

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет магістерської та
аспірантської підготовки
Кафедра Водних біоресурсів
та аквакультури

Магістерська кваліфікаційна робота

на тему: **ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ІХТІОФАУНИ
ДЕЛЬТИ І УЗМОР'Я ДУНАЮ**

Виконав студент 2 курсу групи МВБ- 62
спеціальності 8.09020103 Охорона,
відтворення та раціональне використання
гідро біонтів
Турчин Владислав Олегович

Керівник канд.вет.н., доц.
Хохлов Сергій Михайлович

Рецензент к.біол.н., доцент
зав.кафедрою ЛНУВМБ ім.С.З.Гжицького
Божик Володимир Йосипович

Одеса 2017

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Магістерської та аспірантської підготовки

Кафедра Водних біоресурсів та аквакультури

Рівень вищої освіти магістр

Спеціальність 8.09020103 Охорона, відтворення та раціональне використання гідробіонтів

(шифр і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри _____ Шекк П.В.

“ _____ ” _____ 201_ року

З А В Д А Н Н Я

НА МАГІСТЕРСЬКУ КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТУ

_____ Турчину Владиславу Олеговичу
(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Дослідження екологічного стану та іхтіофауни дельти і узмор'я Дунаю

:

керівник роботи Хохлов Сергій Михайлович, канд.вет.н., доц.

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затвержені наказом вищого навчального закладу від “ _____ ” _____ 20__ року № _____

2. Строк подання студентом роботи _____

3. Вихідні дані до проекту (роботи) _____

Робота присвячена оцінці сучасних екологічних проблем збереження різноманіття іхтіофауни дельти та узмор'я Дунаю.

Метою роботи став аналіз сучасних екологічних та іхтіологічних проблем досліджуваного району Дунаю і пошук варіантів їх вирішення.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Для виконання роботи потрібно детально проаналізувати за літературними даними ступінь наукової розробки проблематики, оцінити існуючі методики досліджень.

Охарактеризувати сучасний стан різноманіття іхтіофауни та визначити основні екологічні проблеми дельти і прилеглого району узмор'я Дунаю.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень) Обов'язковими рисунками є ті що ілюструють місце досліджень, графіки та таблиці, які характеризують ті чи інші показники, що використовуються для розрахунків та прогнозів необхідних для вирішення поставлених задач.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання _____

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів магістерської роботи	Термін виконання етапів роботи	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
1	Аналіз наукової літератури з досліджуваної теми. Написання першого розділу магістерської роботи.	31.10.2016-21.11.2016	90	відм.
2	Аналіз методик дослідження. Вивчення екологічного стану дельти і узмор'я Дунаю, дослідження впливу важких металів на біоту. Написання другого і третього розділів магістерської роботи.	22.11.2016-14.12.2016	90	відм.
3	Рубіжна атестація виконання етапів магістерської роботи.	14.12.2016	90	відм.
4	Характеристика стану пелагічних і донних співтовариств біоти дельти і узмор'я Дунаю. Написання четвертого розділу магістерської роботи.	15.12.2016-28.12.2016	90	відм.
5	Аналіз сучасного стану іхтіофауни дельти і узмор'я Дунаю, заходи щодо збереження осетрових риб. Написання п'ятого і шостого розділів магістерської роботи.	29.12.2016-11.01.2017	90	відм.
6	Аналіз та узагальнення отриманих результатів дослідження. Формулювання висновків за результатами магістерської роботи.	12.01.2017-18.01.2017	90	відм.
7	Оформлення магістерської роботи	19.01.2017	95	відм.
8	Перевірка роботи науковим керівником, надання відгуку.	26.01.2017-29.01.2017	90	відм.
9	Перевірка магістерської роботи завідувачем кафедри.	29.01.2017-30.01.2017	95	відм.
10	Надання рецензенту перевіреної на кафедрі магістерської роботи.	30.01.2017-31.01.2017	90	відм.
11	Попередній захист роботи на кафедрі.	01.02.2017	90	відм.
12	Надання магістерської роботи до деканату	01.02.2017		
Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)			91,0	відм

Студент _____ Турчин В.О
(підпис) (прізвище та ініціали)

Керівник роботи _____ Хохлов С.М.
(підпис) (прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ
ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ІХТІОФАУНИ
ДЕЛЬТИ І УЗМОР'Я ДУНАЮ

Турчин В.О., магістр кафедри Водних біоресурсів та аквакультури
Одеський державний екологічний університет

На основі аналізу спеціалізованої літератури досліджено сучасні екологічні проблеми та іхтіофауну дельти і узмор'я Дунаю.

Українська частина дельти Дунаю нижче м. Вілкове є природоохоронною зоною. Тут розташований Дунайський біосферний заповідник. Вміст важких металів в Кілійській дельті за останнє десятиліття не збільшився в порівнянні з 90-ми рр. минулого століття. Проте, днопоглиблювальні роботи та інтенсивне судноплавство на території Дунайського біосферного заповідника залишаються чинниками ризику, можуть призвести до забруднення дельти і узмор'я Дунаю і прилеглого району Чорного моря, тобто представляють постійну потенційну загрозу екологічній рівновазі і біорізноманіттю екосистеми цього регіону.

Рівень важких металів і токсичних елементів у м'язовій тканині риб різних екологічних груп варіює в досить широких межах, але при цьому не перевищує ГДК. Вміст важких металів вищий у представників донної та донно-пелагічної екологічної групи риб (бичок-кругляк і піленгас) ніж у пелагічної ставриди.

Відновлення чисельності осетрових в даний час неможливо без проведення масштабних робіт з їх штучного розведення та випускання підрощеної молоді осетрових в місця природного мешкання. Особливу увагу слід звернути на отримання потомства виключно від місцевих плідників, щоб не допустити генетичного забруднення аборигенних популяцій осетрових.

Ключові слова: дельта, узмор'я, Дунай, екологія, важкі метали, забруднення, риби, осетрові, охорона.

SUMMARY
RESEARCH OF THE ECOLOGICAL STATE BUT FAUNA OF PISCES DELTAS
AND COASTS OF DANUBE

Turchin V.O., master of water bioresearches and aquaculture department
Odessa state ecological university

On the basis of analysis of the specialized literature modern ecological problems and fauna of fishes deltas and coasts of Danube are investigational.

Ukrainian part of delta of Danube below city Vilkovе is a nature protection area. Danube biosphere reserve is here located.

Content of heavy metals in the Ukrainian delta for the last decade did not increase as compared to 90-th past century. However, dredging and intensive navigation on territory of Danube biosphere reserve remain risk factors, can result in contamination of delta and coast of Danube and adjoining district of the Black sea, id est present a permanent potential threat to the ecological equilibrium and biovariety of ecosystem of this region.

The level of heavy metals and toxic elements in muscular fabric of fishes of different ecological groups varies in wide enough limits, but here does not exceed GDK. Content of heavy metals higher for the representatives of the ground and ground-pelagian ecological group of fishes (*N. melanostomus* and *Liza haematochila*) than for a pelagian horse-mackerel.

Proceeding in the quantity of sturgeon it is presently impossible without realization of scale works from their artificial breeding and producing of young people of sturgeon in the places of the natural dwelling. The special attention it follows to turn on the receipt of posterity exceptionally from local adult fishes, to shut out genetic contamination of aborigines a sturgeon.

Key words: delta, coast, Danube, ecology, heavy metals, contaminations, fishes, to the sturgeon, guard.

З М І С Т

	ГЛОСАРІЙ.....	7
	ВСТУП.....	6
1	ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДАНИХ З РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ СЕРЕД КОМПОНЕНТІВ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ...	11
2	МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	25
3	ЗАБРУДНЕННЯ ВОД І ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ДЕЛЬТИ ТА УЗМОР'Я ДУНАЮ НАФТОПРОДУКТАМИ І ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ	27
3.1	Накопичення найбільш мобільних токсичних елементів у філофорі і мідіях в районі узмор'я Дунаю.....	36
3.2	Аналіз вмісту важких металів і токсичних елементів у м'язових тканинах деяких риб узмор'я Дунаю.....	39
4	СУЧАСНИЙ СТАН ПЕЛАГІЧНИХ І ДОННИХ СПІВТОВАРИСТВ БІОТИ УЗМОР'Я ДУНАЮ.....	42
5	АНАЛІЗ СТАНУ ІХТІОФАУНИ В ДЕЛЬТІ ТА ПРИГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ УЗМОР'Я ДУНАЮ.....	47
5.1	Аналіз стану прісноводних риб.....	50
5.2	Аналіз стану осетрових риб.....	54
6	РОЗРОБКА І ЗДІЙСНЕННЯ ЗАХОДІВ ЩОДО ВИВЧЕННЯ І ЗБЕРЕЖЕННЯ ОСЕТРОВИХ РИБ ЧОРНОГО МОРЯ В УКРАЇНІ.....	63
	ВИСНОВКИ.....	72
	ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	74

ГЛОСАРІЙ

ГСК – глибоководний судноплавний канал.

ГДК – гранично-допустимі концентрації.

ВМ – важкі метали.

НП – нафтопродукти.

КН – коефіцієнт накопичення.

ПЗЧМ – північно-західна частина Чорного моря.

ОЦ Півд. НІРО – Одеський центр південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства і океанографії НАНУ.

ІнБПМ – інститут біології південних морів НАНУ.

Резолюція Конференції Сторін СІТЕS – Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, які знаходяться під загрозою зникнення.

ВСТУП

Розвиток біогідрохімічних процесів в північно-західній частині Чорного моря значною мірою визначається стоком річок Дунаю, Дністра і Дніпра з Бугом. На частку Дунаю, який належить до найбільш водонесних річок Чорноморського басейну, приходиться 77,4% стоку річок в північно-західній частині Чорного моря, або 36% природного припливу прісних вод Чорного моря.

Зміни, що відбувалися з кількісними і якісними характеристиками стоку Дунаю стали основними чинниками, що визначали антропогенну евтрофікацію моря в 1980-ті роки. З цього приводу, значна частина досліджень вчених України впродовж кількох десятиліть виконувалася в районах, що примикають до гирл річок і пов'язаних з ними лиманів [1].

Розташування Придунайського регіону на перетині найважливіших міжнародних шляхів з Європи в Азію сприяє розвитку потенціалу морегосподарського і транспортного комплексу [2].

Створення власного глибоководного судноплавного каналу (ГСК) для України стало однією з найактуальніших задач геополітичного та економічного значення, без вирішення якої Україна остаточно втратила б одну з гілок транспортного коридору, а судноплавний зв'язок Дунаю з Чорним морем був би повністю монополізований Румунією.

Проте підвищення значення українського Придунайського регіону в розвитку міжнародного транспортного коридору не повинне здійснюватися за рахунок погіршення екологічного стану дельти та узмор'я. Цінність дельти Дунаю у збереженні біологічного різноманіття загальновідома. Вона є однією з найбільш великих водно-болотних екосистем у Європі. Для неї характерні природні комплекси, що добре збереглися, висока щільність популяцій та чисельність багатьох видів тварин і рослин, значне різноманіття й продуктивність природних екосистем. Вирішення проблеми розвитку регіону за рахунок порушення стійкості екосистеми дельти не відповідає ні внутрішній екологічній політиці України, ні тим зобов'язанням, які вона взяла на себе, коли приєдналась до низки міжнародних

конвенцій щодо транскордонних водних об'єктів і збереження біологічного різноманіття [3, 4].

Таким чином, однією з основних умов гармонійного розвитку Придунав'я є ефективне поєднання господарської та природоохоронної діяльності, збереження унікальних природних комплексів. З метою запобігання можливих негативних наслідків робіт з відновлення ГСК Дунай – Чорне море, а також з'ясування можливості розширення інших видів господарської діяльності (зокрема, рекреаційної) на українській частині дельти Дунаю розгорнуті спеціальні широкомасштабні моніторингові дослідження. Вони були розпочаті навесні 2004 року – одночасно з початком робіт щодо відновлення ГСК Дунай – Чорне море. З жовтня 2004 року окремі моніторингові роботи були об'єднані у Програму комплексного екологічного моніторингу [5-8].

Комплексні дослідження в дельті Дунаю, що проводяться Інститутом гідробіології НАН України, спільні експедиції в дельту Дунаю за міжнародними програмами, сприяли накопиченню великого матеріалу з динаміки гідрохімічних показників у гирловій області Дунаю.

Пониззя Дунаю у рибогосподарському сенсі вивчено достатньо добре. З кінця XIX ст. цей регіон привертає увагу дослідників у галузі вивчення рибальства та біології окремих видів риб.

Проведений аналіз літературних даних [9-14] показав, що необдумані зміни структури іхтіофауни придунайських озер разом із погіршенням умов відновлення аборигенних видів та загальною деградацією екосистеми дельти Дунаю та пригирлових ділянок узмор'я, призвели до зменшення рибопродуктивності.

Чисельність осетрових видів риб, які раніше мали надзвичайно важливе значення, як цінні об'єкти промислу, протягом останніх десятиліть катастрофічно знизилася. Це було ознакою для вжиття відповідних заходів щодо їх охорони – внесенню в 1994 р. до Червоної книги України білуги (*Huso huso* L. 1758), стерляді (*Acipenser ruthenus* L. 1758), атлантичного осетра (*Acipenser sturio* L. 1758), шипа (*Acipenser nudiventris* Lovetsky, 1828) та заборони з 1996 р. промислового лову російського осетра (*Acipenser güeldenstädti* Brandt et Ratzeburg, 1833), севрюги (*Acipenser stellatus* Pallas. 1771), з наступним включенням в 2009 р. і цих двох видів

у третє видання Червоної книги України. В даний час всі шість видів осетрових, що входять до складу іхтіофауни України, відносяться до рідкісних і зникаючих видів, що охороняються в законодавчому порядку. В цих умовах вивчення сучасного стану популяцій осетрових і вжиття заходів з відновлення їх чисельності має велике природоохоронне значення.

Разом з тим за наявності досить значної наукової інформації, в даний час практично відсутні узагальнюючі, аналітичні роботи які дозволили б в цілому оцінити вплив комплексу біотичних і абіотичних факторів на формування біоти дельти Дунаю та ділянки пригирлового узмор'я, і в першу чергу на його іхтіологічну складову.

1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДАНИХ З РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ СЕРЕД КОМПОНЕНТІВ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Ефективне регулювання якості навколишнього природного середовища базується на адекватній інформації про забруднення та зміни стану екосистем під впливом техногенних викидів. Зокрема, накопичення важких металів (ВМ) у компонентах водних екосистем є одним з показників екологічного стану території. Тому отримання об'єктивних результатів про вміст важких металів у їх компонентах є основою екологічного моніторингу щодо оцінки, контролю і прогнозу стану гідроекосистем [15].

Водні об'єкти України забруднені, головним чином, сполуками азоту, нафтопродуктами та ВМ [16]. Винятком є гірські річки Криму і Карпат, які знаходяться в задовільному стані. За результатами екологічної оцінки поверхневих вод в Україні понад 13% водних об'єктів за концентрацією у них Pb і майже 60% за вмістом Zn ідентифіковані за класом якості як «забруднені», «брудні» та «дуже брудні». Токсичне забруднення поверхневих вод Cu відносить 43% водойм до «забруднених», а 28% – до «брудних» і «дуже брудних». Близько 80% водойм за вмістом Cd у поверхневих водах характеризуються як «забруднені», «брудні» і «дуже брудні», причому вода чверті з них відноситься до класу «дуже брудних». Басейн річки Південний Буг, біля міст Хмельницький і Первомайськ, забруднений сполуками міді, цинку, марганцю й шестивалентного хрому. Середні їх концентрації, як правило, не перевищують 10 значень ГДК. Дніпро і його притоки в межах України забруднені сполуками ВМ і фенолами. В окремих випадках вміст шести валентного хрому сягав 18 ГДК, цинку – 24 ГДК. Найбільш високий рівень забруднення ВМ спостерігався на річках Горинь, Устя, Тетерів, Десна, Рось, Самара, Інгулець, Уж, Гнилоп'ять, де в окремих випадках концентрація ВМ у воді сягала рівня 100 ГДК. У 1998 році на притоках Дніпра спостерігалось 210 випадків високого забруднення. З них 193 випадки забруднень ВМ. Всього по каскаду дніпровських водосховищ в 1998 році відмічено 192 випадки високого забруднення (понад 10 рівнів ГДК), з них 189 випадків – ВМ

[17]. За результатами досліджень водойм ВАТ «Сумирибгосп», розміщених у північно-східній частині Українського Полісся, найбільші перевищення ГДК таких металів як Zn, Mn, Cu, Ni, Co та Pb було відмічено навесні; влітку – Zn, Mn, Cu та Ni; а восени – Mn та Cu. Аналізуючи помітне перевищення концентрацій деяких ВМ у ставках різних категорій, можна припустити, що їх токсичний тиск може впливати на продуктивність природної кормової бази досліджуваних ставків. Слід відзначити, що вищезазначені концентрації ВМ не вплинули на вихід риби, високу середню масу виловлених особин та рибопродуктивність. За зниженням концентрації ВМ у воді можна розмістити в такий ряд: Fe → Mn → Zn → Cu → Ni → Pb → Co → Cd [15].

Детально розглянуто питання про вміст і динаміку ВМ у дніпровських водосховищах, досліджено проблему циркуляції ВМ у системі вода – донні відклади [18]. Визначено рівень антропогенного забруднення ВМ донних відкладів Каховського водосховища [19].

Вміст ВМ у донних відкладах рибницьких ставків є важливим показником їх забруднення. Накопичення ВМ у донних відкладах супроводжується, в більшості випадків, зниженням їх токсичності чи повним її нівелюванням, що слід розглядати як позитивний чинник у функціонуванні водних екосистем. Визначну роль у цьому процесі відіграє ступінь зв'язування ВМ з твердими субстратами донних відкладів. Остання зростає від обмінної фракції до залишкової.

Згідно з результатами досліджень, наявних у фаховій літературі, досить велика частка ВМ знаходиться в донних відкладах, де їх середня концентрація часто переважає фонову. Акумуляція ВМ донними відкладами, перш за все, зумовлена низькою розчинністю у воді більшості їх хімічних форм, а також тенденцією вступати у реакції комплексоутворення та адсорбцією на твердих фазах. Ці реакції залежать від рН середовища, окислювального потенціалу, вмісту органічних та інших речовин [15]. Основна частина забруднюючих речовин в екосистемах мігрує з води в донні відклади, в результаті чого ґрунти часто містять високі рівні забруднюючих речовин, тоді як їх концентрація у воді може і не бути підвищеною. У донних відкладах ВМ містяться у вигляді карбонатів, сульфідів і в зв'язаному з органічними осадами стані. Важлива роль у концентруванні ртуті, цинку, марганцю,

заліза, арсену у водних екосистемах відводиться детриту. У донних відкладах концентрується до 97-99,8% ВМ від маси досліджуваних елементів наявних у водній екосистемі [20].

Дослідження різних прісних водойм показали неоднорідність мікроелементного режиму водних екосистем, розташованих в різних регіонах України. Вміст мікроелементів в планктоні, бентосі і макрофітах визначається біогеохімічною ситуацією і залежить від геохімічних чинників середовища, виду та його фізіологічного стану, сезону року, гідрологічного та гідрохімічного режиму водойми.

