарынан қорғасын мен мырышты адсорбциялауға *Spirulina* sp. (*Oscillatoriaceae*) дақылы жоғары қабілетті. *Spirulina* sp. дақылын ластанған ортаға енгізгеннен кейін су ерітіндісіндегі Pb^{2+} және Zn^{2+} иондары сәйкесінше 90% және 89%-ға дейін тазаланады. Металдың су ерітіндісінің рН мен Pb^{2+} ионының спироулинамен байланысы рН 2-5, 5-9 және 9-12 тең болғанда байқалады. Балдырлармен ауыр металл иондарының сіңірілуі екі сатыдан тұрады: алдымен металл ионы клетка бетіне физика-химиялық жолмен таратылады (пассивті транспорт) және кейін клеткалық мембрана арқылы енеді (активті транспорт) [20].

Қалдық сулардан мырыш, қорғасын, хром және кадмийге төзімді бактериялардың 13 штамы бөлініп алынған және идентификацияланған. Минималды тежеуші концентрация (МТК) 100-ден 1500 мкг/мл арасын құрады. Осы металл-резистентті штамдардың арасында 77% грамм теріс бактериялар және 23%-ын грамм оң бактериялардан тұрады [21].

Сыра өндіру зауыттарының суларын құрамында жоғары мөлшерде хромы бар қалдық суларды тазалауда пайдалануға болады. Мысалы, 15 г/л ашытқы клеткалары суда кездескен хромның 33%-ын жоя алатындығы анықталған [22].

Aspergillus lentulus қалдық суларда ауыр металдар жеке кездескен жағдайда, хромды 79%, мысты 78%, қорғасынды 100% және никельді 42%-ға дейін жоюға қабілетті. Осы металдар қалдық суларда бірге кездескен жағдайда да жақсы көрсеткіштер байқалған. *Aspergillus lentulus* хромды 71%, мысты 56% және қорғасынды 100%-ға жоюға қабілетті [22, p. 590].

Биоремедиацияда метаболитикалық мүмкіндіктері әр түрлі (фотосинтез, тыныс алу, азотфиксация және т.б.) фотоавтотрофты организмдер, соның ішінде, микробалдырлар кең қолданылады. Фотосинтездеуші микроорганизмдер биоремедиациялау кезінде органикалық құнарландырғыштарды аз мөлшерде пайдалана отырып экожүйенің энергетикалық ресурсын өсіруге мүмкіндік береді. Өндірістің және ауыл шаруашылығының әр түрлі салаларындағы кәсіпорындарының ағынды суларының орғано-минералды қоспаларының тотығуы, сіңірілуі және айналымындағы микробалдырлардың ролін анықтау және олардың осы субстраттарда өсу кезіндегі экология-биологиялық және биохимиялық ерекшеліктерін анықтау ғылыми және тәжірибелік маңызға ие [23].

Қазіргі таңда ағынды суларда микробалдырларды дақылдау практикалық маңызға ие. Себебі, ластанған суларды осындай әдістермен жоғары деңгейде толығымен тазалау мүмкіндігіне қол жеткізуге болады. Ең заманауи физика-химиялық әдістердің көмегімен регенерацияланған ағынды сулар, биологиялық тұрғыда су гидробионттарына қатысты токсинді болып келеді. Альгобактериалды қауымдастықтарды пайдалана отырып, ағынды суларды тазалау, гидрохимиялық және бактериологиялық таза көрсеткіштерге ие суды алуға мүмкіндік береді [24].

Су қоймаларын альголизациялаудың көмегімен қалдық суларды тазалау үрдісінің қарқындылығы көп мөлшерде балдыр биомассасын талап етеді. Осындай зерттеулер лабораториялық жағдайда негізінен *Chlorella*, *Scenedesmus* және *Ankistrodesmus* туысының хлорококкалы балдырларының дақылдарын пайдалана отырып жүзеге асады [25].

Өндірістік қалдық суларда хлорококкалы балдырларды дақылдау тәжірибелерінде, олардың қоршаған ортаға бейімделуі және үлкен тіршілікке қабілеттілігі байқалады. Кейбір зерттеулердің мәліметтері бойынша *Chlorella vulgaris* және *Scenedesmus obliquus* дақылдары мұнай өнімдерінің жоғары концентрациясына төзімді болып келеді (40 г/л-ге дейін). Мұнай өнімдері бар қалдық суларды балдырлардың аталмыш түрлерімен дақылдау, мұнай өнімдерінен қалдық суларды 14-19 %-ға тазалайды. Роданид, цианиді бар қалдық суларда хлорококкалы балдырлардың дақылдарын өсіру кезінде, қалдық сулардың тазалау үрдісі жылдамдайтыны анықталған [26].

Санитарлы-химиялық сараптамалардың нәтижесі, жасыл балдырлармен қалдық суларды инокуляциялау кезінде ОБП және ОХП көрсеткіштері едәуір жылдам төмендейтінін, сонымен қатар биогенді заттардың және патогенді микроорганизмдердің санының төмендейтінін көрсетеді [27].

Chlamydomonas mexicana қалдық сулардағы азот концентрациясын (62%), фосфорды (28%) және бейорганикалық көміртегіні (29%) азайтады. Одан басқа, микробалдыр жоғары липидтік құрамымен сипатталады ($33 \pm 3\%$), олардың ішінде пальмитин, линол, а-линолды және олеин май қышқылы көп мөлшерде кездеседі. Яғни, *Chlamydomonas mexicana* қалдық суларды биогенді заттардан тазалауда және биодизель алуда перспективті болып табылады [28].

Chlorella pyrenoidosa микробалдырларының клеткалары су ортасынан ауыр металл иондарын тиімді сіңіруге қабілетті екені зерттелген. Үрдіс ортаның рН-на, клетканың физиологиялық жағдайына байланысты екені анықталған [29].

Органо-минералды заттардан және ауыр металдардан ластанған суларды тазалауда микроорганизмдермен қатар жоғары сатыдағы су өсімдіктері де кең пайдаланылады. Қорғасын және кадмий иондары, сонымен қатар басқа да ластағыштары бар қалдық суға жоғары сатыдағы су өсімдіктерін (ЖССӨ), яғни $1,0-2,0 \text{ кг/м}^3$ мөлшерде азолла каролинская (*Azolla carolina*), $2,5-3,5 \text{ кг/м}^3$ мөлшерде қосмекенді сарбас (*Rorippa amphibia*) және ерістік бөденешөпті (*Veronica beccabunga*) $3,5-4,5 \text{ кг/м}^3$ мөлшерде енгізіп, 7 тәулік дақылдау барысында қалдық сулардың қорғасын және кадмий иондарынан тазалану

көрсеткіші 75-85%, нитрит, нитрат, фосфат, ББЗ және аммиак көрестекіштері және ОХП көрсеткіштері 85-100 %-ға дейін тазалағаны анықталған [32].

Су тоғандарын ауыр металдардан фиторемедиациялау технологиясында сәнді өсімдіктерді пайдалану да перспективті болып табылады. Әр түрлі металдары бар (Ca^{2+} , Cr (VI), Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}) өндірістік қалдық сулармен ластанған топырақта өсетін күнбағыс (*Helianthus annuus*), қырмызыгүл (*Calendula officinalis*), барқытгүл (*Tagetes patula*) және қораз айдары (*Celocia cristata*) сияқты өсімдік түрлері металдарды жинақтауға қабілетті. Олар әсіресе тамырларында, жапырақтарында, сабақ және гүлдерінде көп мөлшерде жинақтайды [30].

Тағы бір мысал ретінде Плевел туысының өсімдіктерін айтуға болады. Ол өздерінің ұлпаларында азот және фосфор сияқты металдарды жинақтай отырып, ластанған суларды жоғары дәрежеде тазалауға қабілетті. Плевел өсімдігі азот және фосфор концентрациясын сәйкесінше 52,2%-дан 73,8% және 75,1%-дан 84,8% арасында төмендете алатыны белгілі [31].

Сонымен қатар, 1 м²-қа 15 өсімдікті дақылдау арқылы қалдық суларды тазалауға арналған ашық типті жасанды биологиялық тоғандар белгілі. Бұл зерттеулерде макрофит ретінде итқоға, құртқашаш, шалаң, жыланқияқ, жебежапырақ, қамыс өсімдіктері пайдаланылған. Өсімдіктердің түрлері поллютанттардың табиғатына қатысты таңдалған. Биологиялық тоған 0,005-0,01 м/с ағыс жылдамдықпен 0,3-1,5 м дейін сумен толтырылуы қажет [33]. Осындай ашық биоинженерлік су тоғандары жұмысының тиімділігі күз-қыс мезгілдерінде төмендейтіні (70%-ға дейін) [34], бірақ тазалау сапасы нашарламайтыны белгілі болған (поллютанттар концентрациясы ШМК асып кетпейді) [35, 36].

Ластанған суларға төзімді деструктор-микроорганизмдер және микробалдырлардың белсенді штамдарын кең көлемде пайдалану, сонымен қатар, жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің консорциумына енгізу, көптеген жылдар бойы токсиканттармен күрделі ластануға ұшыраған су қоймаларының биоремедиациясын жүргізуге мүмкіндік береді. Бұл әдістер ауыр металдармен, радионуклеидтермен, мұнай және мұнай өнімдерімен ластанған су қоймаларының жағдайын қайта қалпына келтіру мен тазалаудың жаңа кешенді экобиотехнологиясын жасауға мүмкіндік береді [37, 38].

Осылайша, соңғы жылдары жарияланған әдебиет көздерін зерттеу негізінде, әр түрлі поллютанттармен ластанған қалдық суларды биологиялық объектілерді пайдалана отырып биологиялық ремедиациялаудың болашағы мол екенін көрсетеді.

1.2 Су экожүйелерін тазалауда жоғары сатыдағы су өсімдіктерін пайдалану

Соңғы онжылдықтар бойы, ағынды суларды тазалау әлі де өзекті болып табылады. Тазаланған ағынды сулардың сапасына деген талап жылдан-жылға өсіп келуде. Заманауи табиғатты қорғау заңнамасы табиғи су қоймаларына келіп құйылатын тазаланған ағынды сулардың сапасына жоғары талап қояды. Қалалық ағынды суларды (шаруашылық-тұрмыстық және өндірістікпен аралас)

тазалаудың аса тиімді әдісі биологиялық тазалау болып табылады. Соңғы онжылдықта азот және фосфоры бар органикалық заттардың артуының есебінен, ағынды сулардың сапалық құрамы өзгеріске ұшырағаны белгілі. Сондықтан биологиялық тазалау қондырғылары тазалаудың қажетті деңгейін қамтамасыз етпейді, яғни биогенді заттардан (азот және фосфор тұздары) толық тазаланбайды [39].

Биогенді заттардан ағынды суларды тазалау әдістерінің бірі жоғары сатыдағы су өсімдіктерін (ЖССӨ) – макрофиттерді пайдалану болып табылады (құрақ, қамыс, егеушөп, балдыршөп). ЖССӨ-нің көптеген ластағыш заттарды жинақтауға, ыдыратуға, трансформациялауға қабілеттілігі нәтижесінде су қоймаларын өзін-өзі тазарту үрдісінде бағалы объект болып саналады [39, с. 260].

Соңғы уақыттары урбанизация ағынының өсуі, халықтың және өндіріс санының артуы, қауіпті заттардың Әлемдік мұхиттардың суына келіп түсуіне әсер етуде. Су объектілері ластағыштардың тікелей және қосымша «сақтаушы» көздері болып табылады. Өндірістік және тұрмыстық ағынды сулардың құрамында, тірі организмдерге және адам денсаулығына қатерлі әсер ететін токсинді заттар мен қоспалардың қатары өте көп. Олар тыңайтқыштар, бояғыштар, пестицидтер, антипириндер, ауыр металдар, радионуклеотидтер, күшән және т.б. болуы мүмкін [40, 41]. Осыған байланысты ағынды суларды тазалау әдістеріне талап артуда. Негізінен физикалық-химиялық әдістер тиімді болып келеді, бірақ қымбат және су қоймаларына қосымша күш тудыруы мүмкін [40, р. 493]. Бұл жағдайда фиторемедиациялық технологиялар мен әдістер тиімді қосымша әдіс болып келсе, ал кейбір жағдайда дәстүрлі технологияларға балама болып табылады.

Жалпы фиторемедиация өсімдіктерді пайдалану ұғымы болып саналады. Сонымен қатар ластанған топырақты және ағынды суларды микроорганизмдермен тазалау да жатады. Тірі организмдер өздерінің анатомиялық және физиологиялық ерекшеліктерін пайдалана отырып, ластағыштарды бөліп алады, жинақтайды, сақтайды, деграциялайды. Фиторемедиация тазалаудың физика-химиялық әдістерінен орта есеппен 10 есе арзан, және поллютанттарды ортадан шығару *in situ*, яғни сол жерде жасалынады. Үрдіс үшін энергия көзі ретінде күн сәулесі пайдаланылады [42].

Ластанған суларды тазалауда өте көп пайдаланылатын өсімдік түрлеріне шалаң (ирек тісті және бұйра), қамыс, қоға, құрақ, балдыршөп, элодея, эйхорния және т.б. жатқызылады [42, с. 169].

Су өсімдіктерінің суды уран, радий және торий сияқты радиоактивті элементтерден тазалау мүмкіндігі анықталған. Ластанған ағынды сулардағы қамыстың вегетациялық өсуінің соңында, ағынды сулардың әсеріне ұшырамаған қамыспен салыстырғанда темірді 4 есе, кальцийді – 100 есе, магнийді- 1,2, азотты - 1,5, фосфорды – 1,3 есе көп аккумуляциялайтыны анықталған. Көлемі 1 га қамыс өсімдігі мүшелері өздерінің биомассасына 6 т әр түрлі заттарды, оның ішінде 860 кг-калий, 170 кг-азот, 120 кг-фосфат, 450 кг-натрий, 280 кг-күкірт, 3 700 кг – кремний сияқты заттарды сіңіруге қабілетті. Су өсімдіктерінің

минералды қоректену үрдісі, су ортасындағы минералды заттар мен қосындылардың біраз көлемін сіңіру және утилизациялау арқылы қамтамасыз етіледі [42, с. 170].

Фиторемедиациялық үрдістің ерекшеліктеріне байланысты, ластағыштардың ремедиант-өсімдіктердің ағзалары мен ұлпаларында орналасу артықшылықтарына байланысты фиторемедиация келесі түрлерге бөлінеді: фитоэкстракция, фитостабилизация, ризофилтрация және фитобуландыру [43-45].

Фитоэкстракция үрдісінде ластағыштар (мысалы, ауыр металдар) өсімдік тамырымен алынады және бұтақтарына тасымалданады. Нәтижесінде, поллютанттарды жинақтаған/тасымалдаған өсімдік жиналып алынады, кейін ластанған аймақ тазаланады [44, р. 923]. Фитоэкстракция ауыр металдар мен радионуклеидтермен ластанған топырақты тазалау үшін, негізгі құрал болып табылады [45, р. 221].

Фитоэкстракция технологиясының дамуы үшін басты кедергілердің бірі, топырақтағы ауыр металдарға биоқолжетімділіктің төмен болуы. Мысалы, қорғасын, қоршаған ортадағы маңызды поллютанттардың бірі болып табылады, ол топырақ рН-ның қарапайым диапазонында аз еритін қосынды түрінде кездеседі. Аккумулятор-өсімдіктерге қолжетімді болу үшін, металдардың ерігіштігін арттыруда хелатор пайдаланылады. Этилендиаминтетрацетат (ЭДТА) кадмий, мыс, никель, қорғасын және мырышты топырақтан экстракциялау белсенділігін арттыратыны анықталған. Топырақта ЭДТА металдармен еритін кешен түзеді, ал өсімдіктер осы кешендерді сіңіріп, жерүсті мүшелерінің бойларына жинақтайды [45, р. 222]. Осы жағдайда, пайдалану орны және табиғи механизмдердің кейбір модификациялары бар: кейбір металдар, оның ішінде темір өсімдіктермен топырақтан хелатормен (фитосидерофорамдар – муген қышқылы және оның өнімдері) кешен түзу арқылы бөлініп алынады және топырақ ерітіндісінен тамырларымен сіңіріледі [45, р. 224; 47].

Фототұрақтандыру топырақты және шөгінділерді біріншілік тазалау үшін пайдаланылады. Әдіс, өсімдік тамырларының ластаушылардың топырақтағы қозғалғыштығын және биоқолжетімділігін шектеуге негізделген. Егер контаминантты жылдам иммобилизациялау, топырақты және беттік суларды қорғау қажет болса, ол тиімді әдіс болып табылады.

Ризофилтрация ластағыштардың аз ғана концентрациясы бар жер асты және жер үсті ағынды суларын тазалау үшін пайдаланылады. Ризофилтрация үшін тамырларымен заттарды абсорбциялайтын және концентрлейтін құрлық және су өсімдіктері пайдаланылады.

Фитоволатилизация үрдісінде контаминанттардың ұсақталуы жүреді, олар ұшқыш формаға ауысады және транспирация арқылы олар атмосфераға тасымалданады. Көп жағдайда, осындай әдіспен сынап, күшән, селеннен тазалау жүргізіледі [44, р. 927; 45, р. 225].

АҚШ-да фиторемедиация технологиясын қаржыландыру жылына 100-150 млн. доллар шамасында жылдам өсуде [44, р. 928]. 1983 жылы негізі қаланған Lemna Technologies, Inc. компаниялары масштаб диапазоны кең ағынды суларды

тазалаудың фиторемедиациялық технологиялық айналымын ұсынады: яғни, жеке шаруашылықтардан кішігірім өндірістерге дейін [48]. 1990 жылы компания 25 гектар аумақты құрайтын Солтүстік Дакотедегі Дявола көлін ряска өсімдігін пайдалану арқылы тазалау жүйесін жүзеге асырды. Бұл жүйе судан нитраттар және нитриттер, сульфаттар, аммония, колибактерия санын азайту үшін құрастырылған болатын. Пайдаланылған ряска өсімдіктерін жинап алу үшін, арнайы жүзетін комбайндар жобаланып пайдаланылған [49].

Тұрмыстық ағынды суларды, сонымен қатар мал шаруашылығы фермаларының ағынды суларын тазалаудан кейінгі пайдаланылған ряска өсімдігі ауыл шаруашылығы жануарларына азық ретінде немесе биоэтанол және биогаз алу үшін шикізат ретінде пайдаланылады. Осы технологиялық циклдің негізінде ряскада кездесетін крахмалдың ферментативтік гидролизі жатыр [50, 51].

Фиторемедиациялық технологияны құрастырудың негізі 1993 жылы қаланған Phytotech Inc компаниясы ірі компаниялардың бірі болып табылады [45, р. 224]. Өткен ғасырдың тоқсаныншы жылдары осы компания АҚШ-тың қорғасынмен ластанған топырағын және Украинадағы Чернобыль облысындағы радионуклеотидтік зақымдануға ұшыраған топырақты тазалаумен белсенді түрде айналысты. 1995 жылы компания Огайо штатындағы Аштабула қаласындағы жерүсті және жерасты суларын тазалау үшін және Чернобыль атом электростанциясы аймағындағы кішігірім тоғандарды тазалау үшін компания ризофльтрациялық технологияны сәтті бақылады. Бұл далалық зерттеулер радионуклеидтермен ластанған суларды ризофльтрациялық технологиямен тазалауда жоғары тиімділікті көрсетті [45, р. 226].

Биоремедиациялық технологияларды пайдалана отырып солтүстік аймақтарда, мысалы Дания (130 қондырғы), Швеция және Норвегияда (71), Канадада (67) және Солтүстік Америкада (600) сәтті тәжірибелер жүргізілді. Осы елдерде ағынды суларды тазалау қондырғылары қызметін атқаратын биоплато сәтті пайдаланылды [42, с. 168].

Әлемнің дамыған елдерінде әр түрлі ағынды суларды тазалау үшін оптималды жағдайлар және өсімдіктерді таңдау бойынша лабораториялық және *in situ* тәжірибелері белсенді жүргізіліп жатыр. Әдеби мәліметтерде [52-62] әр түрлі ауыр металдарды, сульфаттарды, нитраттарды, тұрмыстық және өндірістік ағынды сулардан төменмолекулалы органикалық заттарды, сонымен қатар тәжірибелі ерітінділерді ряска өсімдігі *Lemna* L. туысының әр түрлі өкілдерімен, эйхорния және басқа жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен бөліп алу үрдісінің сандық ерекшеліктері сипатталған. Өсімдіктердің ауыр металдарды жинақтау динамикасына және дәрежесіне су қоймаларының рН үлкен әсер етеді. Көп жағдайда, ғалымдар [55] *Lemna* өсімдігі мырышты рН шамасы 5-6-ға тең болғанда жақсы сорбциялайтыны анықталған. Дегенмен, әр түрлі авторлармен бір түрдің бірдей металдарды сіңіруі және жинақтауы бойынша алынған нәтижелерінің бір-бірінен үлкен айырмашылықтары бар [52, р. 60; 62-63]. Мысалы, кейбір жұмыстарда [62, р. 219] *Spirodela polyrhiza* және *L. minor* никелдьді құрғақ салмағының 3 г/кг дейін жинақтайтыны көрсетілген. Алайда,

зерттеушілер басқа да тәжірибелердің нәтижелерін мысалға келтіреді; бір жағдайда ряска никельді 1,79 г/кг мөлшерде, басқа зерттеулерде *S. polyrhiza* аталмыш металды 0,13 г/кг, ал *L. gibba* – 0,19 г/кг жинақтады. Берілген тәжірибелерде өсімдік әр түрлі коректік орталарда дақылданған, яғни металдардың макрофиттер ұлпалары мен органдарына түсуіне әр түрлі заттардың әсер ететінін көрсетеді. Ұқсас нәтижелер, топырақ өсімдіктерімен жүргізілген фиторемедиациялық зерттеулер кезінде де бақылайды. Мысалы, топырақ ерітіндісіндегі рН төмендеген сайын, топырақтан кадмийді сіңіріп алу және оның өсімдік бойында жинақталуы өсе береді. Дегенмен, қызыл қышқыл топырақтарда өскен күріштерге жүргізілген далалық тәжірибелер, топырақ рН 4,95 болғанда дәндердегі кадмий мөлшері 0,36 мг/кг болатынын, ал рН=6,54 – 0,43 мг/кг болатынын көрсетті [63, р. 2].

Сонымен қатар, *Lemna* sp. түрлерінің ластағыштарды сіңіруіне, жинақтауына, иммобилизациялауына және деградациялауына айтарлықтай әсер ететін басқа да факторлар белгілі [52, р. 58]. Ортаның химиялық құрамынан басқа мысалы, *L. minor*-дың Fe^{3+} бар ортада Zn^{2+} сіңіру қарқындылығы төмендейтіні көрсетілген [61, р. 73]. Ластанған ортаны *Lemna* өсімдігімен тазалаудың тиімділігіне, оның су бетінде еркін жүзетін өсімдік болуы үлкен әсер етеді. Сол себепті, ол ластаушы заттарды – сіңіру, трансформациялау арқылы өз бойына жинақтайды. *Lemna* өсімдігі судың беткі қабатындағы ластағыштарды ғана өз бойына жинақтауға қабілетті, егер суды уақытылы араластырып отырмаса, су қоймаларының төменгі қабаттарындағы ластағыштарды сіңіруі төмен болады. *Lemna* өсімдігі өзінің энергиясын пайдалану арқылы токсиканттарды өз бойына жинақтауға қабілетті [52, р. 63].

Дегенмен, қазіргі уақытта жинақталып қалған тәжірибелік және далалық жұмыстардың көп болуы [64-81], өсімдіктердің, оның ішінде *Lemna* туысының көмегімен ауыр металдардың көп түрінен, анион қышқылдық қалдықтардан, гербицидтерден және пестицидтерден ағынды суларды тазалау тиімді екенін көрсетеді.

Эйхорния немесе су гиацинті (*Eichornia crassipes*), жапырақтардан және гүлдерден тұратын су өсімдігі. Су астында негізгі тазалау үрдісі жүретін жіп тәрізді тамырлары орналасады. Тамыр жүйесі және сумен байланыстағы жапырақтарының көмегімен эйхорния судан корбанаттардың бейорганикалық көміртегін, минералды тұздарды, төмен молекулалы көміртегін, амин қышқылдарын және басқа заттарды сіңіріп алады. Эйхорнияның қалың тамыр жүйесі коректік заттарды жоғары түрде беттік адсорбциялап, сіңіруді қамтамасыз етеді. Тамырдың бетінде органикалық және минералды заттарды белсенді сіңіруге және биодеструкциялауға әсер ететін селективті микробиоценоз (бактериялар, балдырлар, қарапайымдылар) құрылады. Эйхорния өсімдігін 16 °С-тан төмен емес температуралы су қоймаларында, екі ай бойы қолдануға болады. Эйхорния суды ластайтын бөгде заттардың барлығын сіңіруге қабілетті, мысалы: мұнай өнімдері, фенолдар, сульфаттар, фосфаттар, хлоридтар, нитраттар, синтетикалық беттік белсенді заттар, сілтілер, ауыр металдар және т.б. Сонымен қатар өндірістік, тұрмыстық, ауыл шаруашылығы

және т.б. ағынды суларын, су қоймаларын тиімді тазалайды. ОБП және ОХП-ды жақсартады. Шірік бактерияларын және патогенді микроорганизмдерді жояды, жалпы микробтық санды және Коли индексті жақсартады [82].

Кіші балдыршөп (*Lemna minor*) — судың ішінде немесе бетінде жүзіп жүретін, өзара біріккен жапырақ секілді сабақтардан тұратын, диаметрі 0,5-1 см қысқа қою жасыл түсті тамыры бар кішігірім өсімдік. Жылы жыл мезгілі уақытында өсімдіктер аналық өсімдіктен бөлек өсетін жас жапырақтардың көмегімен вегетативті түрде көбейеді. Балдыршөп су түбіне тұнатын, тіршілігін жойған өсімдіктермен бірге бүршік түрінде қыстап шығады. Өсімдіктің құрамында антоциандар, флавоноидтар, мыс, бром, темір, ванадия, кальций, кремний тұздары, радий, 25% протеин, аскорбин қышқылының кішігірім мөлшері, йод, бром болады. Кіші балдыршөптің құрамында 38 % белок, 5 % май, клетчатка, микроэлементтер (калий, кальций, цинк), А, С, В витаминдері кездеседі. Бұл өсімдік су қоймаларын көмірқышқылынан тазалайды және ауамен толықтырады, балықтар үшін жем болады және күн сәулесінен қорғайды. Балдыршөпті су қоймаларын тазалау үшін пайдаланады, себебі оның жапырақтары судан азот, фосфор, калийді және көмір қышқыл газын сіңіріп алады және суды оттегімен байытады. Ластаушы заттар бар орталарда балдыршөптің жапырақтарында өзгерістер туындайды, сондықтан оларды индикаторлы организм ретінде де пайдалануға болады [83].

Пистия, немесе су салаты (*Pistia stratiotes*), көк-жасыл түсті барқыт тәрізді жапырақтардан тұратын, көпжылдық, жылдам өсетін, төмен температураға төзімді су өсімдігі. Өсімдік диаметрі 25 см болуы мүмкін. Ал, өсімдіктің үлкен түрлері 15 см биіктікке дейін өсе алады. Табиғи су тоғандары үшін пистия арам шөп болып саналады, себебі биомассасы тез көбейеді және судың бетіне қалың қабат түзіп жауып тастайды. Пистияның көптеген тамыршалардан тұратын тамыр жүйесі өте жақсы дамыған. Әлемнің шығыс және батыс тропикалық аймақтарының ағынды суларында өседі. АҚШ ғалымдары пистияның өндірістік және тұрмыстық шаруашылықта пайдалануға арналған ластағыш заттарды судан жоюға қабілетті екенін анықтады. Кейін оған ұқсас «ботаникалық» тұндырғыштар қолданысқа енгізіле бастады. Пистия ауыр металдарды жинақтауға қабілетті және судағы еріген оттегінің құрамын көбейтеді. Кейін ластанған суларды тазалауда пайдаланылған пистияның жасыл биомассасы жақсы тыңайтқыш бола алады немесе биогаз өндірісінде пайдаланылады [84].

Канадалық элодея (лат. *Elodéa canadensis*) — Элодея туысына жататын су өсімдігі. Әлемде кең таралған су өсімдігі канадалық элодеяның Отаны Солтүстік Америка болып табылады. Өткен ғасырда элодея Еуропа және Азияның көптеген елдеріне әкелініп, бейімделе бастады. Өзінің жылдам өсу қабілетіне және балық шаруашылығына кедергі келтіре отырып, судың бетіне жинақталуына байланысты элодеяны қосымша «су обасы» немесе «су жұқпасы» деп атайды. Элодеяның жіпшеленген ұзын сабақтары қою жасыл түсті, ұзындығы 1 см-ге дейін және ені 0,5 см көлемдегі ұзын, мөлдір жапырақшалармен жабылған. Өсімдік сабағы 3 м ұзындыққа дейін өсуге және күшті тоғай түзуге қабілетті. Тамырлары дамымаған. Жыл бойы суда қалқып өседі. Гүлдері аналық және

аталық екі особьта орналасады, демек өсімдік екі үйлі. Аналық гүлдердің мөлшері кішігірім, жалғыз орналасады, үш сыртқы және үш ішкі алты жапырақшадан және жіптерізді ұзын гүлсағақтардан тұрады. Олардың аналық ауызының үшеуі ашық қызыл күрең түсті және барқыт тәрізді. Гүл тостағаншасының жеке жапырағы үшеу, олар қызыл немесе жасыл түсті болып келеді. Гүл тостағаншасы судың бетіне шыққан соң гүлдері бүршік атады. Аталық гүлдері гүлдену кезінде аналық жасушадан айырылып, тоғыз сағақсыз тозаңдардан тұрады [85].

1.3 Микробалдырлар – су экожүйелерін тазалаудағы маңызды объект

Биологиялық тоғандар кішігірім қалалардың және ауылдардың пайдаланылған суларын тазалауда маңызды рөл атқарады және қымбат жасанды тазалаушы қондырғыларды алмастырады. Биологиялық тоғандарда суларды тазалау үшін бактерия-микробалдыр биологиялық кешендері пайдаланылады. Олар, біріншіден ағынды сулардағы органикалық қоспаларды бұзады, екіншіден, молекулалық оттегінің құрамын арттырады, және басқа да гидрохимиялық қасиеттерін жақсартып, ішек тобы бактерияларының санын төмендетеді [86]. Соңғы жылдары осындай тоғандарға арнайы өсірілген микробалдыр суспензияларын (альголизация) қосымша енгізу ағынды, сонымен қатар ағынды емес тоғандарды тазалау үрдісінің сапасын арттырады [87]. Кейбір ғалымдардың зерттеуі бойынша, биологиялық тоғандарды өнеркәсіптік тазалаудан кейінгі ағынды суларды тазалауда пайдаланып қана қоймай, біріншілік тазалауға, яғни басқа қосымша қондырғыларды пайдаланбай ағынды суларды тазалауға болады [88].

Заманауи индустриалды тазалау қондырғылары ағынды суларды толығымен тазаламайды. Көптеген зерттеулердің нәтижесі бойынша, қондырғылардан шыққан қалалық ағынды сулардың ОБП₅ 70-120 мг О₂/л-ді құрайды. Яғни ағынды сулар осы қондырғыларда органо-минералды заттардан және патогенді микробты ластағыштардан толығымен тазаланбайтынымен түсіндіріледі [89; 90]. Одан басқа, тазалаудың биологиялық әдістерін құрастыру кезінде, маңызды рөлді микробалдырлар және жоғары сатыдағы су өсімдіктері алатынын ұмытпау қажет [91, 92]. Автотрофты организмдер сияқты олар да фотосинтез кезінде қышқылдану үрдісін және органикалық қоспалардың минерализациялануын жылдамдата отырып, сулы ортаны оттегімен байытады. Көптеген балдырлар тек қана минералды заттарды ыдыратып қана қоймай, ағынды суларда кездесетін қарапайым органикалық заттарды да ыдыратады, сонымен қатар азот, фосфор иондарын және әр түрлі басқа биогенді элементтерді белсенді түрде сіңіруге қабілетті [93-95]. Сонымен қатар, олар бактериоцидтік қасиетке ие. W.Oswald, Г.Г. Винбергтің деректері бойынша, ағынды сулармен толыққан тоғандарда протококкалы жасыл (*Chlorella*, *Scenedesmus* және т.б.) және жіпшелі балдырлар өте көп кездеседі, олардың бактериоцидтік қасиеттері туралы Л.Б. Доливо-Добровольский, М.Г. Владимирова, А.Н. Разумова және т.б. ғалымдардың жұмыстарында жазылған. Бұл авторлардың зерттеулері бойынша,

протококкалы және басқа да микробалдырлар қоршаған ортаға әр түрлі антибиотиктерді бөлуге қабілетті [96-98].

Қазіргі таңда тазалаушы қондырғыларда микробалдырларды сұйылту әдісі пайдаланылады, ол суды аэрациялау үрдісіне жұмсалатын энергия шығымын төмендетуге көмектеседі. Қазіргі уақытта *Chlorella*-ның көмегімен ағынды суларды тазалайды және тағам өндірісінің 500 млн. тонна ағынды суларын өндіріс қажеттіліктеріне қайта пайдаланады. Микробалдырлардың, оның ішінде хлорелла және қошқыл бактериялардың көмегімен мал шаруашылығы ағынды суларын дезодорациялау үрдістері жасалына бастады [99]. Сонымен қатар, микробалдырлар, табиғи су қоймаларын және өндірістік ағынды суларды көптеген тірі организмдерге жоғары токсинді әсер ететін сынап, қорғасын, мыс және басқа да ауыр металдардан, радиоактивті изотоптардан және пестицидтерден тазалауда пайдаланылатындығымен байланысты көптеген ғалымдардың назарын өзіне аудартуда. Микробалдырлардың клеткалары табиғи ортадан белгілі бір химиялық элементтерді сіңіруге немесе улы заттарды токсинді емес қоспаларға айналдырып, оларды бұзуға қабілетті. Сонымен қатар, қошқыл бактериялардың токсинді заттар қатарын диметилнитрозоамин және цианидке дейін ыдыратуға мүмкіндігі бар. Газ тәрізді өндірістік қалдықтарды күкіртсутектерден қошқыл және жасыл күкірт бактерияларының көмегімен тазалауға да болады [100].

Микробалдырлардың фототрофты организмдер екені белгілі, дегенмен, олардың кейбір түрлері органикалық заттарды көміртегі немесе азоттың көзі ретінде пайдалана отырып, қараңғы жағдайда өсуге қабілетті. Микробалдырлардың гетеротрофты жағдайда өсуіне қабілетті екені көптеген авторлардың еңбектерінде келтірілген. Осы бағытта *Scenedesmus* және *Chlorella* туысына жататын түрлері жиі пайдаланылады. Осы балдырлардың гетеротрофты жағдайда қоректенуі ағынды суларда кездесетін заттардың трансформациялану үрдісіне үлкен септігін тигізеді [101, 102]. Яғни микробалдырларды ағынды сулардағы белсенді лайларға қосымше енгізу, тазалау үрдісінің қарқындылығының артуына мүмкіндік береді. Сонымен, органикалық және азот қосылыстары бар ағынды суларды тазалау мақсатында, аэротенктерге, тұндырғыштарға және денитрификаторларға фотосинтездеуші организмдерді енгізу судағы ОБП және азот қоспаларын айтарлықтай төмендетеді [103]. Микробалдырлардың ауыр металдарды сорбциялау және органикалық қосындылардың спектрін деструкциялау қасиетінің арқасында табиғаты әр түрлі полютанттардан су қоймаларының тиімді биотазалау үрдісі жүреді. Сонымен қатар, микробалдырлар ауыр металдардың шоғырлануына белсенді қатысады. Микробалдырлардың клеткалары сулы ортадан зат алмасуға қатысатын және қатыспайтын металдарды өте көп мөлшерде сіңіруге қабілетті [104, 105].

Микробалдырлармен ауыр металл иондарын аккумуляциялау жолдары

Бір клеткалы организмдердің металдарды өз бойына жинақтау механизмі биосорбция, биоаккумуляция, және ауыр металл иондарының екіншілік метаболиттерімен өзара байланысы сияқты механизмдер көмегімен жүзеге асырылады [106].

Қоректік ортадан ауыр металл иондарын аккумуляциялау клетканың толық бетімен жүзеге асады. Бұл үрдіс пассивті түрде концентрленген градиент бойынша, диффузия жолымен, сонымен қатар градиентке қарсы, белсенді түрде, энергияны жұмсай отырып, таратушылар көмегімен жүзеге асуы мүмкін.

Пассивті жинақталу – белсенді аккумуляцияға қарағанда температура мен жасуша метаболизміне аса бағынышты емес және энергетикалық субстраттың болуын қажет етпейтін физика-химиялық үрдіс. Мысалы, *A.pulchra* бастапқы 5 минут ішінде Cd және Zn 75%-ға сіңіреді. Пассивті жинақталудың қарқындылығы клетка қабырғасының адсорбциялау қабілетіне тікелей байланысты. Ауыр металдарды сіңірудің физика-химиялық механизмі кезінде клетканың энергия жұмсауын қажет етпейтіні, ерітінділерден металдардың аккумуляциясы өлі клеткалардың жүзеге асуымен түсіндіріледі. Мысалы, *Chlorella vulgaris* микробалдырының белсенді емес клеткалары 15 минут ішінде ерітіндіден 90 % Cu адсорбциялайды.

Микробалдырлармен металдарды аккумуляциялау кезінде жасуша қабырғасымен металдарды адсорбциялау фазасын, және баяу зат алмасудың энергияға тәуелді сатысын айтып кетуге болады.

Адсорбция кезінде металды жинақтау оның ерітіндідегі концентрациясына пропорционалды, ал белсенді тасымалданғанда, жасушаларда металл концентрациясының ең жоғары дәрежесі ортадағы ең төменгі мөлшерінде қамтамасыз етіледі. Металдарды сіңірудің энергияға тәуелді үрдісі пассивтімен салыстырғанда басымырақ болып келеді.

Металл иондарын белсенді аккумуляциялау АҰФ-тың қатысуымен жүретіні белгілі. Ауыр металдарды белсенді аккумуляциялау үрдісіне қатысатын микробалдырлардың транспортты АҰФ-ты Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} иондарымен күшейіп, гликозидтермен тежеледі. K^{+} -ға ұқсас Cs^{+} -катионы K^{+} ионымен жиі антипорт формасындағы моновалентті катиондары транспортының жүйесіне қатысу кезінде микроорганизм клеткаларымен оңай сіңіріледі [107].

Аса токсинді металдарды (Cd, Cu) өз бойына белсенді түрде жинақтау, олардың концентрациясы 10 мкг/мл-ден жоғары емес болған жағдайда ғана жүзеге асады. Сондай-ак, *Sc.obliquans* клеткалары Cd иондарын 0,01-3,0 мг/л концентрация диапазонында өте жоғары биоаккумуляциялайды, ал әрі қарай концентрация өскен сайын метаболитикалық күйзеліс нәтижесінде аккумуляция үрдісі төмендейді.

Су қоймаларында өте аз концентрацияда кездесетін Cu, Pb, Cd сияқты металдарды жасыл және диатомды балдырлар өз бойына жинақтайды. Теңіз фитопланктонының табиғи қауымдастығы болып табылатын *Scenedesmus* sp., *Selenastrum* sp., *Chlorella* sp. жасыл балдырлары металдарды $Ag > Cu > Cd > Zn$ реттілігінде өз бойына жинақтауға қабілетті [108].

Tetraselmus sp., *Dunaliella tertiolecta*, және *Phaeodactium tricornutum* теңіз микробалдырлары ағынды суларда тікелей өсуге қабілетті және Cd, Cu, Fe, Mn, Zn металдарын 10^{-6} М концентрацияға дейінгі мөлшерде толығымен жоя алады [109].

Chl.vulgaris және *S. quadricauda* хлорококкалы балдырлары су қоймасынан Fe-ді 1-370 мг/л аралығындағы концентрацияда қарқынды утилизациялайды. Аккумуляциялау нәтижесінде клеткалардағы металдардың шоғырлануы коректік ортамен салыстырғанда 10-100 есе артық болып келеді. Бұл балдырлардың химиялық қосындыларды клеткаларында жинақтау қабілетімен түсіндіріліп қана қоймай, реттеуші механизмнің болмауы салдарынан, олардың артық мөлшерін клеткадан шығара алмауымен түсіндіріледі. Тұщы су фитопланктонымен ауыр металдарды жинақтау коэффициенті мына көрсеткіштерді: Cu - $9,4 \times 10^4$, Pb - 1×10^3 , Ag - 1.6×10^3 , Zn - 2.9×10^3 , ал ащы су: Fe - 2×10^2 , Mn - 1.2×10^3 , Zn - 3.7×10^3 құрайды [96].

Сонымен қатар микроорганизмдер де металл иондарын сіңіруге және оларды өз клеткаларында аккумуляциялауға қабілетті, және олардың кейбір түрлері ортадағы концентрациядан 10 және 100 есе артық болуы мүмкін [110, 111].

Ауыр металл иондарын аккумуляциялауға әсер етуші факторлар

Клеткалардың металдарды жинақтау көлемі көп жағдайда сыртқы орта жағдайларымен байланысты. Ортаның физика-химиялық жағдайы, рН және орта құрамы, олардың кешен түзуші қабілеттілігі клетканың физиологиялық белсенділігіне әсер етіп қана қоймай, ауыр металдардың химиялық формасына да байланысты болып келеді. Температура артқан сайын металдарды сіңіру де арта түседі: микробалдыр клеткаларының Co сіңіруі температура 25 °C-қа, Mn – 35°C-қа дейін, Zn, Fe, Ag, Sr, Cr – 40°C-қа өскен сайын арта түседі. Температура жоғарылаған сайын жинақтау қарқындылығының төмендеуіне алып келеді, ол аккумуляцияға қатысатын ферменттік жүйенің тұрақты жұмысының әлсіреуі нәтижесінде болуы мүмкін. Металдарды пассивті жинақтауға температура әсер етпейді. Жарық металдарды сіңірудің энергияға тәуелді үрдісіне ғана әсер етеді. Егер балдырлардың клеткалары қараңғыда бөлініп көбеюін және ортадан иондарды сіңіруін тоқтатса, жарықтың жоғарлауы Hg және Cd аккумуляциясын ынталандырады. Жарықта ауыр металдардың сіңіру қарқындылығының артуы, металл иондарының белсенді транспортына алып келетін метаболитикалық шартталған сіңірудің бар екенін дәлелдейді [112].

Клеткалардың адсорбциялық қасиеті, олардың кешен түзуге қабілеттілігі, өз кезегінде рН мәнімен анықталатын, диссоциацияланған жағдайдағы беттік иондық топтардың санымен анықталатын зарядының шамасына байланысты. Қағида бойынша, рН мәні төмен болса, ауыр металдардың аккумуляциясы жоғарлайды, сонымен бірге клетка қабығының адсорбциялық мүмкіндігі төмендейді.

Ластанған суларда, әдетте, бір емес бірнеше ауыр металдар кездеседі, олар тасымалдау кезінде жасуша бетіндегі байланыстыратын алаңдар үшін иондардың бәсекелестігі арқылы түсіндірілетін, басқаларының аккумуляциясына әсер етеді. Mn, Co, Al, Fe, Cr –дің үш валентті катиондары клетка айналасына, клеткалардың металдарды жинақтауына тосқауыл болатын, тиімді адсорбциялайтын $Me(OH)_3$ фибриллінен тұратын қабат түзеді [113].

Sc.quadricauda клеткаларымен Zn және Cd-ді жинақтауда Co иондары антагонист болып табылады. *Ch. vulgaris*, *Sc. quadricauda* балдырларының Cu-ды сіңіруіне Ag, Cd мүмкіндік береді. Ауыр металл иондарының сіңіруге қатысты синергистер немесе антагонистер болуы, байланыс алаңдарының реакцияға қабілеттілігімен және санымен, транспорттық жүйенің бар болуымен және олардың әр түрлі металдарға қатысты белсенділігімен, ортада кездесетін металдардың формасымен түсіндіріледі. Ауыр металдардың ионды формасы басқалармен салыстырғанда аса токсинді екені анықталған. Температура, рН, судың кермектігі, органикалық заттардың қосындылары сияқты әр түрлі физика-химиялық факторлар ауыр металдардың токсинділігіне едәуір әсер етеді [114].

Қазіргі таңда табиғи су қоймалары, ортада P және N концентрациясының айтралықтай артуына алып келетін өте жоғары эвтрофикациямен зақымдалған. Бұл үрдіс клеткалардың ауыр металдармен байланысына әсер етуі мүмкін. Сонымен қатар, ортада фосфат санының артуы *Chlamydomonas reinhardtii* балдырының клеткаларымен Se және Cd иондарын жоғары жинақтауға мүмкіндік береді.

Ауыр металдарды жинақтау қабілетінің төмендеуі, қышқылдық және тұзға төзімділігімен реттеліп, жалпы АУФ-азаның гипербелсенділігінің дамуы, жалпы мембраналық потенциалдың өзгеруі және мембрананың өткізгіштігімен түсіндіріледі [115].

Металдарды жалпы сіңірудің аса жоғары дәрежесі, жарықтандыру кезінде бөлініп жатқан клеткаларда байқалады. Микробалдырлар үшін ауыр металдардың жоғары концентрациясының токсинділігіне қарамастан, олардың клеткалары металл иондарын белсенді түрде метаболитикалық сіңіретіні байқалады. Болжам бойынша, бұл феномен дақылдың дамуының бастапқы фазасында, белсенді метаболизм жағдайында, арнайы агентке қатысты балдыр жасушаларының қорғау механизмінің инерттілігімен байланысты [116].

Микробалдырлар жасушаларының табиғи орталардан металл иондарын және олардың қалдықтарын жинақтауы, олардың клетка шырыштарының, клеткалық бөліністердің үлкен катиондық сыйымдылықтарымен түсіндіріледі. Микробалдыр дақылдарының тіршілік етуінің соңғы кезеңдерінде ауыр металдар аккумуляциясының төмендейтіні байқалады. Ол балдырлардағы клеткадан тыс жинақталатын метаболиттердің бос заттарға дейін ыдырауымен байланысты болып табылады. Микробалдырлардың жасушаларынан бөлініп шығатын өнімдердің 7%-дан 50% дейінгі аралығын көміртегі, табиғи моно- және полисахаридтер, аминқышқылдары, пептидтер, азот алмасуы өнімдері, липидтік қосындыларды және күкіртесутегі құрайды. Органикалық заттардың көп бөлігі қызметі әлсіреген клеткалардан бөлінеді, ортаның органикалық заттарының 15%-дан 75%-ға дейінгі бөлігін постлетальді бөлінділер құрауы мүмкін.

Клетка қабығы ауыр металдар ену үшін кедергі болуы мүмкін, мысалы, клетка қабығы қалың *Chlorella* sp. табиғи штамы клетка қабығынан айрылған мутантты штамға қарағанда Zn, Pb және Co металдарына біршама төзімді немесе диатомды балдырлар динофлагеляттарға қарағанда ауыр металдарға өте төзімді болып келеді. Клетка қабығының барьерлік қызметі бір жағынан

гликозаминогликандардың гель түзу қабілеттілігінен болса, екінші жағынан тетрапептидтердің «тігу» қабілеттілігіне байланысты.

