

әл-Фараби атындағы Қазақ Ұлттық Университеті

ӘОЖ: 57:597.2/5(043)

Қолжазба құқығында

ТЛЕНШИЕВА АРШЫН МУРАТҚЫЗЫ

**Балық шаруашылығы су қоймаларының ластану жағдайындағы ақ амур
Ctenopharyngodon Idella Valenciennes морфогенезін зерттеу**

8D05101 - Биология

Философия докторы (PhD)
дәрежесін алу үшін дайындалған диссертация

Ғылыми кеңесшілер:
биол. ғыл. док., проф.
Шалахметова Т.М.
(әл-Фараби атындағы ҚазҰУ)
PhD, проф. Malgorzata Witeska
(Warsaw University of
Life Sciences, Poland)

Қазақстан Республикасы
Алматы, 2025

МАЗМҰНЫ

НОРМАТИВТІК СІЛТЕМЕЛЕР	4
БЕЛГІЛЕУЛЕР МЕН ҚЫСҚАРТУЛАР	5
КІРІСПЕ	6
1 ӘДЕБИ ШОЛУ	11
1.1 Қазақстан суқоймаларының қазіргі жағдайы	11
1.1.1 Қазақстандағы суқоймалардың ластануының негізгі көздері	15
1.1.2 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының экологиялық жағдайы	18
1.2 Қазақстан суқоймаларындағы ихтиофаунаның қазіргі жағдайы	20
1.2.1 Ақ амурдың (<i>Ctenopharyngodon idella</i>) экологиясы, биологиясы және дамуы	22
1.3 Поллютанттардың кәсіптік маңызы бар балықтардың дамуына әсері	26
1.4 Эмбриональдық даму барысында Wnt/ β -катенин сигналдық жолының маңыздылығы	29
1.5 Судың ластану жағдайында балықтардың мүшесінде металлотионеин және супероксиддисмутаза мен каталаза ферменттерінің рөлі	31
2 МАТЕРИАЛДАР МЕН ЗЕРТТЕУ ӘДІСТЕРІ	33
2.1 Зерттеу объектілері, оларды жинау орындары мен шарттары	33
2.2 Қазақстанның жекелеген суқоймаларындағы жер үсті суларының физико-химиялық құрамын анықтау	34
2.3 Ақ амурдың эмбриологиялық дамуын зерттеу әдістемесі	34
2.4 Ақ амурдың дамуына ауыр металдардың әсер етуінің тәжірибелік шарттары	35
2.5 Wnt/ β - катенин сигналдық жолындағы гендерінің экспрессиялық деңгейін анықтау әдістемесі	35
2.6 Ақ амурдың ересек дараларының желбезек, ішек және бауырынан ауыр металдарды анықтау әдістемесі	37
2.7 Металлотионеинді анықтау әдісі	37
2.8 Тотығу стрессінің ферменттерін биохимиялық анықтау әдістемесі	38
2.9 Геноуыттылықты талдау әдістемелері	39
2.10 Гистологиялық препараттарды дайындау әдістемесі	39
2.11 Статистикалық талдау әдістемесі	40
3 ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ ЖӘНЕ ТАЛҚЫЛАУ	41
3.1 Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығы суларының химиялық құрамын анықтау	41
3.2 Эксперименттік түрде ауыр металдардың (Zn, Cu және Pb) ақ амурдың өсуі мен дамуына әсерін зерттеу	41
3.3 Ақ амурдың өсуі мен дамуына Zn, Cu және Pb әсерінен Wnt/ β - катенин сигналдық жолын зерттеу	46

3.4 Ақ амурдың өсуі мен дамуына Zn, Cu және Pb әсерінен тотығу стресс көрсеткіштері мен металлотioneиннің мөлшерін биохимиялық талдау	49
3.5 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амурдың ішкі мүшелеріндегі ауыр металдардың (Zn, Cu, Pb) мөлшерін анықтау	56
3.6 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амур балығының қан жасушаларынан генетикалық бұзылыстарды зерттеу	59
3.7 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ересек амур балықтарының бауырындағы металлотioneиннің мөлшері мен антиоксиданттық ферменттер супероксиддисмутаза және каталаза белсенділігін зерттеу	63
3.8 Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амурдың ішкі мүшелерінің гистоструктурасын зерттеу	64
ҚОРЫТЫНДЫ	71
ПАЙДАЛАНЫЛҒАН ӘДЕБИЕТТЕР ТІЗІМІ	74
ҚОСЫМШАЛАР	90

НОРМАТИВТІК СІЛТЕМЕЛЕР

Бұл диссертациялық жұмыста келесі стандарттарға сілтемелер жасалды:
МЕМСТ 7.32-2001. Ғылыми-зерттеу жұмысы туралы есеп.
Құрылымы және дайындау ережелері.

МЕМСТ 7.1-2003. Библиографиялық жазба. Библиографиялық сипаттама.
Жалпы талаптар және құрастыру ережелері.

МЕМСТ 1613-2006. Тисті зертханалық практика. Негізгі ережелер. ҚР ДМ
2009 жылғы 12 қарашадағы №697 бұйрығы «Медициналық – биологиялық
эксперименттер, клиникаға дейінгі (клиникалық емес) және клиникалық
зерттеулер жүргізу ережесін бекіту туралы».

БЕЛГІЛЕУЛЕР МЕН ҚЫСҚАРТУЛАР

ШРК - шекті рұқсат етілген көрсеткіш
Қапшағай МАЭС - Қапшағай Мемлекеттік аудандық электр станциясы ҚХР
Қытай Халық Республикасы
АМ - ауыр металдар Pb қорғасын
Cu - мыс
Zn - мырыш
МТ - металлотионеин
СОД - супероксиддисмутаза КАТ каталаза
ОБТ - оттегінің белсенді түрлері
ДНҚ - тізбегінің бір нуклеотидтегі айырмашылығы ДНҚ
Дезоксирибонуклеин қышқылы
РНҚ - Рибонуклеин қышқылы
ПТР - Полимераздық тізбектік реакциясы
Сандық нақты уақыттағы кт ПТР - Сандық нақты уақыттағы кері
транскрипциялық полимераздық тізбектік реакциясы
Wnt СЖ - Wnt сигналдық жолы
Wnt1 - Wnt тобының 1-ші мүшесі
Gsk3 β - Гликоген синтаза киназа 3 бета
Lef1 - Лимфоидты күшейткіш байланыстырушы фактор 1
Cd1 - Дифференциация кластері 1 М көрсеткіштің орташа мәні
 $\pm m$ - орташа қате
 $\pm s$ - стандартты ауытқу

КІРІСПЕ

Жұмыстың жалпы сипаттамасы. Диссертациялық жұмыс әртүрлі балық шаруашылығы суқоймаларынан (Іле өзені мен Қапшағай суқоймасы) ақ амурдың (*Ctenopharyngodon idella*) морфогенезін зерттеуге арналған.

Диссертация тақырыбының өзектілігі.

Қазіргі уақытта антропогендік қысымның күшеюі қоршаған ортаға табиғи экожүйелердің тұрақсыздануына, биологиялық әртүрліліктің азаюына және халық арасында түрлі аурулардың артуына алып келеді [1]. Таза ауыз су көзі ретінде қолданылатын су объектілерінің ластануы су организмдерінің, соның ішінде кәсіптік балықтардың тіршілік ету ортасының бұзылуына алып келетіндігі әлемде үлкен алаңдаушылық туғызуда [2]. Сонымен, су организмдерінің биоәртүрлілігі суқоймасының экологиялық жағдайын көрсетеді деп айтуға болады. Бүгінгі таңда Қазақстанда таза өзендерді, көлдерді, суқоймаларын және су ағзаларының басқа да ластанбаған мекендейтін жерлерін табу өзекті мәселе болып табылады [3]. Су объектілерінің ластануының негізгі себептерінің бірі ауыл шаруашылығы мен өнеркәсіптің бақылаусыз дамуы нәтижесінде пайда болады [4]. Осылайша тек су ғана емес, сонымен қатар жағалау нүктелеріндегі шөгінділері мен топырақтары да әртүрлі ксенобиотиктермен ластанады. Көптеген отандық зерттеушілер Іле өзені мен Қапшағай суқоймасындағы жергілікті және интродукциялық балық түрлерінің, сондай-ақ басқа да су ағзаларының санының азайғанын атап өтті [5-6].

Іле өзені – Қазақстанның оңтүстік-шығыс аймағының негізгі су арналарының бірі. Ол Балқаш көлінің батыс бөлігіне құятын жалпы су ағынының 80% дейін қамтамасыз етеді. 60-70 жылдары өзен ағынын реттеу үшін бөгет пен Қапшағай МАЭС-ы салынды, нәтижесінде көлемі 28,14 км³ болатын жасанды суқоймасы пайда болды. Қазіргі уақытта Қапшағай суқоймасы Қазақстанның екінші ірі суқоймасы болып табылады, ол тек гидравликалық энергия көзі ғана емес, сонымен қатар суаруға, балық өсіруге арналған суқоймасы және Қапшағай мегаполисі мен Қапшағай облысының тұрғындары үшін демалыс аймағы болып табылады [7].

Осы аталған себептерге байланысты Іле өзені мен Қапшағай суқоймасы антропогендік ластануға ұшырап, су құрамында генотоксиндік белсенділігі бар әртүрлі ластаушы заттар болуы мүмкін. Көптеген ластаушы заттар су организмдерінің ұрпақсыздығын, зат алмасуының бұзылуын және әртүрлі қызметтерінің өзгерістерін тудыруы мүмкін [8].

Бәрімізге мәлім болғандай, балықтардың және басқа да су ағзаларының өсуі мен дамуы су ортасында жүреді. Қолайсыз жағдайлардың әсерінен олардың эмбриогенезінің бұзылуы түрдің өміршеңдігі мен тіршілігін төмендететін ақаулар мен кемтарлықтардың пайда болуына, оның нәтижесінде бүкіл популяциялардың жойылуына және биоресурстардың сарқылуына алып келеді [9].

Жоғарыда айтылғандардың барлығы Қазақстанның әртүрлі суқоймаларынан алынатын бағалы кәсіптік балықтардың суын, дамуын және ересек формаларының жай-күйін кешенді зерттеудің маңыздылығы мен қажеттілігін көрсетеді.

Зерттеу жұмысының мақсаты: Балық шаруашылығы суқоймаларының ластану жағдайында (Іле өзені, Қапшағай суқоймасы) ақ амур (*Stenopharyngodon idella*) морфогенезін зерттеу.

Зерттеу жұмысының міндеттері:

1. Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығы суының химиялық құрамын анықтау
2. Тәжірибеде ақ амурдың дамуына ауыр металдардың әсерін зерттеу.
3. Ақ амур балығы эмбрионының дамуында Wnt/ β -катениннің сигналдық жолында гендердің экспрессиясына ауыр металдардың әсерін анықтау.
4. Қалыпты жағдайда және ауыр металдардың әсерінен ақ амур балығының даму жолындағы тотығу стрессі мен металлотиониннің ролін зерттеу.
5. Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан алынған ақ амурдың ересек дараларының ішкі мүшелерінен ауыр металдардың (мырыш, мыс, қорғасын) мөлшерін анықтау.
6. Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан алынған ересек ақ амур бауырынан металлотионин мөлшерін, супероксиддисмутаза мен каталаза белсенділігін анықтау.
7. Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан ақ амурдың қан жасушаларына генотоксиндік талдау жүргізу.
8. Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан ақ амурдың висцеральды мүшелерінің гистокұрылымын зерттеу.

Зерттеу нысаны: ақ амур балығының уылдырықтары, эмбриондары, дернәсілдері, ересек дарақтары, Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған балықтың висцеральдық ішкі мүшелері.

Зерттеу пәні: Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығы зерттелген нүктелері суының химиялық құрамы, ақ амурдың эмбриогенезі, ауыр металдардың цито және генотоксиндік әсері.

Зерттеу әдістері. Диссертациялық жұмыста химиялық, эмбриологиялық, биохимиялық, молекулалық биологиялық, генетикалық, гистологиялық және статистикалық зерттеу әдістері қолданылды.

Зерттеу жұмысының жаңалығы

Алғаш рет зерттеу кезеңінде химиялық әдістерді қолдана отырып, Іле өзені және Қапшағай суқоймасынан Zn, Cu және Pb сияқты ауыр металдардың мөлшері балық шаруашылығы суқоймалары үшін ШРК-тен асып түскені анықталды.

1. Алғаш рет ауыр металдардың әсерінен ақ амур балығының эмбриондарының өлім көрсеткіштері және дернәсілдерінің қалыпты даму жолында анықталған ауытқуларына сүйене отырып, зерттелген АМ-дар қатарында жоғары эмбриотоксиндік және тератогендік әсерлерінің көрсеткіші келесі ретте: Pb > Cu > Zn екендігі анықталды.

2. Алғаш рет ауыр металдар (Zn, Cu, Pb) ақ амур балығының эмбриональды дамуын реттейтін Wnt/ β -катенин сигналдық жолының реттеуші гендерінің экспрессиясын төмендетіп, эмбриотоксиндік және тератогендік әсерлерге (өлімге және кемтарлыққа) әкелетіні анықталды.

3. Алғаш рет ауыр металдар әсерінен амур балығының металлотионеин ақуызының құрамы, супероксиддисмутаза мен каталаза белсенділігі уақыт пен дозаға байланысты маңызды өзгерістер көрсетіп, тотығу стрессінің активтену белсенділігін анықталды.

4. Алғаш рет Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амурдың ересек дарақтарының висцеральдық мүшелерінде Zn, Cu және Pb мөлшері анықталды.

5. Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан алынған балықтардың қан эритроциттерінің құрылымдық бұзылыстары мен ДНҚ-ның зақымдалуы алғаш рет анықталды.

6. Алғаш рет Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ересек ақ амур балығының бауырындағы МТ-нің мөлшері СОД және КАТ белсенділігін төмендетуі анықталды. Зерттеуге алынған нүктелерден Іле өзенінің жоғарғы ағысындағы ауыр металдардың концентрациясының көп мөлшерде болуына байланысты, висцеральдық мүшелерде көп жиналуына әкелді, өз кезегінде тотығу стресінің төмендегенін көрсетті.

7. Гистологиялық және морфометриялық зерттеулер нәтижесі көрсеткендей, зерттеуге алынған әртүрлі нүктелерден ақ амурдың желбезек, бауыр және ішек гистопатологиясы Іле өзені (жоғарғы ағыс) және Қапшағай суқоймасының бөгет маңындағы нүктелерде (№1–№4) басқа топтардан айтарлықтай гистопатологиялық өзгерістерге ұшырағаны алғаш рет анықталды. Ал басқа топтармен салыстырғанда, аз деңгейде гистопатологиялық ауытқулар көрсеткіші болған, ол Қапшағай суқоймасының солтүстік бөлігінде сорғы станциясының жаны (№5) болды.

Диссертациялық жұмыстың ғылыми-практикалық маңызы: Алынған нәтижелер балықтардың және олардың мекен ету ортасына антропогендік әсер ету жағдайында эмбриогенез туралы ғылыми ақпаратты толықтырады және кеңейтеді. Ақ амур балығының эмбриогенезіне эксперимент жүзінде ауыр металдардың әсерін анықтау сүйекті балықтарды дамуы туралы білімді айтарлықтай кеңейтеді.

Сондай-ақ балықтардың даму процесіне қатысатын маңызды гендердің, балықтардың биохимиялық, генотоксиндік және гистокұрылымдық ерекшеліктерін зерттеу суқоймалардағы ластану деңгейін анықтауға, тіршілік ортасының гидробионттарға қауіптілігін болжау арқылы оны экологиялық білімде, әрі экологиялық мониторинг жүргізуде, биоалуантүрлілікті сақтау бойынша алдын ала шараларды қарастыруда қолдануға мүмкіндік береді.

Жүргізілген зерттеулердің нәтижелері әл-Фараби атындағы Қазақ Ұлттық Университетінің Биоалуантүрлілік және биоресурстар кафедрасының «5В095102 – Биология» мамандығы бойынша 2-курс бакалавриатының

«Жасуша биологиясы және гистологиясы» курсы бойынша оқу үдерісіне енгізілді (Қосымша Б). Диссертациялық жұмыстың нәтижелері өндірістік қызметтің қоршаған ортаға және адам денсаулығына әсері бойынша бағытталған балық шаруашылығы суқоймаларын игеруде, сонымен қатар балық өндірісінің экономикасында пайдаланылуы мүмкін.

Қорғауға ұсынылған негізгі ережелер

1. Іле өзені және Қапшағай суқоймасындағы Zn, Cu және Pb мөлшері балық шаруашылығы суқоймалары үшін шекті рұқсат етілген көрсеткіштен (ШРК) асты.

2. Ақ амур балығының эмбриондары мен дернәсілдерінің өлім көрсеткіштері, дамуының ауытқулары бойынша ең үлкен эмбриотоксиндық және тератогендік әсерге ие болуы келесідей: $Pb > Cu > Zn$.

3. Ақ амурдың балығының эмбриологиялық дамуында реттеуші сигналдық жолдардың бірі Wnt/ β -катениндегі гендердің экспрессия деңгейі Zn, Cu және Pb әсерінен төмендеді.

4. Ауыр металдармен әсер еткенде амур дернәсілдеріндегі металлотионеиннің мөлшері және антиоксиданттық ферменттердің (СОД, КАТ) белсенділігі айтарлықтай өсті. Керісінше, Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ересек ақ амур балықтардың бауырындағы МТ нәруызының мөлшері мен СОД және КАТ белсенділігі төмендеді.

5. Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ақ амур балығының висцеральдық мүшелерінен ауыр металдардың (Zn, Cu және Pb) мөлшері ШРК деңгейінен асты. Бұл өз кезегінде балық мүшесінде патологиялық процестердің дамуына себеп болды.

6. Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ақ амур қан жасушаларынан эритроциттерінде ауытқулар мен ДНҚ зақымдалуын тудырып, жоғары генотоксиндік белсенділікті көрсетті.

7. Ақ амур балығының желбезек, бауыр және ішек мүшелерінің гистопатологиялық және морфометриялық ауытқулары ең жоғары деңгейде болған: Іле өзенінің жоғарғы ағысы және Қапшағай суқоймасы бөгет маңында болды.

Талапкердің жеке үлесі диссертацияға материал жинауға, алынған нәтижелерді талдауға және сандық мәліметтерді статистикалық өңдеуге тікелей қатысудан тұрады. Автор алынған нәтижелерді өз бетінше талдап, жинақтап, баяндап, тұжырымдар жасады. Диссертация мәтіні ғылыми жетекшілермен келісілген жоспар бойынша жазылды. Бірлескен жарияланымдарға автордың жеке қатысу үлесі бірлескен авторлар санына пропорционалды.

Жұмыстың ғылыми зерттеу бағдарламасымен байланыстылығы. Бұл диссертациялық жұмыс ҚР ЖБҒМ ҒК АР14869740 «Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының суы мен су шөгінділеріне биотестілеу және зерттелетін экожүйелердің биоәртүрлілігі үшін экологиялық қауіпті болжау» (2022-2024 жж) жобасы аясында орындалды.

Диссертацияның нәтижелерін сынақтан өткізу. Диссертациялық жұмыстың зерттеу нәтижелері төмендегі халықаралық ғылыми

конференцияларда баяндалды және талқыланылды:

- Студенттер мен жас ғалымдардың «Фараби әлемі» халықаралық ғылыми конференциясы, Қапшағай қаласы, Қапшағай Республикасы, 6-9 сәуір 2020 ж.;

- At the 5th International Scientific Conference «Reviews of Modern Science» (February 1-2, 2024) Zürich, Switzerland;

Басылымдар. Диссертацияның негізгі нәтижелері баспадан шыққан 8 ғылыми еңбекте жарияланды, оның ішінде 2 мақала квартиль көрсеткіші Q2 (SJР – 0.659) және Q3 (SJР – 0.505). Web of Science және Scopus деректер қорына енетін жоғары деңгейдегі ғылыми журналдарда; 4 мақала ҚР ҒЖБМ Ғылым және жоғары білім саласындағы сапаны қамтамасыз ету комитеті ұсынған отандық мерзімді журналдарда; 2 тезис халықаралық конференция материалдарында жарияланды.

Диссертацияның құрылымы мен көлемі. Диссертациялық жұмыс 94 мәтіндік бетте жазылды. Оның құрамына нормативтік сілтемелер, белгілеулер мен қысқартулар, кіріспе, әдебиеттерге шолу, зерттеу материалдары мен әдістер, зерттеу нәтижелері және оларды талқылау, қорытынды және 227 пайдаланылған әдебиеттер тізімі кіреді. Диссертация құрамында 25 сурет, 11 кесте бар.

Алғыс. Автор өз ғылыми жетекшілері, шетелдік кеңесші, профессор, биология ғылымдарының докторы Малгорзата Витеска және отандық жетекшісі, профессор, биология ғылымдарының докторы Шалахметова Тамара Минажевнаға құнды кеңестері мен қолдаулары үшін үлкен алғыс білдіреді.

1 ӘДЕБИЕТКЕ ШОЛУ

1.1 Қазақстандағы суқоймалардың қазіргі жағдайы

Сумен жабдықтау – Қазақстанның стратегиялық мемлекеттік міндеттерінің бірі болып табылады. Территориясы ауқымды, көп салалы халық шаруашылығы кешенінің бар болуына қарамастан, Қазақстан Республикасының су ресурстарының таралуы біркелкі емес [10]. Сондықтан республикада суды қалпына келтіру және оны рационалды пайдалану мәселелері аса өзекті болып келеді. Қазақстан Еуразия құрлығының дәл орталығында орналған – су тапшылығы бар ел [11].

Жер асты суларының негізгі ресурстары (шамамен 50%) Оңтүстік Қазақстанда шоғырланған. Осындай ресурстардың Батыс Қазақстанда шоғырлануы айтарлықтай аз (20% дейін). Қазақстан Республикасының Орталық, Солтүстік және Шығысында барлық жер асты сулары ресурстардың шамамен 30% құрайды. Республика аумағында жалпы қоры жылына 15,83 км³-ты (43,38 млн.м³/тәу) құрайтын 626 кен орындары мен жер асты суларының учаскелері барланған, оладың ішіне: шаруашылық- ауыз су – 6,14 (16,84), техникалық су – 0,95 (2,6), суармалы су – 8,73 (23,91), минералды су – 0,01 (0,03) кіреді. Минералдануы 1 г/л-ден аз жер асты суларының болжамды ресурстары жылына 33,85 км³-ты (тәулігіне 92,76 млн м³), тұздылығы 10 г/л-ден аз жер асты суларының болжамды ресурстары жылына 57,63 км³-ты (тәулігіне 157,9 млн м³) құрайды.

Жер асты суларының негізгі барланған қорлары ысырынды конустар мен артезиан бассейндеріне тиесілі, ал беттік ағынымен қорлардың 25%-ы ғана тығыз байланыста болады. Қазақстандағы жалпы тұщы сулардың таралуы пайыздық көрсеткіші бойынша сурет 1-де көрсетілгендей: көлдер – 35%, өзендер – 19%, жер асты сулары – 18% ,суқоймалары- 17%, мұздықтар- 11% құрайды (сурет 1) [12].



Сурет 1 - Қазақстандағы тұщы сулардың көрсеткіші

Ескерту – Дереккөз [12,с. 5]

Қазақстан аумағында сегіз ірі су бассейні бар. Оларға Балқаш-Алакөл, Арал-Сырдария, Ертіс, Жайық-Каспий, Есіл, Нұра-Сарысу, Шу-Талас, Тобыл-Торғай жатады. Су ресурстарының осылай біркелкі емес таралуы Қазақстанның елеулі мәселесі болып табылады. Республиканың гидрогеологиялық ерекшеліктеріне байланысты, су қолжетімділігінің кеңістік модельдері су ресурстарына және экономикалық, әлеуметтік көрсеткіштерге сай келмейді. Тобыл-Торғай және Нұра-Сарысу өзендерінің бассейндеріне ел халқы санының 21%-ы, барлық егістік жерлердің шамамен 35%-ы келетініне қарамастан, олар елдің жалпы су ресурстарының 3%-ын ғана құрайды. Арал-Сырдария және Балқаш-Алакөл өзендерінің бассейндеріне елдің жалпы су ресурстарының шамамен 75%-ы тиесілі [13].

Республика аумағында барлығы 86 су шаруашылығы аймақтары бар. Бір су шаруашылығы бассейнінің шегінде 5-тен 12-ге дейін, кейбір нүктелерде одан да көп су шаруашылығы учаскелері бар [14]. ҚР жекелеген өңірлерін алсақ, олардың жерүсті және жерасты су ресурстарымен қамтамасыз етілу жағдайы әртүрлі болып келеді. Іле өзені мен Балқаш-Алакөл бассейндері жерүсті және жерасты суының өзіндік ресурстарымен салыстырмалы түрде анағұрлым жақсы қамтамасыз етілген [15]. Нұра-Сарысу, Есіл, Тобыл-Торғай бассейндері жерасты суларынан тапшы болып келеді. Есіл, Жайық-Каспий, Арал-Сырдария, Тобыл-Торғай және Нұра-Сарысу бассейндерінің едәуір аумақтары жерүсті және жерасты суларының екеуінен де тапшылық көріп жатыр [16]. Мәселен, Қазақстанның орталығындағы Нұра-Сарысу су айдынындағы өндірістік-салалық және әлеуметтік-экономикалық құрылымдар, аймақтың экологиялық ерекшеліктерін ескермей ұзақ уақыт бойы ұлғайып дамып

келеді [17]. Судың ластануы – қолда бар су ресурстарын пайдалануға кедергі келтіретін тағы бір өзекті мәселе. Шын мәнінде, Қазақстандағы жер үсті су ресурстарының 50-70%-ы экологиялық тұрғыдан «ластанған» және «қатты ластанған» деп бағаланды [18]. Бұның барлығы, тек өнеркәсіп орталықтарында ғана емес, өңірлердің бүкіл аймақтарында да экологиялық жағдайдың күрт шиеленісуіне әкелді. Қоршаған ортаның ластануы, тамақтың сапасына да әсерін тигізді. Халықтың, әсіресе балалардың арасында ауру мен өлім пайызы өсті. Өнеркәсіптің қалыптасқан құрылымы, экологиялық мәселелер спектрінің басты себебіне айналды [19]. Өз кезегінде, олардың сипаты, белгілі бір өндірістік кешен жұмысының және өнімдерінің жер үсті сулары мен жер асты суларына әсер ету дәрежесіне байланысты болады [20].

Ағынды сулар мен өндірістік қалдықтар тікелей өзендерге төгіледі; ағынды сулардың тек 7%-ы ғана су жолдарына оралмас бұрын толығымен тазартылады. Су ластануының жоғары деңгейі көптеген қалаларда, сондай-ақ ауылдық жерлерде адам денсаулығына үлкен зиян келтіреді. Кейбір деректер бойынша, Қазақстанда өлім санының 1,5%-ы, басым жағдайда, судың сапасыздығынан туындаған аурулармен байланысты, бұл көрсеткіш АҚШ-та 0,4%-ды, ал Ұлыбританияда 0,1%-ды құрайды [21]. Орталық Қазақстанның көмір өнеркәсібі кәсіпорындарының шоғырлануы, түсті және қара металлургия, химия, машина жасау, көлік магистральдары мен коммуникация желілерінің өсуі, сондай-ақ жоғары дәрежелі урбанизация мен ауыл шаруашылығы қоршаған ортаның барлық компоненттерінің ластануының айтарлықтай деңгейде қалыптасуына себеп болды [22].

Орталық Азияның су тапшылығы, халық санының өсуіне байланысты аса өзекті мәселеге айналуда. Қазіргі уақытта Орталық Азияда 100-120 миллионға жуық адам тұрады, ал 2050 жылға қарай бұл сан 150 миллионға дейін өсуі мүмкін. Су ресурстарының тапшылығы жағдайындағы су қауіпсіздігі – Қазақстан Республикасының ұлттық қауіпсіздігінің құрамдас бөлігінің бірі ретінде қарастырылуы жөн, бұл жағдай 2003 жылы талқыланып шыққан, дегенмен бүгінгі күнде де өзектілігін жоғалтпаған мәселе болып табылады [23]. Орталық Қапшағай ластанушы заттарды атмосфераға шығарудан және ластанған ағынды суларды төгуден үлестік көрсеткіштері неғұрлым жоғары өңір. Қапшағай өнеркәсіптік өндірісінің 16% -ын, ауыл шаруашылығы өндірісінің 13% - ын, балық аулаудың 44%-дан астамын, жемшөптік алқаптарының 75%-ын осы өңір құрайды. Қазіргі уақытта су ресурстарының жағдайы – экологиялық жағдайды ғана емес, өндіргіш күштердің дамуын да анықтайтын фактор болып табылады [24]. Ластанған ағынды сулардың су объектілеріне тікелей төгілетін үлкен мөлшерлері, тазарту қондырғыларына деген ерекше талаптардың қойылуына әкелді. Алайда, соңғы жылдары көптеген қалалық тазарту қондырғыларына түсетін жүктемелер айтарлықтай көбейді. Тексеруші органдар ластанған ағынды сулардың басым бөлігін жеткіліксіз өңделген деп таныды, сондықтан көптеген өңірлерде ауыз су сапасы орнатылған стандарттарға сай келмейді.

Бұл жағдай өңірлердегі су объектілерінің санитарлық жағдайы мен суды пайдалану болжамын бағалауды қажет еткізеді, сондай ақ, өнеркәсіптік, ауыл шаруашылық және тұрмыстық ластанудың нәтижесінде су құрамына енген химиялық заттарды қатаң бақылау астына алу қажеттілігі туындады [25].

Айта кетсек, Нұра өзенінің ұзақ мерзімді ластануы, Қарағанды металлургия зауыты төгетін қауіпті қалдықтармен тікелей байланысты. Ал алдыңғы жылдары жиналған химогенді шөгінділер арқасында өзеннің қайталама ластануы жүреді, сол себепті бұл өнеркәсіп әлі ұзақ уақыт бойы қоршаған ортаға кері әсерін тигізеді [26]. Іле-Балқаш бассейні – Балқаш көлі мен Іле өзенінен қалыптасып, Қазақстанның 353 мың км²-ге тең үлкен аумақты алып жатыр [27].

Осы жерде су ресурстарының 22%-ы мен гидроэнергетикалық ресурстардың 42%-ы шоғырланған, ал халық саны 16%-ды құрайды. Балқаштың солтүстік жағалауында еліміздің ірі өнеркәсіп орталықтары – Балқаш және Приозерск қалалары орналасқан, сондай-ақ тау-кен кәсіпорындары мен әскери полигондар да бар. Осылардың жұмысы ҚО ластануының негізгі себебі болып табылады. Көлдің оңтүстігі аса қоныстанбаған, алайда Іле және Қаратал өзендерінің суларымен ҚХР мен Қазақстанның ауыл шаруашылығы және өнеркәсіп орындарының ластанған ағындары әкелінеді [28].

Балқаш көліне келесідей бес ірі өзен құйылады: Іле, Қаратал, Ақсу, Лепсі, Аягөз. Олардың ағындары Тянь-Шань тауларында және аздап Шыңғыстау мен Тарбағатай тауларында қалыптасады. Іле өзені бассейні Балқаштың су жинау алабының шамамен 70%-ын және жалпы жер үсті ағынының 80%-ын құрайды. Бұл – Тәңіртау мұздықтары мен Балқаш маңындағы шөлдерін қоса алғанда, 5 климаттық белдеуден тұратын бірегей табиғи кешен. Уылдырық шашатын жерлері мен жаппай балық қондандыруға арналған орындары бар Балқаш көлі мемлекеттің балық шаруашылығы саласында маңызды рөл атқаратын су айдыны болып табылады. Бұл су айдынының тағы бір маңызы – ол ауыз су, тұрмыстық су және өндірістік сумен жабдықтауға арналған су ресурстарын қалыптастырады [29].

Бұл көлдің экологиялық жағдайын бақылауды қажет еткізеді. Көлдің су деңгейі айтарлықтай төмендеуде, мысалы, XX ғасырдың 70-ші жылдарында оның ауданы екі мың шаршы метрге азайды, көл айтарлықтай таяздалып, жағалық сызық 2 м-ге шегінді. Траншекаралық Іле өзенінің гидроресурстары тиімсіз пайдаланылады, бұл таязданудың басты себептерінің бірі. Іле өзені ҚХР Шыңжаң-Ұйғыр автономиялық ауданының аумағы арқылы өтеді, сол жақта суармалы егіншілік пен энергетиканың қажеттіліктерін қамтамасыз ететін ірі гидротехникалық құрылыстар салынып жатыр және бұл процесс тоқтамай жалғасуда [30].

Іле-Балқаш бассейнінің ластануы, судың тартылуы көп жағдайда оның жоғарғы ағысында, яғни Іле өзенінің негізгі ағыны қалыптасатын Қытайдағы су алу мәселелерімен байланысты.

Суды шектен тыс алудың жалғасуы Арал теңізінің тағдырындай апатқа әкелуі мүмкін. Бұл жағдайда тек Қапшағай ғана емес, басқа елдер де ауыр экологиялық зардаптарға ұшырайды [31].

Қапшағай МАЭС салынуымен Балқаштың су балансы да айтарлықтай өзгерді, оған Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының су ресурстарын бақылаусыз пайдалану қосылды. Қазіргі уақытта су ресурстарын тұтыну деңгейі рұқсат етілген экологиялық шектен асып түсуде, осыған байланысты Балқаш көліне өткен жылдармен салыстырғанда су 2 есе аз құяды, бұл жағдай Іле-Балқаш өңірі экожүйелерінің деградациясына ықпал етуде [32].

Қазіргі уақытта Қапшағай су электр станциясы екі есе көп электр энергиясын өндіреді, бірақ жылына 750 млрд м³ құрайтын су ресурстарын тұтынылуы төмендеген жоқ. Осының нәтижесі – Іле өзеніндегі көктемгі су тасқындарын тоқтауы, өзен арнасының және дельтасының құрғауы болып табылады. Жоғарыда аталған мәселелердің барлығы Іле-Балқаш бассейніндегі бір кездері өте бай биоалуантүрліліктің азаюына, сондай-ақ балық өнеркәсібіне үлкен шығын әкелді [33].

Мәселен, егер 1960 жылдары жылына 30 мың тоннаға дейін балық ауланса, оның ішінде жетпіс пайызына дейін құнды тұқымдар болған, 1990 жылдары балық аулау жылына 6,6 мың тоннаға дейін азайды, ал құнды тұқымдар тек қырық тоғыз пайызды ғана құрады. Осы жағдайды ескере отырып, балық ресурстарын молайту бағдарламасын әзірлеу және қабылдау қажет [34].