Встановлено, що донні відкладення поглинають до 90% всіх хімічних речовин, що вносяться у ставки за період процесу риборозведення. Це, перш за все, корми, які не повністю з'їдаються рибою і розкладаються, мінералізуються у воді та утворюють донні відкладення. Вапно теж не все розчиняється у воді (через вміст у ньому кальцію), і тому також певною мірою входить до складу донних відкладів та бере участь у процесах мінералізації органічної речовини. Азотні добрива добре розчиняються у воді та активно беруть участь у формуванні та активізації розвитку природної кормової бази, але певна частина їх потрапляє на дно ставу. Суперфосфат взагалі погано розчиняється у воді, незважаючи на те, що його застосовують у вигляді суспензії. Всі ці чинники впливають на накопичення хімічних елементів у донних відкладах, на поверхні яких існує окислювально-відновна плівка, завдяки якій підтримується рухлива рівновага між водою і ґрунтом. Але бувають випадки, за яких порушується ця рівновага, серед них – сильні вітри при невисокому наповненні ставів та висихання в суху погоду. В рибницьких водоймах цьому сприяє ще і вирощувана риба: карп, який веде пошук зообентосу у донних відкладах, порушує цілісність вищезгаданої плівки, що може сприяти переходу важких металів у воду ставка. Крім зообентосу, карп і товстолобик можуть руйнувати цю плівку шляхом поїдання комбікорму з дна водойми [15].

Аналізуючи перерозподіл ВМ за ланками природної кормової бази, слід відмітити, що особливу актуальність має закономірність розподілу ВМ у фітопланктоні, зоопланктоні та зообентосі, тому що ці ланки мають визначене положення у трофічному ланцюзі. ВМ, що мігрують ланками екосистеми ставків, в кінцевому результаті поглинаються рибою. В даному випадку ВМ потрапляють у

воду, а потім у донні відклади. З води ВМ мігрують у фітопланктон, а з води та фітопланктону потрапляють у зоопланктон. В свою чергу у зообентос ВМ надходять з води, донних відкладів та кормових організмів. І, як відомо, у складі фітопланктону ВМ можуть споживатися товстолобиком, а зоопланктон і зообентос можуть бути джерелом забруднення ВМ організму коропа. Тому знання закономірностей розподілу ВМ в природній кормовій базі має важливе значення при вирощуванні товарної риби як за пасовищної, так і за інтенсивної технологій [15].

Планктонні організми слід розглядати як найбільш важливі ланки у харчових ланцюгах водойм, які відіграють величезну роль у концентрації та біогенній міграції металів [21].

Одним з об'єктів, вивченню якого надається велике значення при оцінці токсикологічного забруднення, є водні рослини – продуценти органічної речовини і кисню у водоймі. Власне рослини і є основними продуцентами: вуглеводів, білків, жирів, органічних кислот, вільних амінокислот, вітамінів та фізіологічно активних речовин, які частково виділяються у воду і є лігандами для ВМ. Зокрема, синьо-зелені та хлорококові водорості багаті на білки, діатомові – жири, а зелені нитчасті водорості – на вуглеводи. Фотосинтетична діяльність рослин проявляється в тому, що вони засвоюють CO_2 , шкідливий для мешканців водойм, а іншу частину цього газу переводять у бікарбонатні та карбонатні іони, як результат підлужування води. Підлужування води та збагачення її киснем приводять до окиснення ВМ (Cd, Co, Cu, Pb та ін.) до гідроксидів, які разом з карбонатами осідають на дно. Це значно очищує воду. Інтенсивність надходження ВМ у клітини рослин різноманітна і залежить від багатьох чинників, у тому числі і особливостей металу та виду рослин [15].

У фаховій науковій літературі описано три основних механізми утилізації металів із водної товщі. Це фізико-хімічна адсорбція, утворення і наступна седиментація та акумуляція важкорозчинних форм металів, а також адсорбція гідробіонтами (біологічне накопичення). Результати досліджень Гуменюк Г. Б. свідчать про те, що рослини (зокрема водорості) беруть активну участь у двох з цих процесів. Так, про їх роль як біоаккумуляторів можна судити за наявного вмісту ВМ в їх організмах [22].

Накопичення металів рослинами проходить, перш за все, шляхом їх

адсорбції на клітинній стінці, що відмічено, наприклад, для *Chlorella stigmatofora* і *Ch.vulgaris* [23]. Саме цим і пояснюється максимальне поглинання ВМ рослинами відразу ж після внесення металів в їх культуру. Зростання концентрацій ВМ у водоймах рибогосподарського призначення перетворює їх з необхідних водоростям мікроелементів в токсиканти, що істотно позначається на величині первинної продукції [24]. Серед досліджених ВМ найбільшу токсичність для водоростей мають цинк і мідь. Присутність у воді органічних речовин і комплексних сполук металів різко знижує їх токсичність [25].

У фаховій літературі відмічається тенденція щодо зменшення концентрації металів у планктоні ставків у такому порядку: залізо → цинк → марганець → мідь → кобальт. Авторами наголошується, що на кінець вирощування молоді риб планктон містить набагато менше марганцю, цинку та міді, ніж на початку вегетаційного періоду [26]. Інтенсивний розвиток фітопланктону в екосистемах вирощувальних ставків призводив до зменшення маси біологічно доступних форм металів у воді та переведення їх в осади [27].

На прикладі рибогосподарських ставків було досліджено вміст ВМ у фітопланктоні [15]. За сезонами спостерігалось накопичення до літа у фітопланктоні Fe, Zn, Mn та Ni, а до осені ☐ Cu, Co та Cd. Максимальний вміст Pb фіксувався навесні. Найнижчим навесні зафіксовано вміст Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, восени ☐ Pb та навесні і влітку – Cd. Про

роль безхребетних як біоаккумуляторів можна робити висновки за наявним вмістом ВМ в їх організмі [15]. Поглинання ВМ може проходити з водою, їжею чи обома шляхами одночасно. Поглинання, в цілому, залежить від часу і інтенсивності дії та присутності в розчині хелатоутворювачів.

Реагування зоопланктону на вплив токсичних речовин істотно відрізняється від реагування планктонних водоростей, оскільки токсикологічні закономірності у тваринних організмів виявляються інакше, ніж у рослинних [28]. Найпоширенішим тест-об'єктом у цих дослідженнях виявилася *Daphnia magna* [29]. Багато авторів вважають, що зоопланктон є накопичувачем токсикантів, наслідком чого є зменшення інтенсивності відтворення в ряду зоопланктонних поколінь [30-32].

Згідно досліджень Н. Л. Колесник [33] за сезонами фіксувалося накопичення у

зоопланктоні до літа Zn, Ni, та Cd, а до осені – Co. Максимальні рівні Fe, Mn, Cu і Pb були відмічені навесні. Мінімальний вміст Fe, Zn, Mn, Cu, Ni та Cd зафіксовано у зоопланктоні восени, Pb – влітку та восени, Co – навесні. Високі концентрації ВМ у воді та фітопланктоні сприяли переходу їх харчовим ланцюгом у зоопланктон досліджуваних ставів, в якому також фіксувався достатньо високий вміст ВМ. Така висока акумуляція ВМ організмами зоопланктону у свою чергу могла спричинити не тільки низьку його продуктивність, але й забезпечити перехід ВМ у органи та тканини товстолобика та молоді коропа, що вирощувалися у досліджуваних ставах. За зниженням вмісту ВМ у зоопланктоні можна представити наступний ряд: Fe → Zn → Mn → Cu → Ni → Co → Pb → Cd [15].

За З. А. Виноградовою та Г. М. Коган були встановлені коефіцієнти накопичення (КН) низки ВМ гідробіонтами [34]. Автори вважають, що КН металів схильні до сезонних змін, що пов'язано зі змінами температури і освітленості водного середовища, фізико-хімічного стану елементів, концентрації хімічних елементів у гідрологічно активних районах. Відзначалося збільшення вмісту заліза, марганцю і міді в дрібних веслоногих рачках за період від весни до літа.

Відомо, що організми зообентосу мають різну здатність до акумуляції важких металів, яка визначається видовою приналежністю, сезоном року, а також концентрацією в абіотичних компонентах водної екосистеми. Зообентос, поряд з фітопланктоном та зоопланктоном, відіграє також роль біоаккумулятора, про що свідчать високі рівні в ньому ВМ. Темпи поглинання ВМ бентосними видами залежать, головним чином, від вмісту їх у донних відкладах. Накопичення ВМ бентосом може відбуватися з води, осадів та з їжі, чи всіма шляхами одночасно. Поглинання, в цілому, залежить від часу і інтенсивності дії та присутності у воді та донних відкладах хелатоутворювачів.

Аналіз фахової літератури щодо вмісту ВМ у донних відкладах з результатами експериментальних досліджень показав, що безхребетні достатньо адекватно реагують на зміну рівня металів у довкіллі. Це дозволяє використовувати організми бентосу у якості моніторів поліметалічного забруднення, особливо в зонах водосховищ з найбільшим антропогенним впливом (нижче таких промислових міст як Запоріжжя, Марганець, Нікополь).

Зростання концентрації ВМ в екосистемі Каховського водосховища призводить до зменшення видового різноманіття безхребетних. Чисельність таких груп як кумові, мізиди, гамариди істотно знижується, а за особливо високих рівнів забруднення вони і зовсім зникають із складу біоценозів. Результати факторного аналізу показали достовірну залежність рівня вмісту ВМ в організмі гідробіонтів ділянки водосховища, де вони мешкають. При цьому вплив забруднюючих речовин зумовлений таксономічною належністю бентосу і хімічною природою металу. В найбільш забруднених ділянках водосховища домінували личинки хірономід та олігохети, яких можна розглядати як моніторів поліметалічного забруднення водного середовища. Аналогічну роль виконують молюски, накопичення ВМ у тканинах яких достовірно відображає ступінь забруднення окремих ділянок водойми [35]. Відомості про вміст ВМ в організмі риби, як і розподіл їх в органах і тканинах, необхідні для цілої низки практичних і наукових завдань. Найважливіші з них – моніторинг хімічного та біологічного стану навколишнього середовища і контроль якості рибної продукції. Вибір риби як об'єкта біомоніторингу забруднення водних екосистем ВМ зумовлений низкою причин. У харчових ланцюгах водойм риби займають, як правило, одне з останніх місць. Вони активно переміщуються у водному просторі і, накопичуючи ВМ, одночасно дають найбільш інтегровану і точну оцінку забруднення середовища, оскільки не залежать від екологічних особливостей окремих ділянок екосистем.

Розподіл ВМ в організмі риби залежить від середовища існування, функціонального стану організму і характеру харчових ланцюгів водойми [36].

Накопичуються ВМ в органах і тканинах різних видів риби нерівномірно. Вважається, що риби-бентофаги концентрують токсичні елементи в більшій мірі, ніж хижаки [37].

Т. С. Шарамок досліджувались особливості накопичення і розподілу ВМ в організмі молоді корошових риби та їх міграції в екосистемах вирощувальних ставів Дніпропетровської області, джерелами водопостачання яких були річки (рр. Дніпро, Самара, Оріль) з різним антропогенним навантаженням [38].

Дослідження вмісту ВМ у організмі риби межиріччя р. Прип'яті та р.

Стоходу показали перевищення вмісту кадмію в 1,5-2 рази у щуки, пічкара, окуня та гірчака в обох річках. Риби з р. Стохід порівняно з рибами р. Прип'яті характеризувалися дещо вищим рівнем кадмію, свинцю, міді, цинку, марганцю, заліза, кобальту і нікелю. Аналізом вмісту ВМ у воді цих річок виявлено перевищення рибогосподарських значень ГДК для цинку та міді [39].

Встановлено рівні накопичення ВМ у тілі риб Київського водосховища. Показано, що в органах, які контактують з водою (зябра, шкіра) вміст нікелю був вищим за нормативні значення, досягаючи у плітки 0,66 та 0,69 мг/кг, що вище нормативних показників у 1,3 рази, у ляща – 0,93-1,65, що вище нормативних концентрацій у 1,8-3,3 рази, а у плоскирки – 0,99 мг/кг, у карася – 0,61-0,68. Високий вміст нікелю відмічено у печінці (0,79 мг/кг) і нирках (0,68 мг/кг) ляща. Коефіцієнт накопичення (КН) нікелю в органах і тканинах риб (плітки, ляща, плоскирки та карася) становив: у зябрах 48,4-1330,9; в шкірі 28,6-73,8. КН кадмію відповідно був найбільшим у зябрах (109,2-127,8) і шкірі (207,4-666,7). У ляща КН нікелю у зябрах становив 130,9, у печінці – 62,7, нирках – 50,8, шкірі – 73,8, що могло стати причиною захворювання риб та їх загибелі [40]. Було встановлено рівні важких металів в органах і тканинах сига і райдужної форелі та виявлено закономірності їх накопичення. Нікель у сирій речовині печінки, нирок, зябер, шлунка і шкіри сигів знаходився в межах від 0,3 до 0,6 мг/кг, в кісткових тканинах – 1,3-1,7 мг/кг. Вміст міді в печінці перебував на рівні 4 мг/кг, в інших тканинах організму – не більше 0,7 мг/кг, цинку – у м'язах – 5,6 мг/кг, в інших органах і тканинах – від 30 до 100 мг/кг. У райдужної форелі вміст нікелю в печінці, нирках, зябрах, шлунку, шкірі і м'язах становив 0,5-1 мг/кг, в кісткових тканинах – 1,0-1,5 мг/кг; міді – в печінці – 20, в інших системах органів – 0,5-1,2 мг/кг; цинку в м'язах – 5,7, в шлунку – 200, в інших органах і тканинах – 20-30 мг/кг. Відзначено, що забруднення водного середовища веде до накопичення кадмію, кобальту, нікелю, міді, цинку та свинцю в організмі риб. У сигів нікель у найбільших кількостях акумулюється в нирках, шкірі, шлунку, зябрах і лусці. В організмі райдужної форелі нікель, кобальт, свинець та кадмій найбільшою мірою акумулюється в кісткових тканинах, меншою – в зябрах та нирках. Мідь накопичується в дуже високих кількостях у печінці. У процесі росту риб заростає вміст у їх організмі кадмію і

цинку. Кількість нікелю, міді і кобальту відображає ступінь забруднення водного середовища [41].

Т.Г.

Литвиноюю та А.П. Мельником (2001) досліджувалось накопичення нікелю та кадмію в екосистемі Канівського водосховища [42]. Було встановлено, що наявність ВМ у воді сприяє їх накопиченню в органах і тканинах риб. Особливо значна кількість нікелю та кадмію концентрується в зябрах, що є причиною розвитку асфіксії і викликає загибель риб. Крім того, іони нікелю та кадмію накопичуються в печінці та нирках, що призводить до порушення їх життєдіяльності, також викликаючи загибель риби. Проведеними дослідженнями розподілу ртуті, кадмію, арсену, міді, цинку, свинцю, нікелю, кобальту, хрому і мангану у ставках української ділянки басейну р. Дунаю встановлено, що всі вікові групи коропа і білого товстолобика містили кадмій, свинець, нікель, хром у м'язовій тканині в кількостях, що перевищують допустимі рівні в 2 і більше разів. Вищі, порівняно з м'язами, показники вмісту свинцю, нікелю, хрому відзначено у печінці (товстолобик) і мозку (короп). Акумуляція кадмію спостерігалася в скелеті. Максимальні концентрації цих елементів відмічені в тканинах і органах плідників. Зазначалося, що комплексне забруднення ставів сприяє масовому ураженню риб краснухою [43].

Вивченням вмісту і розподілу ВМ у організмі риб ставків ВАТ «Дніпрорибгосп» встановлено, що всі промислові види риб забруднені ВМ. Пріоритетними забруднювачами були такі токсичні елементи як свинець, кадмій, нікель і хром. Токсикологічний аналіз рівня накопичення ВМ у товарній рибній продукції, вирощеній у 2001 році в ставових господарствах Дніпропетровської області (Самарському, Петриківському, Таромському, Криничанському і Новомосковському) за пасовищної технології показав, що пріоритетними забруднювачами товарного коропа і білого товстолобика були нікель, кадмій та залізо [44].

Дослідженнями

тканин риб Кременчуцького водосховища встановлено закономірності накопичення і розподілу ВМ в органах і тканинах ляща і плітки, що пов'язано з типом живлення цих риб і швидкістю обмінних процесів в організмі [37]. За здатністю до накопичення ВМ внутрішні органи розташовувалися в такий ряд: скелет > гонади > печінка > нирки > селезінка > кишечник > мозок > м'язи. Загальний аналіз розподілу

ВМ у організмі риб показав, що у всіх їх органах і тканинах вміст свинцю та цинку був максимальним (380-20 мг/кг і 70-20 мг/кг відповідно), а кадмію – мінімальний, змінюючись в межах від 0,1 до 3 мг/кг. Результати досліджень багатьох авторів показали, що метали розподіляються нерівномірно в різних за функціями та морфологічною структурою тканинах [45]. Багато дослідників підкреслюють, що печінка риб є функціональним депо низки ВМ, особливо міді. Дослідження концентрацій ВМ у воді і накопичення токсикантів рибами в умовах індустріального вирощування показали, що максимальний вміст міді зафіксовано у печінці, а мінімальний – у мозку та м'язах коропа. Марганець більше накопичується в тканинах, багатих кальцієм – у лусці, плавцях, кістках, а менша його кількість знаходиться в м'язах і селезінці коропа. Мідь в організмі риб розподілений більш рівномірно, ніж марганець. Автори вважають, що зміна концентрації токсикантів може бути пов'язана і з віком риб.

Багатьма авторами встановлено залежність між вмістом ВМ у воді і органах риб, що межують з навколишнім середовищем (зябра, луска, плавці). Високий вміст елементів, необхідних для фізіологічних процесів (залізо, марганець і цинк), виявлено в більш активних у функціональному відношенні органах (печінка, нирки, селезінка, гонади) у порівнянні з м'язовою тканиною. Отже, поглинальна здатність тканин неоднакова з огляду на функціональні і морфологічні особливості органів і тканин, а також різні фізико-хімічні властивості самих металів.

Розподіл міді в організмі сига, окуня і щуки подібний: печінка > нирки > зябра > скелет > м'язи. Вміст міді в скелеті і зябрах може змінюватися у різних видів і в одного виду з різних водойм. Найбільші концентрації міді встановлені у печінці (142-4,1 мг/кг сухої маси), найменші – в м'язах (1,2-4,9 мг/кг сухої маси). Прямої залежності між накопиченням міді в організмі риб і навантаженням на водойму не простежувалося. Авторами відзначається, що цинк накопичується у великих кількостях в порівнянні з іншими металами, незважаючи на відносно низькі концентрації його у воді. Найбільш високий вміст цинку виявлено в зябрах (1141,9-82,3 мг/кг), нирках (478-168,6 мг/кг) і печінці (263,8-78,9 мг/кг), причому їх співвідношення дуже сильно відрізняються у різних видів і в одного виду з різних водойм. Найменший вміст цинку був виявлений у м'язах: – 63,2-15,9 мг/кг [33-37]. Встановлено, що

сезонна динаміка вмісту ВМ в органах і тканинах риб зумовлена циклом генеративного і пластичного обміну, а концентрація металів у різних органах пов'язана і з морфологічними змінами їх протягом річного циклу. З'ясовано сезонно-вікову динаміку накопичення нікелю, свинцю і хрому в організмі канального сома в умовах індустріального вирощування. У концентрації металів в м'язах канального сома простежувалася чітка сезонна динаміка.