Иондардың беттік байланысы тұрақсыз болып келеді. Ауыр металдардың иондары кез-келген екі валентті катиондармен, H^+ , поливалентті иондармен байланысады. *Nitella* sp.-дегі адсорбционды (сіңірілетін) эквивалентті иондарының бірваленттілеріне ауысуы кезінде, коваленттік байланыспен байланыспаған этерификацияланбайтын галактуроақышқылы бар клетка қабығы біртіндеп ериді. Металдардың көп бөлігін клеткалардан қосылған немесе концентрленген қышқылдармен (рН 1-ден 5-ке дейін), NaOH, ЭДТА ерітіндісімен экстракциялауға болады, және осындай өңдеулерден кейін микробалдырлар металдармен қайта байланыс жасау кезінде аккумуляция жылдамдығы арта түседі, яғни микробалдыр биомассасын тазалау үшін бірнеше рет пайдалануға болады [117, 118].

Клеткаішілік құрылымдармен ауыр металл иондарының байланысы

Металлотиионеиндердің түзілуі. *Chl. vulgaris* және *Sc. quadricauda* клеткаларының беті 20%-ға дейін Cu, Cd, U, Pb, Zn, Ni иондарын адсорбциялауға қабілетті, ал 50%-ы олардың клеткаішілік құрылымдарымен аккумуляцияланады. Металдардың клеткаішілік байланысы туралы, клеткамен сіңірілген металл қайта бөлініп шықпаған жағдайда айтуға болады, мысалы, 0,1 м HNO_3 ерітіндісі. Қағида бойынша, Cd және UO_3 иондары балдырлар клеткаларында тек қана жоғары молекулалы қосындылармен байланысса, Cu – жоғары, сонымен қатар төменмолекулалы цитоплазма компоненттерімен байланысады. Ауыр металдар белоктармен (Fe, Ni, Cu, Ti, Mn), фосфаттармен, хинондармен, липидтермен (Mn, Fe, Zn, Cu, Cr, Ni) салыстырмалы түрде төзімді кешенді қосындылар түзеді, алмасу үрдісіне қатысатын липидтермен Pb 19% және Zn 15%-ға дейін байланысады. Теңіз микробалдырларының белоктық фракциясы Cu 27%-ға дейін және Pb 19%, сирек түрде Cd, Mn, Ni, Zn-пен (50-60%) байланысады. *Chlamydomonas reinhardtii*, *Dunaliella salina* және *Chl. bullosa* клеткаларында Cu және Cd бар болған жағдайда крахмалдың жинақталуы, цитоплазманың жоғары вакуолизациясы және вакуольдерде қалың қосымша қабаттардың пайда болуы байқалады. Цитозолда және вакуольдерде металдармен кешен түзу барысында кейбір органикалық қышқылдар түзіледі [119].

Ауыр металдарды клеткаішілік байланыстыруда маңызды рөлді тиолды қосындылар: цистеин, тиогликольді қышқыл және ерекше орынды глутатион атқарады. Глутатион Cd-дің *Chlorella* sp. әсерін төмендетіп, ортада металдар кешенінің түзілуіне жол бермейді. Глутатион төменмолекулалы SH-ы бар цитоплазматикалық белок – металлотиионеиндердің синтезіне қатысады. Ол, клеткалармен сіңірілген металдардың көп бөлігін олардың молекуласындағы іргелес цистеин қалдықтарымен арнайы байланысын қамтамасыз етеді. Металл байланыстырушы белоктар алғаш рет 1957 жылы жылқының бүйрек үсті безінен бөлініп алынса, өсімдіктердің осындай белоктары – қызанақтың тамыр клеткаларынан бөлініп алынды. Металлотииониндер (MT) өздерінің атауларын, металл компоненттерінің типтеріне байланысты, белоктың молекулалық

массасының 20%-ын құрай алатын металдардың жоғары концентрацияда болуымен байланысты алды. Оның 10-13 %-ын күкірт құрайды. Ол белоктардың молекулалық массасының 10 кДа-ға дейін болуы және тиолды топтардың құрамының жоғары болуы бұл белоктардың барлығына ортақ қасиет болып саналады. Клетканың цитоплазмалық фракциясы байланысқан металдардың жалпы санының 50-40 %-ын жинақтайды. Металдармен клеткаішілік кешендер түзуші белоктық қоспаларға гемоцианин, хелатирлеуші Cu, және қошқыл балдырлардың полифенолды белоктары жатқызылады. Клетканың өсуін тежемейтін концентрациядағы Cd бар белок қоспаларын теңіз микробалдырлары өз клеткаларына жинақтайды. Қосымша МТ гендері бар, ауыр металдарға төзімділігі жоғары организмдер, ауыр металдармен ластанған ағынды суларды тазалауда пайдаланылады [120].

Микробалдырлар клеткасында бір уақытта екі үрдіс жүреді: ерітіндідегі концентрациясы тікелей пропорционалды металдардың түсуі, және металдардың жойылуы, ол үрдіс организмде металдардың концентрациясы асқан кезде жоғарлай түседі, яғни, металдардың балдырлар клеткасында болу деңгейі, бір-біріне қарама-қарсы – жинақталу және жойылу үрдістерінің нәтижесінде жүзеге асады.

Табиғи ортада Cu-тың болуы және оның *Dunaliella viridis* клеткаларымен байланысының бір-біріне тікелей тәуелділігінің болмауы, көп жағдайда, Cu-тың ортаға бөлінуін қамтамасыз ететін механизмнің бар болуымен байланысты.

Клеткалардан ауыр металдарды жою (олардың клеткалардағы транспорты), АҰФ-тың жоғары деңгейін және метаболитикалық белсенділігімен қамтамасыз етілетін белсенді үрдісті көрсетеді, мысалы, микробалдыр дақылдарын тәулік бойы жарықтандыру немесе энергетикалық субстраттың болуы (глюкозалар).

Ағынды сулардағы ауыр металдарды максималды жоюға ықпал ететін мүмкіндіктердің бірі - қоректену типі бойынша ажыратылатын, аралас микроорганизм дақылдарының құрамына микробалдырларды қосу. Өндірістік кәсіпорындарының тұндырғыштарында және тазалау қондырғыларында *Oscillatoria voucher*, *Chlorella kesseleri* микробалдырлары басым болып келеді [121].

Ауыр металдар бар орталарда микробалдырлардың органикалық заттардың өте жоғары мөлшерін синтездеуге қабілеттілігі, табиғи және жасанды «микробтық қабықша» көмегімен ауыр металдардың көп бөлігін аккумуляциялаумен түсіндіріледі, мысалы: сулы орталардан 98%-ға дейін Pb, Cd, Zn, Co, Cr, Fe, Mn, Se, As – еріген металдары мен металлоидтары аккумуляцияланады. Экзометаболиттерді қосқанда, органикалық қосындылармен байланысқан металдар аз жылжымалы және токсинділігі төмен және тірі организм клеткаларымен тез аккумуляцияланады және «мембраналы қабықша»-мен белсенді лайларда тұнбаға оңай айналады. Микробты қабықшаның ішінде ауыр металдардың ерімейтін тұздарының тұнбалары байқалады, мысалы: АМ байланысқан иондары қышқылданады, ортаның құрамына, конформация және микроорганизм топтарына байланысты тұнбаға түседі және қалпына келеді [122].

Су қоймаларын ауыр металдардан тазартудың жетілдіріліп жатқан әдістері ортадан АМ таңдамалы түрде сіңіруге және белгілі бір химиялық элементтерді концентрлеуге немесе улы заттарды токсинді емес заттарға дейін айналдырып, бұзуға негізделген. Осы мақсатта, токсинді заттар тобын, көп жағдайда диметилнитрозоамин және цианидтерді ыдыратуға қабілетті қошқыл бактериялар пайдаланылады.

Ағынды суларда микробалдырларды дақылдау қазіргі уақытта практикалық маңызға ие. Бұл, суды соңына дейін тазалауға мүмкіндік береді [123; 124]. Микробалдырларды массалық дақылдау әдісінің дамуы, ағынды суларды тазалау кезіндегі өзін-өзі тазалау үрдісін қарқынлату үшін олардың биомассасын пайдалануға мүмкіндік берді [125, 126].

Организмдерге жоғары токсинді әсер ететін сынап, қорғасын, мырыш және басқа ауыр металдар қоспаларынан, радиоактивті изотоптар мен пестицидтер сияқты көптеген заттардан табиғи су қоймаларын және өндірістік ақабаларды тазалау үшін микробалдырлар кең ауқымда пайдаланылады [127-129].

Соңғы жылдары, биогенді және қосымша элементтердің концентрациясында микробалдырлардың тіршілікке қабілеттілігіне байланысты, оларды судың тазалығы және сапасын, судың және топырақтың ағынды сулармен және фитотоксикалық заттармен ластану деңгейін анықтауда индикатор ретінде пайдаланады [130, 131]. Осындай тесттер, су қоймаларындағы биогенді элементтерге қол жетімділігі мен бар болуы және олардың өнімділігін болжау жайлы мәліметтерді жылдам алу үшін өте ыңғайлы болып табылады. Судағы биогенді элементтердің бар болуын анықтау үшін микробалдырларды пайдалану кезінде, оларды су қоймаларына енгізеді және олардың дамуын бақылайды, бірақ, көп жағдайда микробалдырларды лабораториялық жағдайда, зерттелінетін су үлгілерінде өсіреді. Микробалдырлардың көмегімен кейбір витаминдердің концентрациясын, сонымен қатар, олардың теңіз және тұщы су қоймаларындағы аналогтарын да нақты анықтауға болады. Хлорелланың альгологиялық таза штамдарының фотосинтезі мен тыныс алуына фенолдың әсерін зерттеу барысында, осы заттың (токсинді емес концентрация шегінде) хлорелла фотосинтезіне әсері, тәжірибе уақытындағы дақылдарды жарықтандыруға байланысты екенін Г.А.Лукина анықтады. Фенолдың 20 және 50 мг/л концентрациясы фотосинтезге айтарлықтай әсер етпеді, дегенмен жарықтандыруды арттырған жағдайда оттегіні бөлу деңгейі төмендегені байқалады. Фенолдың 40 мг/л концентрациясы және $8,8 \times 10^3$ эрг/(см²×с) жарықтандыру кезінде, бақылаумен салыстырғанда ынталандырушы әсері байқалды. Дегенмен, жарықтандыруды арттырған жағдайда фенолдың ынталандырушы әсері, сонымен қатар, оның концентрациясы да төмендеді. Фенолдың концентрациясы 800-1500 мг/л болған жағдайда фотосинтездің төмендеуі де жарық қарқындылығына байланысты болды. Одан басқа, тіршілік етудің әр түрлі жағдайларына бейімделген хлорелланың бірнеше штамдарын зерттеу кезінде, 48 мың. эрг/(см²×с) жарықтандыруда – фенолға фотосинтездің сезімталдылығы балдыр штамдарының жарыққа сезімталдылығына пропорционал болатыны анықталды [132].

В.Я. Костяев фенолдың *Sc. acuminatus* (Lagerh.) Chod.-ке әсерін зерттеді. Зерттеу нәтижелері бойынша, бақылаумен салыстырғанда, спектрофотометрде анықталатын *a* хлорофилі экстракциясының мөлшерімен есептелінетін балдырлар клеткалары санының өзгеруімен бағаланады. Фенолдың аз ғана дозасын (10-40 мг/л) ортаға енгізген кезде, балдырлардың өсу деңгейі жоғарлайтынын автор байқаған болатын. Ортадағы фенол концентрациясы 30 мг/л болған жағдайда кішкене өсу байқалды, 55 мг/л кезінде – бақылаумен салыстырғанда өсім төмендеді, ал 550 мг/л кезінде микробалдырлардың өсуі толығымен тоқтайтыны анықталған болатын [133].

Микробалдырлардың ағынды суларды тазалау әсері, оларды дақылдау кезінде анықталады. Табиғи суларды экологиялық зерттеу немесе табиғи жағдайларда фототрофты микроорганизмдерді зерттеу үшін лабораториялық, жартылай өндірістік немесе массалық дақылдау әдістері пайдаланылады. Микробалдырлардың тазалаушы әсерін зерттеу үшін модельді, яғни, шынайы табиғи сулармен ұқсас суларда тәжірибелер жүргізіледі [134, 135].

Осылайша, микробалдырлардың ауыр металдарды сорбциялау қабілетіне және органикалық қосындыларды деструкциялау спектрінің арқасында, тазалаушы қондырғылардың су қоймаларын шығу тегі әр түрлі поллютанттардан биотазалау үрдісін жүргізу мүмкіндігі туындайды. Тазалау нәтижесінде жинақталған көптеген балдырлар биомассасының токсинділігі зерттелген соң, ауыл шаруашылығында, мал шаруашылығында, құс шаруашылығында және т.б. бағыттарда пайдаланыла алады.

1.4 Ластанған суды тазалауда консорциумдар немесе жаңа биоценоз құрудың келешегі

Әдеби мәліметтер бойынша, ағынды суларды толық тазалау уақытын қысқарту және балдырлар биомассасын көбейту мақсатында ластағыш заттар концентрациясының кең диапазонында өмір сүруге қабілетті, әр түрлі таксономиялық топтардың балдыр түрлерінің аралас дақылдарын бірге арнайы өсіру тиімді болып саналады. Мысалы, Т.В. Догадин, В.Н. Шмадченконың зерттеулері бойынша, *Chlorella vulgaris* және *Ankistrodesmus acicularis*-тің аралас дақылдары коксохимиялық өндірістің ағынды суларын тазалау үрдісін қарқынлату үшін қолайлы болып табылады. Жасыл (*Hydrodictyon reticulatum*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus spinosus*, *Oocystis marsonii*), көк-жасыл (*Nostoc linckia* f. *Muscorum* (Ag.), *Oscillatoria brevis*, *Spirulina platensis*) балдырлардан және жоғары сатыдағы су өсімдігі *Lemna* туысынан тұратын полидақылдардың дамуын зерттеу кезінде, мал шаруашылығы кешендерінің ағынды суларын тазалау, монодақылдармен салыстырғанда, утилизациялау 2-4 тәулікке жылдам болатыны анықталды. *Chlorella* және *Oscillatoria* туыстарының микробалдырлары белсенді лайдың өкілдерімен бірге өте жақсы өсетіні жайлы мәліметтер көп кездеседі [136]. Жоғарыда айтылған микробалдырлар көмегімен ағынды сулардың құрамындағы органикалық ластағыштардың толық ыдырайтыны, нитрификацияның қарқынды жүретіні және биогенді элементтердің концентрациясының төмендейтіні зерттелген. Американдық

ғалымдар микробалдырлардың суспензиясын суармалы аймақтардың ағынды суларын тазалау үрдісін арттыру үшін пайдаланған [137, 138].

Консорция түсінігі, анықтамасы. «Консорциум» термині микроорганизмдердің әр түрлі кооперацияларын сипаттау үшін пайдаланылады. «Бактерия номенклатураларының халықаралық кодексінің» (1978) 31 Ережесінде былай делінген: «Консорциум - бір немесе бірнеше ағзалардың бірлестігі немесе ассоциациясы». Осылайша, бұл түсінікке, ассоциация және аралас дақылдар сияқты микроорганизм қауымдастықтарының формалары кіреді. Биоценодикалық байланыстың (симфизиологиялық) кешені «консорция» ұғымын қалыптастырмайды. В.Н. Беклемишевтің ойы бойынша, «кез-келген ағза биоценоздың құрамына өздігінен кірмейді, керісінше консорцияның бір эдификатор-түрінен және эпителибионттар мен эндобионттардың қатарынан тұратын консорциумның құрамында кіреді» [139]. Осылайша, бастапқыда консорция индивидтер арасындағы байланыс жүйесі ретінде қарастырылды. В.Н. Беклемишевтің зерттеулері бойынша консорция – бір ағза келесі ағзаның денесін өзіндік микробиотоп ретінде пайдалану, яғни жергілікті байланыстар жүйесі деді [140]. В.Н. Беклемишевтен бөлек Л.Г. Раменский де консорция ұғымын зерттеді. Оның ойынша, консорция дегеніміз – «тіршілік әрекеті бір-бірімен байланысқан» әр түрлі организмдердің өзара байланысуы [141]. Б.А. Быковтың [142] ойы бойынша, ұзақ «консорциогенез», ұзақ коадаптация үрдісі кезінде осындай тығыз байланысқан организм топтары құрылатынын атап өткен.

Осылайша, бастапқыда консорция - маңызды рөлді доминантты организм-эдификатор атқаратын, және ұзақ үрдіс нәтижесінде қалыптасатын организмдер арасындағы байланыстың күрделі жүйесі сияқты қарастырылды.

Жеке-дара тіршілік ететін хемотрофты және фототрофты микроорганизмдер, сонымен қатар олардың су өсімдіктерімен консорциум құруы, қоршаған ортаны ластағыштардан қорғауда, қайта қалпына келетін материалдар мен жанармайлар алуда маңызды болып табылады.

Azolla caroliniana су құрыққұлағы, *Eichornia crassipens* су сүмбілі, *Lemna* spp. балдыршөбі және *Elodea* spp. ауыл шаруашылығы, мал шаруашылығы және өндірістік кәсіпорындардың ағынды суларын және су қоймаларын аммиак, нитрат, фосфат, ауыр металдар, көмірсутегі, ароматтық және органикалық қосындылардан тазалай отырып, жоғары қарқындылықпен өседі. Олардың симбионттары (хемотрофты және фототрофты бактериялар), гидрогеназдарының бар болуы есебінен, ауыр металл иондарын (Ni, Pt, Ru, Pd) металл жағдайына дейін қалпына келтіріп, белсенді аккумуляциялайды. Осы үрдіске микроорганизмдердің жеке клеткалары және олардың өсімдіктермен консорциумдары да қабілетті.

Ортаны тазалау үрдісінде табиғи ассоциациялардың маңызы зор, себебі олар бірнеше фотосинтездеуші ағзалардан тұрады: жоғары сатыдағы өсімдіктер, эукариотты балдырлар және цианобактериялар. И.Н. Гоготовпен жүргізілген зерттеулерде жеке тіршілік ететін фототрофты микроорганизмдер, сонымен қатар олардың су өсімдіктерімен (азолла, эйхорния, балдыршөп) консорциумдары ауыл шаруашылығы, мал шаруашылығы және өндірістік

кәсіпорындарының ағынды суларын көмірсутектерден, ароматты қосылыстардан, фосфаттардан, аммиак, нитрат, сульфид, органикалық қосындылар және ауыр металдардан тазалай отырып, өсуге қабілетті екенін көрсетеді. Консорциум биоценозды бұзбай, зиянды бактериялардың дамуын тежейді. Эйхорния, балдыршөп және азолла ауыр металл иондарына жоғары төзімділікті көрсете отырып, су орталарынан және ағынды сулардан олардың салыстырмалы көп мөлшерін сіңіруге және жинақтауға қабілетті екенін көрсетті [143]. Өзбекстан республикасының ғылым академиясының Микробиология институты органоминералды заттардан, цианиндер, пестицидтер, мұнай өнімдерінен өндірістік және ауыл шаруашылығының ағынды суларын жоғары сатыдағы су өсімдігін және микроорганизмдердің консорциумын дақылдау жолымен тазалаудың тиімді биотехнологиясын құрастырды [144]. Жеке тіршілік ететін фототрофты микроорганизмдер және олардың су өсімдіктерімен консорциумы қоршаған ортаны ластағыштардан тазалау мен қатар қалпына келетін материалдар және жанармай алу үшін өзіне назар аудартып отыр. Сонымен әр түрлі поллютанттардан ағынды суды тазалауда, және қалпына келетін энергия және биоматериалдарды алуда микробалдырлар мен жоғары сатыдағы су өсімдіктері маңызды болып табылады [145].

Жоғары сатыдағы су өсімдіктері және микробалдырлардың өсуі мен дамуына абиотикалық факторлардан бөлек, бір немесе бірнеше популяцияның арасындағы әртүрлі байланыстар, сонымен қатар басқа өсімдіктер мен жануарлардың бөлек топтарымен қарым – қатынасы сияқты биотикалық факторлар да әсер етеді. Бұл қарым-қатынастар келесі формаларды: симбиоз және мутуализм, комменсализм және аменсализм, жыртқыштық және паразитизм, бәсекелестік және бейтараптылықты қамтиды [146].

Жоғары сатыдағы өсімдіктер мен микробалдырлардың бірлесіп өсуінің жиі кездесетін формасы бәсекелестік болып табылады. Бәсекелестік күресте жылдам өсетін ағзалар көп жағдайда баяу өсетін ағзаларды механикалық түрде ығыстырады. Ал синузияда бір түрдің өкілі көрші түрдің өкіліне, белгілі бір химиялық заттарды бөлу арқылы соңғысының өсуін тежеп немесе толығымен жою есебінен әсер етеді. Мысалы, жасанды жағдайда ламинарлы балдырлардың зооспоралары өсу кезінде, егер де түтікшелерінде зооспоралармен аскофиллума талломдарының бөліктері кездессе олардан өскіндер дамымайды [147].

Дегенмен балдырлардың жоғары сатыдағы өсімдіктермен тиімді байланысы жайлы фактілер бар, әсіресе су экожүйелеріндегі жоғары сатыдағы өсімдіктерінің тамырларына ынталандырушы әсер етіп, бекініп өсетін балдырлардың кездесуі – консорция болып табылады [148]. Ризосферадағы микробтық қауымдастықтың өсуінің ынталандырылуы, өсімдіктердің тамыр жүйесінің тіршілік етуі негізінде жүзеге асады (тамыр депозиті, ризодепозиттер). Олар тамыр экссудаттарынан бөлініп алынған, жоғары молекулалы метаболиттерден және өсімдік бөлімдерінен (тамырдың өлген бөліктері, тамыр қабығынан және т.б.) тұрады. Тамыр эссудаттары төмен молекулалы органикалық заттар болып саналады (қант, спирт, органикалық заттар және аминқышқылдары, гормондар және т.б.), ал жоғары молекулалы метаболиттер

полисахаридті және ақуыздық шырыштар және ферменттер болып табылады. Тамыр депозиттерінің түрінде, фотосинтез үрдісінде нақты 40%-дан жоғары көміртегі «жоғалады». Осындай заттардың аса қарқынды «жойылуы» тамырдың өсуі кезіндегі созылу уақытында жүзеге асады. Потенциалды патогенді микроорганизмдер бар ортада кейбір өсімдіктер арнайы антимикробтық белсенділігі бар фитоалексиндерді түзеді. Сонымен қатар, өсімдіктер экожүйеге механикалық әсер ете отырып, микроорганизмдердің тіршілік ету ортасының физика-химиялық жағдайының өзгеруіне ықпал етеді. Өсімдіктердің тамыр депозиттерінде ризосфералық микроорганизмдер дами отырып, метаболизм үрдісінде және микроб клеткалары өлгеннен кейін, өсімдіктер пайдалана алатын формадағы қоректік заттарды түзеді. Ризосфераның микробтық қауымдастығының құрамы және сандық компоненттерінің арақатынасы өсімдік түріне және оның өсу аймағына да байланысты. Қоректік заттардың деңгейін өсіру жолымен микроорганизмдер оңтайлы тіршілік ететін өсімдіктердің тамыр жүйесін жасау тек қана микроб популяциясының санының артуына алып қана келмей, кейде микроб қауымдастығының құрамының айқын өзгеруіне де алып келеді [149 - 151].

Ризосфералық симбиозды биотехнологиялық пайдалану қазіргі таңда екі аспектіде қарастырылады:

1. ластанған су және топырақ фиторемедиациясы;
2. ауылшаруашылығы өсімдіктерінің дамуына оңтайлы жағдай жасау үшін ризосфералық микробтық қауымдастықтың модификациясы.

Биоценоз және экожүйені зерттеудің негізі жүйелі тәсіл болып табылады. Ценоздарда және экожүйелерде биологиялық байланыстар өте алуантүрлі және олардың анықталған белгілеріне байланысты классификациялануы мүмкін: оңтайлы (+), теріс (-) немесе индифферентті (0). Осындай байланыстардың маңыздылығы мен күштілігі популяцияның мөлшерінің өзгеруін бағалау негізінде анықталуы мүмкін. Мысалы, бір популяцияның екінші популяциямен байланысы кезінде санының төмендеуі, бәсекелестік жағдайда соңғы популяцияның табысқа жеткендігін көрсетуі мүмкін. Дегенмен бұл классификация өзара байланыстың сапалы аспектілерін қарастырмайды. Мысалы, конкуренция субстрат немесе азықтық ресурстар үшін болуы мүмкін, ал мутуализм биотоптың модификациясымен, көрінісімен немесе трофикалық жағдайлардың жақсаруы есебінен болуы мүмкін [152].

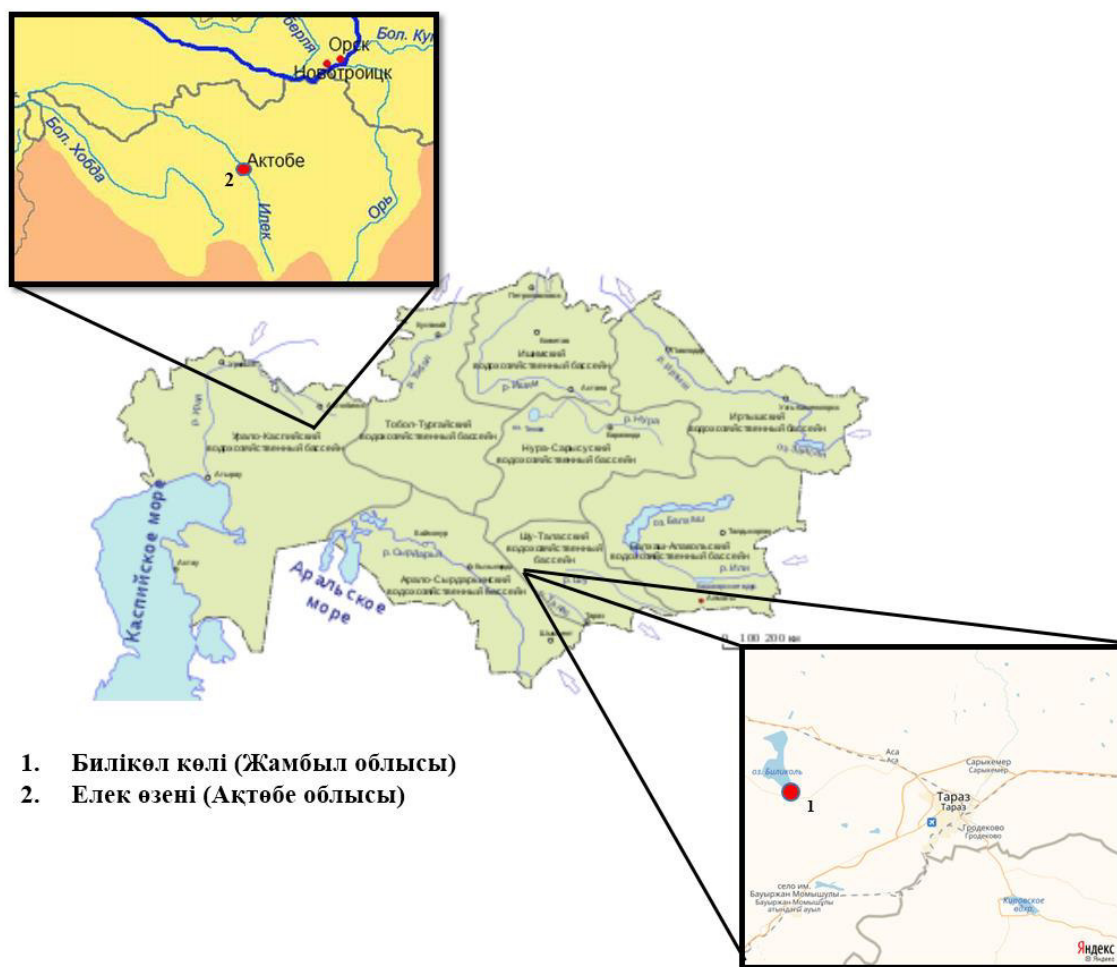
Қорытындылай келе, әр түрлі фототрофты организмдерден (жоғары сатыдағы өсімдіктер, эукариотты балдырлар мен цианобактериялар) тұратын табиғи ассоциациялардың қоршаған ортаға тигізетін әсері өте жоғары. Көптеген ғалымдардың жүргізілген зерттеулері, еркін өмір сүруші фототрофты микроорганизмдердің және олардың су өсімдіктерімен консорциумы ауылшаруашылық, мал шаруашылығы және өндірістік кәсіпорындарын көмірсутектен, ароматтық қосылыстардан, фосфаттар, аммиак, нитрат, сульфид, органикалық қосындылар мен ауыр металдардан тазарта отырып, қалдық суларда өсе алатынын көрсетті. Консорциум биоценозды бұзбай, зиянды бактериялардың дамуын тежеуге қабілетті. Пистия, азолла және ряскамен

жүргізілген зерттеулер, олардың ауыр металл иондарына жоғары төзімділік көрсете отырып, сулы орталар мен қалдық сулардан олардың салыстырмалы көп бөлігін жинақтап және жұтып алатынын көрсетті [153]. АН РҰ микробиология институтымен микроорганизм консорциумы және жоғары су өсімдіктерін дақылдау жолымен мұнайөнімдерін, пестицидтер, цианидтер, органоминералды заттардан ауылшаруашылық және өндірістік қалдық суларын тазартудың эффективті биотехнологиясы жасалынды. Өңделген биомасса биогаз алу үшін пайдаланылды. Еркін өмір сүруші фототрофты микроорганизмдер және олардың су өсімдіктерімен консорциумы ластанудан қоршаған ортаны қорғауда ерекше орын алады [154].

2 ЗЕРТТЕУ МАТЕРИАЛДАРЫ МЕН ӘДІСТЕР

2.1 Зерттеу объектілері

Зерттеу объектілері ретінде әр түрлі химиялық реагенттермен және ластаушы заттармен әр түрлі дәрежеде ластанған Қазақстан Республикасының су ресурстары - Ақтөбе облысындағы Елек өзені және Жамбыл облысындағы Билікөл көлі таңдалынып алынды (сурет 1).



Сурет 1 – Сынама алынған аймақтар

2.2 Табиғи көздерден фототрофты микроорганизмдерді бөліп алу

Зерттелінетін аймақтардың альгофлорасы 2015 жылдың көктем, жаз, күз мезгілдерінде зерттелінді. Шамамен 35 альгологиялық сынама жиналды және өңделді. Су сынамаларын алу үшін алдын-ала залалсыздандырылған шыны бөтелкелер, бұралмалы қақапақтары бар құтылар пайдаланылды. Сынамалар балдырлардың вегетациясы анық байқалатын терең емес аймақтардан алынды (сурет 2). Альгологиялық сынамалар алу кезінде судың температурасы 8-20° C аралығында, рН 4,8-5,3, тұнықтығы – 0,5-1 м, тереңдігі 0,5-тен 1,5-2 м дейін

болды. Барлық алынған сынамалар заттаңбаланды. Бұл заттаңбаларда сынама саны, жинақтау уақыты және аймағы, сынама алушының фамилиясы көрсетілді.



Сурет 2 – Альгологиялық зерттеулер үшін сынамалар алу

2.3 Микробалдырлардың түрлік құрамын анықтау

Әр түрлі су экожүйелерінің сынамаларындағы микробалдырлардың түрлік құрамын анықтау Сиренко әдісі [155] бойынша келесі анықтағыштарды пайдалана отырып жүргізілді: Орта Азияның көк-жасыл балдырларының анықтағышы, 1-2 том; КСРО тұщы су балдырларының анықтағышы, 1-14 том, 1951; Орта азияның көк-жасыл балдырларының анықтағышы, 1-3 том, 1987; Орта Азияның протококкалы балдырларының анықтағышы, 1-2 том, 1988; Орта Азияның көк-жасыл балдырларының анықтағышы, 1987; КСРО протококкалы балдырларының анықтағышы, 1951; Орта Азияның протококкалы балдырларының анықтағышы, 1976; Хлорококкалы балдырлардың қысқаша анықтағышы Укр. КСРО. Киев, 1990 [156 - 159].

2.4 Микробалдырлардың жинақы дақылдарын алу әдісі

Жинақы дақыл алу үшін алынған материалдар (бірнеше куб сантиметр су, жасыл жұғынды, шырыш және т.б.) залалсыздандырылған сұйық қоректік ортасы бар колбаларға немесе шыны түтіктерге дақылданды, сонымен қатар сұйықтықты колбаның 1/3 – 1/4-нен артық емес көлемін алатындай етіп құю қажет.

Егілген материалдары бар колбалар, жарықтандырылуы шамамен 6-10 мың люкс болатындай люминесцентті лампалары бекітілген арнайы сөрелерге немесе терезе (табиғи жарық, бірақ тіке күн түспейтіндей) алдына қойылады [160].

Бір жасушалы протококкалы балдырлардың жинақ дақылдарын алу үшін Прата және 04 қоректік орталары пайдаланылды. Осы қоректік орталармен қатар, Майер және Тамия концентрленген қоректік орталары да пайдаланылды.

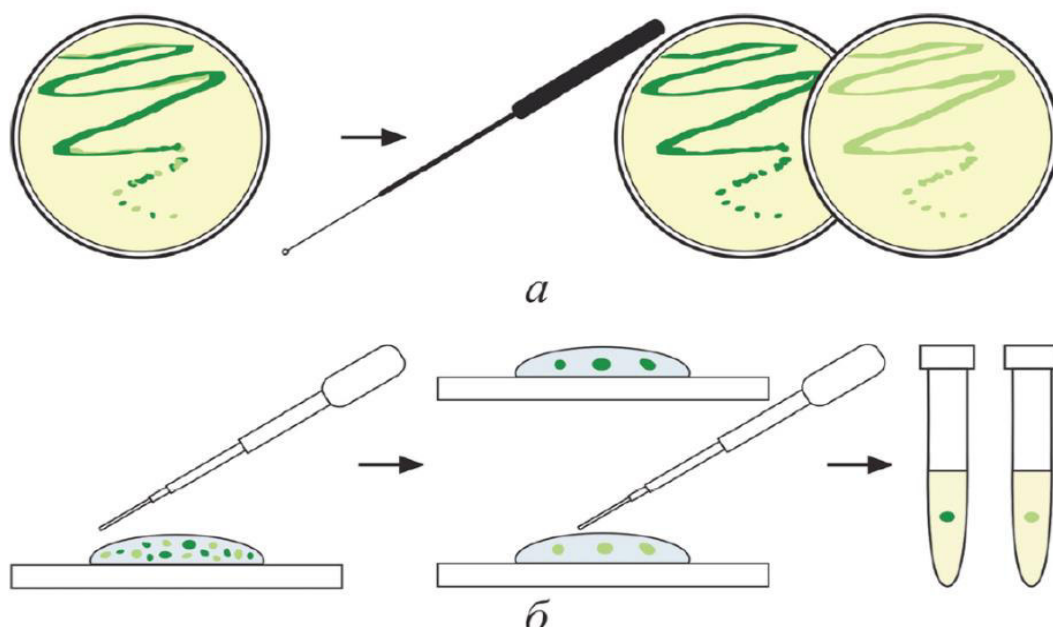
Балдырлардың белсенділігін бағалау үшін альгологиялық және бактериологиялық таза формалары пайдаланылды. Кейін 1 мл немесе одан көп көлемдегі микробалдыр суспензиясын, жинақ дақылдарының тазалығына байланысты бірден немесе бірнеше қайталама дақылдаудан кейін қарапайым микробиологиялық техниканың көмегімен қатты қоректік ағары бар Петри табақшаларына тасымалданады және залалсыздандырылған қалақшаның көмегімен ағардың бетіне таратылады. Петри табақшалары колония түзілгенге

дейін жарыққа қойылады. Өскен колониялардан дақылдардың бір бөлігі ілмектің көмегімен сұйық ортаға немесе қиғаш агарға қайта көшіріледі [161].

2.5 Микробалдырлардың альгологиялық таза дақылдарын алу әдісі

Микробалдырлардың альгологиялық таза дақылдары штрих әдісімен егу арқылы және микропипетка көмегімен алынады. Әдістің сызбасы 3 *а* суретте көрсетілген. Зерттелінетін дақылдың біраз биомассасын аралас дақылдан микробиологиялық ілмектің көмегімен алады да, қоректік ортасы бар жаңа Петри табақшасындағы агар бетіне штрих жүргізу арқылы қайта дақылдайды, кейін қалыпты жағдайда дақылдық боксте инкубирлейді. Келесі қайта дақылдаулар штрих соңында өскен жеке колониялардан алынып жүргізіледі.

Микропипеткалардың көмегімен бөліп алу әдісі 3 *б* суретке көрсетілген және шыны микропипетканың көмегімен микробалдырлардың дара жасушалары немесе талломдарынан алынып, сынамалар дайындалады. Балдырлардың аралас дақылдарынан препарат дайындалып микроскоп астында қаралады. Сынамада балдырлар өте көп болған жағдайда дақылды залалсыздандырылған микропипетка көмегімен бөліп алу жүргізеді. От жалынының астында ұстай отырып, жіңішке капиллярға Пастердің шыны пипеткасын пинцетпен тартады, капиллярдың ұшын сындырып, таңдалынып алынған балдыр жасушасын алып dH_2O тамшысы бар заттық шыныға орналастырады. Сынаманы тағы да микроскоп астында қарайды, басқа ағзалардың бар екенін байқаса, үрдіс қайталанады. Кейін жасушалар сұйық қоректік ортаға дақылданады. Дақылдық шыны түтікт дақылдық боксте стандартты жағдайда инкубирленеді [162].



а – штрихпен егу, *б* – микропипетка көмегімен бөліп алу

Сурет 3 – Альгологиялық таза дақыл алу әдісінің сызбасы

2.6 Микробалдырлардың бактериологиялық таза дақылдарын алу әдісі

Залалсыздандырылған шыны түтікшеге 5 мл дистилденген су немесе коректік орта құйылады, кейін олар қақпақшалармен жабылып автоклавта залалсыздандырылады. Сонымен қатар 0,5-1% глюкоза қосылған агарлы коректік орталар дайындалынып, осындай көлемдегі шыны түтікшелерге құйылады.

Дақылданатын балдырдың суспензиясы залалсыздандырылған пипетка немесе ілмек көмегімен залалсыздандырылған суы бар шыны түтікшелерге көшіріліп, қақпақшалары жабылады. Жақсы өлшенетін балдыр жасушаларын алу үшін шыны түтікшелерді жақсылап араластырады. Тұнбаға түспей тұрып, осы шыны түтікшеден залалсыз жағдайда 1 мл суспензия алынып, екінші залалсыздандырылған суы немесе коректік ортасы бар шыны түтікшелерге көшіріледі. Алынған массаны жақсылап араластырып, 1 мл суспензия үшінші шыны түтікшеге көшіріледі.

Залалсызданған коректік орталарды шыны түтікшелерден (қайта дақылдаусыз) залалсыздандырылған жағдайда Петри табақшаларына көшіріледі. Соңғы шыны түтікшедегі балдырлар 0,5-1% глюкозасы бар агарланған коректік орталарға көшіріледі. Дақылдаудан кейін табақшалар беткі жағын төмен қаратылып жарыққа қойылады. Нәтижелер 5-7 тәуліктен соң тіркеледі.

Бактериялардың негізгі массасы балдырлардың шырышында кездесетіндіктен, оларды ажырату үшін балдырларды қарапайым агармен (1,5-2,0%) салыстырғанда тығыз агарға (4,5-6,0%) дақылдайды. Микроскоп көмегімен анықталған, агарда өсіп шыққан балдырлардың колониясы немесе жасушасын залалсыздандырылған ілмекпен залалсыздандырылған екі түрлі агарлы коректік ортасы (агарланған минералды орта және глюкозасы бар агарланған орта) бар Петри табақшаларына тасымалдайды. Бұл табақшалардың төменгі жағына маркердің көмегімен алты-жеті дөңгелектер салынады. Таңдалынып алынған балдырлардың таза колонияларын ілмектің көмегімен белгіленген бір дөңгелегі бар залалсыздандырылған агарға тасымалдайды. Дақылдау екі коректік ортада да қатар жүргізіліп отырылады және глюкозасы бар ортада бактерияның өсуінің тежелгені байқалғанға дейін жүргізіледі. Бактериядан тазаланған микробалдыр дақылы залалсыздандырылған күйде ұзақ уақыт сақталады [163].

Дақылдардың тазалығын тексеру үшін оларды 0,25%-дық ет пептонды сорпаға залалсыздандырылған күйде тасымалдайды. Сорпаның лайлануына байланысты дақылдың тазалығы анықталынады.

Микробалдырлардың жеке колонияларын алғаннан кейін Петри табақшаларынан залалсыздандырылған ілмекпен (қарапайым микробиологиялық көшіруге ұқсас) залалсыздандырылған сұйық коректік ортасы бар колбаларға немесе қиғаш агары бар шыны түтікшелерге көшірілді. Дақылдағаннан кейін колба немесе шыны түтікшені жасушалары өсу үшін 1-1,5 аптаға жарыққа қояды. Ол үшін жарық және температурасы реттелетін арнайы климостат құрылғысы пайдаланылды. Колбада өсірілген дақылды бірнеше уақыт

тастап араластырып отырады. Балдырлар жақсы өскеннен кейін, яғни сұйықтың жасылдануы немесе агарда қанық жасыл штрих байқалған соң, колбалар және шыны түтіктер люминесцентті лампамен күні бойы әлсіз жарықтандырылатын $6 - 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ температуралы тоңазытқыштарда сақталады. Осындай жағдайда дақыл ұзақ уақыт сақталынады. Егер де агар-агар кеуіп қалған жағдайда (1,5 айдан кейін) қайта егуді талап етеді. Микробалдырлардың белсенді формаларын бөліп алу үшін, алдын ала салыстыру және дақылдарды бөліп алу, агарда колониялардың немесе колбада сұйық ортада микробалдырлардың өсу жылдамдығы сияқты қарапайым әдістермен жүргізіледі [164].

Антибиотиктер көмегімен қосымша бактериялардан тазалау. Антибиотиктерді пайдалану бактериялар мен саңырауқұлақтардың санын азайтуға мүмкіндік береді. Қосымша бактериялардан тазалау үшін бір антибиотик немесе бірнеше антибиотиктер қоспасы алынады. Антибиотиктерді 10 мл dH_2O ерітеді, залалсыздандырады және бірнеше апта бойы шыны түтікшелерде 4°C температурада тоңазытқышта сақтайды. 0,5 мл дайындалған ерітіндіні 50 мл залалсыздандырылған микробалдырларға арналған сұйық қоректік ортаға қосып, дақылдау жүргізіледі. Дақылдаудан кейін микробалдырлардың бактериялардан толық тазаланған штамдарын дақылдық боксте стандартты жағдайда дақылдайды.

2.7 Микробалдырлардың жасушаларын сандық есептеу әдісі

Бір жасушалы микробалдырлардың жасушаларының санын есептеу қарапайым Горяева камерасымен есептеу әдісімен анықталынды.

Камера орташа көлемді көлденең астаушалар көмегімен бөлінген шыны пластинкадан тұрады. Пластиканың ортаңғы бөлімінің биіктігі, басқа аймақтарынан 0,1 мм төмен, соған байланысты жабынды шынымен жапқан кезде пластинка ортасында камера пайда болады.

Заттық шынының ортаңғы бөлігінің бетінде квадрат көлемі белгілі тор бейнеленген. Дақыл тамшысын торға тамызады да жабынды шынымен жабады. Жабынды шыныны жақсылап ысқылайды (жақсылап ысқылану үшін шыны пластинканың бүйірінің бетіне суспензияның кішкене тамшысын тамызады). Ысқылап жапқаннан кейін жабынды шыны мен астаушаның айналасындағы артық сұйықтықты фильтр қағазы немесе марлянің көмегімен алып тастайды. Микроскоп астында белгілі көлемдегі квадраттағы балдыр клеткаларының санын есептейді, кейін камера бетінің көлемін және биіктігін біле отырып, 1 мл суспензиядағы клетка санын есептейді (төменде есептеу үлгісі берілген).

Жасуша санын есептеу кезінде жасушалар тығыздығы $1,0\text{--}2,0 \cdot 10^6/\text{см}^3$ болу үшін көп жағдайда суспензияны 50, 100, 250 рет сұйылту қажет болады. Тығыз суспензияда жасуша санын есептеу кезінде, дәлдігі төмен болады және көп еңбекті қажет етеді.

Камерамен жұмыс жасаған кезде жасушалар санын 25 үлкен квадраттарда санаған ыңғайлы. Әрбір осындай үлкен квадрат 16 кішкентай квадраттардан тұрады. Егер 25 үлкен квадраттардағы жасушалардың жалпы саны m -ға тең болса, онда кішкентай бір квадратта жасуша саны сәйкесінше:

$$n=m/16\cdot 25,$$

ал 1 см^3 суспензиядағы жасуша саны:

$$x = n \cdot 4 \cdot 10^6 = 4m \cdot 10^6 / 16 \cdot 25 = m \cdot 10^6 / 100.$$

Осылайша, 1 см^3 суспензиядағы жасуша санын алу үшін 25 квадратты санау кезінде жасушалардың жалпы санын m 100-ге бөліп және 10^6 -көбейтсе жеткілікті.

Құрғақ салмақты анықтау үрдісі 2 сатыдан тұрады. Бірінші сатысында жалпы құрғақ салмақ анықталынады (балдыр + тұздар), ол үшін балдырлар суспензиясының белгілі көлемін жақсылап араластырып, 105°C температурада кептіргіш шкафаға салынады. Ыдыс ретінде алдын-ала сол температурада кептірілген және алдын-ала аналитикалық таразыларда өлшенген фарфорлы табақшалар пайдаланылады. Материалды буландырып, кептіргеннен кейін ыдыстар аналитикалық таразыларда қайта өлшенеді және салмағының айырмашылығына байланысты жалпы құрғақ салмақ анықталынады (г/л).

Екінші сатысында құрғақ қалдығы бар ыдысты дистилденген сумен толтырады. Толық ерігеннен кейін тұз ерітінділерімен араластырады және ерімеген қалдығымен бірге өлшеуші құтыларға құяды да, бірінші сатыдағы сынаманың көлеміне дейін дистилденген сумен толтырып, кейін центрифугалайды. Центрифугалаудан кейін ерітіндіні тұнбадан бөліп алады, және жалпы құрғақ салмақты анықтау кезіндегі әдіспен зерттелінген үлгідегі тұздың құрғақ салмағы анықталынады (г/л).

Үлгінің жалпы құрғақ салмағы мен тұздардың құрғақ салмағы арасындағы айырмашылық арқылы балдырлардың құрғақ салмағы анықталынады [165].

2.8 Молекулалық-генетикалық сараптама әдісімен бөлініп алынған микробалдыр дақылдарын идентификациялау

ДНҚ экстракциясы

Молекулалық талдау үшін микробалдыр клеткаларынан геномдық ДНҚ-ны ыстық фенолмен экстракциялау әдісімен бөліп алады [166].

Клеткаларды тиімді бұзу үшін фенол эмульсиясына соңғы концентрациясына дейін 0,1% натрий дисульфаты қосылады. РНҚ-ға А көмегімен нуклеин қышқылдары қоспаларынан РНҚ жойылды.

Тазартылған геномды ДНҚ-ны фенол-хлороформ (1:1) қоспа препараттарын өңдеуден кейін, ДНҚ-ны этанолмен тұндыру және алынған тұнба ерітіндіні аз мөлшерде залалсызданған дистилденген суда ерітіп алады.

Агарозды электрофорез

Алынған ПТР-өнімнің сапасы мен көлемі трис-ацетатты буфері [167] негізіндегі 1% агарозды геледе электрофорезбен, MiniHorizontal Electrophoresissystem (VWR International, АҚШ) камерасын пайдалану арқылы талданады.

Агарозды геледен ДНҚ фрагменттерін бөліп алу үшін GeneJET™ GelExtractionKit (Fermentas) реагенттер жиынтығын қолданды.