1.1.1 Қазақстандағы су қоймалардың ластануының негізгі көздері

Су экожүйелеріне антропогендік әсерді бақылау тек құрғақ климатты және су тапшылығы бар елдерде ғана емес [35]. Сонымен қатар дамыған өнеркәсібі, ауыл шаруашылығы бар тығыз қоныстанған өңірлерде де жүреді [36].

Су ресурстарының сапасы мен түрлі мақсаттарға жарамдылығын бағалау, әдетте су айдындарындағы, топырақтағы немесе су биотасындағы ластаушы заттардың концентрациясын анықтаумен негізделген [37-39].

Алайда, жыл сайын қоршаған ортаға түсетін ластаушы заттардың көбеюіне байланысты, бұл тәсіл бірқатар шектеулерге ие. Ластаушы заттардың бір-бірімен әрекеттесу бағыттары көп болғандықтан, олардың табиғи ресурстарға, экожүйелерге және адам денсаулығына теріс әсер ету ауқымын бағалау өте қиын [40].

Су объектілеріне түсетін барлық ластаушы заттарды бақылау мүмкін емес, сондықтан экологиялық мониторинг процесінде тек айтарлықтай маңызды ластаушы заттардың шектеулі жиынтығын ғана қарастыруға болады. Алайда суды ластаушы заттардың антропогендік және табиғи көздері ретінде сурет 2-де көрсетілгендей заттардың антропогендік (адам әрекетінен туындайтын) және табиғи (жаратылыстан туындайтын) көздері бірнеше факторларға байланысты болады.

Бұл көздер су экосистемасына әртүрлі деңгейде әсер етеді, бірақ антропогендік ластану көбінесе әлдеқайда күшті және тұрақты болып табылады. Өйткені ол адам әрекеттеріне байланысты үнемі ластану деңгейін артырып отырады (сурет 2) [41].



Сурет 2 - Суды ластаушы заттардың антропогендік және табиғи көздері

Ескерту – Дереккөз [41,р. 769]

Су экожүйесі өнеркәсіп пен ауыл шаруашылығында қолданылатын көптеген химиялық заттардың соңғы инстанциясы болып табылады, осыған байланысты судың ластануы жаһандық экологиялық мәселеге айналды [42]. Өнеркәсіптік, ауыл шаруашылық және тұрмыстық ағынды суларда кездесетін кейбір химиялық заттар, мөлшері мен әсер ету ұзақтығына байланысты аса уытты болып келеді [43], бұл гидробионттарға үлкен зиян келтіруі мүмкін [44]. Осылайша, балық шаруашылығы мен аквамәдениет су ортасының ластануына ең осал салалардың қатарына жатады.

Судың ластануында уытты, токсикалық әсері жоғары болып табылатын – ауыр металдар, [45] олар табиғи экожүйелер мен адамның денсаулығына ерекше қауіп төндіреді [46]. Су ортасының ауыр металдармен ластануы ауыл шаруашылық, муниципалдық, тұрмыстық және өндірістік қалдықтардың рұқсатсыз төгілуінен туындайды [47].

Бейберекет суды пайдалану және ауыл шаруашылығында пестицидтер мен тыңайтқыштарды шамадан тыс пайдалану қазіргі уақытта аса өзекті мәселе болып табылады, мысалы, су сапасының өзгеруі мен оның жоғары деңгейде минералдануы, сондай ақ суару және дренаждық сулардың үлкен мөлшерде булануы осы мәселемен тығыз байланысты. Әсіресе Орталық Азия аймағын алсақ (кесте 1), жоғарғы ағыстың бойында орналасқан елді мекендер сапасы жағынан жақсы суды тұтынса, төменгі ағыста орналасқандар жоғары дәрежеде минералданған суды тұтынады, оған қоса кейбір өңірлерде су тапшылығы бар, яғни халық минималды су тұтыну нормасына да қол жеткізе алмайды [48].

Кесте 1 - Су жетіспеушілік бойынша 2040 жылға қарай әлемдегі статистикалық көрсеткіші

Мемлекет	Барлық сектор	Индустрия	Отандық	Агракультура
Бахрейн	5	5	5	5
Кувейт	5	5	5	5
Катар	5	5	5	5
Сан Марино	5	5	5	5
Сингапур	5	5	5	Статистика жоқ
Араб эмираты	5	5	5	5
Палестина	5	5	5	5
Израиль	5	5	5	5
Сауд Арабия	4,99	5	5	4,99
Оман	4,97	4,97	4,97	4,97
Лебансон	4,97	4,97	4,97	4,97
Қырғызстан	4,93	4,93	4,92	4,93
Иран	4,91	4,97	4,90	4,97
Иордан	4,86	4,87	4,86	4,86
Ливия	4,77	4,60	4,60	4,80
Йемен	4,74	4,66	4,63	4,75
Македония	4,70	4,69	4,59	4,79
Азербайжан	4,69	4,59	4,58	4,74
Марокко	4,68	4,65	4,63	4,69
Қазақстан	4,66	4,50	4,51	4,76
Ескерту - Дереккөз [48,р. 149]				

Климаттық өзгерістер түрлі жолдармен су тапшылығын тудыруы, не болмаса оны күшейтуі мүмкін. Температураның жоғарылауы булануды арттыру арқылы судың қолжетімділігін төмендетеді, бұл өз кезегінде суаруға және басқа мақсаттарға да сұраныстардың артуына әкеледі. Осындай жағдай су ортасының ластануын арттырып, сол арқылы судың сапасына да әсер етуі мүмкін. Сондай

ақ, жоғары температуралар қар түріндегі жауын-шашын мөлшерін төмендетеді.

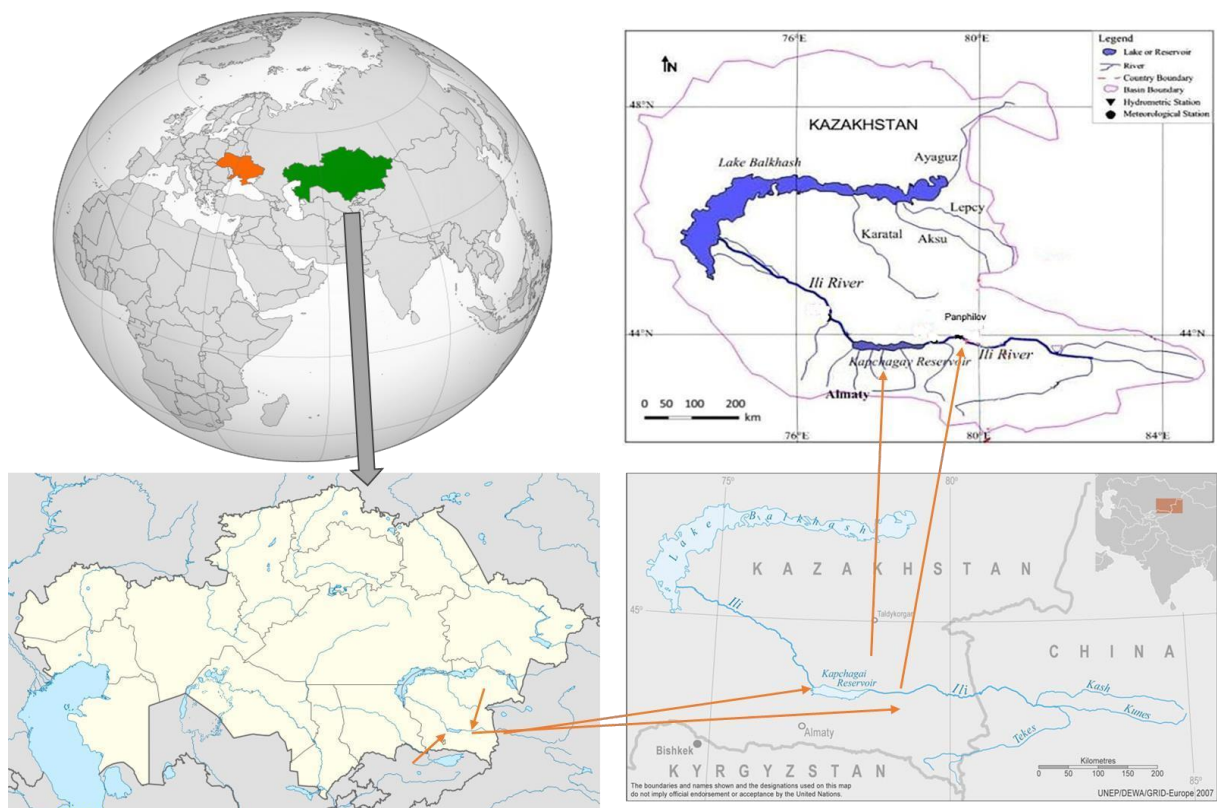
Климаттың өзгеруі теңіз деңгейін жоғарылатады, бұндай жағдай жағалау аймақтарының тұздануына әкелуі мүмкін. Сонымен қатар, халықтың өсуі, урбанизация, жер пайдаланудың өзгеруі және суды тиімсіз пайдалану сияқты климаттық емес факторлар, су ресурстарының тұрақтылығына қауіп төндіреді [49].

Әлемдік Ресурстар Институтының рейтингіне сәйкес, болжам бойынша 2040 жылы, Қазақстан су тапшылығы ең жоғары 167 мемлекеттің ішінде 20-шы орында болып, аса қатты су стрессіне ұшырайды. Бұл болжамдар халықаралық ұйымдардың (мысалы, БҰҰ-ның Су ресурстары жөніндегі Дүниежүзілік бағдарламасы) және ғылыми зерттеулердің негізінде жасалған. Су жетіспеушілігінің алдын алу үшін тиімді су басқару және климаттың өзгеруімен күрес шаралары өте маңызды [50].

1.1.2 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының экологиялық жағдайы

Су ресурстарын ұтымды пайдалану – қоршаған ортаны басқарудың заманауи стратегиясының және дамудың барлық деңгейлерінің (жаһандық, ұлттық, жергілікті) аса маңызды сұрақтарының бірі болып табылады [51]. Бүгінгі таңда Орталық Азия елдері мен көрші мемлекеттер арасындағы трансшекаралық өзендердің жағдайы өте күрделі. Осындай күрделі арақатынастар нәтижесінің бірі “Арал трагедиясы” деп аталады. Трансшекаралық маңызды өзеннің бірі Іле өзені, ол өз бастауын Қытайдан алады [52].

Іле өзені Балқаш көлінің оңтүстік-шығыс аймағының 80%-ын қамтамасыз етеді. Өкінішке орай, көлге құятын судың мөлшері жыл сайын азаюда, яғни Балқаш біртіндеп елеулі экологиялық апат аймағына айналуда. Бұл тек осы аймақ тұрғындарының өмірін ғана емес, бүкіл адамзаттың өмірін қиындатуы мүмкін [50,р. 10]. Іле өзені – Орта Азияның ішкі құрғақшыл аймақтарындағы Балқаш көлін қоректендіретін негізгі артерия болып табылады. Су бағытының және өзен дельтасының өзгеруі, сондай ақ бассейнінің экологиялық ортасы Іле үшін маңызды рөлдерді атқарады [53-54]. Бұлардың барлығы Іле-Балқаш бассейнінің тұрақты дамуына қатысатын факторлар [55]. Қытай жағындағы Іле өзенінің жалпы ұзындығы 125 шақырымды құрайды, оңтүстіктен оған 26, ал солтүстіктен 12 өзен мен жылғалар құяды (сурет 3) [56].



Сурет 3 - Берілген суретте зерттеу жүргізуге алынған Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының орналасуы бейнеленген

Ескерту – Дереккөз [56,р. 329]

Адамның іс-әрекеті мен климаттың өзгеруі нәтижесінде соңғы онжылдықтарда Іле өзенінің гидрологиялық режимі күрт өзгерді. Осындай гидрологиялық өзгерістер (мысалы, жыл сайын ағынның азаюы) мемлекеттер арасында қақтығыстарды тудыруы мүмкін [57].

Сонымен қатар, өзен экожүйелері үшін де гидрологиялық режимдер (көлемі, жиілігі, ұзақтығы, уақыттық режимдері және өзгеру жылдамдығы) өте маңызды [58].

Гидрологиялық режимдер өзен экожүйелерінің көптеген физикалық және экологиялық аспектілерін, соның ішінде шөгінділердің қозғалысы мен қоректік заттар құрамының өзгеруін реттейді. 60-70 жылдары Іле өзенінің ағынын реттеу үшін оның орта ағысына Қапшағай суқоймасы салынды, ол Қазақстанда көлемі жағынан екінші орындағы жасанды суқоймасы [59].

Бұл суқоймасы гидравликалық энергияның көзі болып, суару, балық өсіру қажеттіліктері үшін пайдаланылады, сондай ақ Қапшағай қаласы мен Қапшағай облысының тұрғындары үшін рекреациялық-курорттық аймақ болып табылады. Қазақстан Республикасы экология, геология және табиғи ресурстар министрлігінің «Қазгидромет» РМК деректері бойынша 2023 жылдың I жартыжылдығында Іле өзені мен Қапшағай суқоймасындағы судың сапасы су

объектілеріндегі су сапасын жіктеудің бірыңғай жүйесіне сәйкес 2 және 1-класс ретінде бағаланады [60].

Іле-Балқаш бассейнінің экожүйесіне тек Қапшағай суқоймасының құрылысы ғана емес, сонымен қатар ірі елді мекендердің – Бақанас ауылы мен Қонаев (бұрынғы Қапшағай) қаласының шаруашылық әрекеттері де кері әсерін тигізді. Бақанас ауылының маңында үлкен Ақдала атты күріш егу алабы орналасқан.

Ластану деңгейі маусымға және жергілікті халықтың шаруашылық белсенділігіне байланысты өзгере алады. Сонымен қатар, жоғарыда айтылғандай, антропогендік ластануға ұшыраған табиғи суларда химиялық заттардың күрделі қосылыстары кездесуі мүмкін, олардың физика-химиялық талдауы да компоненттердің құрамы мен концентрациясы жайлы нақты анықтама бере алмайды [61]. Жеке химиялық элементтер өте төмен концентрацияда болып, аналитикалық әдістермен анықталмауы мүмкін. Алайда төмен концентрацияларда да тірі ағзаларға теріс әсер етуі ықтималдығы жоғары [62].

1.2 Қазақстан суқоймаларындағы ихтиофаунаның қазіргі жағдайы

Қазіргі уақытта әртүрлі түрлердің биологиялық инвазиялары түрлі экожүйелерді зерттеудегі негізгі мәселелердің біріне айналды. Биологиялық инвазиялар жергілікті түрлер мен табиғи экожүйелерге үлкен қауіп төндіреді. Сондықтан ихтиологтар балықтардың өзіне тән табиғи таралу аймағынан тыс шығуына қатысты жағдайларға ерекше назар аударады [63]. Түрлерді оларға тән емес жаңа ортада зерттеу, олардың бейімделу мүмкіндіктері жайлы түсінікті кеңейтеді [64].

Бүгінгі таңда биоәртүрлілікті сақтау өзекті мәселе болып табылады. Бұл идея халықаралық деңгейде «Биологиялық әртүрлілік туралы» атты конвенциясынан көрінеді [65], Қазақстан Республикасы биологиялық қауіпсіздік жөніндегі Картахен хаттамасын ратификациялаған. Қазақстанда 157 балық түрлерінің ішінде 18 түрі (балықтар мен балық тәрізділер) Қызыл кітапқа енгізілген. Қапшағай суқоймаларының ихтиофаунасына әсер ететін негізгі факторларға – суқоймаларының сапасын «жақсарту» мақсатында қоныстандырылған кәсіпшілік балықтар түрлері, гидроэлектростанциялардың ауқымды құрылысы мен тиімсіз балық аулау жатады [66]. Жалпы, Қазақстанның суқоймаларында балықтың 140-қа жуық түрлері бар. Қазақстанда балықтардың келесідей түрлерін кездестіруге болады: ақ амур, Каспий атеринасы, шегеірбалық, ақбалық, белуга, жолақты үкі шабақтекес, бұзаубас балықтың ақмарқа, мөңке, килька, шаншарбалық, майқап, табан балық, оңақ, албырт, шармайдың алабұға, бекіре, көкбас, торта балық, тасбекіре, қызылкөз балық, қарынсау, сазан, шоқыр, майшабақ, жайын, көксерке, дөңмаңдай, таймен, қаяз, бақтақ, қарауыз, қылыш балық, шемая, шырмabalық, шортан, ақ қайран [67]. Қазақстанның суқоймаларының тағамдық жағынан жоғары сапалы балықтың бар болуымен бағаланады [68].

Орал-Каспий бассейні бекіре балықтарының мекендеуі бойынша негізгі аудандардың бірі болып табылады [69]. Жайық өзенінде және оның таза теңіз балықтары кіретін дельтасын қоса алғанда, жергілікті балықтардың 16 тұқымдасқа жататын 58 түрі мен түр тармағы белгілі [70]. Жайық балықтарының көпшілігі тұқылар тұқымдасына жатады, олар өзендегі жалпы балықтар түрлерінің 40%-дан астамын құрайды, келесі кезекте бекіре тұқымдасына жататындар кіреді. Олар жалпы балық түрлерінің 10,5%-ын құрайды, майшабақ – 10,5%-ын, алабұға – 7%-ын, албырт – 5,2%-ын құрайды [71]. Каспий теңізінде балықтың 100-ге жуық түрі бар. Алайда, түрлердің нақты санын атау қиын, себебі көптеген Каспий балықтарының таксономиялық мәртебесі үнемі нақтыланып отырады, ал теңіз түрлерінің табиғи мекендейтін жерлері аса зерттелмеген. Каспий теңізі – ежелден балық ауланатын маңызды су айдыны [72]. Каспий суқоймасында сонымен қатар, мұндағы қортпа, пілмайдың жылдан-жылға саны кеміп жатыр. Каспий миногасы, Еділ майшабағы, Каспий албырты, ақбалық, күтім балықтарының түрі – Қазақстанның “Қызыл кітабына” енгізілген. Қазіргі заманның балық шаруашылығы – балық аулауды реттеу, кәсіптік маңызы бар балық түрлерін (бекіре, қортпа, шоқыр және пілмай) табиғи және жасанды жолмен көбейту жұмыстарына негізделген. Жыл сайын 11 балық шаруашылығымен айналысатын орындар (Ресейдің, Әзірбайжанның, Қазақстанның) Каспий теңізіне 75 миллион балық шабақтарын жіберіп отырады [73]. Сондай-ақ, көптеген эндемикалық түр тармақтары мен таласты мәртебеге ие балық түрлері де бар (16), дегенмен олар Каспий бассейнінде сирек кездеседі. Бекіре тәрізділердің дүниежүзілік өнімнің 90%-і осында ауланады. Соңғы кезде балықтардың уылдырық шашатын жерлеріне жетуге кедергі келтіретін өзендерге салынған бөгеттер, судың радиациялық және хим. жолмен ластануы және қаскөйліктің (браконьерлік) етек алуы бекіренің қорын азайтуда [74]. Қапшағай бассейнінде сазан, табан балық, қаяз, қаракөз балық, шемая, ақмарқа және т. б. балықтар кездеседі [75].

Балық аулау – Қапшағай суқоймасының дәстүрлі саласы болып табылады. Осылайша, көл, тоған және торлы балық аулау кәсіпорындарын қалпына келтіру және дамыту арқылы, аймақ экономикасының бәсекеге қабілеттілігін едәуір арттыруға және жаңа жұмыс орындарын ашуға болады [76]. Зерттеу барысында анықталған көлдің ихтиофаунасына 16 балық түрі кіреді, олардың 11-і коммерциялық құны бар түрлер: Арал тортасы, қызылқанат, кәдімгі сазан, мөңке, табан балық, солтүстік шортан, алабұға, көксерке, ақмарқа және жыланбас балық, шортан, тұқы балығы [77]. Балқаш және Алакөл көлдері алабұға мен шармай сияқты балықтардың мекендеуімен танымал. Бұқтырма суқоймасы бекіре, таймен, нельма, шортан, ақ қайран және басқа да балықтар түрлеріне бай [78]. Жерсіндіру жұмыстары нәтижесінде Қазақстанның ихтиофаунасын жоспарланған және кездейсоқ балық түрлері толықтырды. Іле-Балқаш бассейнінің ихтиоценоздары айтарлықтай дәрежеде акклиматизацияға ұшырады.

Бастапқыда, бассейнінің абorigендік ихтиофаунасы 10 балық түрінен тұрды, оның 5-і Балқаш көлінде мекендеген. XIX ғасырдың бірінші жартысынан бастап Балқаш көлі мен Іле өзені балықтарының алуантүрлілігін зерттеуге арналған бірнеше экспедиция ұйымдастырылды [79].

Іле Балқаш бассейнінде мекендейтін кәсіптік маңызы бар балық түрлерінің арасында құнды балықтар, соның ішінде сазан, қара балық, шабақ, табандар және басқа да түрлер ауланады. Бұл балықтар тек тамақ ретінде ғана емес, сондай-ақ жергілікті экономика мен экология үшін маңызды рөл атқарады. Балық шаруашылығымен айналысатын ауылшаруашылық кәсіпорындары үшін осы балық түрлерін тұрақты және тиімді басқару маңызды [80]. 1972 жылы балық аулаудың 98%-ы жерсіндірілген түрлерден тұрды, абorigендік ихтиофауна тек екі пайызды ғана құрады. Балық аулауға байланысты көксерке және торта саны едәуір азайды [81]. Іле өзені Қытайдың батысындағы Шыңжаң провинциясынан бастау алып, Қазақстанның Батыс Балқаш көліне құяды [82].

Өзен ағысы Қытайдағы бірнеше шағын тоғандармен және Қазақстанның Қапшағайдағы орналасқан үлкен тоғанмен үзіледі. Тоған мен Қапшағай суқоймасы Іле өзенінің төменгі ағысына теріс әсер етіп, гидрологиялық циклды өзгертті, бұл өз кезегінде ластану жүктемесін арттырып, балық аулаудың төмендеуіне әкеліп соқты. Іле өзеніндегі *Ctenopharyngodon idella*-ның коммерциялық аулануы 2010 жылғы 14,9 тоннадан, 2017 жылы 0,7 тоннаға дейін қысқарды [83].

1.2.1 Ақ амурдың (*Ctenopharyngodon idella*) экологиясы, биологиясы және дамуы

Ақ амур (*Ctenopharyngodon idella*) уақытша климаттық аймақта су арамшөптерімен күресудегі ең тиімді биологиялық түр. Ақ амур — Қытай мен Ресейдің Қиыр Шығысындағы су айдындарында кездесетін тұщы су балығы, ол Азия, Еуропа және Американың 100-ден астам елдеріне интродуцияланған [84].

Ақ амур (*Ctenopharyngodon idella*) сәулеқанаттылар тармағының тұқы тұқымдасына жататын балық, *Ctenopharyngodon* туысының жалғыз түрі.

Денесінің максималды ұзындығы 150 см-ге дейін жетеді [85]. Тұщы суда мекендейтін шөпқоректі балық. Табиғи ареалы Шығыс Азиядағы Амур өзенінің бассейнін және Қытайдың жазық өзендерін қамтиды.

Әлемнің көптеген елдеріне жерсіндірілген. Бағалы коммерциялық балық болып табылады. Өсіру және аулау көлемі жағынан әлем бойынша бірінші орынды алады. 1955 жылы *Ctenopharyngodon idella* Қытайдан Қазақстанға Каспий бассейніне алғаш рет интродуцияланған [86].

1965-1970 жылдар аралығында Балқаш көлінің дельта Іле өзеніне 1,07 млн экземпляр жаздық балықтар Амудариядан көшіріп алып келді. Қапшағай МАЭС-нің құрылуына байланысты 1969 жылдан бастап ақ амур балығы суқоймаға да жерсіндіріле бастады [87].

Ақ амур ақуызға бай тағам көзі ретінде бағаланады. Оның еті өте нәрлі және құрамында адам денсаулығына қажетті алмастырылмайтын аминқышқылдары бар [88].

Ақ амурды өсіру – тұрақты азық-түлік өндірісінің қалыптасуына, жабайы балық популяцияларына түсетін жүктеменің азаюына және аквамәдениеттің тұрақты ақуыз көзі ретінде жылжытылуына ықпал етуі мүмкін [89].

Сонымен қатар, ақ амур су экожүйелеріндегі экологиялық тепе-теңдікті сақтауда да маңызды рөл атқарады, бұл әдетте су өсімдіктерімен қоректенетін фитофол болып табылады [90].

Бұл азиялық тұқы тұқымдастарының жасанды түрде көбейтілген уылдырықтары балық өсіру үшін де, кәсіптік ихтиофаунаны жақсартуға да және арамшөптермен күресу үшін де кеңінен қолданылады. Ақ амур – тоғандар мен суару каналдардың желісінде бар өсімдіктермен күресу үшін өте тиімді түр. Тоған балықтарын өсіру барысында амур биологиясының көптеген аспектілері зерттелді [91].

Дегенмен жергілікті жағдайда натурализацияланудан кейінгі балықтың морфологиясы мен аймақтың жабайы табиғатында өсуі жеткіліксіз зерттелген. Ұрықтанбаған аналық жасуша диаметрі 1,2-1,3 мм, сарыуызы екі қабатты мембранамен қоршалған [92].

Сыртқы қабат ұрықтанғанға дейін жабысқақ болып қалады. Ұрықтанған уылдырық диаметрі 3,8-4,0 мм, сарыуызы су сіңіргіш қабықтан бөлінеді. Ұрықтанған уылдырықтың түстік диапазоны сұр- көкпен ашық қызғылт-сарыға дейін болуы мүмкін [93].

Сурет 4-те ақ амур балығының эмбриологиялық даму кезеңдері бластула сатысынан 60-шы күнге дейінгі даму сатылары көрсетілгендей, уылдырықтың ұзындығы 5,0–5,5 мм болатын дернәсіл шығады. Бұл кезеңде дернәсілдер толықтай мөлдір, пигментсіз болып келеді. Үш күн ішінде олардың ұзындығы 7,4–7,5 мм-ге дейін жетіп, қолдануға жарамды желбезектері дамиды. Бұл кезеңде көздің нұрлы қабығы алтын түске, ал басы мен арқасы жасыл-сары түске боялады [94].

Осы уақыт шамасында дернәсілдер біртіндеп жүзе бастайды. Бастапқыда дернәсілдер сарыуыз қапшығының тарапынан іштей қоректенеді де, 2-ші күннен бастап балдырлармен сырттай қоректене бастайды [95]. 4-ші күні дернәсілдер 7,5-8,0 мм-ге жетеді, бұл кезеңде олардың торсылдақтары мен желбезектері толыққанды жұмыс істейді. 5-ші күнге қарай олар тек зоопланктонмен қоректене бастайды. Күн сайын дернәсілдердің қозғалысы мен пигменттелуі ұлғайады [96].

20-шы күнге жақын дернәсілдердің ұзындығы 11,5-18,6 мм-ге жетеді, сондай ақ олардың жүзу қанаттарының қалыптасуы аяқталады. Дернәсілдер қатты пигменттелген: қоңыр-сары арқасы құрсаққа қарай ақ түске ауысады [97].

Құртшабақтардың ұзындығы 1,5–2,3 см-ге жетеді, жүзу қанаттары мен қабыршақтары жақсы дамыған. Тістері мен жақтары қалыптасты.

Торсылдақ пен ішектері ересек балықтардікіне ұқсайды. Құртшабақтар зоопланктонмен және су жәндіктерінің дернәсілдерімен қоректенеді. Ұзындығы 3,7-6,7 см-ге жеткен құртшабақтар ересек формасына ұқсайды. 50-ші күнге таман толықтай қабыршақтармен жабылады. Құртшабақтар жануар текті азықпен қоректенуі мүмкін (мысалы, жәндіктер мен зоопланктон), дегенмен ұзындығы 5,5 см-ге жеткен кезде олар негізінен өсімдіктермен қоректене бастайды [98].

Құртшабақтар өсіп, дамуын жалғастырады, бірақ қазірдің өзінде ересек формасына ұқсайды. Жас балықтардың да, ересек балықтардың да дене пішіні торпедо тәрізді болып келеді. Ауыздарының бұрышы төмен қарайды, ал ерні қатты және мұртшалары болмайды.

Денесі зәйтүн (күміс ақшыл) түсті, бүйірлері қоңыр немесе сары түсті болады, құрсақ жағы ақшыл келеді. Қабыршақтары ірі, қоңыр түсті, бүйір сызығында 40-42 қабыршаққа дейін болады. Ақ амурды басқа балықтармен салыстырғанда, анальдік жүзбеқанаттары құйрық жүзбеқанаттарына жақын орналасқан. Ересек формалары көбінесе фитофагтар болып табылады. Ақ амурдың максималды ұзындығы-1,4 м-ге дейін, ал максималды салмағы - 44 кг-ға дейін жетеді.

Ақ амур балығы (Іле өзені мен Қапшағай суқоймасы) кәсіптік маңызы бар балықтардың бірі ретінде тұрмыста қолданылатыны мәлім. Алайда суқоймалардың экологиялық апатқа (пестицидтер, ауыр металдар секілді тағы да басқа токсиканттармен) ұшырауына байланысты тіршілік ету формасының өзгеруіне және популяцияда тірі қалуына өз кезегінде кедергі келтіруде [99].



Сурет 4 - Ақ амурдың ұрықтанғаннан дернәсілге (1-11) дейінгі және де дернәсілден ересек даракқа (11-15) дейінгі дамуы (60 күн)

Ескерту – Дереккөз [92,р. 49]

Ақ амурдың денесі аэродинамикалық және жылдам қозғалуға бейімделген, ол өз кезегінде балықтың тез жүзіп, коректенуі мен көбейуі үшін маңызды екендігін көрсетеді [100].

Алайда, еркек және аналық ақ амур арасында морфологиялық айырмашылықтар өте аз байқалады. Аналықтардың өлшемі әдетте сәл үлкенірек болады, алайда оны сырттай анықтау қиын [101].

Ақ амурдың терісі қоршаған ортаның температурасына және басқа да жағдайларға сезімтал болады [102].

Ал желбезектері жақсы дамыған, оттегіні судан тиімді түрде сіңіреді. Тыныс алу жүйесі тұщы су ортасында өмір сүруге бейімделген [103].

Ақ амурдың морфологиясы оның экологиялық талаптарына және өмір сүру ортасына байланысты ерекшеленеді [104].

Ересек ақ амур балығының морфологиясы оны жоғары өнімді су қоймаларында өсіруге және коммерциялық балық шаруашылығында қолдануға бейімделген [105].

Жалпы, ақ амурды өсіру азық-түлік қауіпсіздігіне, экономикалық дамуға, қоршаған ортаны басқаруға және рекреациялық қызметке айтарлықтай үлес қосады. Оны өсіру жергілікті азық-түлік өндірісін қолдап қана қоймайды, сонымен қатар тұрақты аквамәдениет тәжірибесі мен экожүйелер амандылығында шешуші рөл атқарады [106].

1.3 Поллютанттардың кәсіптік маңызы бар балықтардың дамуына әсері

Қоршаған ортаның әртүрлі экологиялық қауіпті факторлармен кең ауқымда ластануы Қазақстандағы экологиялық жағдайды ушықтырады [107]. Атмосферада, гидросферада және педосферада биосфера үшін өзге синтетикалық қосылыстардың (беттік-белсенді заттар, пестицидтер, зымыран отыны, жуғыш заттар, дәрі-дәрмектер, бояғыштар) едәуір жинақталуы, сондай-ақ жердің табиғи химиялық компоненттерінің концентрациясының жоғарылауы да байқалады [108].

Ағынды реттеу жұмыстарына байланысты соңғы жылдары өзен дельталарындағы ландшафттардың деградация процестері де бақылауға алынған. Ихтиофаунаға түрлі ластаушы заттардың әсері әлі күнге дейін зерттелуде. Мөлшері жағынан көп кездесетін ластаушы заттарға ауыр металдар мен пестицидтер жатады [109].

Қоршаған орта мен биологиялық жүйелерде ауыр металдар төзімділігі жоғары. Олар химиялық, биологиялық процестер арқылы ыдырамайды, яғни қоршаған ортаға енгеннен кейін (мысалы, өндірістік процестер, тау-кен жұмыстары немесе дұрыс емес қалдықтар) олар ұзақ уақыт бойы сол жерде қалып, жинақталады (аккумуляциялайды) [110].

Ауыр металдар әлемде ең жақсы зерттелген ластаушы заттардың бірі болып табылады. Олар су экожүйелеріне әртүрлі жолдармен енетіні зерттелген. Қоршаған ортаға түсетін негізгі екі жолы бар: табиғи және антропогендік. Ауыр металдардың табиғи жолмен су ортасына түсу мысалдары ретінде – вулкандық белсенділікті (күрлықтағы немесе теңіздегі), желмен тасымалданатын шаң-тозаңды, орман өрттерін және тау жыныстарының эрозиясын алуға болады [111].

Ауыр металдардың антропогендік жолына қалалық, ауылшаруашылық және өндірістік ластанған ағынды сулар мен жағалауға төгілетін қатты қалдықтар жатады [112].

Ауыр металдардың табиғи көздерінің үлкен ауқымына қарамастан, антропогендік жолмен түсетін ауыр металдар (Hg, Pb, Zn, Cd және Cu) табиғи шығарындылардан шамамен бір-үш сатыға жоғары деп есептеледі. Тоғандар, көлдер, бұлақтар, өзендер, теңіздер және мұхиттар сияқты әртүрлі су орталарына әсер ететін өнеркәсіптік ағынды сулар – ауыр металдармен антропогендік ластанудың негізгі көзі болып табылады [113].

Ауыр металдармен ластанған су ортасы үлкен туғызады, өйткені олар су фаунасы қауымдастығына қатты әсер ететін уыттылықтың кең спектріне ие [114].

Судың ауыр металдармен ластануы өзекті мәселесі болып табылады, өйткені олар су фаунасының қауымдастығына токсигенетикалық әсер етеді [115].

Суқоймаларында жиналатын ауыр металдардың көпшілігі антропогендік әрекеттерден байда болады, мысалға ауылшаруашылық егістігінде, полигон

эрозиясында, өнеркәсіптік және тұрмыстық ағынды суларда және кейбір табиғи процестерден туындайды [116].