Проведені токсикологічні дослідження органів та тканин корошових риб у ставах ВАТ «Суширибгосп» виявили вміст всіх досліджуваних ВМ (Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd). Аналізуючи розподіл важких металів у органах і тканинах корошових риб залежно від здатності накопичувати важкі метали, у порядку зменшення концентрацій органи та тканини риб можна розмістити у наступні ряди:

- ☒ Fe – зябра → нирки → шкіра → печінка → м'язи;
- ☒ Zn – зябра → печінка → нирки → шкіра → м'язи;
- ☒ Mn – печінка → зябра → нирки → шкіра → м'язи;
- ☒ Cu – печінка → шкіра → нирки → зябра → м'язи;
- ☒ Ni – нирки → шкіра → зябра → печінка → м'язи;
- ☒ Co – зябра → нирки → шкіра → печінка → м'язи;
- ☒ Pb – зябра → печінка → шкіра → м'язи → нирки;
- ☒ Cd – шкіра → зябра → нирки → печінка → м'язи.

В результаті вивчення рядів накопичення важких металів в органах і тканинах корошових риб [15], встановлено, що найвищий вміст Fe, Zn, Co та Pb був характерним для зябер риб, Mn та Cu – для їх печінки, Ni – для нирок та Cd – для шкіри. Найнижчий вміст майже всіх досліджуваних металів спостерігався у м'язах, що має неабияке значення для споживчих характеристик, оскільки вони є основним їстівним компонентом в рибі. Винятком був вміст Pb, в ряду накопичення якого останнє місце після м'язів займали нирки. Крім гігієнічного аналізу м'язів риби як харчового продукту, було проведено аналіз шкіри корошових риб, як їстівної частини, що також може споживатися людиною. За результатами аналізу було відмічено перевищення нормованих значень у шкірі корошових риб Zn, та в поодиноких випадках ☒ Pb та Cd. Найбільший вміст Zn спостерігався у шкірі

цьоголіток та однорічок риб. Товарна риба (трилітки коропа та товстолобика) мала у шкірі вміст Zn, який зовсім трішки перевищував ГДК відповідно у 1,1 та 1,4 рази. Однак у шкірі триліток коропа спостерігалось перевищення нормованих значень за максимальним вмістом Cd (у 4,6 рази). Слід відмітити, що шкіра товстолобика накопичувала Zn більше, ніж шкіра коропа. Перевищення рівня Pb та Cd мали поодинокий характер, а вміст Zn мав тенденцію перевищення нормованих значень майже у всіх різновікових групах коропа і товстолобика. Подібні явища можуть бути причиною передачі важких металів харчовим ланцюгом та акумуляції у людському організмі, що знижує харчову цінність риби [15].

Таким чином, вищенаведене підтверджує актуальність досліджень розподілу ВМ у компонентах водних екосистем.

Через відсутність матеріалів щодо комплексного вмісту ВМ у біотичних і абіотичних складових компонентах різних гідроекосистем, тим більше щодо їх систематизації та аналізу, необхідно проводити комплексні дослідження з розподілу ВМ у складових компонентах водних екосистем для подальшої розробки методів прогнозування їх вмісту. Актуальним питанням є відсутність на сьогодні в Україні нормованих величин, що лімітують вміст ВМ як у природній кормовій базі риб так і в донних відкладах.

Різке погіршення екологічної ситуації практично у всіх регіонах, пов'язане з господарською діяльністю людини, вплинуло на якісний склад споживаної їжі, зокрема риби, яка повинна підлягати контролю за вмістом токсичних елементів. Але на теперішній час з важких металів у рибі лімітуються лише свинець, кадмій, мідь та цинк. Для гарантування безпеки і якості продовольчої сировини та харчових продуктів, що є одним із основних завдань сучасного суспільства, потрібно створювати або змінювати законодавчі документи. В одному випадку [2] це перегляд існуючих нормативів, які розроблялися дуже давно і не враховували особливості різних регіонів та екосистем; в іншому [2] потрібне розроблення нормованих величин нових токсичних елементів.

2 МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

1. Матеріалом для дипломного проекту слугували результати досліджень, отриманих в експедиціях вченими Інституту біології південних морів НАН України (ОФ ІБПМ), Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства і океанографії (ОЦ Півд. НІРО), Одеського державного екологічного університету (ОДЕКУ) та звітної документації Екологічної інспекції південно-західного регіону Чорного моря.

2. Програма дослідження включає визначення нафтопродуктів і важких металів (розчинна і зважена форма) у воді та донних відкладах.

Визначення вмісту нафтопродуктів у воді виконується з гексанових екстрактів методом ультрафіолетової спектроскопії з довжиною хвилі 0,200-0,225 мкм за допомогою приладу СФ-46.

Важкі метали у воді визначаються у двох міграційних формах – розчинній і зваженій. Визначення усіх форм металів виконується за методом атомної абсорбції у полум'ї, за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра ААС-3. В якості горючого пального використовується ацетилен, пального носія – повітря.

Усі досліджені хімічні елементи ми порівняли з санітарно-гігієнічними ГДК (для риб), з рибогосподарськими ГДК (для річкової і морської водної екосистеми). Статистика вилову риби наводиться за офіційними даними ОЦ Півд. НІРО.

3. Обробка інформації включала візуальний огляд, підготовку необхідних даних для обробки на ПК, статистичний і кореляційний аналіз (виконаний в пакеті STATISTICA програми Excel), побудову таблиць, графіків (Excel, Arc Wev).

При проведенні досліджень в районі Дунайського узмор'я було необхідно оцінити стан екосистеми, визначити динаміку і спрямованість основних процесів і простежити вплив на неї різних видів господарської діяльності.

Актуальність нашого дослідження полягає в тому, що екосистема дельти і узмор'я Дунаю починаючи з 1960-х років 20 століття і до цього часу зазнає важкого антропогенного впливу, в результаті чого відбуваються докорінні зміни.

Виходячи із викладеного ми перед собою поставили **мету**: на основі результатів багаторічних досліджень абіотичних і біотичних компонентів екосистеми дельти та узмор'я Дунаю Інститутом біології південних морів НАНУ, аналізу опублікованих даних Південного науково-дослідного інституту рибного господарства і океанографії та звітної документації Екологічної інспекції південно-західного регіону Чорного моря проаналізувати екоситуацію, що склалася; охарактеризувати стан основних спільнот гідробіонтів; оцінити негативні зміни в екосистемах під впливом забруднюючих речовин, які надходять зі стоком Дунайських вод, від морського транспорту, сільського господарства та інших підприємств.

Програма дослідження включає слідуєчи **завдання**:

- 1) показати рівень забруднення вод і донних осадів дельти і узмор'я Дунаю нафтопродуктами і важкими металами в період будівництва і експлуатації судноплавного каналу «Бистрий» (2004-2010 рр.);
- 2) проаналізувати вміст важких металів в організмі гідробіонтів;
- 3) охарактеризувати сучасний стан пелагічних і донних співтовариств біоти узмор'я Дунаю;
- 4) дати аналіз стану іхтіофауни та рибному промислу в дельті Дунаю та пригирловій ділянці узмор'я;
- 5) проаналізувати заходи щодо вивчення і збереження осетрових риб Чорного моря в Україні.

3 ЗАБРУДНЕННЯ ВОД І ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ДЕЛЬТИ ТА УЗМОР'Я ДУНАЮ НАФТОПРОДУКТАМИ І ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Кілійська частина дельти Дунаю нижче м. Вілкове є природоохоронною зоною. Тут розташований Дунайський біосферний заповідник. У 2004 р. на території заповідника, в рукаві «Бистрий» і на прилеглому до нього узмор'ї розпочалося спорудження глибоководного судноплавного каналу Дунай-Чорне море.

З 2007 р. по каналу розпочався рух суден, а в 2010 р. на узмор'ї було завершено будівництво греблі, що захищала та перешкоджала руху прибережних наносів і постійному замулюванню судноплавного каналу. У каналі постійно проводяться днопоглиблювальні роботи. Дампінг вичерпаних ґрунтів складається на морському звалищі, розташованому на узмор'ї на відстані 8 км від берега. Під час вилучення і скидання ґрунтів порушуються процеси природного перенесення і осадження суспензії з товщі вод в донні осади, збільшується каламутність і відбувається вторинне забруднення морського середовища. Інтенсивне судноплавство по каналу підвищує вірогідність ризиків додаткового надходження в екосистему дельти і узмор'я Дунаю різних забруднюючих речовин. Окрім цього, експлуатація судноплавного каналу відбувається на тлі змін природних чинників – розвитку самої дельти, багаторічних коливань клімату і відповідних ним коливань регіональних гідрометеорологічних характеристик (об'єму стоку Дунаю, рівня Чорного моря та ін.) [46]. Усе це вимагає постійного і ретельного комплексного моніторингу екосистеми кілійської частини дельти і узмор'я Дунаю.

Два останні десятиліття Одеською філією Інституту біології південних морів (ІнБПМ) НАН України у рамках комплексного екологічного моніторингу проводяться дослідження рівня забруднення нафтопродуктами (НП) і важкими металами (ВМ) вод і донних осадів дельти і узмор'я Дунаю. Результати досліджень, проведених в 90-і рр. минулого століття, до будівництва судноплавного каналу, опубліковані в роботах [47, 48].

Мета цього розділу роботи – показати рівень забруднення вод і донних осадів дельти і узмор'я Дунаю НП і ВМ в період будівництва і експлуатації судноплавного

каналу (2004-2010 рр.), порівняти його з рівнем забруднення до будівництва судноплавного каналу (період 90-х рр.) і показати тенденції міжрічної мінливості, що допоможе оцінити сучасний стан екосистеми цього регіону.

Розташування судноплавного каналу і схема постійних станцій в дельті і на узмор'ї Дунаю, де відбиралися проби води і донних осадів для визначення в них вмісту забруднюючих речовин, показані на рисунку 3.1.

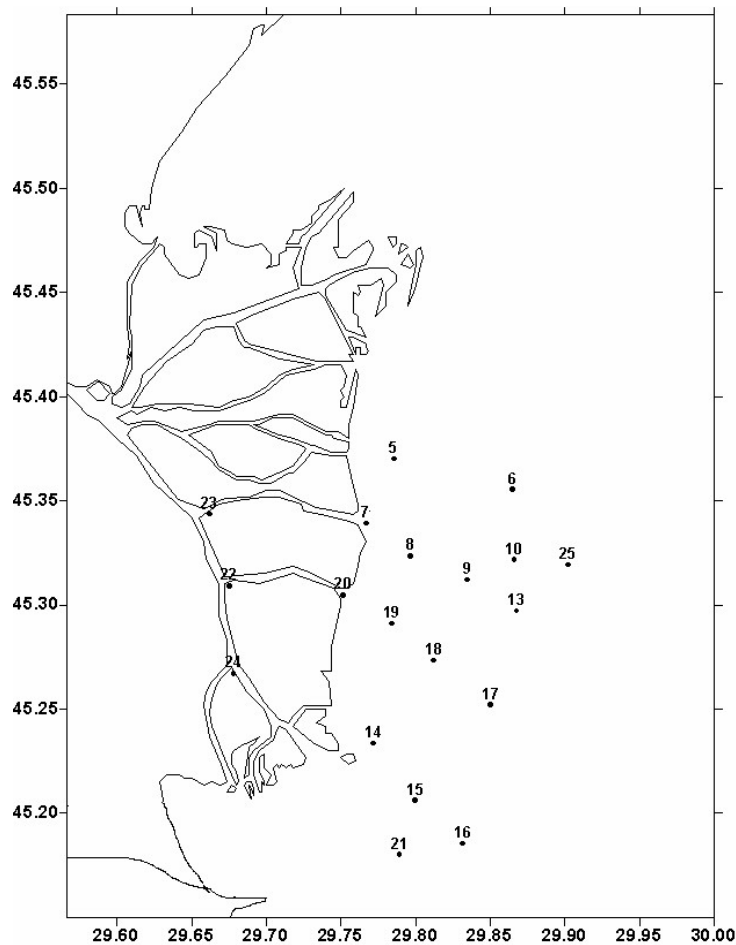


Рисунок 3.1 – Схема станцій в дельті і на узмор'ї Дунаю

Визначення вмісту НП у воді і донних осіданнях проводилося з використанням екстракційних методів інфрачервоної і ультрафіолетової спектрофотометрії [49, 50]. Рибогосподарські ГДК забруднюючих речовин наведені в таблиці 3.1.

Токсичність НП і ВМ і їх негативний вплив на водні екосистеми добре відомі [51, 52]. НП відносяться до неконсервативних забруднюючих речовин, і за сприятливих абіотичних і біотичних умов середовища вони піддаються активній трансформації. Вміст ВМ визначається перенесенням їх різних міграційних форм

(розчиненою і зваженою) як водними масами, так і по трофічних шляхах. Найбільш токсичною і біологічно активною є розчинена іонна форма металів.

Таблиця 3.1 – Рибогосподарські ГДК забруднюючих речовин (НП і ВМ)

Забруднююча речовина	ГДК
НП, мг/дм ³	0,05
Cu, мкг/дм ³	5
Zn, мкг/дм ³	50
Ni, мкг/дм ³	10
Cd, мкг/дм ³	10

Процеси деструкції НП відбуваються в пригирлових зонах (у дельті річки і на узмор'ї) інтенсивно, завдяки активній гідродинаміці, підвищеному вмісту у водах зваженої речовини і високої активності бактерій [47]. У гирлах річок навесні і літом, як правило, спостерігається підвищений вміст зважених речовин. У водах дельти Дунаю НП і ВМ знаходяться, переважно, в зваженій формі (70 %), 30 % НП представлені емульсійною і розчиненою формами. На узмор'ї різко зменшується швидкість течії, і в зоні змішування прісних річкових вод з солоними морськими (на геохімічних бар'єрних зонах ріка-море) відбувається лавиноподібне осадження зваженої речовини, яка виноситься водами Дунаю. Залишки забруднюючих речовин у вигляді розчинених форм виносяться у відкрите море [48]. Межі зон прісних, змішаних і морських вод на гирловому узмор'ї досить рухливі і залежать, в основному, від об'єму стоку, напрямку і сили вітрів та гідродинаміки.

Сезонні коливання вмісту НП обумовлені, в основному, внутрішньорічним розподілом стоку, а також сезонною мінливістю гідрометеорологічних і біологічних процесів в дельті і на узмор'ї Дунаю.

У 90-і рр. минулого століття середня за площею величина вмісту НП у водах кілійській частини дельти Дунаю складала 1,5-2 ГДК, а в 2000 р. знизилася до ГДК. Рівень забруднення вод узмор'я в цей же час був в 2 рази меншим. Максимальний

вміст НП у водах узмор'я зазвичай спостерігався під час весняного паводку, а мінімальний – влітку [47, 48].

З початком днопоглиблювальних робіт, дампіngu і проходження суден по судноплавному каналу (2004-2010 рр.) сезонна динаміка забруднення вод узмор'я змінилася (табл. 3.2). Слід зазначити, що 2005 р., 2006 р. і 2010 р. були роками багатоводними, що визначило переважну роль річкового стоку у надходженні забруднюючих речовин на узмор'я. Під час гідротехнічних робіт навесні, а також в липні-вересні 2005 р. спостерігалися значні дощові паводки. В цей час в рукаві «Бистрий» вміст НП у поверхневому шарі досягав 22 ГДК. А навесні 2007 р. біля входу в судновий канал (ст. 13) максимальний вміст НП у придонному шарі досягав 3 ГДК (при цьому фіксувалися «свіжі» нафтові вуглеводні). У 2010 р. в районі дампіngu (ст. 10) зафіксовані максимальні значення вмісту НП в поверхневому шарі – 2,5 ГДК. Восени 2010 р. середня за площею величина забруднення НП поверхневих вод узмор'я не перевищувала ГДК. Такі величини вмісту НП характерні для антропогенних навантажених районів північно-західної частини Чорного моря (зокрема, Одеського району).

У весняний період середній рівень нафтового забруднення поверхневого шару вод узмор'я став вищий, ніж в дельті, що, можливо, і пояснюється техногенним впливом каналу (табл. 3.3). Влітку вміст НП в поверхневому шарі вод узмор'я знижується до рівня ГДК, а восени стає ще нижчим. І у дельті, і на узмор'ї навесні і влітку вміст НП у поверхневому і придонному шарі однаковий, а восени вміст НП у придонному шарі зростає.

Таблиця 3.2 – Середній вміст НП і ВМ у водах дельти Дунаю в 2004-2010 рр.

Шар	НП, мг/дм ³	Розчинна форма мкг/дм ³				Зважена форма мкг/дм ³			
		Cu	Zn	Ni	Cd	Cu	Zn	Ni	Cd
весна									
поверхневий	0,06	2,23	2,84	1,24	0,03	6,54	33,31	5,85	0,44
придонний	0,06	4,44	5,17	1,91	0	25,34	104,41	13,77	0,65
літо									
поверхневий	0,05	3,78	2,35	1,51	0,07	5,71	31,26	4,94	0,29
придонний	0,05	9,44	5,76	6,73	0,06	29,14	69,01	15,39	0,42
осінь									

поверхневий	0,06	4,49	7,04	1,49	0,13	6,45	18,24	3,70	0,20
придонний	0,39	3,98	7,35	1,54	0,14	9,32	20,41	4,31	0,26

В період 2005-2010 рр. в міжрічній мінливості середнього за площею вмісту НП у поверхневому і придонному шарі вод дельти і узмор'я, після максимуму, який пов'язаний з будівництвом глибоководного судноплавного каналу в 2005 р., виявилася тенденція зниження.

Дослідження, проведені в 90-і рр. показали, що води кілійської частини дельти Дунаю забруднені міддю і цинком [48]. Вміст цих речовин досягав величини ГДК. При цьому відзначалося домінування зважених форм ВМ над розчиненими. При винесенні річкових вод на узмор'я, за рахунок інтенсивної седиментації у фронтальній зоні, вміст зважених форм ВМ знижувався удвічі і більше разів та ставав сумірним, а іноді і меншим, ніж розчинених. За ретроспективними даними до 2000 р. міжрічна динаміка вмісту ВМ у водах і донних відкладах узмор'я не мала вираженої тенденції [48].

Таблиця 3.3 – Вміст НП і ВМ у водах узмор'я Дунаю в 2004-2010 рр.