ПТР-амплификация

ДНК-амплификатор GenAmp 2720 (Applied Biosystems, АҚШ) көмегімен полимеразды тізбектік реакция жүзеге асырылады. 18SpPHK гені фрагментін амплификацилау үшін келесі жұп праймерлерді қолданады:

5'- ACCTGGTTGATCCTGCCAGT-3' және

5'- CCGTCAATTCMTTTRAGTTT -3';

5'-CTTAAAGGAATTGACGGAA-3' және

5'-GCTGCGTTCTTCATGGATGC-3'. ПТР режимі 95°C-та 3 мин бастапқы денатурациядан, ары қарай келесі параметрлермен 40 циклдан: 95°C-та 30 сек денатурация, 54°C-та 20 сек өңдеу және 72°C-та 1 мин элонгациядан тұрады. Содан кейін ұзартудың соңғы сатысы 72 °C температурада 10 мин [168].

Секвенирлеу

Клондалған фрагменттердің нуклеотидтік тізбегін анықтау Евроген (Ресей) фирмасымен, Элаймент BLAST (GenBank) программа пакетінің көмегімен орындалды.

Филогенетикалық талдау

Филогенетикалық ағаш Кимурым әдісі моделі бойынша, MEGA, 6.06 версиясы бағдарламасын пайдалана отырып құрастырылған [169, 170].

2.9 Жарық қарқындылығында, әр түрлі температурада микробалдырлардың өсу ерекшеліктерін зерттеу әдісі

Тәжірибе зертханалық жағдайда бөлініп алынған микробалдырлардың монокультураларына жүргізіледі. Ол үшін жарық қарқындылығы 2000, 4000 және 6000 люксте, ал температура интервалы 2°C болатын 22-24 °C, 26-28 °C, 30-32 °C температурада зерттелді [171]. Егу материалының бастапқы саны $0,5 \times 10^6$ кл/мл болды. Микробалдырларды өсіру зертханалық люминостат жағдайында жарықтандырумен жүргізілді. Биомассаның өсуі абсолютті құрғақ заттар (а.қ.з) әдісімен тікелей өлшеу арқылы бағаланады. Тәжірибе ұзақтығы 7-ден 10 аптаға дейін созылады. Деректерді статистикалық өңдеу Microsoft Excel программасының көмегімен жүргізіледі.

2.10 Ауыр металл ерітінділерін дайындау

Жасанды ластанған су дайындау үшін мыс сульфаты ($\text{CuSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$), қорғасын сульфаты ($\text{PbSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$), мырыш сульфаты ($\text{ZnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$), кадмий хлориді ($\text{CdCl}_2 \times 5\text{H}_2\text{O}$) сияқты ауыр металдарының су ерітінділері пайдаланылды. Сәйкесінше 0,1; 0,03; 0,1 және 0,001 мг/л концентрациядағы ауыр металл ерітінділері дистилденген суда дайындалды.

2.11 Ауыр металл иондарының жоғары сатыдағы су өсімдіктері мен микробалдыр дақылдарының өсуіне әсерін зерттеу әдісі

ЖССӨ-не ауыр металдардың әсерін зерттеу кезінде қоректік ортаға әр ауыр металды 2, 5, 10, 20 ШМК қосады. *Pistia stratiotes* өсімдігі 1000 мл дистилденген суға 5% Штейнберг қоректік ортасын қосу арқылы өсірілді. Тәжірибе үшін диаметрі 3-6 см және массасы $4,0 \pm 0,5$ г өсімдіктер таңдалынып алынды. *E.canadensis*-пен тәжірибе қою үшін морфологиялық параметрлері бойынша

ұқсас өсімдіктер іріктелінді. Элодея өсімдігінің жоғарғы сабағының бірнеше данасы (әр данасының салмағы $4,0 \pm 0,5$ г) 5% Штейнберг қоректік ортасы бар 1000 мл дистилденген суда, $23-25^{\circ}\text{C}$ температурада және табиғи жарық жағдайында дақылданды. *Lemna minor* өсімдіктерін 1000 мл Штейнберг қоректік ортасында $23-25^{\circ}\text{C}$ бөлме температурасында люминесцентті жарық астында өсірілді. Белгілі концентрациядағы ауыр металдары бар 1000 мл қоректік ортадағы ыдыстарға ортақ салмағы 20 г болатын өсімдіктер таңдалынып салынды. Кейін өсімдіктерді бөлме температурасында жарық қарқындылығы 4000 лк люминесцентті жарық астында 6 тәулік бойы өсіреді. Бақылау ретінде ауыр металл қосылмаған қоректік орталарда өсірілген өсімдіктер пайдаланылды. 144 сағаттан соң өсімдіктердің морфологиялық көрсеткіштерінің (жапырақтарының саны, тамырларының жағдайы, өсімдік жапырақтарының некроз, хлорозға ұшырауы, түстерінің өзгеруі және т.б.) өзгерістері бойынша сараптама жүргізілді. *Lemna minor* өсімдігінің өсу коэффициенті мына формула (1) бойынша есептелінді.

$$r = \frac{N_0 - N_t}{t} \quad (1)$$

Мұндағы, N_0 - жапырақтарының бастапқы саны; N_t - жапырақтарының тәжірибе соңындағы саны; t – тәжірибе уақыты.

Сараптама жасау үшін іріктелініп алынған өсімдіктердің бетіндегі ауыр металдарды жою мақсатында 3 минут бойы 0,01% Na-ЭДТА ерітіндісімен, кейін 3-5 минут үш қайталамамен дистилденген сумен өсімдікті жуады.

Ауыр металдардың микробалдырларға әсерін зерттеу кезінде әр ауыр металды 2, 5, 10 ШМК есеппен сәйкесінше қоректік орталарға қосады (04, Тамия, $L_2 \text{ min}$). Тәжірибе 6 тәулік бойы 4000 лк жарықта және $26-28^{\circ}\text{C}$ температурада 500 мл қоректік ортасы бар конусты колбаларға $2 \cdot 10^6$ кл/мл микробалдырын қосу арқылы жүргізілді. Дақылдаудан кейінгі микробалдырлардың биомассасын Centrifuge 5810R (“Eppendorf”, Германия) центрифугасында 15 минут бойы 3000 айналым/мин арқылы бөліп алады.

2.12 Жоғары сатыдағы су өсімдіктеріндегі және микробалдыр дақылдарындағы ауыр металдарды анықтау әдісі

Өсімдіктердегі және микробалдыр дақылдарындағы ауыр металдар құрғақ күлдену әдісінен кейін атомды-адсорбционды спектроскопия «МГА-915МД» («Атомприбор», Россия) спектрометрі көмегімен анықталынады [179]. Ол үшін кварц табақшаларын немесе отбақырларды (тигель) сумен жуып болған соң, алдымен құбыр суымен, кейін дистилденген сумен шаяды. Отбақырларды пеште $525 \pm 25^{\circ}\text{C}$ температурада 2 сағат бойы ұстап, эксикаторларда суытады да, таразыда салмағын өлшейді. Бұл үрдісті отбақыр массасы тұрақталғанға дейін жүргізеді. Отбақыр салмағы тұрақталған соң, оны эксикаторларда кальций хлорының астында ұстайды.

Қателігі +/- 0,1 г болатын 10-20 г биомассаны отбақырларға (кварцті табақша) салып, салмағын таразыда өлшейді. Кейін оларды салқын пешке салып, температурасын 200-250 °С-қа дейін көтереді (бу пайда болғанға дейін). Бу бөлінуі тоқтаған соң, пештің температурасын 525 +/- 25 °С-қа дейін арттырып 3 сағатқа қалдырады. Құрғақ күлі бар отбақырды бөлме температурасында суытып, үстіне дистилденген су немесе 3%-дық судың асқын тотығын қосады. Судың асқын тотығын дозатор немесе пипетка көмегімен құяды да шыны таяқшамен араластырады, ал шыны таяқшаға бекінген бөлшектерді дистилденген су көмегімен отбақырға түсіреді. Суды кептіргіш шкафта буландырады, кейін отбақырды 525 +/- 25 °С-температурадағы пешке 1 сағатқа қалдырады. Күлі бар отбақырды сөндірілген пеште, содан-соң эксикаторда суытып, салмағын өлшейді. Күлі бар отбақырдың массасы тұрақтанғанға дейін бұл үрдісті қайталайды. Екі қайталанып жасалынған үрдістің нәтижесінде салмақ арақатынасы 0,001 г.-нан аспаған жағдайда ғана тұрақты масса қалыптасады. Егер әдіс дұрыс жасалынған жағдайда ақ, ашық қызыл түсті күл пайда болады.

Cu, Zn, Pb, Cd металдарын анықтау зерттелетін материалдардың минерализациялануынан кейінгі күлдің ерітіндісінде жүргізіледі. Дистилденген судың бірнеше тамшысы көмегімен күлді суландырады, кейін дозатор көмегімен 10-15 м³ сұйытылған (1:1) азот қышқылын қосады, содан соң отбақырды шыны қақпақпен жабады және қайнаған су моншасында немесе электр плиталарда 30 минут бойы қайнатады. Тигелдегі массаны фильтрден өткізіп, сыйымдылығы 50 см³ өлшегіш колбаларға салады. Фильтр алдын-ала сұйытылған HNO₃ ерітінділерімен шайылады. Масса тұнбаға түскен соң ерітінділер сараптама жасауға дайын болады. Тәжірибемен қатар бақылау бірге жүргізіледі.

Зерттелінетін өсімдік және микробалдыр үлгілеріндегі ауыр металдар (2) формула бойынша есептелінеді:

$$X = \frac{V (A_1 - A_0)}{m} K \quad (2)$$

Осындағы:

X – өсімді үлгісіндегі анықталатын металдың массалық концентрациясы, мг/млн⁻¹;

V – зерттелінетін күл ерітіндісінің көлемі, см³;

A₁ – күл ерітіндісіндегі металл концентрациясы, мг/дм³;

A₀ – бос үлгідегі металл концентрациясы, мг/дм³;

m – өсімдік үлгісінің құрғақ массасы, г;

K – өсімдік үлгісі салмағының массасының төмендеуін есептейтін коэффициент. Осы әдістемелік нұсқауларда көрсетілген өлшем массасын пайдаланғанда K = 1, өлшемі 2 есе азайған кезде K = 2 және т. б.

Сараптамалар екі параллельді қатар жүргізіледі, екі параллельдің орташа арифметикалық қорытындысы бір сынаманың зерттеу нәтижесі болып табылады. Нәтижелер екінші ондық белгіге дейін есептеледі. Екі параллельді

нәтижелердің арасында болатын айырмашылықтардың сенімділік ықтималдылығы $P = 0,95$ кезінде 33%-дан аспауы тиіс.

Параллельді анықтамалар нәтижелерінің вариациялар коэффициенттері, %:

28 - элементтердің массалық үлесі 2 млн^{-1} кезінде;

20 - элементтердің массалық үлесі 2–ден 10 млн^{-1} кезінде;

15 - элементтердің массалық үлесі 10–нан 25 млн^{-1} кезінде;

10 – элементтердің массалық үлесі 25-тен 100 млн^{-1} кезінде;

5 - элементтердің массалық үлесі 100 млн^{-1} жоғары кезде;

2.13 Микробалдыр жасушаларының пигменттік құрамын анықтау әдісі

Пигменттерді бөліп алу және сараптау үшін, 10^6 - 10^7 кл./мл концентрациядағы микробалдыр жасушаларының суспензиясы 15 минут бойы 4000 айн/мин MPW-340 центрифугаланады. Тұнбадан пигменттер ацетонның көмегімен экстракцияланады. Алынған пигментті фильтр арқылы $d = 100$ нм-да фильтрлейді. Алынған экстракт әрі қарай сараптауға пайдаланылады. *a* және *b* хлорофилдерінің концентрациясы және каротиноидтардың жиынтық концентрациясы Specord UV-VIS маркасындағы спектрофотометрдің көмегімен анықталады. Алынған сіңіру спектрлері бойынша, ерітіндінің (*D*) салыстырмалы бірліктерінде, мына формулаларды пайдалана отырып, пигменттердің концентрациясы анықталады:

$$Ca = 11.7 D_{662} - 2.09 D_{645} \text{ (мкг/мл)},$$

$$Cb = 21.19 D_{645} - 4.56 D_{662} \text{ (мкг/мл)},$$

$$Ca+b = 7.14 D_{662} - 19.1 D_{645} \text{ (мкг/мл)},$$

$$Ccar = [1000 D_{470} - 2.27 Ca - 81.4 Cb] / 277 \text{ (мкг/мл)},$$

Ca, *Cb*, *Ca+b*, *Ccar* - хл.*a*, хл.*b* концентрациясы, сәйкесінше жиынтық хлорофилдер және жиынтық каротиноидтар;

D - ацетондағы пигменттерді сіңіру сызығы: хл.*a* үшін - 662 нм, хл.*b* үшін - 645 нм, каротиноидтар үшін - 470 нм.

Сығындыдағы пигменттердің концентрациясын анықтағаннан кейін, зерттелетін материалдағы олардың мазмұнын формула бойынша экстракцияның және үлгілік салмақтың көлемін ескере отырып анықталады:

$$A = \frac{V \cdot C}{P \cdot 1000} \quad (3)$$

мұнда: *A* – өсімдік материалында мг/г ылғалды немесе құрғақ салмақта пигментті құрамы;

V– мл-ден (10 мл) сығынды көлемі;

C – мг/л-дағы пигменттің концентрациясы;

P – өсімдік материалының салмағы, г;

1000 – көлемді литрден мл-ға аудару [172].

2.14 Оттегіні биологиялық пайдалану (ОБП₅), қалдық сулардың физика-химиялық құрамын анықтау

Су қоймасы жағдайының маңызды көрсеткіші, судың ластану дәрежесін сипаттаушы ОБП₅ (оттегіні биологиялық пайдалану) болып табылады.

Оны айқындау үшін су сынамасын 5 тәулік бойы үздіксіз 20°C температурада қараңғыда инкубациялайды, және суда еріген оттегінің концентрациясын «Dissolved oxygen meter –YSI 5100» (Ұлыбритания) арнайы құрылғысын пайдалану арқылы анықтайды [173].

Есептеу келесі формула (3) бойынша жүргізіледі:

$$\text{ОБП} = \frac{(A-B)-(a-b)}{P} \quad (4)$$

Осында: А – дақылдауға дейінгі судағы еріген оттегінің мөлшері, г/л;

В – дақылдаудан кейінгі өлшем, мг/л;

а - дақылдауға дейінгі сұйытылған судағы еріген оттегінің мөлшері мг/л;

в – дақылдаудан кейінгі өлшем, мг/л;

Р – сұйырту коэффициенті.

Судың физика-химиялық құрамы Лурье әдісі бойынша анықталынады, 100 °С қатаң температурада күкірт қышқылындағы бруцина сульфатымен нитрат ионының байланыс реакциясы бойынша азот нитраты анықталынады [174].

ОХП фотометрлік әдіспен, хлоридтер және сульфаттар – титриметрикалық әдіспен анықталынады. Нитраттар мен нитриттердің құрамы фотометрлік әдіспен анықталынды [175 - 177]. Фосфат-иондары және фосфаты бар қосындыларды анықтау фотоколориметрлік әдіспен анықталынады [178].

2.15 Статистикалық әдістер

Алынған мәліметтерге статистикалық өңдеу Excel программасына енгізу арқылы жүзеге асырылады. Барлық зерттеулер 3-4 рет қайталамамен жасалынады. Есептеулер үшін ортақ арифметикалық мәндер пайдаланылды. Өзгешеліктің нақтылығы қалыпты ауытқулардың көп болуына байланысты бағаланады. Бөлек факторлардың әсерін бағалау корреляция коэффициентімен анықталынады.

Нәтижелерді өңдеу χ^2 әдісін пайдалану арқылы жүргізіледі [180]. Пигменттер концентрациясын және оның өзара қатынасын есептеу кезінде, сонымен қатар ауыр металдардың әр түрлі концентрациясында жасушалардың тіршілікке қабілеттілігі және өсу жылдамдығы $\bar{x}$ орташа арифметикасымен және оның S орташа квадраттық ауытқушылығы 5 және 6 формуламен есептелінеді:

$$\bar{X} = \frac{\sum X_i}{n} \quad (5)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{n-1}} \quad (6)$$

X_i - жеке өлшем саны,

n – қайталану саны,

Осы жағдайдағы сенімгерлік межелдемесі (доверительный интервал) мынаған тең:

$\bar{X} \pm St(a, \nu)$, осындағы t - мәні t - а мәнінің деңгейі үшін Стюдент мәні және еркіндік дәрежесінің саны $\nu = n-1$.

3 ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ ЖӘНЕ ОЛАРДЫ ТАЛДАУ

3.1 Табиғи су экожүйелерінен биоремедиация үшін келешегі мол микробалдырлардың жаңа штамдарын іздестіру және бөліп алу

Антропогендік салмақтың артуының қарқындылығы, болып жатқан климаттың өзгерістері, жер үсті және су экожүйесінің төзімді еместігін және бұзылуы салдарынан, биологиялық алуантүрліліктің көрсеткіштері және оның антропогендік динамикасын зерттеу бойынша ақпарат алуға көп назар аударылуда. Трофикалық тізбектің жағдайының ақпараттық түйіні – ұдайы өндіру жылдамдығы жоғары су және топырақ балдырлары болып табылады. Олардың экологиялық топтарының ластану дәрежесіне сезімталдылығы салыстырмалы жоғары болып келеді, сол себепті ортаның жағдайының өзгеруіне жылдам жауап қайтаруға мүмкіндік береді. Экожүйенің жағдайына төменгі трофикалық деңгейде биоиндикациялық баға беру өте көп пайдаланылады [181, 182]. Әдіс сапробтылықты анықтауға, яғни органикалық заттармен ластанған ортада индикаторлы ағзалардың тіршілік ету қабілеттілігіне негізделген. Осы әдісті пайдалану кезіндегі негізгі көрсеткіштерге, түрлік құрамы, балдырлар қауымдастығының құрылымы және көптігі жатқызылады. Олар су қоймасының трофикалық жағдайын жедел бағалауға, болып жатқан өзгерістердің экологиялық жағдайы мен бағытын анықтауға мүмкіндік береді. Сондықтан, су экожүйесінің биологиялық алуантүрлілігін зерттеу бойынша кешенді зерттеулер жүргізу өзекті болып табылады.

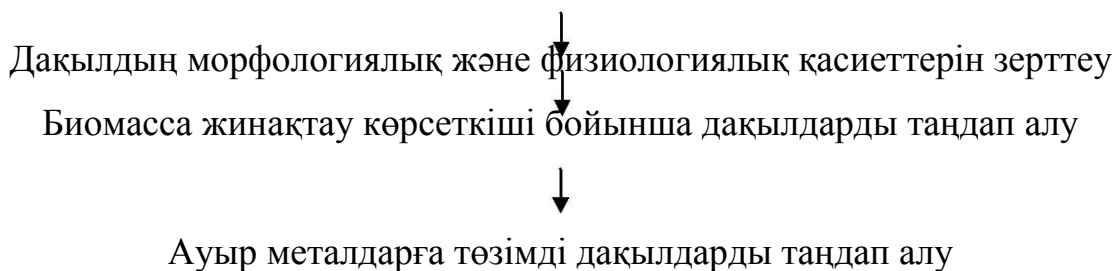
Су объектілерінің альгофлорасын зерттеу – тек биотаның өзін нақты сипаттап қана қоймай, су жүйесінің экологиялық және санитарлы-биологиялық жағдайын көрсетуде, мониторинг үшін индикатор-түрлерді бөліп алуда маңызды міндет болып табылады. Балдырлар кешенінің түрлік құрамы ғана емес, сонымен қатар су қоймасындағы түрлердің көп болуы да көрсеткіш болып табылады. Микробалдырлар мен цианобактериялар су қоймаларының жалпы ластануының өте сезімтал көрсеткіштеріне жатқызылады. Өндірістік тұрмыстық қалдық сулармен ластанған ортадағы микробалдырлардың сапалық және сандық құрамын зерттеу, ғалымдардың ластанған су мен топырақтардағы индикатор - балдырлардың тізімін құрастыруға мүмкіндік берді. Әсіресе, аймақтық фитоиндикаторларды – жергілікті альгофлораның фитоиндикаторларының түрі ретінде пайдалану әдісін іздеу және құрастыру перспективті болып табылады. Индикацияның биологиялық әдістері, табиғи сулардың ластану мәселесін шешуде маңызды орын алуда. Бұл әдістер, гидробионттарда қайта қалпына келмейтін токсинді әсерлер жүрмес бұрын, алдын ала ластағыш заттардың пайда болуын анықтауға және бақылауға мүмкіндік береді. Индикация әдісі, микробалдырлардың көміртегі көзі ретінде арнайы органикалық қосындыларды пайдалануына, сонымен қатар ластаушы токсинді заттардың жоғары концентрациясы бар орталарда тіршілік етуі мен дамуына қабілеттілігіне негізделген.

Қазақстан Республикасының қоршаған ортаны қорғау Министрлігінің мәліметтері бойынша, 69 өзен, 12 көл, 10 су қоймасы, 2 канал және 1 теңізден

«таза су» класына бар болғаны 9 өзен, 2 су қоймасы және 2 көл жатқызылған [183]. Осылайша, Қазақстанның 80-ге жуық су объектілері химиялық реагенттермен және ластаушы заттармен әр түрлі дәрежеде ластанған. Сол себепті бұл аймақтар зерттеушілердің назарын өзіне аударта бастады. Қазақстанның су қоймалары жайлы алғашқы деректер И.Г. Борщева [184] мен И.А. Киселевтың [185] еңбектерінде көрсетілген. Кейін Арал теңізінің флористикалық тізімі Л.О. Пичкиломен толықтырылды [186]. Сонымен қатар Н.И. Ахметова [187], С.А. Абиева [188], А.Т. Толеужанова [189], Э.С. Саметова [190], С.Б. Нурашев [191] сынды ғалымдар Қазақстанның көптеген су қоймаларының альгофлорасының түрлік құрамын зерттеуге өзіндік үлестерін қосты. Сонымен, зерттеу объектісі ретінде Қазақстанның ластанған су ресурстары - Қазақстан Республикасының Ақтөбе облысындағы Елек өзені, Жамбыл облысындағы Билікөл көлі таңдалынып алынды.

Қойылған мақсатқа жетуге бағытталған зерттеулердің негізгі кезеңдері – әр түрлі ауыр металдармен ластанған су экожүйесінің биоремедиациясы үшін болашағы мол микробалдырлардың таза дақылдарын бөліп алу және зерттеу сызбада көрсетілген. Осы сызбаға сәйкес, әр түрлі таксономиялық топтардың микробалдырлары дақылдарын бөліп алу үшін табиғи су көздерінен үлгілер алынды. Зертханалық жағдайда қалыпты өсу көрсеткішін көрсеткен микробалдырлардың таза дақылдарының дақыдық-морфологиялық және физиологиялық қасиеттері зерттелінді. Бөлініп алынған дақылдардан өсу жылдамдығы және құрғақ биомассасының коэффициенті бойынша, салыстырмалы өнімді штамдар таңдалынып алынды. Әрі қарай, ауыр металдардың әр түрлі концентрациясында бөлініп алынған микробалдырлардың тіршілікке қабілеттілігі анықталды. Ластанған су экожүйелерін биоремедиациялау үшін келешегі мол микробалдырлардың таза дақылдарын бөліп алу:

Табиғи көздерден микробалдырларды бөліп алу



Микробалдырлардың таза дақылдарын бөліп алу рәсімі келесі кезеңдерден тұрады:

- ластанған су экожүйелерінен су үлгілерін алу;
- табиғи альгологиялық қауымдастықтың құрамын бағалау;
- микробалдырлардың жинақ дақылын алу;
- жинақ дақылардың құрамын микроскоппен зерттеу;

- микробалдырлардың альгологиялық таза дақылдарын бөліп алу;
- бөлініп алынған микробалдырлардың бактериологиялық таза дақылдарын алу.

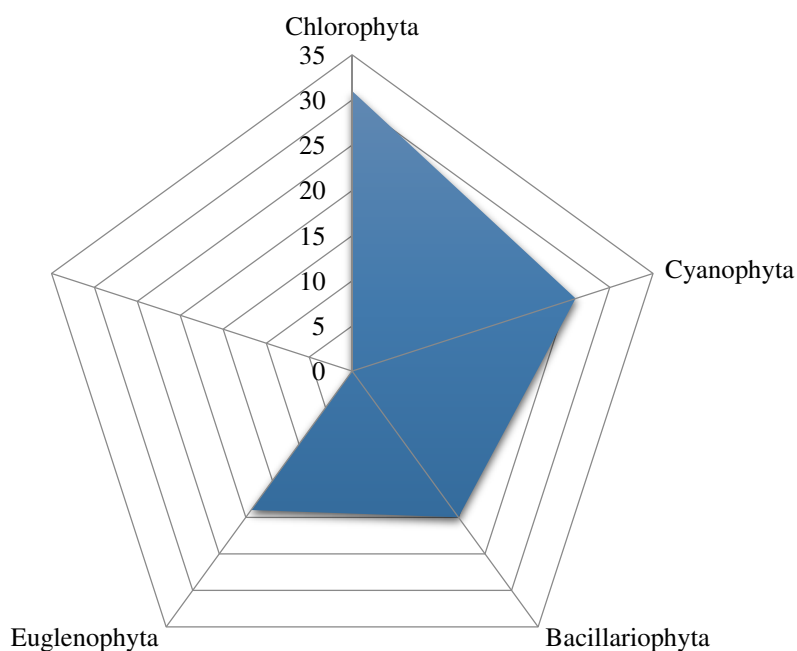
3.1.1 Билікөл көлі альгофлорасының түрлік алуантүрлілігін зерттеу

Экология және қоршаған ортаны қорғау бойынша сұрақтар біздің елімізде соңғы жылдары өткір сипатқа ие болды. Көптеген өндірістік, коммуналды-тұрмыстық және ауылшаруашылық қалдықтары алдын-ала тазартылусыз ашық су қоймаларына келіп құйылуда, кейбір су қоймалары табиғат және адам денсаулығы үшін қауіпті жағдайда, себебі олардың құрамында өте жоғары концентрацияда органикалық заттар, токсинді элементтер және ауыр металдардың иондары кездеседі [192].

Билікөл көлі Тараз қаласынан батысқа қарай 60,7 километр қашықтықта орналасқан. Көл ерекше экожүйесімен ерекшеленеді. Өткен ғасырдың 80-жылдары Жамбыл облысының химиялық өнеркәсібінің қалдық суларына келіп түскен апаттық қалдықтар, көлдегі ластағыш заттардың концентрациясының экстремалды жоғары деңгейіне алып келді, соның нәтижесінде көлдің фаунасы мен флорасы өлімге ұшырады. 1983 жылы Билікөл көлі таза су ретінде жойылып, ҚР ластанған су қоймалары тізіміне кірді [193]. Билікөл көлінің альгофлорасынан В.М. Обухова және А.А. Носкова сынды ғалымдар диатомы балдырлардың 174 формасын тапқан [194]. Дегенмен, көлдің альгофлорасы осы күнге дейін толық зерттелмеген. Сол себепті Билікөл көлінің жағдайын және оның суының сапасын бақылау өте маңызды міндеттердің бірі болып табылады. Экологиялық мониторингтің шеңберінде Билікөл көлінде өткізіліп жатқан, судың сапасын химиялық көрсеткіштер бойынша бақылау үлкен маңызға ие, бірақ, көл экожүйесінде болып жатқан үрдістердің бағытын анықтауда жеткіліксіз болып отыр. Билікөл көлі экожүйесінің жағдайы жайлы толық көрсеткіштерді химиялық және биологиялық мониторингтің байланысы беруі мүмкін. Биомониторингтің бірден-бір артықшылығы, су ағзаларының қауымдастықтары тек қана судың сапасын анықтайтын әр түрлі факторлардың үлкен алуантүрлілігіне ғана жауап бермей, сонымен қатар химиялық бақылау жасай алмайтын, араласқан ластағыштардың әсерін жинақтауға қабілетті. Биомониторингтің бірден-бір артықшылығының бірі, су ағзалары қауымдастығының су сапасын анықтаушы әр түрлі факторлардың алуантүрлілігіне әсер етіп қана қоймай, химиялық бақылау жүзеге асыра алмайтын аралас ластағыштардың әсерін де айқындайды. Сонымен қатар, биомониторинг жүргізудің маңызды бөлігіне, су экожүйесі қызметін және судың сапасын анықтаушы трофикалық бірізділікте маңызды фитопланктонды зерттеуде жатады. Фитопланктонды зерттеу судың өзін-өзі тазалау үрдісін анықтауға және су қоймаларының көптеген сұрақтарын ұтымды бағалап, шешуге мүмкіндік береді. Фитопланктонға антропогенді әсердің салдарынан эвтрофирлейтін және регрессиялайтын әсер тудыратын тұщы су экожүйесінің табиғи модификациясының индикаторының маңызды рөлі жатады. Фитопланктонның түрлік құрамы, құрылымы және көптігі су объектілерінің

санитарлық жағдайын және трофикалық деңгейін бағалауға, сонымен қатар олардың экологиялық жағдайын толығымен анықтауға және ортада болып жатқан үрдістердің бағытын анықтауға мүмкіндік беретін маңызды көрсеткіш болып табылады. Биомониторинг үрдісінде алынған мәліметтер су қоймаларында табиғатты қорғау шараларын жоспарлау және жүргізу үшін қажет. Осыған байланысты зерттеу жұмысының мақсаты Билікөл көлінің микробалдырларының түрлік алуантүрлілігін зерттеу болып табылады.

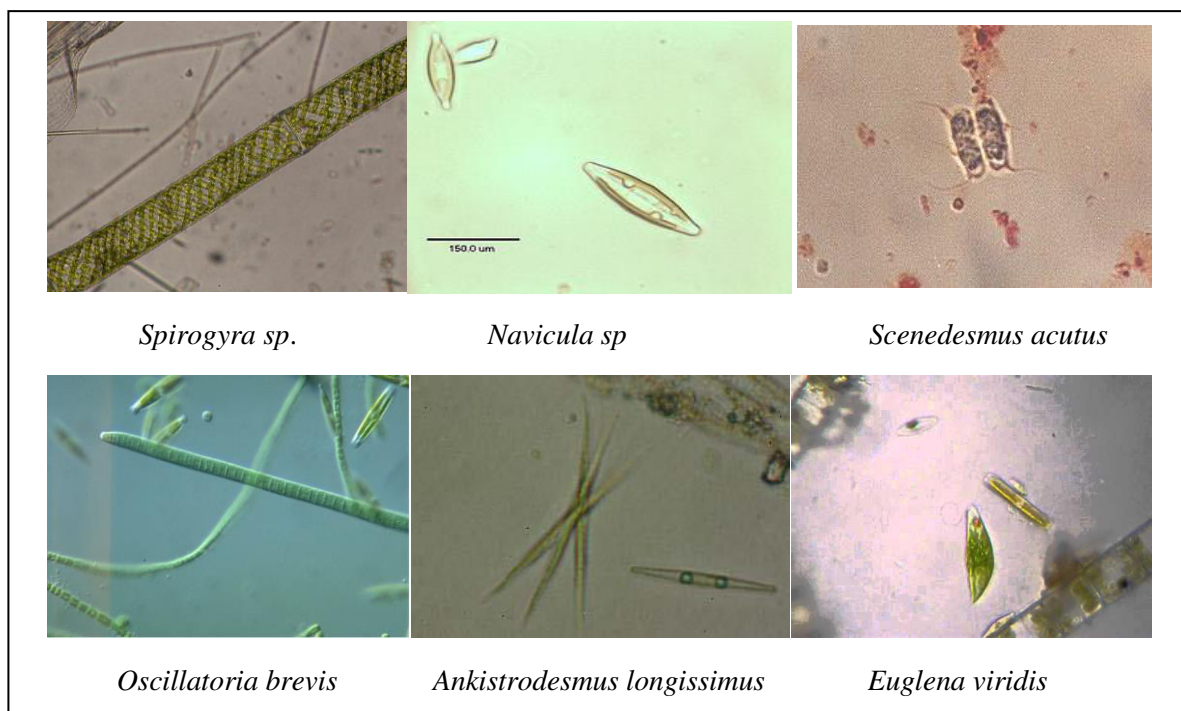
Зерттеу нәтижелері бойынша, Билікөл көлінің альгоценозы үшін, түрлік құрамы бойынша жасыл балдырлар тән, бірақ кездесу жиілігі бойынша, көк-жасыл микробалдырлар біріншімен салыстырғанда көбірек кездеседі. Билікөл көлінен 4 бөлім, 9 класс, 9 қатар, 17 тұқымдас, 32 туысқа қарайтын 96 түр анықталды. *Spirogyra*, *Ulothrix* туысының өкілдері топырақтарда, сонымен қатар жоғары сатыдағы су өсімдіктерінде қаулап өсетіні анықталды. Диатомдылардан *Navicula*, *Fragilaria*, *Synedra* туысының өкілдері доминанттылық көрсетті. Жасыл балдырлардан *Scenedesmus*, *Chlorella* туысының протококкалы балдырлары доминантты болды. Эвгленалы балдырлардан негізінен *Euglena* туысының полисапробты түрлері анықталды, ал көк-жасыл балдырлардан *Merismopedia* және *Anabaena*, *Oscillatoria* туысының өкілдері басымдылық көрсетті (сурет 4).



Сурет 4 - Билікөл көлінің микробалдырларының түрлік қатынасы

Билікөл көлінің фитопланктонында жоғары түрлік байлығымен жасыл және көк-жасыл балдырлар ерекшеленді, олардың түрлерінің саны, формаларының алуантүрлілігі таксономиялық тізімнің жартысынан көбін құрайды (олардың жалпы санының 60 % -ын). Көрсетілген балдырлардың көп бөлігі *Protococcales*

қатарына жатқызылады (11 түр, алуантүрлілігі және формасы). Билікөл көлінің фитопланктонында цианобактериялар түрлік құрамы бойынша екінші орын алды. Цианобактериялардың белгілі бір түрлерінің кездесу жиілігі жоғары болды. Диатомды балдырлар Билікөл көлі фитопланктонының биомассасы және саны бойынша көп бөлігін құрағанымен, түрлік құрамы бойынша жасыл және көк-жасыл балдырлардан төмен. Барлық анықталған диатомдылар *Pennatophyceae* класына жатқызылды. Билікөл көлінде анықталған эвгленалы балдырлар *Euglenales* қатарына және *Euglenaceae* туысына жатқызылды, олардың ішінен 4 түр полисапробты организмдер тізіміне кіреді (сурет 5).



Сурет 5 - Билікөл көлінде жиі кездесетін микробалдырлардың микросуреттері (үлкейтілген x100)

Әр түрлі су қоймаларының микробалдырларының алуантүрлілігін анықтау, су қоймаларының ластану дәрежесін нақты бағалауға мүмкіндік беретіні белгілі. Альгофлораның көптеген қызметтерімен қатар, балдырлардың көптеген түрлерінің қоршаған ортаның жағдайларына сезімтал болуы, суға биологиялық сараптама жасауда маңызды рөл атқарады. Сонымен, олардың жағдайының өте ластанғаннан орташа ластанғанға дейін өзгеруі, балдырлардың түрлік құрамының өзгеруімен қатар жүреді, яғни, микробалдырлардың әр түрлі түрлерінің дамуы, көп жағдайда, қоршаған орта жағдайының өзгеруіне байланысты болып келеді [195].

3.1.2 Елек өзені альгофлорасының түрлік алуантүрлілігін зерттеу

Қазіргі уақытта адамдардың шаруашылық әрекеттерінің және өндірістің жылдам ырғақпен дамуы тірі организмдердің тіршілік етуіне қысым жасауда. Үлкен және кішігірім өзендерді тек қана теориялық емес, практикалық жағдайда

да зерттеу бүгінгінің өте маңызды сұрақтардың бірі болып табылады. Қазақстанның Ақтөбе облысынан және Ресей Федерациясының Оренбург облысынан ағып жатқан Орал өзенінің сол жақ жағалауының ең үлкен саласының бірі трансшекаралық Елек өзені. Соңғы мәліметтерге сәйкес өзенінің бойында орналасқан қала және ауыл тұрғындарына пайдалануға жарамсыз ететін бор, хром сияқты қауіпті элементтер Елек өзенінде өте жоғары деңгейде кездеседі. Судағы хромның мөлшері кейбір мезгілдерде шектеулі мүмкіндік концентрациясынан 7 есе асып кететіні белгілі. Судың бормен ластануының көзі, бұрынғы Киров атындағы Ақтөбе химзаводынан қалған иесіз объектілер болып табылады. Ең алдымен, фильтрациясы жоқ құрастырылған баяғы қоқыржинағыштар қауіп төндіруде, сол себепті Елек өзенінің және жерасты суларының бормен өте жоғары дәрежеде ластануы жүзеге асуда. Одан басқа, АҚ «Ақбұлақ» тазалау қондырғысынан өтетін, Ақтөбе қаласының 10,0 млн куб. м³ көлемге дейінгі толық тазаланбаған ағынды сулары өзенге келіп құйылуда. Елек өзенінің сапасы 6 бақылау аймақтарында қадағаланады, қадағалаушылардың көрсеткіштері бойынша, бордың шектеулі концентрациясы қалыпты жағдайдан жоғары [196].

Систематикалық сараптама Елек өзенінің альгофлорасының түрлік құрамы 4 бөлім, 12 класс, 20 қатар, 49 тұқымдас, 76 туыстан тұратынын көрсетті.

Елек өзенінің 1 аймағынан алынған су сынамаларынан балдырлардың 35 түр және түріші анықталды. Олар 10 - диатомды, 11 - көк-жасыл балдырлар, 1 - эвгленалы, 13 - жасыл балдырлар болды. *Merismopedia elegans* A.Braun., *M. Glauca* (Ehr.) Naeg., *Gomphosphaeria aponina* Kuetz., *Nostoc commune* Vauch., *Hydrurus foetidus* Kirchn., *Melosira ambigua* (Grun.) O. Muell., *M. granulate* (Ehr.), *Cyclotella comta* (Ehr.) Kuetz., *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh, *Diatoma elongatum* (Lyngb.), *D. hiemale* (Lyngb.), *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Synedra ulna* (Nitzsch.), *Cocconeis pediculus* Ehr., *C. placentula* Ehr., *Diploneis parma* Cleve. түрлері жиі кездесті.

Екінші бақылау аймағынан алынған альгологиялық сынамаларда 30 түр және түріші анықталды. Олардың ішінен 8 – көк-жасыл, 2 - эвгленалы, 10 - жасыл, 10 - диатомды балдырлар кездесті. Осы сынамаларда келесі балдырлар доминанттылық көрсетті: көк-жасыл балдырлардан – *Merismopedia punctata* Meyen, *Microcystis pulverea* (H.C.Wood) Forti, *Nostoc verricosum* Vaucher ex Bornet & Flahault, топырақта, тас субстраттарында – *Nostoc commune* Vaucher ex Bornet & Flahault, ағысы қатты аймақтарда – *Hydrurus foetidus* (Villars) Trevisan эвгленалы балдырларының өкілдері, әр түрлі заттарға бекінген – жасыл *Cladophora glomerata* (Linnaeus) Kützing, *Closterium lunula* Ehrenberg & Hemprich ex Ralfs, *Cosmarium granatum* Brébisson ex Ralfs. Диатомдылардан *Cocconeis pediculus* Ehr., *C. placentula* Ehr., *Fragilaria crotonensis* Kitton, *F. construens* var. *subsalina* Hust., *F. caricina* var. *lanceolata* Grun., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg, *S. vaucheriae* var. *truncata* (Greville) Grunow, *S. rumpens* Kuetz., *Meridion circulare* Ag., *Ceratoneis arcus* (Ehr.) Kuetz., *Achnanthes minutissima* Kuetz., *A. minutissima* var. *Cryptocephala* Grunow in Van Heurck, *Navicula cari* Ehr., *Diatoma hiemale* (Lyngb.) Heib., *Calothrix fusca* (Kuetz.) et Flan., *Cymbella ventricosa* Kuetz., *C.*

affinis Kuetz., *C. angustata* (W.Sm.) Cl., *C. laevis* Naeg, *C. delicatula* Kuetz., *Eucocconeis flexella* Kuetz., *Didymosphenia geminate* (Lyngb.) M. Schmid жиі кездесті. Түрлік құрамы бойынша, диатомды балдырлардың алуантүрлілігі аталмыш өзен суының гидрологиялық және гидрохимиялық ерекшеліктерімен байланысты болуы мүмкін.

Елек өзенінің 3- бақылау аймағынан алынған альгологиялық сынамаларда балдырлардың 31 түрі және түріші өкілдері анықталды. Олардың ішінен көк-жасыл балдырлардың 8 түрі, 12 жасыл, 1 эвгленалы, ал диатомды балдырлардың 10 түр және түршелерінің өкілдерінен тұрды. Альгофлораның негізгі бөлігі диатомды балдырлардан тұрады. Олардың ішінде *Diatomae longatum* Ag. var., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg, *S. amphicephala* Kütz., *Cocconeis pediculus* Ehrenberg, *Navicula radiosa* Kützing, *Cymbella cistula* (Ehrenberg) O.Kirchner, *C.ventricosa* Kuetz доминанттылық көрсетті.

Елек өзенінің 4 – бақылау аймағынан алынған су сынамаларында микробалдырлардың 31 түр мен түріші өкілдері анықталынды. Олардың ішінен 9 – көк-жасыл, 1 - эвгленалы, 10-жасыл, 11- диатомды балдырлар, олардың ішінде *Diatoma elongatum* (Lyngbye), *D.elongatum* var. *Tenue* (Ag.), *D.hiemale* var. *Mesodon* (Ehr.), *Ceratoneis arcus* (Ehrenberg) Kützing, *Eucocconeis flexella* (Kützing) Meister, *Synedra ulna* (Nitzsch), *S.goulardii* (Breb.) Hust., *Achnanthes linearis* (W.Sm.) Grun., *A. minutissima* (Linnaeus), *Navicula cari* var. *angusta* (Grunow), *N. falaisiensis* Grun., *Cymbella affinis* Kuetz., *C.cistula* (Hemp.) Grun., *C.delicatula* Kuetz., *Fragilaria intermedia* Grun., *F.leptostauron* (Ehr.), *F.brevistriata* Grun., *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *C.pediculus* Dr. Ralf Wagner, *Rhopalodia gibba* (Ehr.) O. Muell., *Gomphonema ventricosum* Greg жиі кездесті.

Елек өзенінің 5 бақылау аймағынан алынған су сынамаларында 29 балдырлар түрлері мен түріші анықталды. Олардың онын – көк-жасыл балдырлар, біреуін - эвгленалы, он бір түрін – жасыл балдырлар құрады. Диатомды балдырлардың 7 түрі анықталды. Осы аймақтың микробалдырларының негізгі өкілдерін *Merismopedia elegans* A.Braun, *Gomphosphaeria aponina* Kützing, *Hydrurus foetidus* (Villars), *Melosira granulate* (Ehrenberg), *Diatoma elongatum* Ag., *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Synedra amphicephala* Kützing, *Cocconeis minutissima* (Ehr.), *Navicula cryptocephala* Kützing, *Gyrosigma acuminatum* Kützing, *Scenedesmus acicularis* Kützing, *Ulothrix tenuissima* Kützing, *Pediastrum duplex* Meyen құрады.

Елек өзенінің 6 – бақылау аймағынан алынған су сынамаларында, басқа аймақтармен салыстырғанда микробалдырлардың аз түрлері анықталды. Бұл аймақтан 25 түр мен түріші анықталды, олардың ішінен 6 диатомды балдырлардың өкілдері, 12 -көк-жасыл балдырлар және 7 – жасыл балдырлар. Альгологиялық сынама негізінен *Chamaesiphon curvatus* (Borzi) Nordst, *Calothrix braunii* var. *major* Bornet, *Phormidium uncinatum* (Ag) Gom., *Plectonema tomasinianum* (Kuetz.) Born сияқты көк-жасыл балдырлардың өкілдерінен құралды. Олардың ішінде *Merismopedia punctata* Meyen, *Gloeocapsa turgida* (Kuetz.) басқаларына қарағанда жиі кездесті. Ал тасты субстрат беттерінде *Cladophoraglomerata* (L.) Kuetz., *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *P.integrum* Naegeli, *Scenedesmus*

quadricauda var. *dispar* (Turp.) Breb., *S.bijugatus* var. *alternans* (Turp.) Kuetz жиі кездесті.

Елек өзені альгофлорасының түрлік құрамына сараптама жасау барысында 181 түрден тұратыны анықталды, кейбір түрлер барлық зерттелінген аймақтарда қайталанып кездесті, олардың ішінде 32% түрі *Cyanophyta*, 3% – *Euglenophyta*, 30% – *Bacillariophyta* және 35% түрі *Chlorophyta* болды (кесте 1).

Зерттелінген альгофлораның анықталған түрлерінің 32 %-ын көк-жасыл балдырлар құрады. *Chroococcales* қатары, *Microcystaceae* туысында, *Merismopedia punctata*-ның 1 түрі анықталды. *Nostocales* қатарынан *Oscillatoria* (7 түрі) туысының алуан түрі кездесті. Осы қатардың басқа түрлері де (*Spirulina*, *Phormidium*) бір түрге жатқызылды. Алынған көк-жасыл балдырлардың көп бөлігі кең географиялық таралымға ие және континентальді су қоймаларында «гүлдену»-ді қоздырушылар болып табылады. Фитопланктонның қалыптасуында *Bacillariophyta* маңызды рөл атқарды. Таксондардың 54 түрлері анықталды, ол альгофлораның 30%-ын құрады. Одан басқа, *Coscinodis cophyseae* класы, *Cyclotella* және *Melosira* 2 туысына жататын таксондардың 6 түрлерінен тұрды. *Fragilaria physeae* класы 8 түрден құралды, ал *Synedra* және *Fragilaria* (сәйесінше 4 және 3 түрі) туыстары жеткілікті алуантүрлі болды. *Navicula* (7 түрі) туысының өкілдері алуантүрлі болды.

Кесте 1 - Елек өзені альгофлорасы түрлерінің сандық құрамы

Балдырлар бөлімі	Елек өзені балдырларының жалпы саны	Елек өзенінің зерттелінген 6 аймағындағы альгофлора түрлерінің сандық құрамы					
		I	II	III	IV	V	VI
<i>Cyanophyta</i>	58	11	8	8	9	10	12
<i>Bacillariophyta</i>	54	10	10	10	11	7	6
<i>Chlorophyta</i>	63	13	10	12	10	11	7
<i>Euglenophyta</i>	6	1	2	1	1	1	-
Барлығы	181	35	30	31	31	29	25

Chlorophyta-ның жүйелік тізімі 63 түрден тұрды. Жасыл балдырлардың түрлік алуантүрлілігіне *Chlorophyceae* көп әсерін тигізді, негізінен микробалдырлардың полисапробты түрлері. *Spirogyraceae* туысында *Spirogyra* sp. 1 түрі анықталды. Балдырлардың протококкалы түрлері, анықталған жасыл балдырлардың 63 %-нан көбін құрайды.

Елек өзені балдырларының түрлік байлығы зерттелінген аймақтың орналасуына байланысты өзгеріп отырады, Ақтөбе қаласына жақын орналасқан 1 және 2 бақылау аймақтарында басқа аймақтармен салыстырғанда балдырлардың түрлік құрамы бойынша жоғары болды. Өзеннің әр түрлі жағалауында кездесетін балдырлардың ұқсастығы төмен, ол зерттелініп жатқан объектінің гидрологиялық және гидротермиялық ерекшеліктеріне байланысты болуы мүмкін, сол себепті өзеннің әр түрлі аймақтарында өзеннің жеке

альгоценозы қалыптасқан. Саны және биомассасы бойынша доминанттылық көрсететін балдырлардың түрлік құрамы өзеннің әр түрлі аймақтарында да өзара ерекшеленеді.