Халық санының бақылаусыз өсуі, ауылшаруашылығының қарқынды қызметі және қарқынды индустрияландыруы ластаушы заттардың кең ауқымына әкеледі [117], бұлар соңында су экожүйелерінің және олармен байланысты фауна және флоралық қауымдастықтарына ауыр зардаптарға әкеледі. Әдетте, аз мөлшерде ауыр металдар (ыдырамайтын) абиотикалық заттарға ассимиляцияланады, тұнбаға түсуі және белгілі бір концентрацияларда қосылуы арқылы су жүйелерінде күрделі проблемаларды тудырады және ақырында олармен байланысты су организмдерінің денесінде жиналады [118].

Ауыр металдар су организмдерінің ұлпаларында әртүрлі су қоректік тізбектерінде жинақталады немесе шоғырлануы мүмкін. Биологиялық жинақталған металдардан ластанған су өнімдерін тұтыну адам денсаулығына айтарлықтай қауіп төндіруі мүмкін [119].

Қалалардағы индустрияландырудың қарқынды өсуі хром (Cr), никель (Ni), мыс (Cu), қорғасын (Pb), темір (Fe) және мырыш (Zn) сияқты улы металдармен ластанған ағынды сулардың бөлінуіне әкеледі. Металдарды жалпы биологиялық маңызды немесе маңызды емес деп бөлуге болады. Алюминий (Al), кадмий (Cd), сынап (Hg), қалайы (Sn) және қорғасын (Pb) сияқты металдар ерекше биологиялық функциялық қасиеттері жоқ, сондықтан олардың уыттылығы жоғары концентрацияларда жоғарылайды. Екінші жағынан, негізгі металдар (Cr, Zn, Ni, Cu, Co, Fe) биологиялық функциялары белгіленген және токсикалық әсер олардың жетіспеушілігіне және шамадан тыс концентрациясына жауап ретінде пайда болады. Алмастырылмайтын металдардың бірнеше түрлері жемнің өсуіне және пайдалануына оң әсер етеді [120], бірақ рұқсат етілген белгіден асканда бұл металдар ағзаның сулы ортасындағы физиологиялық және экологиялық жүйелердің қалыпты жұмыс істеуіне кедергі келтіреді, организмдерге токсикалық әсер туғызады және нәтижесінде адам денсаулығына қауіп төндіреді [121].

Бұл ауыр металдардың көпшілігі табиғатта өте канцерогенді болып табылады және сонымен қатар олар бауыр аурулары, жүрек-қан тамыр мәселелері, бүйрек дисфункциясы және төтенше жағдайларда денсаулықтың ауыр асқынуларына немесе өлімге жеткізуі мүмкін. Ауыр металдармен ластану кейбір су (гидробионттар) организмдерінің, әсіресе балықтардың физиологиясына қатты әсер етеді [122].

Ауыр металдардың ластануы балықтың гемато-биохимиялық сценарийін айтарлықтай өзгертеді, сонымен қатар әртүрлі қан жасушаларында бірнеше деформацияларға (жасушалық және ядролық) әкеледі [123].

Ауыр металдардың токсикалық әсерінен генетикалық зақымданулары бірнеше зерттеулерде бекітілген [124].

Сонымен қатар, ауыр металдар балықтың эмбриональды және дернәсілдік дамуына айтарлықтай әсер етіп, бірқатар қиындықтарды тудырады.

Мысалы, эмбрион дамуының әртүрлі кезеңдерінде жүрек соғу жиілігінің жоғарылауы, жүрек жұмысының төмендеуі, өлім деңгейінің жоғарылауы, дене пішінінің деформациясы, омыртқаның деформациясы және т.б. [125].

Балықтардың, әсіресе эмбриондар мен дернәсілдердің дамуының ерте кезеңдері жас және ересек балықтарға қарағанда ауыр металдар сияқты ластаушы заттарға сезімтал болып келеді және мұндай химиялық заттардың су организмдеріне токсикалығын анықтау үшін биоиндикациялауда кеңінен қолданады [126].

Ауыр металдардың балық популяцияларына токсикалығын, тератогенділік бағалау және болжау үшін, физиологиялық және биохимиялық өзгерістер, мінез-құлық және функционалдық деформациялар сияқты әртүрлі соңғы нүктелер қолданылады [127].

Балық эмбриондары/дернәсілдері эмбрионның бір бөлігінің дамуының әр кезеңінде (бластула, гастрюла, сегментация, инкубация және т.б.) интоксикацияға әр түрлі әсер етеді. Металдардың түрлері олардың әсер ету жолы, аккумуляциясы әсер ету уақыты түрден түрге қарай өзгереді. Мысалы, Cu экспозициясы зебра балықтарының эмбриондарында жүрек соғу жиілігін айтарлықтай арттырады, ал қызыл теңіз және зебрабалықтарда жүрек белсенділігі төмендейді. Дернәсілдер эмбрионға қарағанда ауыр металдарға төзімділігі төмен болып келеді, өйткені эмбриондарда қорғаныстық қатты хорион қабаттары мен перивителлин сұйықтығы бар болуына байланысты ауыр металдардың енуін тежей алады [128].

Кейбір ауыр металдардың эмбриондар мен дернәсілдердің онтогенетикалық дамуына әсері туралы көптеген мәліметтер бар. Ашық су ортасының көп бөлігі ауыр металдар қоспаларымен (антропогендік және геогендік көздерден) ластанғандықтан, бұл ауыр металдардың эмбриондық және дернәсілдік дамуға аккумулятивтік әсерін бағалауды қажет етеді. Cu-Zn және Cd-Zn біріккен әсері құбылмалы бахтақ форелы мен қарапайым карпқа [129] сәйкесінше, эмбриональды өлім-жітім мен физикалық деформациялардың жоғарылауын (мысалы, омыртқа деформациясы) анықтайды.

Hg және Pb әсері балықтың маңызды органдарына токсикалық ақауларға әкелді, мысалы, қалыптан тыс және дұрыс емес пішінді канаттары, басы, құйрықтары және жұлынның бірнеше ауытқушылық мәселеріне әкеледі. Сонымен қатар, Zn ластануы бірнеше балық түрлерінің инкубациялық табысы мен өмір сүруіне кері әсер етеді, сонымен қатар бірнеше органдардың қалыпты қалыптасуы мен пигментациясына кедергі келтіреді. Сазан (*Cyprinus carpio*) дернәсілдерінің құрғақ тағамына C витаминін, Zn және Cd қоспасын қосқанда оның әсері онтогенетикалық дамуды және иммундық жүйенің жақсаруына байланысты дернәсілдерінің сапасы мен санын арттырды.

Бірнеше ауыр металдардың (мысалы, Pb, Cu және Zn) бір мезгілде болуы синергетикалық немесе аддитивті балықтың дамуына әсер етуі мүмкін, яғни олардың біріккен токсикалық әсері олардың жекелеген элементтердің әсерінен қарағанда зақымдау әсері әлде қайда жоғары болып келеді [130].

Бұл ауыр металдар, әсіресе бауыр және бүйрек сияқты жасушаларында жинақталуы мүмкін, бұл Pb, Cu және Zn, соның ішінде әртүрлі механизмдер арқылы балықтардың дамуына теріс әсер етеді мысалыға нейротоксикалық, даму ауытқулары, метаболикалық бұзылулар және иммундық супрессия. Ауыр металдардың тірі ағзаларға деген осындай әсері олардың су эко жүйелеріндегі мониторингін қатаң қалағалауын талап етеді [131].

1.4 Эмбриональдық даму барысында Wnt/ β -катенин сигналының маңыздылығы

Wnt сигналы жолы (Wnt-сигнализация жолы) жасуша пролиферациясын, дифференциациясын, миграциясын және апоптозды бақылау арқылы дамуын реттеуге және ұлпа гомеостазын сақтауға арналған механизм болып табылады. Wnt/ β -катенин сигналы жолын реттеу эмбриогенезде және постнатальді дамуда маңызды мәнге ие және оның каскадтық сатысында сигнал беруде бұзылыстар байқалса, әртүрлі аурулар, соның ішінде ағзадағы түрлі ақаулары, қатерлі ісік метаболикалық жәнелейродегенеративті бұзылуларға алып келеді. Генетикалық мутацияларда байқалатын Wnt сигналының өзгеруі сүйектердің деформацияларын тудырады [132].

Wnt/ β -катенин сигналы жолы – жасуша бетіндегі рецепторлар (Frizzled) арқылы жасушаға Wnt лигандаларымен байланысып сигналдарды сигналдарды жасуша ішіне береді. Ол рецептор өз кезегінде төмен тығыздықтағы липопроteidтермен (LRP 5/6) байланысатын рецептор сияқты басқа да корецепторлармен кешендер құра алады. Wnt атауы Wingless және Int-1 атауларының қосындысы болып табылады [133].

Wnt сигналының лигандтары немесе агонистері 19 цистеинге бай гликопротеидтер, Wnt белоктары болып табылады. Олар геннің экспрессиясын, жасуша пролиферациясын, миграциясын және апоптозды бақылау үшін рецепторлық сигнал беру жолдарын жергілікті түрде белсендіретін жергілікті лигандтар ретінде әрекет етеді.

Wnt 1, Wnt 4 және Wnt 14 экспрессиясы сүйек тінінде анықталған және де олар остеобласттар дифференциациясын қамтамасыз етуге және остеобласттардың пролиферациясын және өмір сүруін жақсартуға қабілетті [134].

Wnt сигналы ақуыздар тобы эмбриогенез барысында түрлі даму процестеріне қатысады, ал ересек ағзаларда ұлпалар гомеостазымен байланысты болады [135].

Wnt лиганд плазмалық мембранадағы рецепторымен әрекеттескенде, тұрақсыздандырушы кешен тұрақсыздандырылады да, ары қарай β -катенин байланыстырушы ДНҚ ақуыздарымен байланысқа түсу үшін ядроға бағытталады, бұл ақуыздар өз кезегінде нысана гендердің промоторлары мен энхансерлердегі белгілі бір реттілік конструкцияларын тани алады [136].

Wnt лигандасы жоқ стационарлық жағдайдағы цитозол β -Катенин – гликогенсинтаза киназа 3β -дан (GSK3 β), казеинкиназа I-ден (CKI), аксиннен және аденоматозды полипоз coli-дан (APC) тұратын кешенмен фосфорланады [137]. Бұл тұрғыда Axin - GSK3 β және APC кешеннің қалыптасуына ықпал ететін тірек болып табылады. Кешенге енгеннен кейін GSK3 β , β -катениннің цитозолдық фосфорлануына ықпал етеді, ал APC фосфорланған β -катениннің цитоплазмадағы протеолиз арқылы убиквитинмен байланысуына көмектеседі [138].

Wnt ақуыз лигандының қатысуымен өзінің корецепторлық кешенімен байланысады да цитозолды ақуыздарды (Dvl) тарту және Axin/gsk3 β /APC кешенінің түзілуін блоктау арқылы Wnt сигналын белсендіреді, бұл өз кезегінде β -катениннің деградациясын тежейді, осылайша цитоплазмада β -катениннің жиналады. Содан кейін жинақталған цитозольдық β -катенин ядроға транслокацияланып, T- жасушалық транскрипция факторлары мен лимфоидты күшейткіш факторымен 1 (TCF/LEF1) байланысады да, ол Wnt нысанды гендерінің экспрессиясын бастайды [139]. LEF1 – жолдың төменгі эффекторы бола отырып, Wnt-тәуелді гендерін белсендіру кезіндегі токсиканттың әсерінен қатерлі ісіктің жаңа индикаторына айналады [140]. Протоонкоген с-МҮС (МҮС) – Wnt/ β -катениннің нысанды гені болып табылады, оны белсендіру мен шамадан тыс экспрессиясы онкогенезді ынталандыратыны белгілі болды. Әдетте ядро ішінде β -катенин TCF/LEF промоторлық кешенімен әрекеттесіп, жүйкелік бағаналы жасушаларының көбеюі мен дифференциациясын реттейтін циклин D1 сияқты Wnt нысанды гендерін белсендіреді [141].

Айтып өткеніміздей, Wnt/ β -катенин сигналдық жолы эмбриональды дамуда маңызды рөл атқарады, ол дене осінің қалыптасуын, көбеюді, дифференциациялануды және жасушалардың миграциясын қадағалайды. Тотығу стрессі осы жолға қатысатын ақуыздарды өзгерте алады, сондай ақ сигналдық кешендер түзілуін және β -катениннің тұрақтылығы мен белсенділігін бұза алады Wnt сигнал беру жолы эволюциялық консервативті жол болып табылып, омыртқалылар эмбриогенезінің барлық кезеңдерінде маңызды рөл атқарады [142]. Оның рөлінің кейбір негізгі аспектілері, ерте эмбриогенез кезінде Wnt/ β -Катенин жолы дорсовентральды осьті қалыптастыруға және алдыңғы-артқы ось бойымен дұрыс үлгіні сақтауға көмектеседі. Бұл жолды белсендіру дорсальды жасушалардың тағдырын тудыруы мүмкін, ал тежелу вентрализацияға әкелуі мүмкін [143]. Wnt/ β -катенин сигнализациясы ұрық қабаттарының қалыптасу сипаттамасына қатысады. Бұл гастрюляция кезінде эктодерма, мезодерма және эндодерманы қалыптастыруға көмектеседі [144]. Бұл сигналдық жол эмбриональды жасушалардың көбеюі мен дифференциациясы арасындағы тепе-теңдікті реттейді. Ол белгілі бір тіндердегі прогениторлық жасушалардың көбеюіне ықпал етеді және олардың мамандандырылған жасуша түрлеріне дифференциациясын реттейді.

Сондай-ақ Wnt/ β -катенин сигнализациясы үшін органогенезде маңызды рөл атқарады, балық эмбриондарында әртүрлі органдар мен құрылымдардың

дамуы үшін қажет [145]. Мысалы, ол жүйке түтігінің пайда болуында, сомиттердің дифференциациясында, жүректің дамуында және көздің қалыптасуында маңызды рөл атқарады. Кейбір балық түрлерінде Wnt/ β -катенин жолы да ұлпалардың регенерациясына қатысады. Бұл зақымдалған немесе жоғалған ұлпаларды алмастыру үшін бағаналық жасушалары мен прогениторлық жасушаларды белсендіруге көмектеседі [146]. Балық эмбриондары Wnt/ β -катенин сигналына әсер етуі мүмкін қоршаған орта сигналдарына сезімтал.

Температура, ластаушы заттар немесе химиялық заттар сияқты факторлар бұл жолды модуляциялай алады, эмбрионның дамуына әсер етеді және даму ауытқуларына әкелуі мүмкін [147]. Осылайша, балықтардың эмбриональды дамуындағы Wnt/ β -катенин жолы дене осьтерін орнату, ұрық қабаттарының спецификациясы, жасушалардың көбеюі мен дифференциациясын ынталандыру, органогенезді ұйымдастыру және қоршаған орта сигналдарына жауап беру үшін өте маңызды. Оның нақты реттелуі қалыпты даму үшін өте маңызды және балық эмбриондарының өзгеретін қоршаған орта жағдайларына бейімделу қабілетіне әсер етуі мүмкін [148].

1.5 Судың ластану жағдайында балықтардың мүшесінен металлотioneин және супероксиддисмутаза мен каталаза ферменттерінің рөлі

Судың түрлі поллютанттармен ластануы су организмдеріне соның ішінде балықтардың тотығу стрессі және металлотioneин көрсеткіші сияқты процесстер су ағзаларына ластағыштардың әсер ету көрсеткішін сипаттай алады [149]. Балықтардың ағзасы сыртқы ортаға сезімтал және олар қоршаған ортаның өзгерістеріне бейімделуге тырысады. Ластанған су ортасында өмір сүретін балықтардың физиологиялық және биохимиялық процестерінде метаболикалық өзгерістер байқалады. Судың ластануы әртүрлі ластаушы заттардың, соның ішінде ауыр металдардың (мысалы, мыс, сынап, қорғасын, кадмий), пестицидтердің және органикалық ластаушы заттардың су ортасына енуіне әкеледі [150]. Бұл өзгерістер көбінесе антиоксидантты жүйелердің қызметіне, соның ішінде металлотioneин, супероксиддисмутаза және каталаза ферменттерінің қызметіне байланысты [151].

Супероксиддисмутаза және каталаза ферменттері - бұл жасушалардағы бос радикалдарды нейтраліздейтін және тотығу стресс жағдайларымен күресетін маңызды антиоксидантты ферменттер [152]. Супероксид анионы екі супероксид ионын реакцияға түсіріп, оларды сутек пероксидіне (H_2O_2) және оттегі молекуласын (O_2) түзеді: $2O_2^- + 2H^+ \rightarrow H_2O_2 + O_2$

Каталаза -бұл фермент, оның негізгі қызметі сутек пероксидін (H_2O_2) бейтараптандыру болып табылады. Сутек пероксиді жасушалар үшін токсикалық әсер етуі мүмкін, өйткені ол бос радикалдарға айнала алады. Каталазаның жұмыс механизмі мынадай: Каталаза сутек пероксидін су мен оттегіге ыдыратады: $2H_2O_2 \rightarrow 2H_2O + O_2$

ОБТ балық жасушаларындағы липидтерді, ақуыздарды және ДНҚ- ны

зақымдауы мүмкін, бұл жасушалық дисфункцияға, апоптозға (бағдарламаланған жасуша өлімі) және тіндердің зақымдалуына әкеледі [153].

Балықтағы металлотионеиндер ауыр металдарды детоксикациялау үшін өте маңызды. Бұл ақуыздар металл иондарына (мысалы, қорғасын, кадмий, мыс) жоғары жақындыққа ие және олармен байланысып, олардың уыттылығын төмендетеді [154].

Ауыр металдардың әсері қорғаныс механизмі ретінде балық тіндерінде металлотионеин синтезін тудырады. Бұл индукция жасушалардағы улы металдардың деңгейін байланыстыруға және реттеуге көмектеседі [155]. Металлотионеиннің экспрессиясы металдардың әсер ету қарқындылығы мен ұзақтығына байланысты өзгеруі мүмкін, бұл балықтарға қоршаған ортаның өзгеретін жағдайларына бейімделуіне мүмкіндік береді [156].

Тотығу стрессі балықтардағы металлотионеин гендерінің экспрессиясы мен белсенділігіне әсер етуі мүмкін. ОБТ жоғары деңгейі металдардың детоксикациясын күшейту арқылы металлотионеин синтезін белсендіре алады [157].

Металлотионеиннің тиімді реакциясы тотығу стрессін жеңілдетеді және ластанған судағы балықтар жасушалардың зақымдануын азайтады. Ластаушы заттардың үнемі әсер етуі және одан кейінгі тотығу стрессі балықтардың денсаулығы мен тұрақтылығына қауіп төндіруі мүмкін, бұл оларды ауруға, жыртқыштардың шабуылына және басқа стресс факторларына сезімтал етеді [158].

Осылайша, тотығу стрессінің негізгі ферменттерінің бірі супероксиддисмутаза, каталаза мен металлотионеиндер балықтардың судың ластануына, әсіресе ауыр металдардың ластануына физиологиялық реакцияларын қалыптастыруда шешуші рөл атқарады. Бұл механизмдерді түсіну ластанудың су ағзаларына әсерін бағалау және қоршаған ортаны сақтау мен басқарудың тиімді стратегияларын әзірлеу үшін өте маңызды [159].

2 МАТЕРИАЛДАР МЕН ЗЕРТТЕУ ӘДІСТЕРІ

2.1 Зерттеу объектілері, оларды жинау орындары мен шарттары

Зерттеу нысаны 6 нүктеден алынған су сынамалары болды. №1-3 суын Іле өзені және Қапшағай суқоймасынан №4-5 (сурет 5), ал бақылау тобы ретінде №6 Алматы облысындағы тоған шаруашылығынан алынды. Іріктеу нүктелерінің координаттары 2-кестеде көрсетілген. Су үлгілері 2021-2023 көктемгі-жазғы кезеңде жинақталды.



Сурет 5 - Су жинау орындарының картасы: №1-3 – Іле өзені; №4-5 – Қапшағай суқоймасы; №6 – Алматы облысындағы тоған шаруашылығы

Кесте 2 – Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан материалдар жинау нүктелерінің координаттары (2023 жылғы мамыр-маусым)

Зерттеу нүктелері	Іріктеу орны	Ендік	Бойлық
1	2	3	4
№1	Дубнин станциясы (Ұйғыр ауданы, Алматы облысы)	43°52'40.5"N	78°18'30.3"E
№2	Айдарлы ауылы (Панфилов ауданы, Алматы облысы)	43°58'33.8"N	79°34'26.9"E

2 – кестенің жалғасы

1	2	3	4
№3	Күншілік ауылы (Еңбекшіқазақ ауданы, Алматы облысы)	43°45'36.3"N	80°14'24.0"E
№4	Оңтүстік-батыс бөлігі Қапшағай суқоймасы (Қонаев бөгеті мен қаласы)	43°87'92.73"N	77°09'84.05"E
№5	Қапшағай суқоймасының солтүстік бөлігі (сорғы станциялары)	43°90'34.10"N	77°25'86.44"E
№6	Алматы облысындағы тоған шаруашылығы (бақылау тобы)	43°18'02.1"N	76°58'11.4"E

Жер үсті суының сынамалары 5 литрлік стерильді пластикалық бөтелкелерге жиналды. Содан кейін сынамалар тоңазытқышта – 16°C температурада сақталды. Суды іріктеу, сүзу және консервациялау Қазақстанның мемлекеттік стандартына сәйкес жүргізілді (МЕМСТ (ГОСТ)31861-2012,2013 [160]).

Зерттеуге әрбір нүктеден 10 ересек балық (№1-6) жалпы 60 балық пайдаланылды. Балықтың орташа ұзындығы $35,47 \pm 2,33$ см, ал орташа салмағы $1,33 \pm 0,19$ кг болды. Ауланған балықтар суы бар, ауамен толтырылған полиэтилен пакеттерде ғылыми-зерттеу зертханасына тірідей жеткізілді.

2.4 Қазақстанның жекелеген суқоймаларындағы жер үсті суларының физико-химиялық құрамын анықтау

Сынама алу орындарында судың келесі химиялық параметрлері анықталды: ауыр металдарды анықтау PND F 14.1:2.214-06 сәйкес MGA-915MD атомдық абсорбциялық спектрофотометрде (Lumex, Ресей) атомдық абсорбция әдісімен жүргізілді [161].

2.5 Ақ амурдың эмбриологиялық дамуын зерттеу әдістемесі

Ақ амур жұмыртқалары мен спермалары Алматы облысындағы балық шаруашылығынан алынды. Гаметалар зертханаға тоңазытылған қорапта 4°C температурада шамамен 1 сағат 30 минутта тасымалданды. Содан кейін жұмыртқалар мен сперматозоидтар қоршаған орта температурасына дейін біртіндеп жылытылды және in vitro жағдайында ұрықтандырылды.

Ұрықтанған жұмыртқаларды диаметрі 60 мм Петри табақшаларына, әрқайсысына 20 эмбрион салып, инкубаторға орналастырылды CAPT.line™ B28 (Beiging, Китай). Тұқымның эмбриональды дамуы стереоскопиялық микроскопта (Motic DM 143, Қытай) ұрықтанғаннан кейін 4-ші сағаттан бастап эмбрионның дамуының 144 сағатына дейін бақыланды.

2.6 Ақ амурдың дамуына ауыр металдардың әсер етуінің тәжірибелік шарттары

Ауыр металдардың амур балығының ($ZnSO_4$, $CuSO_4$, $Pb(CH_3COO)_2$) дамуына әсері бойынша эксперименттер әр топта үш қайталаумен жүргізілді. Концентрация балық шаруашылығы сулары үшін шекті рұқсат етілген концентрация негізінде таңдалды. Zn – 1ШРК (0.01 мг/л), 10 ШРК (0.1 мг/л), 100ШРК; (1 мг/л) Cu – 1ШРК (0.001 мг/л), 10ШРК (0.01 мг/л), 100ШРК (0.1 мг/л); Pb – 1ШРК (0.006 мг/л), 10ШРК (0.06 мг/л), 100ШРК (0.6 мг/л).

Бақылау және эксперименттік топтарда тірі қалған эмбриондарды санап, өлі эмбриондар (ақшыл, мөлдір емес немесе жүрек соғысы жоқ эмбриондар) алып тастатылып, тірі және өлі эмбриондардың пайызы күн сайын есептелді. Тірі қалу коэффициенті келесі формула бойынша есептелді:

Тірі қалу коэффициенті [%] = (144 күндік өміршең дернәсілдердің саны × 100) / Жұмыртқадан шыққан дернәсілдердің саны

Жұмыртқадан шыққан дернәсілдердің ішінде дұрыс дамыған, өміршең және деформацияланған (әртүрлі морфологиялық ауытқулары бар: омыртқаның деформациясы, перикард ісінуі, сарыуыз қапшығының ісінуі, дене ұзындығы дамуының аномалиясы, құйрық дамуының ақаулары бар) дернәсілдердің пайызы есептелді.

2.7 Wnt/β катенин сигналдық жолындағы гендерінің экспрессиялық деңгейін анықтау әдістемесі

Жалпы РНҚ RNeasy Mini Kit (кат. № / ID: 74004) көмегімен дамудың 6-шы күні амур дернәсілдерінен бөлініп алынды.

Жинақ арқылы жалпы РНҚ оқшаулау хаттамасы:

1. RNeasy бағанына 350 мкл RW1 буферін қосып, ≥ 8000 xg ($\geq 10,000$ айн/мин) 15 секунд бойы центрифугалаймыз.

2. Содан кейін 70 мкл RDD буферіне 10 мкл DNase I ерітіндісі қосылды. Пробирканы абайлап төңкеріп, араластырып, центрифугалаймыз.

3. DNase I инкубациялық қоспасы (80 мкл) тікелей RNeasy бағанының мембранасына қосылды және (20–30 °C) 15 минутқа қойылды.

4. RNeasy бағанына 350 мкл RW1 буферін қосамыз, қақпағын жабауып ≥ 8000 x 15 секунд центрифугалаймыз.

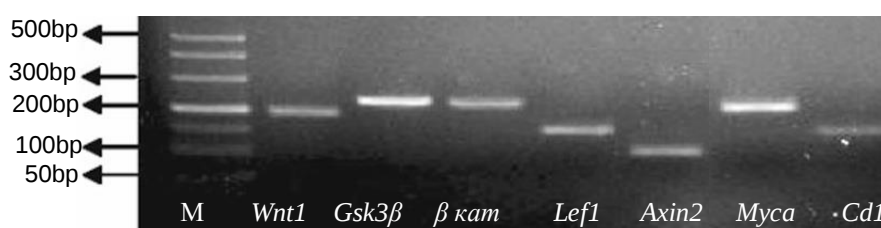
Содан кейін сұйықтық алынып тасталды.

Жалпы РНҚ-ны кДНК синтезінен тазартудың келесі қадамы кері транскрипцияны (iScript Reverse Transcription Supermix, BioRad) қолдану

арқылы орындалды. Сандық нақты уақыттағы ПТР SYBRGreen Master Mix Kit (CW0659, CoWin Biosciences, Цзянсу, Қытай) арқылы StepOnePlus (Applied Biosystems, Waltham, АҚШ) көмегімен орындалды.

ДНҚ молекуласын сапалық тексеру

ДНҚ молекуласының концентрациясы NanoDrop One (ThermoScientific, Уолтем, АҚШ) спектрофотометрінде және Qubit (ThermoScientific, Уолтем, АҚШ) флуориметрінде Qubit™ dsDNA Quantification Assay Kits (ThermoScientific, Уолтем, АҚШ) жинағын қолдана отырып өлшенді. ДНҚ молекуласының сапалық қасиеттері бромды этидий бояғышы қатысында 0,8 % агарозалық гель-электрофорездің көмегімен тексерілді. Гельдегі ДНҚ молекуласын талдау ультракүлгін сәулесі көмегімен арнайы Quantum-ST5-1100 (VilberLourmat, Эберхардцелль, Германия) гель-құжаттаушы құрылғысын қолдану арқылы жүзеге асырылды (сурет 6).



Сурет 6 –ДНҚ молекуласының сапалық қасиеттерін және орналасу диапазонын агарозалық гель электрофорездің көмегімен анықтау мақсатында алынған электрофореграмма (М маркер)

Кесте 3 - Сандық нақты уақыттағы ктПТР-ге алынған праймерлер

Ген аты	Тікелей праймерлер (5' → 3')	Кері праймерлер (3' →5')	°C
1	2	3	4
β- actin	TGTGTGACTTCCTGTGTTGG T	GCCACCTACAACACCCAGT TT	65
β- catenin	CCCATGACCTGGAACGAGA C	AGACGATACAGCGTCCTGT C	63
Wnt1	TACGCATCCCATCTCTCCCA	GGAAACCAGTCCCCCAACA G	60
Gsk3β	TCATCTTTGGAGCCACCGAC	TTCTGTGGCTCTGGTGGAT T	65

3– кестенің жалғасы

1	2	3	4
Lef1	CTACCCATCCTCACTGTCAG TC	GGATGTTCTGTTTGACCT GAGG	65
Axin2	CGGATGTCTAGAGTCACGC C	TCCTGTGCAATGTCTGGAC C	60
Myca	CCTCTGATTCCTGTGGGACG	TCTGGTAGTTTGCCACACG G	60
Cd1	TCACCCAACATGAATCAACT GAG	TTCCGCCATCTGATGTAAT CG	65

Сандық нақты уақыттағы ктПТР амплификатордағы температуралық жағдайы келесідей болды: бастапқы денатурация 95 °C (4 мин), келесі реттегі циклді қайталанатын денатурация 95 °C (60 сек), праймерлерді жасыту (45 сек) (мұндағы температуралық көрсеткіш әр праймер үшін жеке таңдалып алынды (кесте 3), элонгация 72 °C (90 сек), бұл аралық 35 рет қайталанатын циклде жүргізілді. Ары қарай ПТР 72 °C температурамен 10 мин аралығында аяқталды. Тексерілетін гендердің праймер тізбегі 3-кестеде келтірілген. 2- $\Delta\Delta$ СТ әдісін қолданып, әрбір геннің салыстырмалы экспрессия деңгейлерін есептедік және оларды β -актиннің салыстырмалы экспрессиясына сәйкес қалыпқа келтірдік.

2.7 Ақ амурдың ересек дарақтарының желбезек, ішек және бауырынан ауыр металдарды анықтау әдістемесі

Мүше үлгілерін дистилденген суда жуыдық. Процедура барысында 1г үлгіні хлор қышқылымен және (1:1) HNO₃-HClO₄ қатынасында азот қышқылымен, содан кейін күкірт қышқылымен қайнатып, қоспа 200°C температурада 30 минутта қыздырылды. Содан кейін толық ерітінді бөлме температурасына дейін салқындатып, тазартылған сумен 50 мл дейін толтырып, содан кейін атомдық абсорбциялық спектрофотометрдің көмегімен Zn, Cu, Pb үшін талдау жасалды (PD-303UV spectrophotometer, Apel), [162].

Балық мүшелеріндегі металл концентрациялары шикі балықтарға мг/кг шекті рұқсат етілген концентрацияларымен (ШРК) салыстырылды [163].

2.8 Металлотионеинді анықтау әдісі

Алдымен хаттамада көрсетілгендей барлық реагенттерді жұмыс стандарттары мен үлгілеріне сай дайындадық. Әрбір ұңғымаға 50 мкл стандартты және үлгіні қостық.

Содан кейін әрбір ұңғымаға 50 мкл HRP конъюгатын (1х) (бос ұңғымаға емес) қостық. Пипеткамен 60 секунд жақсылап араластырылды. Содан кейін 37°C температурада 40 минут инкубацияланады. Әрбір үлгі құйылған ұңғыманы (лунка) шприцтің көмегімен жуу буферімен (200 мкл) жуылды және 2 минутқа қалдырылды.

Жақсы жұмыс істеу үшін әр кезеңде артық сұйықтықты толығымен алып тастау өте маңызды. Соңғы жуудан кейін қалдық жуу буфері аспирация немесе декантация арқылы жойылды. Әрбір ұңғымаға 90 мкл ТМВ субстраты қосылды. 37°C температурада 20 минут инкубацияладық.

Әрбір ұңғымаға 50 мкл тоқтату ерітіндісін қосып және мұқият араластыру үшін пластинаны ақырын араластырдық. Планшеттік риддер көмегімен 450 нм толқын ұзындығына орнатылған микропластинаны әрбір ұңғыманың 5 минут бойы сіңіру қабілетін анықтадық [164].

2.9 Тотығу стрессінің ферменттерін биохимиялық анықтау әдістемесі

Супероксид дисмутаза белсенділігін анықтау әдісі

Антиоксиданттық ферменттердің белсенділігі супероксиддисмутаза талдау жинағы (Cat. No 19160, Sigma-Oldrich, Германия) арқылы анықталды. СОД талдауы қызыл формазанның сандық өлшеміне негізделген. Ол ксантинооксидазамен түзілетін суда жақсы еритін Дожиндо тетразолий тұздарының (WST) тотықсыздануынан түзіледі.

Бұл жүйенің елу пайыздық тежелуі СОД белсенділігінің бір шартты бірлігіне сәйкес келеді. Гомогенизацияланған үлгілер 12 000 г температурада 10 минут бойы центрифугалаймыз. СОД белсенділігі 20 мкл супернатантты және 20 мкл жұмыс ферментінің ерітіндісін 200 мкл WST ерітіндісіне қосып, содан кейін 37°C температурада 20 минут инкубациялау арқылы анықталды. Абсорбция микропластинаны оқу құралы 450 нм-де оқылды [165].

Каталаза белсенділігін анықтау әдісі

Ақ амурдың дернәсілдері мен бауырынан каталаза белсенділігі арнайы талдау жинағы (Catalase (CAT) Assay Kit, Sigma-Oldrich, Германия) арқылы анықталды. Әдіс каталаза әсерінен кейін қалған сутегі асқын тотығы субстратының мөлшерін өлшеуге негізделген.

Реакция 55 мкл 500 мМ калий фосфат буферінде (рН 7,0) сұйылтылған 20 мкл дернәсіл және бауыр лизатына 25 мкл 3% H_2O_2 қосу арқылы басталды және 900 мкл 15 мм натрий азидін қосу арқылы 5 минуттан кейін тоқтатылды.

Содан кейін алынған аликвоттың 10 мкл 1 мл түсті реагентпен араластырылды (150 мМ калий фосфат буфері, рН 7,0, құрамында 0,25 мМ 4-аминоантипирин және 2 мМ 3,5-дихлор-2- гидроксibenзолсульфон қышқылы бар). Абсорбция 520 нм-де 15 минуттан кейін өлшенді [166].