Шар	НП, мг/дм ³	Розчинна форма мкг/дм ³				Зважена форма мкг/дм ³			
		Cu	Zn	Ni	Cd	Cu	Zn	Ni	Cd
весна									
поверхневий	0,07	2,74	4,86	0,98	0,10	1,72	20,16	1,47	0,25
придонний	0,05	3,27	10,78	1,22	0,10	2,65	14,06	1,81	0,22
літо									
поверхневий	0,05	2,75	5,75	0,96	0,04	1,78	39,12	1,77	0,05
придонний	0,04	4,45	5,95	5,76	0,06	4,64	27,95	3,04	0,10
осінь									
поверхневий	0,04	2,99	8,22	1,03	1,8	1,84	9,21	1,78	0,11
придонний	0,06	3,23	21,30	1,79	0,15	3,66	14,10	2,39	0,12

Просторовий розподіл і тимчасова мінливість вмісту ВМ залежать від природних і антропогенних чинників, серед них основний – це стік Дунаю. Відзначається зв'язок внутрішньорічної зміни каламутності (зваженої речовини) з режимом стоку річки. Наприклад, в травні 2005 р. в річці вміст зваженої речовини досягав 0,26025 г/дм³, а на узмор'ї – 0,1890 г/дм³., а в травні 2010 р. вміст зваженої речовини у воді змінювався від 0,006 до 0,05 г/дм³. Чим більше зваженої

речовини, тим більше ВМ в зваженій формі надходить до узмор'я. Вміст зваженої речовини зменшується від весни до осені. Спостереження 2004-2010 рр. показали, що сезонна динаміка розподілу різних форм важких металів у водах дельти в цей період не змінилася в порівнянні з періодом до 2000 р. Середні величини вмісту розчинених форм ВМ у водах узмор'я не перевищують ГДК і значення їх нижчі, ніж в дельті. Навесні на узмор'ї, як і в дельті, мідь міститься, переважно, в розчиненій формі, а цинк, нікель і кадмій, навпаки, в зваженій формі. Для літнього періоду характерні екологічно незначущі величини вмісту розчиненої і зваженої форм міді в поверхневому шарі, але відзначається збільшення вмісту розчинених форм міді, нікелю і кадмію в придонному шарі (табл.3.2).

Восени на узмор'ї для усіх досліджуваних металів домінуючою є розчинена форма, при цьому в придонному шарі середній вміст розчинених форм металів (особливо цинку) вищий, ніж у поверхневому (табл. 3.3). Певного впливу гідротехнічних робіт на загальний рівень забруднення ВМ узмор'я Дунаю в районі судноплавного каналу не відмічено. У травні 2005 р. на початковому етапі будівництва відзначалося локальне перевищення вмісту міді у придонному шарі дельти в районі будівництва. У травні 2007 р., серпні 2010 р. і жовтні 2010 р. в районі дам্পінга (ст. 10) відзначалося перевищення вмісту розчиненої форми міді ГДК. В цей же час на цій же станції відзначався підвищений вміст НП, що пов'язано, очевидно, із скиданням ґрунту при дам্পінгу і переходом зважених форм міді та НП в розчинені. У жовтні 2004 р. і листопаді 2010 р. на станціях, розташованих в судноплавному каналі (ст. 4, 9, 13, 16) в поверхневому шарі і на ст. 5, 6, 8, 9, 10 в придонному шарі, також відзначалося перевищення вмісту міді ГДК. У листопаді 2004 р. на ст. 12 і 13 зафіксовано перевищення вмісту нікелю ГДК (4,4-5,5 ГДК). У червні 2008 р. на узмор'ї, біля входу в судноплавний канал (ст. 13) спостерігалось значне перевищення вмісту цинку в поверхневому шарі (71 ГДК), а в листопаді 2010 р. в районі дам্পінга (ст. 10) в поверхневому шарі також фіксувалося перевищення вмісту розчиненої форми цинку ГДК (майже в 2 рази), а на ст. 5 в придонному шарі вміст розчиненої форми цинку перевищив 9 ГДК. Вміст нікелю і кадмію за увесь період досліджень рідко перевищував ГДК. Найбільш високий вміст нікелю спостерігався в придонному шарі станцій, розташованих на узмор'ї (2-3

ГДК), в жовтні 2008 р. на узмор'ї (ст. 11) забруднення придонного шару нікелем досягало ГДК.

Таким чином, на відміну від НП, максимальні рівні забруднення ВМ були зафіксовані в придонному шарі вод узмор'я в осінній період. У 2004-2008 рр. в поверхневому шарі вод дельти спостерігалось зменшення середньорічного вмісту розчинених форм ВМ, а із зростанням об'єму стоку Дунаю в 2010 р. розпочалося їх незначне зростання. У 2005 р. в придонному шарі дельти і поверхневому шарі узмор'я сталося досить різке збільшення вмісту НП і розчиненої форми цинку. Причому, зміни вмісту НП і ВМ в поверхневому шарі узмор'я відбувалися синхронно. У наступні роки відбувалося зменшення їх вмісту. У найбільш посушливому 2008 р. вміст НП і розчиненої форми цинку у водах узмор'я був мінімальним, а в повноводному і дощовому 2010 р. їх показники дещо виросли. Вміст розчиненої форми міді в цей період змінювався зовсім трохи.

Донні осади – кінцевий етап процесів міграції і трансформації забруднюючих речовин. Велика частина дна дельти і узмор'я вкрита піщаними донними осадами, а інша – мулом. Винесення і осідання зважених речовин водами Дунаю формує склад і просторовий розподіл осадів в дельті і на узмор'ї та сприяє сорбції до 80 % забруднюючих речовин. Гідрологічні процеси визначають гідродинамічне рознесення і механічну диференціацію седиментаційного матеріалу. Там, де швидкість водного потоку велика, осідають частки більші і важчі, а там де швидкість знижується, відкладаються дрібніші і тонші компоненти зваженої речовини. Таким чином, від активних гідрологічних і гідрохімічних процесів просторовий розподіл та тимчасова мінливість вмісту НП в донних осадах узмор'я у край нерівномірні.

У 90-і рр. середній вміст НП в донних осадах дельти складав 0,06 мг/г сухого ґрунту [47], а в 2006-2010 рр. середній за площею вміст НП в донних осадах дельти трохи вище до 1,0 мг/г сухого ґрунту. Середній за площею вміст НП в донних осадах узмор'я до початку гідротехнічних робіт складав 0,45 мг/г сухого ґрунту. В період гідротехнічних робіт в травні 2005 р. в судноплавному каналі в рукаві «Бистрий» була відмічена найвища за увесь період досліджень величина вмісту НП в донних осадах – 12,7 мг/г сухого ґрунту. Середній рівень забруднення донних

осадів в районі судноплавного каналу збільшився в 2,5 рази. У районі дампінга була зафіксована максимальна за увесь період досліджень величина вмісту НП – 4,27 мг/г сухого ґрунту.

Спостереження 2005-2010 рр. показали поступове зниження рівня нафтового забруднення донних осадів узмор'я в районі судноплавного каналу. Якщо в 2005-2008 рр. середній за площею вміст НП тут склав 1,62 мг/г сухого ґрунту, то за результатами спостережень 2010 р. рівень нафтового забруднення донних осадів в судноплавному каналі знизився в 3 рази. В період 2004-2010 рр. на станціях узмор'я, видалених на південь від судноплавного каналу, вміст НП в донних осадах не перевищував 1 мг/г сухого ґрунту.

Цікаві сезонні зміни забруднюючих речовин в донних осадах на станціях узмор'я. Нафтове забруднення донних осадів росте від весни до осені (на 30 %). Цей факт говорить про стабільність наносів, утворених в результаті седиментації весною. Максимальний вміст важких металів в донних осадах спостерігається в місцях активного осадження суспензії на узмор'ї. Вміст міді і цинку в донних осадах збільшується від весни до літа. Восени вміст міді і цинку трохи знижується, причому зниження вмісту цинку значніші (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Середній вміст НП і ВМ в донних осадах узмор'я Дунаю в 2004-2010 рр. (середні за площею величини)

НП, мг/г сухого ґрунта	ВМ, мкг/г сухого ґрунта			
	Cu	Zn	Ni	Cd
	весна			
0,74	31,7	0,0	37,5	1,1
	літо			
0,94	38,7	87,4	47,1	0,9
	осінь			
1,12	38,1	80,6	0,0	0,0

Просторовий розподіл і сезонна мінливість вмісту ВМ в донних осадах дельти і узмор'я аналогічні розподілу і мінливості вмісту зваженої форми металів в

придонному шарі вод. Таким чином, дельта і узмор'я Дунаю виконують акумулятивну функцію по відношенню до русла річки. Тут накопичуються НП і ВМ в різних природних середовищах – річковій воді, колоїдній і простій суспензіях, донних осадах.

Висновки.

Рівень вмісту НП у водах і донних осадах кілійської частини дельти і узмор'я Дунаю, після різкого збільшення в 2005 р., в наступні роки дещо знизився і нині знаходиться на рівні 90-х рр. минулого століття. Вміст ВМ в останнє десятиліття не збільшився в порівнянні з 90-ми рр. минулого століття. Проте, днопоглиблювальні роботи та інтенсивне судноплавство на території Дунайського біосферного заповідника, поза сумнівом, залишаються чинниками ризику, можуть призвести до забруднення дельти і узмор'я Дунаю і прилеглого району північно-західної частини Чорного моря, тобто представляють постійну потенційну загрозу екологічній рівновазі і біорізноманіттю екосистеми цього регіону. Тому, як і раніше, залишається актуальним проведення тут постійного комплексного екологічного моніторингу.

3.1 Накопичення найбільш мобільних токсичних елементів у філофорі і мідях в районі узмор'я Дунаю

Інтенсивність біоконцентрації залежить від форм перебування хімічних сполук у водному середовищі. Речовина в розчиненій формі накопичується безхребетними безпосередньо на межі між організмом і середовищем. Частиці у формі суспензій надходять до апарату травлення організмів в процесі фільтраційного харчування і частково засвоюються в умовах низьких рН і високої ферментативної активності. Максимальний вміст важких металів характерний для органів, що витягають домішки з води та їжі. Поряд із цим, в стулках устриць і мідій відзначається більш висока концентрація ряду металів, ніж у м'яких тканинах. Тому ідея «глобальної вахти мідій» одержала велику підтримку дослідників [54, 55].

Відособлене положення кадмію в речовині осадів зберігається незалежно від часу спостережень. В процесі літньої активізації хімічних процесів спостерігається

посилення зв'язку кадмію з органічною речовиною, що свідчить про можливість біологічного поглинання цього елемента.

Як відомо [54], у воді Дунаю в розчиненому стані знаходиться до 50-60% кадмію. За даними [56, 57], донні відклади в районі узмор'я Дунаю містять кислоторозчинні форми кадмію на рівні від 25 до 95% валових концентрацій. Кадмій накопичується в надкларкових кількостях у карбонатних осадах. Міцний зв'язок кадмію з біогенними карбонатами найбільше помітний у межах Мідієвого поля в районі узмор'я Дунаю (рис. 3.2). З цього випливає, що найбільш мобільні і токсичні форми кадмію проходять бар'єрний контур «ріка-море» і піддаються активному біологічному поглинанню.

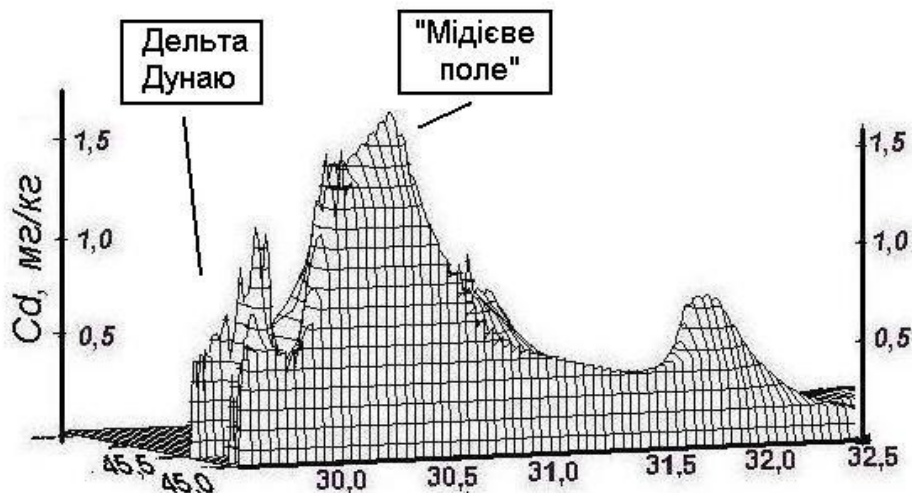


Рисунок 3.2 – Гістограма мінливості концентрацій Cd у субширотному напрямку від дельти Дунаю до берегів Криму.

Функціонування організмів-фільтраторів в забруднених районах авандельти Дунаю та моря є важливою ланкою біологічного механізму обмеження міграції токсичних речовин. Біогенні карбонати являють собою органо-мінеральні утворення, що забезпечує їм широкий спектр біохімічної взаємодії та фіксації компонентів морського середовища.

Особливості вибіркової концентрації важких металів у фіто- і зообентосі просліджуються на рисунку 3.3.

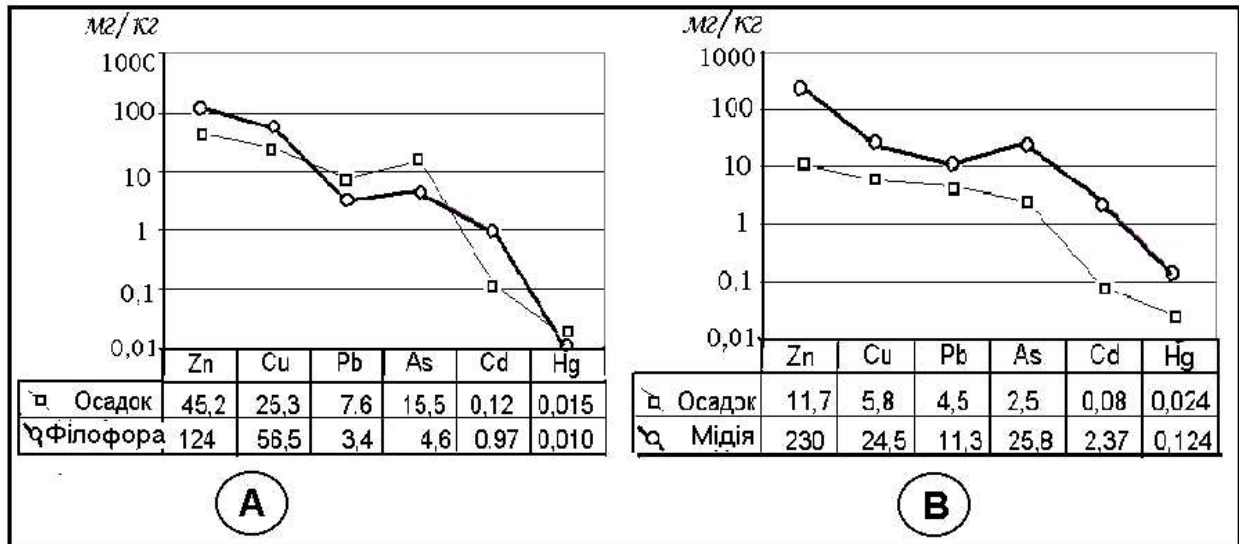


Рисунок 3.3 – Вміст важких металів в тканинах філофори (А) та мідії (В) відносно концентрацій в донних відкладах субстрату на якому вони проживають.

Як відомо [55, 58], рівні накопичення хімічних елементів у живій речовині характеризуються коефіцієнтом біологічного поглинання. Цей показник розраховували по відношенню до середнього вмісту металів в донних осадах досліджуваної площі.

Коефіцієнти біологічного поглинання (АХ) для філофори з району поля Зернова складають ряд:

$$\text{Cd (8,4)} > \text{Zn (2,7)} > \text{Cu (2,2)} > \text{Hg (0,7)} > \text{Pb (0,4)} > \text{As (0,3)}.$$

Тканини мідій (суха речовина) з Мідієвого поля в районі узмор'я Дунаю відрізняються більш високими значеннями коефіцієнтів АХ: $\text{Cd (29,6)} > \text{Zn (19,7)} > \text{As (10,3)} > \text{Hg (5,2)} > \text{Cu (4,2)} > \text{Pb (2,5)}$. Суттєве перевищення коефіцієнтів АХ в тканинах мідій пов'язане із незначною селективністю поглинання забруднюючих речовин організмами-фільтраторами.

Важкі метали досить часто викликають зменшення щільності населення і розмаїтості бентосних організмів, зупиняють ріст мушлі і підвищують відсоток виродливих форм.

На прикладі кадмію простежується тенденція до накопичення найбільше мобільних токсичних компонентів в карбонатних відкладах шельфу. Відзначена за

кластерним аналізом незалежна поведінка кадмію пояснюється переважанням розчинних форм в річковому стоку, що підтверджується багатьма дослідженнями.

Надкларкові кількості кадмію визначені в карбонатних осадах Мідієвого поля. Це означає, що розчинні токсичні сполуки безперешкодно проходять хімічний бар'єрний контур «ріка-море» і піддаються поглинанню за харчовим ланцюгом від фітопланктону до бентосних організмів-фільтраторів. Кінцевою ланкою міграції для кадмію є його фіксація карбонатною речовиною осадів.

3.2 Аналіз вмісту важких металів і токсичних елементів у м'язових тканинах деяких риб узмор'я Дунаю

Найбільшу цікавість серед забруднюючих елементів біосфери становлять метали. В переліку важких металів є елементи вкрай необхідні для життєзабезпечення живих організмів і відносяться вони до так званих біогенних елементів. Інші викликають протилежний ефект і потрапляючи до живого організму призводять до його інтоксикації або загибелі.

Фахівцями токсикологами серед металів-токсикантів виділена пріоритетна група. До неї входить кадмій, мідь, миш'як, ртуть, свинець, цинк - які є небезпечними для здоров'я людини і тварин. З них ртуть, свинець та кадмій найбільш токсичні [45, 48].

Є кілька методів виявлення шкідливих речовин (особливо важких металів) у навколишньому середовищі і в біоті – перш за все це хімічні методи визначення шкідливих речовин, і група методів біотестування, або біоіндикації. Риби, як остання ланка трофічного ланцюга водойм, в деяких випадках являють собою зручні тест-об'єкти.

Об'єктом дослідження слугували такі види чорноморських риб: бичок-кругляк *Neogobius melanostomus* (донна група), піленгас *Liza haematochila* (донно-пелагічна група) і ставрида *Atropus atropus* (пелагічна група), які були виловлені в районі узмор'я Дунаю і досліджені вченими Південь НІРО [59]. Матеріалом дослідження слугувала м'язова тканина перерахованих видів риб.

Вміст токсичних елементів у м'язових тканинах чорноморських риб, виловлених в районі узмор'я Дунаю, варіює в широких межах, але не перевищує гранично допустимих концентрацій (табл. 3.5).

Дані результатів дослідження показують, що найбільш високий рівень токсичних елементів встановлений у м'язових тканинах представників донних і донно-пелагічних екологічних груп риб: бичок-кругляк і піленгас. Рівень міді, свинцю і цинку превалює у бичка-кругляка. Максимальний вміст кадмію, миш'яку і ртуті встановлено у м'язовій тканині піленгаса. Найменша концентрація токсичних елементів відзначена у м'язах пелагічної ставриди.

Надходячи до організму з їжею, свинець у гідробіонтів накопичується в незначній кількості, досить рідко він присутній у вигляді метильованих сполук [60, 61]. Миш'як здебільшого поглинається рибою з їжею. Морські водорості, зоо- і фітопланктон адсорбують миш'як з води. Миш'як зазвичай не накопичується у великих кількостях у м'язових тканинах риб. Цей елемент потрапляє до тканин риб швидше за все через травний тракт.