Өндіріс бағыттарының дамуы нәтижесінде Елек өзеніне түскен зардаптың артуына байланысты қазіргі таңда туындаған жағдайды өзгерту мақсатында, зиянды әсерді төмендету шараларын қабылдау қажеттілігін атап өту керек. Елек өзені трансшекаралы болуына байланысты, сонымен қатар Орал өзеніне келіп құятын негізгі су тармағы болғандықтан, аталмыш объектінің экологиялық жағдайы мен ластану дәрежесіне үздіксіз бақылау жүргізіп отыру қажет [197].

3.1.3 Микробалдырлардың жаңа дақылдарын табиғи су экожүйелерінен бөліп алу

Табиғи ортаны қорғау және табиғи ресурстарды қалпына келтіретін экологиялық таза технологияларды қарастыру кезінде пайдаланылатын заманауи әдістердің бірі биоремедиация болып табылады, бұл биоалуантүрлілікті сақтайтын және тазалаушы биоценоздардың төзімділігін қамтамасыз ететін оңтайлы әдіс. Ғылымның бұл бағыты 90-жылдары қалыптасты және қазіргі таңда экобиотехнология өте қарқынды дамуда. Ластағыштармен ластанған су экожүйесін тазалау және қалпына келтіру үрдістерін жылдамдату үшін, әр түрлі биохимиялық мүмкіндіктері бар биоценоздардың биологиялық қорын пайдалану қажет. Қалдық суларды тазалау сапасын арттыру үшін микробалдырларды пайдаланады. *Chlorella*, *Scenedesmus* туысы қатарының өз клеткаларында химиялық элементтерді және радионуклидтерді жинап ұстап тұруы, оларды өндірістік қалдық сулардың дезактивациясы үшін арнайы тазалау жүйесінде пайдалануға мүмкіндік береді. Микробалдырларды белсенді пайдалану, қалдық суларды минералды қоспалар мен арнайы химиялық ластағыштардың артық санынан тазалап, ашық су қоймаларына қауіпсіз келіп құйылуына мүмкіндік береді. Сонымен бірге, балдырлар фотосинтез барысында оттегі бөле отырып, әр түрлі органикалық ластағыш заттардың белсенді бактериалды тотығуына жағдай жасайды. Осы үрдістің арқасында табиғи су қоймалары ластағыш заттардың әрекетін амортизациялауға қабілетті болып келеді, яғни «өзін-өзі тазалау» үрдісі жүзеге асады. Микробалдырлар ауыр металдарды, радионуклидтерді, тұрақты органикалық ластағыштарды судан өз бойларына адсорбциялай алады. Балдырлардың ауыр металдардың жоғары коэффициентін өз бойына жинақтауы, ең алдымен металдардың суда жоғары қолжетімділікке ие екені және балдырлардың минералды алмасуының ерекшеліктерімен сипатталады, сол себепті микроэлементтер олардың клеткаларына жылдам түседі. Нәтижесінде балдырлар биомассасында микроэлементтердің концентрленуі жүзеге асады. Тұщы су жасыл микробалдырлары, жіпшелі цианобактериялар мықты концентрлер болып табылады. Сонымен қатар, басқа тұщы су гидробионттарымен салыстырғанда, оларды ауыр металдарды жинақтау қарқындылығы едәуір жоғары [198].

Сол себепті, ластанған су экожүйесін тазалаудың заманауи технологиясында пайдалану үшін, ластағыштарды максималды тиімді жоятын жаңа штамдарды іздеу өзекті мәселелердің бірі болып табылады.

Осылайша, Қазақстанның Республикасының әр түрлі ластанған су экожүйелерінен алынған сынамалардан, оның ішінде Билікөл көлінен және Елек өзенінен аталмыш жағдайға бейімделген альгофлораның көптеген өкілдері анықталды. Осы өкілдердің көбі, экологиялық биотехнологияда пайдалану үшін болашағы мол болып табылады. Әсіресе, рН және температураның құбылуына, токсинді қосындылардың жоғары концентрациясына жылдам бейімделуге қабілетті, өте көп полисахаридтер бөлу мен биопленка түзуінің арқасында басқа ағзаларға бекініп өмір сүретін жасыл және көк-жасыл балдырлардың түрлерінің болашағы мол болып саналады. Дегенмен, штамдардың табиғи түрлерін зерттемес бұрын, олардың симбиотикалық қауымдастықтарынан альгологиялық, кейін микробалдырлардың бактериологиялық таза дақылдарын алу қажет. Бөлініп алынған сынамалардан бірнеше қайта дақылдау үрдістерін жасау нәтижесінде, микробалдырлардың 10 жинақы дақылдары бөлініп алынды: В-4, В-12, В-1, ВВ-1, ВВ-2, В-3, ВВ-4, В-13, ВВ-3, ВІ-1 дақылдары (сурет 6).



Сурет 6- Микробалдырлардың жинақы дақылдары

Бөлініп алынған альгологиялық таза дақылдарға бактериологиялық сараптама жүргізу барысында, барлық дақылдарда ілеспелі микрофлора анықталды. Табиғи жағдайда көптеген микробалдырлар микроорганизмдермен ассоциация құрып түршілік ететіні белгілі. Бөлініп алынған микробалдырлар әрдайым бактериалды микрофлорамен, саңырауқұлақтардың спораларымен және мицелилерімен ластанған болады, олар зерттеуді әрі қарай жалғастыруға кедергі келтіріп, алынатын нәтижелерге кері әсерін тигізеді.

Микробалдырларды бактериологиялық тазалау үшін әртүрлі антибиотиктер қолданылды. Төмен концентрацияда антибиотиктерді қолдану барысында ілеспелі микроорганизмдердің, зең саңырауқұлақтарының, ашытқылардың өсуі жалғасатыны анықталды. Антибиотикке сезімтал ілеспелі микрофлораны талдау барысында бір бактериялардың бір антибиотикке, ал екінші бактериялардың екінші антибиотикке сезімталдығы анықталды. Сондықтан зерттеуіміздің келесі сатысында грам оң және грам теріс бактерияларға, кең спектрлі әсер беретін антибиотиктер мен саңырауқұлақтарға қарсы антибиотиктер кешені қолданылды. Саңырауқұлақтарға қарсы антибиотик ретінде барлық үлгілерде әсер ету спектрі кең нистатин қолданылды. Микробалдырлардың бөлініп алынған дақылдарының бактериологиялық тазалығы ЕПС және ЕПА-ға дақылдау әдісімен тексерілді (кесте 2).

Кесте 2 – Микробалдырларды ілеспелі микрофлорадан бактериологиялық тазалау

Антибиотиктер кешені	Микробалдыр дақылдары																			
	В-4		В-12		В-1		ВВ-1		ВВ-2		В-3		ВВ-4		В-13		ВВ-3		ВІ-1	
	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М	ІМ	М
Гентамицин+ пенициллин+ тетрациклин+ нистатин	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+	-	-	+
Неомицин+ ампициллин+ хлорамфеникол+ нистатин	+	+	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+
Канамицин+ пенициллин+ ванкомицин+ нистатин	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	-	+	-	-	-	+	+
Пенициллин+ гентамицин+ канамицин+ нистатин	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-	+
Ескерту: - ім–ілеспелі микрофлора, М-микробалдыр, - өсім жоқ, + дақыл өсімі																				

Антибиотиктер кешенін қолданғаннан кейін де ВВ-4, ВВ-3, ВВ-13 дақылдарында ілеспелі микрофлора өз тіршілігін сақтап қалды. Антибиотиктер кешенінің концентрациясын жоғарлату ілеспелі микрофлораға да, микробалдырлаға қатар кері әсер беретіні анықталды.

Антибиотиктер кешенімен микробалдырлардың альгологиялық таза дақылдарын өңдеу барысында 10 альгологиялық таза дақылдардың ішінен 7 альгологиялық және бактериологиялық таза микробалдырлардың дақылдары бөлініп алынды (кесте 3). Микробалдырларының тіршілікке қабілеттілігі екі – микроскопиялық және ЕПС және ЕПА-ға дақылдау әдістерімен тексерілді. Бөлініп алынған 7 микробалдыр дақылы толық бактериологиялық таза деп анықталды, себебі, дақылдарды 7 тәулік бойынша бөлме температурасында ұстау барысында ілеспелі микрофлораның өсуі бақыланған жоқ.

Кесте 3 – Бөлініп алынған альгологиялық және бактериологиялық таза микробалдыр дақылдары

Дақыл атауы	Бөлініп алынған орындар	Бактериологиялық таза дақыл
В-4 дақылы	Билікөл көлі	+
В-12 дақылы	Билікөл көлі	+
В-1 дақылы	Билікөл көлі	+
ВВ-1 дақылы	Елек өзені	+
ВВ-2 дақылы	Елек өзені	+
В-3 дақылы	Билікөл көлі	+
ВВ-4 дақылы	Билікөл көлі	-
В-13 дақылы	Елек өзені	-
ВВ-3 дақылы	Елек өзені	-
ВІ-1 дақылы	Елек өзені	+

Төменде микробалдырлардың бөлініп алынған 7 альгологиялық және бактериологиялық таза штамдарының морфологиялық қасиеттерінің қысқаша сипаттамалары берілген.

ВВ – 2 дақылы - *Chlorococconeae* класына жататын бір клеткалы жасыл балдыр. Елек өзені сынамасынан бөлініп алынған. Жасуша өлшемінің диаметрі 2-3,5 μ , бөліну алдында олардың өлшемі 4-5 μ -ге дейін өседі. Пиреноидтары аса байқалмады. Жасушалар 2-8-ге бөлінеді, кей жағдайда ғана 16 автоспораға бөліне алады. Сұйық қоректік ортада өсіру кезінде тұнбаға түспейді, ыдыс қабырғасына жабысып өспейді. Қатты қоректік ортада дөңгелек, тегіс және томпақ колониялар өсіп шығады. Колония диаметрі 3-4 мм, қою-жасыл түске

боялған. Штамм автотрофты. 04, ТАР, Тамия сұйық және қатты қоректік орталарында 20-28°C ауа температурасында жақсы өседі (сурет 7). Морфологиялық сипаттамасы бойынша штамм - Класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Chlorococcales*, Тұқымдас: *Chlorellaceae*, *Chlorella* туысына идентификацияланды.



А

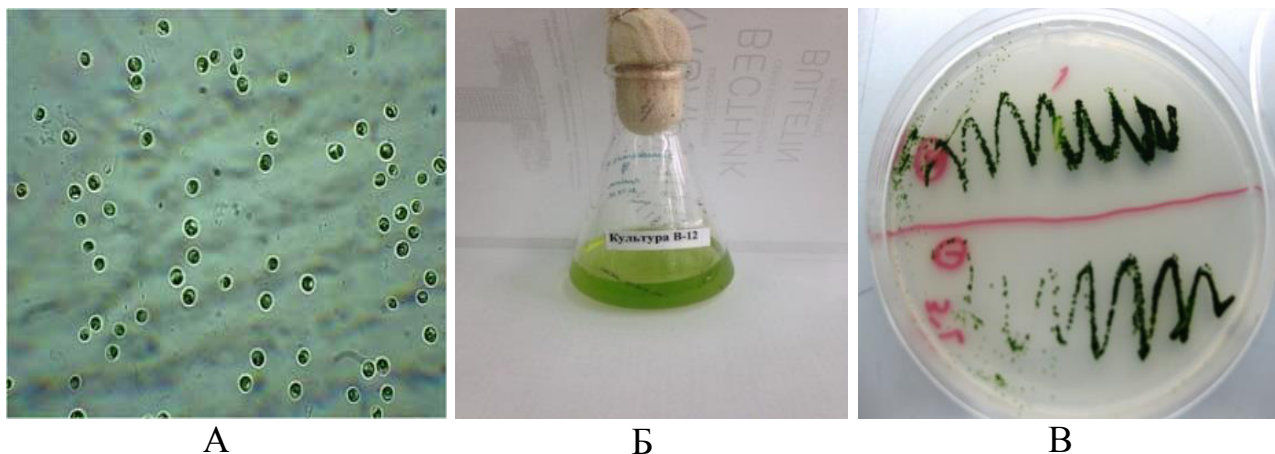
Б

В

а- дақылдың морфологиясы (үлкейту. x100), б – сұйық ортада өсіру, в - қатты ортада өсіру

Сурет 7 - ВВ-2 дақылы

В-12 дақылы – *Chlorococcaceae* класына жататын бір клеткалы жасыл микробалдыр. Билікөл көлінен бөлініп алған. Жас жасушалары шар немесе эллипс формалы, өлшемі 2-ден 4 мкм-ге дейін. Үлкен жасушалар шар тәрізді, диаметрі 3-10 μ , қабығы жұқа, хромотофоры кең, пиреноиды белдемше тәрізді, талшықтары жоқ. Жыныссыз жолмен ғана бөлінеді. Аналық жасушаның қабығынан шығатын автоспоралармен көбейеді. Жасушалар 4-16-ға бөлінеді, ал көп жағдайда 4-8 автоспораларға бөлінеді. Түсі қою-жасыл, жасушалар тұнбаға түспейді, сұйықтықта бірдей таралған. Өсуінің үшінші тәулігінде ғана колба қабырғасына аз ғана жабысып өседі. Агары бар қатты қоректік ортада 10-күні ғана үлкен, томпақ, шеттері тегіс колониялар өсіп шығады. Колония диаметрі 1-3 мм, қою-жасыл түске боялған, жасуша өлшемі 3-7 мкм. Штамм автотрофты. 04, ТАР, Тамия сұйық және қатты қоректік орталарында 22-30°C ауа температурасында жақсы өседі (сурет 8). Морфологиялық сипаттамасы бойынша бөлініп алынған штамм - Класс: *Chlorophyceae*, қатар: *Chlorococcales*, тұқымдас: *Chlorellaceae*, туыс *Chlorellas* деп идентификацияланды.



а- дақыл морфологиясы (үлкейту. $\times 100$), б – сұйық ортада өсуі, в - қатты ортада өсуі

Сурет 8 - В-12 дақылы

В-1 дақылы - *Scenedesmus* туысы *Chlorococcaceae* класына жататын жасыл микробалдыр. Билікөл көлінен бөлініп алынған. Ценобиялары бір қатарлы, 2-4-8, кей жағдайда 16 клеткалы. Жасушалары овалді-цилиндрлі немесе ұзын овалды, шеткі жасушаларының бір жағында немесе екі жағында да мүйіздері бар жасуша қабығы тегіс. Бір пиреноиды және ядросы бар хроматофоры перефирикалы орналасқан. Жасушалары $7-43 \times 2,5-15$ мкм, көп жағдайда $12-24 \times 5-10$ мкм. Прата қоректік ортасында өсіру кезінде ценобиялар 2 немесе 4 клеткадан тұрады. Популяция саны орташа есеппен 3-4 тәулікте көбейіп отырады. Жасушалардың таралуы бойынша сараптама барысында, олардың көлемі әрдайым екі топқа бөлінетіні анықталды: «ұсақ» және «үлкен». Популяцияның саны өспес бұрын, 2 клеткалы ценобияларда клеткалар ені бойынша «ірі» (4.5 мкм; ұзындығының еніне қатынасы 1:0.5) болды. "Ұсақ" жасушалар (3.0 мкм; ұзындығының еніне қатынасы 1:0.33) өте аз болды және 4 клеткалы ценобияларда ғана кездесті. «Ұсақ» және «үлкен» клеткалардың ұзындығы тұрақты болды (9.5-10.5 мкм), және, сәйкесінше жасуша көлемі негізінен оның ұзындығына байланысты болды. «Ұсақ» жасушалардың орташа ені «үлкен» жасушалармен салыстырғанда 1,4-1,5 есе төмен болды, яғни, олардың көлемі екі есе ерекшеленді. Сол себепті, «үлкен» жасушалар – бөлінуге дайын жасушалар, ал «ұсақ» жасушалар бөліну нәтижесінде пайда болады. Қатты қоректік орталарда шеттері тегіс дөңгеленген және томпақ колониялар өседі. Колония диаметрі 3-4 мм, түсі қою-жасыл түсті. Прата, Узим сұйық және агарланған қоректік орталарында $22-30^{\circ}\text{C}$ температурада жақсы өседі (сурет 9). Морфологиялық сипаттамасы бойынша бөлініп алынған штамм былай идентифицирленді - Класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Sphaeropleales*, Туыс: *Scenedesmaceae*, Тұқымдас: *Scenedesmus*.



А

Б

В

а- дақыл морфологиясы (үлкейту. х100), б – сұйық ортада өсуі, в, г- қатты ортада өсуі

Сурет 9 - В-1 дақылы

ВВ-1 дақылы – *Chlorococcaceae* класына жататын, бір клеткалы жасыл микробалдыр. Елек өзенінен бөлініп алынған. Жасушалар шар немесе эллипс тәрізді, өлшемі 2-ден 4 мкм дейін. Жетілген жасушалар шар тәрізді, диаметрі 3-10 μ , қабығы жұқа, хромотофоры шар тәрізді, пиреноиды белдемше тәрізді, талшығы жоқ. Тек жыныссыз жолмен көбейеді. Аналық жасушаның жыртылған қабығынан шығатын автоспоралармен көбейеді. Жасушалар 4-16-ға бөлінеді, ал көп жағдайда 4-8 автоспораларға бөлінеді. Түсі қою-жасыл түсті, жасушалар тұнбаға түспейді және сұйықтықта бірқалыпты таралады. Колба қабырғаларына жабысып өсу тек 3-күні ғана байқалады. Агарланған минералды ортада 10-тәулікте, жарық астында шеттері тегіс, үлкен және томпақ колониялар түзіледі. Колония диаметрі 1-3 мм, қою-жасыл түске боялған жасушалар өлшемі 3-7 мкм. Штамм автотрофты. Тамия, Прата сұйық және агарланған қоректік орталарында 22-30°C температурада жақсы өседі (сурет 10). Морфологиялық сипаттамасы бойынша, бөлініп алынған штамм - Класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Chlorococcales*, Туыс: *Chlorellaceae*, Тұқымдас: *Chlorella* туысының өкілі ретінде идентификацияланды.



А



Б

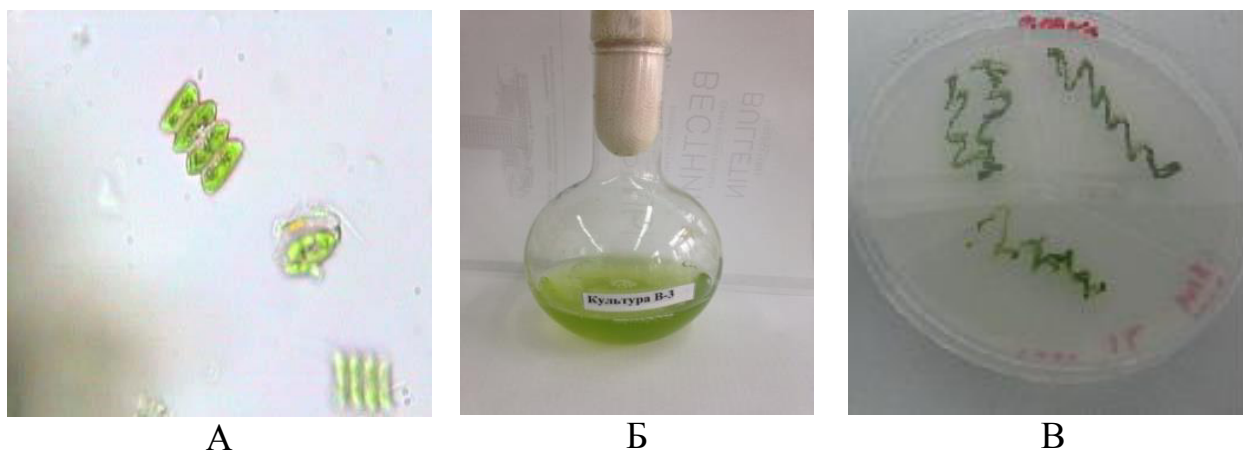


В

а- дақыл морфологиясы (үлкейту. x100), б – сұйық ортада өсуі, в, г- қатты ортада өсуі

Сурет 10- BB-1 дақылы

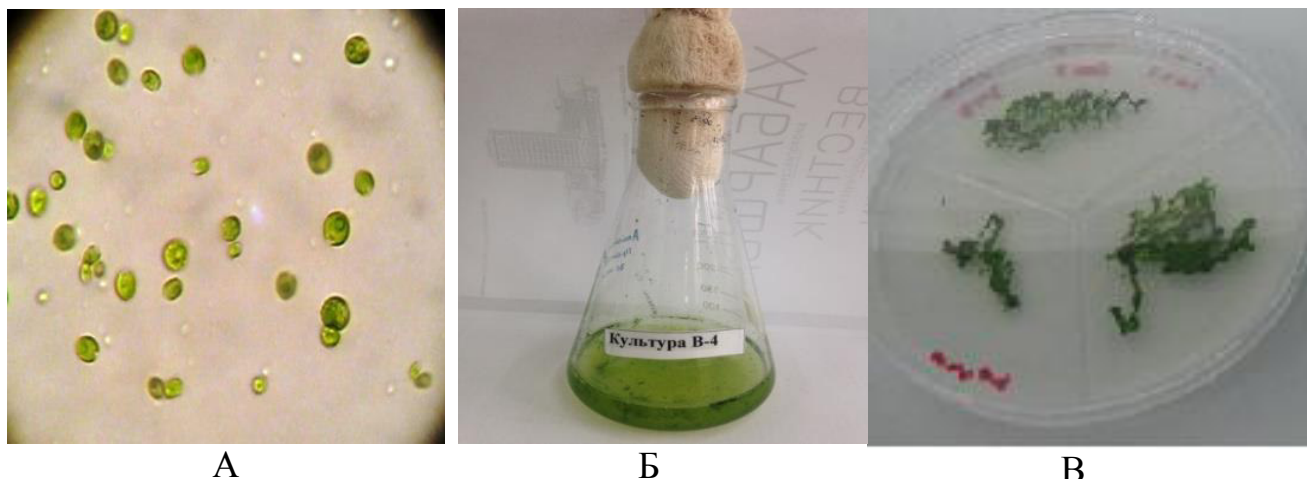
В - 3 дақылы – Билікөл көлінен бөлініп алынған, *Chlorophyceae* класына жататын жасыл микробалдыр. Жасушаның ені 2,5-4 μ және ұзындығы 4,5-5 μ . Жасуша формасы ұршық тәрізді, ценобты формалардан тұрады. Ценобиялар өзара бір-бірімен байланысқан 4, 8 жасушалы қатардан тұрады (кей жағдайда, 2 немесе 3 қатардан тұруы мүмкін) және талшықтары жоқ. Әр жасуша эллипс тәрізді. Жасуша беті тегіс, өсінділері жоқ. Қабығы да тегіс. Хромотофораның бір переноиды бар. Жасушалар 4-30 x 2-9,5 мкм. Автоспораларымен көбейеді: әрбір жасушада 4, 8 немесе 16 спора түзіледі және сол жерде жаңа ценобиялармен қосылады. Қалыпты жағдайда апланоспоралармен көбейеді. Нейтрофилді, мезофилді, автотрофты, жарық сүйгіш. Тамия сұйық және қатты қоректік ортасында 18-30°C температурада жақсы өседі (сурет 11). Сұйық ортада гомогенді өседі, ал қатты қоректік ортада жасыл түсті, қалыпты формалы колония түзеді. Морфологиялық сипаттамасы бойынша, бөлініп алынған штамм - Класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Sphaeropleales*, Тұқымдас: *Scenedesmaceae*, *Scenedesmus* туысының өкілі ретінде идентификацияланды.



а- дақыл морфологиясы (үлкейту. $\times 100$), б – сұйық ортада өсуі, в - қатты ортада өсуі

Сурет 11 – В - 3 дақылы

В-4 дақылы – вольвоксты жасыл балдыр. Билікөл көлінен бөлініп алынған. Жасушалар шар тәрізді, қозғалмалы, пектинді қабықпен қапталған, екі талшығы бар. Жасушалар өлшемі 2-ден 3,5 мкм-ге дейін. Ұзындығы бірдей екі талшық жасушаның алдыңғы бөлігінде орналасқан. Барлық хлорофилл хромофорда орналасқан және ешқашан хромотофорсыз кездеспейді. Жынысты және жыныссыз жолдармен көбейеді. Хламидомоналар көп жағдайда қозғалмайтын күйде көбейеді, талшықтары барлары талшығын жоғалтып, тұнбаға түседі. Клетка қабығының ішінде протоплазматикалық түрде бастапқыда екіге, кейін төртке бөлінеді (протопласт). Аналық жасушаның қабығы бұзылған соң, бөліну нәтижесінде пайда болған жасушалар сыртқа шығады, кейін талшықтары пайда болып, аналық жасушаның көлеміне дейін өседі және қабығы пайда болады. Органикалық-минералды және органикалық қоректік орталарда жақсы көбейеді. Мезотермалды. Өте жоғары жарықтан және жоғары температурадан қашады (сурет 15). Дақылдау барысында тірі жасушалар тұнбаға түспейді. Тыныштық жағдайында жасушалар 6-15 тәуліктен соң тұнбаға түсе бастайды. Қатты қоректік ортада тегіс, жасыл колониялар түзіледі. Штамм монодақыл жағдайында ғана жақсы өседі. Штамм жоғары өнімділігімен ерекшеленеді. L-min сұйық және агарланған орталарда 22-30°C температурада жақсы өседі (сурет 12). Морфологиялық сипаттамасы бойынша бөлініп алынған штамм Класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Volvocales*, Тұқымдас *Chlamydomonadaceae*, *Chlamydomonas* туысының өкілі ретінде идентификацияланды.

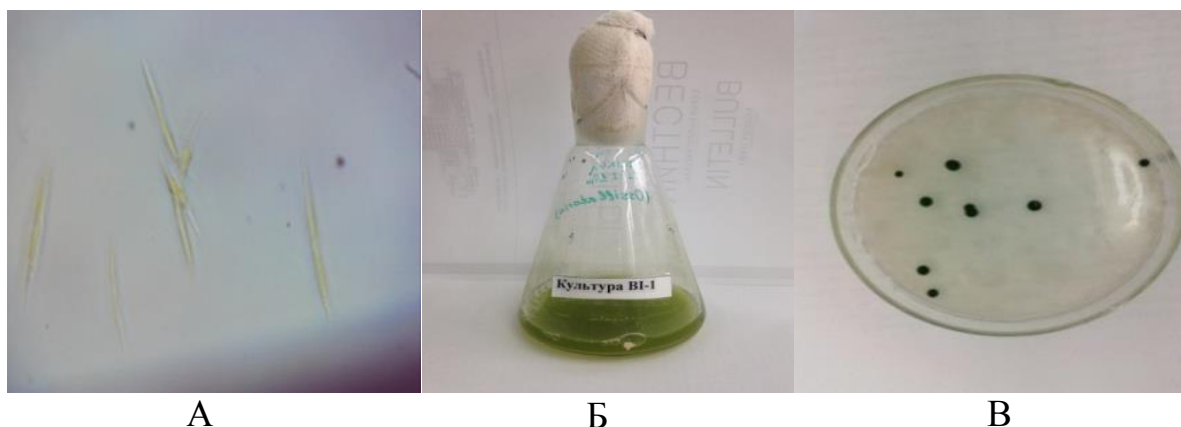


а- дақыл морфологиясы (үлкейту. х100), б – сұйық ортада өсуі, в - қатты ортада өсуі

Сурет 12 – В - 4 дақылы

ВІ-1 дақылы – *Chlorococcales* қатарының микробалдыры. Елек өзенінен бөлініп алынған. Штамм жасушалары сирек бір жасушалы болып келеді, көп жағдайда бірнеше жасушалары орталық бүйірінен бірігіп тұрады. Жасушалар тегіс немесе аздап бүгілген, біртіндеп жіңішкеріп, үш жағы үшкір келген. Қабығы жіңішке, тегіс және түссіз болып келеді. Аналық жасушаның жыртылуы нәтижесінде шығып, аналық жасушада бір-біріне паралельді орналасқан 2-4-8-(16) автоспоралармен көбейеді. 25-30°C температурада Тамия сұйық және қатты қоректік ортасында жақсы өседі. Сұйық қоректік ортада өсу кезінде тұнбаға түспейді. Қатты қоректік ортада дөңгелек, тегіс және томпақ, шеті бүдір колониялар түзеді. Колониялардың диаметрі 2-3,5 мм, жасыл түсті болды (сурет 13). Морфологиялық сипаттамасы бойынша - класс: *Chlorophyceae*, Қатар: *Sphaeropleales*, Тұқымдас: *Ankistrodesmaceae*, *Ankistrodesmus* туысының өкілі ретінде идентификацияланды.

Осылайша, ластанған су экожүйелерінен альгологиялық және бактериологиялық таза дақылдарын бөліп алу жұмысын жүргізу нәтижесінде 10 альгологиялық таза дақыл бөлініп алынды, оның ішінде 7 дақыл ілеспелі микроорганизмдерден тазартылды, нәтижесінде микробалдырлардың 7 альгологиялық және бактериологиялық таза дақылдары бөлініп алынды. Бөлініп алынған таза дақылдар әл-Фараби атындағы ҚазҰУ-нің биотехнология кафедрасының фототрофты микроорганизмдер коллекциясында сақталған және әр түрлі ауыр металдармен ластанған су экожүйесін тазалаудағы рөлін әрі қарай зерттеу үшін арнайы орталарға уақытылы көшіріліп дақылданып отырады [199].



а- дақыл морфологиясы (үлкейту. $\times 100$), б – сұйық ортада өсуі, в - қатты ортада өсуі

Сурет 13 – VI - 1 дақылы

Филогенетикалық сараптама түрлерді ДНҚ-ның кең бірізділігін пайдалана отырып идентификациялау үрдісінде маңызды орын алады. Молекулалық филогенетика зерттелініп жатқан ағзалар арасындағы туыстық және филогенетикалық байланыс деңгейін анықтауға мүмкіндік беретін математикалық және статистикалық әдістердің жиынтығы болып табылады. Генетикалық дерекқордағы бірізділікті ДНҚ-ның шешілген жеке бірізділігінің молекулалық филогенетика әдісінің көмегімен салыстыра отырып, зерттелінетін объектінің қай түрге, тұқымдасқа, туысқа, қатарға жататынын анықтауға мүмкіндік береді. Филогенетикалық әдістің нақты шығу қабілеті (төменгі дәрежеге дейінгі таксономиялық бірізділік) дерекқордағы ағза туысына жақын маркердің айқындалған ДНҚ бірізділігі жайлы мәліметтерге байланысты [200].

ДНҚ-ның арнайы бірізділігі, бірізділік бойынша зерттеулер жасауға және белгісіз түрлерді немесе географиялық таралған түрішілік түрленгіштікті анықтауға мүмкіндік береді.

Мінсіз ДНҚ-маркер өте ұқсас түрлерді ажырата алу үшін жеткілікті түрде түрлене білу керек. Ол барлық таксономиялық топтарда болу керек, сонымен қатар әмбебап праймерлермен жеңіл амплификациялануы және нақты секвенирленуі қажет. Жасыл микробалдырлардың әр тұқымдасқа жатуына және олардың туыстарының ескі болуына байланысты мінсіз молекулалық маркер табу қиын. Дегенмен, белгілі ядерлы геномының құрылымы, жасыл балдырлардың органеллаларының геномдары құрылымы және ұйымдасуы бойынша едәуір ерекшеленуге мүмкіндік береді.

Молекулалық маркерлеу әдісі жерүсті өсімдіктері және балдырлардың кейбір топтары (жасыл балдырларды қосқанда) үшін пайдаланылады. Жасыл балдырларды зерттеу бойынша жарияланған барлық жұмыстар, түрлердің алуантүрлілігіне арналған молекулалық маркерлердің біреуін болса да пайдаланып жүзеге асады [201].

Микробалдырлардың жаңа кешенді таксономиялық классификациясын құрастыруда молекула – биологиялық мәліметтер негізгі алынады. Бөлініп алынған альгологиялық және бактериологиялық таза микробалдырлардың филогенетикалық жағдайын анықтау және классификациялау 18S рРНҚ нуклеотидті бірізділігін талдау негізінде жүргізілді.

Халықаралық мәліметтер базасы мен арнайы компьютерлік бағдарламаларды қолдана отырып алынған сиквенстер негізінде бөлініп алынған микробалдырлар штамдарын идентификациялауға мүмкіндік беретін генетикалық үйлесімдер анықталды.

Осылайша:

- ВВ-2, ВВ-1, В-12 дақылдары *Chlorella vulgaris* түрінің өкілдері ретінде идентификацияланды.

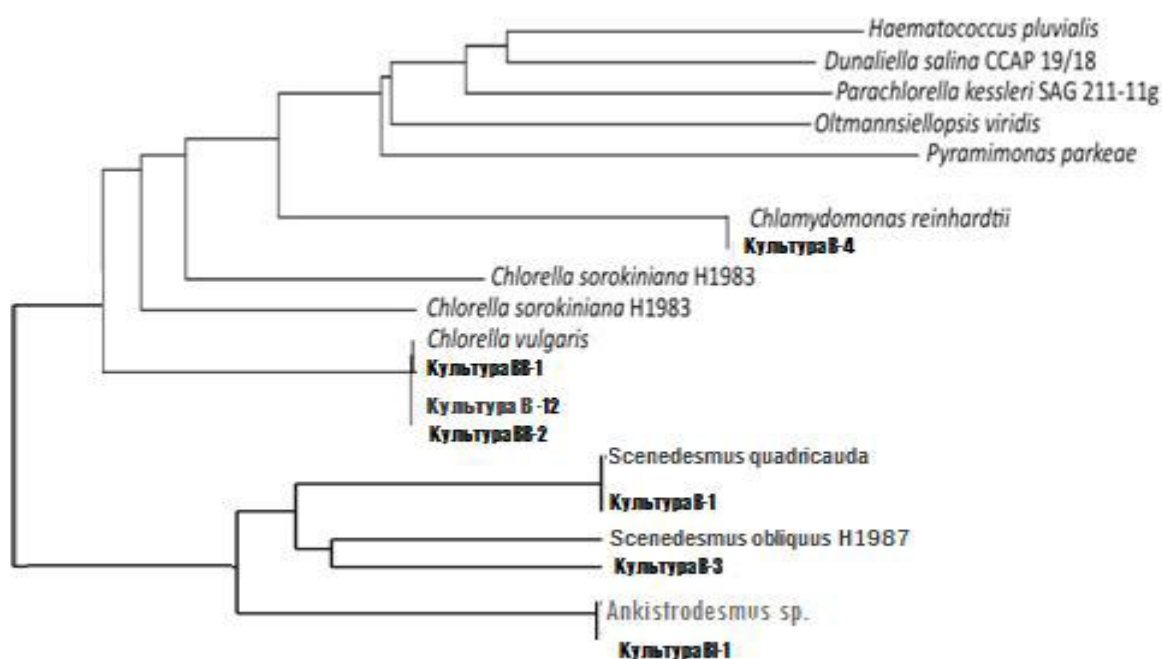
- В-3 дақылы *Scenedesmus obliquus* түрінің өкілдері ретінде идентификацияланды;

- В-1 дақылы *Scenedesmus quadricauda* түрінің өкілдері ретінде идентификацияланды;

- В-4 дақылы *Chlamydomonas reinhardtii* түрінің өкілдері ретінде идентификацияланды;

- ВІ-1 дақылы *Ankistrodesmus* sp. түрінің өкілдері ретінде идентификацияланды;

18S рРНҚ генін секвенирлеу негізінде құрастырылған филогенетикалық ағашта зерттелінген барлық штамдар көрсетілген (сурет 14).



Сурет 14 – Микробалдырлардың 18S рРНҚ гені негізінде филогенетикалық жағдайы

Осылайша, жарық микроскопы және молекулалық биология әдістерін пайдалану, әр түрлі ластанған су экожүйелерінен бөлініп алынған микробалдыр штамдарының: *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 таксономиялық деңгейін анықтауға мүмкіндік берді.

3.2 Әр түрлі ластанған су экожүйелерінен бөлініп алынған жаңа микробалдыр штамдарын дақылдаудың оптималды жағдайын анықтау

Микробалдырлар көп уақыттан бері әр түрлі зерттеулерде объект ретінде ғалымдармен пайдаланылады. Соңғы уақыттары оларды техникалық шикізат, жем, азық және оттегінің көзі ретінде пайдалануға болатындықтан зерттеушілердің бұл топ ағзаларына қызығушылығы артты. Сонымен қатар, әр түрлі поллютанттардан су экожүйелерін тазалауда микробалдырларды пайдалану мүмкіндігіне үлкен мән берілуде.

Микробалдырлардың перспективті түрлері мен штамдары көптеген елдерде зерттелінуде және пайдаланылуда (АҚШ, Жапония, Тайвань, Ресей, Болгария, Польша, Чехия). Микробалдырларды практикада пайдалану, оларды биомасса алу және экологияда, ауыл шаруашылығында, фармакологияда, парфюмерияда пайдалану мақсатымен өндірісте дақылдауға байланысты анықталады. Зертханалық дақылдаудың артықшылығы, заманауи экологияда өте маңызды экологиялық таза өнім алу болып табылады.

Өндірістік дақылдауда микробалдырлардың өсуін жылдамдататын негізгі факторларға жарық қарқындылығы, температура және қоректік орта жатқызылады.

Микробалдырларды дақылдаудың заманауи әдістері бір-бірінен ерекше болғанымен, олардың барлығы жасушаның жеткілікті жарықпен, көмірқышқыл газымен және басқа қоректік заттардың жеткілікті болуына негізделген. Жарықтың қарқындылығы микробалдырлардың өсу жылдамдығын, фотосинтездің белсенділігін және жасушада маңызды биополимерлердің жинақталуына әсер етуші маңызды факторлардың бірі [202].

Микробалдырлардың өсуіне температура өте жоғары әсер етеді. Температура артқан сайын микробалдырлардың өсу жылдамдығы арта түседі және олардың жарық оптимумы көбейеді. Соның нәтижесінде, өндірістік дақыл ретінде микробалдырларды таңдау кезінде, олардың термофильділігіне үлкен назар аударылады. Термофильді микробалдыр дақылдарын таңдау, оларды өте жоғары температурада дақылдану мүмкіндігімен анықталады. 32⁰ С төмен емес оптимум температурада тіршілікке қабілетті микробалдырлар термофильділер болып табылады.

Микробалдырларды өсіру кезінде жоғары концентрленген орталарды пайдалану қажеттілігі, жоғары өнім алуға бағытталған өндірістік дақылдауға байланысты. Өндірісік дақылдау жағдайына бейімделетін микробалдырлар дақылдарын селекция жолымен алуға болады. Дегенмен, табиғаттан бөлініп

алынған микробалдырлардан, өндірістік жағдайда дақылдануға келетін түрлерін таңдап алу қажет.

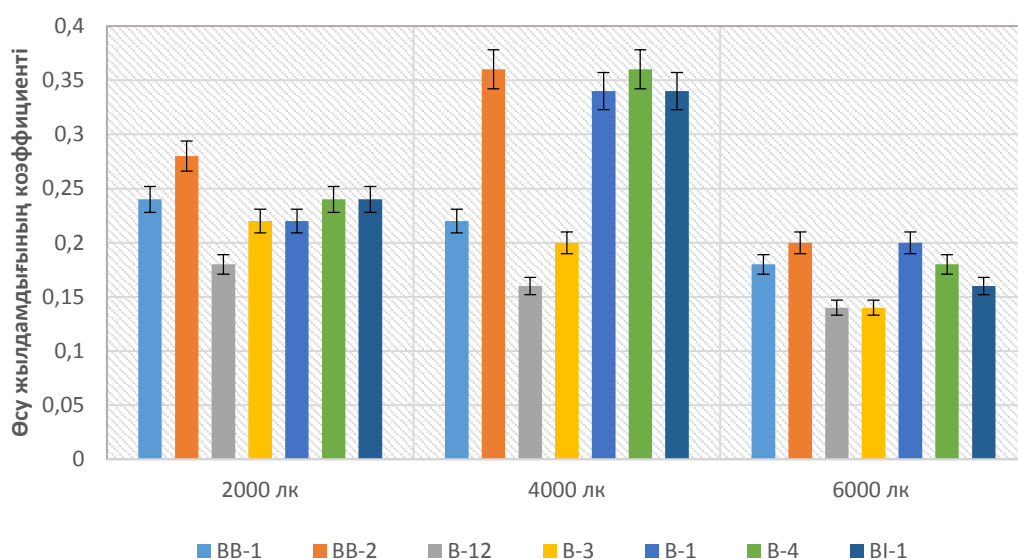
Осыған байланысты, бөлініп алынған микробалдыр штамдарының өсуіне температураның, жарық қарқындылығының әсері зерттелді. Сол себепті бөлініп алынған микробалдыр штамдары 28°C температурада үш түрлі жарық жағдайында: 2000, 4000 және 6000 лк дақылданды.

Тәжірибе барысында 2000-нан 6000-ға дейінгі люкс жарық қарқындылығында микробалдырлардың зерттелініп жатқан дақылдарының биомасса тығыздығында өзгерістер байқалды. Тәжірибе басында үш зерттеу нұсқаларында да жасуша саны $0,5 \times 10^6$ кл/мл болды.

Бөлініп алынған дақылдардың өсу көрсеткіштерін зерттеу тәжірибесінде, штамдардың көбі берілген дақылдау жағдайында жақсы өсіп дамитынын көрсетті. Тәжірибе барысында микробалдырлардың көп дақылы үшін 4000 люкс жарық қарқындылығы оңтайлы екенін көрсетті. Микробалдырлардың өнімділігі үшін жарыққа төзімділік факторы жоғары әсер етеді, себебі, оптималды жарықтандыру кезінде биомассаның өсуі энергия сәулесін жоғары дәрежеде пайдалануға және қысқа уақыт аралығында биомасса жинақтауға мүмкіндік береді. Жарыққа төзімді штамдарға *Chlorella vulgaris* sp BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B -4, *Ankistrodesmus* sp BI-1 жатқызылды (4000 лк жарық қарқындылығында өсу). Қалған *Chlorella vulgaris* BB-1- 0,24, *Chlorella vulgaris* B-12- 0,18 және *Scenedesmus obliquus* B-3 -0,22 штамдарының 2000 лк жарықта өсу жылдамдығының коэффициенті және өнімділігі бойынша жоғары болды (сурет 15).

Осы дақылдардың өсу коэффициенті 4000 және 6000 люксте салыстырмалы түрде төмен болды, бұл аталған микробалдыр дақылдарының төменгі жарық қарқындылығы жағдайында жақсы дамитынын көрсетеді. 6000 лк жарықтандыру барлық бөлініп алынған микробалдыр дақылдарының өсуіне тежеуші әсер ететінін көрсетті. Барлық бөлініп алынған микробалдыр дақылдарын 6000 лк жарықта дақылдау 2000 және 4000 лк жарықтандыру көрсеткіштерімен салыстырғанда төмен болды.

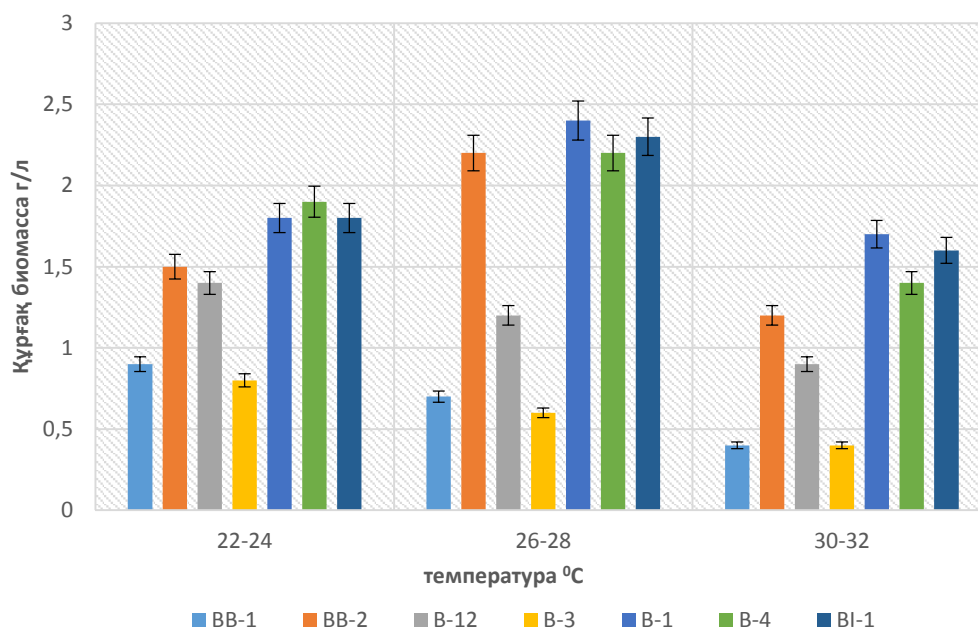
Жүргізілген тәжірибелер нәтижесінде *Chlorella vulgaris* BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырларының өсу жылдамдығы коэффициентінің максималды мәні 4000 люкс жарықта дақылдау кезінде байқалды, ал *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12 және *Scenedesmus obliquus* B-3 штамдары үшін жарықтандырудың оптималды мәні 2000 люкс болды.



Сурет 15 - Әр түрлі жарықтандыру жағдайында бөлініп алынған микробалдыр штамдарының өсу жылдамдығының коэффициенттері

Әрі қарай, әр түрлі ластанған су экожүйелерінен бөлініп алынған микробалдырлардың өсуіне температураның әсері зерттелді. Микробалдырлар интервалы 2°C болатын әр түрлі температураларда дақылданды. *Chlorella vulgaris* sp BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B -4, *Ankistrodesmus* sp BI-1 үшін дақылдау кезінде жарық – 4000 лк болды, ал *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12 и *Scenedesmus obliquus* B-3 – 2000 лк жарықтандыруда дақылданды. Балдырлардың өсу қарқындылығы белсенді болған температура, оптималды температура деп анықталды. Егу материалының бастапқы саны $0,5 \times 10^6$ кл/мл болды. Биомассаның өсуі абсолютті құрғақ заттар (а.қ.з) әдісімен тікелей өлшеу арқылы бағаланды.

Бөлініп алынған микробалдырлардың абсолютті құрғақ биомассасы жағдайында микробалдырларды әр түрлі температурада дақылдау кезіндегі зерттеу нәтижесінде *Chlorella vulgaris* sp. BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B - 4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылдары мезофильді 26-28°C температурада өнімді екені анықталды. Қалған штамдар 22-24°C температурада жақсы өсетін балдырлар екені анықталды (сурет 16).



Сурет 16 - Бөлініп алынған микробалдыр штамдары биомассасының өсуіне әр түрлі температура жағдайының әсері

Зерттеу нәтижесінде *Chlorella vulgaris* sp BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp BI-1 микробалдырларының бөлініп алынған альгологиялық және бактериологиялық таза дақылдары 4000 лк жоғары жарықтандыру қарқындылығында және 26-28°C мезофильді жағдайда жақсы өсетіні анықталды. *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, және *Scenedesmus obliquus* B-3 дақылдары 22-24°C температурада жақсы өсетіндігі, ал оптималды жарықтандыру қарқындылығы 2000 лк болғаны анықталды.