2.10 Геноуыттылықты талдау әдістемелері

Микроядро сынағы (МЯ): ауада кептірілген қан жағындылары - 50 мл қанмен кесінділер абсолютті 10% метанолда 10 минут бойы бекітіліп, Гимза ерітіндісімен боялды. Әрбір балық (үлгі) үшін үш жағынды препараттарынан дайындалып, ол 100 есе үлкейту кезінде оптикалық микроскоптың көмегімен барлығы 100 жасуша талданды. Мутагенділік микроядролардың жиілігімен анықталды [167].

ДНК комет (Comet essay) әдістемесі

Талдау үшін 20 мл қан жасушаларының суспензиясы 37°C температурада рН 7,4 фосфатты-буферлі физиологиялық ерітіндідегі 100 мл 0,5% балқу температурасы төмен агароза (IV типті) ерітіндісімен араластырылып, қалыпты балқитын агарозаның 1% қабатымен қапталған шыны слайдтарға алдын ала жағылды. Жасуша лизисі слайдтарды екі сағат суық лизис буферіне (2,5 моль/л NaCl, 100 мл Na₂EDTA, 20 моль/л Tris-HCl рН 10,1%, Triton X-100 және 10% диметил сульфоксидке (DMSO)) тасымалдау арқылы орындалды. Жасуша лизисінен кейін слайдтар рН 8,2 (Sigma Aldrich) бар суық (40°C) трисборатты буферге орналастырылды және 20 минут бойы ұсталды. Электрофорез TVE буферінде 1,5 В/см-де 20 мин орындалды. ДНК молекуласын бояу SYBR Green I (Sigma Aldrich, Германия) қолданылды. ДНК кометаны визуализациялау, мәнін бағалау Oliva tail moment (МНО) арқылы микроскоп астында орындалды. Алынған препараттардың микроскопиялық талдауы ×200–×400 үлкейткіште флуоресцентті микроскопта жүргізілді. ДНК құйрық бөлімі ДНК молекуласының зақымдану деңгейін бағалау ретінде пайдаланылып, пайызыдық көрсеткіші есептелді [168].

$$\text{Tail DNA \% (ДНК құйрығы)} = (\text{Tail аймағындағы ДНК интенсивтілігі} / \text{жалпы ДНК (head+tail) интенсивтілігі}) \times 100$$

«Құйрықтағы» ДНК-ның пайызы ретінде ДНК зақымдануының әртүрлі деңгейлері:

- 0- іс жүзінде бұзылмаған жасушалар (5%);
- 1- төмен зақымдану деңгейі (5-20%);
- 2- орташа зақымдану деңгейі (20-40%);
- 3- жоғары зақымдану деңгейі (40-95%);
- 4- толық зақымдану деңгейі (95% жоғары).

2.11 Гистологиялық кесінділерді дайындау әдістемесі

Зерттеуге алынған мүше параформальдегид фосфатының 4% ерітіндісінде бекітіліп, стандартты хаттамаға сәйкес парафинге құйылып орындалады. Қалыңдығы 5 мкм кесінділер микротом көмегімен алынды (Accu-Cut SRM 200 Sakura, Жапония). Кесіліп алынған кесінділерді 56°C су монашаға орналастырдық (М-1450 Сакура, Жапония). Бөлімдер слайдтың үстіне орнатылып (мод. 1452, Сакура, Япония), содан кейін парафиннен толықтай арылу үшін стандарттық протоколға сәйкес шаю слайдтарды шаю жүргізілді.

Толықтай кептіруден кейін ұлпалық кесінділері бар слайдтар Bio-Optica (Милан, Италия) бояу жинақтарының әдістеріне сәйкес гематоксилин мен

эозинмен (H&E) боялды [169]. Biovision 4.0 компьютерлік кескінді талдау жүйесіне қосылған Leica DC 300 камерасы бар Leica микроскопын қолданатын гистопатологиялық бағалау жүргізілді.

2.12 Статистикалық талдау әдістемесі

Бұл жұмыста пайдаланылған барлық деректер SPSS 26.0 (IBM Corp.) көмегімен талданды., Армонк, Нью-Йорк, АҚШ). Бір факторлы дисперсиялық талдау (ANOVA) емдеу тобы мен бақылау тобы арасындағы статистикалық айырмашылықты анықтау үшін пайдаланылды. Осы диссертациядағы барлық деректер орташа $\pm$ стандартты ауытқу ретінде көрсетілді және маңыздылық деңгейлері сәйкесінше $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) және $p < 0,001$ (***) кезінде көрсетілді. Сонымен қатар, мәліметтерге қатысатын графиктер R 4.1.1 (R core Team, Вена, Австрия) көмегімен салынды.

3 ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ ЖӘНЕ ОЛАРДЫ ТАЛҚЫЛАУ

3.1 Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығы суларының химиялық құрамын анықтау

Судың физика-химиялық сипаттамалары жалпы фосфор, нитрит, нитрат, еріген оттегі, рН, температура және ауыр металдардың мөлшерін өлшеу жүргізілді (4-5 кестеде А, Ә қосымша).

Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен судың физика-химиялық талдау нәтижелері келтірілген. Фосфор, нитрит, нитрат, еріген оттегі, рН, температура параметрлері бойынша барлық іріктеу нүктелерінде ШРК қалыпты болды.

Зерттелген барлық су сынамаларында келесі ауыр металдар анықталды: Pb, Co, Mn, Cd, Cu, Zn, Fe, Ni, Cr алайда олардың тек үшеуінің мөлшері: Pb, Zn, Cu балық шаруашылығы суқоймалары үшін ШРК-тен асып түсті. Белгіленген нормативтерге қатысты ең аз мөлшерде ШРК-тен [170] аспаған ауыр металдардың көрсеткіші Алматы облысы тоған шаруашылығынан (№6) болды, сондықтан олардың деңгейі бақылау тобы ретінде алынды және судың сапасы шартты түрде таза деп қабылданды. Су сынамаларындағы

№1 - № 4 зерттеу нүктелерінде Zn мөлшері де ШРК-тен тиісінше: 1.8; 1.6; 1.5; 1.3; 1.4 есе асса, алайда тек № 5 нүктеде Zn-ның мөлшері ШРК-тен төмен болды. № 1 - № 4 нүктелердегі Zn мөлшерінің мәндерін № 6 нүктемен салыстырғанда: 4.1; 3.6; 3.5; 1.8 шегінде асып кетуі анықталды. Cu мөлшері сәйкесінше № 1 - № 5 нүктеде ШРК-тен 3.1; 1.3; 1.4; 1.2; 1.5 есе асып түсті, ал № 6 нүктемен салыстырғанда 4.4; 1.8; 2.0; 1.7; 2.1 рет асты. Су сынамаларындағы үшінші АМ Pb-ның мөлшері тиісінше № 1 - № 5 нүктелерден 2.0; 1.6; 1.7; 1.5; 1.4 рет ШРК-тен асып түсті. Алайда, № 6- мен салыстырғанда, су сынамаларындағы Pb мөлшері

№1 - № 5- пен салыстырғанда, дәл сол нүктелерде сәйкесінше 5.0; 4.0; 4.3; 3.7; 3.6 есе едәуір өсті, өйткені бұл бақылау тобы ретінде алынған нүктеде АМ-дың мазмұны қабылданған ШРК-тен төмен болды.

Осылайша, Zn, Cu, Pb үшін ең көп ШРК-тен асып кетуі Іле өзенінің жоғарғы ағысы мен Қонаев қаласының маңындағы Қапшағай суқоймасында, алайда керісінше Қапшағайдың солтүстік бөлігінде (сорғы станцияларының жанында) ең аз деңгейде болды.

3.2 Эксперименттік түрде ауыр металдардың (Zn, Cu және Pb) ақ амурдың өсуі мен дамуына әсерін зерттеу

Ауыр металдар балықтардағы әртүрлі физиологиялық процестерге, соның ішінде көбею мен дамуға әсер етеді [171].

Балықтардың өмірінің алғашқы кезеңдері балық шабақтарын ересектермен салыстырғанда көптеген токсиканттарға осал екендігі анықталды, ал дернәсілдері инкубация мен экзогендік тағамды тұтынудың басталуы арасындағы кезеңде сезімталдықтары жоғары болады.

Балықтың дамуының алғашқы кезеңдеріндегі ауыр металдардан туындаған әртүрлі бұзылулар дернәсілдердің саны мен сапасының төмендеуіне әкеледі [172].

Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінің суларынан 3.1-бөлімде Zn, Cu және Pb ШРК-тен асып кетуі анықталғандықтан (кесте 4, А қосымша), ұрықтанғаннан кейінгі 4- сағаттан бастап 144 сағатқа дейін ақ амурдың дамуын зерттеу бойынша эксперименттер жүргіздік. Токсикологиялық зерттеу хаттамаларының талаптарына сәйкес 1 ШРК, 10 ШРК, 100 ШРК концентрациясында АМ-дың әсер етуінде жүргізілді [173].

Бұл эксперименттерде ақ амур дернәсілдерінің таза суда (бақылау тобы) 95%-ға дейін тірі қалуы анықталса, ал Zn, Cu, Pb әсері әрбір ауыр металдың ШРК негізінде таңдалған концентрацияға байланысты бұл көрсеткіші айтарлықтай төмендеді.

Мырыштың (Zn) концентрациялық әсері дернәсілдерде дамудың 144-ші күнінде тірі қалғандары: 0,01 мг/л концентрацияда 85%, 0,1 мг/л және 1 мг/л концентрацияда 76,7% құрады (сурет 7). Тәжірибелік топтарда мыстың әр түрлі концентрациясы (Cu) әсер еткенде дернәсілдердің өмір сүру деңгейі: 0,001 мг/л - 83,4%, 0,01 мг/л - 81,7% және 0,1 мг/л - 58,7% құрады (сурет 8).

Тәжірибелік топтарда қорғасынның (Pb) әр түрлі концентрациясының әсер етуі кезінде 0,006 мг/л - 61,7%; 0,06 мг/л - 54,4%, 0,6 мг/л - 44,7% (сурет 9) дернәсілдердің тірі қалу көрсеткішіне кері әсер еткені байқалды. Осылайша, дернәсілдер үшін токсикалық әсері жоғары концентрациялар Pb - 0,06 мг/л және 0,6 мг/л, ал Cu үшін 0,1 мг/л болды.

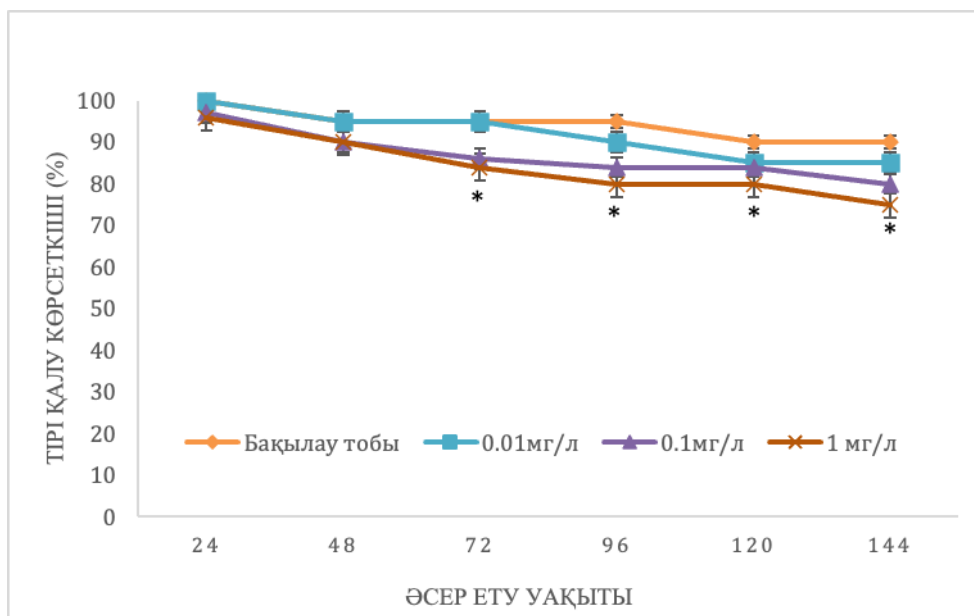
Алынған мәліметтерге сүйене отырып, бұл ауыр металдардың сулы ортада болуы, ақ амурдың өсуі мен дамуына кері әсерін тигізуі мүмкін деген қорытындыға келуге болады.

Бұл су ағзаларының денсаулығын қамтамасыз етуде, су сапасын бақылау және басқарудың маңыздылығын көрсетеді. Pb және Cu-пен салыстырғанда, Zn-тың 0,1 және 1 мг/л жоғары концентрацияларында да эмбриондардың айтарлықтай өлімін тудырмады.

Zn маңызды металл ретінде әр түрлі жануарлардың эмбриондарының дамуы үшін өте маңызды екені белгілі, сондықтан оның ШРК-тен асуы амурдың эмбриогенезіне кері әсерін тигізбесе керек [174,175].

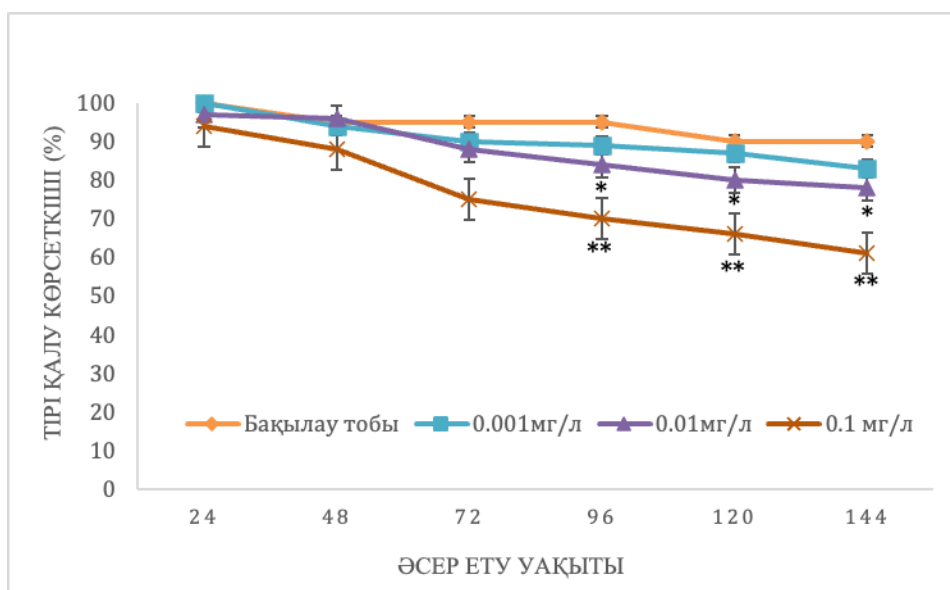
Тірі қалған ақ амур дернәсілдерінің бақылау топтарында, тәжірибелік топтарда да 144 сағаттық дамуда морфологиялық ауытқулары (аномалиялар) зерттелді.

Морфологиялық ауытқулардың ішінде: сарыуыз қапшығының ісінуі, дамып келе жатқан омыртқаның қисаюуы, иілген құйрық және көз қарашығының анамолониясы (көз қарашығының қисаюуы, ақ дақтардың пайда болуы) (сурет 10) анықталды. Бақылау тобындағы дернәсілдермен зерттеу тобындағы ауытқуларын салыстырған пайыздық көрсеткіштері есептелді, анықталған зерттеудің нәтижелері 6-кестеде келтірілген.



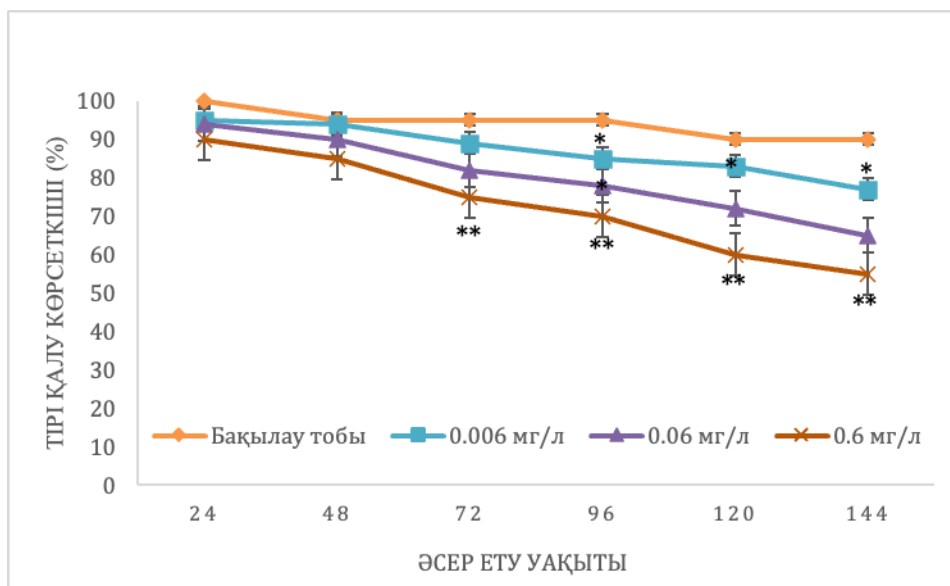
Сурет 7 - Ақ амур балығының эмбрионалдық даму барысында әртүрлі мөлшерде Zn- тың өміршеңдігіне әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 8 - Ақ амур балығының эмбрионалдық даму барысында әртүрлі мөлшерде Cu - тың өміршеңдігіне әсері.

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 9 - Ақ амур балығының эмбрионалдық даму барысында әртүрлі мөлшерде Pb - ның өміршеңдігіне әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$

Ақ амур балығының дамуының 144-сағатында морфологиялық ауытқуларын зерттеу барысында, бақылау топтарындағы қалыптан тыс дернәсілдердің жалпы пайызы шамамен 7,2%-ды құрады (6-кесте), бұл берілген нәтиже басқа да зерттеушілердің бақылау топтарының нәтижелеріне сәйкес келеді [174,р. 243].

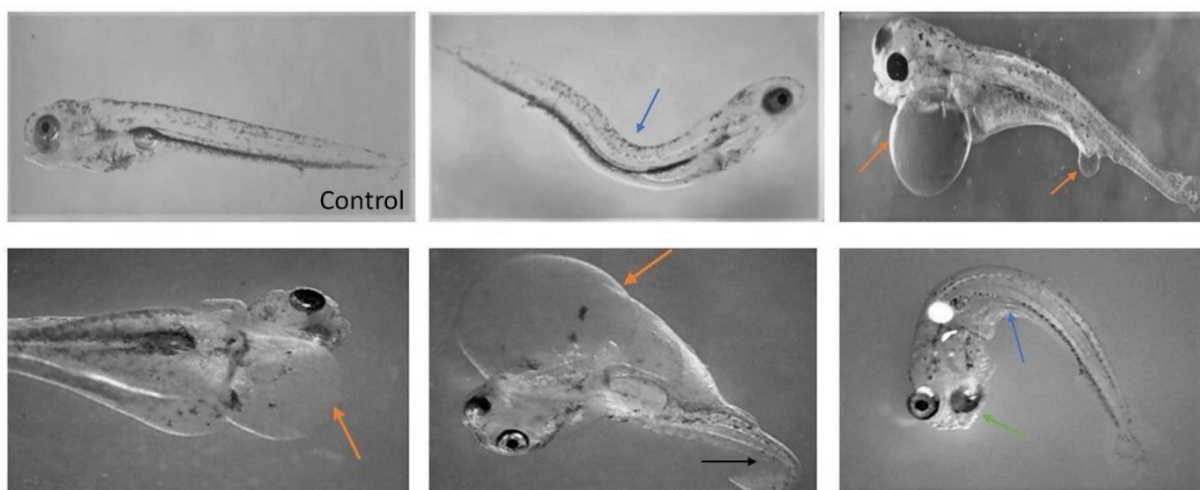
Сондай-ақ, 10 және 100 ШРК барлық зерттелген металдар қалыпты емес дернәсілдердің пайда болу жиілігін айтарлықтай арттырғаны анықталды. Алайда Cu және Pb тератогенді әсері Zn-ге қарағанда айқынырақ болды (кесте 4).

10-суретте көрсетілгендей, барлық эксперименталды топтарда келесідей ұқсас ауытқулар байқалды: омыртқаның деформациясы (қисаюы), сарыуыз қапшығының ісінуі, құйрықтың қисаюы және көз қарашығының аномалиясы. 6-кестеден көріп отырғанымыздай, кейбір дернәсілдерде бірнеше даму ақаулары болған.

Қорғасынның барлық үш әсер ету мөлшерінде эмбриондардың жақсы өміршеңдігіне қарамастан (сурет 9), 10 және 100 ШРК жоғары Zn концентрациясы әсерінен әрі қарай даму кезінде тірі қалған дернәсілдер арасында бақылаудан 1,4-2,0 есе даму ауытқуларында байқалды.

Мыстың бақылау тобымен салыстырғанда барлық тәжірибелік топтарда тірі қалған дернәсілдерде қалыпты дамудан ауытқуды тудырды: 1 ШРК кезінде – 1,0 есе; 10 ШРК – 3,1 есе; 100 ШРК – 6,5 есе.

Ең үлкен ауытқулары туындаған қорғасынның әсерінен: 1 ШРК кезінде – 1,0 есе; 10 ШРК – 3,5 есе; 100 ПДК – 7,1 есе болды.



Қызғылт сары белгі - сарыуыз қапшығының ісінуі, көк белгі
 - омыртқа деформациясы, қара белгі - құйрық бөлімінің қисаюы, жасыл - белгі көздің
 аномалиясын көрсетеді

Сурет 10 - Ақ амур дернәсілдерінің 144- сағат кезеңіндегі морфологиялық ауытқулары

Кесте 4 - Zn, Cu және Pb әсерінен амур дернәсілдерінің (144 сағат) қалыпты дамуынан ауытқу пайызы

Әсері [мг/л]	Сарыуыз қапшығы ның ісінуі (%)	Омыртқа жотасыны ң қисаюы (%)	Қисайған құйрық бөлімі (%)	Көз аномалиясы (%)	Жалпы пайыздық даму бұзылыстар ы
1	2	3	4	5	6
Бақылау	2.0 ± 0.0	4.0 ± 0.5	1.2 ± 0.02	0.0 ± 0.0	7.2 ± 0.02
Zn - 0.01	2.5 ± 3.0	3.1 ± 1.0	1.6 ± 0.02	0.0 ± 0.0	7.2 ± 0.1
Zn - 0.1	4.0 ± 0.03	3.10 ± 0.5	1.0 ± 0.01	0.0 ± 0.0	8.1 ± 1.5
Zn – 1	5.0 ± 2.1	3.0 ± 0.2	4.0 ± 0.5	2.5 ± 0.001	14.5 ± 0.3**
Cu - 0.001	2.0 ± 1.3	2.2 ± 4.0	3.0 ± 2.0	1.0 ± 0.1	8.2 ± 2.9

4– кестенің жалғасы

1	2	3	4	5	6
Cu - 0.01	10.0 ± 0.3	5.0 ± 2.0	6.0 ± 3.5	2.0 ± 0.1	23.0 ± 1.5***
Cu - 0.1	24.5 ± 0.9	11.0 ± 1.0	8.0 ± 2.5	4.0 ± 0.5	47.5 ± 3.2***
Pb - 0.006	2.0 ± 1.0	5.0 ± 4.3	1.0 ± 3.0	0.0 ± 0.0	8.0 ± 4.0
Pb - 0.06	12.0 ± 1.5	8.0 ± 3.5	5.5 ± 4.0	0.0 ± 0.0	25.5 ± 1.5***
Pb - 0.6	17.0 ± 2.3	21.0 ± 4.2	6.6 ± 1.5	7.0 ± 1.0	51.6 ± 3.0 ***

Бұл тәжірибелерден қорғасынның эмбриотоксикалық және тератогендік әсері басқа металдармен салыстырғанда жоғары деп қорытынды жасауға болады. Эмбриотоксикалық және тератогендік әсерлері бойынша зерттелетін АМ-дар келесі ретпен орналастыруға болады: қорғасын > мыс > мырыш. Ақ амур дернәсілдердің дамуы барысында тератогендік және морфологиялық ауытқуларына әсер еткен ауыр металдардың түрлі концентрациясының ішінде ең уыттылығы жоғары концентрациялар: Pb үшін - 0,06 мг/л және 0,6 мг/л, ал Cu үшін - 0,1 мг/л болды.

3.3 Ақ амурдың өсуі мен дамуына Zn, Cu және Pb әсерінен Wnt/β-катенин сигналдық жолын зерттеу

Эмбриональды дамуға қатысатын әртүрлі молекулалық компоненттер мен жолдар арасында Wnt/β-катенин сигналдық жолы эмбриональды дамуға маңызды рөл атқарады және көптеген физиологиялық процестерде жан-жақты зерттелген сигналдық жолдардың бірі [175].

Бұл сигналдық жол белсендірілген кезде β-катенин цитоплазмада активтеніп жинақталады. Кейіннен ядроға тасымалданып, әрі қарай β-катенин Wnt мақсатты гендерінің экспрессиясын реттеу үшін Tcf/Lef транскрипция факторымен байланысады [176].

Осы Wnt сигнал беру жолына көптеген поллютанттар әсерінен сигнал беру жолының бұзылыстарындағы ақауға алып келетіндігі байқалған, ол өз кезегінде жүйке жүйесінің бұзылыстары мен сүйек деформациялары секілді тағы да басқа аурулардың дамуына жол береді [177].

Осылайша, басқа да зерттеушілердің жұмыстарына сүйене отырып біз зерттеуге алынған келесідей ауыр металдардың: Zn, Cu және Pb әсерінің уыттылығы ақ амурдың эмбриологиялық даму жолында Wnt/β-катенин сигналдық жолымен тығыз байланысты бола отыра, осы сигналдық жолдағы маңызды гендер тобының экспрессиясын зерттеуге алдық [178-180].

Бірнеше зерттеулер Wnt/β-катенин жолы қоршаған ортаның әртүрлі факторларына сезімтал екенін көрсетті [181].

Осыған байланысты ақ амурдың 6-шы күні дамыған дернәсілдеріне Wnt/ β -катенин сигналдық жолына суқоймалардан (3.1 бөлімде) анықталған Zn, Cu және Pb-ның гендік экспрессияға әсері зерттелді. Бұл жағдайда *Wnt1*, *Gsk3 β* , *β -катенин*, *Lef1*, *Axin2*, *Муса* және *Cd1* секілді Wnt/ β -катенин сигналдық жолының негізгі гендерінің экспрессиясы зерттелді. Zn, Cu және Pb әртүрлі концентрацияларының әсерінен анықталған ген экспрессиясының көрсеткіштерінің нәтижелері 10-12 суреттерде көрсетілген.

Зерттеу нәтижелері бойынша мырыш, мыс және қорғасынның әртүрлі концентрацияларындағы әсері ақ амур балықтарының дернәсілдеріндегі Wnt/ β -катенин сигнал беру жолына қатысты гендердің экспрессиясының айтарлықтай төмендеуіне әкелді.

11-суретте көрсетілгендей, мырыштың әсерінен *Wnt1* және *β -катенин* генінің экспрессиясы 1 мг/л концентрациясында 1,1 есе ($p<0,05$), *Gsk3 β* , *Lef1* - 2 есе ($p<0,01$) ($p<0,05$), ал, *Axin2*, *Муса* және *Cd1* гендерінің экспрессиясы тек 1 мг/л концентрациясында ($p<0,05$) 1,6 есе сенімділік деңгейінде төмендеді.

Мыстың (Cu) әсерінен *Wnt1* генінің экспрессиясы 0,01 мг/л – 1,1 есе 0,1 мг/л- 1,4 есе ($p<0,05$), *Gsk3 β* ген экспрессиясы 0,01 мг/л-1,6 есе ($p<0,05$), 0,1 мг/л – 1,9 есе ($p<0,01$), және *β -катенин* гені үшін тек 0,1 мг/л- 2,5 есе ($p<0,01$) концентрациясында сенімді айырмашылықтар анықталды.

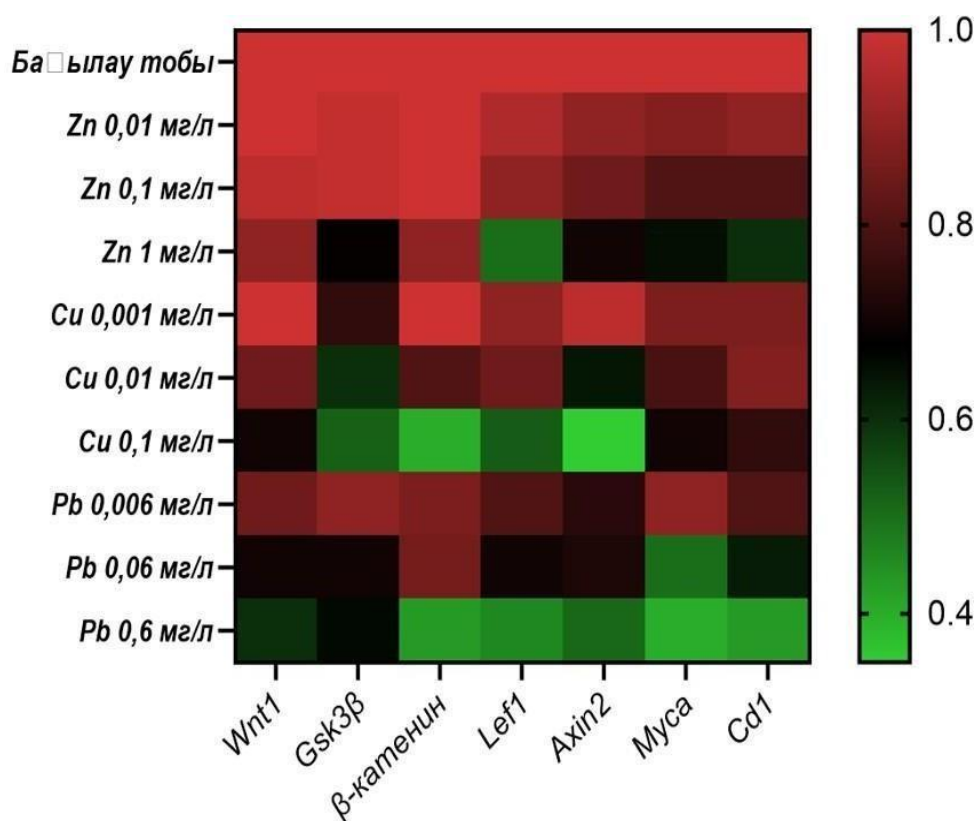
Lef1, және *Cd1* гендерінің экспрессиясы 0,1 мг/л- 2 есе, 1,3есе ($p<0,01$) болды. *Axin2* генінің экспрессиясы 0,01 мг/л-1,5 есе ($p<0,05$), 0,1 мг/л- 2,8 есе ($p<0,01$) төмендеді. *Муса* гені 0,01 мг/л-1,2 есе, 0,1 мг/л-1,4 есе ($p<0,05$) концентрациясында айтарлықтай өзгерістер көрсетті (сурет 11).

11-суретте қорғасынның (Pb) әсерінен *Wnt1* және *Gsk3 β* генінің экспрессиясы 0,06 мг/л-1,4 есе және 0,6 мг/л –1,6 есе ($p<0,05$) концентрацияларында ерекшеленді. *β -катенин* гені үшін тек 0,6 мг/л – 2,1есе ($p<0,01$) концентрациясында сенімді айырмашылықтар байқалса, *Lef1*, *Axin2* гендерінің экспрессиясы 0,06 мг/л – 1,4 есе ($p<0,05$) және 0,6 мг/л-2,0 есе ($p<0,01$) концентрацияларында айтарлықтай өзгерістерге ұшырады.

Ал, *Муса* 0,06 мг/л- 1,9есе ($p<0,01$), 0,6 мг/л- 2,5 есе ($p<0,01$), *Cd1* генінің экспрессиясы да сәйкесінше 0,06 мг/л- 1,5 есе ($p<0,05$), 0,6 мг/л - 2,3 есе ($p<0,01$) төмендеді.

Жалпы алғанда, мырыш, мыс және қорғасынның әртүрлі деңгейлері ұрықтанғаннан кейінгі 6 күн ішінде ақ амур балықтарының дернәсілдеріндегі Wnt/ β -катенин сигнал беру жолына әсерін көрсетті.

Зерттеу нәтижелері бойынша, мырыштың 100 ШРК концентрациясы, ал мыс пен қорғасынның 10 ШРК және 100 ШРК концентрациялары зерттелген гендердің экспрессия деңгейлерін айтарлықтай төмендетті.



Сурет 11 - Әртүрлі Zn, Cu, Pb концентрацияларына ұшыраған ақ амур дернәсілдерінің Wnt/β-катенин сигналдық жолына қатысатын гендердің салыстырмалы экспрессиясының талдауы

Осылайша, гендердің экспрессиясын талдау нәтижелері тұрақты түрде Zn, Cu, Pb концентрацияларының ақ амур дернәсілдеріндегі Wnt/β- катенин сигналын басуы мүмкін екенін көрсетті [182].

Барлық металдар осы гендердің экспрессиясына әсер етті [183], Cu және Pb әсері Zn-қа қарағанда айқынырақ болды (10, 11 және 12-суреттер).

Zn жағдайында айтарлықтай әсерлер негізінен 100 ШРК деңгейінде байқалды. Cu және Pb барлық концентрацияларында гендердің көпшілігіне әсер етті және ген экспрессиясының тежелу шамасы концентрацияға тәуелді болды.

Cyclin D1 гені ауыр металдардың әсерінен жасушалар тым баяу бөлініп, ұлпалардың регенерациясы мен жаңаруы кезінде қиындықтар туғызады [184,185].

Бұл зерттеу балықтардың эмбриональды дамуына АМ уыттылығының жасушалық және молекулалық механизмдері туралы жаңа мәліметтер береді. Сонымен қатар, су экожүйесін ауыр металдардың ластануынан бақылау және қорғау бойынша ұсыныстарды әзірлеу үшін пайдалы болуы мүмкін.

3.4 Ақ амурдың өсуі мен дамуына Zn, Cu және Pb әсерінен тотығу стресс көрсеткіштері мен металлотииониннің мөлшерін биохимиялық талдау

Металлотииониндер (МТ) мен тотығу стрессі эмбриондық және дернәсілдік дамуда тығыз байланысты [186].

