

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Біотехнологічний факультет

Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура
Перший (бакалаврський) рівень вищої освіти

Допускається до захисту:

Завідувач кафедри

водних біоресурсів та аквакультури

д. б. н., проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

« _____ » _____ 2025 р.

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на здобуття ступеня вищої освіти бакалавр на тему:

АНАЛІЗ БІОРЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ САМАРСЬКОЇ
ЗАТОКИ В МЕЖАХ САМАРІВСЬКОГО РАЙОНУ
ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Здобувачка першого (бакалаврського)
рівня вищої освіти

_____ Анастасія ХАЦЕВИЧ

Керівник дипломної роботи,
к. с.–г. наук, доцентка

_____ Анна ГОРЧАНОК

Дніпро, 2025

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Біотехнологічний факультет

Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура

Перший (бакалаврський) рівень вищої освіти

Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Завідувач кафедри, д. б. н.,

проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

“ 15 ” жовтня 2024 р.

ЗАВДАННЯ

на здобуття ступеня вищої освіти бакалавр кваліфікаційну роботу здобувачці вищої освіти

Анастасії ХАЦЕВИЧ

1. Тема роботи: **АНАЛІЗ БІОРЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ САМАРСЬКОЇ ЗАТОКИ В МЕЖАХ САМАРІВСЬКОГО РАЙОНУ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Затверджена наказом по університету від “ 25 ” 04 2024 р. № 847

2. Термін здачі здобувачем завершеної роботи 13 червня 2025 р.

3. Вихідні дані до роботи: досліджено видовий склад іхтіофауни ділянки Самарської затоки в межах Самарівського району Дніпропетровської області та з'ясовано основні закономірності їх трансформації в умовах комплексного антропогенного впливу.

4. Короткий зміст роботи - перелік питань, що розробляються в роботі: вступ, огляду літератури, матеріал, умови та методики виконання роботи, результати власних досліджень, показники загальної чисельності біоресурсного потенціалу у водоймі, висновки та пропозиції, список літературних джерел.

5. Перелік графічного матеріалу: таблиць – 12; рисунків – 1.

6. Консультанти по проекту (роботі), із зазначенням розділів проекту, що їх стосуються

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Проведення аналізу біоресурсного потенціалу рської затоки	доцентка Анна ГОРЧАНОК		

7. Дата видачі завдання: “ _____ ” _____ 2024 р.

Керівник _____
(підпис)

Завдання прийняла до виконання _____
(підпис)

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів виконання кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів роботи	Примітка
1.	Мета і задачі роботи	Квітень 2025 р.	виконано
2.	Матеріал, мета та методика досліджень	Квітень 2025 р.	виконано
3.	Робота з літературою для написання огляду літератури	Квітень 2025 р.	виконано
4.	Проведення науково-дослідницької роботи	Квітень-Травень 2025 р.	виконано
5.	Написання роботи згідно встановлених вимог	Квітень-Травень 2025 р.	виконано
6.	Підготовка та оформлення доповіді на захист	Травень 2025 р.	виконано
7.	Попередній захист на кафедрі	Червень 2025 р.	виконано
8.	Перевірка роботи на плагіат	Червень 2025 р.	виконано
9.	Захист кваліфікаційної роботи	Червень 2025 р.	виконано

Здобувачка-дипломник _____

Анастасія ХАЦЕВИЧ

Керівник _____

Анна ГОРЧАНОК

АНОТАЦІЯ

Досліджено біоресурсний потенціал ділянки Самарської затоки в межах Самарівського району і та з'ясовано основні закономірності їх трансформації в умовах комплексного антропогенного впливу.

Використано традиційні методи у гідроботаніці та гідробіології – польові; продукційні, іхтіологічні; методи математичної статистики.

Встановлено, що відповідно до результатів проведених досліджень водного середовища Самарської затоки, зокрема в районі Сергіївського острова, стан водних ресурсів цієї ділянки є цілком придатним для здійснення рибогосподарської діяльності. Це свідчить про наявність оптимальних умов для розвитку рибної популяції та забезпечення необхідного рівня біологічної продуктивності акваторії. За структурними показниками природних біоресурсів можна проводити оцінку екологічного стану водних об'єктів, які зазнають комплексного антропогенного впливу.

Одержані результати можуть бути використані для складання водогосподарських і гідроекологічних паспортів досліджених водних об'єктів, для розробки органами місцевого самоврядування цілої низки біологічних, технічних та організаційних заходів, спрямованих на поліпшення стану водного середовища Самарської затоки.

Кваліфікаційна робота бакалавра містить 59 сторінок, 12 таблиць, 1 рисунок, список використаних джерел із 50 найменувань.

Ключові слова: Самарська затока, іхтіофауна, бентофаги, промислова риба, флора, угруповання, заростання, фітомаса, біоресурси.

ANNOTATION

The bioresource potential of the Samara Gulf section within the Samara district was investigated and the basic patterns of their transformation were clarified in the conditions of complex anthropogenic influence.

Traditional methods in hydrobotanics and hydrobiology were used - field; production, ichthyological; Methods of mathematical statistics.

It is established that in accordance with the results of the studies of the Samara Gulf, in particular in the area of Sergiyiv island, the state of water resources of this area is quite suitable for fisheries. This indicates the optimal conditions for the development of the fish population and ensuring the required level of biological productivity of the water area. The structural indicators of natural bioresources can evaluate the ecological status of aquatic objects that are exposed to complex anthropogenic effects.