Осылайша, барлық микробалдырлардың бөлініп алынған альгологиялық және бактериологиялық таза дақылдары альгологиялық тазалығын сақтауда, күрделі арнайы дақылдау жағдайын және көп мөлшерде минералды тұздарды талап етпейді. Олар минималды бейімделу уақытымен, жоғары өсу қарқындылығымен және өнімділігімен сипатталады.

3.3 Ауыр металл иондарына төзімді жоғары сатыдағы су өсімдіктері және микробалдыр дақылдарын іріктеп алу

Қазіргі таңда адамдардың шаруашылық әрекетінің нәтижесінде қоршаған ортада ауыр металдар мен олардың тұздарының кездесуі шекті мүмкіндік концентрациясынан жоғары. Көптеген ауыр металдар тірі организмдерге микроэлемент ретінде қажет болғанымен, көп мөлшерде ағзаларға ең токсинділігі жоғары ластаушы болып табылады. Осындай жайттарды ескере отырып, Жерде ағзалардың алуантүрлілігін сақтау үшін, әр түрлі токсинді заттардың әсеріне ағзалардың сезімталдылығы немесе төзімділігі жайлы ақпараттар алуды қажет етеді. Сонымен қатар, қалдық сулар және табиғи немесе жасанды су қоймаларын ластағыш заттардың, оның ішінде ауыр металдардың көп мөлшерінен тазалау мәселелері үлкен маңызға ие болып отыр, сол себепті

судың сапасын қайта қалпына келтіре отырып, ауыр металдарды табиғи ортадан сіңіруге қабілетті өсімдіктердің тізімін кеңейту қажет.

Жоғары сатыдағы су өсімдіктері (ЖССӨ, макрофиттер) континентальді суқоймалары экожүйесінің маңызды компоненті болып табылады. Олар судың сапасын және суқоймаларының биологиялық тәртібін құрастыру үрдісінде маңызды болып табылады. Тек өсімдіктер ғана фотосинтез кезінде жаңа органикалық заттарды синтездеуді қамтамасыз етеді. Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің антропогендік зардапқа ұшыраған су объектілеріндегі маңызы жоғары, себебі, олар ластағыштарды сіңіріп су қоймаларын тазалауға қатысады да, биотикалық тепе-теңдікті қалыпты жағдайда ұстауда басты рөлді атқарады. Сол себепті, су және су айналасында тіршілік ететін өсімдіктер, су объектілері экожүйесінің ластану деңгейінің көрсеткіші болып қызмет атқаруы мүмкін.

3.3.1 Микробалдыр дақылдарының өсуі және дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсерін зерттеу

Соңғы жылдары экологтар қоршаған ортаның ластану деңгейін бағалап және ластану көздерін анықтай отырып, табиғи ортаға түскен заттардың «табиғатын» анықтауға, олардың өзгеруіне және тірі ағзалармен байланысына үлкен мән беріп отыр. Осындай зерттеулер үшін ыңғайлы объект ретінде, көптеген элементтерді жоғары концентрацияда жинақтауға және оларды токсинді емес формаға айналдыруға қабілетті микробалдырлар қызмет атқарады [203].

Өндірістің және ауыл шаруашылығының қарқынды өсуіне байланысты металдардың қоршаған ортаға түсуі шарасыз болғандықтан, ластанған су ортасы жағдайында су биоценоздарының дамуын болжау сұрақтары өзекті болып табылды. Сондықтан, әр түрлі химиялық элементтерге микроорганизмдердің төзімділігін зерттеу қажеттілігі туындайды.

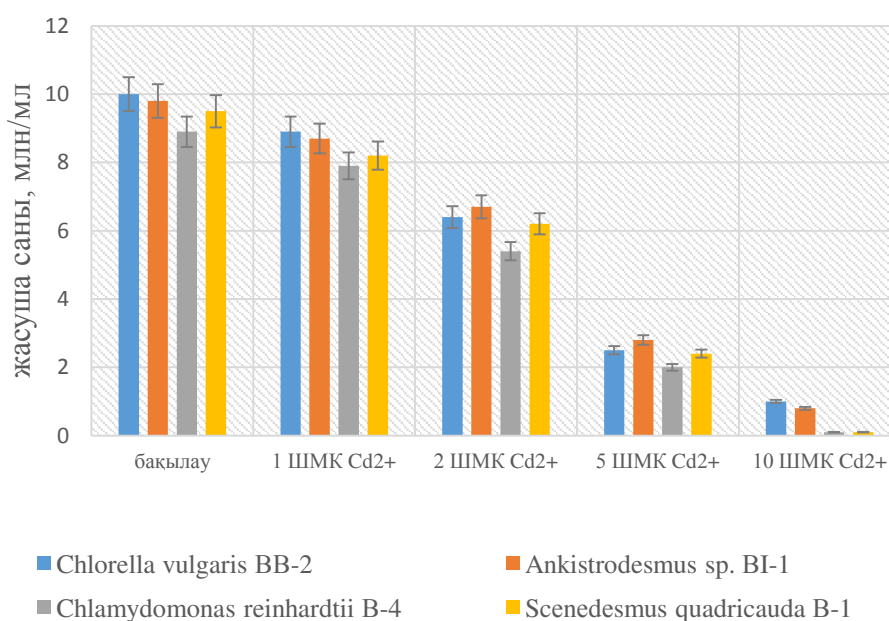
Металдар, негізгі табиғи ресурс ретінде ортаны ластаушы қауіпті топтарды түзеді, және сонымен қатар олар тірі ағзалардың ферментативті жүйесінің маңызды бөлігі болып табылады [204]. Көптеген ауыр металдардың физиологиялық рөлі, сонымен қатар олардың фототоксинділігі (жоғары концентрацияларда) оларды жинақтау заңдылықтарын зерттеу және микробалдырлар әр түрлі түрлерінің таралу маңыздылығын анықтайды.

Қазіргі таңда қоршаған ортаның ауыр металдармен (АМ) ластану мәселелері өзекті болып отыр. Өткір токсинділігі және қауіпті деңгейге дейін қоршаған ортада біртіндеп жинақталу нәтижесінде металдар биотаға күрделі зардап тигізеді.

Модельді тәжірибелерде микробалдыр дақылдарының өсуі мен дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсері зерттелінді. Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} иондарымен су орталарының ластанған жағдайында микробалдырлардың тіршілікке қабілеттілігін анықтау үшін, модельді тәжірибелерде микробалдырлардың өсу және даму көрсеткіштеріне осы металдардың әр түрлі концентрацияларының әсері зерттелінді.

Кадмий – өсімдіктерге, сондай ақ жылы қанды ағзаларға токсинді әсер ететін элементтердің бірі. Ол қоршаған ортаға металлургия кәсіпорындарының қалдықтарымен және шаңымен келіп түседі. Кадмийдің көп бөлігі гальваникалық және лакбояушы өндірістердің қалдықтарында кездеседі, ал ауыл шаруашылық жерлеріне қалдық сулардың қоқыстары түрінде тыңайтқыштармен бірге келіп түседі. Ал атмосфераның кадмиймен ластануының негізгі көзі қатты және сұйық жанармайларды жағу болды [205].

Зерттелінген микробалдыр дақылдары ортадағы кадмийдің 1 ШМК концентрациясына төзімді болды. Қоректік ортаға 2 ШМК концентрациядағы кадмий ионын қосу кезінде жасушалар саны бақылаумен салыстырғанда төмендегені байқалды, яғни, берілген концентрация барлық зерттелініп жатқан микробалдыр дақылдары үшін токсинді болып келеді. Жасушалардың өсуінің толығымен тоқтауы және өлімі 10 ШМК концентрациядағы кадмийді қосқан жағдайда байқалады. Кадмий әсер еткен жағдайда салыстырмалы өсу көрсеткіші *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылдарында жоғары болғаны байқалды (сурет 17).

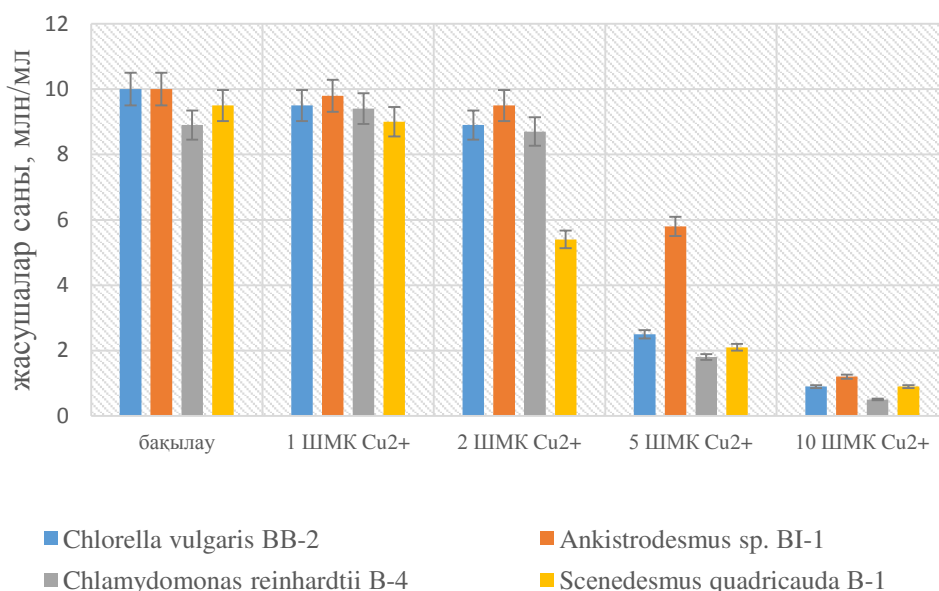


Сурет 17 – Микробалдырлардың санына кадмий ионының әсері

Табиғи су орталарына мыстың келіп түсуінің негізгі көздеріне химиялық кәсіпорындар, металлургиялық өндірістер, шахталық сулар, альдегидті реагенттер, сонымен қатар мыс құбыр желісінің коррозиясы және сумен жабдықтау жүйелерінде пайдаланылатын басқа да құрылғылар жатқызылады [206].

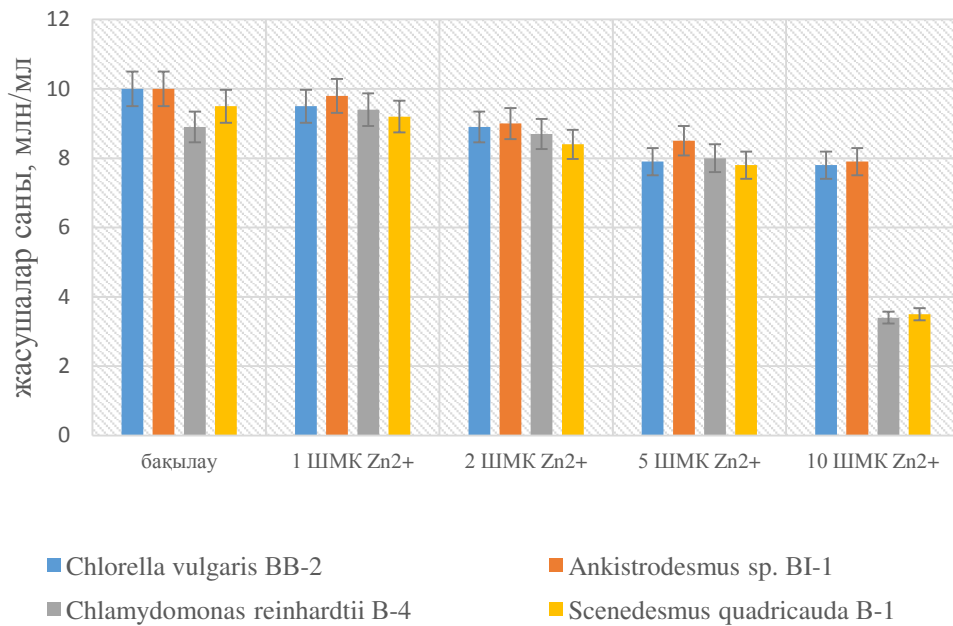
Микробалдырлардың өсуіне мыс ионының әсерін зерттеу кезінде *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылы 5 ШМК мыс концентрациясына төзімді екені, ал 10 ШМК мыс концентрациясы токсинді әсер еткені анықталды. *Chlamydomonas reinhardtii* B-4 және *Chlorella vulgaris* BB-2 дақылдары 2 ШМК мыс

концентрациясына төзімді, олар үшін 5 ШМК металл концентрациясы токсинді болып табылады. *Scenedesmus quadricauda* B-1 дақылы үшін 2 ШМК мыс концентрациясы токсинді, бірақ ол 1 ШМК концентрацияға төзімді болып келеді. Қоректік ортаға 10 ШМК мыс концентрациясын қосқанда жасушалардың толығымен өсуінің тоқтатылуы және өлімі байқалады (сурет 18).



Сурет 18 – Микробалдырлардың санына мыс ионының әсері

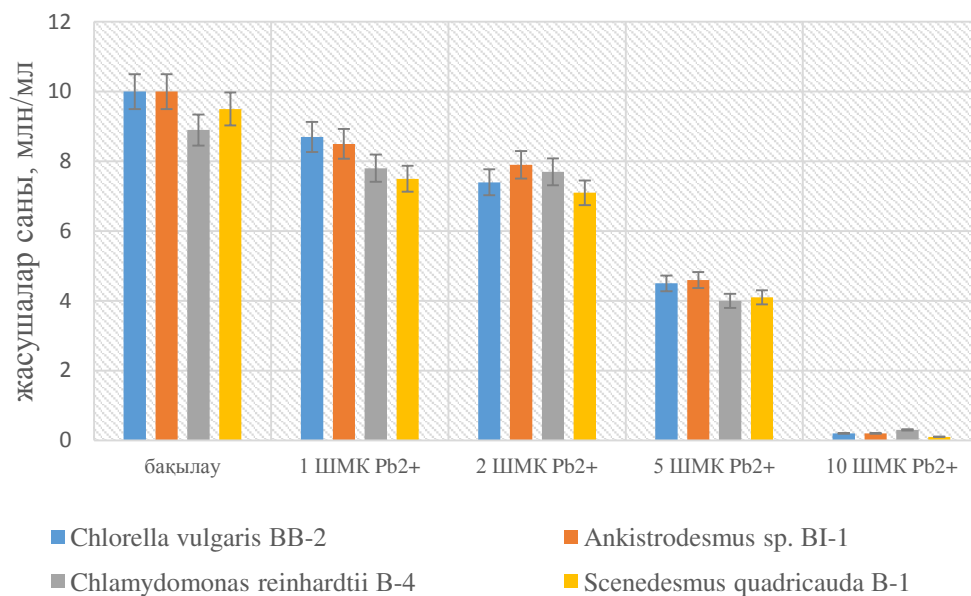
Қоршаған ортаның мырышпен ластануының негізгі көздеріне металлургия, әсіресе түсті, құрылғы және көлік құрастыру тармақтарының кәсіпорындары жатады [207]. 19 суреттен көрінетіндей зерттелінген микробалдыр дақылдары 5 ШМК мырыш концентрациясына төзімді. Ортадағы 10 ШМК мырыш концентрациясы *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылдарының өсуіне күшті токсинді әсер етпейтіні анықталды, дегенмен бастапқы уақытта жасуша саны төмендегені байқалса, одан кейінгі зерттеу уақыттарында жасуша санының баяулап өскені байқалады, ол токсикант концентрациясына жасушаның бейімделуімен байланысты болуы мүмкін. *Chlamydomonas reinhardtii* B-4 және *Scenedesmus quadricauda* B-1 жасушаларының өсуі 10 ШМК концентрация кезінде 65-70%-ға төмендегені анықталды.



Сурет 19 – Микробалдырлардың санына мырыш ионының әсері

Қорғасын металлургия, металл өңдеу, электротехника, мұнайхимия және автотранспорт кәсіпорындарының қалдықтарында жинақталады [208]. 20 суреттен көрінетіндей, зерттелінген дақылдар 2 ШМК қорғасын концентрациясына төзімді болып келеді. Қоректік ортаға 5 ШМК концентрациядағы қорғасын ионын қосқан кезде жасушалардың өсуі шектеледі, аталмыш концентрация барлық зерттелінетін дақылдар үшін токсинді болып табылады. 10 ШМК қорғасын концентрациясын қосқан кезде жасушалардың өсуінің толық тоқтатылуы мен өлімі байқалады.

Осылайша, микробалдырлардың өсуіне ауыр металдардың жоғары концентрацияларының әсерін зерттеу кезінде, *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылдары зерттелінген металдарға төзімді екені белгілі болды. Ортаға ауыр металл иондарын қосу, дақылдардағы жасуша санының өзгеруіне едәуір әсер ететіні анықталды: металл ионының концентрациясы неғұрлым артқан сайын, микробалдыр жасушаларының өсуіне соғұрлым кері әсерін тигізеді.



Сурет 20 – Микробалдырлардың санына қорғасынның әсері

Микробалдырлардың пигменттерінің құрамына ауыр металдардың әсері зерттелінді. Зерттелінген ауыр металдардың 5-10 ШМК концентрациялары микробалдырларға жоғары токсинді әсер ететіні анықталды. Бір жасушалы балдырлардың мыс ионына сезімталдылығы, микробалдырлардың өсу жылдамдығының төмендеуімен және жасуша ақуызының, липидтерінің және пигменттік құрамының өзгерісімен байқалатынын, сонымен қатар жасушаның генотипі және жасушаның функционалдық белсенділігі бойынша өзгеретінін көптеген зерттеушілер өз зерттеулерінде байқаған болатын.

Ауыр металдардың 2 ШМК концентрацияда микробалдырлар жасушаларының хлорофилл құрамына әсері зерттелді. Зерттеу нәтижелері 4 кестеде көрсетілген.

Кесте 4 - Микробалдырлардың жалпы хлорофилл *a*-ның құрамына 2 ШМК концентрациядағы ауыр металдардың әсері, абс. құрғақ биомассаның мг/г

Нұсқалар	<i>Chlorella vulgaris</i> BB-2	<i>Ankistrodesmus</i> sp. BI-1	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> B-4	<i>Scenedesmus quadricauda</i> B-1
Бақылау	20,3±0,31	21,7±1,54	18,55±1,12	19,14±1,71
Cd ²⁺	18,50±1,12	20,51±1,79	14,6±1,30	15,7±0,98
Cu ²⁺	17,87±1,30	20,23±1,20	16,12±0,98	15,4±41,19
Pb ²⁺	16,22±1,74	19,41±1,31	15,14±0,88	16,1±1,42
Zn ²⁺	19,98±1,87	20,14±1,92	16,0±1,87	17,54±1,31

Алынған нәтижелерге сәйкес, *Chlorella vulgaris* BB-2 жасушаларының хлорофилл құрамы бақылаумен салыстырғанда орташа есеппен 11%-ға төмендеді, ал *Chlamydomonas reinhardtii* B-4-те 17%-ға төмендегені байқалды. *Ankistrodesmus* sp. BI-1 дақылының жасушаларындағы хлорофилл *a*-ның құрамы айтарлықтай өзгермеді, ал *Scenedesmus quadricauda* B-1 жасушаларында бақылаумен салыстырғанда хлорофилл *a*-ның құрамы орташа есеппен 15%-ға төмендеді. Хлорофилл *a*-ның синтезіне мырыш және мыспен салыстырғанда қорғасын және кадмий кері әсер еткені анықталды.

Ауыр металдардың 2 ШМК концентрацияда әсері кезінде жасуша деформациясы, олардың өлшемдерінің өсуі, жасушалардың бөлшектерге бөлінуі микробалдыр жасушаларында байқалмады.

3.3.1.1 Микробалдыр дақылдарының ауыр металдарды сорбциялауы

Экожүйелерде микробалдырлар металдарды «топтық тип» бойынша аккумуляциялайды, яғни, металдардың белгілі бір топтарын жоғары жинақтауға қабілетті. Сонымен қатар, балдырлар мен жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің белгілі түрлері бес-жеті металдан тұратын топтарды ғана жинақтай алуы мүмкін. Мысалы, *Ctramielis* көп жағдайда Ti, Mn, Fe, V сияқты металдарды концентрлеуге қабілетті [209]. Сонымен бірге, кейбір балдырлар токсинді металдарды да сіңіру бойынша «іріктемелі типке» жатқызылады. Балдырлардың элементтерді іріктеп сіңіруі және ағзаның толеранттылығы генетикалық қасиеттеріне байланысты екені белгілі. Мысалы, кейбір балдырлар мырышты сіңіруге ғана қабілетті. Оған *Fucus* туысының түрлері жатқызылады. Норвегия жағалауында, антропогендік ластануға ұшыраған аймақтарда *Fucus evanescens* клеткаларынан 2207 мкг/г мырыш иондары табылған. Балдырлардың ауыр металдарды іріктеп жинақтауы, олардың теңіз жағалауы экожүйесінің абиотикалық және биотикалық компоненттерінің арасындағы микроэлементтердің, сонымен қатар ауыр металдардың таралуында маңызды биогеохимиялық рөл атқаратынын көрсетеді. Кейбір балдырлардың осы қасиеті жергілікті ластанған су экожүйелерін тазалау кезінде оларды биофилтрлер мен консорциумдар құрамында пайдалануға мүмкіндік береді [210].

Ауыр металдардың қоршаған ортаға түсуінің факторларының шығу тегі табиғи (тау жынысының немесе минералды заттардың желге мүжілуі, эрозиялық үрдістер, жанартау әрекеті) және техногенді (пайдалы қазбаларды өндіру және қайта өңдеу, отын жағу, транспорттың әсері, ауыл шаруашылығы) болуы мүмкін. Аэрозоль түрінде қоршаған ортаға түсетін техногенді заттардың бір бөлігі, ұзақ қашықтыққа таралады және ғаламдық ластануды тудырады. Келесі бөлігі ағынды емес суларға келіп түседі, сол себепті ауыр металдар жинақталады және екіншілік ластағыштардың көзіне айналады.

Металдың токсинділігі және биоқолжетімділігі реакциялық қабілеттілігіне және ерігіштігіне, яғни элементтің химиялық формасына байланысты. Әрбір элементтің формасы оның тотығу дәрежесіне және физикалық жағдайына байланысты (металл бос жағдайда немесе кешендердің, бейорганикалық және органикалық бөлшектердің, минералдардың, конкреция және т.б. құрамына

косылады). Табиғи суларда ауыр металдар концентрациясының артуы көп жағдайда басқа ластағыштардың түрлерімен де байланысты, мысалы, қышқылданумен. Қышқылды қалдықтардың түсуі рН көрсеткішінің төмендеуіне және сорбцияланған металдың бос жағдайдағы минералды және органикалық заттарға айналуына жағдай жасайды. Металдар экожүйеге түскен уақытта бір мезгілде бірнеше жолдармен таралуы мүмкін.

Дақылдық ортаға 1 мг/л концентрациядағы мыс ионын салған уақытта микробалдарларды дақылдау үрдісін сараптау барысында, *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 жасушаларында 6 сағаттан соң мыстың мөлшерінің жылдам өскенін көрсетті және 6 тәулік бойы біртіндеп көбейе бастады. Яғни 6 тәулікте *Chlorella vulgaris* BB-2 жасушаларының Cu-ды жинақтауы 92 % құрады, ал *Ankistrodesmus* sp. – 89 % болды. *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Scenedesmus quadricauda* B-1 жасушаларында 24 сағаттан соң мысты 49 % концентарцияда жинақтау байқалғанымен, 6 тәуліктен кейін мыс ионын жинақтау көрсеткіші, сәйкесінше 30 %, 45 %-ға төмендегені байқалды.

Дақылды өсіру үрдісінде дақылдық ортадағы Zn ионының азаю динамикасын зерттеу кезінде, микробалдыр клеткаларымен металдарды максималды сіңіру, оларды ортаға салған соң бастапқы 24 сағатта жүзеге асады. 1,0 мг/л Zn концентрациясын енгізгеннен кейін 6 сағаттан соң ортадағы Zn ионының 75 % дейін төмендегені байқалды. 24 сағаттан соң ортадан 85 % мырыш ионы сіңірілді, ал 6 тәулік дақылданған соң орташа есеппен 90 %-ға дейін сіңірілгені анықталды.

Барлық зерттелінген микробалдыр дақылдары мырышқа қатысты жоғары кумулятивті белсенділік көрсетті, біріншіден фотосинтездеуші ағзалардың қалыпты өсуіне, оның ішінде электрондар транспортына және көптеген маңызды ферменттердің қалыпты қызметіне оның қажетті болуымен байланысты, сонымен қатар оның басқа зерттелінетін металл иондарымен салыстырғанда токсинділігінің төмендігіне байланысты болуы мүмкін. Сонымен бірге, Zn ионын клетканың зат алмасуына жеткілікті мөлшерде алу үшін, олардың байланысына және тасымалдануына қатысатын ақуыздардың бірнеше типтерін пайдаланады. Балдырлар және өсімдіктер жасушаларында CDF және ZIP туысының ақуыздары мырышты тасымалдай алатыны дәлелденген. Металл транспортына қатысатын ақуыздар тасымалданатын иондарға өте немесе аз болса да ұқсастығы болады. Транспортты ақуыздардың синтезіне қатысатын гендердің кең спектрі, қоршаған ортадағы АМ жоғары концентрацияларына балдырлардың және өсімдіктердің бейімделуіне ықпал ететін реттеуші механизмдердің қызметі үшін мүмкіндік туғызады.

Металдарды сіңіру жылдамдығы балдырлардың жасушаларының зақымдану дәрежесіне қатысты әр түрлі физиологиялық жағдайына байланысты болуы мүмкін. Жасушада жүзеге асатын, олармен металдардың сіңіруіне метаболитикалық үрдістердің әсері жайлы қарсы ойлар да бар: бір авторлар бұл әсерді жоққа шығарады және сіңіруді пассивті диффузиямен түсіндіреді, ал басқалары – жасушалардың металдарды белсенді сіңіруі – олардың цитоплазмамен байланысы дейді. Соңғы мәліметтер бойынша, металдарды,

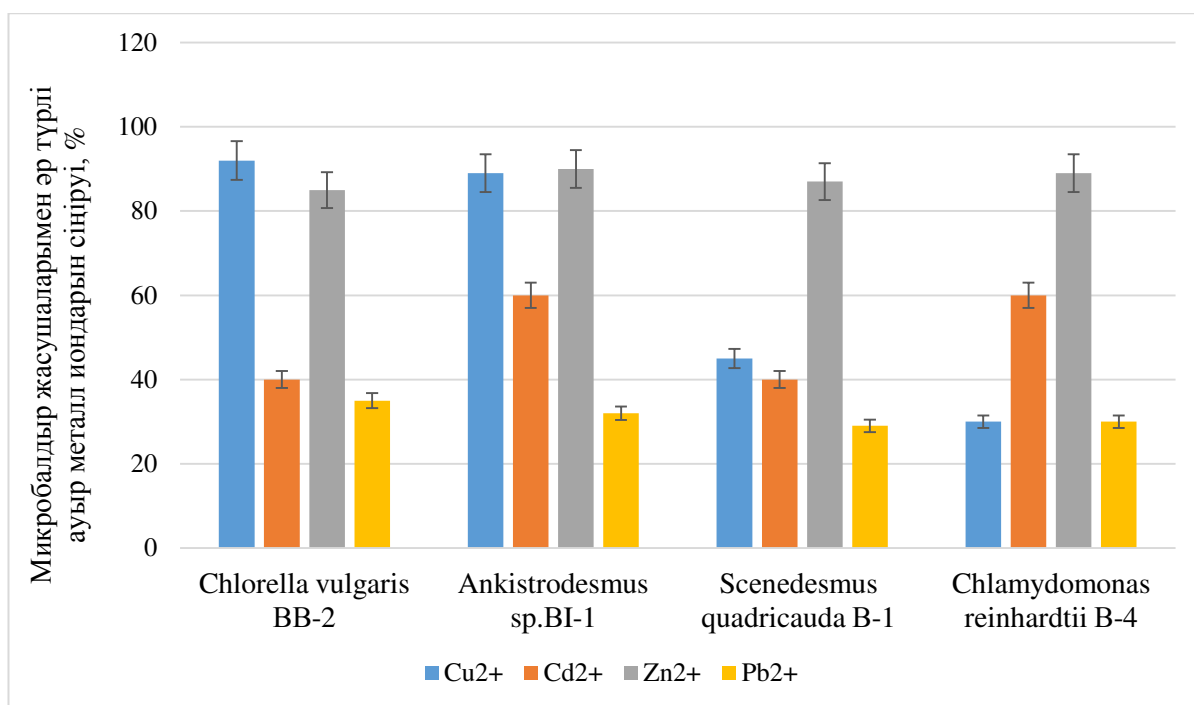
оның ішінде мырыш ионын да микробалдыр жасушаларымен сіңірудің механизмі пассивті екені, сонымен қатар жасуша қабықшасында металдарды сіңіру арқылы жүзеге асатыны жайлы мәліметтер бар. K^+ иондары үшін жасуша мембранасының өткізгіштігіне Zn^{++} әсері жайлы мәліметтер, әсер ету тиімділігінің концентрленген тәуелділігі Zn^{++} балдыр жасушаларына өте төмен концентрацияда түсуінің метаболизмге байланысты деп болжауына мүмкіндік береді [211].

Кадмийдің 0,01 мг/л концентрациясын ортаға енгізу кезіндегі микробалдыр жасушаларының кадмий ионын жинақтау динамикасын зерттеу барысында, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 және *Chlamydomonas reinhardtii* B-4 дақылдары дақылдаудың бірінші 6 сағатында кадмийді белсенді жинақтай бастайтынын көрсетті. Бастапқы 6 сағатта сұйықтықтағы кадмий концентрациясы 32 %-ға дейін төмендейді, ал олардың жасушадағы жинақтау пайызы 58 % жетті. Дақылдаудың 6 тәулігінде осы жасушалармен металдарды жинақтау орташа есеппен 60 %-ды құрады.

Chlorella vulgaris BB-2 және *Scenedesmus quadricauda* B-1 жасушалары бастапқы сағаттарда кадмийді аз мөлшерде ғана сіңірді. Кадмий ионы бар ортада дақылдауды жалғастыру кезінде бұл иондардың жасушаішілік саны біраз өсті. *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Scenedesmus quadricauda* B-1 жасушаларымен кадмийді жинақтау орташа есеппен 40 %-ды құрады.

0,3 мг/л концентрациядағы қорғасын ионы бар қоректік ортада микробалдырларды дақылдау кезінде қорғасынды жинақтау сараптамасы, басқа АМ салыстырғанда аталмыш металды жасушалар едәуір аз жинақтайтынын көрсетті. Қорғасынды жинақтау бойынша *Ankistrodesmus* sp. BI-1 жасушалары 32 % көрсетті, бұл көрсеткіш *Chlorella vulgaris* BB-2 – 35 % болды, *Scenedesmus quadricauda* B-1 – 29 % және *Chlamydomonas reinhardtii* B-4 – 30 % жинақтайды.

Осылайша, зерттелінген микробалдырлардың ішінде АМ белсенді биоаккумуляторлары *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 болды. Жасушалардың ортадан АМ сіңіруі келесі қатарды құрады: $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Pb^{2+}$ (сурет 21).



Сурет - 21. Микробалдыр жасушаларымен ауыр металл иондарын жинақтау

Бұл көрсеткіштер, әр түрлі микробалдыр жасушаларының ауыр металдарды аккумуляциялау дәрежесі және жылдамдығы бойынша әр түрлі екенін көрсетеді [211].

3.3.2 Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің өсуі және дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсерін зерттеу

Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің өсуі мен дамуына ауыр металдардың (Zn, Cd, Pb, Cu) әсері зерттелінді.

Қорғасынның жалпы санының жартысы қоршаған ортаға этил бензинінің жануы нәтижесінде түсетіні белгілі. Су экожүйелерінде қорғасын өлшенетін бөлшектермен адсорбциялық байланысқан немесе гумин қышқылымен еритін кешен түрінде кездеседі. Ластанбаған жерүсті суларында қорғасынның кездесуі 3 мкг/л-ден аспайды. Ал, өндірістік аймақтардың өзендерінде қорғасын жоғары мөлшерде кездеседі [212]. Біздің тәжірибемізде қорғасын концентрациясы 2 және 5 ШМК болатын қоректік орталарда дақылданған *Pistia stratiotes* өсімдігінде айтарлықтай өзгерістер байқалмады, ал 10 және 20 ШМК-ға дейін қорғасын концентрациясын өсірген жағдайда анық морфологиялық өзгерістер байқалды (кесте 5).

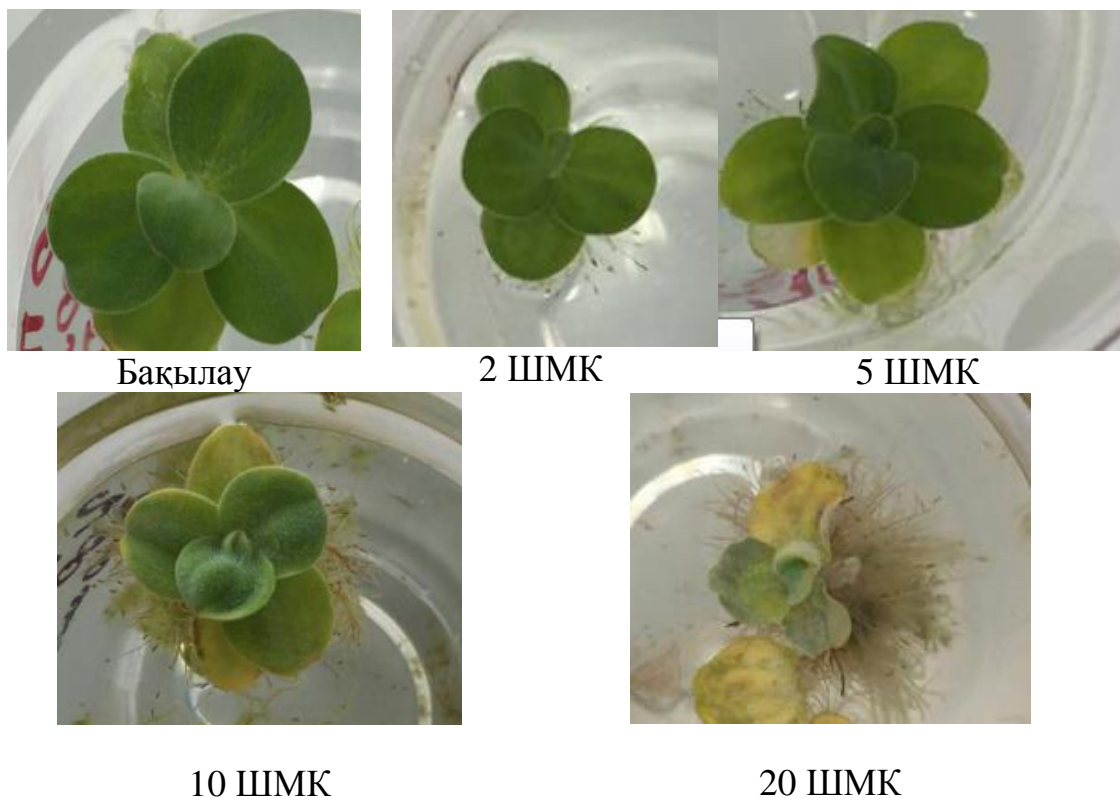
Токсиканттың концентрациясы артқан сайын жапырақ бетінің түсі біртегіс жасыл, сары-жасылдан қошқыл түске дейін өзгереді. Пистия өсімдігі үшін қорғасын ионының летальді дозасы 20 ШМК екені анықталды (сурет 22). Қорғасын ионының төменгі концентрацияларында өсімдіктер тіршілігін жалғастырады және уақыт өте келе жапырақтың тығыздығын қайта қалпына келтіріп, жаңа жапырақтар мен тамырлары өсіп шығады [213].

Кесте 5 - Қорғасын ионының әсері кезіндегі *Pistia stratiotes*-тің морфологиялық өзгерістері

Қорғасын концентрациясы (1 ШМК-0,03 мг/л)	Әсер ету уақыты, сағат	Тығыздығын жоғалту	Некроздар, % жапырақ көлемін ен	Жапырақтардың өлуі, жалпы санының %	Тамырларының өлуі, жалпы санының %	Хлороздар, % жапырақ көлемін ен	Түсі
2 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	5	Жасыл
	144	-	-	-	3	5	Жасыл
5 ШМК	24	-	2,5	-	-	-	Жасыл
	72	-	2,5	-	3,8	5	Жасыл
	144	-	3	-	6,7	10	Жасыл
10 ШМК	24	-	3,5	-	-	-	Жасыл
	72	-	5	-	15	15	Жасыл-сары
	144	+	10	10	25	15	Жасыл-сары
20 ШМК	24	+	20	25	25	15	Жасыл-сары
	72	+	50	80	60	65	Сары-жасыл
	144	+	100	100	100	100	Қошқыл сары
Бақылау	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	-	-	-	-	-	Жасыл

Техногенді ластағыштардың нәтижесінде су объектілеріне көптеген мырыш иондары келіп түседі. Zn^{2+} су объектілеріне түсудің негізгі көздеріне: кен орындарының шайынды сулары және гальванды цехтардың, лактар мен бояу өндірістерінің, өсімдіктерді қорғауда пайдаланылатын химиялық заттардың, түсті металлургия комбинаттары және жылу электростанциялары, тас-көмір қалдықтарының сулары жатады. Сонымен қатар мырыштың гидросфераға келіп түсуінің көздері мұхиттың темір-магний конкрециялары және су түбіндегі жанартаудың қалдықтары болып табылады [214].

Мырыш ионына *Pistia stratiotes* өсімдігінің төзімділігін зерттеу кезінде, 20 ШМК концентрациядағы металл тұзының ерітіндісіне өсімдікті салғаннан кейін алғашқы 2-3 тәулікте металдың негізгі токсикалық әсері байқалатыны анықталды. 20 ШМК концентрациядағы мыс ионы өсімдікке әсер ету кезінде жапырақ хлорозы анық байқалатын ашық сарғыш-жасыл түске боялды (кесте 6).



Сурет 22 - *Pistia stratiotes*-тің өсуіне қорғасын ионының әсері (144 сағаттан соң)

Мырыштың 2; 5; 10 ШМК концентрациядағы токсикалық әсері аз байқалғаны анықталды, жапырақ бетінің түсі қанық, некроз көлемі кішкентай болды. Металдың 5 ШМК-да өсімдіктің морфологиялық көрсеткіштері бақылаумен салыстырғанда айырмашылық байқалған жоқ. Басқа зерттелінген металдармен салыстырғанда мырыш ионының әсері кезінде өсімдіктің тіршілігінің сақталатыны анықталды (сурет 23).

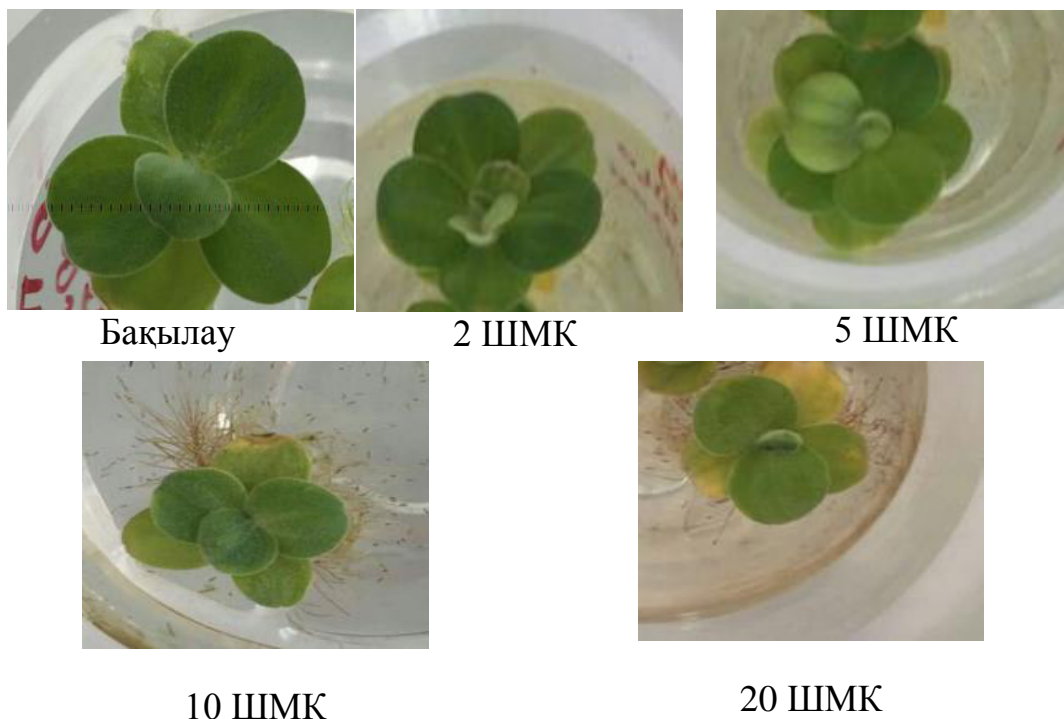
Кесте 6 – Мырыш иондары әсер еткен кездегі *Pistia stratiotes* өсімдігінің морфологиялық өзгерістері

Мырыш концентр ациясы (ШМК- 0,1 мг/л)	Әсер ету уақыты, сағат	Тығызд ығын жоғалт у	Некроз дар, өсімдік көлемі нен %	Жапыра қтарын ың өлуі, жалпы санынан %	Тамырл арының өлуі, жалпы санынан %	Хлор оздар , жапы рақ көле мінен %	Түсі
1	2	3	4	5	6	7	8
2 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл

6 - кестенің жалғасы

1	2	3	4	5	6	7	8
	144	-	-	-	-	-	Жасыл
5 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	+	5	5	5	5	Жасыл, шеттері сары
10 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	+	5	5	-	5	Жасыл
	144	+	15	15	10	15	Жасыл, шеттері сары
20 ШМК	24	-	2	2,5	-	2	Жасыл
	72	+	15	10	10	15	Жасыл, шеттері сары
	144	+	45	45	20	30	Қоңыр дақтары бар сары- жасыл
Бақылау	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	-	-	-	-	-	Жасыл

Кадмий – су қоймалары ластағыштарының бірі. Химиялық қасиеттеріне байланысты бұл металл мырышқа ұқсайды. Ол ферментативті үрдістердің қызметін жедел бұзып, металы бар ферменттердің белсенді орталықтарының орнын басу мүмкін. ~ 0,2-1 мг/л мөлшерде кадмий болған ортада фотосинтез бен өсімдіктің өсуі баяулайтыны анықталды [214].



Сурет 23 - *Pistia stratiotes* өсуіне мырыш иондарының әсері (144 сағаттан соң)

Бізбен жүргізілген зерттеудің нәтижесінде, жоғарыда зерттелінген ауыр металдармен салыстырғанда кадмий ионы жоғары токсинділік көрсеткені анықталды (кесте 7). 10 ШМК кадмий концентрациясында өсімдіктің ашық сарғыш-жасыл түске боялып, кейін қошқыл түске ауысып, қоңыр дақтар мен ұн тәрізді тұт басып, жапырақтарын некроз басқаны байқалды. Максималды токсинді әсер 20 ШМК концентрацияда 48 сағаттан соң байқалды (сурет 24). 2 және 5 ШМК концентрация кезінде жапырақ некрозы 144 сағаттан соң байқалды.

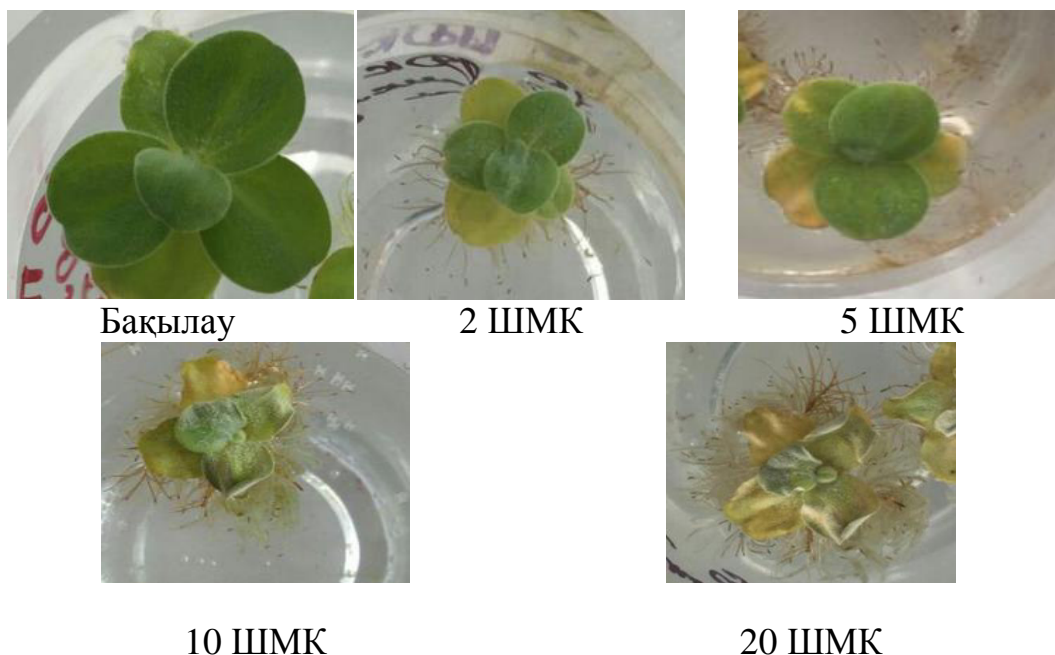
Кесте 7 – Кадмий ионы әсер еткендегі *Pistia stratiotes* өсімдігінің морфологиялық өзгерістері

Кадмий концентра циясы (1 ШМК- 0,001 мг/л)	Әсер ету уақыты, сағат	Тығы здығын жоғал ту	Некроз дар, % жапыр қ көлемі нен	Жапыра қтардың өлуі, % жалпы санынан	Тамырл арының өлуі, % жалпы санынан	Хлор оздар, % жапы рақ көлем інен	Түсі
1	2	3	4	5	6	7	8
2 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	2	Жасыл
	144	+	2,5	2,5	-	2,5	Жасыл
5 ШМК	24	+	5	5	2	2,5	Жасыл

7 - кестенің жалғасы

1	2	3	4	5	6	7	8
	72	+	15	10	8	10	Сарғыш-жасыл
	144	+	25	25	35	40	Сарғыш-жасыл
10 ШМК	24	+	10	15	15	20	Сарғыш-жасыл
	72	+	25	35	45	35	Сарғыш-жасыл
	144	+	90	95	65	65	Қошқыл-сары
20 ШМК	24	+	40	45	45	35	Сарғыш-жасыл
	72	+	100	100	80	95	Қошқыл-сары
	144	+	100	100	100	100	Қошқыл
Бақылау	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	-	-	-	-	-	Жасыл

Келесі зерттеу мыс болды. Мыс - өсімдіктің өсуі мен дамуында, метаболизмінде маңызы зор, ферменттер қатарының кофакторы және фотосинтезбен тыныс алу үрдістеріне қатысатын биогенді элемент болып табылады [215].



Сурет 24 – *Pistia stratiotes* өсімдігіне кадмий ионының әсері (144 сағаттан соң)

Зерттеу нәтижесі бойынша, мыс ионы *Pistia stratiotes* өсімдігінің өсу көрсеткішін төмендетті, бірақ кадмий ионы сияқты олардың өсу деңгейін толығымен тежеген жоқ. Мыс ионы 10 ШМК концентрацияда әсер ету кезінде өсімдік ашық сарғыш-жасыл түске боялып, хлороз анық байқалып, жапырақ бетінің 15 % некрозбен жабылатыны анықталды (кесте 8). Мыстың 5 ШМК концентрацияда токсинді әсері аса байқалмайды, жапырақ бетінің бояуы қанық, некроз көлемінің біршама аз екені байқалды. Мыстың 2 ШМК концентрациясында әсер ету кезінде, өсімдік морфологиясында бақылау нұсқасынан аса айырмашылық байқалмады (сурет 25).