МТ металл иондарының деңгейін реттеу және реактивті оттегі түрлерін (АФК) тікелей тазарту арқылы тотығу стрессінен қорғаныс функциясын орындайды [187].

Өз кезегінде, тотығу стрессі даму процесі кезінде сигнал беруге өте маңызды. Дегенмен, шамадан тыс тотығу стрессінің жасушада дамуы көптеген ақауларға әкелуі мүмкін [188].

МТ мен тотығу стрессі арасындағы тепе- теңдік эмбриондық және дернәсілдік дамудың дұрыс дамуы үшін маңызды.

12–20 суреттерде Zn, Cu және Pb-ның әртүрлі концентрацияларының әсерінен ақ амурдың дамуының 24-ші сағатынан 144-ші сағаты аралығындағы МТ көрсеткіші, СОД және КАТ белсенділігінің активтілігін көрсетеді.

13-суретте бейнелегендей, 0,01 мг/л және 0,1 мг/л Zn концентрация әсеріне ұшыраған топтарды бақылау тобымен салыстырғанда ақ амур эмбриондарында 24 сағаттан 144 сағатқа дейінгі аралықта МТ мөлшері іс жүзінде бірдей деңгейде болды.

Ал, 1 мг/л Zn концентрацияда амур эмбриондарындағы МТ мөлшері бақылау тобымен салыстырғанда 1,1 – 1,2 есе ($p < 0,05$) өсті.

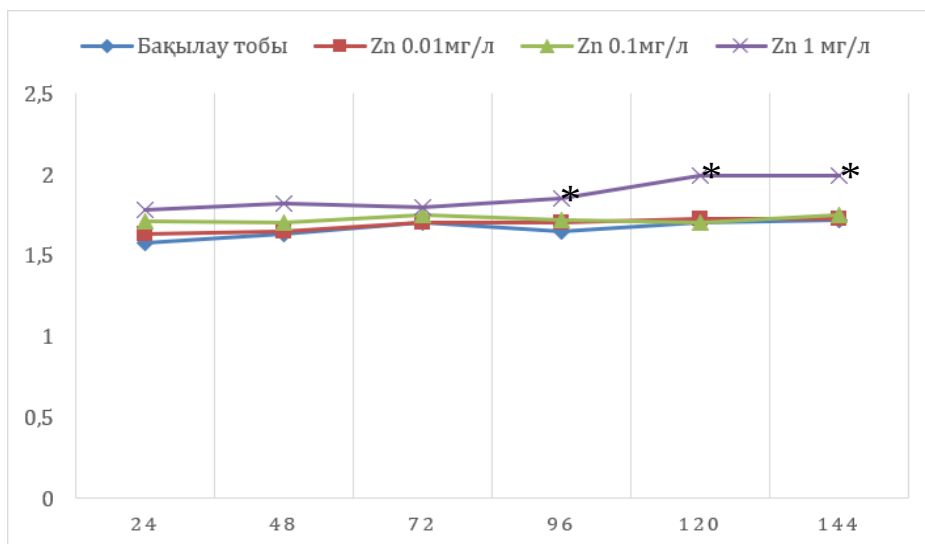
13-суреттегі мәліметтерден 0,001 мг/л концентрациядағы Cu әсері 24 сағаттан 144 сағатқа дейін бүкіл әсер ету кезеңінде, МТ құрамының жоғарылауына әкелмегені анықталды. Бұл ретте Cu әсері жоғары концентрацияда: яғни 0,01 - 0,1 мг/л -да дамудың 24-тен 48 сағатына дейінгі кезеңде айырмашылықты тудырмаса, 72-ден 144 сағатқа дейін 1,0 - 1,1рет бақылау тобымен салыстырғанда өскен ($p < 0,05$).

Ақ амур балығының эмбрионалдық дамуы барысында Pb-ның тек 0,006 мг/л дозада 24-тен 48 сағатқа дейінгі кезеңде МТ құрамында бақылау деңгейінен әсер ету айырмашылығын тудырмады, бірақ 14- суретте көрсетілгендей 72-ден 144 сағатқа дейін ол 1,0 – 1,4 есе өзгерді ($p < 0,01$) 0,06 мг/л дозада 1,2 – 1,4 есе ($p < 0,01$) дейін арттырды.

Pb-ның ең жоғары дозасы 0,6 мг/л әсері балық дернәсілдерінде МТ-ның бүкіл зерттеу кезеңі барысында, 24 сағаттан 144 сағатқа дейін 1,2 – 1,5 есеге артуына әкелді ($p < 0,01$).

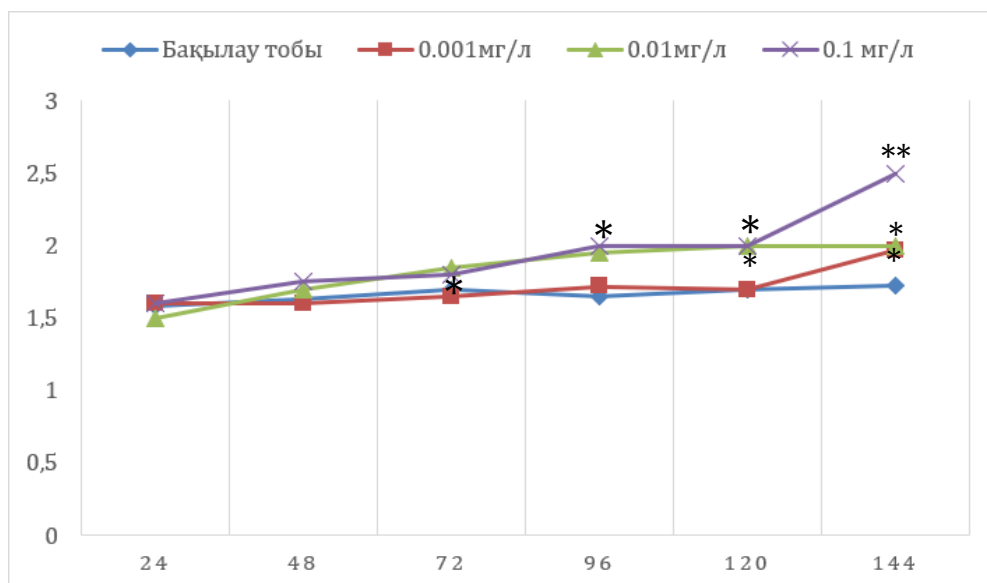
Ұсынылған нәтижелер зерттелген ауыр металдардың әсерінен эмбриологиялық дамып келе жатқан балық дернәсілдеріндегі МТ құрамының дозаға тәуелділігін көрсетеді. Металлдардың токсикалық әсеріне жауап ретінде МТ деңгейлері жоғарылап уыттылыққа қарсы қорғаныс механизмін көрсетеді [189].

Осыған байланысты МТ-дер осы сезімтал кезеңдердегі жасуша тұтастығын сақтауда және қызмет етуде шешуші рөл атқарады [190].



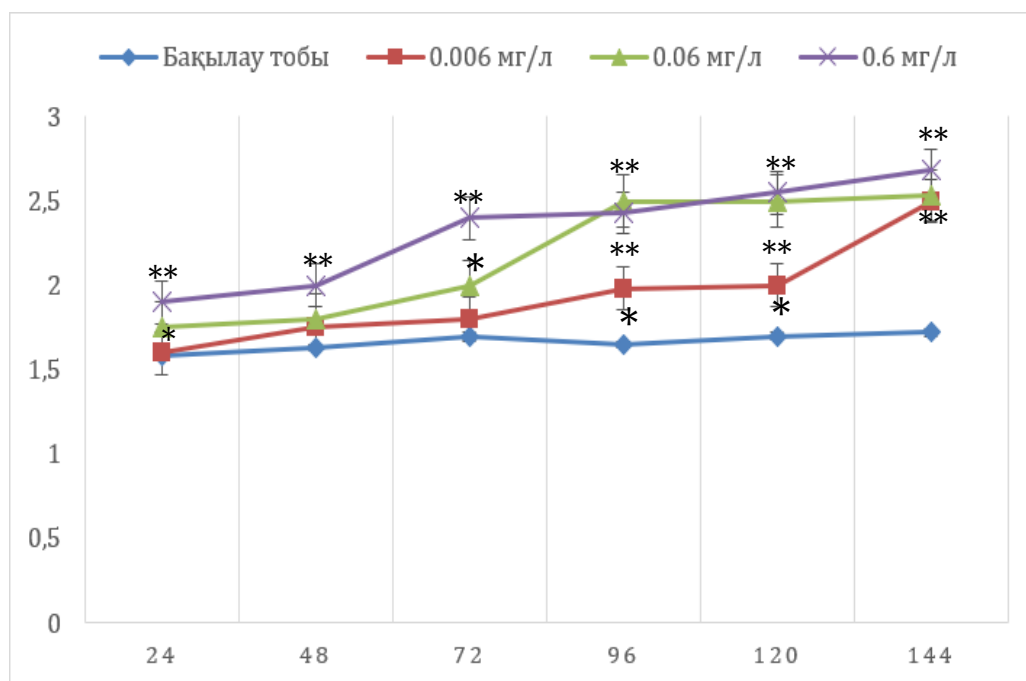
Сурет 12 - Мырыштың әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24-144 сағат аралығындағы металотионеиннің (нмоль/мг⁻¹ ақуыз) мөлшеріне әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 13 - Мыстың әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24-144 сағат аралығындағы металотионеиннің (нмоль/мг⁻¹ ақуыз) мөлшеріне әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 14 - Қорғасынның әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24-144 сағат аралығындағы металотионеиннің (нмоль/мг⁻¹ ақуыз) мөлшеріне әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$

МТ эмбриондар мен дернәсілдерді тотығу стрессінен қорғауға көмектесетіндіктен [190-192], ары қарай зерттеу жұмыстарында ауыр металдар тудыратын тотығу стрессін бақылайтын негізгі ферменттер СОД және КАТ белсенділігін анықтадық (сурет 19-21).

15 - суретте ақ амур дернәсілдердің 24-ші сағаттан 144-сағатқа дейінгі даму кезеңдерінде СОД белсенділігін зерттеу көрсетілген. Zn 0,01 - 0,1 мг/л концентрациялық әсер ету барысында, зерттеу кезеңінде тәжірибелік топ бақылау тобымен салыстырғанда балық дернәсілдеріндегі СОД белсенділігі іс жүзінде өзгерген жоқ.

Zn ең жоғарғы концентрациясы 1,0 мг/л – да СОД белсенділігі дамудың 24 сағаттан 72 сағатқа дейін 1,0 – 1,2 есеге ($p < 0,05$), ал 96 сағаттан 144 сағатқа дейін 1,2 – 1,3 есеге ($p < 0,01$) өсті.

16-суретте көрсетілгендей, Cu 0,001 мг/л концентрацияда балықтың эмбриологиялық дауында әсер етуі СОД белсенділігінің өзгеруіне әкелмеді. Бірақ Cu 0,01 мг/л концентрацияда, Zn-тың 1,0 мг/л концентрациясындағы әсері секілді ферменттің белсенділігі 24-тен 72 сағатқа дейін 1,0 – 1,2 есеге ($p < 0,05$) және де 96 сағаттан 144 сағатқа дейін – 1,2 – 1,3 есе ($p < 0,01$) артты.

Cu ең жоғары дозасы 0,1 мг/л СОД белсенділігінің 24 сағаттан 72 сағатқа дейін 1,1 есеге ($p < 0,05$) және 96-дан 144 сағатқа дейін 1,3 есе ($p < 0,01$) жоғарылауына әкелді.

17-суретте келтірілген нәтижелерде Pb әсерінен 0,006 мг/л концентрацияда 24 сағаттан 72 сағатқа дейін СОД белсенділігінің 1,0 – 1,2 есе ($p<0,05$), ал 96 сағаттан 144 сағат аралығында 1,2 – 1,3 есе ($p<0,01$) дейін дамуын көрсетеді.

Pb концентрациясының 0,06 мг/л-ге дейін жоғарылауы бұл ферменттің белсенділігінің 24-тен 72 сағатқа дейінгі кезеңде 1,1 есе ($p<0,05$), ал 96-дан 144 сағатқа дейін 1,3 есе ($p<0,01$) артуына әкелді.

Pb - 0,6 мг/л одан да жоғары концентрациясының әсері бақылаумен салыстырғанда дамудың 24 сағаттан 144 сағатына дейін СОД белсенділігін 1,0 – 1,5 есеге ($p<0,01$) арттырды.

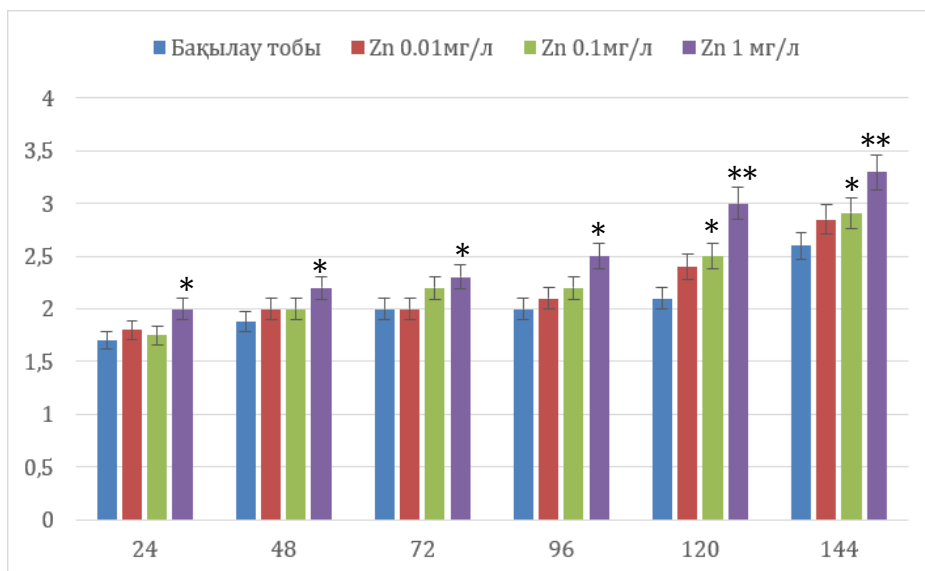
Осылайша, зерттеу нәтижелері бойынша, СОД белсенділігі эмбриональды даму кезінде динамикалық түрде өзгерді.

РОТ белгілі бір деңгейде дамып келе жатқан ағзаға бірқатар физиологиялық функцияларды орындау үшін қажет, бірақ артық РОТ тотығу стрессін тудырады, липидтердің асқын тотығуын тудырады және ДНҚ-ны зақымдайды. Бұл эмбриондарда СОД ферментінің реттелуінің күрделілігін арттырады [193].

Сондықтан супероксиддисмутаза РОТ өндіру мен пайдалану арасындағы тепе-теңдікті сақтау дамушы ағза үшін маңызды. РОТ кетіретін қорғаныс антиоксиданттық фермент ретінде, РОТ динамикалық тепе-теңдігін сақтауда маңызды рөл атқарады. СОД супероксидті аниондарды сутегі асқын тотығына айналдырады, содан кейін олар улы емес оттегі мен суға ыдырап, денеден шығарылады [194].

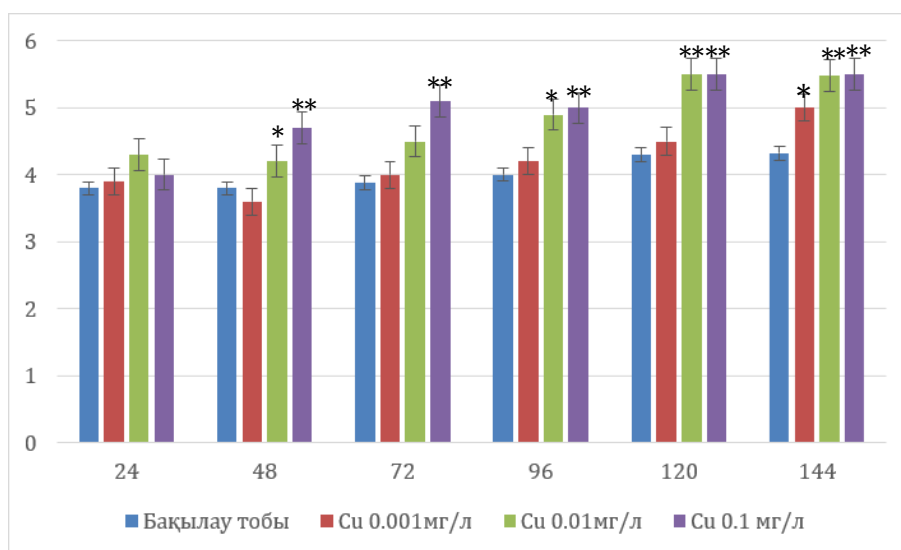
Антиоксиданттық ферменттердің бірі СОД жұмысының қабілеті әлсірегеннен кейін, артық уытты түрде РОТ өнімдері жасушада жиналып, қайтымсыз тотығу стрессін тудырады [195].

Бірқатар зерттеулерде ауыр металдардың әсері эмбриондық даму кезінде СОД белсенділігін арттыратынын көрсетті [196-198].



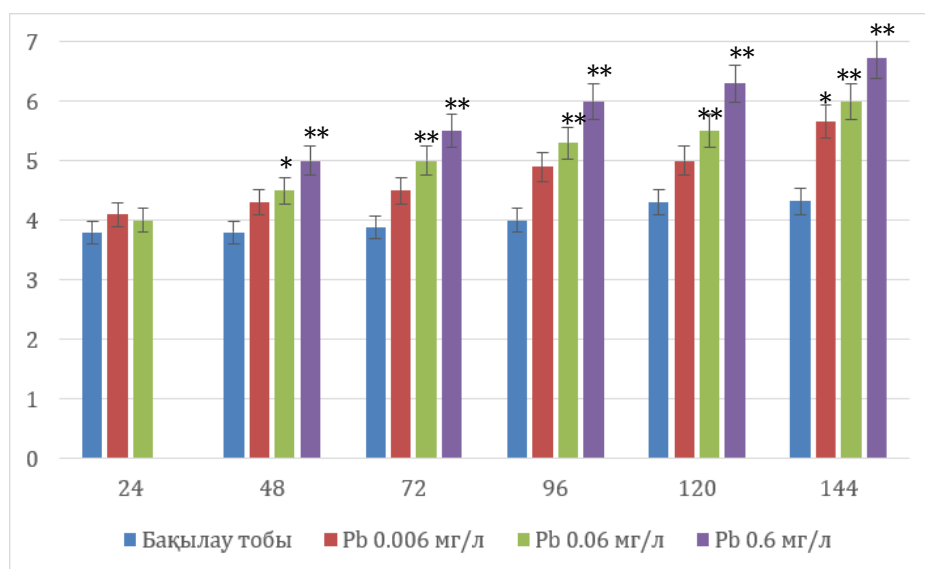
Сурет 15 - Zn әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24- 144 сағат аралығындағы СОД активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 16 - Cu әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24- 144 сағат аралығындағы СОД активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 17 - Мырыштың әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24-144 сағат аралығындағы СОД активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$

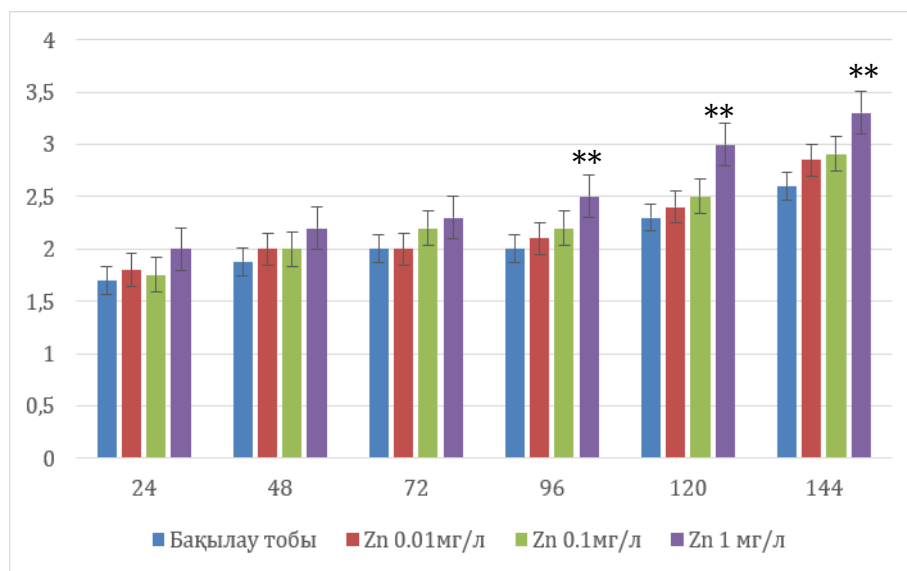
18–20 суреттерде Zn, Cu және Pb әртүрлі концентрациялары әсер еткенде дамудың 24-ші сағатынан 144-ші сағатқа дейінгі даму кезеңінде ақ амур дернәсілдердің каталаза белсенділігін (КАТ) анықтау нәтижелері көрсетілген.

КАТ белсенділігі Zn концентрациясының (0,01 - 0,1 мг/л) төмен әсеріне сезімтал емес, алайда Zn жоғары 1,0 мг/л концентрациясымен әсер еткен кезде 24-тен 72 сағатқа дейін 1,0 - 1,1 есе ($p < 0,05$), ал 96-дан 144 сағатқа дейін даму 1,3 есе ($p < 0,01$) активтілігі бақылау тобынан салыстыру көрсеткіші бойынша жоғарылаған (сурет 18).

19- суретте келтірілген деректер бойынша Cu: 0.01 мг/л концентрацияда 24-сағаттан 72 сағатқа дейін 1.0 – 1.1 есе ($p < 0,05$) және 96-сағаттан 144 сағатқа дейін 1.3 есе ($p < 0,01$) өсті. КАТ белсенділігі Cu 0,1 мг/л концентрация әсерінен 24-тен 72 сағатқа дейін 1,1 – 1,4 есеге ($p < 0,01$), ал 96-дан 144 сағатқа дейін дамуда 1,2 – 1,9 есеге ($p < 0,001$) артты.

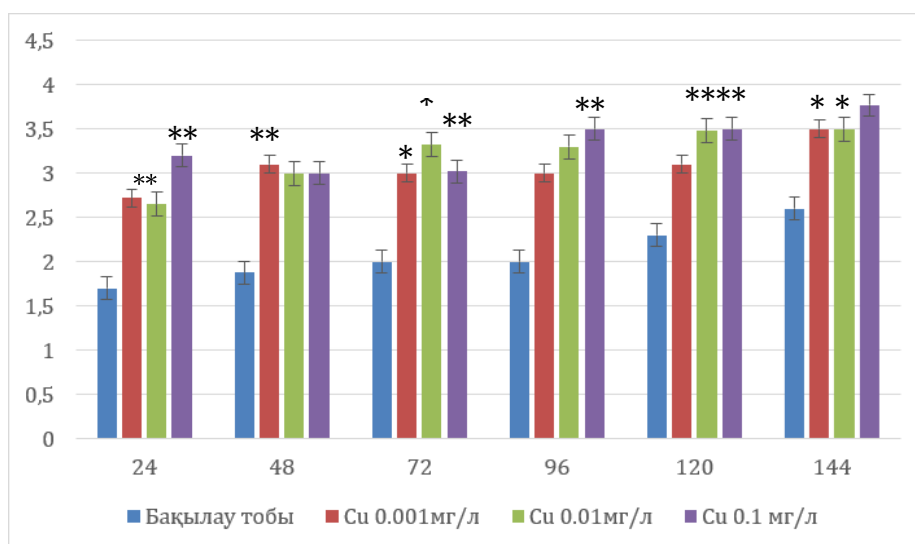
20- суретте келтірілген нәтижелер барлық зерттелген Pb концентрацияларында КАТ белсенділігінің жоғарылағанын көруге болады. Мысалы, Pb 0,006 мг/л концентрацияда 24-тен 72 сағатқа дейін әсер ету барысында 1,0 – 1,1 есе ($p < 0,05$), ал 96-дан 144 сағатқа дейін дамуда 1,3 есе ($p < 0,01$). 24 сағаттан 72 сағатқа дейінгі кезеңде Pb концентрациясының 0,06 мг/л дейін жоғарылауымен фермент белсенділігі 1,1 – 1,4 есе ($p < 0,01$), ал 96 сағаттан 144 сағатқа дейін 1,2 – 1,9 есе ($p < 0,001$) өсті. Pb ең жоғарғы 0,6 мг/л концентрациясы дамудың 24-тен 144 сағатына дейінгі кезеңде КАТ белсенділігінің бақылау деңгейінен 1,7 – 2,0 есе ($p < 0,001$) асып кетуіне әкелді.

Ұсынылған деректерде (сурет 18-20) көрсетілгендей, КАТ белсенділігінің артуы ауыр металлдардың әсер ету концентрациясы мен уақытқа тәуелді деп сипаттауға болады. Антиоксидантты ферменттер каталаза мен супероксиддисмутаза эмбриональды даму кезінде РОТ өндірісі мен бейтараптануы арасындағы тепе-теңдікті сақтауда, жасушаның қалыпты жұмысын және ағзаның тіршілігін қамтамасыз етуде шешуші рөл атқарады [199].



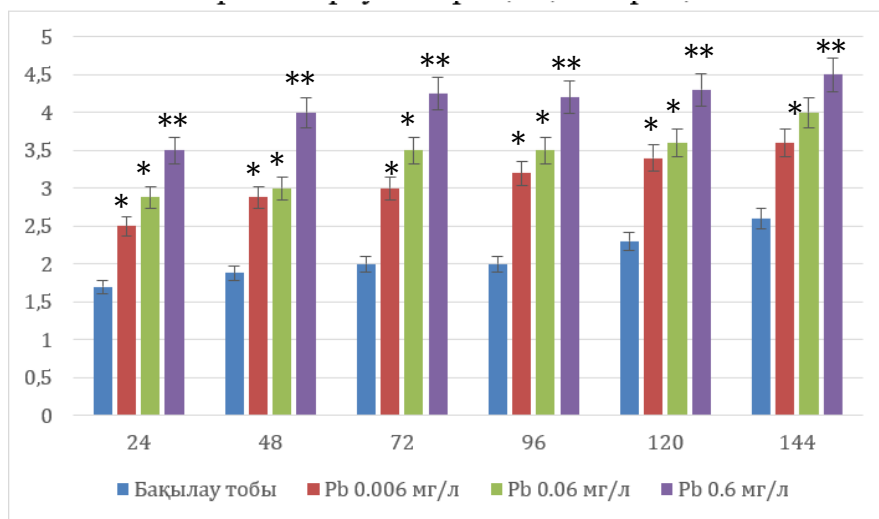
Сурет 18 - Zn әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24- 144 сағат аралығындағы КАТ активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 19 - Cu әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24- 144 сағат аралығындағы КАТ активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$



Сурет 20 - Pb әртүрлі концентрациясының амур балығының дамуының 24-144 сағат аралығындағы КАТ активтілігіне (U/мг) әсері

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$

Ауыр металдардың Zn, Cu және Pb-ның әсерінен, 10-100 ШРК концентрациясында тотығу стрессін тудыратын эмбриотоксикалық әсерін көрсетеді. Эмбриональды даму кезінде, әсіресе даму сатысының ерте кезеңдерінде жасушалар белсенді түрде бөлінеді және дифференциацияланады, бұл уақытта жасушаның ауыр металдар сияқты улы заттардың әсеріне жауап беруде осал болады [200]. Ал, металотионеин деңгейінің жоғарылауы және антиоксиданттық ферменттер супероксидаза мен каталаза белсенділігінің артуы улы металдарды бейтараптандыруға көмектеседі, олардың дамып келе жатқан ұлпалар мен мүшелерге зиянды әсерін болдырмайды [201]. Сондықтан да дамудың алғашқы кезеңдерінде әсер еткен токсиканттық заттарға қарсы тұру мақсатында МТ және антиоксиданттық активті ферменттер өте белсенді болады, ал хроникалық әсер ету барысында активтілігі керісінше төмендейді [202].

3.5 Іле өзені, Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ақ амурдың ішкі мүшелеріндегі ауыр металдардың (Zn, Cu және Pb) мөлшерін анықтау

3.1-бөлімде белгіленгендей Іле өзені және Қапшағай суқоймасының суларынан ШРК-тен асатын Zn, Cu, Pb ең жоғары мөлшері №1-№5 нүктелерде анықталды. Сондықтан осы зерттеуге алынған металдар өмірлік маңыздылығы бар мүшелерден (желбезек, бауыр және ішек) атомдық абсорбциялық спектроскопиялық әдісі арқылы анықталды. Бұл зерттеудің деректері 7 - кестеде берілген.

№1 нүктеде Zn, Cu, Pb мөлшері барлық мүшелерде жоғары болды. Ақ амурдың желбезегінде мырыш 1,3 есе, ішекте 1,1 есе, бауырда 1,4 есе асты.

Ал мыстың мөлшері бойынша желбезектерінде 2,3 есе, ішекте 1,8 есе, бауырда 3,0 есе көрсеткішке ие болды. Сонымен қатар желбезектен

4.65 есе, ал ішекте 3.5 есе, ең жоғары көрсеткіш бауырда 5.9 есе ШРК асқандығын көреміз. №2 нүктеден Zn, Cu, Pb мөлшері ішектегі қорғасыннан басқа барлық мүшелерде жоғары болды. Берілген нүктеден зерттелген ақ амур балығының желбезегінде мырыштың мөлшері 1,1 есе, ішекте 1,2 есе, бауырда 1,4 есе ШРК артық көрсеткіш берді. Ақ амурдың желбезектеріндегі мыстың деңгейі 1,3 есе, бауырда 2,1 есе, ал ішегінде ШРК асқан жоқ. Ақ амурдың желбезектерінде қорғасын 1,4 есе, ішекте 3,1 есе, бауырда 1,8 есе асты.

№3 нүктеде тек мыс пен қорғасынның мөлшері ШРК-тен жоғары болды. Осы нүктедегі мыстың желбезектегі мөлшері 1,8 есе, бауырда 1,5 есе, сонымен қатар бауырда қорғасынның концентрациясы 1,2 есе жоғары болды. № 4 нүктеде тек бауырдағы қорғасын 1,8 есе ШРК-тен жоғары екендігін көреміз.

Балық мүшелеріндегі ауыр металдардың орташа мөлшерін анықтау нәтижелері амур мүшелеріндегі іріктелген ауыр металдардың орташа мөлшері №5-№6 (тоған шаруашылығы) нүктесінен басқа барлық нүктелерде ШРК нормативтерінен жоғары болғанын көрсетеді.

Зерттеу нүктелерін салыстырғанда АМ-дың жинақталуының ең жоғары көрсеткіші №1 нүктеде болды. Зерттеуге алынған ауыр металдар (Zn, Cu және Pb) келесі ретпен ШРК-дан асты: бауыр > желбезек > ішек. Сонымен, зерттелетін АМ: Zn, Cu, Pb ең көп жиналуы Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амурдың бауырынан, желбезектері мен ішектерінде байқалды. Бұл АМ-дың желбезек пен бауырдағы мөлшері №5 және №6 нүктелерден ауланған балықтардан басқа зерттеу нүктелерінде, ГОСТ қабылдаған шекті концентрациядан асып түсті.

Кесте 5 - Ақ амурдың бауырындағы мырыш, мыс және қорғасынның мөлшері

Зерттеу нүктелері	Балық түрі	Ақ амур (<i>C. idella</i>)		
	АМ	Pb	Cu	Zn
	ШРК мг/кг*	1.0	10.0	40.0
1	2	3	4	5
№ 1	Желбезек	4.65 ± 0.23***	23.20±3.05**	52.45±1.45**
	Ішек	3.50 ± 0.12***	18.68±1.48**	45.86±0.34*
	Бауыр	5.90±0.68***	30.32±1.38***	59.95±2.16**
№ 2	Желбезек	2.75 ± 2.11**	13.2 ± 1.02*	45.0 ± 0.6*
	Ішек	1.48± 1.0*	10.08 ± 2.0	48.07 ± 1.0*
	Бауыр	3.1 ± 0.5*	21.5 ± 2.5*	56.3 ±1.8**

5 – кестенің жалғасы

1	2	3	4	5
№ 3	Желбезек	$1.82 \pm 0.12^*$	10.40 ± 1.34	31.86 ± 1.08
	Ішек	0.65 ± 0.08	9.86 ± 1.16	24.35 ± 1.12
	Бауыр	$1.50 \pm 0.24^*$	$12.24 \pm 2.34^*$	32.48 ± 0.36
№ 4	Желбезек	1.0 ± 0.2	4.59 ± 1.06	20.05 ± 0.51
	Ішек	1.0 ± 0.15	4.55 ± 3.0	22.08 ± 1.4
	Бауыр	$1.89 \pm 0.01^*$	11.0 ± 1.38	30.01 ± 1.04
№ 5	Желбезек	0.48 ± 0.09	7.24 ± 0.82	16.25 ± 1.47
	Ішек	0.65 ± 0.11	6.88 ± 0.92	14.22 ± 1.09
	Бауыр	0.76 ± 0.07	8.66 ± 1.22	19.28 ± 2.12
№ 6	Желбезек	0.0 ± 0.0	1.08 ± 0.5	5.48 ± 0.5
	Ішек	0.0 ± 0.0	0.77 ± 0.02	5.0 ± 2.0
	Бауыр	0.0 ± 0.0	1.5 ± 1.8	10.12 ± 0.36
Ескерту - *ШРК шикі балықта ГОСТ 26929-94				

Сондай-ақ ішек қабырғасында орналасқан эпителиалды жасушалар мен мембраналар ауыр металдарды сіңіріп, оларды қанға немесе лимфаға шығарып, ағзаға таратуға мүмкіндік береді.

Әсіресе ішектің ұсақ көлемді бөлімдерінде (мысалы, ішек) ауыр металдардың сіңірілуі жоғары деңгейде болуы мүмкін [203,204].

Желбезек ауыр металдарды фильтрациялауда маңызды роль атқарады [205]. Олар тікелей Pb және Cu сияқты металдарды жинақтай алады, бұл бүкіл дененің уыттылығына әкелуі мүмкін [206-207].

Бауыр ауыр металдарды жинақтай алады, содан кейін оларды өт арқылы ішекке шығарады.

Бұл мүшедегі негізгі детоксикация мүшелердің бірі [208]. Бауыр гепатоциттерінде тағамдық құндылығы жоқ және потенциалды улы қосылыстар ериді және түрлі қосылыстарға айналады, содан кейін олар ағзадан өт немесе несеп арқылы шығарылады.