Таблиця 3.5. – Вміст важких металів і токсичних елементів (мг / кг) в м'язових тканинах костистих риб різних екологічних груп, що виловлені в акваторії Дунайського узмор'я.

Риби	Cu	Pb	Cd	Zn	As	Hg
Бичок-кругляк <i>N. melanostomus</i>	0,63±0,12	0,18±0,08	0,040±0,006	5,52±0,7	0,90±0,07	0,09±0,009
Піленгас <i>Liza haematochila</i>	0,60±0,10	0,088±0,009	0,08±0,009	4,62±0,9	1,40±0,1	0,09±0,005
Ставрида <i>Atropus atropus</i>	0,55±0,10	0,086±0,008	0,016±0,008	5,24±1,4	0,80±0,03	0,04±0,006
ГДК	10,0	1,0	0,2	40,0	5,0	0,4

Ртуть займає друге місце серед важких металів за ступенем токсичності для гідробіонтів. При міграції і трансформації по харчових ланцюгах у водних

екосистемах вона накопичується у м'язових тканинах риб (як консументів першого порядку) в концентраціях, які в тисячі разів перевищують її вміст у воді [61].

Таким чином, аналіз середніх показників вмісту токсичних елементів у м'язовій тканині риб узгоджується не тільки з рівнем антропогенного навантаження на морські екосистеми, але і з біохімічною роллю металів в життєдіяльності риб та їх токсичною дією на клітини організму.

Висновки.

Рівень важких металів і токсичних елементів варіює в досить широких межах у м'язовій тканині риб різних екологічних груп, але при цьому не перевищує ГДК. Вміст важких металів вищий у представників донної та донно-пелагічної екологічної групи риб (бичок-кругляк і піленгас).

4 СУЧАСНИЙ СТАН ПЕЛАГІЧНИХ І ДОННИХ СПІВТОВАРИСТВ БІОТИ УЗМОР'Я ДУНАЮ

В районі узмор'я Дунаю в 2005-2010 рр. число знайдених видів фітопланктону, що відносяться до шести відділів, а саме діатомових, дінофітових, синьо-зелених, зелених, евгленових і золотистих, коливалося від 40 (травень 2005 р.) до 55 (липень 2010 р.). Найбільшим числом видів були представлені діатомові (*Skeletonema costatum*, *Diatoma elongatum*, *Cyclotella caspia*, *Nitzschia closterium*, *Thalassionema nitzschioides*) і дінофітові водорості (*Heterocapsa triquetra*, *Akashiwo sanguinea*, *Scrippsiella trochoidea*, *Prorocentrum cordatum*, *Gyrodinium adriaticum*, *Lingulodinium polyedrum*, *Neoceratium fusus*). Далі слідували зелені (*Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Pterosperma cristatum*) і синьо-зелені (*Oscillatoria kisselevii*, *O. planctonica*), а евгленові і золотисті були представлені 1-3 видами. У районі досліджень неодноразово відбувалося «цвітіння» води, яке формувалося спалахами розвитку діатомових (*Skeletonema costatum*), дінофітових (*Heterocapsa triquetra*) і синьо-зелених (*Oscillatoria kisselevii*).

Останніми роками у фітопланктоні узмор'я Дунаю відзначалися спалахи розвитку видів, які в колишні роки не входили в список видів – збудників «цвітіння» води [62, 63]. До таких видів відноситься дінофітова *Scrippsiella trochoidea* і синьо-зелена *Spirulina laxissima*. З них найбільш сильним за абсолютною величиною було «цвітіння» *Oscillatoria kisselevii*, а чисельність клітин складала (147-106 кл./дм³) [63].

При значній неоднорідності просторового розподілу підвищені величини чисельності і біомаси часто відзначалися на станціях, розташованих в безпосередній близькості від берегової лінії. По вертикалі концентрації фітопланктону майже постійно спостерігалися в поверхневому шарі моря. У цьому шарі, в порівнянні з придонним, чисельність клітин зростала на 1-2 порядки.

Стан розвитку зоопланктону в районі узмор'я Дунаю за період 2005-2011 рр. представлений в порівнянні з ретроспективними даними за період 1979-1989 рр.

За вказані періоди кількісні показники (чисельність, біомаса загального зоопланктону і його кормової і не кормової компоненти) зазнали значних змін.

Чисельність і біомаса загального зоопланктону зменшилися в 2 рази (38986 екз./м³ проти 74561 екз./м³ і 1273 мг/м³ проти 2746 мг/м³). При цьому чисельність кормового зоопланктону залишилася на тому ж рівні (29259 екз./м³ і 29060 екз./м³), а його біомаса збільшилася майже в 2 рази (284 мг/м³ проти 155 мг/м³). В той же час чисельність не кормового зоопланктону зменшилася майже в 5 разів (9727 екз./м³ проти 4550 екз./м³), а його біомаса – майже в 3 рази (990 мг/м³ проти 2590 мг/м³) [64, 65].

В акваторії узмор'я в 2000-і роки значне скорочення мав розвиток представника не кормової компоненти – еврифага *Noctiluca scintillans*. Розвиток зоопланктону в окремо узятому сезоні мав свої особливості. Найбільш значне зниження розвитку зоопланктону припадало на осінь: чисельність загального зоопланктону скоротилася в 35 разів (1787 екз./м³ проти 63696 екз./м³). Скорочення розвитку зоопланктону в тій або іншій мірі сталося на рівні усіх основних таксономічних груп.

У сучасних умовах на тлі загальної тенденції скорочення розвитку зоопланктону в деяких його таксономічних групах спостерігається збільшення чисельності окремих видів.

На відміну від кількісних показників розвитку зоопланктону його видова структура в сучасних умовах не зазнала істотних змін і характеризується значною різноманітністю (більше 155 видів). При цьому в районі Дунайського узмор'я, у порівнянні з Одеським морським регіоном, характеризується вищою видовою різноманітністю (119 проти 82), а також значнішою кількістю представників прісноводо-солонуватоводного комплексу (54 проти 23).

Отримані результати про сучасний стан зоопланктону в північно-західній частині Чорного моря свідчать про процеси перебудови в його структурі, а значне скорочення розвитку загального зоопланктону і зокрема видів *N. scintillans* і *Pleopis polyphemoides* – показників евтрофності [64, 65], можуть свідчити про її зниження в сучасних умовах.

Порівнюючи кількісні і якісні показники мейобентоса останніми роками, можна відмітити, що в 2010 р. його показники щільності варіювали в середньому від 328960 екз./м² в районі Дунайського узмор'я до 495489 екз./м² – в Одеському

регіоні. Загальна біомаса варіювала від 1845,3 в районі Дунайського узмор'я до 2048,8 мг/м² в Одеському регіоні. Якісний склад мейобентосу визначали 13 груп, з яких повсюдно присутні *Nematoda* і на більшості станцій *Foraminifera* і *Harpacticoida*, що було характерне для цієї частини моря останні 20 років [62, 66]. За кількісними показниками домінували представники евмейобентоса. Серед них *Nematoda* складала 66-78 % (Придунайський район) від загального мейобентоса. З представників псевдомейобентоса по щільності поселень домінували *Oligochaeta*, *Polychaeta* і *Bivalvia*.

В порівнянні з 80-90-ми роками минулого століття, різко зменшилася щільність поселень форамініфер. Загальна біомаса мейобентоса збільшилася за рахунок присутності гарпактикоїд, доля яких в ній в останні 5-6 років складала 31-50 % (у 2011 році їх доля в загальній біомасі мейобентоса складала 85,1 %).

Можна констатувати, що якість кормової бази для молоді риб придонного і донного комплексів покращала.

У 2011 р. в районі Дунайського узмор'я середня щільність мейобентоса зменшилася майже в два рази, склавши в середньому 142341 екз./м², середня біомаса на 10 % вища, ніж в 2010 р.

Проте, слід зазначити зростання долі *Harpacticoida* в загальній щільності мейобентоса. Так, *Harpacticoida* склали 42 % в придунайських районах. Помітно збільшилась і біомаса в порівнянні з 2010 роком. У формуванні загальної біомаси найбільш значну роль відігравали *Harpacticoida* і *Oligochaeta*, *Polychaeta*, *Bivalvia*.

Макрозообентос представлений майже виключно морським евригалініним комплексом (99,8 % чисельності і біомаси). Серед основних таксономічних груп за кількістю таксонів (30) переважали ракоподібні, за чисельністю – молюски (45,8 %) і черв'яки (42,6 %), а за біомасою – молюски (96,0 %).

До числа основних таксонів увійшли шість видів (*Harmothoe imbricata*, *Neanthes succinea*, *Polydora cornuta*, *Heteromastus filiformis*, *Melinna palmata*, *Mytilus galloprovincialis*), склавши в сумі 52,3 % чисельності і 84,9 % біомаси.

В порівнянні з періодом 1994-1999 рр. (10 зйомок, 260 станцій) біологічна різноманітність макрозообентосу збільшилася в 1,5 рази (з 53 до 80 таксонів), середня чисельність – в 1,4 рази (з 2055,9 до 2898,7 екз./м²) [66]. При цьому середня

біомаса зменшилася в 2,0 рази (з 1087,3 до 551,8 г/м²). Зменшення біомаси бентосу сталося, головним чином, за рахунок мідії, середня біомаса якої зменшилася в 2,3 рази (з 1043,8 до 454,3 г/м²).

Просторовий розподіл кількісних показників макрзообентосу був нерівномірним: найбільш високі значення чисельності і біомаси були приурочені до піщано-черепашкових відкладень на глибині 6-16 м, найбільш низькі – до чорних мулів на глибині 20 м.

Найбільш масовим видом (20,1 % чисельності, 82,3 % біомас) була мідія, представлена особинами завдовжки до 80 мм. За чисельністю (55,1 %) домінувала молодь завдовжки до 10 мм, молюски промислового розміру (50 мм і більш) склали всього 1,2 %. Із збільшенням глибини від 6-10 м до 20-27 м середня чисельність мідії знизилася в 4,4 рази [66].

Середня біомаса кормового (для риб) компонента склала 96,2 г/м² (17,4 % від біомаси усього бентосу), в її складі домінували молюски (77,6 %). При середній біомасі мідії 454,3 г/м² тільки 32,9 г/м² (7,2 %) відносилися до кормової частини, при цьому самі мідії склали рівно третину (33,3 %) біомаси усього кормового макрзообентосу [66].

Серед шести основних трофічних груп за кількістю таксонів (32) переважали детритофаги, а за чисельністю – детритофаги (47,8 %) і сестонофаги (43,0 %), за біомасою – сестонофаги (96,0 %) [62, 66].

Зареєстровано 6 видів – вселенців різних таксономічних груп (*Polydora cornuta*, *Rapana venosa*, *Anadara inaequalis*, *Mya arenaria*, *Balanus improvisus* і *Rhithropanopeus harrisi tridentata*), які, за виключенням *B. improvisus*, в Чорному морі були виявлені порівняно недавно, в 1980-х рр. [66].

Результати багаторічних досліджень показали, що в цілому сучасний стан пелагічних і донних співтовариств (фіто- зоопланктон і зообентос) в районі узмор'я Дунаю можна охарактеризувати як відносно стабільний і задовільний.

5 АНАЛІЗ СТАНУ ІХТІОФАУНИ В ДЕЛЬТІ ТА ПРИГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ УЗМОР'Я ДУНАЮ

Завдяки специфічним особливостям, таким як відсутність естуарію та велика кількість вторинних рукавів і дельтових водойм, гирло Дунаю являє собою унікальну екосистему, яку населяють прісноводні, морські, солонуватоводні та різноводні флора і фауна, рідкісні та ендемічні види.

Через значну динамічність гідрологічного і гідрохімічного режимів у регіоні, водотоки та дельтові водойми відіграють надзвичайно важливу роль як житло для різних прісноводних видів риби, а також як репродуктивні зони для прохідних та жилих форм. Більша частина добутої в українській ділянці ріки риби припадає на район Кілійської дельти.

Аналіз видового складу риби, що зустрічаються в гирловій ділянці ріки, на узмор'ї і в придунайських озерах, включає 95 таксонів. Вони відносяться до 31 родини. Найбільш широко представлені родина *Cyprinidae* – 32 види, друге місце займає родина *Gobiidae* – 13 видів, третє – *Acipenseridae* – 6 видів.

Співробітниками Ізмаїльської лабораторії Півд. НДІРО, які провели тут найдетальніші фауністичні дослідження, для цього регіону вказується від 59 до 100 видів риби [46,47].

Останнім часом у Дунайському басейні з'явилися вселенці з Амуру – *Pseudorasbora parva*, *Hypophthalmichthys molitrix*. Розходження у складі іхтіофауни регіону є цілком природним і зумовлені малою чисельністю деяких риби, інтродукцією нових видів, а також пов'язані з ускладненнями у проведенні фауністичних досліджень. Треба відзначити знахідку кількох видів, дуже рідкісних для пониззя Дунаю. Так в Кілійській дельті виявлено кілька екземплярів цьоголіток вирезуба (*Rutilus frisii* (Nordmann)), а також молодь дунайського лосося (*Hucho hucho* (Linnaeus)) [50].

До складу іхтіофауни пониззя Дунаю входять прісноводні, прохідні, солонуватоводні, різноводні і морські види – 65,6%, 9,8%, 11,5%, 3,3% відповідно.

Найбільш численними і промислово значущими є прохідні (*Clupeidae*) і прісноводні (*Cyprinidae*, *Percidae*) риби.

За характером нересту і розвитку риби представляють 5 груп: фітофіли (40,6%), літофіти (34,4%), псамофіли (5,2%), індиферентні й остракофіли (разом 1,6%). Більшу частину промислових уловів складають пелагофіли (прохідний дунайський оселедець) і фітофіли (карась сріблястий, лящ, короп, краснопірка).

З даної класифікації можна побачити, що більшість іхтіофауни регіону представлена екологічними групами характерними як для басейну Дунаю так і для дніпровських водосховищ із відкритим верхів'ям, або з великими притоками, тобто з належними умовами для відтворення риб.

За типом харчування дорослих риб, включаючи прохідні риби, найбільш чисельною групою у пониззі Дунаю є бентофаги (40,0%), потім – хижі риби (26,7%), питома вага інших груп була значно нижчою.

Розглянувши іхтіофауну ділянки Дунаю, яка вивчалася, з точки зору значення для рибальства, треба відмітити, що вона на 55,7% (34 види) складається з промислових риб. Але, якщо виключити малочисельних і непромислових риб, то з'ясується, що тільки 20-25 видів риб мають безпосереднє промислове значення.

Узагальнюючи треба відмітити, що склад іхтіофауни пониззя Дунаю в межах України є достатньо різноманітною і відносно стабільною. Співвідношення екологічних груп були сформовані упродовж тривалого історичного періоду відповідно до природних умов у цьому регіоні. Експлуатація іхтіофауни у пониззі Дунаю базується на двох головних групах риб – прохідних і прісноводних. Відповідно до промислової статистики, у 1953-1995-х рр. вилов прохідних риб становив 21,5-80,0% від загального улову.

Найважливіший об'єкт промислу в Дунаї – це прохідні риби, і в першу чергу – оселедець *Alosa kesslere pontica* (Eichw). Лов його ведуть Румунія, Україна і Болгарія, на частку яких у середньому припадає відповідно 60-70%, 30-40% і 3-12% сукупного улову.

Максимальний обсяг видобутку оселедця в Українському секторі Дунаю зареєстрований в 1975 р. – 1206,4 т, а мінімальний в 1999 р. – 18 т. [12].

Після піку в 1975 р. до початку 90-х рр. запас і улови чорноморсько-азовського оселедця (без урахування турецьких вод) мали тенденцію до зменшення. Улови Туреччини характеризувалися високим рівнем – 2-4 тис. т з 1989 по 1994 р. Інтенсифікація вилову оселедця у водах Туреччини швидше за все сталася від прагнення турецьких рибалок хоч якось компенсувати економічні втрати в результаті колапсу промислу анчоуса і ставриди. У наступні роки пішло різке зменшення уловів оселедця, пік якого в Дунаї доводився на 1999-2002 рр., а біля берегів Туреччини – на 2002-2004 рр. У 2005 р. улов Туреччини знову збільшився, перевищивши 1 тис. т. Улови Болгарії, Румунії і України в 1989-1998 рр. знаходилися приблизно на одному рівні близько 1 тис. т, з помірними коливаннями. У 1999 р. улови різко знизилися, а потім стали повільно збільшуватися. За останні роки турецький вилов дунайського оселедця перевищував сумарний вилов інших країн причорномор'я.

Сучасний стан дунайського оселедця слід визнати неблагополучним. На думку румунських дослідників [12], навіть зважаючи на ті, що сталися в останні 25-30 років несприятливі зміни деяких екологічних показників природного середовища, таких як зниження рівня Дунаю і забруднення річкової води, що впливають на рівень відтворення дунайського оселедця, найбільш важливою причиною скорочення його запасу є перелов саме в районі дельти Дунаю.

Ми дотримуємося схожих поглядів на причини сучасного неблагополучного стану дунайського оселедця. Дійсно, браконьєрський лов оселедця в нижньому Дунаї в останні десять років став широкомасштабним, хоча спеціальних досліджень за його оцінкою ніхто не виконував.

5.1 Аналіз стану прісноводних риб

У літньо-осінній період коли прісноводні риби не мігрують на великі відстані, їх розподіл залежить від нагульного ареалу. Дослідженнями показано, що у цей час прісноводні промислові риби знаходяться здебільшого в опріснених ділянках моря [69]. У рукавах Кілійської дельти чисельність риб досить часто є меншою. Але у

випадках коли солоня вода під дією змінно-нагінних вітрових явищ наближається до гирла, прісноводні риби переміщуються у рукави і лише деякі солонуватоводні та морські риби залишаються у пригирлових ділянках моря. Відносна чисельність промислових риб у пониззях рукавів і пригирловому узмор'ї складала 19,4-45,1 екз. на один сіткопідйом.

Отримані результати досліджень з відносної чисельності риб, узгоджуються з промисловою статистикою за минулі роки. У порівнянні з минулим періодом (1954–1963рр.) відбулися суттєві негативні зміни, особливо в якісному складі уловів риби у Дунаї і його Кілійській дельті, що можна бачити на (табл. 5.1).

Наприклад, короп і сом, що в 1950-60-х рр. відігравали важливу роль у рибальстві, зараз складають меншу частину уловів. Зниження вилову, зазначених та інших цінних промислових риб є результатом техногенних перетворень у гідрологічній сітці Дунаю.

Перш за все, це – одамбування заплави та часткова або повна ізоляція від ріки великих придунайських озер, таких як Кагул, Картал, Ялпуг, Катлабух, Китай [70].

Історично склалося так, що прісноводні риби здійснювали нерестові міграції і до одамбування заплави, розмножувалися на цих акваторіях. У роки зі сприятливими умовами для нересту і нагулу молоді, вони відтворювали багаточисельні генерації і цим забезпечували велику рибопродуктивність пониззя Дунаю. У післянерестовий період плідники залишалися у цих водоймах для нагулу, що у деякій мірі компенсувало відсутність естуарію у цієї ріки.

Таким чином, придунайські водойми та заплава мали вирішальне значення для відтворення популяцій прісноводних та прохідних видів риб. Туди потрапляла велика кількість личинок дунайського оселедця, чехоні та інших видів [70]. Після нагулу, зі зниженням рівня й появою зворотної течії, мальки мігрували у ріку.