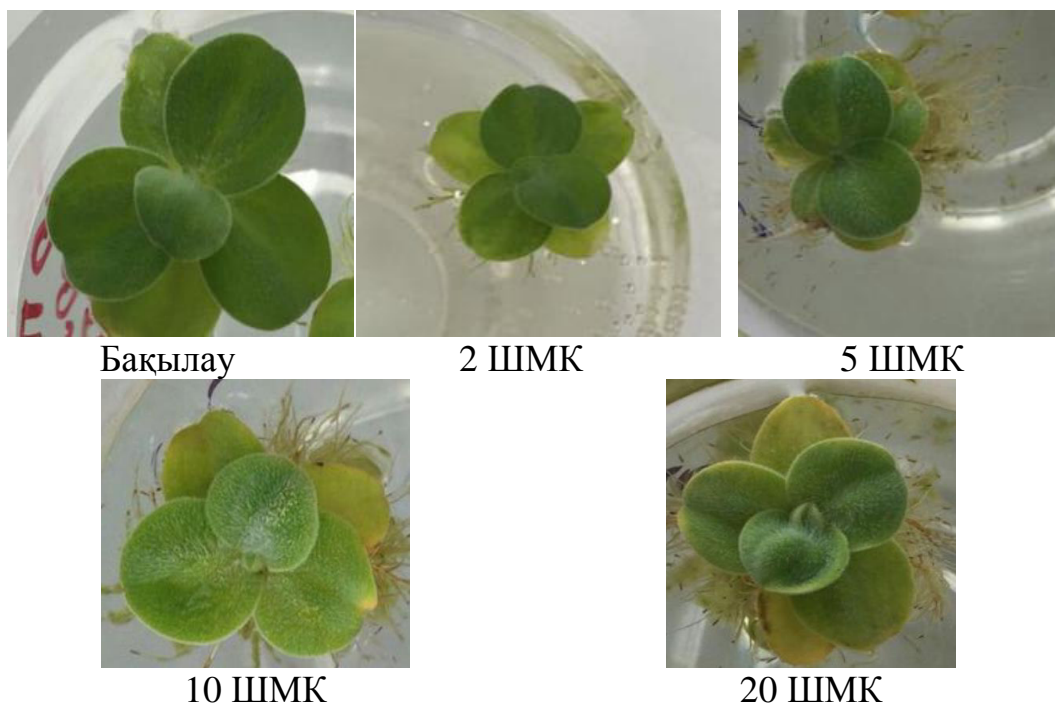
Кесте 8 – Мыс ионы әсер еткен кездегі *Pistia stratiotes* өсімдігінің морфологиялық өзгерістері

Мыс концентрациясы (1 ШМК - 0,1 мг/л)	Әсер ету уақыты, сағат	Тығыздығын жоғалту	Некроздар, % жапырақ көлемінен	Жапырақтардың өлуі, % жалпы санынан	Тамырларының өлуі, % жалпы санынан	Хлороздар, % жапырақ көлемінен	Бояуы
1	2	3	4	5	6	7	8
2 ШМК	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	-	-	-	-	-	Жасыл
5 ШМК	24	-	2	-	-	-	Жасыл
	72	-	2	-	2,5	-	Жасыл
	144	-	3	-	6	5	Жасыл
10 ШМК	24	-	3	-	-	-	Жасыл
	72	-	3,5	-	5	5	Сарғыш-жасыл
	144	+	5,5	10	15	15	Сарғыш-жасыл
20 ШМК	24	+	5	20	20	15	Сарғыш-жасыл
	72	+	10	75-80	60-70	60-65	Сарғыш-жасыл
	144	+	75-80	75-80	75-80	75-80	Қошқыл-сары

8 - кестенің жалғасы

1	2	3	4	5	6	7	8
Бақылау	24	-	-	-	-	-	Жасыл
	72	-	-	-	-	-	Жасыл
	144	-	-	-	-	-	Жасыл

Ауыр металдардың *Pistia stratiotes* өсімдігіне әсерін зерттеу нәтижесінде, басқа металдармен салыстырғанда қорғасын және кадмий токсинді әсер етуі жоғары, ал мырыш және мыстың токсинділігі төмен болды. Ауыр металдардың *Pistia stratiotes* өсімдігіне әсерін зерттеу, зерттелінген металдардың токсинділік қатарын анықтауға мүмкіндік берді, ол келесідей қатарды $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Cd^{2+}$ құрады. Алынған нәтижелер негізінде пистияға қатысты металдардың токсинділік деңгейін қалыптастыруға болады. Кадмий ионы әсер еткеннен кейін 24 сағаттан соң кадмий күшті токсинді әсер ете бастады, ал 144 сағаттан соң кадмий мен қорғасын әсері бірдей дәрежеде болды. Әр түрлі металдардың максималды токсинділік әсері әр түрлі жылдамдықта жүзеге асты. Мырыш ионы пистия үшін токсинділігі төмен болғандығы анықталды. Алынған нәтижелер, *Pistia stratiotes* өсімдігіне Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} ауыр металл иондары ШМК-нан 10 және 20 есе асқан жағдайда әсер ету кезінде де өзінің тіршілікке қабілеттілігін сақтайтыны анықталды. Биоремедиация мақсатында аталмыш өсімдікті, тазаланатын судағы ауыр металл концентрациясы 10 ШМК және одан төмен концентрацияда кездескен жағдайда пайдалануға болады, себебі, өсімдіктің көп бөлігі өз қызметін және тіршілікке қабілеттілігін сақтайды [216].



Сурет 25 - *Pistia stratiotes*-тің өсуіне мыс ионының әсері (144 сағаттан соң)

Ауыр металдар өсімдіктердің тіршілігінде маңызды рөл атқарады. Олардың көпшілігі әр түрлі физиологиялық үрдістерге қатысатын микроэлементтер болып табылады (мыс, никель, қорғасын, мырыш және т.б.): фотосинтезден бастап гендердің белсенділігін реттеуге қатысады. Дегенмен микроэлементтердің көп концентрациясы жасушада патологиялық өзгерістер тудыруға қабілетті, мысалы: оттегінің белсенді формаларын түзу, тотығу күйзелісі және т.б. Кейбір металдар қатарында (кадмий, сынап, қорғасын, күміс) деструкциялаудан басқа тіршілікке қажетті қызметтер анықталмаған. Су ортасында, топырақпен салыстырғанда металдардың қозғалғыштығы мен биожетімділігі жоғары болып келеді [217].

ШМК-дан жоғары әр түрлі концентрациядағы ауыр металдардың *Lemna minor* өсімдігіне әсерін анықтау кезінде, кадмий ионының токсинді әсерінің жоғары екені анықталды, мысалы: кадмий концентрациясы 2 ШМК-да өсу жылдамдығы мен өсімдік жапырақтарының екі еселенуін 15 %-ға төмендеуіне алып келді. Кадмий концентрациясы 5 ШМК-да өсімдіктердің толық өліміне алып келді, ал 10 және 20 ШМК металл концентрациясы *Lemna minor* популяциясының толық өлімін тудырды, 144 сағаттан соң 1 мм диаметрден үлкен емес өлген некрозға ұшыраған аналық жапырақшалардан тұратын түйнектер қалды (кесте 9).

Мыс ионы *Lemna minor* өсімдігі үшін мырыш және қорғасын иондарына қарағанда токсинді болды. 2 ШМК концентрация кезіндегі өсімдіктердің алғашқы реакциясы тәжірибе басталғаннан кейін 4 сағаттан соң көріне бастады. Келесі күні жапырақшалары ашық-жасыл түске боялды. 5, 10, 20 ШМК мыс концентрациялары *Lemna minor* өсімдігінің толық өліміне алып келді.

Кесте 9 - Ауыр металдардың кіші балдыршөп өсімдігіне (*Lemna minor*) әсері

Металл	Концен-трация (ШМК)	Тестілеу реакциялары			Өсу коэффициенті
		Жапырақтардың түсі	Жапырақтарының ажырауы	Жапырақтарының реакциясы	
Бақылау	0	Қою жасыл	-	Жоқ	3,59
Cd ²⁺	2	Қоңыр	+	Күшті	0,53
Pb ²⁺	2	Ашық жасыл	+	Жапырақ жиектерінің өлуі	3,0
Cu ²⁺	2	Ашық-қошқыл	+	Кеуіп кетуі	0,60
Zn ²⁺	2	Сары-жасыл	-	Аз мөлшерде кеуіп кетуі	3,2
Cd ²⁺	5	Қара-қоңыр	+	Қатты кеуіп кетуі	0,2
Pb ²⁺	5	Ақ	+	Қатты кеуіп кетуі	2,1

9 – кестенің жалғасы

1	2	3	4	5	6
Cu^{2+}	5	Қара-қоңыр	+	Қатты кеуіп кетуі	0,23
Zn^{2+}	5	Ашық-жасыл, қоңыр	+	Солуы	3,1
Cd^{2+}	10	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Pb^{2+}	10	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Cu^{2+}	10	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Zn^{2+}	10	Ашық-қошқыл	+	Солуы	2,8
Cd^{2+}	20	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Cu^{2+}	20	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Pb^{2+}	20	Ақ	+	Кеуіп кетуі	0
Zn^{2+}	20	Ақ	+	Солуы, біртіндеп кеуіп кетуі	1,4

Pb^{2+} 2 ШМК концентрациясындағы нұсқада ескі жапырақтарда хлороз белгілері байқалды, бірақ көбею жылдамдығы бақылаудан айырмашылық танытпады. Металл концентрациясын 5 ШМК-ға дейін көтерген кезде *Lemna minor* өсімдігінің көбею жылдамдығының көрсеткіштері бақылаумен салыстырғанда 63 %-ға төмендеді. Сонымен қатар *Lemna minor* өсімдігінің ескі жапырақтарының некрозы және өлімі байқалды.

Мырыш барлық зерттелінген металдардың ішінде балдыршөп үшін төмен токсинділік көрсетті. 2 және 5 ШМК концентрация диапазонында ол өсімдіктің өсу жылдамдығының және жапырақтардың екі еселенуіне айтарлықтай әсер етпеді. 10 ШМК металл концентрациясы кезінде ғана ол вегетативті көбею жылдамдығын 20%-ға төмендетті, сәйкесінше 20 ШМК мырыш концентрациясында көбею жылдамдығы 63%-ға төмендеді. Сонымен қатар мырыш жоғары концентрацияда *Lemna minor*-дың өсіп келе жатқан жапырақшаларының морфологиясына да әсер етті. Жас, дамып келе жатқан жапырақшаларда некроз түзілгені анықталды, олар жапырақшаларының ортасында, немесе сағағына жақын аймақтарында байқалды.

Осылайша, *Lemna minor* популяциясында кішігірім немесе айтарлықтай өзгерістер байқалған металдардың минималды концентрациялары: кадмий және мыс үшін – 2 ШМК, қорғасын үшін – 5 ШМК, мырыш үшін – 10 ШМК болатыны анықталды. Сонымен, металдардың бізбен алынған токсинділік қатары, әдебиет мәліметтерімен сәйкес келді: $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ [218].

Гидрофиттер су экожүйесінің маңызды компоненті болып табылады. Су өсімдіктерінің токсинді емес кешендерді түзе отырып ауыр металдарды көп мөлшерде жинақтау қабілеті [219], тіршілік ету ортасындағы металдардың

жоғары концентрациясына төзімділігі жоғары екенін көрсетеді және олардың мониторинг пен фиторемедиацияда пайдалануда болашағы мол екенін көрсетеді.

Жұмыстың келесі бөлімінде осы металл қатарларының *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдігіне әсерін зерттеу кезіндегі нәтижелері берілген.

Зерттеу нәтижелері бойынша, бақылау нұсқаларында *Elodea canadensis*-ті 144 сағат инкубациялау кезінде биомасса саны орташа есеппен $25,6\% \pm 1,5\%$ өскені байқалады. 9 кестеде тәжірибе уақытында *Elodea canadensis*-тің биомассасының өзгеруі жайлы мәліметтер берілген. Ортадағы Pb^{2+} 2 ШМК концентрацияда өсімдіктердің өсу қарқындылығының төмендеуіне алып келді. Бақылау нұсқасында *E. canadensis*-ті тәжірибе уақыты бойы белсенді өсіру кезінде, биомассасы орташа есеппен $25,6 \pm 1,5\%$ -ға өссе (кесте 10), 2 ШМК концентрациядағы Pb^{2+} бар ортада биомасса 2,5%-ға, ал 5 ШМК металл концентрациясында 5,5%-ға төмендегені анықталды. Металл концентрациясын 10 және 20 ШМК-ға өсірген жағдайда өсімдіктің толық өліміне алып келді (97-98%-ға биомасса төмендеді) (сурет 26).



Б 2 ШМК 5 ШМК 10 ШМК 20 ШМК

Сурет 26 – *E. canadensis* өсімдігіне қорғасынның әсері (144 сағаттан соң)

Кесте 10 – Әр түрлі ауыр металдары бар орталарда инкубацияланған уақытында *E. canadensis* биомассасының өзгеруі

Металл	Металл концентрациясы (ШМК)	Тәжірибе басындағы салмақ, г	Тәжірибе соңындағы салмақ, г	Әсер ету тиімділігі, %
1	2	3	4	5
Бақылау	-	$3,56 \pm 0,01$	$4,47 \pm 0,01$	+25,6
Pb^{2+}	2	$3,56 \pm 0,01$	$3,47 \pm 0,03$	-2,5
	5	$3,45 \pm 0,01$	$3,26 \pm 0,02$	-5,5
	10	$3,51 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,01$	-97

10 - кестенің жалғасы

1	2	3	4	5
	20	3,53±0,01	0,05±0,04	-98
Cd ²⁺	2	3,62±0,01	3,54±0,01	-2,2
	5	3,53±0,01	3,36 ±0,03	-4,8
	10	3,64±0,02	0,15±0,02	-96
	20	3,58±0,03	0,11±0,01	-97
Cu ²⁺	2	3,54±0,02	3,86±0,03	+9
	5	3,48±0,03	3,58±0,02	+3
	10	3,59±0,02	2,73±0,04	-24
	20	3,57±0,01	1,15±0,05	-68
Zn ²⁺	2	3,55±0,03	3,79±0,03	+7
	5	3,49±0,06	3,59±0,01	+2,8
	10	3,61±0,02	2,81±0,02	-22
	20	3,57±0,01	1,46±0,02	-59

Кадмий ионы қорғасын ионы сияқты *E. canadensis* өсімдігіне жоғары әсер етті. 2 және 5 ШМК Cd²⁺ концентрациясында өсімдік 2,2-4,8% биомассасын жоғалтты, ал 10 және 20 ШМК кадмий концентрациясы өсімдіктің өсуін толық тежеді, және 96-97%-ға биомассасын жоғалтты. Жоғары концентрацияларда өсімдік тығыздығы жойылды және олардың жасушаларының өлімін көрсететін ашық сары-жасыл түске боялды (сурет 27).



Б 2 ШМК 5 ШМК 10 ШМК 20 ШМК

Сурет 27 – *E. canadensis* өсімдігінің өсуіне кадмийдің әсері (144 сағаттан соң)

Кадмий және қорғасын иондарымен салыстырғанда мырыш және мыс *E. canadensis* –тің өсуінің тежелуін тудырды, бірақ жоғары концентрациялардың өзінде оларды тіршілігін толығымен жоймады. 2 ШМК концентрацияда

биомассаның өскені байқалады (Cu^{2+} -9%, Zn^{2+} -7%). 20 ШМК концентрацияда сәйкесінше биомасса 59-68 %-ға төмендеді. Кадмий және қорғасынмен салыстырғанда мыс және мырыш бар орталарда өскен өсімдіктерде бақылаудан анық морфологиялық өзгерістер байқалмады (суреттер 28, 29). 10 ШМК мыс және мырыш концентрациясында өсімдіктердің түсі қоңырлана түскені байқалды. Әдеби мәліметтерге сәйкес мырыш және мыс иондары төмен концентрацияда хлорофиллдің құрамына және фотосинтез қарқындылығына оңтайлы әсер етеді [220].



Б 2 ШМК 5 ШМК 10 ШМК 20 ШМК

Сурет 28– *E. canadensis*-тің өсуіне мыстың әсері (144 сағаттан соң)



Б 2 ШМК 5 ШМК 10 ШМК 20 ШМК

Сурет 29 – *E. canadensis* өсімдігінің дамуына мырыштың әсері (144 сағаттан соң)

Зерттеу нәтижелері бойынша, барлық металдар жоғары концентрацияда өсімдіктердің өсуін тежейді және жасушалардағы физиологиялық-биохимиялық үрдістерді бұза отырып, өсімдіктердің тіршілікке қабілеттілігіне әсер ететіні анықталды. Мыс және мырышпен салыстырғанда кадмий және қорғасынның жоғары концентрациялары *E. canadensis* өсімдігіне өте күшті әсер етеді. мырыш үшін – 10 ШМК, қорғасын үшін - 5 ШМК, мыс үшін – 10 ШМК, кадмий үшін – 5 ШМК сақталатыны анықталды [221].

3.3.2.1 Жоғары сатыдағы су өсімдіктері түрлерінің ауыр металдарды сорбциялауы

Жоғары сатыдағы су өсімдіктері су экожүйесінің маңызды компоненті болып табылады, себебі олар өздерінің фотосинтетикалық қызметінің нәтижесінде біріншілік тағамдық өнімдерді дайындаушы автотрофты ағзаларға жатады. Жоғары сатыдағы су өсімдіктері индикатор қызметін және эвтрофикациялану мен су қоймалары ластануының көрсеткіші қызметін атқарады.

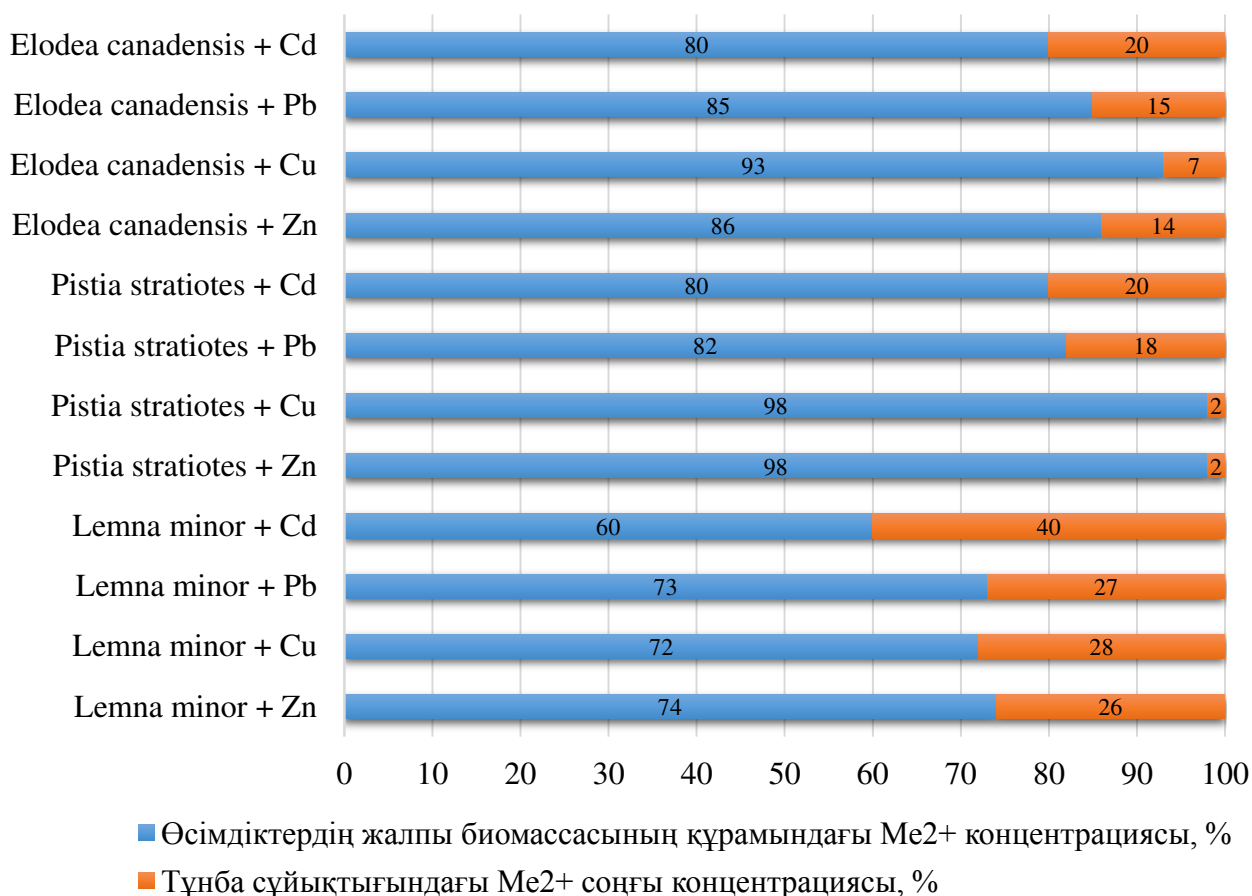
Биоиндикаторларды анықтау үшін арнайы жинақтау коэффициенттері есептелінеді. Бұндай көрсеткіштер, бірдей экологиялық жағдайларда химиялық қосындыларды жинақтаудағы өсімдіктердің биоселективті қасиеттері жайлы және су экожүйесіндегі фитоиндикаторларды анықтауға мүмкіндік береді [222].

Су экожүйесінің ағзалары әр түрлі топтардан тұрады. Ауыр металдарды аккумуляциялау деңгейіне байланысты су өсімдіктері макро - , микро – және деконцентраторлар деп бөлінеді. Металдардың әр түрлі деңгейі бойынша, ЖССӨ бір түрі әр түрлі классификациялық топтарға жатқызылуы мүмкін. Сонымен қатар, металдардың тіршілік ету аймағында жинақталу және олардың ағзада таралу қабілетіне байланысты өсімдіктер 3 топқа бөлінеді [223]: 1) «жинақтаушылар» тіршілік ортасындағы олардың концентрациясына тәуелсіз металдардың ағзаларда өте көп мөлшерде жинақталуымен сипатталады; 2) «индикаторлар» тіршілік ету ортасындағы олардың концентрациясына металдардың пропорционалды сіңірілуі; 3) «айрықша» сыртқы орта концентрациясына тәуелсіз аталмыш металл концентрациясының әрдайым төмен дәрежеде сақталуы. Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің АМ төзімділік үрдісі бір-біріне тәуелсіз жүзеге асады. Өсімдіктер үшін АМ қосындыларының белсенді ішкі детоксикацияның болуы тән [224].

Бізбен *Pistia stratiotes*, *Elodea canadensis*, *Lemna minor* өсімдіктерінің 10 ШМК концентрацияларындағы ауыр металдарды (Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+}) жинақтау қабілеті зерттелінді. Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің әр түрлі ауыр металдарды жинақтау қабілетін зерттеу барысында биомассаның бастапқы салмағы 20 ± 2 г құрады. Ал, тәжірибе аяқталған уақытта (6 тәуліктен соң) әр өсімдік биомассасы 25 ± 2 г болды. Сіңірілген металл концентрациясы өсімдік биомассасының жалпы құрғақ салмағына есептелінді. Кейін жинақталған металл концентрациясы мг/кг-ға есептелініп, алынған нәтижеге сәйкес өсімдік биомассасындағы металдардың саны пайыздық көрсеткішпен көрсетілді. Зерттелінген өсімдіктердегі ауыр металдардың сараптамасы бойынша, барлық

металдар өсетін ұлпаларда жинақталуға қабілетті екені байқалды (сурет 30). Алынған нәтижелер, зерттелінген элементтердің концентрациясы айтарлықтай төмендегенін көрсетеді, ал бақылауда тәжірибе басындағыдай деңгейде қалғаны байқалды.

Зерттелінген басқа ауыр металдармен салыстырғанда жоғары сатыдағы су өсімдіктері Zn^{2+} белсенді аккумуляциялайды, өсімдік биомассасындағы АМ 0,74-тен 0,978 г-ға дейін өзгеріп отырды. Енгізілген бастапқы Zn^{2+} концентрациясымен салыстырғанда максималды жинақтау көрсеткішті *Pistia stratiotes* 98% және *Elodea canadensis* 86 % көрсетті. Ал *Lemna minor* аталмыш элементті басқа түрлермен салыстырғанда төмен жинақтады, оның пайыздық көрсеткіші 74 % құрады. Мыс ионы мырыш ионына ұқсас көрсеткіштер көрсетті. Cu^{2+} жинақтау бойынша ең жоғары көрсеткіш *Pistia stratiotes* 97%, кейін *Elodea canadensis* - 93%, ал *Lemna minor* - 72%, яғни төменірек деңгейде жинақтайтыны анықталды. Pb^{2+} жинақтау шеңбері құрғақ салмақтың 0,219-дан 0,255 г диапазоны аралығында болғандығы анықталды. Оның ішінде жинақтауы бойынша *Elodea canadensis* (85%) жоғары болғаны анықталды. Cd^{2+} сіңіру бойынша пайыздық өлшем барлық зерттелінген өсімдіктерде де төмен болды, салыстырмалы жоғары жинақтау *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* өсімдіктеріне (80%) тән болды.



Сурет 30 – Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің ауыр металдарды жинақтауы

Жүргізілген зерттеу нәтижелері бойынша, зерттелініп жатқан жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің ауыр металдарды жинақтау қабілеті әр түрлі екенін көрсетті. Сонымен қатар алынған нәтижелерді сараптай отырып, жоғары сатыдағы су өсімдіктері үшін ауыр металдардың қолжетімділігі олардың «биологиясына» (жинақтаушы, индикаторлар, айрықша) байланысты екені жайлы мәлімдеуге болады.

Біздің зерттеулеріміздің нәтижесі, өсімдіктердің әр түрлерінің ауыр металдарды жинақтау қарқындылығындағы дифференциацияға байланысты екенін дәлелдейді. Ауыр металдарды сіңіруі бойынша зерттелінген жоғары сатыдағы су өсімдіктері келесі қатарды түзеді (кесте 11).

Кесте 11 – Жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің ауыр металдар иондарын сіңіру қатары

Өсімдік	Ауыр металдар
<i>Lemna minor</i>	Zn > Pb > Cu > Cd
<i>Pistia stratiotes</i>	Zn > Cu > Pb > Cd
<i>Elodea canadensis</i>	Cu > Zn > Pb > Cd

Су өсімдіктері әр түрлі экологиялық топтарға жататынына қарамастан, тіршілік ету барысында элементтерді жоғары концентрацияда өз бойына жинақтауға қабілетті. Су экожүйелерінің мониторингісін құрайтын жоғары сатыдағы су өсімдіктерін зерттеу маңызды болып табылады, себебі, табиғи ортаның компоненттері техногенді заттарға әр түрлі деңгейде жауап береді. Химиялық элементтерді жинақтау қабілеті судың сапасын бағалауда өте үлкен маңызға ие. Осылайша, өздерінің фитомассасында ауыр металдардың көп бөлігін жинақтай отырып, суқоймасы экожүйесінің өзін-өзі тазалау үрдісінде жоғары сатыдағы су өсімдіктері биофилтр қызметін атқарады. Зерттеу нәтижелері бойынша, *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* мырыш, қорғасын және мысқа қатысты макроконцентратор екені, ал кадмийге қатысты микроконцентратор екені анықталды. *Lemna minor* барлық зерттелінген ауыр металдарға микроконцентратор болып табылады. Жүргізілген зерттеулер, Zn^{2+} , Cu^{2+} миграционды айналымға қарқынды қатысатыны, ал Pb^{2+} , Cd^{2+} – төмен дәрежеде қатысатыны байқалды [225]. Zn, Cu элементтерінің өсімдік ұлпасында жинақталу қабілеті, олардың метаболизм үрдісіне қатысатындығымен байланысты болуы мүмкін, себебі бұл элементтер пигменттер, дәрумендер, ферменттердің құрамына кіреді.

3.4 Тандалынып алынған дақылдардың қауымдастығын құру негізінде, олардың қарым-қатынастық әсерін бағалау

Жоғары сатыдағы су өсімдіктері және микробалдырлардың өсуіне абиотикалық факторлардан басқа биотикалық факторлар да әсер ететіні белгілі, мысалы: фототрофты ағзалардың бір немесе әр түрлі популяцияларының дараларының арасындағы әр түрлі туыстық байланыс, сонымен қатар

фототрофтардың бөлек топтарының басқа өсімдіктермен немесе жануарларымен байланысы. Бұл байланыстардың формалары: симбиоз немесе мутуализм, комменсализм және аменсализм, жыртқыштық және паразитизм, бәсекелестік және бейтараптылық.

Жоғары сатыдағы өсімдіктер мен балдырлар бірге өскен кездегі жиі кездесетін байланыс бәсекелестік болып табылады. Бәсекелестік күрес кезінде жылдам өсетін ағзалар баяу өсетін ағзаларды механикалық тұрғыда ығыстырады. Ал синузияда бір түрдің өкілдері көрші түрдің өкілдеріне, олардың өсуін тежейтін немесе толығымен жоятын белгілі бір химиялық заттарды бөлу арқылы әсер етеді. Мысалы, ламинарлы балдырлардың зооспораларын жасанды жағдайда өсіру кезінде, егерде зооспоралармен бірге аскофиллуманың талломдарының бөлшектері кездессе олардан балдырлар дамымайды. Дегенмен балдырлардың жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен оңтайлы байланысы, оның ішінде су экожүйелеріндегі жоғары сатыдағы өсімдіктердің тамырларында балдырлардың ынталандырушы әсер етіп өсуі – консорция жайлы фактілер белгілі. Ризосфераның микробтық қауымдастығының өсуін ынталандыру, өсімдіктің тамыр жүйесінің (тамыр депозиттері, ризодепозиттер) тіршілік әрекеті өнімдерінің есебінен жүзеге асады. Олар тамыр экссуданттарынан (бөлініп алынған), жоғары молекулалы метаболиттерден және өсімдіктің шығындалған бөлімдерінен тұрады (шырышты жасушадан, тамырдың өлген бөліктерінен, тамыр оймақшасы және т.б.) Тамыр шырыштары төменгі молекулалы органикалық заттарды құрайды (қант, спирт, органикалық аминқышқылдары, дәрумендер, гормондар және т.б.), ал төменгі молекулалы метаболиттерге полисахаридті және ақуыздық шырыштар мен ферменттер жатады. Тамыр депозиті ретінде фотосинтез нәтижесінде синтезделген 40%-дан аса көміртегі «жоғалады». Осындай заттардың қарқынды «жоғалуы» тамырдың өсуі кезінде олардың созылу аймағында жүзеге асады. Потенциалды патогенді микроорганизмдер бар кезде кейбір өсімдіктер арнайы антимикробтық белсенділігі бар фитоалексиндерді түзеді. Сонымен қатар өсімдіктер экожүйеге механикалық әсер ете отырып, микроағзалардың тіршілік ету ортасы жағдайының физика-химиялық өзгеруіне ықпал етеді. Өсімдіктің тамыр депозиттерінде дами отырып, ризосфералық микроорганизмдер зат алмасу үрдісінде және микробты жасушалар өлгеннен кейін, өсімдіктер пайдалануға қолайлы формадағы қоректік заттар түзеді. Ризосфераның микробтық қауымдастығы компоненттерінің құрамы және сандық арақатынасы өсімдік түріне, сонымен бірге оның өскен аймағына тәуелді. Қоректік заттар деңгейін арттыра отырып, өсімдіктің тамыр жүйесін микроорганизмдер тіршілік ету үшін қолайлы орта дайындау, микроб популяциясының санын арттыруға ғана алып келмей, сонымен бірге микробтық қауымдастықтың құрамындағы айтарлықтай өзгерістерге алып келеді.

Ризосфералық қауымдастықты биотехнологиялық пайдалану қазіргі таңда екі аспектіде қарастырылады

1. ластанған су және топырақ фиторемедиациясы;

2. ауылшаруашылығы өсімдіктерінің дамуының оңтайлы жағдайын жасау үшін ризосфералық микробтық қауымдастығының модификациясы.

Биоценоз және экожүйені зерттеудің негізі жүйелік көзқарас болып табылады. Ценоздағы және экожүйедегі биотикалық байланыс алуантүрлі және олардың бағытына байланысты белгілі бір белгімен классификацияланған: оңтайлы (+), тиімсіз (-) немесе индифферентті (0). Осындай байланыстардың маңыздылығы және күші популяция санының өзгеруінің негізінде анықталуы мүмкін. Мысалы, бір популяцияны екінші бір популяциямен байланыстыру кезіндегі олардың санының төмендеуі, бәсекелестік арақатынаста соңғысының жеңісіне алып келуі мүмкін. Дегенмен бұл классификация өзара байланыстың сапалы аспектісін қарастырмайды. Мысалы, бәсекелестік субстрат немесе тағамдық ресурстар үшін болуы мүмкін, мутуализм биотоптың көрінісі немесе модификациясымен байланысты, немесе трофикалық жағдайларды жақсарту есебінен болуы мүмкін [226].

Жоғарыда келтірілген мәліметтерге сәйкес, ЖССӨ мен фототрофты микроорганизмдердің консорциумындағы қалыптасқан өзара байланыс түрін зерттеуге қызығушылық туылды.

3.4.1 Ластанған су экожүйесін тазалау үшін ЖССӨ мен микробалдырлардың ассоциациясын құру

Жоғары сатыдағы су өсімдіктері, су фаунасының әр түрлі өкілдері үшін жайылым, баспана және уылдырықтаудан бастап өзін-өзі тазалау үрдісі, өздігінен ластану және су сапасының құрылуы үрдістерінің артуына дейін су қоймалары мен ағын сулардың тіршілігіне алуантүрлі әсер ететін көптеген гидробионт топтарын құрайды. Көптеген мәліметтер бұл өсімдіктердің орта түзуде рөлінің белсенді екенін көрсетеді. Олар азот және фосфордың ара қатынасын өзгертеді және концентрациясын төмендетеді, ауыр металдарды азайтады, судағы органикалық токсиндер қатарының концентрациясын төмендетуді жылдамдатады [227]. Су өсімдіктерінің жоғары тазалаушы қабілетіне байланысты, оларды ластанған жерүсті суларын биологиялық тазалауда пайдалану үшін ұсынады [228].

Өсімдіктердің әр түрлері бактерияларға, фитопланктон және зоопланктонға әр түрлі әсер етеді. Балдырлар топтарының құрылымы және функционалдық ерекшеліктері көп жағдайда, олардың жеке дамуына немесе жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен бірге дамуына байланысты [229]. Макрофиттерсіз мезосомата және азот төмен болған жағдайда, вегетационды мерзім бойы жасыл балдырлар доминанттылық көрсетті, ал *Typhaangustifolia* L. болған жағдайда диатомдылар басым болды. Макрофиттерсіз биотопқа азотты енгізу (400мг/дм^3), *Oscillatoria planctonica* доминанттылық көрсететін көк-жасыл балдырлардың қарқынды дамуына алып келді. Сол мезгілде макрофиттері бар биотоптарда жасыл балдырлардың уақытша ғана қарқынды дамуы байқалды, кейін азоттарды толығымен алып тастай отырып ($2,3\text{ мг/дм}^3$ дейін), диатомдылар доминанттылық көрсетті. Осылайша, жоғары сатыдағы су өсімдіктері суқоймаларының

гидрохимиялық құрылымына, сонымен қатар альгологиялық қауымдастықтарға да айтарлықтай әсер етеді.

Pistia stratiotes және *Elodea canadensis* ЖССӨ мен *Chlorella vulgaris* және *Ankistrodesmus* sp. микробалдырларының өзара қарым-қатынасын анықтау үшін олар лабораториялық жағдайда бірге өсірілді. Тәжірибе люминостапта 24-27°C температурада және тәулік бойы жарықтандыруда (2000 лк) Штейнберг қоректік ортасын пайдалану арқылы жүргізілді. Әр тәжірибеде белгілі бір микробалдыр дақылымен жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің арасындағы қарым-қатынас зерттелінді. Ол залалсыздандырылған стақандарға 250 мл залалсыздандырылған қоректік орта құйылды, кейін 1 млн.кл/мл микробалдыр дақылдары мен бес өсімдіктен енгізілді. Тәжірибелік нұсқалармен қатар (балдырлар + ЖССӨ), сол жағдайда өсіріліп, бөлек микробалдырлар және бөлек жоғары сатыдағы су өсімдіктері бақылау нұсқалары ретінде қойылды. Тәжірибенің барлық нұсқалары 3 қайталамамен қойылды. 7 тәуліктен кейін жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен бірге дақылдану кезіндегі микробалдырлар санының өзгеруі бойынша сараптама жүргізілді (кесте 12).

Кесте 12 - Микробалдырлардың өсуіне жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің әсері

Микробалдырлар штамдары	Микробалдыр -лар жасушаларын ың бастапқы саны, 10 ⁶ кл/мл	ЖССӨ-сіз микробалдыр жасушаларын ың саны, 10 ⁶ кл/мл	ЖССӨ-мен микробалдыр жасушаларының саны, 10 ⁶ кл/мл	
			<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Elodea canadensis</i>
<i>Chlorella vulgaris</i> BB-2	1±0.1	9.2±0.04	9.1±0.02	9.3±0.01
<i>Ankistrodesmus</i> sp. BI-1	1±0.2	9.1±0.02	9.4±0.01	9.0±0.02

Chlorella vulgaris BB-2 микробалдырын ЖССӨ-мен бірге өсіру кезінде хлорелланың өсу көрсеткішінің жоғарлағаны аса байқалмады (2%-дық өсім). Сонымен қатар хлорелла өсімдік тамырына бекінбей жеке дара көбейіп отырды. Дегенмен, ЖССӨ-нің өсуіне хлорелланың ешқандай кері әсері байқалған жоқ. *Chlorella vulgaris* BB-2 жасушалары және ЖССӨ арасындағы қарым-қатынастың бейтарап типі құрылғаны анықталды. Ұқсас жағдай *Ankistrodesmus* sp. BI-1 жасушалары мен *Elodea canadensis* өсімдігін бірге өсіру кезінде байқалды [230].

Ankistrodesmus sp. BI-1 және *Pistia stratiotes* өсімдігін бірге дақылдау кезінде қарым-қатынастың симбиотикалық типі анықталды. Микроскопиялық сараптама *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырларының жасушалары *Pistia stratiotes* өсімдігінің тамырына тығыз бекінгенін көрсетті. 31 және 32 суреттерде *Pistia stratiotes* өсімдігінің тамыр жүйесінің микробалдырлармен дақылданғанға дейінгі және кейінгі көріністері анық бейнеленген. 32 суретте нұсқағышпен

Ankistrodesmus sp. BI-1 микробалдырының өсімдік тамырына, олардың бірге өсуі кезінде белсенді бекінгені көрсетілген.



Сурет 31 - Микробалдырлармен дақылдауға дейінгі *Pistia stratiotes* өсімдігінің тамыр жүйесі көрсетілген (үлкейту x40)



Сурет 32 - *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырымен бірге дақылдау кезіндегі *Pistia stratiotes* өсімдігінің тамыр жүйесі нұсқағышпен өсімдік тамырларына микробалдырлардың белсенді түрде бекінгені көрсетілген (үлкейту x40)

Сонымен қатар, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырының жасушалары *Pistia stratiotes*-пен бірге белсенді өскені, және де бақылаумен салыстырғанда тәжірибе нұсқасында микробалдыр жасушаларының санының біршама артқаны анықталды. Қорытындылай келе, зерттелінген *Chlorella vulgaris* BB-2 және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 жасыл микробалдырлары *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен консорциум құра алатындығы анықталды [231, 232].

3.5 ЖССӨ мен микробалдырлардың және олардың негізіндегі ассоциацияның ауыр металдарды сорбциялауының оптималды жағдайын анықтау

Ластанған су экожүйелерін ауыр металдардан тазалау экономикалық, сонымен қатар экологиялық жағынан да тиімді болып келеді. Ауыр металдарды тазалауда пайдаланылатын физикалық немесе химиялық дәстүрлі әдістер, биологиялық тазалау әдістерімен салыстырмалы қымбат, сол себепті арзан тазалау технологияларын пайдалану, ластанған суларды ауыр металдардан тазалауда едәуір тиімді болып келеді.

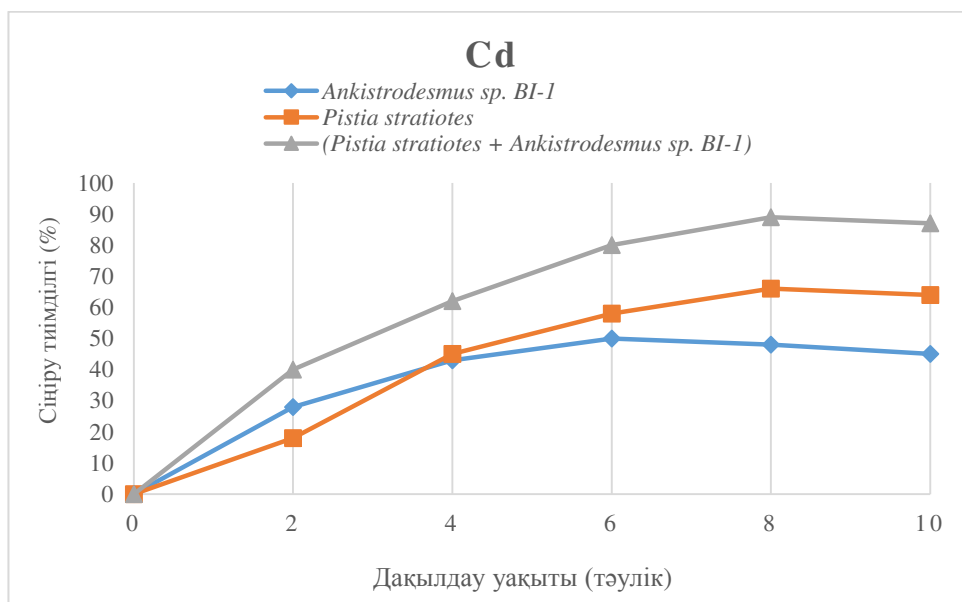
Осыған байланысты жұмысымыздың келесі сатысының мақсаты ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясының ауыр металдарды сорбциялау үрдісінің оптималды жағдайын зерттеу болып табылады.

3.5.1 ЖССӨ мен микробалдырлардың және олардың ассоциациясының ауыр металдарды сорбциялау жылдамдығын зерттеу

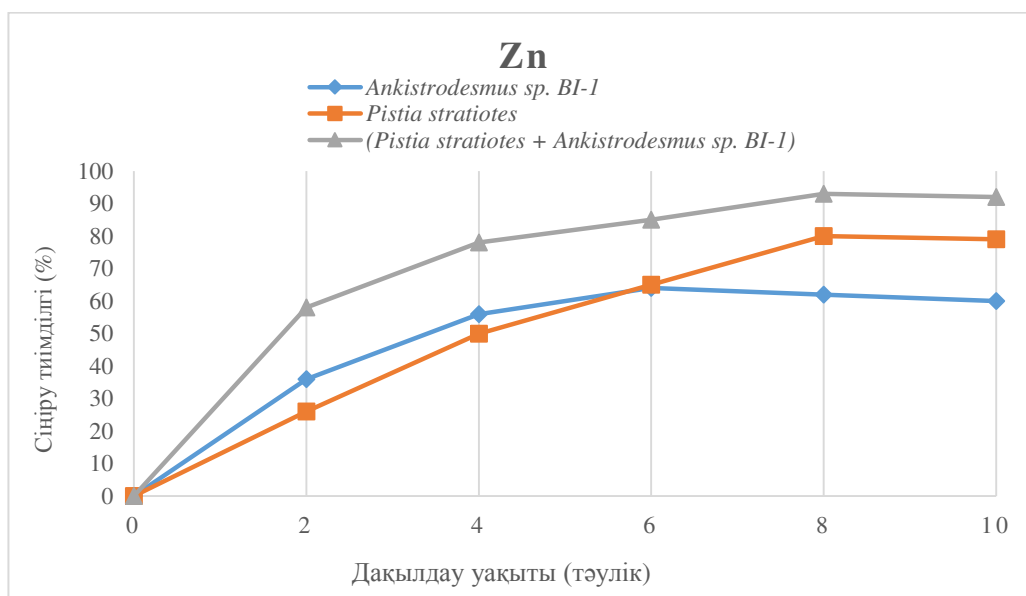
Биомассамен металдарды тазалау үрдісінің толық жүруіне қажетті уақыт өте кең шамада өзгеріп отырады. Ол биологиялық объектінің типіне, ауыр металдардың түріне және тазалау жағдайларына байланысты 2-3 сағаттан бірнеше тәулікке созылуы мүмкін [233, 234]. Сол себепті, биосорбция жылдамдығы, өндірістік қалдық сулардан металдарды бөліп алу үрдісінің маңызды технологиялық сипаттамаларының бірі болып табылады. Ауыр металдармен (Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) ластанған орта жағдайында, таңдалынып алынған ЖССӨ мен микробалдырлар және олардың ассоциациясы көмегімен ауыр металдарды сіңіру жылдамдығы бойынша зерттеулер жүргізілді. Зерттеу барысында *Pistia stratiotes* ЖССӨ мен *Ankistrodesmus* sp. микробалдырының және олардың ассоциациясының ауыр металдарды сорбциялау жылдамдығы, екі тәулік сайын судың құрамындағы ауыр металдардың мөлшерін анықтау арқылы жүргізілді. Зерттеу әрбір ауыр металдарына жеке жүргізілді (кадмий, мырыш, мыс, қорғасын). Ол үшін сыйымдылығы 2 литр шыны ыдыстарға 1 литр Штейнберг қоректік ортасы және 10 ШМК концентрациясында зерттелінетін ауыр металл тұздары және зерттеу нәтижесінде таңдалынып алынған микробалдырлар мен жоғары сатыдағы су өсімдіктері және олардың консорциумы енгізілді. Бірінші нұсқада *Ankistrodesmus* sp. микробалдырының саны 4×10^6 кл/мл (№1) және екінші нұсқада $8 \pm 0,5$ г *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі (№2) болды. Үшінші нұсқада $4 \pm 0,5$ г *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі мен *Ankistrodesmus* sp. микробалдырларды (2×10^6 кл/мл) өзара араластырып енгізеді де (№3), ауыр металдарды аккумуляциялау үшін ары қарай 10 тәулік бойы инкубирленді. Ауыр металдардың концентрациясы 2, 4, 6, 8, 10 тәуліктерде өлшеніп отырды. Кейін микробалдырлардың және жоғары сатыдағы су өсімдіктерінің және олардың ассоциациясының биомассасын зерттелінетін ортадан фильтрация әдісі арқылы бөліп алады.