Нәтижесінде бауыр жасушалары бауыр функциясының бұзылуына, жасушалардың зақымдалуына және мүшелердің бұзылуына әкелетін химиялық заттардың әсеріне ұшырайды.

3.6 Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амур балығының қан жасушаларынан генетикалық бұзылыстарды зерттеу

Су организмдері жағдайының өте маңызды көрсеткіші қан жасушаларының, атап айтқанда, эритроциттердің морфологиялық сипаттамалары болып табылады.

Зерттеушілер қан жасушаларының морфологиясы улы химикаттардың әсеріне өте сезімтал екенін көрсетті [209,210]. Сонымен қатар олардың жасушалардың құрылысы ғана емес, генетикалық аппараты да өзгереді [211]. Сондықтан бұл зерттеуде Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының ақ амур қан жағындысынан эритроциттерінің цитоплазмасы мен ядроларындағы морфологиялық өзгерістері зерттелді (кесте 6, сурет 24).

Кесте 6 - Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен ақ амур эритроциттерінің морфологиялық өзгерістерінің пайыздық қатынасы

Зерттеу нүктелері	Өзгерістердің жалпы саны %	Микро ядро саны %	Амитоз %	Ядро инвагинациясы %	Апоптоз %	Вакуолизация %
№ 1	57.7±0.03 ***	7.6±0.01	10.2±0.03	14.7±0.1	14.3±0.1	10.9±0.02
№ 2	48.6±0.03***	3.2±0.02	9.2±0.01	11.97±0.2	12.0±0.7	12.23±1.0
№ 3	43.0±0.07**	3.0 ±0.01	8.64±0.02	8.7±0.01	12.1±0.05	10.5±0.5
№ 4	43.7 ± 0.1 **	7.2±0.07	10.4 ± 0.5	4.1 ± 0.01	9.7 ±1.0	12.3 ± 0.03
№ 5	21.3 ± 0.5 *	5.0 ±0.02	6.6 ± 0.3	4.0 ± 2.0	1.0 ± 0.2	4.7 ±0.05
№ 6	14.7± 1.0	2.0 ±0.03	5.0 ± 0.5	3.0 ± 1.5	0.5 ± 0.1	4.2 ± 0.1
Ескерту - * - p<0,05; ** - p<0,01; *** - p<0,001; № 6 зерттеу нүктесінің деректерімен салыстырғанда (тоған шаруашылығы)						

Эритроциттердің морфологиялық аномалияларын зерттеуде келесідей өзгерістер анықталды: цитоплазманың вакуолизациясы, ядролардың инвагинациясы, микроядролардың түзілуі, амитоз және апоптоз.

Су организмдерінде эритроцит цитоплазмасының вакуолизациясы әртүрлі заттардың әсерінен болуы мүмкін, мысалы ауыр металдар және т.б. [212].

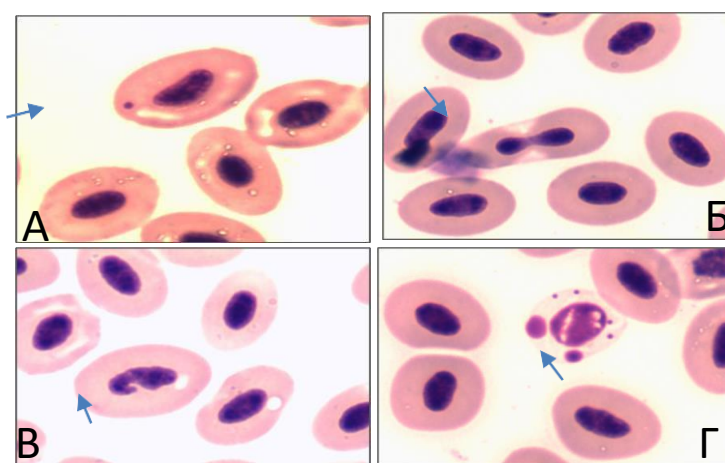
Вакуолизация жасушаның қайтымсыз зақымдануына және жасуша өлімінің басталуын көрсетуі мүмкін (апоптоз) [213].

Микроядролар бірқатар қолайсыз факторлар: ауыр металдар, иондаушы сәулелер, вирустық инфекциялар әсерінен қалыптасады [214,215].

Жасушалардың амитозы ахроматикалық веретендердің түзілмей тікелей хромосоманың және цитотомияның теңдей екіге бөлінуі [216].

Көп жасушалы организмдерде амитоз әдетте тотығу стрессімен, регенеративті процестермен байланысты және генетикалық тұрақсыздыққа ықпал етуі мүмкін [217].

Реактивті оттегі (РОТ) өндірісінің жоғарылауы «эриптоз» деп аталатын апоптоз арқылы қызыл қан жасушаларының өлімі болатын ауруды тудыруы мүмкін [218].



А – микроядролар; Б – амитоз; В – ядроның инвагинациясы және цитоплазманың вакуолизациясы; Г – апоптоз

Сурет 21 - Ақ амур қаны эритроциттерінің морфологиялық өзгерістері

6-кестеде және 21-суретте көрсетілгендей, эритроциттердің ең көп морфологиялық ауытқулары Іле өзенінің жоғарғы ағысының №1- нүктелерінен ауланған балықтарда бақылау тобымен (№6 нүкте) салыстырғанда: 3,9, 3,3, 2,7 есе жоғары болды.

Сондай-ақ Қапшағай суқоймасының №4 нүктесінде 2,7 есе көрсетті. №5 нүктедегі ақ амур эритроциттерін бақылау тобымен салыстырғанда 1,4 есе болды, ол өз кезегінде басқа топтар секілді жоғары есе айырмашылықта болмады.

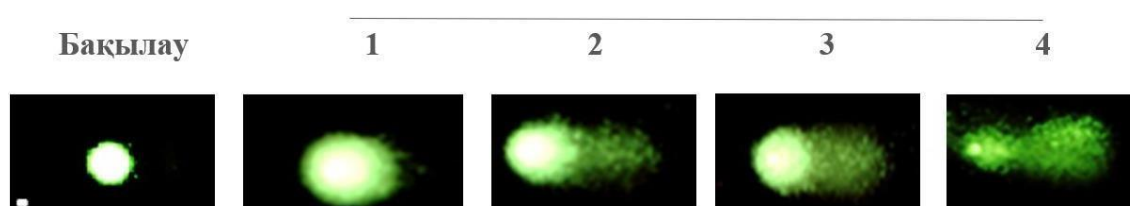
Бірнеше зерттеулер ауыр металдармен ластанған суда өмір сүретін су объектілеріне генотоксикалық әсер етуі мүмкін екенін көрсетті [219-221].

Бұл деректер басқа зерттеушілердің ақ амурдың ДНҚ зақымдануы Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының жер үсті суларының және жалпы қоршаған ортаның ластану деңгейімен байланысты екендігі туралы бақылауларын растайды [222].

Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған балықтардың эритроциттерінің ядроларында әртүрлі құрылымдық ауытқулар (микроядролардың түзілуі, ядролық мембрананың инвагинациясы) анықталғандықтан, хроматиннің құрылымының өзгеруі туралы болжам жасалды.

Осыған байланысты зақымдануының әртүрлі деңгейін пайызбен анықтауға мүмкіндік беретін ДНҚ комет әдістемені қолдану арқылы зерттеулер жүргізілді (кесте 9).

Зерттеу жұмыстарында әр нүктеден алынған балықтың қан үлгілерінен ДНҚ молекулалары электрофорез әдісімен бөлініп, ДНҚ молекула іздері флуоресцентті микраскоппен бақылауға арналып боялды, содан кейін үлгілер флуоресцентті микроскопта талданып, ранжирленді (сурет 22).



0- іс жүзінде бұзылмаған жасушалар (5% кометалық ДНҚ)

0- іс жүзінде бұзылмаған жасушалар (5-20%)

1- орташа зақымдану деңгейі (20-40%)

2- зақымданудың жоғары деңгейі (40-95%)

3- толық зақымдалған жасушалар (95%-дан жоғары)

Сурет 22 - Ядролық ДНҚ молекуласының зақымдану дәрежесіне қарай ДНҚ кометаларды бес деңгейге бөлу

Әр түрлі нүктелерден зерттеуге алынған ақ амурдың ДНҚ молекуласының зақымдануы, Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының қоршаған ортаның ластану деңгейіне байланысты.

Әртүрлі зерттеуге алынған сынамалар топтарында Іле өзенінің ақ амур жасушаларының көпшілігінде ДНҚ молекуласының зақымдануы анықталды. ДНҚ молекуласының зақымдануын анықтау үшін 100 жасуша өлшемге алынды және зақымдану көрсеткіші 7-кестеде пайызбен көрсетілген.

Кесте 7 - Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан алынған ақ амурдың ДНҚ молекуласының зақымдану деңгейі (кометаның ДНҚ құрамы бойынша анықталады (%))

Зерттеу нүктелері	0	1	2	3	4	ДНҚ кометтің жалпы пайызы
№ 1 n=5	44.3 ± 1.0	13.0 ± 0.5	20.0 ± 2.5	11.7 ± 0.02	11.0 ± 0.1	55.7 ± 1.0***
№ 2 n=5	49.0 ± 2.1	13.8 ± 3.1	11.2 ± 6.8	18.0 ± 4.7	8.0 ± 3.1	51.0 ± 2.1***
№ 3 n=5	59.0 ± 5.0	10.0 ± 3.1	17.0 ± 4.4	6.0 ± 1.5	8.0 ± 1.2	41.0 ± 5.0***
№ 4 n=5	70.5 ± 0.0	15.0 ± 1.4	3.0 ± 3.5	9.0 ± 2.1	2.5 ± 0.0	29.5 ± 0.0**
№ 5 n=5	65.0 ± 4.1	15.0 ± 2.3	8.0 ± 0.3	12.0 ± 0.5	0.0 ± 0.0	35.0 ± 3.0**
№ 6 n=5	82.5 ± 0.7	17.5 ± 0.7	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	0.0 ± 0.00	17.5 ± 0.7
Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; *** - $p < 0,001$; №6 зерттеу нүктесінің деректерімен салыстырғанда (тоған шаруашылығы)						

Комет талдауының нәтижелері көрсеткендей, ДНҚ молекуласының зақымдануының ең аз пайызы тоған шаруашылығынан алынған балықтарда (№6 нүктеде) – 17,5%-да қалыпты мәндерге сәйкес келеді.

Іле өзенінің әртүрлі бөліктері мен Қапшағай = алынған балықтардың ДНҚ зақымдану деңгейі төмендегідей болды: №1 – 55,7 %, №2 – 51 %; №3 – 41,0%; №4 – 29,5%; №5 – 35,0%.

Сонымен, зерттеуге алынған ақ амурдың қан жасушаларының ДНҚ құрылымының зақымдану дәрежесіне сәйкес оларды келесі ретпен бөлуге болады: №1>№2>№3>№5>№4.

Осылайша, жүргізілген зерттеулердің нәтижесінде Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының суы генотоксикалық белсенділікті көрсетеді деген қорытынды жасауға болады. Кометалық талдауда тоған шаруашылығынан басқа Іле өзені

мен Қапшағай суқоймасынан сынама алу орнына қарамастан, судың барлық үлгілері қалыптыдан статистикалық айтарлықтай жоғары жиіліктегі жасушалардың ДНҚ зақымдануын индукциялағанын көрсетті. Балықтардағы қан жасушаларының морфологиялық талдауы да Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелеріндегі бұзылулардың айтарлықтай айырмашылығын анықтады. Зерттелетін суқоймаларының әртүрлі нүктелерінен алынған балықтарда микроядролардың түзілуі, амитоз, ядролардың инвагинациялануы, цитоплазманың вакуолизациясы және амитоз бірдей келесідей ретпен байқалды: №1> №2> №3> №4> №5> №6.

3.7 Іле өзені мен Қапшай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ересек амур балықтарының бауырындағы металлотионеиннің мөлшері мен антиоксиданттық ферменттер супероксиддисмутаза және каталаза белсенділігін зерттеу

Ересек балықтарда және де басқа жануарларда бауыр металл гомеостазындағы, детоксикация функциясының және тотығу стрессінен қорғайтын негізгі ақуыздар болып табылады. Металлотионеиндердің синтезі мен реттелуінде орталық рөл атқарады [223-226].

Металлотиониндер ағзадағы маңызды металдардың қалыптасып, ағзада реттелуін синтездейтіні белгілі [227].

Олар улы ауыр металдарды детоксикациялайды және бауыр жасушаларын тотығу процессінің зақымдануынан қорғайды [228].

Бауырдың тотығу стресіне және ауыр металдардың уытты әсерлеріне жауап беруі металлотионеиндердің ағзадағы құрамын арттырады [229].

Бұл ақуыздар бауырдың қалыпты құрылымын сақтау үшін, әсіресе созылмалы аурулар аясында өте маңызды. Ластанған сулардан ақ амурдағы металлотионеин мен тотығу стресс ферменттерінің деңгейін бақылау қоршаған орта жағдайы мен балық денсаулығының құнды көрсеткіші болуы мүмкін [230]. Бұл өзгерістер балықтардың ластануға физиологиялық реакциясын көрсетеді, су сапасының су ағзаларының жағдайына экологиялық әсері туралы ақпарат береді.

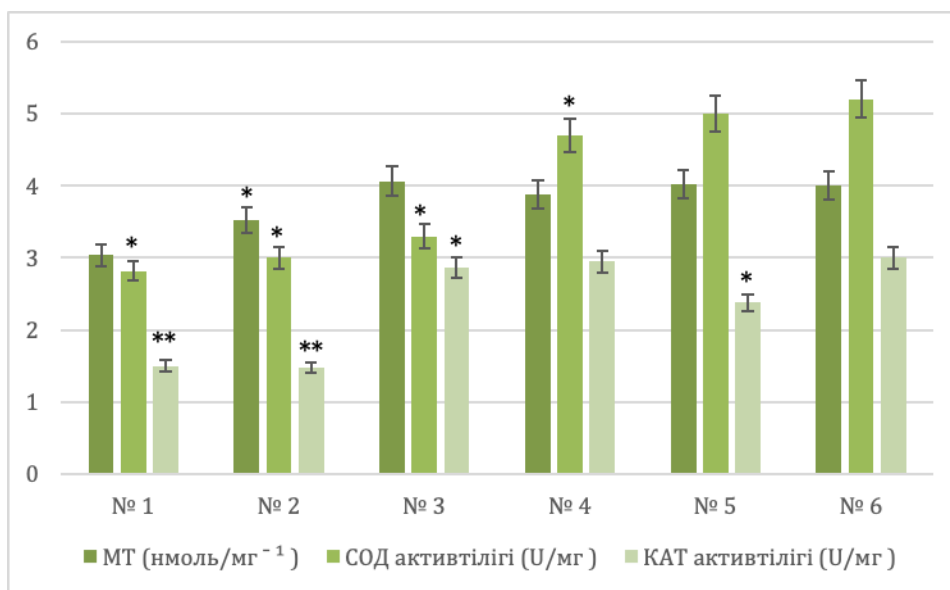
Ластаушы заттардың (ауыр металдар және басқа ластағыштар) созылмалы әсер етуі РОТ өндірісінің артуына әкелуі мүмкін, бұл өз кезегінде ферменттердің белсенділігіне, ақуыз және ДНҚ молекуласының құрылымына әсер етеді.

22- суреттен Іле өзеніні және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелеріндегі амур балықтарының бауырындағы металлотионеин мөлшері бақылау деңгейінен (тоған шаруашылығы, №6) сәйкесінше №1-1,5 есе; №2 – 1,3 есе; №3 - №5 – 1,2 есе айтарлықтай асып кеткенін көруге болады.

Металотионеин мөлшерінің бұл жоғарылауы осы нүктелерінен алынған балықтардың бауырындағы ауыр металдардың мөлшерінің жоғарылауымен байланысты болуы мүмкін (3.5-бөлімде 6-кесте). Басқа жа зерттеу жұмысында дәл осындай тенденция болған, тек басқа балық түрлерінен анықталған [221,р. 1487].

23- суретте көрсетілгендей, Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан алынған амур балығының бауырында бақылаумен салыстырғанда супероксиддисмутаза белсенділігі №1 – 1,7 есе; № 2 – 1,6 есе; №3 – 1,5 есе; № 4 – 1,0 есе; №5 – 0,9 есе айтарлықтай төмендеді.

Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан алынған амур балығының бауырындағы каталазаны зерттеу жұмысында да оның белсенділігінің әртүрлі нүктелерде төмендеуі келесідей көрсеткіште болды: №1-№2 – 2,0 есе; №3 - № 4 – 1,0 есе; №5 – 1,2 есе (сурет 23).



Сурет 23 - Әртүрлі зерттеуге алынған нүктелерден амур балықтарының бауырынан МТ мөлшері мен СОД және КАТ белсенділігінің көрсеткіші

Ескерту - * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; Бақылау тобының деректерімен салыстырғанда (№6 тоған шаруашылығы)

Антиоксиданттық ферменттердің (СОД және КАТ) белсенділігінің, сондай-ақ металлотионеиннің мөлшерінің төмендеуі балық бауырында ауыр металдардың (мырыш, мыс және қорғасын) жинақталуының жоғарылауымен байланысты (3.5-бөлім 6-кесте). 23-суреттен көрсетілгендей, бауырдың уытсыздандыру функциясының төмендеуі және тотығу стресінің жоғарылауы көбінесе Іле өзенінің жоғарғы ағысындағы балықтарда кездеседі. 3.5-бөлім 6-кестеде дәл осы нүктеде зерттеуге алынған ауыр металдар ең жоғары деңгейде анықталды. Басқада зерттеу еңбегінде де ауыр металдардың әсерінен балық бауырында СОД және КАТ белсенділігінің төмендеуі байқалды [221,р. 1487].

3.8 Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ақ амурдың ішкі мүшелерінің гистоструктурасын зерттеу

Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен алынған ақ амурдың ересектерінің тыныс алу және ас қорыту

жүйелерінің ішкі мүшелерінің (желбезектер, ішек және бауыр) гистопатологиялық жағдайы зерттелді.

Тоған шаруашылығынан ақ амур желбезектерінің гистологиялық зерттеу құрылымында ешқандай елеулі бұзылыстар анықталған жоқ.

Желбезек доғалары (шеміршек) хлоридті, шырышты, тыныс алу, таяқша тәрізді және дифференциалданбаған жасушалардан тұратын көп қабатты эпителий болып табылатын бастапқы желбезек эпителийімен (желбезек ламелла) жабылған түрде қалыпты орналасқан.

Гилл ламелласының бойында қайталама жалпақ пішінді респираторлық жасушалардан тұратын Гилл эпителийі (Гилл жапырақшалары) қатпарлары бар (сурет 24).

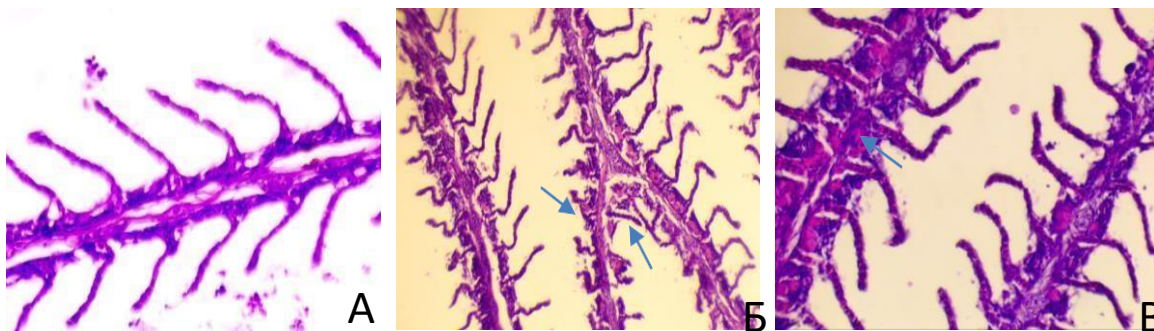
Эпителий ұлпасының астыңғы қабатында Гилл жапырақшалары қанмен және қоректік заттармен қамтамасыз ететін дәнекер ұлпасы (қан тамырлары) орналасқан.

Тоған шаруашылығынан зерттелген ақ амур балығының желбезегінен Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен алынған ақ амурдың желбезектерінде келесідей гистопатологиялық айырмашылықтар бар: қан тамырларында тромбтың болуы (тромбоцитоз) Гилл пластинкаларының түбінде ісіну және оларды жабатын қайталама эпителийде гиперплазия, пластинкалардың бірігіп кетуі және эпителий некрозы секілді гистопатологиялық өзгерістер табылды (сурет 24).

Желбезектер балық мүшесінде өмірлік маңызды функцияларды орындайтын көпфункционалды мүше (газ алмасу, осморегуляция, қышқыл-негіз балансын реттеу, азот алмасу өнімдерін жою және т.б.) ретінде тіршілік ету ортасының өзгеруіне ерекше сезімтал.

Әр түрлі авторлардың зерттеу жұмыстарында судың АМ ластануы балықтарда екінші ретті Гилл жапырақшаларында дегенеративті өзгерістер (ламелла), гиперплазия және Гилл эпителий жасушаларының некрозы, ісіктер мен жаралардың пайда болуы дамитынын көрсетті [221, р. 1487].

Біз Іле өзенінің жоғарғы ағысы мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен де ақ амурдың желбезек құрылымындарынан дәл жоғарыдай айтылғандай бұзылыстарды байқадық.



Сурет 24 - Іле өзені Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан ақ амур желбезектерінің гистоструктурасы. Бояу гематоксилин-эозин. Ұлғайтуы Х 400

А - тоған шаруашылығынан: желбезектердің құрылымы қалыпты; Б - Іле өзенінің жоғарғы ағысынан: қан тамырларында қанның жинақталуы, атрофия, ламеллалардың жойылуы, эпителий жасушаларының некрозы; В – Қапшағай суқоймасынан: эпителий пластинкаларының қалыңдауы, қан тамырларының толықтығы және ламеллалардың жойылуы.

Ас қорыту жүйесінің ішкі мүшелерінен біз ақ амурдың бауыры мен ішегінің гистологиялық құрылымын зерттедік.

Бауыр детоксикация функциясына байланысты мақсатты орган болып саналады. Бауыр металдардың зақымдануына қарсы тұру қабілеті мен бейімделгіштігі жоғары күшті антиоксиданттық жүйесіне негізделіп, осы токсиндердің әсерінен болатын патологиялық ауытқулардың алдын алады. Алайда, токсиндердің мөлшері мүшенің детоксикация қабілетінен асып кеткенде, гепатоциттердің дистрофиялық зақымдануы пайда болады.

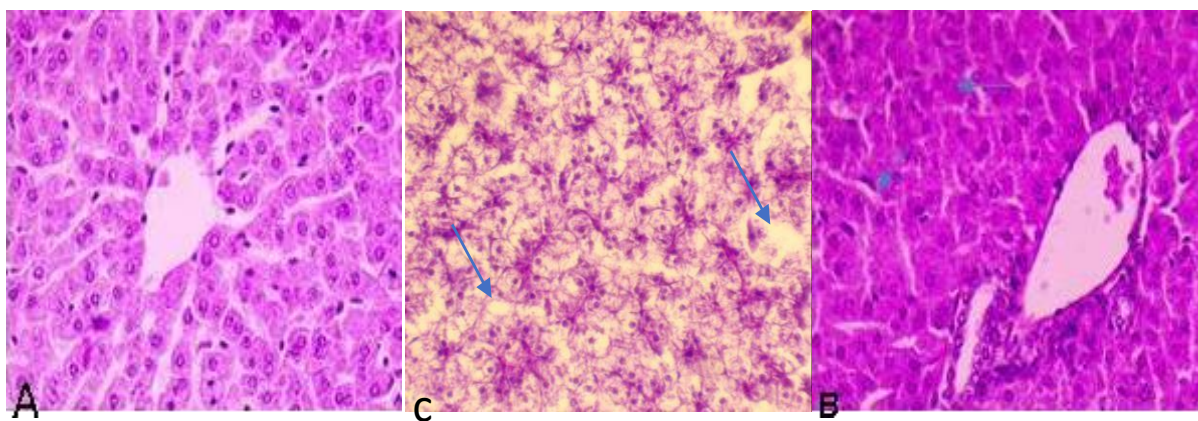
Содан кейін гепатоцит жасушаларының бағдарланған өліміне алып келеді. Іле өзені мен Қапшағай суқоймаларынан алынған ақ амурдың бауырына патология ретінде қарастырдық.

Балық бауырынан жасалған гистологиялық кесінділерде гепатоцит жасушаларының некрозы өте жиі кездесті, оны судың ауыр металдармен ластануының нәтижесі немесе паразиттік инвазиялардың салдары деп айтсақ болады.

Біз зерттеген препараттарда некротикалық жасушалардың ошақтары Іле өзенінің №1 және №3 сынама нүктелерінен жиі анықталды.

Бұл өзеннің осы бөліктеріндегі өмір сүру жағдайларының неғұрлым төмен екенін жанама түрде көрсетуі мүмкін.

Талдау жұмыстарының нәтижесі бойынша пикнотикалық ядро Іле өзенінде басқа топтармен салыстырған жоғары болды. Бұл ретте зерттелетін нүктелердегі балықтарда гидропикалық дегенерацияның даму белгілері зақымдану көрсеткіші келесі өсу ретімен анықталды: № 1>№ 3>№ 5>№ 2>№ 4>№ 6.



Сурет 25 - А-тоған шаруашылығы: бауырдың қалыпты құрылымы (гепатоциттер орталық қақпа венасынан бөлінетін гепатоциттердің құрылымы бойынша қалыпты радиалды (орталық орналасқан ядросы бар полигональды жасушалар) қалыптастырды (а), Іле өзенінің жоғарғы ағысынан: дистрофия мен некроз жасушасы көрінеді, сонымен қатар жасушалардың вакуолизациясы, пикнотикалық ядролар (б), Қапшағай суқоймасынан: Диссе кеңістігінің кеңеюі және гепатоцит жасушаларының некрозы (в)

8-кестеден көріп отырғанымыздай, Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығының әртүрлі зерттеу нүктелердегі ақ амур бауырының морфометриялық көрсеткіштері (гепатоциттердің вакуолизациясы, гидропикалық дистрофиясы, гепатоциттердің некрозы және пикнотикалық ядросы) жоғарыда сипатталған гистопатологиялық бақылауларды сандық түрде көрсетеді. №1-№4 зерттеу нүктелерінде дистрофиялық өзгерген және некротикалық гепатоциттердің саны, №5-№6 зерттеу нүктелеріне қарама-қарсы тенденцияға ие болды.

Кесте 8 - Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығынан ақ амур бауырының гистопатологиялық зақымдануының жиілігі

Зерттеу нүктелері	Гепатоциттердің вакуолизациясы %	Май дистрофиясы %	Гепатоциттердің некрозы %	Пикноздық ядролар %
1	2	3	4	5
№1 n=5	31.0 ± 1.2 ***	17±1.4 ***	21 ± 0.2***	10.0 ± 0.3***
№2 n=5	28.0 ± 0.1 ***	12.0 ± 1.5 ***	20.0 ± 0.5 ***	10.0 ± 0.3***

1	2	3	4	5
№ 3 n=5	24.0 ± 2.0**	16.0 ± 0.01***	21.0 ± 0.3***	11.0 ± 0.3***
№ 4 n=5	24.0 ± 0.5 **	9.0 ± 0.2 **	16.3 ± 1.0 **	4.0 ± 0.3**
№ 5 n=5	10.0 ± 1.0*	13.2 ± 1.4***	5.6 ± 2.0*	4.0 ± 0.3**
№ 6 n=5	3.0 ± 1.5	1.3 ± 0.5	2.0 ± 0.3	0.0 ± 0.0
Ескерту - *-p≤0,05; ** - p≤0,01; ***-p≤0,001 №6 зерттеу нүктесінің деректерімен салыстырғанда (тоған шаруашылығы)				

Токсиканттар балық мүшесіне тек желбезектер арқылы ғана емес, сонымен қатар асқазан-ішек жолдарына сумен және тамақпен қабылданып, қан мен лимфамен тасымалданады.

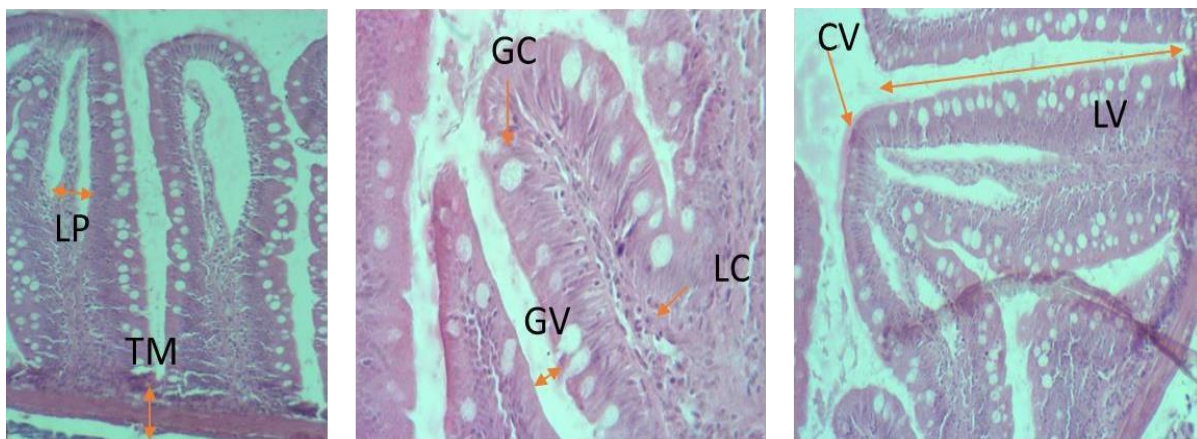
Бұл ішкі мүшелердің құрылымы мен қызметінде өзгерістер тудырады. Сондықтан бауырдың және басқа асқазан-ішек жолдарының гистоструктурасының өзгеруі балықтардың қоршаған ортаның стресс факторларына сезімталдығының биомаркерлері болуы мүмкін [221,р. 1487]. Сондай-ақ, асқазан-ішек мүшелерінен ас қорыту және сіңіру қызметінде маңызды аш ішектің суқоймаларынан алынған балықтардың гистологиялық құрылымы зерттелді.

Аш ішектің құрылымы тағамдық рационның құрамының өзгерістеріне және сіңірілетін заттардың сапасына өте сезімтал. Сонымен қатар, тоған шаруашылығынан зерттеуге алынған амур ішектерінің гистоструктурасы қалыпты шектерде екендігі анықталды (сурет 26).

Ішек қабырғасында болатын барлық төрт қабықтары (шырышты, субмукозальды, бұлшықет дифференциалданатын жасушалармен ұсынылған [221,р. 1487].

Жұмыс істейтін (функционирующий) эпителий жасушалары вилланың бетінде орналасқан. Керісінше, Іле өзенінен (жоғарғы ағысы) ақ амурдың ішек гистоструктурасы серозды қабықтың қалыңдауын, бұлшықет қабатының бөлінуін және шырышты қабықтың қатты ісінуін көрсетті.

Нәтижесінде шырышты қабық қабыршақтанып, ішектің люменіне ілмектермен "ілулі" күйінде орналасуы байқалды. Шырышты қабықта қабыну жасушаларының көптеген ошақтары анықталды.



Сурет 26 - Ақ амур ішек гистологиясы. LP (меншікті ламина), TM (бұлшықет қалыңдығы), GC (бокал жасушалары), GV (виллалар арасындағы алшақтық), LC (лимфоидты жасушалар), CV (виллалар шоғыры), LV (виллалардың ұзындығы) (H&E x200)

Қапшағай суқоймасы (Конарев қ. маңында) амур ішегінің гистоструктурасында ішек виллаларының ұштарында эпителиоциттердің және ішек люменіндегі некротикалық массалардың қабыршақтануы түріндегі деструктивті процестер анықталды.



Сурет 27 - Тоған шаруашылығы: ішектің қалыпты құрылымы (барлық қабаттар жақсы анықталған бұлшықет қабаты шырышты қабыққа іргелес, ішек виллалары бұзылмаған эпителиоциттері қалыпты орналасқан (а), Іле өзенінің жоғарғы ағысынан: виллалардың жиналуы, шырышты қабықтың ісінуі, қабыну инфильтраттары көрінеді (б), Қапшағай суқоймасынан: виллалардың жұқаруы және олардың бөлінуі эпителиоциттердің қабыршақанып, ішек виллаларының ұштарында жабысып қалуы көрініс берді (в)

Мәселен, желбезек пластинкаларының түбіндегі дәнекер ұлпасының ісінуі Іле өзенінің әртүрлі нүктелерінде (№1- №3) және Қонаев қаласына жақын Қапшағай суқоймасында (№4) жоғары, Қапшағай суқоймасының солтүстік бөлігі (№5) ақ амур желбезегінде төмен болды. Сонымен қатар, тоған шаруашылығынан алынған желбезектерде көрсетілген өзгеріс болған жоқ.

Ламеланың ұзындығы, керісінше, сол ретпен азайды. Ішек виллаларының биіктігі мен крипт тереңдігі № 5- № 6 - мен салыстырғанда №1 - №4 зерттеу нүктелерінде сенімді көрсеткішпен төмендеді. Ішектің шырышты қабығындағы қабыну инфильтраттарының саны № 1- № 4 зерттеу нүктелеріндегі балықтарда да № 5- №6-мен салыстырғанда жоғары болды.