В результаті гідротехнічної реконструкції заплава і придунайські озера втратили значення як нерестових та нагульних водойм, збільшився винос личинок і мальків геть у море, де вони гинуть навіть за малої солоності [70]. До того ж у пониззі Дунаю погіршилася кормова база личинок риб тому, що її розвиток тут безпосередньо пов'язаний з зоопланктоном який виноситься із заплави під час припливів.

Аналіз промислової статистики кінця XIX початку XX століть, у порівнянні з теперішнім часом, показав що улови цінних промислових риб у пониззі Дунаю значно зменшилися всупереч суттєвому удосконаленню знарядь і засобів лову. За даними [69] загальний вилов риби тут складав 490,0 т, середній багаторічний вилов найбільш цінних видів – коропа і сома дорівнював 87,1 і 45,0 тонам відповідно, а максимальний вилов сягав 354,9 т і 79,0 т на рік відповідно. За даними [70], улови риби складали 4700 т, включаючи 700,0 т у річці та 4000 т – у придунайських озерах.

Такий стан зберігався до початку 1960-х рр., а саме до тих пір поки Дунай мав свою первісну гідрологічну сітку і цінні види риб (короп, сом, щука, судак, лящ) складали більше 80% від загального вилову риби. У наступні десятиліття, після згаданих гідротехнічних перетворень добування коропа і сома різко зменшилося, їх загальний вилов у 1964-1973 рр. склав 29,1%.

Також зменшився вилов інших прісноводних риб, у тому числі і хижаків [69]. У той же час чисельність сріблястого карася почала збільшуватись, хоча до 1950-х рр. цей вид не згадувався у промисловій статистиці зовсім. У 1964-1973 рр. його середні улови складали 20,8 т., а в 1975-1984 рр. – досягли 306,5 т. Зариблення придунайських озер молоддю сріблястого карася (разом з мальками коропа), сприяло збільшенню чисельності останнього у Дунаї [70].

У 1981 р., коли стан дунайських популяцій цінних прісноводних видів риб знаходився у найбільш критичному стані, на місці чорноморського лиману Сасик (естуарію рік Когильник і Сарата), шляхом опріснення, було створено водосховище, сполучене з Дунаєм проточним каналом. У результаті цього рибогосподарська ситуація в регіоні у цілому поліпшилася. Сасицьке водосховище почало відігравати роль озер, які були вилучені із системи Дунаю.

Масове занесення личинок і мальків риб з ріки забезпечило формування іхтіофауни водосховища, а унікальна біопродуктивність цієї водойми – високоефективний нагул риб. Молодь мала високі показники темпу росту, вгодованості, жирності, що характерно для найбільш продуктивних водойм півдня України [71]. Улови риби тут становили 305,4-1012,6 т, а рибопродуктивність коливалася від 14,5 до 48,4 кг/га.

Після сформування місцевих стад плідників та гідрофітоценозів, позитивна роль Сасицького водосховища у відтворенні цінних видів промислових риб зростає ще більше. Тут спостерігалася велика кількість мальків, якісний склад яких був кращим ніж у Дунаї (молодь промислових риб складала більше 80% від загальної чисельності). Високі темпи росту, вгодованість та жирність були характерними не тільки для мальків, а й для молоді та плідників.

З перших років існування Сасицького водосховища зареєстровано масові міграції риб із цієї водойми в Дунай. Так, цьогорічки дунайського оселедця восени, а дворічна молодь чехоні, плідники плітки, ляща, судака та інші риби – навесні, виходили через магістральний канал у ріку. В результаті цього зросли улови риби в Кілійській дельті Дунаю.

Якщо до цього часу чехоня реєструвалася лише під час промислу риб як прилови, то у 1983 р. її було піймано 6,2 тонн, а улов плітки в той самий час досягли 64,8 т.

Трохи пізніше тут з'явилися лящі незвично великих розмірів, що відрізнялися від типово дунайських дуже високою вгодованістю і жирністю. Середньорічний вилов ляща в українському секторі Дунаю у період 1985-1989 рр. складав 118,6 т (мін. – 36 т, макс. – 258 т), що у 4,5 разів більше ніж у 1964-1973 рр. Порівняно із 1974-1984 рр. збільшилися улови судака (в 1,8 рази) і коропа (в 6,2 рази). Добування прісноводних риб зросло в середньому у 2,0 рази.

Таким чином, значення Сасицького водосховища для іхтіофауни регіону не обмежувалося лише його особистою високою рибопродуктивністю. Завдяки його хорошим біопродукційним характеристикам відтворювалися рибні запаси у пониззі Дунаю. Мальки риб – які занесені з ріки, так і місцевих генерацій – знайшли у водосховищі сприятливі умови для інтенсивного нагулу і з набуттям статевої зрілості мігрували магістральним каналом у Кілійську дельту Дунаю [71].

Після обладнання у 1989 р. магістрального каналу Дунай-Сасик рибозагороджувачем, міграції плідників і молоді риб між рікою і водосховищем припинилися. Сасицьке водосховище стає уловлювачем личинок і мальків риб. Це негативно позначилося на рибопродуктивності Кілійської дельти.

В результаті суттєво зменшилися улови прісноводних риб. Ця тенденція прогресувала з убунням риб потужних генерацій у 1982-1988 рр., і вже у 1999 р. вилов зазначеної групи складав лише 100,85т [70, 71].

5.2 Аналіз стану осетрових риб

У чорноморському басейні зустрічається шість видів осетрових: білуга (*Huso huso* L.), два види осетра – російський (*Acipenser guildenstadti colchicus* V. Marti) і атлантичний (*A. sturio* Linne), севрюга (*A. Stellatus* Pall) і шип (*A. Nudiventris* Lovetskiy).

Розрізняють дві нації білуги – західну (*H. huso ponticus natio occidettalis*), яка не йде на схід далі Феодосії, і східну (*H. huso ponticus natio orientalis*), що нерестяться в річках кавказького узбережжя [72].

Російський осетер, в Чорноморському басейні утворює дунайське і дніпровське стадо [73,74]. Севрюга, в північно-західній частині моря, виділяється в особливий підвид – *A. Stellatus ponticus subsp.n.* Як і стерлядь, севрюга утворює в Чорноморському басейні два стада – дунайське і дніпровське [72, 75]. Атлантичний (балтійський) осетер і шип зустрічаються в Чорному морі поодинокі, наявність останнього у складі риб цього сімейства в Азовсько-Чорноморському басейні у деяких авторів викликає сумнів, хоча за наявними даними в останні роки шип іноді зустрічається в уловах в Дунаї [76].

Сучасний стан іхтіофауни осетрових в дельті Дунаю близько 50 т. Регулювання промислу і введення низки обмежень в 1972-1975 рр. сприяло зростанню запасу осетрових у ПЗЧМ з 587,1 до 1575,0 тис. шт., причому, 60% стада склала севрюга [76].

Промисел осетрових у Чорному морі приурочений, в основному, до його північно-західної частини. Траловий лов осетрових (1949-1954 рр.), інтенсифікація лову в морі та організація промислу самоловними гаками в районі Тендра-Очаків-Рибаківка спочатку різко збільшили кількість вилову осетрів, білуги і севрюги. Тільки на ділянці моря від Каркінітської затоки до Тілігульського лиману в 1953р.

було видобуто 452 т осетрових. Після 1953 р. улови різко знизилися, зокрема в згаданому районі моря, майже в п'ять разів (до 106,3 т в 1956 р.). В даний час улови білуги становлять 3-5 т, осетра 2-3 т, а севрюги 5,5-7,4 т.

З 1981 по 1994 рр. видобуток осетрових в Кілійській дельті Дунаю не перевищував 1,8-15,4 т (рис. 5.1). З них 65-90% складає осетер, білуга 20-45%. Зростають улови севрюги, яка раніше промислом практично не використовувалася. У 1994 р. білугу заносять до Червоної книги України. З 1994р. Україна в односторонньому порядку припиняє промисел осетрових у Дунаї і з 1995 р. проводить тільки обмежений вилов для наукових цілей [76].

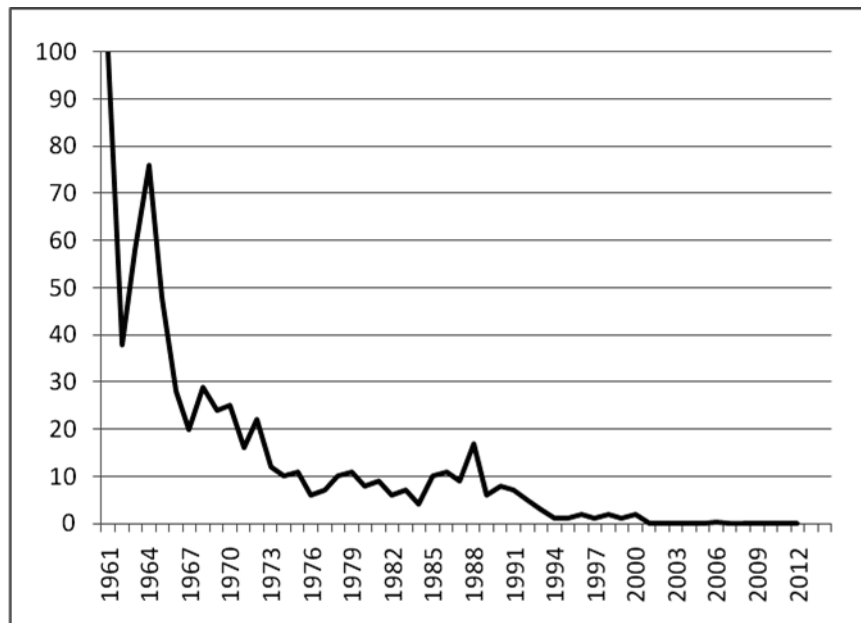


Рисунок 5.1 – Загальний улов осетрових в Українській дельті Дунаю (1960-2012рр.).

Після зарегулювання річок Дністер і Дніпро значення Дунаю як основної осетрової ріки північно-західної частині Чорного моря ще більше зросло. Окремі особини осетрових, в першу чергу білуга, в процесі нерестової міграції піднімалися по Дунаю на відстань понад 2000 км, аж до гирла чеської річки Морави та німецького міста Пасац, а також виловлювались в околицях Відня.

Основні місця нересту дунайських осетрових розташовані в середній течії річки, в районах 103-163 км, 185-196 км, 878-910 км і 917-926 км. Нерестовища

осетрових знаходяться, зазвичай, на глибині 8-20 м в місцях з твердим дном, представленим щільним сірим суглинком, перемішаним з піском або щебенем.

Виллов в низинах Дунаю самок осетра, білуги, севрюги із зрілими статевими продуктами дозволив деяким авторам [73, 74] запропонувати можливість їх нересту в пониззі річки, в тому числі і в Кілійському рукаві.

Спеціальні дослідження, проведені в 1966-1970 рр., показали, що на українській ділянці річки осетрові не відкладають ікру, тут відсутні місця для їх нересту.

На ділянці Дунаю від м. Рені до узмор'я зустрічається молодь, що перейшла на активне живлення. У осетра і севрюги це відбувається в середньому на 10-й день після вилуплення, при довжині 18-20 мм, а у білуги на 10-12-й день, при розмірах 20-22 мм. Стерлядь, переходить на зовнішнє живлення на 8-10 добу.

Співвідношення вікових груп покатої молоді в Кілійській дельті Дунаю наведено в таблиці 5.2.

Щорічно в досліджуваному районі Дунаю зустрічається молодь осетра, білуги, севрюги, що склала в 1966-1991 рр. 3,9-66,0%. Друге місце займає стерлядь, відповідно 4,8-51,4%.

Личинкам і малька осетра і білуги належить третє і четверте місця – 2,2-58,6% і 1,7-34,3%.

Таблиця 5.2 – Співвідношення личинок і мальків осетрових різних вікових груп (%) в середньому за 1966-1990 рр.

Вид	Вікові групи					
	4	5	6	7	8	9
осетр	1,0	1,7	5,1	27,9	30,7	33,6
севрюга	0,2	0,4	2,5	24,7	4,7	67,5
білуга	-	-	-	35,0	29,0	36,0
стерлядь	-	-	-	-	1,2	98,8
Вік (діб)	4	20	27	35	45	-

Переважання севрюги і стерляді відзначали А.І. Амброз [73] і Ю.В. Мовчан [74]. В останні роки виявлені істотні відмінності у співвідношенні молоді окремих видів у порівнянні з минулими роками [76].

Аналогічна картина спостерігається і в територіальних водах Румунії. Так, в 1953-1955 рр. молодь севрюги склала 53,8-80,0%, осетра – 9,4-30,7%, білуги – 0,5-15,5% і стерляді 5,0-23,6%. У 1965 р. співвідношення молоді було наступне: білуга - 0,6%, осетер - 5,0%, севрюга - 36,7%, стерлядь – 57,7% [77].

Ефективність відтворення осетрових прямо залежить від гідрологічного режиму річки і в першу чергу від висоти паводку. Найбільш сприятливі умови складаються в роки, коли рівень починає підніматися в березні, безперервно зростає до травня, а потім поступово знижується.

На українській ділянці річки молодь зустрічається, в основному, в придонних шарах і лише незначна кількість осетра (1,3%) та севрюги (0,8%) попадається в товщі води.

Покату молодь усіх видів осетрових визначає особливе відношення до різних зон русла. На глибинах понад 14 м осетрові виявлені не були. Покаті личинки і мальки севрюги в Кілійській дельті Дунаю з'являються у другій половині травня, коли температура води досягає 15-16°C, і зустрічаються тут аж до 20-го вересня. Така тривалість скочення личинок і мальків відповідає розтягнутості в часі нерестової міграції та нересту севрюги, а також свідчить про різноякісність складу покатої молоді в пониззі річки.

Близько 60% молоді севрюги завершує річковий період життя, не досягнувши ваги двох грамів, причому близько 50% важить менше одного грама.

Підрошені особини вже на початку червня починають скупчуватися на мілинах авандельти, де тримаються до вересня-жовтня, досягаючи довжини 26-28 см і ваги 57-58 г.

Поката молодь (личинки, мальки) осетра починає з'являтися на українській ділянці Дунаю з середини травня при температурі води 14-15 ° С. Їх розміри і вага варіюють в широких межах (1,9-8,6 см, 0,02-3,0 г). В один і той же час на одних і

тих же ділянках річки зустрічаються як личинки, які тільки що перейшли на активне живлення, так і мальки.

Річковий період життя молоді осетра коротший, ніж севрюги. Після досягнення розмірів 8-9 см молодь осетра йде на мілини авандельти. Зазвичай в кінці серпня осетер в тралових уловах відсутній. Більше 95% осетрів, що скотилися у авандельту, мають вагу менше 2 г, в тому числі понад 70% важать менше одного грама. Перед скоченням в море – в кінці вересня – цьоголітки досягають довжини 22-23 см.

Молодь білуги з'являється в Кілійському рукаві Дунаю і гирлах його дельти в кінці травня. Розміри личинок і мальків в річці коливаються від 1,9 см до 14,6 см, вага від 0,1 г до 16,8 г. Близько 18% від загальної кількості молоді складають личинки, які тільки що перейшли на активне живлення.

Досягнувши довжини 3-6 см, молодь білуги йде на мілини авандельти, де і нагулюється аж до жовтня. У максимальних кількостях (до 25% загальної чисельності) вона зустрічається тут в кінці липня. Потім чисельність молоді поступово зменшується.

Перед скочуванням в море розміри цьоголіток досягають 26-35 см, вага – 40-95 г. Іноді риби завдовжки 16-20 см зустрічаються в річці, але вище від м. Вилкове не піднімаються.

В період з жовтня по квітень в промислових і дослідних знаряддях лову зустрічаються тільки дволітки стерляді, молодь інших видів осетрових відсутня.

Порівняння матеріалів, що характеризують темп зростання мальків осетрових в різних водоймах [77, 78], показує, що дунайський осетер не поступається волзькому і декілька перевершує куринського, а севрюга, трохи поступається волзьким і донським особинам, але перевершує куринських.

Вивчення особливостей сезонного розподілу осетрових дозволило скласти схему розподілу окремих видів в морський період їх життєвого циклу [76].

Основним місцем зимівлі севрюги у віці більше двох років є Каркінітська затока і північно-західна частина філофорного поля Зернова. Найбільш щільні концентрації спостерігаються з жовтня по березень на глибинах 21-50 м. У цей період встановлено деякі відмінності в розподілі вікових груп та різних статей:

молоді статевонезрілі особини і самки дотримуються дещо більших глибин, ніж самці. Особини у віці до двох років зимують в районі, розташованому на схід від гирла Дунаю, на глибинах 20-25 м, і на південний схід о. Зміїний на глибинах 30-35 м. У квітні статевонезрілі особини севрюги, які не беруть участь у нересту цього року, покидають місця зимівлі. З прогріванням води вони переміщуються на мілководдя, заходять в пригирлові райони річок і відкриті лимани північно-західної частини Чорного моря. У цей період щільність скупчень севрюги у західних берегів Криму і в Каркінітській затоці зменшується, одночасно зростаючи в районі о. Тендра, біля м. Очаків і в придунайському районі.

У період нагулу статевонезріла севрюга дотримується прибережної зони з глибинами менше 10 м, більш великі особини зустрічаються нижче 10-ти метрової ізобати.

Нерестова частина популяції в квітні-травні і, в окремі роки, липні-серпні [77] концентрується в пригирловій частині Дунаю.

У зимовий період спостерігаються досить чіткі відмінності в розподілі окремих вікових груп білуги в межах розглянутого району. Статевонезрілі особини (в основному до 11 років) тримаються в Каркінітській затоці на глибинах 31-40 м і глибше. Особини старших вікових груп зимують біля берегів Криму (від гирла р. Кача до Ялти), де зустрічаються на глибинах 70-140 м [76, 77].

Навесні білуга переміщається в прибережні райони північного заходу, де в основному тримається на глибинах, що перевищують 10 м.

Нерестова частина популяції протягом всього року виявляється в пригирловій частині Дунаю між узмор'ям і о. Зміїний.

З листопада по квітень осетер в основному концентрується в Каркінітській затоці на глибинах 31-40 м. На відміну від севрюги, молодь осетра у віці до двох років (у тому числі і цьоголітки) зимує разом з дорослими рибами і в інших районах її не виявлено [76, 77].

Ряд авторів вважає, що в Каркінітській затоці зустрічаються осетри тільки дніпровського стада, а дунайське дотримуються більш західних районів цієї частини моря [79]. На думку Г.Л. Мельничук кормові площі затоки використовуються осетрами обох стад.

Проведені в 1992-1994 рр. дослідження Півд.НІРО показали, що у весняний передміграційний період в північно-західній частині Чорного моря частка дніпровської популяції осетра становила: для риб у віці 1-7 років – 78%; 8-16 років – 24%; старше 16 років – 20%. Переважання дніпровських осетрів у популяціях молодших вікових груп, що змішалися у морі, відбувається внаслідок штучного відтворення на Дніпровському осетровому заводі, обсяги якого в 1985-1991 рр. становили 1,0-2,5 млн. цьогорічок осетра в рік.