Зерттеу барысында судың құрамындағы барлық ауыр металдардың мөлшері төмендей түсті, тәжірибенің бастапқы 2 тәулігінде №3 нұсқа жақсы нәтиже көрсете бастады, ортадан ауыр металдарды сорбциялау көрсеткіші Zn үшін 58%, Pb - 23%, Cd - 40%, Cu - 42%-ды құрады, сонымен қатар №1 нұсқадағы ауыр металл көрсеткіштері №2 нұсқамен салыстырғанда біршама төмендегені байқалды. Зерттеудің 4 тәулігінде барлық нұсқаларда да ауыр металдардан

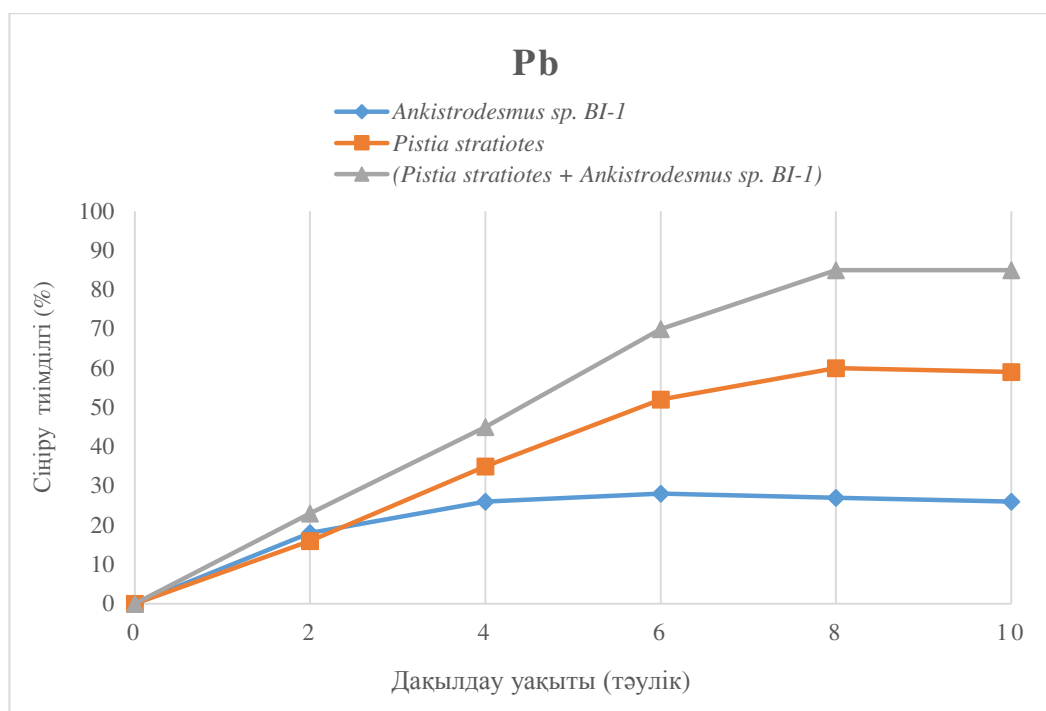
тазалау көрсеткіші біршама өсе бастады. Тәжірибенің 6 тәулігінде №1 нұсқада барлық ауыр металдарды максималды сіңіру қабілетіне ие болғаны анықталды, яғни Cd – 50 %, Zn - 64%, Cu - 68%, Pb үшін 28 % болды. Тәжірибенің соңғы 8 және 10 тәуліктерінде бұл көрсеткіштің өзгермегені айқындалды. Ал, №2 және №3 нұсқалар үшін ауры металдарды максималды сіңіру қабілеті 8 тәулікте жүзеге асатындығы белгілі болды (№2: Cd – 66%, Zn – 80%, Cu - 82%, Pb - 60%; №3: Cd – 89%, Zn – 93 %, Cu – 90%, Pb - 82 %). Тәжірибенің соңғы күні (10 тәулік) барлық нұсқалар үшін тазалау үрдісінің тоқтатылғаны анықталынды (суреттер 33 - 36).



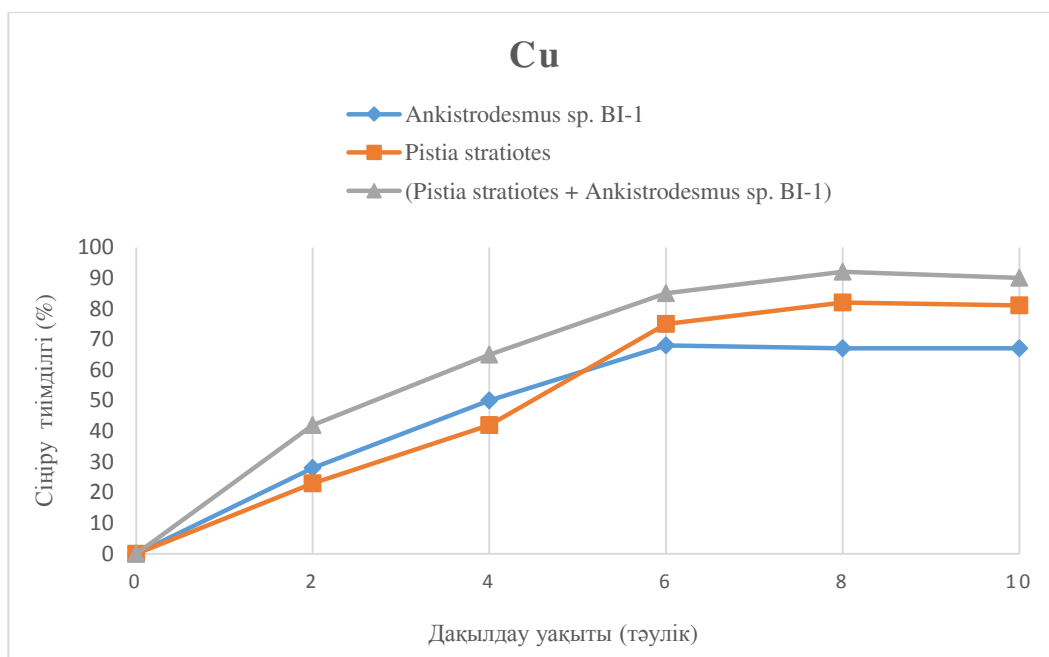
Сурет 33 – ЖССӨ мен микробалдырлар және олардың ассоциациясының кадмий ионын сіңіру тиімділігі



Сурет 34 – ЖССӨ мен микробалдырлар және олардың ассоциациясының мырыш ионын сіңіру тиімділігі



Сурет 35 – ЖССӨ мен микробалдырлар және олардың ассоциациясының қорғасын ионын сіңіру тиімділігі



Сурет 36 – ЖССӨ мен микробалдырлар және олардың ассоциациясының мыс ионын сіңіру тиімділігі

Суреттерден көрініп тұрғандай, ауыр металдарды сіңіру тиімділігі бастапқы тәуліктерде бірқалыпты жылдамдықпен жүріп отырады. Дегенмен, ауыр металдардан тазалану үрдісі №1 нұсқада 6 тәулікте жоғарғы көрсеткішті көрсетсе, №2 (*Pistia stratiotes*) және №3 нұсқада, яғни *Pistia stratiotes* + *Ankistrodesmus sp.* ассоциациясы – 8 тәулікте ауыр металдарды жоғары дәрежеде

сіңіреді. Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} иондары бар ортада *Pistia stratiotes*, *Ankistrodesmus* sp. және олардың ассоциациясын ұзақ уақыт дақылдау кезінде (10 тәулікке дейін), ауыр металдардың ерітіндіге қайта бөлінбейтіндігін көрсетті.

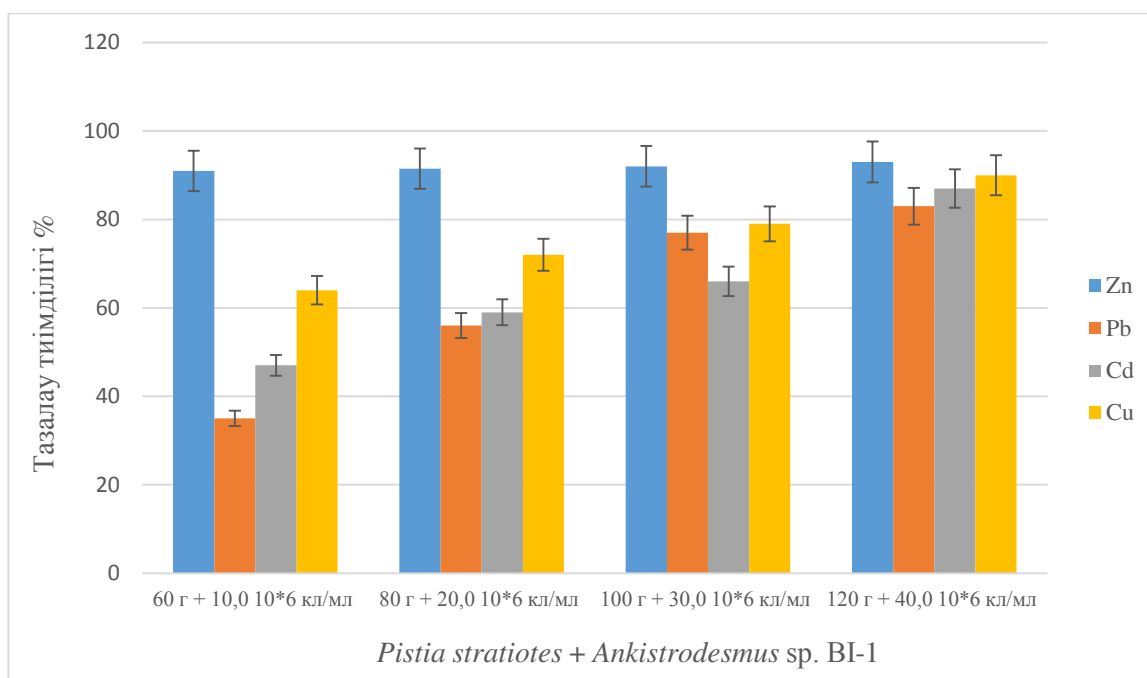
Жұмыста зерттелінген ЖССӨ мен микробалдырлардың ассоциациясы жеке дара ЖССӨ немесе микробалдырлардың дақылдарымен салыстырғанда микробалдыр саны және өсімдік салмағы екі есе аз болған жағдайдың өзінде ауыр металдарды сіңіру қабілеттілігі жоғары дәрежеде (89-93%) жүретіндігін атап өту қажет. Осы зерттеу жұмысында зерттелген *Pistia stratiotes* және *Ankistrodesmus* sp. ассоциациясы үшін, ортаны барлық зерттелінген ауыр металдардан (Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+}) максималды сіңіру тиімділігі 8 тәулікте жүзеге асатындығы анықталынып, келесі зерттеу жұмыстарында пайдаланылды.

3.5.2 Ауыр металдарды сіңіру тиімділігіне ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясы мөлшерінің (санының) әсері

Әр түрлі ауыр металдарды сіңіру тиімділігіне ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясы мөлшерінің әсерін зерттеу үшін қоректік ортаға 10 ШМК мөлшерде Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} иондары аралас салынған 100 литр Штейнберг қоректік ортасы пайдаланылды. Мырыш, мыс, кадмий, қорғасын иондарын сіңіру тиімділігіне құрастырылған ассоциация мөлшерінің әсерін зерттеу үшін, *Pistia stratiotes* ЖССӨ 60 г (6 ± 1 дана), 80 г (8 ± 1 дана), 100 г (10 ± 1 дана), 120 г (12 ± 1 дана), ал *Ankistrodesmus* sp. микробалдырын сәкесінше 10,0-нан 40,0 10^6 кл/мл мөлшерде ауыр металдармен ластанған ортаға енгізілді. Кейін әр нұсқа бөлме температурасында 8 тәулік бойы дақылданды.

Қоректік ортаға *Pistia stratiotes* ЖССӨ 60 г + *Ankistrodesmus* sp. микробалдырын 10,0 10^6 кл/мл мөлшерде енгізген кезде мырыш иондарын сіңіру тиімділігі 91%-ды құрады. Ал, ЖССӨ және микробалдырлар биомассасын, сәйкесінше 60-тан 120 г дейін және 10,0-нан 40,0 10^6 кл/мл -ге дейін арттыру, ортадағы мырыш ионын сіңіру тиімділігінің аз мөлшерде өсуіне алып келеді (2,1-2,3 %-ға). Осылайша, ЖССӨ 60 г және *Ankistrodesmus* sp. микробалдырын 10,0 10^6 кл/мл мөлшерде пайдалану, мырыш ионынан жоғары дәрежеде сіңіруге мүмкіндік беретіні анықталынды.

Мыс, кадмий, қорғасын иондарын *Pistia stratiotes* және *Ankistrodesmus* sp. ассоциациясының сіңіруі кезінде басқа нәтижелер алынды. ЖССӨ биомассасын 60 г-нан 120 г дейін және микробалдырлар санын 10,0-нан 40,0 10^6 кл/мл-ге дейін арттыру, берілген металдарды сіңіру тиімділігінің өсуіне алып келеді (сурет 37). Ассоциация көмегімен сіңірілу тиімділігі: мыс үшін – 90%, кадмий үшін – 87%, қорғасын үшін – 83%-ға артты. Бұндай мәндер биомассаның, сонымен қатар металл катиондарының ерекшеліктеріне байланысты болуы мүмкін.



Сурет 37 - *Pistia stratiotes* ЖССӨ + *Ankistrodesmus sp.*BI-1 ассоциация концентрациясына байланысты ауыр металл иондарын сіңіру тиімділігі

Осылайша, алынған нәтижелерді салыстыра отырып, судағы ассоциация биомассасын екі есе арттыру, тазалау тиімділігінің өсуіне әрдайым алып келмейтіндігін атап өту қажет. Мысалы, мырыш ионынан тазалау тиімділігі бар болғаны 2,3%-ға ғана артты. Сонымен, 100 литр сұйықтықтағы мырыш ионын ЖССӨ және микробалдыр ассоциациясының көмегімен максималды сіңіру үшін *Pistia stratiotes* ЖССӨ 60 г + *Ankistrodesmus sp.* микробалдырын $10,0 \cdot 10^6$ кл/мл мөлшерде пайдалану қажет. Ал мыс, кадмий, қоғасын иондарын максималды сіңіру мақсатында *Pistia stratiotes* ЖССӨ 120 г + *Ankistrodesmus sp.* BI-1 микробалдырын $40,0 \cdot 10^6$ кл/мл мөлшерде пайдалану тиімді екендігі анықталынды. Бұдан шығар қорытынды, 1 м^3 су ауданын Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} ауыр металл иондарынан тазалау үшін *Pistia stratiotes* ЖССӨ 600 г/м^3 (60 ± 2 дана) + *Ankistrodesmus sp.* BI-1 микробалдырын $40,0 \cdot 10^6$ кл/мл мөлшерде пайдалану қажет.

3.6 ЖССӨ және микробалдырлардың ассоциациясы көмегімен ластанған суларды биоремедиациялау

Зерттеудің бастапқы сатысында тазалаудың кез-келген әдісін модельді имитатор-ерітінділерде жүргізген жөн. Бұл өңдеу үрдісі кезінде жүзеге асатын реакциялардың механизмін анықтауға және сипаттауға, негізгі ластағыштарды тасымалдайтын өнімдерді анықтауға, оларды жинақтау динамикасын бағалауға, сонымен қатар тазалау үрдісінің бастапқы оңтайлы көрсеткіштерін жүргізуге мүмкіндік береді [235].

Жұмыстың негізгі мақсаты АМ иондарымен ластанған қалдық суларды тазалауда пайдалану үшін ЖССӨ-мен микробалдырлардың консорциумын құру болғандықтан, *Ankistrodesmus sp.* BI-1 және *Pistia stratiotes* ассоциациясын

пайдалану мүмкіндігі зерттелінді. Алынған консорциумның тазалау қасиетін зерттеу үшін, әр түрлі минералды заттары бар Алматы қаласының биологиялық тазалаудан кейінгі тұндырғыштарынан алынған су үлгісіне 20 ШМК концентрацияда ауыр металдардың тұздары салынды және араластырылды, кейін сұйықтықтағы биогенді элементтердің мөлшері анықталынды. Зерттелуші «қалдық су» мынадай сипаттамаға ие болды: оттегіні биологиялық пайдалану көрсеткіші (ОБП₅) 62,2 мг/л O₂, аммиак мөлшері 13,7 мг/л құрады, нитриттер – 0,4 мг/л, нитраттар – 0,8 мг/л және фосфаттар – 4,46 мг/л болды. Ауыр металл иондарының (Cd²⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Zn²⁺) әрқайсысы 20 ШМК құрады, яғни сәйкесінше 0,02 мг/л, 2 мг/л, 0,6 мг/л, 2 мг/л мөлшерде қосылды. Модельденген қалдық суға 600 г/м³ (±60 дана) *Pistia stratiotes* ЖССӨ, сонымен қатар есеппен 40,0 10⁶ кл/мл *Ankistrodesmus* sp. VI-1 енгізілді және 8 тәулік бойы дақылданды. Кейін өсімдік пен микробалдыр қалдық судан фильтрация әдісі арқылы бөлініп алынды.

Ағынды суларды биологиялық тазалау кезінде азот және фосфордың бар болуы маңызды болып келеді [236]. Біздің зерттеулеріміздің нәтижесі бойынша, азот алмасудың көрсеткіштері зерттеу уақытында айтарлықтай өзгеріп отырды. Бұл тәжірибенің басындағы аммиак азотының жоғары болуымен байланысты (13,7 мг/л) және аммиак формасынан нитритке айналуы ал кейін нитратқа айналуына да байланысты. Оны суда аммиак азотының болуы дәлелдейді. ЖССӨ және микробалдыр консорциумын дақылдау кезінде оның саны толығымен жойылды. ЖССӨ және микробалдырлардың консорциумы көмегімен тазалау кезінде азоттың аммиакты формасының қарқынды тотығуы нитрит-иондарының бар болуын дәлелдейді [237]. Тәжірибенің соңғы тәуліктерінде нитрат концентрациясы төмендей бастады, яғни олар толығымен гидробионттармен утилизацияланып, тәжірибе соңында нитраттар толығымен жойылды. Азоттың тотыққан формаларының бар болуы тазалау үрдісінің өте жақсы жүргенін дәлелдейді, ОБП-төмендеуімен салыстырғанда олардың артуы күкірті бар қосындылардың қарқынды тотығатынын көрсетеді [238, 239]. Сонымен, нитратты алмасудың көрсеткіштері бойынша, ЖССӨ және микробалдырлардың негізіндегі консорциумды биологиялық тазалау үшін пайдалану оңтайлы екенін көрсетеді. Зерттеудің нәтижелері көрсеткендей, консорциумның фосфаттарды пайдалануы жеткілікті жылдам қарқынмен жүрді. Тәжірибе біткен уақытта фосфаттардың сіңірілуі - 100 %-ды құрады.

Алынған нәтижелерге байланысты аталмыш консорциумды пайдалана отырып модельді қалдық суды тазалау тиімділігі биогенді заттар үшін 98-100%-ды құраса, ауыр металдардың иондары үшін 89-93%-ды құрағаны 15 кестеде көрсетілген.

Кесте 13 - Модельді қалдық суды *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдіктері және *Ankistrodesmus* sp. VI-1 микробалдырының ассоциациясы көмегімен тазалау дәрежесі

Көрсеткіш	Ластағыштардың бастапқы концентрациясы, мг/л	Ластағыштардың соңғы концентрациялары, мг/л	Тазалау көрсеткіші, %
ОБП ₅ (мг/л О ₂)	62,2	1,5±0,01	98
Аммимақ	13,7±0,3	-	100
Нитриттер	0,4±0,01	-	100
Нитраттар	0,8±0,01	-	100
Фосфаттар	4,46±0,2	-	100
Кадмий (20 ШМК)	0,02±0,2	0,0022±0,0001	89
Мырыш (20 ШМК)	2±0,2	0,14±0,001	93
Мыс (20 ШМК)	2±0,2	0,18±0,001	91
Қорғасын (20 ШМК)	0,6±0,2	0,06±0,002	90

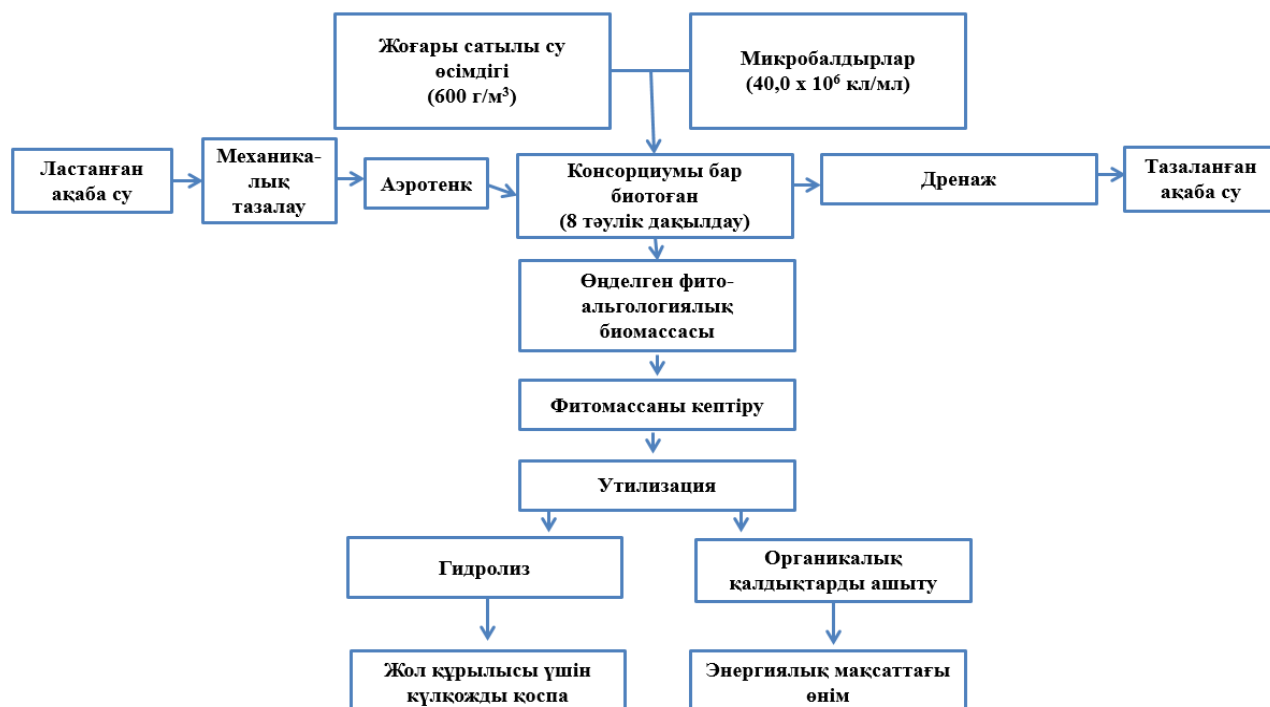
Осылайша, АМ иондарымен ластанған модельді қалдық суды тазалау үшін ЖССӨ мен микробалдырлардың ассоциациясын пайдалану мүмкіндігі көрсетілді. Алынған нәтижелер, *Pistia stratiotes* ЖССӨ мен *Ankistrodesmus* sp. VI-1 микробалдырының ассоциациясын лабораториялық жағдайда модельденген қалдық суларды тазалауда пайдалану, өсімдік және микробалдырды бөлек пайдаланумен салыстырғанда едәуір тиімді екенін дәлелдейді. Алынған нәтижелер, әр түрлі өндіріс кәсіпорындарының қалдық суларын биологиялық тазалауды құрастырудың негізі қызметін атқаруы мүмкін.

Биогенді элементтерден және Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} ауыр металл иондарынан тұрмыстық және өндірістік ағынды суларды тазалаудың ұсынылып отырған әдісін пайдалану үрдісін жеңілдетеді және тазалау сапасын арттырады. Тазалау үрдісінің қарқындылығы микробалдырлардың көбею жылдамдығының жоғары болуымен және су өсімдіктерінің вегетативті органдарының үлкен болуының әсерінен жүзеге асады, және судан көптеген ластағыш заттарды сіңіруге мүмкіндік береді. Одан басқа, су өсімдіктерінің тамырлары басқа органикалық заттардың көп бөлігін сіңіреді, ал олардың метаболиттер сулы ортаның өздігінен ластану үрдісін тежейді.

Осылайша, әр түрлі ластағыштардан биологиялық тоған суларын тазалау үшін, ЖССӨ және микробалдырларды пайдалану тазалаудың тиімді жүйесі болып табылады. Қалдық суларды ауыр металдардан тазалау үшін, ауыр металдарды сулардан максималды тазалауға қабілетті микробалдырлар мен ЖССӨ негізіндегі ассоциациясын пайдалану арқылы қалдық суларды ауыр металдардан тазалаудың жетілдірілген технологиялық сызбасы құрастырылды.

Ауыр металдардан қалдық суларды тазалау сызбасы келесі сатылардан тұрады: биотоғандар мен су бұрғыштарды механикалық тазалау, кейін азротенктерден өтеді, сонымен қатар сутоғандарына ЖССӨ мен

микробалдырлардың консорциумы дақылданатын болады. *Ankistrodesmus* sp. VI-1 штамын $40,0 \times 10^6$ кл/мл мөлшерде және *Pistia stratiotes* 600 г/м^3 (60 ± 2 дана) санында пайдаланылады. Биотоғанның тереңдігі 1,5-2 метрден кем болмауы қажет. Биотоғанның ағысқа қарсы қабырғасында дренаж және субұрғыш қойылатын болады (сурет 38).



Сурет 38 – ЖССӨ және микробалдырлар ассоциациясы негізінде қалдық суларды ауыр металдардан тазалаудың технологиялық сызбасы

Өңделген фито-альгологиялық масса технологиялық сызбаға сәйкес утилизацияға ұшырайтын болады. Сонымен қатар, екіншілік қалдықтарды қосымша тауарлы өнім алу үшін шикізат ретінде қарастыруға болады. Күл қалдықты (шлам) құрылыс материалдарын өндіруде пайдалануға болады. Технологиялық сызбаның бұл нұсқасы, ауыр металдармен ластанған тұрмыстық және өндірістік қалдық суларды тазалауға бағытталған.

Қорытындылай келе айтып кететін жайт, биологиялық тоғандарда жоғары сатыдағы су өсімдігін және микробалдырларды пайдалану арқылы, қалдық суларды биологиялық тазалаудың табиғи технологиясын пайдалана отырып, қалдық суларды утилизациялаудың экологиялық мәселесін шешуге, нитраттардың, фосфаттардың, ауыр металдардың және басқа ластаушы заттардың концентрациясын шектеулі мүмкіндік концентрациясына дейін төмендетуге болады. Биологиялық тазалаудың аталмыш технологиясы ластаушылардан тазалаудың жоғары тиімділігімен, эксплуатациясының қарапайымдылығымен және экономдылығымен ерекшеленеді және қоршаған ортаға зардабын тигізбей қалдық суларды утилизациялауға мүмкіндік береді.

ҚОРЫТЫНДЫ

1. Билікөл көлі су сынамаларының альгофлорасының түрлік құрамын зерттеу нәтижесінде 4 бөлім (*Cyanophyta* - 31, *Bacillariophyta* - 20, *Euglenophyta* - 19, *Chlorophyta* – 26), 9 класс, 9 қатар, 17 тұқымдас, 32 туысқа жататын микробалдырлардың 96 түрі анықталды. Елек өзені түрлік құрамы 4 бөлім (*Cyanophyta* - 58, *Bacillariophyta* - 54, *Euglenophyta* - 6, *Chlorophyta* – 63), 12 класс, 20 қатар, 49 тұқымдас, 76 туыс, 181 түрден тұратыны анықталды. Билікөл көлі және Елек өзенінен жасыл микробалдырлардың 10 альгологиялық таза, оның ішінен 7 бактериологиялық таза штамдары бөлініп алынды. Дақылдық-морфологиялық қасиеттерін зерттеу және 18S рРНК гендерінің нуклеотидтік бірізділігі сараптамаларының негізінде бактериологиялық таза микробалдырлар *Chlorella vulgaris* BB-2, *Chlorella vulgaris* BB-1, *Chlorella vulgaris* B-12, *Scenedesmus obliquus* B-3, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 деп идентификацияланды.

2. Бөлініп алынған микробалдыр дақылдарының ішінен *Chlorella vulgaris* sp. BB-2, *Scenedesmus quadricauda* B-1, *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, *Ankistrodesmus* sp. BI-1 штамдары 4000 лк жарық қарқындылығында және 26-28°C температурада жоғары өнімділікті көрсететіні анықталды.

3. Зерттелінген микробалдыр дақылдарынан мыс үшін жоғары биоаккумулятор - *Chlorella vulgaris* BB-2, кадмий үшін - *Ankistrodesmus* sp. BI-1 және *Chlamydomonas reinhardtii* B-4, қорғасын үшін - *Ankistrodesmus* sp. BI-1 және *Chlorella vulgaris* BB-2 екені анықталды. Мырыш барлық зерттелінген микробалдыр дақылдарымен аккумуляцияланады. Ортадағы ауыр металдар $Zn^{2+} > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Pb^{2+}$ бірізділігінде микробалдырлармен селективті сіңірілетіні анықталды.

4. *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдіктері кадмий, қорғасын, мырыш және мыс ауыр металдарының 10 ШМК концентрациясына жоғары төзімділігімен және сіңіру қабілеттілігімен сипатталатыны анықталды, сонымен қатар *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдіктері мырыш, қорғасын және мысқа қатысты макроконцентратор, ал кадмийге қатысты микроконцентратор екенін атап өту қажет. Ал, *Lemna minor* барлық зерттелген ауыр металдарға микроконцентратор болып табылды.

5. *Chlorella vulgaris* BB-2 жасыл микробалдыры *Pistia stratiotes* және *Elodea canadensis* жоғары сатыдағы су өсімдіктерімен бейтарап типті қарым-қатынас құрайтыны белгілі болды, ал *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырлары мен *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі арасында қарым-қатынастың симбиотикалық типі қалыптасты. Алынған нәтижелердің негізінде, ауыр металдармен ластанған суларды биоремедиациялау үшін *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі мен *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырларының ассоциациясы құрастырылды.

6. Ластанған суларды тазалауда *Pistia stratiotes* жоғары сатыдағы су өсімдігі және *Ankistrodesmus* sp. BI-1 микробалдырының ассоциациясын

Ankistrodesmus sp. ВІ-1 штамын $40,0 \times 10^6$ кл/мл мөлшерде және *Pistia stratiotes* 600 г/м^3 (60 ± 2 дана) көлемінде пайдалану кезінде, судағы биогенді элементтердің жойылу тиімділігі 8 тәулікте 98%-ды құраса, ауыр металдардың иондары үшін 89-93%-ды құрады.

ПАЙДАЛАНЫЛҒАН ӘДЕБИЕТТЕР ТІЗІМІ

- 1 Заядан Б.К., Маторин Д.Н. Биомониторинг водных экосистем на основе микроводорослей. – М.: Изд-во «Алтекс», 2015. – 252 с.
- 2 Заядан Б.К., Экологическая биотехнология фототрофных микроорганизмов: монография. – Алматы: Изд-во «Арыс», 2011. – 368 с.
- 3 Abdel-Raouf N., Ibraheem I.B.M., Hammouda O. Microalgae and wastewater treatment // Review Article Saudi Journal of Biological Sciences. – 2004. – Vol. 19. – P. 257–275.
- 4 Багаева Т.В. Микробиологическая ремедиация природных систем от тяжелых металлов. – Казань: Казанский университет, 2013. – 56 с.
- 5 Будников Г.К. Экологический мониторинг суперэкоотоксикантов. – М.: Химия, 1996. – 320 с.
- 6 Будников, Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем // Соросовский образовательный журнал. – 1998. – Т. 5. – С. 23–29.
- 7 Биоремедиация загрязненных экосистем // Наука за рубежом. Ежемесячное обозрение Электронное - издание: www.issras.ru/global_science_review. – 2013. – № 25.
- 8 Ahluwalia S.S., Goyal D. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater // Bioresour Technol. - 2007. - № 98. - P.2243-2257.
- 9 Pavasant P., Apiratikul R., Sungkhum V., Suthiparinyanont P., Wattanachira S., Marhaba TF. Biosorption of Cu²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺, and Zn²⁺ using dried marine green macroalga *Caulerpa lentillifera* // Bioresour Technol. - 2006. - №97. – P. 2321-2329.
- 10 Zouboulis A.I., Loukidou M.X., Matis K.A. Biosorption of toxic metals from aqueous solution by bacterial strains isolated from metal-polluted soils // Process Biochem. - 2004. - № 39. - P. 909-916.
- 11 Oswald W.J. My sixty years in applied algology // J. Appl. Phycol. - 2003. - № 15.- P. 99-106.
- 12 Дмитренко Г.Н., Овчаров Л.Ф. и др. Использование биотехнологии очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов // ХиТВ. – 1997. – Т. 19, № 5. - С. 544-548.
- 13 Марцуль В.Н., Мошев А.Б. Исследование процесса аккумуляции ТМ активным илом // ЭКиР. – 2000. - № 4. – С. 57-60.
- 14 Грузина Т.Г., Чеховская Т.П. и др. Влияние ТМ на микробную деградацию алкилсульфоната // ХиТВ. – 2004. -Т. 26, № 3. – С. 318-325.
- 15 Грузина Т.Г., Стельмашук В. Сорбция ионов ТМ из водных сред бактериями *Bacillus Cereus* B4368 и *Alcaligenes Eutrophus* CH34 // ХиТВ. - 2002, - Т. 24, № 3. – С. 383-391.
- 16 Saha B.K., Parani K. Bioremediation of distillery effluent by a consortium of microbial isolates // J. Environ. Sci. Eng. - 2011. - №1. - P.123-128.
- 17 Kumar M., Wu P.C., Tsai J.C., Lin J.G. Preparation and application of the titania sol-gel coated anodized aluminum // Biodegradation of soil-applied polycyclic

aromatic hydrocarbons by sulfate-reducing bacterial consortium // Talanta. - 2009.- №4. - P.1285-1289.

18 Chunyu Y., Guangchun C., Li Y. A Constructed Alkaline Consortium and Its Dynamics in Treating Alkaline Black Liquor with Very High Pollution Load // PLoS ONE. - 2008. - № 3. - P.3777.

19 Andrew S., Whiteley and Mark J. Bailey Bacterial Community Structure and Physiological State within an Industrial Phenol Bioremediation System // Appl. Environ. Microbiol. - 2000.- №6. - P. 2400-2407.

20 Kumar R., Chaudhary G., Singh Ahluwalia S. and Goyal D. Biosorption of Pb²⁺ and Zn²⁺ by Non Living Biomass of *Spirulina* sp. // J. Microbiol. - 2010. - №4. - P. 438-442.

21 Yamina B., Tahar B., Marie Laure F. Isolation and screening of heavy metal resistant bacteria from wastewater: a study of heavy metal co-resistance and antibiotics resistance // Water Sci.Technol. - 2012. - №10. - P.2041-2048.

22 Chang S.Y., Sun J.M., Song S.Q., Sun B.S. Utilization of brewery wastewater for culturing yeast cells for use in river water remediation // Environ. Technol. - 2012. – Vol. 33, № 4. - P. 589-595.

23 Таубаев Т.Т. Система биологической очистки сточных вод при помощи протококковых водорослей, ряски, и других гидробионтов // Культивирование и применение микроводорослей в народном хозяйстве: мат. респ. конф. – Ташкент: Фан, 1980. – С. 113–115.

24 Большаков Н.Ю. Биологические методы очистки сточных вод от органических веществ и биогенных элементов: о биотехнологии, обеспечивающей очистку стоков // Экология производства. – 2013. - № 4. – С. 64-69.

25 Буракаева А.Д. Роль микроорганизмов в очистке сточных вод от тяжелых металлов. Лантух - URL: <http://bookfi.org/book/816204> (дата обращения 11.03.2013.).

26 Артюхова В.И. Функциональные изменения, происходящие в лабораторной популяции микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. при различных режимах токсического воздействия // Вестник московского ун-та. - Серия: 16, Биология. - 2000. - № 2. - С. 52-59.

27 Sivakumar G., Xu J., Thompson R.W., Yang Y., RandolSmith P., Weathers P.J. Integrated green algal technology for bioremediation and biofuel // Bioresour. Technol. - 2011. – P. 42-50.

28 Abou-Shanab R.A., Ji M.K., Kim H.C., Paeng K.J., Jeon B.H. Microalgal species growing on piggery wastewater as a valuable candidate for nutrient removal and biodiesel production // J. Environ. Manage. - 2012. - Vol.115. - P.257-264.

29 Стельмашук В. Особенности сорбции ионов ТМ микроводорослями *Chlorella Pyrenoidosa* из водных сред // ХиТВ. - 2002, -Т. 24, № 6. - С. 584-588.

30 Chatterjee S., Singh L., Chattopadhyay B., Datta S., Mukhopadhyay S.K. A study on the waste metal remediation using floriculture at East Calcutta Wetlands, a Ramsar site in India Environ Monit Assess // Environmental Monitoring and Assessment – 2011. - Vol. 178, № 1. - P. 361-371.

- 31 Olivella M.A., Jove P., Oliveras A. The use of cork waste as a biosorbent for persistent organic pollutants-Study of adsorption/desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons // J. Environ. Sci. Health. - 2011. - Vol.46, №8. - P.824-832.
- 32 ҚР патенті № 2120, C02F 3/32 Қалдық сулары тазалау әдісі / Ешибаев А.А., Исаева А.У., Бишимбаев В.К., Асамбаева Л.К., 15.05.2009 ж. жарияланған.
- 33 Chujanov G.G. Taiking dam and sewage water treatment. Ekaterinburg: Izd. UGGGA, 1998. – P. 23-32.
- 34 Miller R.M. Biosurfactant-facilitated remediation of metal-contaminated soils. Biopolymers. U. L. Lao, A. Chen, M. R. Matsumoto et al. Environ. Health Perspectives. - 1995. - Vol. 103. - P. 59-62.
- 35 Mulligan C. N., Yong R. N., Gibbs B. F. Engineering Geology. - 2001. - Vol. 60. – P. 371-380.
- 36 Andrejuk E.I. Methodological aspects of studying of microbic communities of the soil // Mikrobnye soobshhestva i ih funkcionirovanie v pochve. Kiev: Nauk.dumka, 1981. – P. 13–23.
- 37 Christofi N., Ivshina I. B. J. Appl. Microbiol. - 2002. - Vol. 93. - P. 915-929.
- 38 Gogotov I.N., Zorin N.A., Tikhonov K.G. Biosorption of metal ions by microorganisms and their consortia with aqueous plants // Metal ions in Biology and medicine. – 2002. - Vol.7. – P. 247-251.
- 39 Храмова Т.Г., Стом Д. И., Выгода В. А. Использование макрофитов для доочистки городских сточных вод // Проблемы экологии. – 1995. – Т. 2. – С. 260–262.
- 40 Schröder P. Using phytoremediation technologies to upgrade waste water treatment in Europe // Environmental Science and Pollution Research. – 2007. – Vol. 7, № 14. – P. 490-497.
- 41 Investigating Duckweed for Phytoremediation and as a Toxicity Indicator of Chemicals: Duckweed Research. – Режим доступа: <http://duckweedresearch.blogspot.ru/2011/01/investigating-duckweedfor.html> (27.10.2014).
- 42 Ольшанская Л.Н., Собгайда Н.А., Русских М.Л. и др. Фиторемедиационные энергосберегающие технологии в решении проблем загрязнения гидросферы // Инноватика и экспертиза. - 2012. – Т. 9, № 2. – С. 166-172.
- 43 Hooda V. Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water // Journal of Environmental Biology. – 2007. – Vol. 28, № 2. – P. 367-376.
- 44 Jadia Ch. D. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques // African Journal of Biotechnology. – 2009. – Vol. 8, № 6. – P. 921-928.
- 45 Raskin I. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment // Plant biotechnology. – 1997. – № 8. – P. 221–226.
- 46 Maestri E., Marmioli M., Visioli G. et.al. Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment // Environmental and Experimental Botany. – 2010. – Vol. 68. – P. 1-13.
- 47 Медведев С.С. Физиология растений: учебник. – СПб.: Изд-во СПб ун-та, 2004. – 336 с.

- 48 About us: Lemna Technologies, INC. - wastewater treatment, infrastructure, engineering. – Режим доступа: <http://www.Lemnatechnologies.com/> (27.10.2014).
- 49 Lemna Wastewater Treatment Facility: City of Devils Lake, North Dakota. – Режим доступа: <http://www.ci.devilslake.nd.us/departments/Lemna.html> (27.10.2014).
- 50 Xu J., Zhao H., Stomp M. et al The production of duckweed as a source of biofuels // Biofuels. – 2012. – Vol. 3, № 5. – P. 589-601.
- 51 Cui W., Cheng J. Growing duckweed for biofuel production: a review // Plant biology. – 2014. – Vol. 1. – P. 1-8.
- 52 Mkandawire M. Are *Lemna* spp. effective phytoremediation agents? // Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability. – 2007. – Vol. 1, № 1. – P. 56-71.
- 53 Mojiri A. Phytoremediation of heavy metals from municipal wastewater by *Typha domingensis* // African Journal of Microbiology Research. – 2012. – Vol. 6, № 3. – P. 643-647.
- 54 Nayyef M. A. Efficiency of duckweed (*Lemna minor* L.) in phytotreatment of wastewater pollutants from Basrah oil refinery // Journal of Applied Phytotechnology in Environmental Sanitation. – 2012. – Vol. 1, № 4. – P. 163-172.
- 55 Jafari N. Effect of pH and metal concentration on phytoaccumulation of zinc by three duckweeds species // American Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences. – 2011. – Vol. 10, № 1. – P. 34-41.
- 56 Khellaf N. Growth response of the duckweed *Lemna gibba* L. to copper and nickel phytoaccumulation // Ecotoxicology. – 2010. – Vol. 19. – P. 1363–1368.
- 57 Kaur L. Role of pH in the accumulation of lead and nickel by common duckweed (*Lemna minor*) // International Journal of Bioassays. – 2012. – № 1. – P. 191-195.
- 58 Bres P., Crespo D., Rizz P. et al. Capacity of the macrophytes *Lemna minor* and *Eichhornia crassipes* to remove nickel // Agricultural Research Journal. - 2014. - P. 126. Режим доступа: <http://ria.inta.gov.ar> (30.11.2014).
- 59 Ozengin N., Elmaci A. Performance of duckweed (*Lemna minor* L.) on different types of wastewater treatment // Journal of Environmental Biology. – 2007. – Vol. 28. – P. 307-314.
- 60 Singh D. Tiwari A., Gupta R. Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants // Journal of Agricultural Technology. – 2012. – Vol. 8, № 1. – P. 1-11.
- 61 Dixit A., Dixit S., Goswami C.S. Process and plants for wastewater remediation: a review // Scientific Reviews & Chemical Communications. – 2011. – Vol. 1, № 1. – P. 71-77.
- 62 Appenrotha J., Krecha K., Keresztesb A. et al. Effects of nickel on the chloroplasts of the duckweeds *Spirodela polyrhiza* and *Lemna minor* and their possible use in biomonitoring and phytoremediation // Chemosphere. – 2010. – Vol. 78. – P. 216–223.

- 63 Tran T. A., Popova L.P. Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospects // Turkish Journal of Botany. – 2013. – Vol. 37. – P. 1-13.
- 64 Keith C., Borazjani H., Diehl S.V., et al. Aquatic phytoremediation of CCA and copper contaminated water // 37th Annual Mississippi Water Resources Conference – Режим доступа: <http://www.wrri.msstate.edu> (18.05.2015).
- 65 El-Kheir W. A., Ismail G., El-Nour F. A. et al. Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment // International journal of agriculture & biology. – 2007. – Vol. 9, № 5. – P. 681-687.
- 66 Hou W., Chen X., Song G. et al. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*) // Plant physiology and biochemistry. – 2007. – № 45. – P. 62-69.
- 67 Cedergreen N., Madsen T.V. Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor* // New Phytologist. – 2002. – № 155. - P. 285–292.
- 68 Prasad M.N.V., Malec P., Waloszek A. et al. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation // Plant Science. – 2001. – № 161. – P. 881-889.
- 69 Patel D.K., Kanungo V.K. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients // The bioscan. – 2010. – Vol. 3, № 5. – P. 355-358.
- 70 Phewnil O.A., Tungkananurak N., Panichsakpatana S. et al Phytotoxicity of atrazine herbicide to fresh water macrophyte duckweed (*Lemna perpusilla* Torr.) in Thailand // Environment and Natural Resources Journal. – 2012. – Vol. 10, № 1. – P. 16-27.
- 71 Guimaraes F.P., Aguiar R., Oliveira J.A. et al. Potential of macrophyte for removing arsenic from aqueous solution // Planta Daninha, ViçosaMG. – 2012. – Vol. 30, №. 4. – P. 683-696.
- 72 Dos L.K, Lima S., Kleinübing S. J., Silva E. A. et al. Removal of chromium from wastewater using macrophyte *Lemna minor* as biosorbent // Режим доступа: <http://www.nt.ntnu.no> (10.06.2016).
- 73 Gürtekin E., Şekerdağ N. The role of duckweed (*Lemna minor* L.) in secondary clarifier tanks // Режим доступа: <http://oaji.net/articles> (26.07.2014).
- 74 Garg, P., Chandra P. The duckweed *Wolffia globosa* as an indicator of heavy metal pollution: sensitivity to Cr and Cd // Environmental monitoring and assessment. – 1994. – № 29. – P. 89-95.
- 75 Miranda M.G., Llangovan K. Uptake of lead by *Lemna gibba* L.: Influence on specific growth rate and basic biochemical changes // Bulletin Environmental Contamination and Toxicology. – 1996. - № 56. – P. 1000-1007.
- 76 Diritgen N. Effects of zinc and copper on growth and metal accumulation in duckweed *Lemna minor* // Inel. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology. – 1994. – № 53. – P. 442-449.
- 77 Wolf A. J., Wolf, Rynearson B.S., Sperry J.M. Effects of copper on the growth of *Lemna minor* (duckweed) // Beloit College Journal of Plant Ecophysiology. – 2004. – Vol. 3. – P. 9-12.

- 78 Khellaf N., Zerdaoui M., Faure O. et al. Tolerance to heavy metals in the duckweed *Lemna minor* // Режим доступа: <http://centrostudnatur.it> (16.04.2009).
- 79 Khellaf N., Zerdaoui M. Growth response of the duckweed *Lemna minor* to heavy metal pollution // Iranian journal of environmental health science & engineering. – 2009. – Vol. 6, № 3. – P. 161-166.
- 80 Steveninck R., Van Steveninck F.M., Fernando D.R. Heavy-metal (Zn, Cd) tolerance in selected clones of duckweed (*Lemna minor*) // Plant and Soil. – 1992. – Vol. 146. – P. 271-280.
- 81 Mukherjee S., Mukherjee S., Bhattacharyya P. et al. Heavy metal levels and esterase variations between metal-exposed and unexposed duckweed *Lemna minor*: field and laboratory studies // Environment International. – 2004. – № 30. – P. 811-814.
- 82 Курцевич Е.П. Использование эйхорнии для очистки промстоков // Экология и промышленность России. – 2001. – № 2. – С. 21–23.
- 83 Тарушкина Ю.А. Высшие водные растения для очистки сточных вод // Экология и промышленность России. – 2006. – № 5. – С.36–39.
- 84 Я. И. Вайсман, Рудакова Л.В., Калинина Е.В. Использование водных растений для доочистки сточных вод // Экология и промышленность России. – 2006. – № 11. – С. 9–11.
- 85 Губанов И. А. и др. *Elodea canadensis* Michx. — Элодея канадская, или водяная чума // Иллюстрированный определитель растений Средней России: в 3 т. — М.: Т-во науч. изд. КМК, Ин-т технолог. иссл. - 2002. — Т. 1. - С. 163.
- 86 Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию // — Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 152 с.
- 87 Борзенков А.А., Кумани М.В., Лукьянчиков Д.И. Применение биологических прудов для доочистки сточных вод // Электронный научный журнал Курского государственного университета. – 2010. – Т. 1, № 3. – С. 94-101.
- 88 Кузнецов А.Е., Градова Н.Б., Лушников С.В., Энгельхарт М., Вайссер Т., Чеботаева М.В. Прикладная экобиотехнология: учебное пособие: 2012. – 629 с.
- 89 Гогина Е.С., Кулаков А.А. Разработка технологии модернизации сооружений искусственной биологической очистки сточных вод // Вестник МГСУ. - 2012. - №11. – С. 77-83.
- 90 Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. Очистка сточных вод. пер. с англ. - М.: Мир, 2006. –480 с.
- 91 Багаева Т.В., Ионова Н.Э., Надеева Г.В. Микробиологическая ремедиация природных систем от тяжелых металлов. – Казань: Казанский университет, 2013. – 56 с.
- 92 Чачина С.Б., Мамай Н.В. Использование высших водных растений: эйхорнии, ряски малой и веллиснерии спиралевидной для доочистки городских сточных вод // Омский научный вестник. – 2010. – Т. 94, № 94. – С. 238-242.
- 93 Sheng P. X., Ting Y., Chen J. P. and Hong L. Sorption of Lead, Copper, Cadmium, Zinc and Nickel by Marine Algal Biomass: Characterization of Biosorptive

Capacity and Investigation of Mechanisms // Journal of Colloid and Interface Science. – 2004. - Vol. 275, № 1. - P. 131-141.