Кесте 9 - Іле өзені, Қапшағай суқоймасы және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен ақ амур органдарын морфометриялық зерттеу нәтижелері

Зерттеу нүктелері	Желбезек		Ас ішек		
	Желбезек	Ламелла	Ішек	Криптаның	Қабыну
Өзгертілген көрсеткіштер	плиталарының түбіндегі ісінудің орташа ауданы, мм ²	ұзындығы, мкм	бүрлерінің биіктігі, мкм	тереңдігі, мкм	инфильтраттарының саны
№ 1	7.6 ± 1.2***	65.1 ± 3.3**	64.8 ± 3.8**	70.5 ± 3.5**	10.6 ± 2.2 **
№ 2	5.6 ± 1.6***	69.8 ± 5.2**	85.2 ± 5.8**	78.8 ± 3.8**	9.2 ± 2.4 **
№ 3	3.8 ± 0.9***	77.0 ± 5.0**	98.4 ± 6.3**	85.6 ± 4.5**	8.8 ± 1.9 **
№4	6.1 ± 1.4***	55.6 ± 3.4**	84.2 ± 5.8**	65.5 ± 5.2**	9.5 ± 1.3 **
№5	1.2 ± 0.5**	115.5 ± 8.6	112.7 ± 5.8*	90.5 ± 5.5**	1.8 ± 0.4 *
№ 6	0.0 ± 0.0	116.8 ± 8.4	114,8 ± 5.8	120.7 ± 1.2	0.5 ± 0.0
Ескерту - *-p≤0,05; ** - p≤0,01; - p≤0,001; № 6 зерттеу нүктесінің деректерімен салыстырғанда (тоған шаруашылығы)					

Осылайша, гистологиялық және морфометриялық зерттеулердің нәтижелері бойынша желбезек, бауыр және ішек гистопатологиясы бар балықтардың ең жоғары өзгерістерге ұшыраған нүктелері Іле өзенінің жоғары ағысы мен Қапшағай суқоймасының бөгет маңындағы нүктеде (№1 - №4), ал аз дәрежеде өзгерістер Қапшағай суқоймасының солтүстік сорғы станцияларының жанында (№5) байқалды. Ал тоған шаруашылығындағы балықтар (№6) сау деп санауға болады. Бұл деректер зерттелген нүктелеріндегі суда АМ (ауыр металл) мазмұнымен байланысты. Олардың биоаккумуляциясы балықтардың ішкі

мүшелерінде жүріп, бұл өз кезегінде мүшедегі деструктивті процестерге әкелетініне дәлел болады.

ҚОРЫТЫНДЫ

Кешенді жұмыста физика-химиялық талдау, токсикологиялық, эмбриологиялық, молекулалық-генетикалық, биохимиялық, гистологиялық және морфометриялық секілді жоғары ақпараттық әдістерді қолданылып Іле өзені, Қапшағай суқоймасы мен Алматы облысының тоған шаруашылығы сулары зерттелді. Қазақстанның осы суқоймаларынан ауланған бағалы кәсіптік балықтардың бірі – ақ амур дернәсілдерінің морфогенезі және ересектерінің жағдайы зерттелді.

Жүргізілген жұмыстардың нәтижесінде зерттелетін суқоймаларынан ауыр металдармен ластануы анықталды. Zn, Cu және Pb ауыр металдардың мөлшері балық шаруашылығы суқоймалары үшін ШРК-тен жоғары болды. Тәжірибелерде анықталған ластаушы заттардың (ауыр металдар) әсерінен ақ амурдың эмбриологиялық дамуында жоғары көрсеткіште өліміне және дернәсілдердің морфологиялық аномалияларына әкелетін жағымсыз әсерлері анықталды. Бұл ластаушы заттардың эмбриотоксикалық және тератогендік әсерлерінің негізі Wnt/ β -катениндік сигналдық жолындағы маңызды гендерінің экспрессиясының төмендетті және тотығу стрессін белсендірді. Іле өзені және Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен ересек ақ амурдың висцеральды мүшелеріндегі ауыр металдардың анықталды. Сонымен қатар, ДНҚ зақымдануы және висцеральды мүшелердің гистоструктуралық патологияларының анықталуы тәжірибелік деректерді растайды. Ересек балықтардың бауырынан антиоксиданттық ферменттердің (СОД және КАТ) жұмысының және АМ байланыстыратын және тотығу стрессінен қорғайтын металлотионеин ақуызының мазмұны төмендеді.

Ақ амурдағы анықталған биохимиялық, құрылымдық және мутагендік бұзылыстар тек су мүшелерінің ғана емес, Іле өзені мен Қапшағай суқоймасының жалпы биотасының жай-күйіне, сондай-ақ балық өнімдері мен суды тұтынатын халықтың денсаулығына қатысты белгілі бір алаңдаушылық тудырады.

Алынған нәтижелерге сүйене отырып, келесі қорытындыларды жасауға болады:

1. Іле өзенінің жоғарғы ағысы мен Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен химиялық талдау жүргізгенде келесідей ауыр металдар бар екені анықталды: Pb, Co, Mn, Cd, Cu, Zn, Fe, Ni, Cr, алайда олардың тек үшеуінің мөлшері: Zn, Cu және Pb балық шаруашылығы сулары үшін ШРК-тен асты. Zn, Cu және Pb бойынша ШРК-тен ең жоғары деңгейде асуы Іле өзенінің жоғарғы ағысында, ал ең төменгісі көрсеткіші – Қонаев суқоймасында (сорғы станция жаны) болды. Тоған шаруашылығында ШРК-тен асқан жоқ. Судың рН, судағы еріген оттегі, фосфат, нитрат мен нитриттердің мөлшері барлық зерттеу нүктелерінде ШРК деңгейінде болды.

2. Ақ амурдың дамуына Zn, Cu және Pb әсерін биотестілеу нәтижесінде олардың эмбриоуыттылығы мен тератогенділігі уақыт пен концентрацияға тәуелді екендігі анықталды. Морфологиялық ауытқуларында: омыртқа жотасының қисаюы, саруыз қапшығының ісінуі, қисайған құйрық бөлімі және көз аномалиясы анықталды. Жалпы пайыздық даму бұзылыстары бойынша ең көп 51,6%-да қорғасынның 100ШРК болса, бақылау тобында тек 7,2%-ды құрады. Зерттелген бөлім бойынша: Pb>Cu>Zn реттілігінде эмбриоуыттылық анықталды.

3. Ақ амур дернәсілдеріне Zn, Cu және Pb әсері Wnt/ β -катенин сигналдық жолының реттеуші гендері: *Wnt1*, *Gsk3 β* , β -катенин, *Lef1*, *Axin2*, *Муса* және *Cd1* экспрессиясы эксперименттік топта бақылау тобына қарағанда төмендеді. Әсіресе мырыштың 100ШРК айтарлықтай мақсатты гендер экспрессиясы төмендесе, ал мыс пен қорғасынның 10ШРК және 100ШРК-де төмендеді.

4. Зерттелетін ауыр металдардың ақ амур балықтың эмбриогенезінде МТ құрамы, СОД және КАТ белсенділігі уақыт мен концентрацияға байланысты көрініс берді. Zn – 100ШРК-те, ал Cu, Pb-ның 10 және 100 ШРК концентрациясында әсер етуі, дамудың 24 сағаттан 144 сағатына дейінгі кезеңде балық дернәсілдерінде МТ деңгейінің, СОД және КАТ ферменттерінің белсенділігінің айтарлықтай жоғарылауын ($p \leq 0,05$) тудырды.

5. Іле өзені, Қапшағай суқоймасының әртүрлі нүктелерінен және тоған шаруашылығынан зерттеуге алынған ақ амурдың висцеральды мүшелерінен Zn, Cu және Pb-ның концентрациясы ШРК-дан статистикалық №5 (Қапшағай суқоймасының солтүстік бөлігі) және №6 (тоған шаруашылығы) зерттеу нүктелерінен басқа нүктелерде металдардың концентрациясы ШРК-тен келесідей реттілікте жоғары болды: бауыр > желбезек > ішек.

6. Қан жасушаларының келесідей морфологиялық аномалиялары анықталды: микроядро, амитоз, ядро инвагинациясы, апоптоз және жасуша вакуоленуі. Эритроциттердің морфологиялық ауытқуларының жалпы пайыздық көрсеткіші бақылау тобымен салыстырғанда: ең жоғарғы Іле өзенінің жоғарғы ағысында 3,9 есе, ал ең төменгі деңгейі Қапшағай суқоймасының солтүстік сорғы станция аймағында (№5) 1,4 есе айырмашылықта болды. ДНҚ зақымдану деңгейі бойынша №1 нүктеде 55,7%; №2 - 51%; №3 - 41%; №4 - 29,5%; №5 - 35% болса, ал бақылау тобында тек 17,5% зақымдануы тіркелді.

7. Іле өзені мен Қапшағай суқоймасынан зерттеуге алынған амур балықтарының бауырындағы антиоксиданттық ферменттер активтілігі (СОД және КАТ) мен металлотioneин мөлшері төмендеді. Бұл өз кезегінде тотығу стрессін туындатады. Сонымен қатар, тотығу стресс көрсеткішінің ең айқын өзгерісі №1 (Іле өзеннің жоғарғы ағысы) зерттеуге алынған нүктеде: МТ мөлшері 1,5 есе; СОД активтілігі 1,7 есе; КАТ активтілігі 2,0 есе төмендеген көрінісін берді.

8. Гистологиялық және морфометриялық зерттеулер нәтижесінде Іле өзені және Қапшағай суқоймасынан алынған ақ амурдағы негізгі гистологиялық өзгерістер келесідей: желбезектерде–екінші ретті желбезек

жапырақшаларындағы дегенеративті өзгерістер (ламеллалар), желбезекті эпителий жасушаларының гиперплазиясы мен некрозы; бауырда-қан тамырларының бітелуі, диссе кеңістіктерінің кеңеюі, гидропикалық дегенерация және гепатоциттердің некрозы; ішекте—шырышты қабық асты қабатының ісінуі, қабыну инфильтраттары, ішек бүршіктерінің ұштарында эпителий жасушаларының десквамациялануы болды. Балықтардың ең жоғары өзгерістерге ұшыраған нүктелері Іле өзенінің жоғары ағысы мен Қапшағай суқоймасының бөгет маңында (№1 - №4), ал аз дәрежеде өзгерістер Қапшағай суқоймасының солтүстік сорғы станцияларының (№5)жанында байқалды. Ал тоған шаруашылығындағы балықтар (№6) сау деп санауға болады.

ПАЙДАЛАНЫЛҒАН ӘДЕБИЕТТЕР ТІЗІМІ

- 1 Brondizio E.S., Settele J., Díaz S., Ngo H.T. (editors). IPBES: Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat. – Germany: Bonn, 2019. - 1148 p.
- 2 Interstate commission on sustainable development (icsd). national report on the state of the environment and resource use of Kazakhstan. Astana, 2016 (Межгосударственная комиссия по устойчивому развитию // Национальный доклад о состоянии окружающей среды и об использовании природных ресурсов. - Астана, 2016 <https://www.mkurca.org/> 17.06.2023.
- 3 Zaurbek A.K., Espolov T.I., Kalybekova E.M., Zaurbekova Zh.A., Regulation and distribution of water resources in Kazakhstan. Water resources of Kazakhstan: assessment, prognosis, management. – Almaty, 2012. - Vol. 17. – 282 p.
- 4 Ibisch P.L., Vega A.E., Herrmann T.M. Interdependence of biodiversity and development under global change // Technical Series Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Second corrected edition Montreal. - 2010. - Vol. 1. - P. 54.
- 5 Султанова Б.М., Рачковская Е.И., Иващенко А.А., Березовиков Н.Н. Биологическое разнообразие проектируемого Иле-Балхашского природного резервата // Вестник КазНУ. Серия экологическая. - 2012. - №1(33). - С. 230-233.
- 6 Бурлибаев М.Ж., Достай Ж.Д. Современное экологическое состояние экосистем Иле - Балхашского бассейна / под ред. Бурлибаева М.Ж. - Алматы, 2009. – 100 с.
- 7 Duskayev K. Relevant water issues in Kazakhstan. Water resources of kazakhstan in the new millennium // Review undp report. – 2004. - №1. - P. 35– 44.
- 8 Abishev I.A., Medeu A.R., Malkovskii I.M., Toleubayeva L.S. Water resources of Kazakhstan and their use // J Water Econ Kaz. - 2016. - Vol. 17, №3(71). – P. 6–15.
- 9 Mukasheva M.A., Nurlybaeva K.A., Arymbekova A.K., Starikov A.E. Enviromental pollution // International Journal of Applied and Fundamental Research. - 2017. – Vol. 1, №1. – P. 85-88.
- 10 Alimkulov S., Tursunova A., Saparova A., Kulebaev K., Zagidullina A., Myrzahmetov A. Resources of river runoff of Kazakhstan // International Journal of Engineering and Advanced Technology (IJEAT). - 2019. - Vol. 8, №6. - P. 2242–2249.
- 11 Medeu A.R., Malkovsky I.M., Toleubayeva L.S. Vodnye resursy Kazakhstana: otsenka, prognoz, upravlenie (kontseptsiya) Water resources of Kazakhstan: Assessment, forecast, management (conception). – Almaty: Institut geografii, 2012. - Vol. 1. - 92 p.
- 12 Interstate Commission on Sustainable Development (ICSD). National Report on the State of the Environment and Resource use of Kazakhstan. Межгосударственная комиссия по Устойчивому развитию. - Astana, 2016.

- 13 Национальный доклад о состоянии окружающей среды и об использовании природных ресурсов. - Астана, 2016 <https://www.mkurca.org/>
- 14 Russell A., Ghalaieny M., Gazdiyeva B., Zhumabayeva S., Kurmanbayeva A., Akhmetov K.A., Althonayan A. A spatial survey of environmental indicators for Kazakhstan: an examination of current conditions and future needs // *International Journal of Environmental Research*. – 2018. - Vol. 12. - P. 735–748.
- 15 Алейник А., Назаренко Б. Водные ресурсы Казахстана: характеристика и проблемы // *Материалы XVII Всероссийской научно-технической конференции*. - Томск, 2011. - С. 255-257.
- 16 Tursunova A., Akhmetkal M., Flimkulov S., Baspakova G. Water resources of Kazakhstan in condition of uncertainty // *Journal of water and land development*. - 2022. - №54(VII–IX). – P. 138–149.
- 17 Arrangements // *Environmental Earth Sciences*. – 2015. - Vol. 73, №2. – P. 887–896.
- 18 Flermonica Regional Environmental Centre for Central Asia, Environmental Agency of Austria, Zoi Environment Network (2015). The State of the Environment in Central Asia: Illustrations of Selected Environmental Themes and Indicators <http://www.zoinet.org/web/sites/default/files/publications/SOE-regional-eng.pdf> 05.09.2016.
- 19 Deng M.J., Wang Z.J., Wang J.Y. Analysis of Balkhash Lake ecological water level evolution and its regulation strategy // *J. Hydraul. Eng.* - 2011. - Vol. 42, №4. – P. 403–413.
- 20 Keskinen M., Guillaume J.H., Kattelus M., Porkka M., Räsänen T.A. and Varis O. The water-energy-food nexus and the transboundary context // *Insights from large Asian rivers. Water*. – 2016. - Vol. 8, №5. – P. 193.
- 21 Burlibaev M.Zh., Dostaj Zh.D., Mirhashimov I., Nikolaenko A.Ju. Sovremennoe sostojanie hozjajstvennoj dejatel'nosti v Ile-Balhashskom bassejne. Integriruvannoe upravlenie vodnymi resursami v Ile- Balkashskom bassejne // *UNDP* - 2011. - №1. – S. 3-16.
- 22 Barinova S., Krupa E., Kadyrova U. Spatial dynamics of species richness of phytoplankton of Lake Balkhash (Kazakhstan) in the gradient of abiotic factors // *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research “The Wetlands Diversity”*. – 2017. - Vol. 19, №2. – P. 1–18.
- 23 Graham N.A., Pueppke G.S., Uderbayev T. The current status and future of Central Asia’s fish and fisheries: confronting a wicked problem // *Water*. - 2017. - Vol. 9. - P. 701.
- 24 Lapworth D.J., Nkhuwa D.C.W., Okotto-Okotto J., Pedley S., Stuart M. E., Tijani N., Wright J. Urban groundwater quality in sub-Saharan Africa: Current status and implications for water security and public health // *Hydrogeology Journal*. - 2017. - Vol. 25. – P. 1093–1116.
- 25 Klimaszyk P., Rzymiski P. Piotrowicz R., Joniak T. Contribution of surface runoff from forested areas to the chemistry of a throughflow lake // *Environmental Earth Sciences*. – 2015. - Vol. 73. – P. 3963–3973.
- 26 Propastin P.A. Assessment of climate and human induced disaster risk over

shared water resources in the Balkhash Lake drainage basin. Climate change and disaster risk management. – Berlin: Springer, 2013. - P. 41–54.

27 Guo L.D., Xia Z.Q., Wang Z.J. Comparisons of hydrological variations and environmental effects between Aral Sea and Lake Balkhash // Adv. Water Sci. - 2011. - Vol. 22, №6. – P. 764–770.

28 Propastin P.A., Kappas M., Muratova N.R. Change detection of h data // Proc. Global Change Issues in Developing and Emerging Countries: Proc. 2nd Göttingen GIS and Remote Sensing Days. - Universitätsverlag Göttingen, 2006. - P. 239–249.

29 Guo L.D., Xia Z.Q. Temperature and precipitation longterm trends and variations in the Ili-Balkhash basin // Theor. Appl. Climatol. - 2014. - Vol. 115, №1–2). - P. 219–229

30 Dostay Z., Alimkulov S., Tursunova A., Myrzakhmetov A. Modern hydrological status of the estuary of Ili River. Appl // Water Sci. - 2012. - Vol. 2, №3. – P. 227–233.

31 Fay M., Block R.I., Ebinger J. Adapting to Climate Change in Eastern Europe and Central Asia. World Bank <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/2407> License: CC BY 3.0 IGO 15.10.2023.

32 Amirgaliev N.A. Ecological and toxicological estimation of the rivers inflows to the North- Eastern Caspian. In: Ecology and hydrofauna of Transboundary water basins in Kazakhstan. - Almaty: Bastau, 2008. - P. 6–18.

33 Fefelov V.V., Bulavina N.B. Reconnaissance of Big Salty Lake (Northern Kazakhstan Region) with the aim of establishing a lake commercial fish farm. - 2019. - №10 <https://panor.ru/articles/rekognostsirovka-ozera-bolshoe-solenoe-severokazakhstanskaya-oblast-v-tselyakh-sozdaniya-na-ego-baze-ozernogo-tovarnogo-rybovodnogo-khozyaystva/952.html> 17.04.2023.

34 Era of leaded petrol over, eliminating a major threat to human and planetary health. - Nairobi: United Nations Environment Programme, 2021 <https://www.unep.org/news-and-stories/press-release/era-leaded-petrol-over-eliminating-major-threat-human-and-planetary> 10.09.2024.

35 Баймуканов М.Т. Проблемы этики в охране, научных исследованиях и использовании рыбного населения заповедного озера Маркаколь // Фауна Казахстана и сопредельных стран на рубеже веков: морфология, систематика, экология. - Алматы, 2004. - С. 60-63.

36 Amirgaliev N.A. Ecological and toxicological estimation of the rivers inflows to the North- Eastern Caspian // Ecology and hydrofauna of Transboundary water basins in Kazakhstan. – Almaty: Bastau, 2008. - P. 6–18.

37 Muhabbatov K.M. The problems of formation and use of water resources in Tajikistan. Water resources of Kazakhstan and their use // J Water Econ Kaz. – 2016. - Vol. 3, №71. – P. 26–30.

38 Zhang S.H., Xin X. Pollutant source identification model for water pollution incidents in small straight rivers based on genetic algorithm // Applied Water Science. – 2017. - Vol. 7. – P. 1955–1963.

- 39 Burlibaev M.Zh., Dostaj Zh.D., Mirhashimov I., Nikolaenko A.Ju. Sovremennoe sostojanie hozjajstvennoj dejatel'nosti v Ile-Balhashskom bassejne // Integrirovannoe upravlenie vodnymi resursami v Ile- Balkhashskom bassejne. – Almaty: UNDP, 2011. – P. 3-16.
- 40 Kundzewicz Z.W., Kowalczak P. The potential for water conflict is on the increase // Nature. - 2009. - Vol. 459, №7243. – P. 31.
- 41 Poff N.L. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration // BioScience. - 1997. - Vol. 47, №11. – P. 769–784.
- 42 Mitrofanov A., Mamilov A. Lake Baikal: biomonitoring of pulp and paper mill waste water // Aquatic Ecosystem Health and Management. – 2015. - №1. - P. 160–170.
- 43 Frazier P., Page K., Louis J., Briggs S., Robertson A.I. Relating wetland inundation to river flow using Landsat TM data // International Journal of Remote Sensing – 2003. - Vol. 24. - P. 3755-3770.
- 44 FAO Fishery Information, Data and Statistics Unit, Capture production 2010. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series. Food and Agriculture Organization of the United Nations <http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>.
- 45 World Resources Institute (WRI) reports (Aqueduct Water Risk Atlas, 2020).
- 46 Амиргалиев Н.А., Исмуханова Л.Т. Уровень биоаккумуляции тяжелых металлов в тканях рыб Капшагайского водохранилища // Вестник КазНУ. Серия экологическая. – 2012. - №1(33). – С. 30-32.
- 47 Aladin N., Gulati R.D., Isbekov K., Plotnikov I., Shivareva S. Lake Balkhash, Kazakhstan: can we predict its future from our knowledge of the past and present developments // Int. Soc. Limnol. (SIL) News. - 2013. - №63. – P. 16–17.
- 48 Abrosov V.N. Lake Balkhash (Ozero Balhash). – Leningrad: Nauka, 1973. – 149 p.
- 49 Petr T. Lake Balkhash, Kazakhstan // Int. J. Salt Lake Res. - 1992. - Vol. 1. – P. 21–46.
- 50 Mitrofanov V., Petr T. Fish and fisheries in the Altai, Northern Tien Shan and Lake Balkhash. - 1998 <http://www.fao.org/docrep/003/x2614e/x2614e09.htm> 19.06.2023.
- 51 Graham N.A., Pueppke G.S., Uderbayev T. The current status and future of Central Asia's fish and fisheries: confronting a wicked problem // Water. - 2017. - Vol. 9. - P. 701.
- 52 Dukravets G.M. Sistematika i biologiya belogo amura basseina reki Ili (Systematics and biology of grass carp in basin of River Ili) // Biologicheskie nauki. - Alma-Ata, 1975. - Vol. 9. - P. 58-66.
- 53 Wenning R.J. Chemical Pollutants and Environmental Responses // Aquatic Toxicology. – 2011. - №1. – P. 18-23.
- 54 Guo L., Zhou H., Xia Z., Huang F. Evolution, opportunity and challenges of transboundary water and energy problems in Central Asia // Springer Plus. - 2016.

-Vol. 5, №1. – P. 20-26.

55 Mamilov N., Karimov B. *Triplophysa Sewerzowi* // The IUCN Red List of 2020 <https://www.iucnredlist.org/species/156721428/156721452> 20.01.2024.

56 Mitrofanov V.P., Dukravets G.M. Some theoretical and practical aspects of fish acclimatization in Kazakhstan. In *Fish of Kazakhstan*. - Alma-Ata: Nauka, 1992. – Vol. 5. - P. 329–371.

57 Chevre N., Gagne F., Gagnon P., Blaise C. Application of rough sets analysis to identify polluted aquatic sites based on a battery of biomarkers: a comparison with classical methods // *Chemosphere*. – 2003. – Vol. 51. – P. 13–23.

58 Convention on Biological Diversity. - Rio de Janeiro, 1992.

59 Reshetnikov Y.S., Shakirova F.M. Zoogeographic analysis of the ichthyofauna of Central Asia according to the lists of freshwater fish // *J. Ichthyol.* - 1993. - Vol. 33. – P. 37–45.

60 Bogutskaya N.G., Kijashko P.V., Naseka A.M., Orlova M.I. Identification keys for fish and invertebrates of the Caspian Sea. Fish and molluscs. - KMK Scientific Publishers, 2013. - Vol. 1. – 136 p.

61 Adayev T., Barakbayev T., Sharakhmetov S. Current State of Ichthyofauna and Prospects of Fish Farming in the Syrdarya River Delta Lakes Central Asian // *Journal of Water Research*. – 2021. - Vol. 7, №2. – P. 158-180.

62 Toleubayeva L.S. Assessment of water availability in certain components of the Aral Sea natural and economic system // *Hydrometeorology and Ecology*. – 2006. - Vol. 2, №41(12). - P. 97-108.

63 Strelnikov A.S. Fish and Biological Foundations of Fisheries in the Alakol Lakes. – Tomsk: Tomsk State University, 1974. – 19 p.

64 Colle D. Grass carp for biocontrol of aquatic weeds / in Gettys L.A., Haller W.T., Bellaud M. editors. *Biology and control of aquatic plants: A best management practices handbook*. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation. – Georgia: Marietta, 2009. – P. 61–64.

65 Dick G., Smith D., Schad A., Owens C. Native aquatic vegetation establishment in the presence of triploid grass carp // *Lake and Reservoir Management*. - 2016. - Vol. 32. – P. 225–233.

66 Colle D.E., Shireman J.V. Use of grass carp in two Florida laeks, 1975-1994. In *Proceedings of the grass carp symposium*, U.S. Army Corps of Engineers. - Vicksburg, 1994.

67 Larranaga N., Wallerius M.L., Guo H. Invasive brook trout disrupts the diel activity and aggregation patterns of native brown trout // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 2019. - Vol. 76. - P. 1052–1059.

68 Karpevich A.F. *Teoriya i praktika akklimatizatsii organizmov* (Theory and Practice of Naturalization of Organisms). – M.: Pishchevaya Prom-st', 1975. – 120 p.

69 Shireman J.V., Smith C.R. Synopsis of biological data on the grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier and Valenciennes, 1844) // *FAO Fisheries Synopsis*. - 1983. - №135. – P. 86.

70 Mamilov N.Sh., Balabieva G.K., Mitrofanov I.V. Problemy sohraneniya aborigennoj ihtiofauny Ili-Balhashskogo bassejna. Problems of conservation of the

native ichthyofauna of the Ili-Balkhash basin // Vestn. Kazah. nac. un-ta im. al'-Farabi. Ser. jekologicheskaja. – 2012. – Vol. 1. – P. 37-42.

71 Timirkhanov S. R. Ichthyofauna in Small Rivers of the Balkhash-Alakol Basin // Vestnik KazGU, Seriya Biologicheskaya. – 2000. – №4. – P. 60- 66.

72 Мұқанов Б. Капшағай суқоймасында балық аулаудың коммерциялық аспектілері мен экологиялық жағдайы. - Алматы: Су ресурстары институты, 2018. – 125 б.

73 Pípalová I. A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies // Journal of Aquatic Plant Management. - 2006. - Vol. 44. - P. 1– 12.

74 Sutton D.L, Vandiver V.V., Hill J. Grass Carp: A fish for Biological Management of Hydrilla and Other Aquatic Weeds in Florida. BUL867. - Gainesville: University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences, 2000. – 150 p.

75 Исмуханов Х.К., Скакун В.А. Современное состояние биоразнообразия трансграничной реки Или и Капшағайского водохранилища, влияние мигрирующих чужеродных видов на их экосистему // Экология и гидрофауна водоемов трансграничных бассейнов Казахстана. – Алматы, 2008. – С. 273-280.

76 Абдрахманов М. Климаттың өзгеруі және Іле өзенінің су деңгейіне әсері. - Алматы: Экология және табиғат қорғау, 2018. – 148 б.

77 Алтынбекова Ж. Іле өзенінің гидрологиялық және экологиялық жағдайы: балық шаруашылығына әсері. - Алматы: Табиғат қорғау ұйымы, 2021. 166 б.

78 Osman A.G.M., Wuertz S., Mekrawy I.A., Exner H.J., Kirschbaum F. Lead induced malformations in embryos of the African catfish *Clarias gariepinus*. (Burchell, 1822) // Environ. Toxicol. – 2007. - Vol. 22. – P. 375–389.

79 El-Greisy Z.A., El-Gamal A.H. Experimental studies on the effect of cadmium chloride, zinc acetate, their mixture and the mitigation with vitamin C supplementation on hatchability, size and quality of newly hatched larvae of common carp, *Cyprinus carpio* // Egypt. J. Aquat. Res. - 2015. - Vol. 41. – P. 219–226.

80 Kong X., Jiang H., Wang S., Wu X., Fei W., Li L., Nie G., Li X. Effects of copper exposure on the hatching status and antioxidant defense at different developmental stages of embryos and larvae of goldfish *Carassius auratus* // Chemosphere. - 2013. - Vol. 92. - P. 1458–1464.

81 Гвоздев Е.В., Митрофанов В.П. Рыбы Казахстана // В 5 т. Акад. наук КазССР; Ин-т зоологии. - Алма-Ата: Гылым, 1992. - Т. 5. – С. 425-453.

82 Гвоздев Е.В., Митрофанов В.П. Рыбы Казахстана // В 4 т. Акад. наук КазССР; Ин-т зоологии. - Алма-Ата: Гылым, 1992. – Т. 4. – С. 425-453.

83 Witeska M., Sarnowski P., Ługowska K., Kowal E. The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of ide *Leuciscus idus* L // Fish Physiol. Biochem. - 2014. - Vol. 40. - P. 151–163.

84 Rahman M.S., Islam S.M., Haque A., Shahjahan M. Toxicity of the organophosphate insecticide sumithion to embryo and larvae of zebrafish // Toxicol.

Reports. - 2020. - Vol. 7. – P. 317–323.

85 Wang R.F., Zhu L.M., Zhang J., An X.P., Yang Y.P., Song M., Zhang L., Developmental toxicity of copper in marine medaka (*Oryzias melastigma*) embryos and larvae // *Chemosphere*. - 2020. - Vol. 247. – P. 20-28.

86 Huang W., Cao L., Shan X., Xiao Z., Wang Q., Dou S. Toxic effects of zinc on the development, growth, and survival of red sea bream *Pagrus major* embryos and larvae. *Arch. Environ. Contam // Toxicol*. - 2010. - №58. – P. 140–150.

87 Sarkar M., Islam J.B., Akter S. Pollution and ecological risk assessment for the environmentally impacted Turag River, Bangladesh // *J. Mater. Environ. Sci*. - 2016. - Vol. 7. - P. 2295–2304.

88 Ezemonye L.I., Adebayo P.O., Enuneku A.A., Tongo I., Ogbomida E. Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria // *Toxicol. Reports*. - 2019. - Vol. 6. – P. 1–9.

89 Bojarski B., Lutnicka H., Swadźba-Karbowy M., Makulska J., Jakubiak M., Pawlak K., Witeska M. Effects of herbicides pendimethalin and ethofumesate on common carp (*Cyprinus carpio*) erythrocyte morphology // *Folia Biol*. - 2018. - Vol. 66, №3. – P. 143–149.

90 Zhang L. Embryonic development of grass carp *Ctenopharyngodon idella* // *Journal of Fish Biology*. – 2014. - Vol. 85, №6. – P. 1705-1721.

91 Li H. Morphological and molecular characterization of embryonic development in grass carp // *Aquaculture Research*. - 2017. - Vol. 48, №9. – P. 4515-4524.

92 Wu Q. Early embryonic development and morphogenesis of grass carp // *Aquatic Biology*. - 2015. - Vol. 23, №1. – P. 49-58.

93 Chen Y. Comparative study of embryo development and gene expression patterns in *Ctenopharyngodon idella* // *Developmental Biology*. - 2016. - Vol. 418, №2. - P. 93-105.

94 Yang H. Developmental stages of grass carp embryos and larvae in response to temperature and salinity // *Fish Physiology and Biochemistry*. - 2019. - Vol. 45, №3. – P. 809-818.

95 Wang Y., Zhang Z. Molecular characteristics of early embryonic development in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) and its genetic regulation // *Marine and Freshwater Research*. - 2016. - Vol. 67, №7. – P. 1040- 1050.

96 Gozlan R.E. Ecological risk assessment of the grass carp as an invasive species in European waters // *Fish and Fisheries*. - 2010. - Vol. 11, №3. – P. 236- 250.

97 Cao L. Genetic diversity and population structure of grass carp populations in China // *Aquaculture Research*. - 2014. - Vol. 45, №12. – P. 2061-2072.

98 Zhou X. Advances in breeding and genetic improvement of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) // *Aquaculture*. - 2017. - Vol. 480. – P. 85-91.

99 Cao L. Genetic diversity and population structure of grass carp populations in China // *Aquaculture Research*. - 2014. - Vol. 45, №12. – P. 2061-2072.

100 Ma J. et al. Molecular markers and genetic variation in grass carp

populations: Implications for conservation and management // Marine and Freshwater Research. - 2016. - Vol. 67, №7. – P. 1043-1051.

101 Горбунов М.А., Дьяченко В. Применение белого амура в аквакультуре для борьбы с водной растительностью // Аквакультура и рыболовство. - 2014. - №9(2). – С. 44-50.

102 Kawser M.D., Baki M.A., Kundu G.K., Islam M.D., Islam M.M., Hossain M.M. Human health risks from heavy metals in fish of Buriganga river, Bangladesh. Kawser // SpringerPlus. - 2016. - Vol. 5. - P. 1697.

103 Garcia J.C., Martinez D.S.T., Alves O.L., Leonardo A.F.G., Barbieri E. Ecotoxicological effects of carbofuran and oxidized multiwalled carbon nanotubes on the freshwater fish Nile tilapia: Nanotubes enhance pesticide ecotoxicity // Ecotoxicol Environ Saf. - 2015. - Vol. 111. – P. 131-137.

104 Mai H., Cachot J., Brune J., Geffard O., Belles A., Budzinski H., Morin B. Embryotoxic and genotoxic effects of heavy metals and pesticides on early life stages of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) // Marine Pollution Bulletin. – 2012. – Vol. 64, №12. – P. 2663–2670.

105 Ojekunle O.Z., Ojekunle O.V., Adeyemi A.A., Taiwo A.G., Sangowusi O. R., Taiwo A.M., Adekitan A.A. Evaluation of surface water quality indices and ecological risk assessment for heavy metals in scrap yard neighbourhood // Springer Plus. - 2016. - Vol. 5. – P. 560.

106 Khoshnood Z., Khoshnood R., Mokhelsi A., Ehsanpour M., Afkhami M. and Khazaali A. Determination of Cd, Pb, Hg, Cu, Fe, Mn, Al, As, Ni and Zn in important commercial fish species in northern of Persian Gulf // Journal of Cell and Animal Biology. – 2012. - Vol. 6. - P. 1-9.

107 Ezemonye L.I., Adebayo P.O., Enuneku A.A., Tongo I., Ogbomida E. Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River // Toxicol. Reports. – Nigeria, 2019. - №6. – P. 1–9.

108 Sarkar M.M., Rohani M.F., Hossain M.A.R., Shahjahan M. Evaluation of heavy metal contamination in some selected commercial fish feeds used in Bangladesh // Biol. Trace Elem. Res. - 2021. - №1. – P. 19-24.

109 Abdel-Baki A.S., Dkhil M.A., Al-Quraishy S. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia // African J. Biotechnol. - 2011. - Vol. 10. – P. 2541–2547.