У весняно-літній час осетри тримаються у прибережних ділянках моря на глибинах 10-20 м. Чітко вираженого збільшення розмірів і ваги риб з глибиною не виявлено. Частина стада осетра нагулюють в Дунайському районі. Тут риби тримаються розріджено, переміщаючись за скупченнями хамси, шпроту і інших видів риб, споживання яких в цьому районі значно зростає.

Період дозрівання у осетрових досить розтягнутий. Так, серед вперше нерестової севрюги зустрічаються риби у віці 6-16 років, білуги – 7-24 років, осетра – 7-22 років [73].

Самці в усіх видів осетрових дозрівають зазвичай раніше самок. Середній вік дунайських осетрових під час першого-четвертого нересту представлений в таблиці 5.3, а середні інтервали поміж нерестами ілюструє таблиця 5.4.

Таблиця 5.3 – Середній вік дунайських осетрових під час першого-четвертого нересту.

Нерест	Білуга		Осетр		Севрюга	
	самки	самці	самки	самці	самки	самці
Перший	15	13	13	11	11	8
Другий	23	17	20	17	15	12
Третій	26	22	26	24	18	16
Четвертий	35	-	-	-	-	-

Із збільшенням віку у осетрових спостерігається деяка тенденція до скорочення міжнерестового інтервалу.

Репродуктивна

здатність осетра, білуги, севрюги з віком збільшується. Тому наявність в нерестовому стаді достатньої кількості другий раз нерестуючих плідників істотно підвищує генетичну цінність потомства і є запорукою нормальної життєдіяльності популяції.

Таблиця 5.4 – Середні інтервали поміж нерестами у чорноморських осетрових.

Нерест	Білуга		Осетр		Севрюга	
	самки	самці	самки	самці	самки	самці
Перший-другий	8	7	7	5	6	5
Другий-третій	8	6	6	4	6	4
Третій-четвертий	7	-	-	-	-	-

Втрата основних нерестовищ осетрових риб, пов'язана з інтенсивним гідробудівництвом, призвела до того, що їх природне відтворення в басейні Чорного моря практично припинилося. З упевненістю можна говорити тільки про обмежений нерест осетрових в Дунаї. У Дніпрі, Дністрі та інших річках Чорноморського басейну, якщо нерест осетрових і має місце, то це відбувається епізодично, а обсяги відтворення надзвичайно малі і зменшуються рік від року.

У сформованих умовах поповнення природної популяції осетрових і збереження їх генофонду в Чорному морі, також як в Каспійському і Азовському морях, можливо тільки за рахунок штучного відтворення.

6 РОЗРОБКА І ЗДІЙСНЕННЯ ЗАХОДІВ ЩОДО ВИВЧЕННЯ І ЗБЕРЕЖЕННЯ ОСЕТРОВИХ РИБ ЧОРНОГО МОРЯ В УКРАЇНІ

Розділ написаний на основі матеріалів VII міжнародної конференції «Сучасні рибогосподарські і екологічні проблеми Азово-Чорноморського регіону» (Керч, 2012 р.) [80].

У Чорноморському басейні запаси осетрових риб знаходяться в депресивному стані. Основна їх кількість зосереджена в північно-західній частині моря (Дунай, Дніпро, Дністер). Зниження чисельності осетрових в цих районах пояснюється надзвичайно інтенсивним і неселективним промислом. Якщо в 1945-1952 рр. улови осетрових в цих районах досягали 180 т, то в 1960-1968 рр. скоротилися до 25-30 т, а на початок поточного століття вони досягли практично нульових величин.

Популяції чорноморських осетрових риб знаходяться у вкрай неблагополучному стані. У 1994 р. білуга *Huso huso*, стерлядь *Acipenser ruthenus*, атлантичний осетер *Acipenser sturio*, шип *Acipenser nuvidentris* були внесені до Червоної книги України. У 2009 р. інші два види – севрюга *Acipenser stellatus* і російський осетер *Acipenser guldenstaedti* також були включені в 3-є видання Червоної книги України. Таким чином, усі види осетрових риб отримали найвищий в Україні охоронний статус. Останнім часом придунайськими країнами робляться дії з відновлення популяцій чорноморських осетрових шляхом штучного відтворення. Органи управління CITES і органи управління рибальством Республіки Болгарії, Румунії, Сербії і України домовилися впровадити Регіональну стратегію збереження і раціонального управління популяціями осетрових в північно-західній частині Чорного моря і пониззя Дунаю відповідно до CITES. У рамках реалізації Регіональної стратегії здійснюється збір інформації про стан популяцій осетрових і циклах їх розвитку, оцінка чинників, які можуть чинити несприятливий вплив на популяції осетрових, збір матеріалів для наступної ідентифікації популяцій осетрових риб і даних про вплив на них рибальства.

Останніми роками вилов осетрових в річці Дунай і Чорному морі складав незначну частину здобутої в Україні риби та інших водних живих ресурсів. Порівняно з наймасовішим об'єктом промислу в річці Дунай – азово-чорноморським оселедцем, вилов осетрових складав всього 0,1-2,3 % (табл. 6.1) [80].

Таблиця 6.1 – Улови прохідних видів риб в р. Дунай в 2001-2010 рр., т.

Види риб	Рік									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
оселедець	141,3	204,2	143,7	194,6	352,5	208,5	236,9	417,9	369,3	434,1
севрюга	0,02	0,1	0,365	0,272	0,606	0,313	0,141	0,126	0,069	-
рос. осетр	-	0,1	0,011	0,079	0,160	0,012	0,018	-	0,041	-
Разом	254,4	350,4	246,1	309,2	447,5	358,0	384,1	583,8	575,8	624,6

Розмірно-статеві характеристики осетрових. З 2009 р. відповідно до закону «Про Червону книгу України» вилов осетрових риб можливий тільки з метою заготівлі плідників для штучного відтворення за спеціальними дозволами Міністерства охорони природного середовища.

У 2009-2011 рр. за дозволами, виданими Міністерством природи України, в Кілійському гирлі (28-55 км р. Дунай) відбувалася заготівля плідників і особин ремонтного молодняка осетрових для цілей штучного відтворення [80]. Використовувалися плавні та ставні сіті з коміркою 36-100 мм.

Всього було спіймано: 17 екз. севрюги завдовжки від 32 до 109 см; 44 екз. стерляді промисловою довжиною від 25 до 70 см; 2 екз. білуги завдовжки 34 і 170 см; 4 екз. російського осетра завдовжки від 66 до 123 см

Стать була визначена не у усіх спійманих особин. У досліджених вибірках для усіх видів спостерігалось істотне переважання самців над самицями (табл. 6.2).

Дослідження скочування молоді осетрових риб. У 2007-2010 рр. спеціалістами Південь НІРО здійснювалися облікові лови молоді осетрових риб в

Кілійській дельті Дунаю. Застосовувалися трикутний мальковий трал (розкриття 2 м, комірка 10 мм) і сіті дрифтерів з коміркою 20 мм (довжина до 75 м, висота 1,5 м). В уловах облікових знарядь в 2007 р. було зареєстровано 134 екз. молоді осетрових риби, в 2008 р. – 52 екз., у 2009 р. – 134 екз. і в 2010 р. – 54 екз. У гирлі Бистре вивчався також склад прилову молоді осетрових в промислові знаряддя лову.

Видовий склад. В ході спостережень на українській ділянці р. Дунай відмічена молодь 4-х видів осетрових, що скачується (мігруюча): осетер (*Acipenser guldenstaedti*), севрюга (*Acipenser stellatus*), білуга (*Huso huso*), стерлядь (*Acipenser ruthenus*), а також одиничні випадки уловів гібридів осетрових. Молодь шипа (*Acipenser nudiventris*) і атлантичного осетра (*Acipenser sturio*) не була відмічена жодного разу.

Таблиця 6.2 – Співвідношення статей у оглянутих статевозрілих особин осетрових риби з уловів в р. Дунай.

Вид риби	N F/M	Рік						
		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Acipenser stellatus</i>	N	64	76	43	52	16	13	-
	F/M	34/66	34/66	24/76	4/96	12/88	23/77	-
<i>Acipenser guldenstaedti</i>	N	4	21	2	5	-	2	-
	F/M	0/100	15/85	0/100	33/67	-	50/50	-
<i>Acipenser ruthenus</i>	N	-	-	-	-	-	-	17
	F/M	-	-	-	-	-	-	35/65

Мінливість видового співвідношення молоді осетрових за даними ловів обліковими знаряддями. Співвідношення видового складу і врахована чисельність молоді різних видів осетрових риби на українській ділянці р. Дунай варіюють упродовж останніх років. У 2007-2009 рр. домінуючим видом в уловах облікових знарядь була стерлядь (рис. 6.1). Доля білуги коливалася від 4% (2009 р.) до 37 % (2010 р.); севрюги – від 4 (2008 р.) до 12,5 % (2009 р.); російського осетра і його гібридів – від 0 (2008 р.) до 1,9 % (2010 р.).

Прилови. Видове співвідношення молоді осетрових в приловах промислових мереж (комірка 32-36 і 45-50 мм) істотно відрізнялося від подібного в уловах облікових знарядь. У приловах 2007 р. абсолютно переважала севрюга – 84 %; в

2008 р. російський осетер (ймовірно штучного походження) – 33 %; в 2009 р. білуга – 83 %, а також в 2010 р. білуга – 72 % (рис. 6.2).

Відсоток різних видів осетрових в приловах різних років істотно змінювався: стерлядь – від 2 до 23 %; білуги – від 3 до 83; севрюги – від 10 до 84; осетра – від 3 до 33 %.

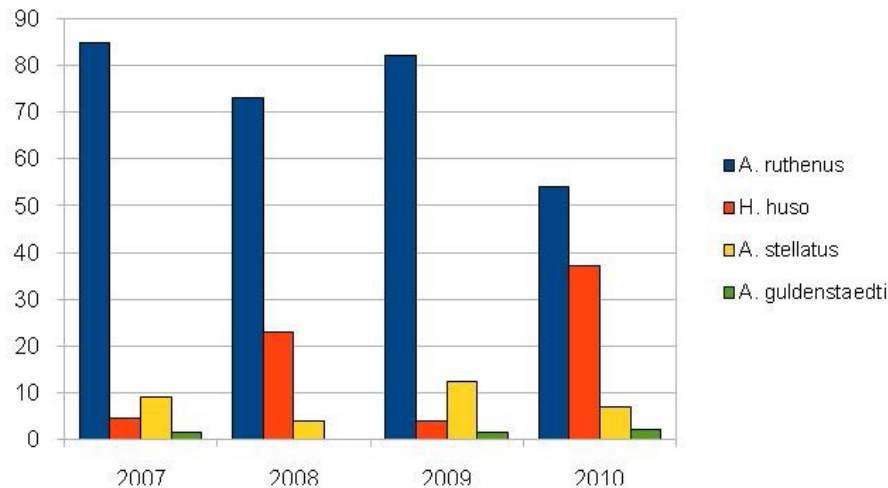


Рисунок 6.1 – Видове співвідношення (%) молоді осетрових в уловах науково-дослідних знарядь лову.

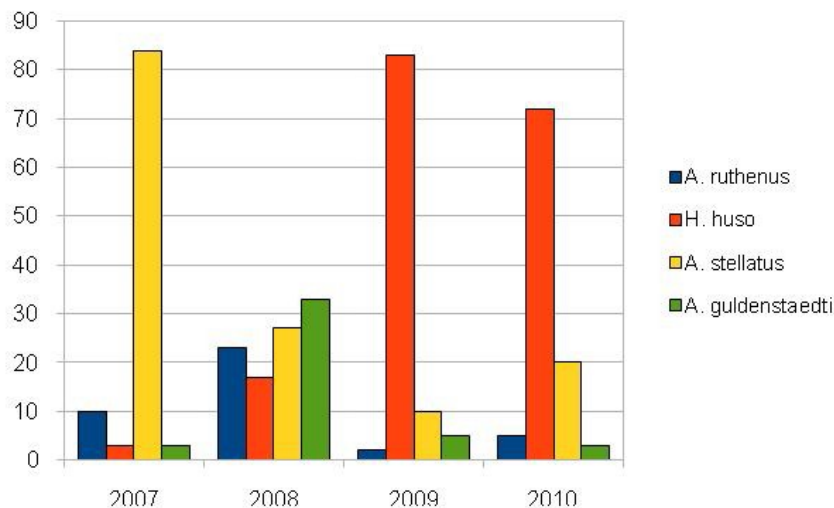


Рисунок 6.2 – Видове співвідношення (%) молоді осетрових в приловах промислових мереж.

Загрозливі чинники. Найбільш важливим загрозливим чинником для осетрових видів риб є браконьєрство, на другому місці знаходиться чинник прилову

в дозволені знаряддя лову. У сучасних умовах браконьєрство набуває прихованої форми під виглядом легального лову мережами з дозволеною коміркою.

Основна проблема полягає в тому, що риба, навіть маломірна, не випускається і в тому випадку, коли це можливо зробити. При цьому ніяка інформація про вилов і прилови не повідомляється. Вимоги Червоної книги багатьма рибалками ігноруються.

В період оселедцевої путини прилов осетрових в середньому оцінюється в межах 1 екз. на 1 т виловленого оселедця. Доля севрюги в цих приловах складає 85-90 %, стерлядь – близько 10 %, потрапляння осетра відзначається в одиничних випадках. В цілому, прилов осетрових в період оселедцевої путини можна оцінити на рівні близько 300-400 екз., в основному севрюги. Ще приблизно 200 екз. севрюги виловлюється (приловлюється) під час ведення лову коропових риб в серпні-вересні. В більшості своїй це молоді особини масою близько 3,5 кг. Вилов стерляді на українській ділянці річки очевидно складає біля 1000 екз. у рік. Щорічно нелегально виловлюється 5-10 статевозрілих особин білуги.

Найбільш загрозливою частиною ареалу для осетрових риб, в першу чергу російського осетра, існують місця зимівлі в Каркініцькій затоці, що в основному обумовлене розвиненням в цьому районі браконьєрством.

Відтворення осетрових. У 2008 р. приватним підприємством «Одеський осетровий комплекс» побудований новий осетровий риборозплідник на Карналієвському водосховищі в Дунайсько-дністровському межиріччі. Потужність комплексу – до 1 млн. молоді осетрових риб в рік. На базі риборозплідника ТОВ «Одеський осетровий комплекс» здійснюється формування ремонтно-маткового стада дунайських осетрових.

У 2009 р. в риборозпліднику отримана перша партія російського осетра (50 тис. шт.), яка була випущена в р. Дунай. Роботи виконувалися у рамках бюджетної програми «Відтворення водних живих ресурсів у внутрішніх водоймищах і Азово-чорноморському басейні». У 2010 р. отримано 20 тис. екз. молоді севрюги. У 2011 р. в р. Дунай випущено 10 тис. екз. молоді стерляді.

Дніпровський осетровий завод був побудований на р. Дніпро в Херсонській області в 1984 р. Щорічно цей розплідник здійснює випуск в р. Дніпро близько

1 млн. екз. штучно вирощеної молоді осетрових риб (переважно російського осетра). В результаті діяльності цього розплідника значне збільшення чисельності статевонезрілих російських осетрів спостерігалось в північно-західній частині Чорного моря у кінці 80-х на початку 90-х рр. ХХ століття. Проте очікуваного зростання чисельності плідників і нерестових стад російського осетра не сталося.

Пріоритетні дії. Нині першочерговим завданням є прийняття Національного плану з порятунку осетрових. План дозволить скоординувати і зробити ефективнішими дії з охорони, вивчення і відтворення осетрових в Україні, визначити джерела їх фінансування.

Припинення нелегальної торгівлі продукцією осетрових риб. Це першочергове завдання, без вирішення якої популяції осетрових риб не можуть бути врятовані.

Для здійснення контролю за торгівлею на внутрішньому ринку потрібне впровадження системи етикетування продукції з осетрових штучного походження і продукції, що імпортується, відповідно до рекомендацій Регіональної Стратегії (2003) і Резолюції Конференції CITES 12.7 (2002).

Очевидно, потрібне посилення відповідальності осіб, винних в нелегальній торгівлі продукцією осетрових видів, що занесені до Червоної книги України.

Скорочення випадкових приловів і масштабів браконьєрства. Розробка комплексу заходів (державної або галузевої програми) щодо боротьби з браконьєрством і приховуванням випадкових приловів осетрових риб (включаючи збільшення штрафів, посилення адміністративної і карної відповідальності, конфіскація знарядь лову, плавзасобів, транспортних засобів та ін.).

Масово-роз'яснювальна робота та інформування населення. Для ефективної боротьби з нелегальним ловом і нелегальною торгівлею осетровими рибами потрібне здійснення пропагандистської компанії, спрямованої на роз'яснення рибалкам і місцевому населенню цілей та завдань діяльності держави з охорони і відновленню осетрових. Населення має бути проінформоване про стан запасів осетрових, про причини їх внесення до Червоної книги України, про заходи, що проводяться і плануються, щодо охорони і штучного відтворення, про перспективи відновлення популяцій осетрових і їх можливого раціонального

використання. Треба переконати рибалок повідомляти про усі випадки прилову осетрових та інших видів риб, занесених до Червоної книги, як це наказано Правилами рибальства (1998 р.), і робити усе можливе для випуску їх в природне середовище.

Створення центру моніторингу популяцій осетрових на р. Дунай. У рамках виконання рекомендацій «Регіональної Стратегії збереження і стійкого управління запасами популяцій осетрових північно-західній частині Чорного моря і нижнього Дунаю у відповідності з CITES» (2003 р.) потрібне створення постійно діючого центру моніторингу нерестових і покатих міграцій осетрових, оцінки ефективності природного і штучного відтворення шляхом вивчення ската молоді, збору інформації про прилови осетрових і смертність в результаті приловів.

Збереження чорноморських осетрових. В Україні практично відсутні ремонтно-маткові стада аборигенних чорноморських осетрових дунайських, дніпровських і дністровських стад. Необхідно негайно приступити до формування ремонтно-маткових аборигенних стад на базі державного риборозплідника ПЕДОРЗ на Дніпрі і ТОВ «Одеський осетровий комплекс» в дунайському регіоні. Паралельно треба приступити до створення генетичної колекції і кріобанку сперми аборигенних осетрових спільно з Інститутом проблем кріобіології і кріомедицини НАНУ (м. Харків).

Міжнародна співпраця. Доцільно розробити і погодити спільну програму досліджень зацікавлених причорноморських і придунайських країн з осетрових чорноморського басейну (узгодження методик вилову, промірів і мічення та ін.), що передбачає:

- 1) вивчення сезонної міграції плідників осетрових в Дунаї, окремо відносно кожного рукава Дунаю, в ПЗЧМ;
- 2) вивчення міграції молоді осетрових по різних рукавах і в морі;
- 3) обмін біологічним матеріалом осетрових (ікра, личинка, молодь, цьоголітки, ремонт) з метою формування банку даних і збереження генофонду;
- 4) обмін інформацією про виконані заходи, що проводяться, щодо збереження осетрових;

5) створення регіональної інформаційної системи і бази даних на спеціальному Web-сайті.

Слід вивчити можливість додаткового позабюджетного фінансування цієї програми, а також отримання грантів Євросоюзу для діяльності, пов'язаної з відтворенням запасів осетрових риб, створення регіонального центру досліджень осетрових, організувати обмін студентами.