94 Патент России № 2186738 Способ биологической доочистки сточных вод / Алешечкин В.Н., Кумани М.В. – 2002. – с. 9.

95 Chekroum B.K., Baghour M. The role of algae in phytoremediation of heavy metals // J. Mater. Environ. Sci. – 2013. – Vol. 4, № 6. – P. 873-880.

96 Винберг Г.Г. Пути количественного исследования роли водных организмов как агентов самоочищения загрязненных вод // Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. – М. – Л; 1964. - С. 117-134.

97 Владимирова М.Г., Маркелова А.Г., Семененко В.Е. Выявление локализации рибулозобисфосфаткарбоксилазы в пиреноидах одноклеточных водорослей цитоиммунофлуоресцентным методом // Физиология растений. - 1982. - Т. 29. - С. 941–950.

98 Разумова А.Н. Морские водоросли в восстановительной медицине, комплексной терапии заболеваний с нарушением метаболизма. М: МДВ, 2008. 106 с.

99 Oukarroum A., Bras S., Perreault F., Popovic R. Inhibitory effects of silver nanoparticles in two green algae, *Chlorella vulgaris* and *Dunaliella tertiolecta* // Ecotoxicol. Environ. Saf. - 2012. – Vol. 78. - P. 80–85.

100 Кирилина Т.В., До Тхи Тху Ханг, Сироткин А.С. Оценка эффективности доочистки сточных вод с использованием одноклеточных и многоклеточных гидробионтов // Вестник Казанского технологического университета. - 2013. – С. 200 -201.

101 Trainor F.R. Cyclomorphosis in *Scenedesmus armatus* (Chlorophyta): an ordered sequence of ecomorph development // J. Phycol. – 1992. – Vol. 28, № 4. - P. 553 – 556.

102 Nakamura H. Biological knowledges on species of *Chlorella* and *Scenedesmus*. - Tokyo: Kyoritsu Women's University, 1963. - 43 p.

103 Navarro E., Baun A., Behra R., Hartmann N. B., Filser J., Miao A. J., Quigg A., Santschi P. H., Sigg L. Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi // Ecotoxicology. - 2008. – Vol. 17, № 5. - P. 372–386.

104 Райс Р.Х., Гуляева Л.Ф. Биологические эффекты токсических соединений. – Новосибирск, НГУ, 2003. – 208 с.

105 Fodorpataki L., Bartha C. Salt stress tolerance of a freshwater green alga under different photon flux densities? // Biologia. – 2004. – Vol. 2. – P. 85–93.

106 Третьякова Е.И., Папина Т.С. Особенности распределения тяжелых металлов по компонентам водоемов различной минерализации // Журн. Химия в интересах устойчивого развития. — 2000.- №8. С.429-438

107 Loretz C.A. Electrophysiology of ion transport in teleost intestinal cells // Cellular and Molecular Approaches to Fish Ionic Regulation. – 1995. – P. 25–56.

108 Queiroz J.C., Melo A.C., Costa A.C. A. The growth of *Monoraphidium* sp. and *Scenedesmus* sp. cells in the presence of Thorium. – 2012. - Vol. - ID 592721. - 8 p.

109 Durmaz Y., Pirinc P. Investigation of the effect of salinity concentration on growth and pigment composition on the some marine microalgae (*Nannochloropsis oculata*, *Tetraselmis chuii* and *Dunaliella salina*) // Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2017. – Vol. 34, №1. – P. 75-80.

110 Гаранин Р.А., Лыков И.Н. Исследование возможности использования дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* в качестве биосорбента тяжелых металлов из промышленных сточных вод // Вестник. - 2008. - №1. - С. 110-9.

111 Церцвадзе Л.А., Дзадзамия Т.Д. Петриашвили Ш.Г. Биосорбция металлов из многокомпонентных бактериальных растворов // Прикладная биохимия и микробиология. - 2002. - №10. - С, 21-27.

112 Сироткин А.С. технологические и экологические основы биосорбционных процессов очистки сточных вод: дис.... д.т.н: Казань. - 2003. – С. 48-52.

113 Di Toppi L.S., Pawlik-Skowronska B., Vurro E., Vattuone Z., Kalinowska R., Restivo F.M., Musetti R., Skowronski T. First and second line mechanisms of cadmium 140 detoxification in the lichen photobiont *Trebouxia impressa* (Chlorophyta) // Environ. Pollut. - 2008. - Vol. 151, №2. - P. 280–286.

114 Mehta S.K., Gaur J.P. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: progress and prospects // Crit. Rev. Biotechnol. - 2005. – Vol. 25, № 3. – P. 113-152.

115 Попов А.Н., Беззапонная О.В. Исследование трансформации соединений металлов в поверхностных водах // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 1. – С. 46–50.

116 Райс Р.Х. Гуляева Л.Ф. Биологические эффекты токсических соединений // Новосибирск: НГУ, 2003. – 208 с.

117 Lopez-Rodas V., Agrelo M., Carrillo E., Ferrero L. M., Larrauri A., Martin-Otero L., Costas E. Resistance of microalgae to modern water contaminants as the result of rare spontaneous mutations // Eur. J. Phycol. - 2001.- Vol. 36, № 2. - P. 179–190.

118 Bianchini A. Acute silver toxicity in aquatic animals is a function of sodium uptake rate // Environ. Sci. Technol. – 2002. – №36. – P. 1763–1766.

119 Cempel M. Nickel: A review of its sources and environmental toxicology // Pol J Environ Stud. – 2006. – Vol. 15. – P. 375 382.

120 Marshall W.S., Grosell M. Ion transport, osmoregulation and acid-base balance // Physiology of Fishes. – 2005. – Vol. 3. – P. 177– 230.

121 Соловченко А.Е., Лукьянов А.А., Васильева С.Г., Саванина А.В., Соловченко О.В., Лобакова Е.С. Возможности биотехнологической переработки сельскохозяйственных отходов с использованием микроводорослей // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. Биология. - 2013. – Т. 16, № 4. – С. 55-62.

122 Work V.H., Adamo S. D., Radakovits R., Jinkerson R. E., Posewitz M.C. Improving photosynthesis and metabolic networks for the competitive production of

- phototroph-derived biofuels // Biotechnology. – 2012. – Vol. 23, № 3. – P. 290–297.
- 123 Wakatsuki T. Metal oxidoreduction by microbial cells // J. Ind. Microbiol. – 1995. – № 14. – P. 169–177.
- 124 Ratte H.T. Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review // Environ. Sci. Technol. – 1999. – Vol. 18. – P.89–108.
- 125 Roesijadi G., Robinson W.E. Metal regulation in aquatic animals: Mechanisms of uptake, accumulation and release // Aquatic Toxicology; Molecular, Biochemical and cellular perspectives. – 1994. – P. 539.
- 126 Flouty R., Estephane G. Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: a comparative study // Journal of Environmental Management. – 2012. – Vol. 111. – P. 106.
- 127 Choudhary M., Jetley u.K., Khan M.A., Zlutshi S., Fatma T. Effect of heavy metal stress on proline, malondialdehyde, and superoxide dismutase activity in the cyanobacterium *Spirulina platensis*-S5 // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2007. – Vol. 66, № 2. –P. 204.
- 128 Nyholm N., Kallqvist T. Methods for growth inhibition toxicity tests with freshwater algae // Environmental Toxicology and Chemistry. – 1989. - Vol. 8, № 8. – P. 689.
- 129 Jiang Y., Zhu Y., Hu Z., Lei A., Wang J. Towards elucidation of the toxic mechanism of copper on the model green alga *Chlamydomonas reinhardtii* // Ecotoxicology. – 2016. – Vol. 25, № 7. – P. 1417.
- 130 Ouyang H., Kong X., He W., Qin N., He Q., Wang Y., Xu F. Effects of five heavy metals at sublethal concentrations on the growth and photosynthesis of *Chlorella vulgaris* // Chinese Science Bulletin. – 2012. – Vol. 57, № 25. – P. 3363.
- 131 Satoh A., Vudikaria Q., Kurano N., Miyachi S. Evaluation of the sensitivity of marine microalgal strains to the heavy metals, Cu, As, Sb, Pb and Cd // Environment International. – 2005. – Vol. 31, № 5. – P. 713.
- 132 Лукина Г.А., Куусинена О.В. Действие фенола на фотосинтез и дыхание хлореллы: Автореферат дис. на соискание ученой степени кандидата биологических наук. (101) // Петрозавод. гос. ун-т им. – Петрозаводск. - 1971. – С. 16.
- 133 Костяев В.Я. Действие фенола на *Scenedesmus acuminatus Lagerh. Chod.* // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. -М: Наука. - 1969. - Т.19, № 22. - С. 90-93.
- 134 Yap C.K., Iamail A., Omar H., Tan S.G. Toxicities and tolerances of Cd, Cu, Pb and Zn in a primary producer (*Isochrysis galbana*) and in a primary consumer (*Perna viridis*) // Environment International. – 2004. – Vol. 29, № 8. – С. 1097.
- 135 Macfie S.M., Welbourn P.M. The cell wall as a barrier to uptake of metal ions in the unicellular green alga *Chlamydomonas reinhardtii* (*Chlorophyceae*) // Archives Of Environmental Contamination and Toxicology. – 2000. – Vol. 39, № 4. – P. 413.
- 136 Догадина Т.В., Шмадченко В.Н. О возможности использования протококковых водорослей в очистке и доочистке стоков коксохимического

производства // Гидробиол. журн. - 1974. - Т. 10, № 3.- С. 75-78.

137 Belhap J., Kaltenecker S.H., Rosentreter R., Dep U.S. et. all. Biological soil crusts: ecology and management // Technical Reference of interior. - 2001.- P. 119.

138 Dittmann E., Neilan B.A., Borner T. Molecular biology of peptide and poly-ketide biosynthesis in cyanobacteria // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 2001. - Vol. 57, №4.- P. 467-473.

139 Беклемишев В.Н. О классификации биоценологических (симфизиологических) связей // Бюл. Моск. о-ва испыт. природы. — 1951. — Т. 56, № 5. - С. 3-30.

140 Голубец М.А. Экосистемология. – М.: Львов, 2000. – 316 с.

141 Раменский Л.Г. О некоторых принципиальных положениях современной геоботаники // Ботан. журн. – 1952. – Т. 37, № 2. – С. 181-201.

142 Быков Б.А. Геоботанический словарь. – Алма-ата.: Наука, 1973. – 216 с.

143 Алехина Н.Д., Балнокин Ю.В., Гавриленко В.Ф. и др. Физиология растений: учебник для студ. вузов. – М.: «Академия», 2005. – 640 с.

144 Fromm J., Lautner S. Electrical signals and their physiological significance in plants // Plant, Cell and Environment. – 2007. – Vol. 30. – P. 249–257.

145 Pickard B. G. Action potentials in higher plants // The botanical review. – 1979. – Vol. 39, № 2. – P. 172-201.

146 Гайдукова С. Е. Разработка системы генетической трансформации ряски малой (*Lemna minor* L.): атореф. дис.... к.б.н.: 03.01.06. – М., 2011. – 18 с.

147 Hassan E. A., El Awadi M.E. Brief review on the application of histochemical methods in different aspects of plant research // Nature and Science. – 2013. – Vol. 12, № 11. – P. 54-67.

148 Fogg G.E. Extracellular products.- In: Physiology and biochemistry algae. L.: Acad, press, 1962. - P. 475-489.

149 Fogg G.E. Phosphorus in primary aquatic plants // Phosphorus Fresh Water and Mar. Environmental, Oxford. - 1973. - P. 77-89.

150 Николаев И.И. О консорциях в лимническом зоопланктоне // Морской и пресноводной планктон. – Л: изд-во Зоол. Ин-та АН СССР, 1987. – С. 134-141.

151 Протасов А.А. О типических отношениях и консортивных связях в сообществах // Сиб. Экол. Журн. – 2006. - №1. – С. 97-103.

152 Hammaeda O., Gaber A., Abdel-Raouf N. Microalgal and waster water treatment (Мелкие водоросли и очистка сточных вод) // Ecotoxicol. End Environ. Safety. – 1995. – Vol. 31, №3. - P. 205-210.

153 Способ биологической очистки сточных вод / Музафаров М. и др.; заяв. 15.10.1980; опубл. 07.05.1982. Бюл. № 17.

154 Хорченко Т.А., Ротасов А.А. О консорциях в водных экосистемах // - 2001. –Т. 17, № 4. – С. 15-19.

155 Сиренко Л.А., Сакевич А.И., Осипов Л.Ф., Лукина Л.Ф. и др. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике. - Киев: - Наукова думка, 1975. – 247 с.

- 156 Музафаров А.М., Эргашев А.Э., Халилова С.Х. Определитель сине-зеленых водорослей Средней Азии. - Ташкент: Фан, 1987. – Т. 1. - С. 3-405.
- 157 Эргашев А.Э. Определитель протококковых водорослей Средней Азии. - Ташкент, 1979. – Кн. 1. - 344 с.
- 158 Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Определитель пресноводных водорослей СССР: Диатомовые водоросли. М., 1951. Вып. 4. – 644 с.
- 159 Баринаева С.С., Медведева Л.А. Атлас водорослей - индикаторов сапробиости (русский Дальний Восток). - Владивосток: Дальнаука, 1996. - 364 с.
- 160 Кузяхметов Г.Г., Дубовик И.Е. Методы изучения почвенных водорослей: учебное пособие. Уфа: Изд-е Башкирск. ун-та, 2001. - 60 с.
- 161 Абакумов В.А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Ленинград: Гидрометеиздат, 1983. - 240 с.
- 162 Гайсина Л.А., Фазлутдинова А.И., Кабиров Р.Р. Современные методы выделения и культивирования водорослей: учебное пособие. - Уфа: Изд-во БГПУ, 2008. - 152 с.
- 163 Andersen R.A. Algal Culturing Techniques. - New York: Elsevier Academic Press, 2005. - 578 p.
- 164 Темралева А.Д., Минчева Е.В., Букин Ю.С., Андреева А.М. Современные методы выделения, культивирования и идентификации зеленых водорослей (*Chlorophyta*). – Кострома: Костромской печатный дом, 2014. – 215 с.
- 165 Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Водоросли: справочник. Киев: Наукова Думка, 1989. - 608 с.
- 166 Kiseleva L.L., Serebriiskaya T.S., Horvath I., Vigh L., Yukevich A.A., Los D.A. Expression of the gene for the 9 acyl-lipid desaturase in the thermophilic cyanobacterium // J. Mol. Microbiol. Biotechnol. - 2000. – Vol. 2. –P.331-338.
- 167 Sambrook J., Fritsch E.F., Maniatis T., Molecular Cloning: A Laboratory Manual, second ed., Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor,- New York. - 1989. – P. 123-128.
- 168 Piligaev A.V., Sorokina K.N., Bryanskaya A.V., Demidov E.A., Kukushkin R.G., Kolchanov N.A., Parmon V.N., Peltek S.E. Study of microscopic alga diversity in west siberia in the context of third generation biofuel production // Vavilov Journal of Genetics and Breeding, - 2013. - Vol. 17, № 2. – P. 12-19.
- 169 Kimura M. A simple method for estimating evolutionary rates of base substitution through comparative studies of nucleotides sequences // J. Molecular Evol. - 1980. - Vol. 16. - P. 111-120.
- 170 Kumar S., Tamura K., Nei M. MEGA3: Integrated software for Molecular Evolutionary Genetics Analysis and sequence alignment // Briefings in Bioinformatics. - 2004. - Vol. 5. - P. 150-163.
- 171 Сиренко Л.А., Сакевич А.И. и др. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике. -

Киев: Наукова думка, 1975. - 248 с.

172 Копытов Ю.П., Лелеков А.С., Геворги Р.Г., Нехорошев М.В., Новикова Т.М. методика комплексного определения биохимического состава микроводорослей // Альгология. – 2015. – Vol. 25, №1. – P. 35-40.

173 Huntley M., Redalje D. CO₂ mitigation and renewable oil from photosynthetic microbes: a new appraisal // Mitigation and adaptation strategies for global change. – 2007 – Vol.12. – P. 573–608.

174 Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. – М.: Химия, 1984 – 284 с.

175 ГОСТ 31859-2012. ВОДА. Метод определения химического потребления кислорода. – Введ. 2014-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 2012. № 42.

176 ПНДФ 14. 1:2:3:4. 123-97. Методика выполнения измерений биохимической потребности в кислороде в пресных, подземных, питьевых, сточных и очищенных сточных водах. - М., 1997. - 25 с.

177 Кандакова А. А., Боган В. И., Чупракова А. М., Максимюк Н. Н. Характеристика методов исследования и результаты оценки питьевой воды // Молодой ученый. — 2015. — №3. — С. 146-148.

178 Золотов Ю.А., Иванов В.М., Амелин В.Г. Химические тест-методы анализа. - М.: Едиториал, УКСС. - 2002. - 304 с.

179 Ефремов А.Г. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства <http://www.alppp.ru> (10.03.1992).

180 Гланц С. Медико-биологическая статистика. пер. с англ. – М.: Практика. - 1998. – 459 с.

181 Баринава С.С. Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей // Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. – М.: ВНИИ природы, 2000. – С. 4–60.

182 Баринава С.С. Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.

183 Ахметьянова С.Р., Нұрғалиева А.Ш. Водные ресурсы Республики Казахстан: проблемы и пути их решения // Проект международной интернет-платформе G-global. <https://ingeo.kz> (21.08.2015).

184 Борщев И.Г. Водоросли Аральского моря // Тр. Арало-Касп. экспедиции. Приложение 2 к запискам А.Алешина «Аральское море». – 1877. Вып. 2. Тетрадь 2. – С. 1-38.

185 Киселев И.А. Новые данные о водорослях Аральского моря // Известия Отдела прикл. ихтиологии и научно-промысл. исследований. М.-Л. - 1927. – Т.5. вып.2. – С. 270-305.

186 Пичкилы Л.О. Состав и динамика фитопланктона Аральского моря: дисс...канд. биол. наук. – Л., 1970. – 349 с.

187 Ахметова Н.И. Диатомовые водоросли Восточного Балхаша: дисс...канд. биол. наук. –Л., 1986. -600 с.

188 Абиев С.А., Нурашев С.Б., Саметова Э.С. Водоросли водоемов Илийский межгорной котловины // Материалы междунар. научн. конф.

«Актуальные проблемы альгологии, микологии и гидробиологии». Ташкент:- 2009. –С.42-43.

189 Толеужанова А.Т. Альгофлора водоемов Кулундинской равнины (в пределах Павлодарской области): дисс....канд.биол.наук. – Алматы, 2010. -121 с.

190 Саметова Э.С. Альгофлора водоемов Зайилинского Алатау: дисс.... канд.биол.наук. –Алматы,. 2010. – 117 с.

191 Нурашев С.Б., Саметова Э.С. Анализ видового состава диатомовых водорослей (класс *Fragilariophyceae*) Казахстана // ҚазҰУ Хабаршысы. Биология сериясы. – 2011. – Т. 51, № 5. - С. 110-112.

192 Отчеты Шу – Таласской бассейновой инспекции по использованию и охране водных ресурсов за период 1986-2007 гг. БВО. - Тараз, 2008. – С. 15-28.

193 Мухамеджанов В., Баранов Р., Жданов Г. Эколого-экономический аспект использования водно-земельных ресурсов в условиях аридной зоны. - Тараз. – 1996. -146 с.

194 Обухова В.М., Носков А.А. Диатомовые водоросли озера Бийлюкуль // Бот.матер. Гербария Ин-та ботаники АН КазССР. – Алма-ата, 1966. –Вып.4. – С. 66-83.

195 Заядан Б.К., Акмуханова Н.Р., Садвакасова А.К., Кирбаева Д.К., Болатхан К., Бауенова М.О., Сейілбек С.Н. Изучение качественного и количественного состава альгофлоры оз. Биликоль // Вестник КазНУ. Серия биологическая. – 2015. – Т. 65, №3. - С. 196-211.

196 Алдонгарова Ж.М. Воздействие хромовой промышленности на здоровье населения и окружающую среду (на примере г. Актобе, республика Казахстан) // Проблемы геологии и освоения недр : труды XVII Международного симпозиума имени академика М. А. Усова студентов и молодых ученых. - Томск. - 2013. – С. 26-27.

197 Заядан Б.К., Акмуханова Н.Р., Садвакасова А.К., Кирбаева Д.К., Болатхан К., Бауенова М.О., Құлымбетова А.О. Изучение видового разнообразия альгофлоры реки Илек и выделение микроводорослей перспективных для применения в биотехнологии Вестник КазНУ.Серия биологическая. – 2015. – Т. 65, №3. - С. 205-211.

198 Информационный бюллетень о состоянии окружающей среды РК за 2011 год МООС Департамент экологического мониторинга РГП «Казгидромет». <https://kazhydromet.kz> (23.06.2011).

199 Заядан Б.К., Акмуханова Н.Р., Садвакасова А. К., Кирбаева Д. К., Бауенова М.О. Коллекция микроводорослей и цианобактерий КазНУ имени аль-Фараби и перспективы ее использования // Межд. науч. прак. конф. «Современные проблемы биотехнологии: от лабораторных исследований к производству» в рамках III Международных Фарабиевских чтений. – Алматы, 2016. – С. 60.

200 Андреева В.М. Почвенные и аэрофильные зеленые водоросли (*Chlorophyta: Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales*). - СПб.: Наука. - 1998. - 351 с.

201 Лукашов В.Н. Молекулярная эволюция и филогенетический анализ.

- М.: БИНOM, 2009. - 256 с.

202 Урмыч Е.М., Бердыкулов Х.А., Эшпулатова М.Б. Продуктивность микроводорослей в интенсивных условиях культивирования// Альгология. - 2008. –Т. 3. - С. 347-352.

203 Черных Н.А., Овчаренко М.М. Тяжелые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. - М.: Агроконсалт, 2002. - 198 с.

204 Цоглин Л.Н., Пронина Н.А. Биотехнология микроводорослей. – М.: Научный мир, 2012. – 182 с.

205 Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. М.: Наука, 2009. - 400 с.

206 Шачнева Е.Ю. Воздействие тяжелых токсичных металлов на окружающую среду // Научный потенциал регионов на службу модернизации. Астрахань: АИСИ. - 2012. – Т. 3, № 2. - 170 с.

207 Маторин Д.Н., Погосян С.И., Смулов А.В. Оценка качества среды инструментальными методами с использованием фототрофных организмов. В учебном пособии // Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование. - М.: Изд. Академия, 2007. - С. 243–246.

208 Федоров В.Д. Загрязнение водных экосистем (принципы изучения и оценка действия) // Самоочищение и биоиндикация загрязненных вод. - М., 1980. - С. 21-54.

209 Веницианов Е. В. Экологический мониторинг: шаг за шагом // – М.: РХТУ им. Д. И. Менделеева, 2003. – 252 с.

210 Мурадов С.В. Воздействие тяжелых металлов на водоросли макрофиты Авачинской губы // Фундаментальные исследования. - 2014. - № 9. - С. 1998–2002.

211 Баринаева С.С. Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей // Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. – М.: ВНИИ природы, 2000. – С. 4–60.

212 Демидчик В. В., Соколик А. И., Юрин В. М. Токсичность избытка меди и толерантность к нему растений // Успехи соврем. биологии. - 2001. - 121 с.

213 Акмуханова Н.Р., Садвакасова А.К., Кирбаева Д.К., Болатхан К., Бауенова М.О. Әр түрлі жоғары сатыдағы су өсімдіктеріне ауыр металдардың әсері // Матер. межд. науч. прак. конф. «Актуальные проблемы биотехнологии, экологии и физико-химической биологии». - Алматы. - 2017. - С. 116-117.

214 Теплая Г.А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды // Астраханский вестник экологического образования.– 2013. – Т. 23, № 1 (23). - С. 182-192.

215 Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. - Л.: Агропромиздат, 1987. – С. 52-63.

216 Тарабрин В.П. Устойчивость растений к промышленному загрязнению окружающей среды // Промышленная ботаника. - Киев: Наукова думка, 1980.- С. 52-109.

217 Aurangzeb N., Nisa S., Bibi Y., Javed F., Hussain F. Phytoremediation

potential of aquatic herbs from steel foundry effluent // Brazilian J Chem Eng. - 2014. – Vol. 31, № 4. – P. 881-886.

218 Ильин В.Б., Степанов М.Д. О фоновом содержании тяжелых металлов в растениях // Изв. Сиб. отд-ния АН УССР. Сер. биол. Наук. - 1981. - Том. I, №5. - С. 26-31

219 Храпцова Т.Г., Стом Д.И., Выгода В.А. Использование макрофитов для доочистки городских сточных вод // Проблемы экологии. – 1995. – Том. 2. – С. 260–262.

220 Зотина Т.А., Гаевский Н.А., Радионова Е.А. Оценка токсичности тяжелых металлов для водного растения *Elodea canadensis* // Journal of Siberian Federal University. Biology. – 2009. – Vol. 2, № 2. – P. 226-236.

221 Бауенова М.О., Акмуханова Н.Р., Садвакасова А.К., Болатхан К., Кирбаева Д.К., Алим Н.А., Каныбек Г.К. Изучение действия тяжелых металлов (zn, cd, pb, cu) на рост и развитие *E. canadensis* в модельных опытах // Вестник КазНУ. Экологическая серия. – 2016. – Т. 49, № 4. - С. 116-123.

222 Вайсман Я.И., Рудакова Л.В., Калинина Е.В. Использование водных растений для доочистки сточных вод // Экология и промышленность России. – 2006. – № 11. – С. 9–11.

223 Малёва М.Г., Некрасова Г.Ф., Безель В.С. Реакция гидрофитов на загрязнение среды тяжелыми металлами // Экология. – 2004. - Т. 4. – С. 266-272.

224 Коган Ш.И., Садыков Х.С., Чиннова Г.А., и др. Влияния высших водных растений на развитие водорослей в водоемах Туркменской ССР // Формирование и контроль качества поверхностных вод. – Киев: Наук.думка, 1976. – Т. 2. – С. 133-136.

225 Bauyenova M.O., Akmukhanova N.R., Zayadan B.K., Sadvakasova A.K. Bioremediation of wastewater from heavy metals on the basis of a consortium of aquatic plants and microalgae // 36th International Conference of the Polish Phycological Society, Mass development of algae: biodiversity, ecology and management prospects, Lublin-Kazimierz Dolny. - 2017. - P. 80

226 Кирпенко Н.И. Физиолого-биохимические эффекты взаимодействия водорослей в смешанных культурах // Гидробиологический журнал. – 2011. – Т. 47, № 5. – С. 26-29.

227 Krot Yu.G. The use of higher aquatic plants in biotechnologies of surface water and wastewater treatment // Hydrobiol. J. – 2006. - Vol. 42, № 3. - P. 44-55.

228 Tarushkina Yu.A., Higher aquatic plants for wastewater treatment // Ekologiya i Promyshlennost' Rossii. - 2006. - № 5. - P. 36–39.

229 Chernykh N.A. Heavy Metals and Radionuclides in Biogeocenoses. – М.: Agrokonsalt, 2002. – P. 120-123.

230 Akmukhanova N.R., Sadvakasova A.K., Bolatkhan K., and Bauyenova M.O. Consortium of Higher Aquatic Plants and Microalgae Designed to Purify Sewage of Heavy Metal Ions // Russian Journal of Plant Physiology. – 2018. - Vol. 65, №. 1. – P. 143–149.

231 Акмуханова Н.Р., Бауенова М.О., Садвакасова А.К., Заядан Б.К., Кирбаева Д.К. Изучение взаимодействия высших водных растений и

фототрофных микроорганизмов с целью создания консорциума, перспективного для биоремедиации // Вестник КазНУ. Серия биологическая. – 2017. – Т. 71, № 2. - С.106-115.

232 Акмуханова Н.Р., Заядан Б.К., Бауенова М.О., Садвакасова А.К., Болатхан К., Сейилбек С. Формирование структурированных биоценозов высших водных растений и фототрофных микроорганизмов для применение в очистке сточных вод // Вестник КазНУ. Экологическая серия. – 2017. – Т. 52, № 3. - С. 53-63.

233 Церцвадзе Л.А., Дзадзамия Т.Д., Петриашвили Ш.Г. Биосорбция металлов из многокомпонентных бактериальных растворов // Прикладная биохимия и микробиология. – 2002. - № 10. – С. 21-27.

234 Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы биотехнологии: учебное пособие для студентов. – М: Мир, 2006. – 504 с.

235 Ajayan K.V., Selvaraju M., Thirugnanamoorthy K. Growth and heavy metals accumulation potential of microalgae grown in sewage wastewater and petrochemical effluents // Pak. J. Biol. Sci.. – 2011. - № 14. – P. 805–811.

236 Green F.B., Lundquist T.J., Quinn N.W., Zarate M.A., Zubieta I.X., Oswald W.J. Selenium and nitrate removal from agricultural drainage using the AIWPS® technology // Water Sci Technol. – 2003. - Vol.48. - P.299–305.

237 Syeda H.B., Iftikhar A., Muhammad M.H., Ashiq M. (2015)“Phytoremediation potential of Lemna minor L. for heavy metals”// *International Journal of Phytoremediation*. – 2015. - Vol. 1, № 18. - P. 25-32.

238 Kirkwood A., Nalewajko C., Fulthorpe R. The effects of cyanobacterial exudates on bacterial growth and biodegradation of organic contaminants // *Microb Ecol*. – 2006. - Vol. 51. -P. 4–12.

239 Chavan A., Mukherji S. Treatment of hydrocarbon-rich wastewater using oil degrading bacteria and phototrophic microorganisms in rotating biological contactor: effect of N: P ratio // *J Hazard Mater*. – 2008. - Vol.154. - P. 63–72.

ҚОСЫМША А

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ
БІЛІМ ЖӘНЕ ҒЫЛЫМ МИНИСТРЛІГІ
ҒЫЛЫМ КОМИТЕТІНІҢ
«МИКРООРГАНИЗМДЕРДІҢ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
КОЛЛЕКЦИЯСЫ» ШАРУАШЫЛЫҚ ЖҮРГІЗУ
ҚҰҚЫҒЫНДАҒЫ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
МЕМЛЕКЕТТІК КӘСІПОРНЫНЫ



РЕСПУБЛИКАНСКОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
ПРЕДПРИЯТИЕ НА ПРАВЕ ХОЗЯЙСТВЕННОГО
ВЕДЕНИЯ «РЕСПУБЛИКАНСКАЯ
КОЛЛЕКЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ»
КОМИТЕТА НАУКИ МИНИСТЕРСТВА
ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ
РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

010000, Астана қ., Уалиханов көшесі, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rem-info@mail.ru
www.rem.kz

010000, г. Астана, ул. Валиханова, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rem-info@mail.ru
www.rem.kz

10.10.2016 № 09/12-306

СВИДЕТЕЛЬСТВО О ДЕПОНИРОВАНИИ ШТАММА БАКТЕРИИ

Кому Заядану Б.К., Акмухановой Н.Р., Садвакасовой А.К., Бауеновой М.О.

(имя и/или наименование организации и адрес депонитора, которым выдается свидетельство о депонировании)

ДГП «НИИ проблем экологии» РГП «КазНУ им. аль-Фараби

г. Алматы, проспект Аль-Фараби 71, bolatkhan@kaznu.kz

1. НАЗВАНИЕ ШТАММА

Scenedesmus quadricauda В-1

Опознавательная ссылка (номер, ссылка
и т.п., присвоенный штамму
депонитором)

В-1

Коллекционный номер:
присвоенный коллекцией

RKM 0709

2. НАУЧНОЕ ОПИСАНИЕ ИЛИ ТАКСОНОМИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ ШТАММА

Род *Scenedesmus*
Вид *quadricauda*

Микроорганизм, поименованный в графе 1, сопровождался ходатайством о депонировании, включающем



¹ Паспорт



¹ Справку о
патогенности

3. ПОЛУЧЕНИЕ И ПРИНЯТИЕ

Настоящим утверждается, что штамм микроорганизма, поименованный в графе 1, депонирован в Республиканской коллекции микроорганизмов с целью патентного депонирования.

000375

Дата депонирования
17.10.2016 г.

4. КОЛЛЕКЦИЯ

РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов»

Название коллекции: РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов» Центральный музей микроорганизмов	Подпись лица, уполномоченного, представлять коллекцию, или полномочного должностного лица: 
--	--

Генеральный директор
РГН «Республиканская
коллекция микроорганизмов»



Абжазетов А.Б.

“20” 10 2016

Адрес коллекции

Печать организации (гербовая)

010000, г. Астана,
ул. Валиханова, 13/1
факс 8(7172) 20-09-27
e-mail:rcm-info@mail.ru

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ
БІЛІМ ЖӘНЕ ҒЫЛЫМ МИНИСТРЛІГІ
ҒЫЛЫМ КОМИТЕТІНІҢ
«МИКРООРГАНИЗМДЕРДІҢ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
КОЛЛЕКЦИЯСЫ» ШАРУАШЫЛЫҚ ЖҮРГІЗУ
ҚҰҚЫҒЫНДАҒЫ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
МЕМЛЕКЕТТІК КӘСПОРНЫНЫ



РЕСПУБЛИКАНСКОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
ПРЕДПРИЯТИЕ НА ПРАВЕ ХОЗЯЙСТВЕННОГО
ВЕДЕНИЯ «РЕСПУБЛИКАНСКАЯ
КОЛЛЕКЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ»
КОМИТЕТА НАУКИ МИНИСТЕРСТВА
ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ
РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

010000, Астана қ., Уәлиханов көшесі, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

010000, г. Астана, ул. Валиханова, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

20.10.2016 08/12-304

№ _____ СВИДЕТЕЛЬСТВО О ДЕПОНИРОВАНИИ
№ _____ ге ШТАММА БАКТЕРИИ

Кому Заядану Б.К., Акмухановой Н.Р., Садвакасовой А.К., Баусиновой М.О.
(имя и/или наименование организации и адрес депонатора, которым выдается свидетельство о
депонировании)

ДП «НИИ проблем экологии» РГП «КазНУ им. аль-Фараби

г. Алматы, проспект Аль-Фараби 71, bolatkhan@kaznu.kz
1. НАЗВАНИЕ ШТАММА

Ankistrodesmus sp B1-1

Опознавательная ссылка (номер, ссылка
и т.п., присвоенный штамму
депонатором)

Коллекционный номер,
присвоенный коллекцией

B1-1

RKM 0710

2. НАУЧНОЕ ОПИСАНИЕ ИЛИ ТАКСОНОМИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ ШТАММА

Род *Ankistrodesmus*
Вид *sp*

Микроорганизм, наименованный в графе 1, сопровождается ходатайством о
депонировании, включающем



¹ Паспорт



¹ Справку о
патогенности

3. ПОЛУЧЕНИЕ И ПРИНЯТИЕ

Настоящим утверждается, что штамм микроорганизма, наименованный в графе 1,
депонирован в Республиканской коллекции микроорганизмов с целью патентного
депонирования.

Дата деонирования
17.10.2016 г.

000376

4. КОЛЛЕКЦИЯ

РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов»

Название коллекции: РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов» Центральный музей микроорганизмов	Подпись лица, уполномоченного, представлять коллекцию, или полномочного должностного лица: <i>Секараева НН ЕАН</i>
--	---

Генеральный директор
РГП «Республиканская
коллекция микроорганизмов»



Абжагелов А.Б.

«20» 10 2016г.

Адрес коллекции

Печать организации (гербовая)

010000, г. Астана,
ул. Валиханова, 13/1
факс 8(7172) 20-09-27
e-mail:rcm-info@mail.ru

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ
БІЛІМ ЖӘНЕ ҒЫЛЫМ МИНИСТРЛІГІ
ҒЫЛЫМ КОМИТЕТІНІҢ
«МИКРООРГАНИЗМДЕРДІҢ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
КОЛЛЕКЦИЯСЫ» ШАРУАШЫЛЫҚ ЖҮРГІЗУ
ҚҰҚЫҒЫНДАҒЫ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
МЕМЛЕКЕТТІК КӘСІПОРНЫНЫ



РЕСПУБЛИКАНСКОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
ПРЕДПРИЯТИЕ НА ПРАВЕ ХОЗЯЙСТВЕННОГО
ВЕДЕНИЯ «РЕСПУБЛИКАНСКАЯ
КОЛЛЕКЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ»
КОМИТЕТА НАУКИ МИНИСТЕРСТВА
ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ
РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

010000, Астана қ., Уәлиханов көшесі, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

010000, г. Астана, ул. Валиханова, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

20.10.2016г. № 09/12-310
№ _____ ге

СВИДЕТЕЛЬСТВО О ДЕПОНИРОВАНИИ ШТАММА БАКТЕРИИ

Кому Заядану Б.К., Акмухановой Н.Р., Садвакасовой А.К., Бауеновой М.О.
(имя и/или наименование организации и адрес депозитора, которым выдается свидетельство о
депонировании)

ДП «НИИ проблем экологии» РГП «КазНУ им. аль-Фараби

г. Алматы, проспект Аль-Фараби 71, bolatkhan@kaznu.kz

1. НАЗВАНИЕ ШТАММА

Chlorella vulgaris sp BB-2

Опознавательная ссылка (номер, серия и т.п., присвоенный штамму
депозитором)

BB-12

Коллекционный номер,
присвоенный коллекцией

RKM 0713

2. НАУЧНОЕ ОПИСАНИЕ ИЛИ ТАКСОНОМИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ ШТАММА

Род *Chlorella*
Вид *vulgaris* sp

Микроорганизм, поименованный в графе 1, сопровождался ходатайством о
депонировании, включающем

☐ Паспорт

☐ Справку о
патогенности

3. ПОЛУЧЕНИЕ И ПРИНЯТИЕ

000379

Настоящим утверждается, что штамм микроорганизма, поименованный в графе 1, депонирован в Республиканской коллекции микроорганизмов с целью патентного депонирования.

Дата депонирования
17.10.2016 г.

4. КОЛЛЕКЦИЯ

РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов»

Название коллекции: РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов» Центральный музей микроорганизмов	Подпись лица, уполномоченного, представлять коллекцию, или полномочного должностного лица: 
--	--

Генеральный директор
РГП «Республиканская
коллекция микроорганизмов»



Абжаптегов А.Б.

«20» 10 2016г

Адрес коллекции

Печать организации (гербовая)

010000, г. Астана,
ул. Валиханова, 13/1
факс 8(7172) 20-09-27
e-mail:rcm-info@mail.ru

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫ
БІЛІМ ЖӘНЕ ҒЫЛЫМ МИНИСТРЛІГІ
ҒЫЛЫМ КОМИТЕТІНІҢ
«МИКРООРГАНИЗМДЕРДІҢ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
КОЛЛЕКЦИЯСЫ» ШАРУАШЫЛЫҚ ЖҮРГІЗУ
ҚҰҚЫҒЫНДАҒЫ РЕСПУБЛИКАЛЫҚ
МЕМЛЕКЕТТІК КӘСІПОРНЫНЫ



РЕСПУБЛИКАНСКОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
ПРЕДПРИЯТИЕ НА ПРАВЕ ХОЗЯЙСТВЕННОГО
ВЕДЕНИЯ «РЕСПУБЛИКАНСКАЯ
КОЛЛЕКЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ»
КОМИТЕТА НАУКИ МИНИСТЕРСТВА
ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ
РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

010000, Астана қ., Уалиханов көшесі, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

010000, г. Астана, ул. Валиханова, 13/1
тел./факс: +7 (7172) 200927
E-mail: rcm-info@mail.ru
www.rcm.kz

20.10.2012 № 09/12-311
№ _____ ге

СВИДЕТЕЛЬСТВО О ДЕПОНИРОВАНИИ ШТАММА БАКТЕРИИ

Кому: Заидану Б.К., Акмухановой Н.Р., Садвакасовой А.К., Бауеновой М.О.

(имя и имя наименование организации и адрес депозитора, которым выдается свидетельство о депонировании)

ДП «НИИ проблем экологии» РГП «КазНУ им. аль-Фараби»

г. Алматы, проспект Аль-Фараби 71, bolatkhan@kaznu.kz

1. НАЗВАНИЕ ШТАММА

Chlamydomonas reinhardtii B-4

Опознавательная ссылка (номер, ссылка
и т.п., присвоенный штамму
депозитором)

B-4

Коллекционный номер,
присвоенный коллекцией

RKM 0714

2. НАУЧНОЕ ОПИСАНИЕ ИЛИ ТАКСОНОМИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ ШТАММА

Род *Chlamydomonas*

Вид *reinhardtii*

Микроорганизм, поименованный в графе 1, сопровождался ходатайством о депонировании, включающем

☐ 1 Паспорт

☐ 2 Справку о
патогенности

3. ПОЛУЧЕНИЕ И ПРИНЯТИЕ

000374

Настоящим утверждается, что штамм микроорганизма, поименованный в графе 1, депонирован в Республиканской коллекции микроорганизмов с целью патентного депонирования.

Дата депонирования
17.10.2016 г.

4. КОЛЛЕКЦИЯ

РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов»

Название коллекции: РГП «Республиканская коллекция микроорганизмов» Центральный музей микроорганизмов	Подпись лица, уполномоченного представлять коллекцию, или полномочного должностного лица: <i>Ескарова Н.А. ЕМ</i>
--	--

Генеральный директор
РГП «Республиканская
коллекция микроорганизмов»



Абжазетов А.Б.
Абжазетов А.Б.

«20» 10 2016г

Адрес коллекции

Печать организации (гербовая)

010000, г. Астана,
ул. Валиханова, 13/1
факс 8(7172) 20-09-27
e-mail:rcm-info@mail.ru

ҚОСЫМША Ә



(19) **МИНИСТЕРСТВО ЮСТИЦИИ РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН**

ПАТЕНТ

(11) **№ 2551**

(12) **НА ПОЛЕЗНУЮ МОДЕЛЬ**

(54) **НАЗВАНИЕ:** СПОСОБ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ БЫТОВЫХ И ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

(73) **ПАТЕНТООБЛАДАТЕЛЬ:** Дочернее государственное предприятие на праве хозяйственного ведения "Научно-исследовательский институт проблем экологии" Республиканского государственного предприятия на праве хозяйственного ведения "Казахский национальный университет им. аль-Фараби" Министерства образования и науки Республики Казахстан (KZ)

(72) **АВТОР (АВТОРЫ):** Бауенова Меруерт Өмірбайқызы (KZ); Заядан Болатхан Казыханович (KZ); Акмуханова Нурзия Рахмедиевна (KZ); Садвакасова Асемгуль Калыйкумаровна (KZ); Болатхан Кенжегуль (KZ)

(21) **Заявка № 2016/0711.2**

(22) **Дата подачи заявки: 27.12.2016**

Зарегистрирован в Государственном реестре полезных моделей Республики Казахстан 12.12.2017.

Действие патента распространяется на всю территорию Республики Казахстан при условии своевременной оплаты поддержания патента в силе.

**Заместитель министра юстиции
Республики Казахстан**

Э. Азимова

Сведения о внесении изменений приводятся на отдельном листе в виде приложения к настоящему патенту

ҚОСЫМША Б

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН КАЗАХСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМЕНИ АЛЬ-ФАРАБИ

СОГЛАСОВАНО

Проректор по научно -
инновационной деятельности
Рамазанов Т.С.
2018 г.



АКТ

о внедрении результатов научно-исследовательской работы в учебный процесс

Комиссия Казахского национального университета имени аль-Фараби в составе: председатель: Хикметов А.К. - проректор по учебной работе; члены: директор департамента по академическим вопросам Мухитдинова Т.М., директор департамента по науке и инновационной деятельности Мухамбетжанов С.К., декан факультета биологии и биотехнологии Заядан Б.К., председатель методбюро факультета биологии и биотехнологии Кулбаева М.С., заведующий кафедрой биотехнологии Кистаубаева А.С. составили настоящий акт о том, что в 2018/2019 учебном году на кафедре биотехнологии внедрены результаты научно-исследовательской работы член-корр. НАН РК, д.б.н., профессора Б.К. Заядана, к.б.н., доцента А.К. Садвакасовой, к.б.н., и.о. доцента Акмухановой Н.Р. и PhD докторанта М.О. Бауеновой по теме диссертации «Биоремедиация загрязненных водных экосистем на основе ассоциации микроводорослей и водных растений» в учебный процесс. Научные результаты выполнены в рамках проекта № 4256/ГФ4 «Биоремедиация различных сточных вод от тяжелых металлов на основе применения фито-альго-цианобактериальных консорциумов» (№ госрегистрации 0115PK00395), посвященного изучению биотехнологии фототрофных микроорганизмов.

№ п/п	Форма внедрения (наименование нового курса, спецкурса, раздела лекций, лаб. Работы, установки, учебные пособия и т.п.); курс, специальность	Объем внедрения (количество работ, лекционных и лабораторных часов)	Краткое содержание внедренной работы
1	Внедрение в курс: «Экологическая биотехнология», 3 курс по специальности «6В070100-биотехнология» результатов исследования по теме диссертации «Биоремедиация загрязненных водных экосистем на основе ассоциации	Модуль 1. Лекция 8. Использование аэробных процессов в очистке загрязненных сточных вод (2 часа). Лабораторное занятие 8. Ознакомление с микроорганизмами, применяемыми в биомониторинге воды (2 часа). Лекция 9. Очистка загрязненных вод с помощью	Рассмотрены современные научные подходы использования консорциума высших водных растений и микроводорослей в биоремедиации. Внедрены полученные научные результаты по

микроводорослей и водных растений» выполненного в рамках проекта № 4256/ГФ4 «Биоремедиация различных сточных вод от тяжелых металлов на основе применения фито-альго-цианобактериальных консорциумов», № госрегистрации 0115PK00395 посвященной изучению биотехнологии фототрофных микроорганизмов.	фототрофных микроорганизмов (2 часа). Лаборотрное занятие 9. Методы культивирования фототрофных микроорганизмов (2 часа). Модуль 2. Лекция 10. Биоремедиация и восстановление почвы (2 часа). Лаборотрное занятие 10. Биоиндикация воды на основе микроводорослей (2 часа).	созданию и практическому применению многоуровневых очищающих консорциумов на основе высших растений и микроводорослей и подбору оптимальных параметров управления биоремедиационным и процессами.
--	--	--

Материалы к настоящему акту рассмотрены на заседании методического бюро факультета биологии и биотехнологии (протокол № _____ от _____ 2018 г.)

Члены комиссии:

директор департамента по академическим вопросам

Мухитдинова Т.М.

директор департамента по науке и инновационной деятельности

Мухамбетжанов С.К.

декан факультета биологии и биотехнологии

Заядан Б.К.

председатель методического бюро факультета биологии и биотехнологии

Кулбаева М.С.

заведующий кафедрой биотехнологии

Кистаубаева А.С.