110 Fernandes C., Fontainhas-Fernandes A., Cabral D., Salgado M.A. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz- Paramos lagoon, Portugal // Environ. Monit. Assess. – 2008. - Vol. 136. – P. 267–275.

111 Shahjahan M., Taslima K., Rahman M.S., Al-Emran M., Alam S.I., Faggio C. Effects of Heavy Metals on Fish Physiology.A Review // Chemosphere. - 2022. - Vol. 300, №7. – P. 134519.

112 El-Greisy Z.A., El-Gamal A.H.A. Experimental studies on the effect of cadmium chloride, zinc acetate, their mixture and the mitigation with vitamin C supplementation on hatchability, size and quality of newly hatched larvae of common

carp, *Cyprinus carpio* // Egypt. J. Aquat. Res. - 2015. - Vol. 41. – P. 219–226.

113 Abalaka S.E. Heavy metals bioaccumulation and histopathological changes in *Auchenoglanis occidentalis* fish from Tiga dam // Journal of Environmental Health Science & Engineering. - Nigeria, 2015. - Vol. 13. – P. 67.

114 Tijani J.O., Fatoba O.O., Babajide O.O., Petrik L.F. Pharmaceuticals, endocrine disruptors, personal care products, nanomaterials and perfluorinated pollutants: A review. Environmental // Chemistry Letters. - 2016. - Vol. 14. - P. 27–49.

115 Rohani M.F., Islam S.M., Hossain M.K., Ferdous Z., Siddik M.A., Nuruzzaman M., Padeniya U., Brown C., Shahjahan M. Probiotics, prebiotics and synbiotics improved the functionality of aquafeed: Upgrading growth, reproduction, immunity and disease resistance in fish // Fish Shellfish Immunol. – 2022. - №120. – P. 569–589.

116 Islam S.M., Rohani M.F., Zabed S.A., Islam M.T., Jannat R., Akter Y., Shahjahan M. Acute effects of chromium on hemato-biochemical parameters and morphology of erythrocytes in striped catfish *Pangasianodon hypophthalmus* // Toxicol. Reports. - 2020. - Vol. 7. - P. 664–670.

117 Ahmed M.K., Habibullah-Al-Mamun M., Parvin E., Akter M.S., Khan M.S., Arsenic induced toxicity and histopathological changes in gill and liver tissue of freshwater fish, tilapia *Oreochromis mossambicus* // Exp. Toxicol. Pathol. - 2013. - Vol. 65. - P. 903–909.

118 Suchana S.A., Ahmed M.S., Islam S.M.M., Rahman M.L., Rohani M.F., Ferdusi T., Ahmmad A.K.S., Fatema M.K., Badruzzaman M., Shahjahan M., Chromium exposure causes structural aberrations of erythrocytes, gills, liver, kidney, and genetic damage in striped catfish *Pangasianodon hypophthalmus* // Biol. Trace Elem. Res. - 2021. - №1. – P. 3869–3885.

119 Ali H., Khan E. Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. Environ // Chem. Lett. - 2018. - Vol. 16. – P. 903–917.

120 Taslima K., Al-Emran M., Rahman M.S., Hasan J., Ferdous Z., Rohani M.F., Shahjahan M. Impacts of Heavy Metals on Early Development, Growth and Reproduction of Fish-A Review // Toxicol. Rep. - 2022. - Vol. 9. – P. 858–868.

121 Singare P.U., Dhabarde S.S. Toxic Metals Pollution Due to Industrial Effluents Released along Dombivali Industrial Belt of Mumbai. Eur // J. Environ. Saf. Sci. Eur. Sci. Res. Inst. – India, 2014. - Vol. 2. – P. 5–11.

122 Sarkar M.M., Rohani M.F., Hossain M.A.R., Shahjahan M. Evaluation of Heavy Metal Contamination in Some Selected Commercial Fish Feeds Used in Bangladesh. Biol // Trace Elem. Res. - 2022. - Vol. 200. – P. 844–854.

123 Ngo H.T.T., Gerstmann S., Frank H. Subchronic Effects of Environment-like Cadmium Levels on the Bivalve *Anodonta anatina* (Linnaeus 1758): III. Effects on Carbonic Anhydrase Activity in Relation to Calcium Metabolism // Toxicol. Environ. Chem. - 2011. - Vol. 93. – P. 1815–1825.

124 Farombi E.O., Adelowo O.A., Ajimoko Y.R. Biomarkers of Oxidative Stress and Heavy Metal Levels as Indicators of Environmental Pollution in African

Cat Fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. - 2007. - Vol. 4. – P. 158–165.

125 Łuszczek-Trojnar E., Drag-Kozak E., Szczerbik P., Socha M., Popek W. Effect of Long-Term Dietary Lead Exposure on Some Maturation and Reproductive Parameters of a Female Prussian Carp (*Carassius gibelio* B.) // *Environ. Sci. Pollut. Res.* - 2014. - Vol. 21. – P. 2465–2478.

126 Lakherwal D. Adsorption of Heavy Metals-a Review // *Mater. Today Proc.* - 2019. - Vol. 18. – P. 4745–4750.

127 Hülsken J., Behrens J. The Wnt signalling pathway // *J. Cell Sci.* - 2000. - №1. – P. 113.

128 Kim H.Y. CXXC5 is a negative-feedback regulator of the Wnt/ β -catenin pathway involved in osteoblast differentiation // *Cell Death Differ.* - 2015. - Vol. 22. - P. 912–920.

129 Huang P. et al. Activating Wnt/ β -catenin signaling pathway for disease therapy: challenges and opportunities // *Pharmacol. Therapeut.* - 2019. - Vol. 196. - P. 79–90.

130 Cadigan K.M., Waterman M.L. TCF/LEFs and Wnt signaling in the nucleus. Cold Spring Harb // *Perspect. Biol.* - 2012. - Vol. 4, №11. – P. 7906.

131 Campos-Garcia J., Martinez D.S.T., Alves O.L., Leonardo A.F.G. Barbieri E. Ecotoxicological effects of carbofuran and oxidized multiwalled carbon nanotubes on the freshwater fish Nile tilapia: Nanotubes enhance pesticide ecotoxicity // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* - 2015. - Vol. 111. - P. 131–137.

132 Goessling W., North T.E., Loewer S., Lord A.M., Lee S., Stoick-Cooper C.L., Weidinger G., Puder M., Daley G.Q., Moon R.T., Zon L.I. Genetic interaction of PGE2 and Wnt signaling regulates developmental specification of stem cells and regeneration // *Cell*. - 2009. - Vol. 136, №6. – P. 1136–1147.

133 Mo Y., Wang Y., Zhang L., Yang L., Zhou M., Li X., Li Y., Li G., Zeng Z., Xiong W., Guo C. The role of Wnt signaling pathway in tumor metabolic reprogramming // *J.Cancer*. - 2019. - Vol. 10. – P. 3789–3797.

134 Barker N., Clevers H. Mining the Wnt pathway for cancer therapeutics // *Nat.Rev. Drug Discov.* - 2006. - Vol. 5. – P. 997–1014.

135 Boolbol S., Dannenberg A., Chadburn A., Martucci C., Guo X., Ramonetti J., Abreu-Goris M., Newmark H., Lipkin M. Cyclooxygenase-2 overexpression and tumor formation are blocked by sulindac in a murine model of familial adenomatous polyposis // *Cancer Res.* - 1996. - Vol. 56. – P. 2556–2560.

136 Buchanan F., DuBois R. Connecting COX-2 and Wnt in cancer // *Cancer Cell*. - 2006. - Vol. 9. – P. 6–8.

137 Castellone M., Teramoto H., Williams B., Druey K., Gutkind J. Prostaglandin E2 promotes colon cancer cell growth through a Gs-axin- beta-catenin signaling axis // *Science*. - 2005. - Vol. 310. - P. 1504–1510.

138 Clevers H. Colon cancer-understanding how NSAIDs work // *N.Engl. J.Med.* - 2006. - Vol. 354. - P. 761–763.

139 Jeannet G., Scheller M., Scarpellino L., Duboux S., Gardiol N., Back J., Kuttler F., Malanchi I., Birchmeier W., Leutz A., Hülsken J., Held W. Long-term,

multilineage hematopoiesis occurs in the combined absence of β -catenin and γ -catenin // *Blood*. - 2008. - Vol. 111. - P. 142–149.

140 Zhao C., Blum J., Chen A., Kwon H. Y., Jung S. H., Cook J. M., Lagoo A., Reya T. Loss of β -catenin impairs the renewal of normal and CML stem cells in vivo // *Cancer Cell*. - 2007. - Vol. 12. - P. 528–541.

141 Reya T., Duncan A. W., Ailles L., Domen J., Scherer D. C., Willert K., Hintz L., Nusse R., Weissman I. L. A role for Wnt signaling in self-renewal of hematopoietic stem cells // *Nature*. - 2003. - Vol. 423. - P. 409–414.

142 Willert K., Brown J.D., Danenberg E., Duncan A. W., Weissman I.L., Reya T., Yates J.R., Nusse R. Wnt proteins are lipid-modified and can act as stem cell growth factors // *Nature*. - 2003. - Vol. 423. - P. 448–452.

143 Cobas M., Wilson A., Ernst B., Mancini S. J., MacDonald H. R., Kemler R., Radtke F. β -Catenin is dispensable for hematopoiesis and lymphopoiesis // *J. Exp. Med.* - 2004. - Vol. 199. - P. 221–229.

144 Hoffman David J., Rattner Bruce A., Burton Gary A., Cairns James. *Ecotoxicology // A Comprehensive Treatment*. – 2003. - №1. – P. 19-29.

145 Naylor S., O'Rourke K. Bioaccumulation and Biomagnification of Heavy Metals in Aquatic Food Implications for Ecotoxicology // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. - 2018. - Vol. 45. - P. 27-31.

146 Youssef H., Hassan M. Impact of Environmental Pollutants on Antioxidant Enzyme Activities in Aquatic Organisms // *Environmental Science and Pollution Research*. - 2016. - Vol. 20. - P. 121.

147 Oliveira R., Rodrigues A., Pinto L. Oxidative Stress and Antioxidant Defense in Fish Exposed to Pesticides // *Environmental Pollution*. - 2017. - №1. – P. 29-39.

148 Das M., Pal S. Effects of Heavy Metals on Antioxidant Enzyme Activities in Freshwater Fish // *Environmental Toxicology and Chemistry*. - 2013. - №1. – P. 39-49.

149 Dube S. Biological and Health Effects of Pollutants // *Environmental Toxicology*. - 2010. - Vol. 11. – P. 49-56.

150 Almeida S., Almeida L. Oxidative Stress and Antioxidants in Aquatic Animals. – 2015. – 122 p.

151 Krężel A., Maret W. The Bioinorganic Chemistry of Mammalian Metallothioneins // *Chem. Rev.* - 2021. - Vol. 121. – P. 14594–14648.

152 Min K.S., Ueda H., Tanaka K. Involvement of intestinal calcium transporter 1 and metallothionein in cadmium accumulation in the liver and kidney of mice fed a low-calcium diet // *Toxicol. Lett.* - 2007. - Vol. 176. - P. 85–92.

153 Nakajima K., Kodaira T., Kato M., Nakazato K., Tokita Y., Kikuchi H., Sekine H., Suzuki K., Nagamine T. Development of an enzyme-linked immunosorbent assay for metallothionein-I and -II in plasma of humans and experimental animals // *Clin. Chim. Acta*. - 2010. - Vol. 411. - P.758–761.

154 ГОСТ 31861-2012. Вода. Общие требования к отбору проб //Межгосударственный стандарт. - 2012. - 25с.8. Nature protection. Hydrosphere. General requirements for sampling of bottom sediments of water objects for their

pollution analysis // Межгосударственный стандарт. - 2003. – 25 с.

155 ГОСТ 31861-2012. Международный стандарт. Вода. Общие требования к отбору проб. – М.: Стандартинформ, 2013. – 64 с.

156 ПНД Ф 14.1:2:4.214-06. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовых концентраций железа, кадмия, кобальта, марганца, никеля, меди, цинка, хрома и свинца в питьевых, поверхностных и сточных водах методом пламенной атомно- абсорбционной спектроскопии. – М., 2006. - 22 с.

157 <https://adilet.zan.kz/rus/docs/H10T0000299> 18.06.2024.

158 <https://www.sigmaaldrich.com/deepweb/assets/sigmaaldrich/product/documents/254/301/19160dat.pdf?srltid=AfmBOooJFceFVy4cxbocZnpKP F3 2fLkZqfoZu0S3SaYHoJV3U0ce5KbO> 17.06.2024.

159 <https://www.sigmaaldrich.com/deepweb/assets/sigmaaldrich/product/documents/508/342/mak381bul-mk.pdf?srltid=AfmBOooIGdyl9TUSrsDxYte6uBFDdTbxtFtxdAVyZO W BL4JSiJPKBUdU> 18.06.2024.

160 [https://www.cusabio.com/uploadfile/newwell/Instructions/CSB-EQ027262FI_Fish_metallothionein\(MT\)ELISA_kit.pdf?srltid=AfmBOo q qT3rT0z0zcuArnmKCo2YaV3C6MocsQqY7018_VJ7w7CMjMREQ](https://www.cusabio.com/uploadfile/newwell/Instructions/CSB-EQ027262FI_Fish_metallothionein(MT)ELISA_kit.pdf?srltid=AfmBOo q qT3rT0z0zcuArnmKCo2YaV3C6MocsQqY7018_VJ7w7CMjMREQ) 12.03.2024.

161 Gauthier J. The micronucleus test: A method for the detection of mutagenic and genotoxic effects in human populations // Environmental Health Perspectives. – 1996. - Vol. 104, №5. – P. 1085-1092.

162 Tice R. Single cell gel electrophoresis (comet assay): a detailed review of the methodology and its applications // Mutation Research - 2000. - Vol. 455, №1-2. – P. 1-13.

163 Humason G.L., Freeman W.H. Animal tissue techniques // 4th Edition. - San Francisco, 1979. - Vol. 5, №2. – P. 19-28.

164 Witeska M., Shalakhmetova T., Tlenshieva A. Genotoxic and histopathological effects of the Ili River (Kazakhstan) water pollution on the grass carp *Ctenopharyngodon idella* // Environmental Pollutants and Bioavailability. - 2022. - Vol. 34, №1. - P. 297.

165 Pichery C., Bellanger M., Zmirou-Navier D., Glorennec P., Hartemann P., Grandjean P. Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control // Environmental Health. - 2011. - Vol. 10. – P. 44.

166 Khoshnood Z. Histopathological Alterations in the Kidney of Caspian Kutum, *Rutilus frisii kutum*, Larvae and Fingerlings Exposed to Sublethal Concentration of Atrazine // Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. - 2015. - Vol. 94. - P. 158-163.

167 Петрова И.В. Стандарты токсикологических исследований на водных объектах // Водные ресурсы и экология. - 2016. - №21(6). – С. 70-80.

168 Hill A., Teraoka H. Et al. Zebrafish as a model vertebrate for investigating chemical toxicity // Toxicological sciences – 2005. – Vol. 86, №1. – P. 6.

169 Veeman M., Axelrod J., Moon R. A Second Canon: Functions

and Mechanisms of β -Catenin-Independent Wnt Signaling // *Dev. Cel.* - 2003. - Vol. 5. – P. 367–377.

170 Pukrop T., Binder C. The complex pathways of Wnt 5a in cancer progression // *J.Mol.Med.* – 2008. - Vol. 86. - P. 259–266.

171 MacDonald B., Tamai K., He X. Wnt/beta-catenin signaling: components, mechanisms and diseases // *Dev. Cell.* - 2009. - Vol. 17. – P. 9–26.

172 Henderson D., Long D., Dean C. Planar cell polarity in organ formation // *Curr. Opin. Cell Biol.* - 2018. - Vol. 55. – P. 96–103.

173 Kawano Y., Kypta R. Secreted antagonists of the Wnt signalling pathway // *J. Cell Sci.* – 2003. - Vol. 116. – P. 2627.

174 Sugimura R., Li L. Noncanonical Wnt signaling in vertebrate development, stem cells and diseases // *Birth Defects Res. C: Embryo Today.* - 2010. -Vol. 90. – P. 243–256.

175 Luna-Ulloa L., Hernández-Maqueda J., Castañeda-Patlán M., Robles-Flores M. Protein kinase C in Wnt signaling: Implications in cancer initiation and progression // *IUBMB Life.* – 2011. - Vol. 63. – P. 915–1021.

176 Witeska M., Shalakhmetova T., Tlenshieva A. Effect of Pb, Cu and Zn on development and Wnt/ β -catenin signaling pathway genes expression of *Ctenopharyngodon idella* // *Toxicology Research.* - 2024. – Vol. 13, №3. – P. 13.

177 Barjhoux I., Gonzalez P., Baudrimont M., Cachot J. Molecular and phenotypic responses of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) early life stages to environmental concentrations of cadmium in sediment // *Environ. Sci. Pollut. Res.* - 2016. - Vol. 23. – P. 17969–17981.

178 Hanson M., Brundage K., Schafer R., Tou J., Barnett J. Prenatal cadmium exposure dysregulates sonic hedgehog and Wnt/ β -catenin signaling in the thymus resulting in altered thymocyte development // *Toxicol. Appl. Pharmacol.* – 2010. - Vol. 242. – P. 136–145.

179 Zhang Y., Zhang R., Sun H., Chen Q., Yu X., Zhang T., Yi M., Liu J. Copper inhibits hatching of fish embryos via inducing reactive oxygen species and down-regulating Wnt signaling // *Aquat. Toxicol.* - 2018. - Vol. 205. – P. 156–164.

180 Lee G., Soo J., Choi S. Effects of Pesticides and Heavy Metals on Ecological Health of Aquatic Ecosystems // *Science of the Total Environment.* - 2019. - №1. – P. 28-39.

181 Lee S., Shah G. Heavy Metal Contamination in Aquatic Ecosystems and the Role of Antioxidant Enzymes in Bioremediation // *Aquatic Toxicology.* - 2015. - №1. – P. 29-37.

182 Batista M., Lima A., Fernandes L. Catalase and Superoxide Dismutase Activities as Biomarkers of Environmental Pollution in Fish // *Ecotoxicology.* - 2018. - №1. – P. 28-39.

183 Emenike E. Heavy Metal Pollution in Aquaculture: Sources. Impacts and Mitigation Techniques // *Biol Trace Elem Res.* - 2022. - №1. – P. 34-81.

184 Langa X. A Systematic Analysis of Metal and Metalloid Concentrations in Eight Zebrafish Recirculating Water Systems // *Zebrafish.* - 2021. - №1. – P. 34-52.

- 185 Jamrozik D., Dutczak R., Machowicz J., Wojtyniak A., Smedowski A. Pietrucha-Dutczak M. Metallothioneins, a Part of the Retinal Endogenous Protective System in Various Ocular Diseases // *Antioxidants*. - 2023. - Vol. 12. - P. 1251.
- 186 Liu Y., Wu Z., Guo K., Zhou Y., Xing K., Zheng J., Sun Y., Zhang J. Metallothionein-1 gene from *Exopalaemon carinicauda* and its response to heavy metal ions challenge // *Mar. Pollut. Bull.* - 2022. - Vol. 175. – P. 29-37.
- 187 Vijver M., Van Gestel C., Lanno R., Van Straalen N., Peijnenburg W. Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance: A review // *Environ. Sci. Technol.* – 2004. - Vol. 38. - P. 4705–4712.
- 188 Richards M. Recent developments in trace element metabolism and function: Role of metallothionein in copper and zinc metabolism // *J. Nutr.* - 1989. - Vol. 119. - P. 1062–1070.
- 189 Järup L., Åkesson A. Current status of cadmium as an environmental health problem // *Toxicol. Appl. Pharm.* – 2009. - №238. – P. 201–208.
- 190 Wang Y., Branicky R., Noe A., Hekimi S. Superoxide dismutases: Dual roles in controlling ROS damage and regulating ROS signaling // *J. Cell Biol.* - 2013. - Vol. 217, №6. – P. 1915–1928.
- 191 Zhang Y., Li Z., Kholodkevich S., Sharov A., Feng Y., Ren N., Sun K. Cadmium-induced oxidative stress, histopathology, and transcriptome changes in the hepatopancreas of freshwater crayfish (*Procambarus clarkii*) // *Sci Total Environ.* – 2019. - Vol. 20, №666. – P. 944–955.
- 192 Kim B., Rhee J., Jeong C., Seo J., Park G., Lee Y., Lee J. Heavy metals induce oxidative stress and trigger oxidative stress-mediated heat shock protein (hsp) modulation in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus* // *Comparative Biochemistry Physiol.* – 2014. - Vol. 166. – P. 65–74.
- 193 Stará A., Kouba A., Velíšek J. Effect of Chronic Exposure to Prometryne on Oxidative Stress and Antioxidant Response in Red Swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) // *BioMed Res Int.* – 2014. - Vol. 6. – P. 29-38.
- 194 Farombi E., Adelowo O., Ajimoko Y. Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in African cat fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River // *Int J Environ Res Public Health.* - 2007. - Vol. 4. - P. 158–165.
- 195 Wang Y., Zhao H., Shao Y., Liu J., Li J., Luo L., Xing M. Copper (II) and/or arsenite-induced oxidative stress cascades apoptosis and autophagy in the skeletal muscles of chicken // *Chemosphere.* - 2018. - Vol. 206. - P. 597–605.
- 196 Linde A., Garcia-Vazquez E. A simple assay to quantify metallothionein helps to learn about bioindicators and environmental health // *Biochem Mol. Biol. Educ.* - 2006. - Vol. 34, №5. – P. 360–363.
- 197 Sarkar M., Islam J.B., Akter S. Pollution and ecological risk assessment for the environmentally impacted Turag River, Bangladesh // *J. Mater. Environ. Sci.* – 2016. - Vol. 7. - P. 2295–2304.
- 198 Лопарева Т.Я., Шарипова О.А., Петрушенко Л.В. Уровень накопления токсикантов в мышечной ткани рыб в водных бассейнах Республики Казахстан // *Вестник АГТУ. Серия: Рыбное хозяйство.* – 2016. – №2. – С. 115-122.

- 199 Sivakumar Rajeshkumar and Xiaoyu Li. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake // *Toxicol Rep. – China*, 2018. – Vol 19, №5. – P. 288-295.
- 200 Luoma S.M., Rainbow P.S. *Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management.* – Cambridge: Cambridge University Press, 2008. – 162 p.
- 201 Ahmed Th., Ibrahim A., Ekbal T., Wassif and Mariana S. Heavy Metals Assessment in Water, Sediments and Some Organs of *Oreochromis niloticus* under the Impact of Sewage Water // *Journal of Heavy Metal Toxicity and Diseases.* – 2016. – Vol. 35, №4. – P. 26-37.
- 202 Hertika A., Kusriani K., Indrayani E., Nurdiani R., Putra R. Relationship between levels of the heavy metals lead, cadmium and mercury and glomerata // *Research.* – 2018. - №7. – P. 1239.
- 203 Farghalaly A. Evaluation of the antimutagenic effect of vitamin C against DNA damage and cytotoxicity induced by trimethyltyn in mice // *Nature and Science.* - 2009. - Vol. 7. - P. 1–7.
- 204 Havsteen B. The biochemistry and medical significance of the flavonoids // *Pharmacol. Ther.* – 2002. - Vol. 96. – P. 67–202.
- 205 Holland N., Duramad P., Rothman N., Figgs L., Blair A., Hubbard A., Smith M. Micronucleus frequency and proliferation in human lymphocytes after exposure to herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in vitro and in vivo // *Mutation research genetic toxicology and environmental mutagenesis.* - 2002. - Vol. 521, №1–2. – P. 165–178.
- 206 Kumar K., Razack S., Nallamuthu I., Khanum F. Phytochemical analysis and biological properties of *Cyperus rotundus* L. // *Industrial Crops and Products.* - 2014. - №1. - P. 815.
- 207 Lotito S., Fraga C. Ascorbate protects (+)-catechin from oxidation both in pure chemical system and human plasma // *Biol. Res.* - 2000. - Vol. 3. – P. 151–157.
- 208 Rai S., Kumar T., Jagadeesh S. Seismic evidence for significant crustal thickening beneath Jabalpur earthquake // *Geophysical Research Letter.* - 2005. - Vol. 32. – P. 20-29.
- 209 Bawuro A., Voegborlo R., Adimado A. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in Lake Geriyo, Adamawa State, Nigeria // *Hindawi Journal of Environmental and Public Health.* - 2018. - Vol. 7. – P. 29-37.
- 210 Al-Sabti K., Metcalfe C., Lushchak V. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water // *Mutat Res.* - 1995. - Vol. 343. – P. 121–135.
- 211 de Lemos T., Rödel P., Terra N. River water genotoxicity evaluation using micronucleus assay in fish erythrocytes // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* - 2007. - Vol. 66. – P. 91–401.
- 212 Nikalje S. Histopathological changes in gills of a freshwater major carp *Labeo rohita* after acute and chronic exposure to textile mill effluent // *International Journal of Environmental Sciences.* - 2012. - Vol. 3. – P. 108–118.
- 213 Fairbairn D., Olive P., O'Neill K. The comet assay: a comprehensive review. *Mutation Research // Reviews Genetic Toxicology.* - 1995. - Vol. 339. - P.

37–59.

214 Frenzilli G., Nigro M., Lyons B.P. The comet assay for the evaluation of genotoxic impact in aquatic environments // *Mutat Res.* - 2009. - Vol. 681. – P. 80–92.

215 Toyozumi T., Deguchi Y., Masuda S. Genotoxicity and estrogenic activity of 3,3'-dinitrobisphenol A in goldfish // *Biosci Biotechnol Biochem.* - 2008. -Vol. 72. – P. 2118–2123.

216 Cavalcante M., Martinez C., Sofia S. Genotoxic effects of roundup on the fish *Prochilodus lineatus* // *Mutat Res.* - 2008. - Vol. 655. – P. 41–46.

217 Hertika A., Arfiati D., Lusiana E., Putra R. Performance of metallothionein biomarker from *Sulcospira testudinaria* to assess heavy metal pollution in the Brantas Riverwatershed Indonesia // *J.Ecol Eng.* - 2023. - Vol. 24, №3. – P. 276–286.

218 Seebaugh D., William W. Importance of metal-binding proteins in the partitioning of Cd and Zn as trophically available metal (TAM) in the brine shrimp *Artemia franciscana* // *Marine Ecol Progress Series.* - 2004. - Vol. 272. – P. 215–230.

219 Тастан Д., Дуйсен А., Сутуева Л., Тленшиева А., Конысбаев Т., Шалахметова Т. Гистопатология органов белого амура из реки Или и Капчагайского водохранилища ҚазҰУ Хабаршысы // *Экология сериясы.* – 2022. - №2(71). - С. 57-69.

220 Arellano J.M., Storch V., Sarasquete C. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the Senegales sole, *Solea senegalensis* // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* - 1999. - Vol. 44. – P. 62-72.

221 Askari H., Dadolahi-Sohrab M., Savari A., Mortazavi M.S. Gill Histopathological Changes in Milkfish (*Chanos chanos*) Exposed to Acute Toxicity of Diesel Oil // *World Applied Sciences Journal.* - 2011. - Vol. 14, №10. – P. 1487-1492.

ҚОСЫМША А

Іле өзені, Қапшағай суқоймасының және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен суларындағы АМ-дың көрсеткіші, мг/л (2021-2023 мамыр-маусым)

Кесте А 1

Зерттеу аймағы	Ni	Mn	Co	Pb	Cr	Fe	Zn	Cu	Cd
Балық шаруашылығы суқоймаларына арналған АМ-дың ШРК	10.0	10.0	10.0	6.0	20.0	100.0	10.0	1.0	5.0
№ 1	1.7±0.1	6.4±0.2	3.1± 0.1	12.1± 0.2*	12.7±0.1	2.7± 0.1	18.0± 0.1*	3.1±0.2*	0.6± 0.1
№ 2	2.2±0.2	7.8± 0.1	3.5± 0.1	9.7± 0.1*	3.5± 0.2	2.4± 0.1	15.7± 0.2*	1.3±0.1*	0.8± 0.1
№ 3	1.9±0.1	9.5± 0.2	3.3± 0.1	10.5± 0.1*	3.7± 0.2	2.6± 0.1	15.3± 0.4*	1.4±0.1*	0.7± 0.1
№4	2.4±0.1	7.4± 0.1	3.0± 0.1	9.0± 0.1*	3.8± 0.1	24.5 0.1	13.7± 0.2*	1.2±0.1*	0.6± 0.1
№5	3.4± 0.1	2.9±0.6	2.5±0.2	8.7± 0.6*	3.9± 0.1	18.0±1.4	8.1±0.6	1.5±0.2*	0.4± 0.1
№ 6	0.4±0.1	3.8±0.5	1.1±0.2	2.4±0.3	1.2±0.1	2.5±0.5	4.3±0.1	0.7±1.0	0.1±0.1
Ескерту - *P≤0.05									

ҚОСЫМША Ә

Іле өзенінің, Қапшағай суқоймасының және тоған шаруашылығының әртүрлі нүктелерінен судың физико-химиялық көрсеткіштері, мг/л (2021-2023 мамыр-маусым)

Кесте Ә 1

Зерттеу аймағы	Температура ° С	рН	Ерітілген оттегі	Нитрат-ион	Нитрит-ион	Фосфат
ШРК, мг/л (балық шаруашылығы суқоймалары үшін)	22 - 26 ° С	6.5 – 8.5	6.0	40.0	0.1	0.2
№ 1	25.0 ± 2.7	6.6 ± 1.2	6.5 ± 0.8	40.8± 0.8	0.1 ± 1.0	0.19 ± 1.0
№ 2	24.4 ± 5.2	6.8 ± 1.5	6.1 ± 1.1	42.4± 1.2	0.1 ± 1.5	0.1 ± 0.8
№ 3	25.1 ± 4.1	6.5 ± 2.2	6.3 ± 0.7	40.4± 0.2	0.197 ± 1.3	0.6 ± 2.0
№4	25.0 ± 3.1	6.4 ± 1.1	6.2 ± 2.0	41.4 ± 0.5	0.1 ± 0.8	0.5 ± 1.0
№5	24.8± 2.3	6.9 ± 2.6	6.0 ± 1.2	38.8± 0.3	0.05 ± 0.7	0.03 ± 1.4
№ 6	24.5 ± 2.4	6.8 ± 1.5	6.0 ± 1.3	35.5 ± 0.2	0.04 ± 0.3	0.01 ± 0.5

ҚОСЫМША Б

Акт

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

СОГЛАСОВАНО

Проректор по научно-
инновационной деятельности
Айтжанова Ж.Н.
« 19 » // 2024
г.



УТВЕРЖЕНО

Проректор по академическим
вопросам, председатель комиссии
Казмагамбетов А.Г.
2024 г.

АКТ

о внедрении завершенной научно-исследовательской работы (этапа) в учебный процесс

Комиссия Казахского национального университета имени аль-Фараби в составе: председатель: Казмагамбетов А.Г.- проректор по академическим вопросам, члены: директор департамента по академическим вопросам Рахимбекова Б.К., директор департамента по науке и инновационной деятельности Ибраимов М.К., руководитель офиса организации образовательного процесса Кожабегенова Ж., декан факультета биологии и биотехнологии Курманбаева М.С., председатель Академического комитета по качеству преподавания и обучения факультета биологии и биотехнологии Бактыбаева Л.К., заведующая кафедрой биоразнообразия и биоресурсов Нурмаханова А.С. составили настоящий акт о том, что в 2024/2025 учебном году на кафедре биоразнообразия и биоресурсов внедрены результаты диссертационной работы докторанта PhD Тленшиевой А.М. на тему: «Исследование морфогенеза белого амурского (Stenopharyngodon Idella) в условиях загрязнения рыбохозяйственных водоемов».

№ п/п	Форма внедрения (наименование нового курса, спецкурса, раздела лекции, лаб.работы, установки, учебные пособия и т.п.); курс, специальность	Объем внедрения (количество работ, лекционных часов)	Краткое содержание внедренной работы
1	Дисциплина «Биология клетки и гистология» 9 кредитов, 2 курс бакалавриата по специальности	Лекция – 2 часа «Клеточный цикл. Регуляция клеточного цикла. Клеточное деление (митоз и мейоз)»	Внедрены результаты исследований морфогенеза белого амурского (Stenopharyngodon Idella) в зависимости от действия тяжелых металлов, нитратов и нитритов. Рассмотрены механизмы их токсического действия на клеточное деление.

	«5В05102 - Биология»		
2	Дисциплина «Биология клетки и гистология» 9 кредитов, 2 курс бакалавриата по специальности «5В05102 - Биология»	Лабораторное занятие - 4 часа «Митоз растительной и животной клетки. Мейоз. Строение мейстических хромосом»	На лабораторном занятии студентами рассмотрены, зарисованы и проанализированы хромосомные абберации на цитогенетических препаратах крови белого амура (<i>Stenopharyngodon Idella</i>), полученных в ходе выполнения диссертационной работы Тленшиевой А.М.
3	Дисциплина «Биология клетки и гистология» 9 кредитов, 2 курс бакалавриата по специальности «5В05102 - Биология»	Лекция – 2 часа «Кровь. Лимфа. Кроветворение (гемопозз). Эмбриональный гемопозз. Постэмбриональный гемопозз у рыб»	Студентам продемонстрированы примеры нарушений эмбрионального и постэмбрионального гемопозза у рыб (на примере белого амура из реки Иле и Капшагайского водохранилища) при воздействии различных поллютантов.
4	Дисциплина «Биология клетки и гистология» 9 кредитов, 2 курс бакалавриата по специальности «5В05102 - Биология»	Лекция – 2 часа «Соединительные ткани, их классификация, выполняемые функции»	Внедрены результаты исследований образования соединительных тканей у рыб из реки Иле и Капшагайского водохранилища в зависимости от воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды (состояния поверхностных вод и седиментов).

Материалы к настоящему акту рассмотрены на заседании Академического комитета по качеству преподавания и обучения факультета биологии и биотехнологии (протокол № 4 от 18.10 2024 г.)

Члены комиссии:

Директор департамента по академическим вопросам _____  Рахимбекова Б.К.

Директор департамента по науке и инновационной деятельности _____  Ибраимов М.К.

Руководитель офиса организации образовательного процесса _____  Кожабергенова Ж.

Декан факультета биологии и биотехнологии _____  Курманбаева М.С.

Председатель Академического комитета по качеству преподавания и обучения _____  Бактыбаева Л.К.

Заведующий кафедрой биоразнообразия и биоресурсов _____  Нурмаханова А.С.