ВИСНОВКИ

1. Для гарантування безпеки і якості продовольчої сировини та харчових продуктів потрібно створювати або змінювати законодавчі документи. В одному випадку \square це перегляд існуючих нормативів, які розроблялися дуже давно і не враховували особливості різних регіонів та екосистем, а в іншому \square потрібне розроблення нормованих величин нових токсичних елементів (з важких металів у риби лімітуються лише свинець, кадмій, мідь та цинк).

2. Вміст важких металів в Кілійській дельті за останнє десятиліття не збільшився в порівнянні з 90-ми рр. минулого століття. Проте, днопоглиблювальні роботи та інтенсивне судноплавство на території Дунайського біосферного заповідника залишаються чинниками ризику, можуть привести до забруднення дельти і узмор'я Дунаю і прилеглого району північно-західної частини Чорного моря, тобто представляють постійну потенційну загрозу екологічній рівновазі і біорізноманіттю екосистеми цього регіону.

3. Надкларкові величини кадмію встановлені в карбонатних осадах Мідієвого поля (район узмор'я). Це означає, що розчинні токсичні сполуки безперешкодно проходять хімічний бар'єрний контур «ріка-море» і піддаються поглинанню за харчовим ланцюгом від фітопланктону до бентосних організмів-фільтраторів. Кінцевою ланкою міграції для кадмію є його фіксація карбонатною речовиною осадів.

4. Рівень важких металів і токсичних елементів у м'язовій тканині риб різних екологічних груп варіює в досить широких межах, але при цьому не перевищує ГДК. Вміст важких металів вищий у представників донної та донно-пелагічної екологічної групи риб (бичок-кругляк і піленгас) ніж у пелагічної ставриди.

5. Результати аналізу багаторічних досліджень показали, що в цілому сучасний стан пелагічних і донних співтовариств (фіто- зоопланктон і зообентос) в районі узмор'я Дунаю можна охарактеризувати як відносно стабільний і задовільний. Значне скорочення розвитку видів зоопланктону не кормової компоненти –

еврифага *Noctiluca scintillans* і *Pleopis polyphemoides* – показників евтрофності, можуть свідчити про її зниження в сучасних умовах.

6. Місцевий промисел риби базується на прохідних (дунайський оселедець) і прісноводних рибах. З 1960-х рр. якісний і кількісний склад уловів прісноводних риб став значно гіршим. Причиною цього стало вилучення великих нерестових і нагульних площ із системи Дунаю, що відбулося в результаті одамбування заплави і зарегулювання придунайських озер.

7. В результаті проведеного нами аналізу літературних даних та звітної документації було встановлено, що в 2002-2010 рр. чисельність молоді осетра коливалася від 0,0 до 18,5 екз/га, що в середньому складало 5,8 екз/га, тобто була в два рази меншою ніж у 1966-82 рр.

8. Отримані дані дозволяють констатувати, що, не дивлячись на різке падіння чисельності материнських стад осетрових, їх нерест в Дунаї продовжується, хоча і в значно менших масштабах, які не можуть підтримувати чисельність популяцій осетрових на безпечному для їх існування рівні.

9. Відновлення чисельності осетрових в даний час неможливо без проведення масштабних робіт з їх штучного розведення та випускання підрощеної молоді осетрових в місця природного мешкання. Особливу увагу слід звернути на отримання потомства виключно від місцевих плідників, щоб не допустити генетичного забруднення аборигенних популяцій осетрових.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Тимченко В.М. Эколого-гидрологическая характеристика Дуная и придунайських водоемов в пределах Украины // Гидро-экология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. – К.: Наук. думка, 1993. – С.7-22.
2. Гриценко А. В. Комплексний підхід до вирішення екологічних проблем як один з пріоритетів державної екологічної політики України // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: IX Міжнар. наук.-практ. конф., 9-13 вересня 2013 р., м. Алушта, АР Крим: зб. наук. ст. / УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2013. – Т. 1. – С. 3-7.
3. Васенко А. Г. Трансграничные проблемы больших рек Украины // Вода та довкілля: IV Міжнар. водний форум «AQUA UKRAINE-2006», 3-6 жовтня 2006 р., м. Київ: мат-ли наук.-практ. конф. – К.: Міжнародний виставковий центр, 2006. – С. 105-112.
4. Гриценко А. В. Шляхи вирішення екологічних проблем у водоохоронній діяльності [Електронний ресурс] // Вода та довкілля: X Міжнар. водний форум «AQUA UKRAINE», 6-7 лист. 2012 р., м. Київ. – К.: Міжнародний виставковий центр, 2012. – С. 23.
5. Васенко А. Г. Программа комплексного экологического мониторинга окружающей природной среды при возобновлении глубоководного судового хода Дунай – Черное море // Людина і довкілля. Проблеми неоекології: зб. наук. праць. – Х.: Вид-во ХНУ, 2006. – Вип. № 8. – С. 50-58.
6. Васенко А. Г. Комплексный экологический мониторинг на украинском участке дельты р. Дунай и придунайском взморье // Мат-лы Междунар. водного форума «Современное состояние, проблемы и перспективы использования трансграничных водных объектов», 1-2 марта 2006 г., г. Минск. – Минск: Белсэнс, 2006. – С. 30-38.
7. Афанасьев С. А. Биологический мониторинг водных объектов дельты Дуная // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: IV Міжнар. наук.-практ. конф.: зб. наук. ст. □ УкрНДІЕП. – Х.: Райдер, 2008. – Т. 2. – С. 112-117.
8. Васенко А. Г. Сравнительная характеристика фитопланктона верховья и прибрежного участка украинской части дельты Дуная // Проблеми охорони

навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. праць / НДУ «УКРНДІЕП». – Х.: Райдер, 2014. – Вып. XXXVI. – С. 107-118.

9. Амброз А. И. Осетры северо-западной части Черного моря. (Осетровые южных морей СССР) // Труды ВНИРО. – 1964. – Т. LI. – С. 287-348.

10. Амброз А. И. Кирилук М. М. Осетровые. / Сырьевые ресурсы Черного моря: Сб. науч. раб. – Москва: Пищевая пром-ность, 1979. – С. 208-214.

11. Волошкевич О. М. Риби // Біорізноманітність дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. Зб. наук. праць. – Київ: Наук. думка, 1999. – С. 135-139.

12. Radu G. The state of main habitats important for Black Sea marine living resources. – Romanian second Fishery Report: UNDP/GEF Black Sea Ecosystem Recovery Project Phase II. – 2006. – 129 p.

13. Никулеску-Дувез М. Сообщение о состоянии популяции, характеристике уловов осетровых и мероприятия по увеличению запаса морских осетровых в водах Дуная // Мат-лы XV сессии смеш. Комиссии по применению соглаш. "О рыболовстве в водах Дуная". – Будапешт: Изд-во ЕДК, 1973. – С. 161-165.

14. Финько В. А., Ровнин А. А. О некоторых аспектах биологии растительноядных раб в Дунае // Тезисы докл. 11 Всесоюзн. совещ. "Рыбохозяйственное освоение растительноядных рыб". – Москва: Наука, 1988. – С. 183-185.

15. Колесник Н. Л. Важкі метали в екосистемі ставів та їх вплив на рибопродуктивність і харчову цінність риби в умовах інтенсивного вирощування: дис. ... кандидата с.-г. наук: 06.02.03 / Колесник Наталія Леонідівна. – К., 2012. – 191 с.

16. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні / Наук. Еколог. Центр України. – К., 1993. – 320 с.

17. Брагинский Л. П. Современные проблемы водной токсикологии // Тр. ВГБО. – 1989. – С. 37-46.

18. Белоконь В. Н. Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 2. – С. 83-89.

19. Гідроекологічний стан Каховського водосховища / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т. С. Шарамок [та ін.] // Питання біоіндикації та екології. – 2010. – Вип. 15, № 2. – С. 214-222.
20. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками / Драчев С. М. – М.-Л.: Наука, 1964. – 273 с.
21. Муратов С. Р. Тяжелые металлы в водной экосистеме Куйбышевского водохранилища: дис. канд. биол. наук / С. Р. Муратов – Екатеринбург, 1992. – 22 с.
22. Гуменюк Г. Б. Вміст і міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Наукові записки Тернопільського пед. університету ім. В. Гнатюка. – 2001. – № 3(14). – С.191-193. – (Серія: Біологія. Спецвипуск: Гідроекологія).
23. Сафонова Т. А. Накопления ртути и других тяжёлых металлов водорослями и водными растениями // Поведения ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах. – Новосибирск, 1989. – С. 64-100.
24. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсической среде / Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. – К.: Наук. думка, 1987. – 178 с.
25. Божков А. И. Проявление генотоксичности тяжелых металлов в клетках водорослей и инфузорий // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии. – СПб., 1991. – Т. 1. – С. 54-55.
26. Зоммер Е. А. Проблема выбора лимитирующего показателя вредности веществ в связи с видовыми и возрастными различиями тест-объектов // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии: мат Т. 1. – СПб., 1991. – С. 226-227.
27. Лузгин В. К. Динамика численности популяций дафний на разных фазах развития к воздействию токсикантов / В. К. Лузгин // Физиология и токсикология гидробионтов. – Ярославль, 1990. – С. 64-68.
28. Божков А. И. Проявление генотоксичности тяжелых металлов в клетках водорослей // Третья всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии: мат. Т. 4. – СПб., 1995. – С. 134-135.
29. Методики биологических исследований по водной токсикологии / [под ред. Н. С. Строганова, Л. П. Брагинского, С. П. Федя]. – М.: Наука, 1971. – 290 с.

30. Becker C. D. Toxicity of power plant chemicals to aquatic life / C. D. Becker, T. O. Thatcher. – Washington, U.S. Atom. Energy Commission. 1973. – 134 p.
31. Брагинский Л. П. Пестициды и жизнь водоемов. – К.,: Наукова думка, 1972. – 226 с.
32. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана / Патин С. А.. – М.: Пищ. пром-сть, 1979. – 303 с.
33. Доценко С.А. Загрязнение вод и донных осадков дельты и взморья Дуная нефтепродуктами и тяжелыми металлами // Український гідрометеорологічний журнал, 2011, № 9. – С. 176-185.
34. Виноградова З. А. Микроэлементы в планктоне и воде различных районов Черного моря / З. А. Виноградова, Г. М. Коган // Биология моря. – 1971. – Вып. 22. – С. 16-47.
35. Дніпровський каскад [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ukrainereferat.org/uaref-248-1.html>.
36. Берман Ш. А. Распределение микроэлементов марганца, железа, меди и цинка в органах и тканях пресноводных промысловых рыб / Ш. А. Берман, А. Э. Илзинь // Микроэлементы в организме рыб и птиц. – Рига: Зинатне, 1968. – С. 5-18.
37. Евтушенко Н. Ю. Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища / Н. Ю. Евтушенко, О. В. Данилко // Гидробиол. журн. – Т. 32, № 4. – С. 58-66.
38. Шарамок Т. С. Особенности накопления тяжелых металлов молодью карповых рыб в прудах с различными источниками питания: дис. ... канд. с.-х. наук: 06.02.03 / Шарамок Т. С. – К., 2004. – 175 с.
39. Малі річки України. Річка Стугна. Сучасний стан. Перспективи на майбутнє / [Мальцев В. І. та ін.]; – Інститут екології (ІНЕКО), Комітет захисту Стугни. – Київ, 1997. – 52 с.
40. Зубенко И. Б. Содержание тяжёлых металлов в водохранилищах Днепра и их ПДК для рыбного хозяйства // Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ : междунар. конф., Киев, 6-8 сент. 1995 г.: мат. – К., 1995 – С. 172.
41. Моисеенко Т. И. Закономерности накопления тяжелых металлов в организме сигов и радужной форели // Т. И. Моисеенко, Л. П. Кудрявцева // Первая всесоюзная

конференция по рыбохозяйственной токсикологии, Рига, дек. 1988 г.: мат. Ч. 2. – Рига, 1989. – Ч. 2. – С. 40-42.

42. Накоплення іонів нікелю та кадмію у екосистемі Канівського водосховища / Т. Г. Литвинова, А. П. Мельник, Н. М. Власова [та ін.] // Проблеми іхтіопатології. – К., 2001. – С. 74-77.

43. Назаренко М. Ф. Тяжелые металлы в экосистеме рыбоводных прудов Советского участка Дуная // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии. – СПб., нояб. 1991 г. – Т. 1. – С. 64-65.

44. Киблык В. С. О содержании тяжелых металлов в тканях рыб из прудовых хозяйств Днепропетровской области // Проблемы аквакультуры и функционирования водных экосистем: междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых, 25-28 февр. 2002 г.: мат. – К., 2002. – С. 151-153.

45. Евтушенко Н. Ю. Формы нахождения тяжелых металлов в воде и накопление их рыбами в условиях тепловодного выращивания // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии: мат. Т. 1. – СПб., 1991. – С. 178.

46. Михайлов В.Н., Рогов М.М., Чистяков А.А. Речные дельты. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 280 с.

47. Килийская часть дельты Дуная весной 2000 г.: Состояние экосистемы и последствия техногенных катастроф в бассейне. – Одесса: 2001. – 128 с.

48. Экосистема взморья украинской дельты Дуная // Одесса: «Астропринт», 1998. – 329 с.

49. Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях. – М.: Гидрометеиздат, 1979. – №43. – 38 с.

50. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 280 с.

51. Биологические аспекты нефтяного загрязнения морской среды. – К.: Наукова думка, 1988. – 82 с.

52. Влияние нефти и нефтепродуктов на морские организмы и их сообщества. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 136 с.

- 53.** Доценко С.А. Загрязнение вод и донных осадков дельты и взморья Дуная нефтепродуктами и тяжелыми металлами // Український гідрометеоролог. журнал, 2011, №9. – С. 176-185.
- 54.** Брагинский Л. П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования / Л. П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, №6. – С. 66-73.
- 55.** Брень Н. В. Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами (Обзор) // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, №4. – С. 75-85.
- 56.** Кравчук А. О. Бентосные фораминиферы как индикаторы загрязнения донных осадков в геохимическом контуре дельты Дуная // Труды 2 Междунар. совещ. «Геохимия биосферы». – Новороссийск (Россия). – 1999. – С. 152-155.
- 57.** Осадчий В. И. Распределение тяжелых металлов в воде, взвешенных веществах и донных отложениях Дуная // Водные ресурсы. – 1993. – Т. 20, №4. – С. 455-461
- 58.** Бурдин К. С. Основы биологического мониторинга. / К. С. Бурдин. – М.: МГУ, 1985. – 158 с.
- 59.** Петренко О. А., Авдеева Т. М., Шепелева С. М. Особенности накопления токсичных веществ в тканях и органах промышленных объектов Азово-Черноморского бассейна. // Сб. Тр. ЮгНИРО. – Т.48. – 2010. – С.59-69.
- 60.** Козинцев А.Ф. Накопление тяжелых металлов в гидробионтах бухты Казачья Черного моря // Морські біотехнічні системи. – Севастополь, 2002. – Вип. 2. – С. 222-230.
- 61.** Беляев П.М. и др. Справочник предельно допустимых концентраций вредных веществ продуктах и среде обитания. – М., 1993. – 78 с.
- 62.** Воробьева Л. В. Мейобентос украинского шельфа Черного моря. – Киев: Наук. думка. – 2012. 300с.
- 63.** Нестерова Д. А. Фитопланктон Одесского региона в современных условиях // Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь, 2000. – С. 383-390.
- 64.** Полищук Л. Н. Мезо – и макрозоопланктон // Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – Киев: Наук. думка,

2006. – С. 229-236. **65.** Полищук Л. Н. Некоторые особенности современного развития зоопланктона северо-западной части Черного моря и входящего в её состав Придунайского приустьевоего района // Экосистема взморья украинской дельты Дуная. – Одесса: «Астропринт», 1998. – С. 203-245. **66.** Синегуб И. А. Состояние макрозообентоса Одесского региона Черного моря в период 1994–1999 гг. // Наук. зап. Терноп. педуніверситету. – Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2011. – № 3 (14). – С. 157. **68.** Балацкий К.Л., Волошкевич А.Н. Скот молоди осетровых на Украинском участке р. Дунай. reserve@it.odessa.ua
- 69.** Волошкевич А.Н. Рыбохз. значение хищных рыб нижнего течения р. Дунай // Вопросы ихтиологии. – 1986. – Т. 26, №5. – С. 750-756. **70.** Ткаченко В.О. та ін. Стан іхтіофауни пониззя Дунаю в межах України // Наук. вісник Ужгородського університету. – 2004. – Вип. 15. – С.129. **71.** Ткаченко В.А и др. Формирование ихтиофауны Сасыкского водохранилища после его опреснения // Гидробиологический журнал. – 1984. – Т.20, №2. – С. 35-38.
- 72.**
- Павлов П.И. Морфологические особенности дунайской белуги / Гидробиологический журнал. – 1967. – Т. 3, №3. – С. 39-42. **73.**
- Амброз А.И. Состояние запасов осетровых рыб в Черном море и меры по их увеличению // Биологические исследования Черного моря и его промышленных ресурсов. – М.: Наука, 1968. – С. 68-96. **74.** Мовчан Ю.В. К морфологии русского осетра и севрюги северо-западной части Черного моря // Республиканская научная конференция. «Биологические основы рационального использования, преобразования и охраны растительного и животного мира». Тезисы – Симферополь. – 1965. – С. 147-148.
- 75.** Мовчан Ю.В. Морфометрическая характеристика севрюги Азовско-Черноморского бассейна // Вестник зоологии. – 1970. – №2. – С. 35-34. **76.** Шекк П.В. Ретроспективный анализ и современное состояние ихтиофауны и рыбных промыслов дельты Дуная // Зб.наук. праць ОНУ. – 2003. – Т.8. – Вип.11. – С.55-85.
- 77.** Кирилюк М.М., Сальников Н.Е., Иванов А.И., Кукурадзе А.М. Особенности нагула и современное состояние кормовой базы осетровых в северо-западной части Черного моря в аспекте

предстоящего перераспределения речного стока // Труды ВНИРО. – 1985. – Т. CVII
– С. 105-113.

78. Константинов К.Г. Биология молоди осетровых рыб Нижней Волги // Труды Саратовского отделения Каспийского филиала ВНИРО. – 1953. – Т. 2. – С. 58-97.

79.

Мельничук Г.Л. Деякі питання біології осетрових у пониззях річок, що впадають у північно-західну частину Чорного моря // Наукові записки Одеської біологічної станції. – 1961. – Вип. 3. – С. 123-145.

80. Бушуев С.Г., Черников Г.Б.

Разработка и осуществление мероприятий к изучению и сохранению осетровых рыб Чорного моря в Украине. // Сб. Тр. ЮгНИРО. – Т.1. – 2012. – С.59-65.

81. Ситник Ю. М. Важкі метали в органах і тканинах канального сома (*Ictalurus punctatus*) Ташлицької водойми-охолоджувача Південно-Української АЕС [Електронний ресурс] / Ю. М. Ситник, П. Г. Шевченко, Н. В. Олексієнко // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: IV Міжнар. наук. конф.: мат. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 170-171. – Режим доступу: http://www.zoology.dp.ua/z_07_096.html.