The obtained results can be used to assemble water and hydroecological passports of the studied water bodies, to develop a number of biological, technical and organizational measures for the development of local self -government bodies, aimed at improving the state of the Samara Gulf aquatic environment.

The bachelor's qualification work contains 59 pages, 12 tables, 1 figure, a list of sources used from 50 titles.

Keywords: Samara Gulf, Ichthyofaun, Bentophages, Industrial Flora, Flora, Grouping, Overgrowth, Phytomass, Bioresources.

ЗМІСТ

	стор
ВСТУП	6
1.1 Актуальність теми	6
1.2 Мета та завдання	7
РОЗДІЛ 2 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	9
2.1 Структурно-екологічні особливості іхтіофауни річкових систем	9
2.2 Трансформація структури іхтіофауни під впливом антропогенного навантаження	13
2.3 Вплив екологічних чинників на життєдіяльність риб	16
2.4 Особливості формування та функціонування кормової бази риб у річках	19
2.5 Якість середовища існування риб у річках за умов значного антропогенного навантаження	23
РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ	26
3.1 Мета, матеріали та методи дослідження	26
РОЗДІЛ 4 ВЛАСНІ ДОСЛІДЖЕННЯ	28
4.1 Природно-кліматична характеристика району дослідження	28
4.2 Гідрохімічна характеристика водного середовища Самарської затоки	30
4.3 Заходи з біомеліорації та контролю іхтіофауни Самарської затоки	33
4.4 Гідробіологічні дослідження ділянки Самарської затоки Самарівського району	34
4.5 Моніторинг іхтіофауни на ділянці Самарської затоки	40
4.6 Морфометричний аналіз іхтіофауни Самарської затоки	44
4.7 Аналіз морфометричних показників представників іхтіофауни: індексів великоголовості та зрілості, як діагностична ознака	45
4.8 Оцінка індексу висоти тіла у основних представників іхтіофауни ділянки Самарської затоки	48
4.9 Аналіз морфометричних показників товщини тіла риб та індексу товщини тіла (ІТТ) іхтіофауни ділянки Самарської затоки	49
ВИСНОВКИ	52
ПРОПОЗИЦІЇ	53
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	54

ВСТУП

1.1 Актуальність теми

Водні об'єкти, розташовані на континентальній частині суші, крім естетичної привабливості, формовані унікальними природними ландшафтами та наділені лікувальними властивостями, виконують надзвичайно важливі екологічні, економічні та соціальні функції [5, 9, 16, 23].

Акватичні екосистеми є ключовими компонентами природного середовища, що забезпечують критично важливі ресурси для функціонування людського суспільства – зокрема, джерела прісної води, біоресурси для харчування, а також потенціал для генерації гідроенергії. Завдяки цьому вони набувають стратегічного значення у контексті глобальної продовольчої безпеки, водопостачання та енергетики.

Однак багатофункціональне використання водних екосистем супроводжується постійним антропогенним навантаженням, що зумовлене зростаючим рівнем господарської діяльності, зокрема внаслідок розвитку промисловості, сільського господарства та урбанізації [29, 30].

Особливо актуальною ця проблема постає у регіонах із обмеженими запасами прісної води, де інтенсивне водоспоживання в різних секторах економіки призводить до виснаження водних ресурсів і погіршення їх екологічного стану.

Річка Самара, яка протікає центральною частиною України, виконує важливу функцію водопостачання для мешканців міста Самар.

Питанням дослідження екологічного стану цієї річкової системи приділяли увагу численні вітчизняні науковці, серед яких варто відзначити праці Максимова, Н. М., Maksymova, N., Шевченко, І. О., Shevchenko, I. Однак, попри наявність значного масиву наукових досліджень, збереження та охорона екосистеми річки Самара вимагає подальшого моніторингу, зокрема

аналізу сучасного стану іхтіофауни та виявлення екологічних загроз, що виникають унаслідок господарської діяльності [1].

Серед основних факторів, що спричиняють деградацію іхтіофауни внутрішніх водойм, варто виокремити скиди неочищених або недостатньо очищених стічних вод, зрошення сільськогосподарських угідь, сплав лісу, навігацію, а також інші види антропогенної діяльності. Крім того, значну загрозу становить нераціональна риболовля та браконьєрство, які сприяють виснаженню рибних запасів [10, 15, 16, 17, 18].

Негативні екологічні наслідки можна частково пом'якшити шляхом впровадження водогосподарських і рибогосподарських заходів, орієнтованих на адаптацію до змінених умов функціонування річкових екосистем. Ці заходи мають ґрунтуватися на сучасних наукових підходах до моніторингу й управління водними біоресурсами.

У цьому контексті проведене дослідження видового складу іхтіофауни Самарської затоки має практичну спрямованість і орієнтоване на розробку ефективних стратегій управління рибними ресурсами. Зокрема, метою є удосконалення методів експлуатації рибогосподарського потенціалу річки з одночасним збереженням її біорізноманіття, екологічної стійкості та здатності до самовідновлення в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

1.2 Мета та завдання

Метою даної роботи було оцінити біоресурсний потенціал Самарської затоки в межах Самарівського району Дніпропетровської області шляхом аналізу стану іхтіофауни, гідрохімічних і гідробіологічних характеристик водного середовища, а також розробити рекомендації щодо раціонального використання та збереження біоресурсів затоки.

Для реалізації поставленої мети визначено наступні завдання:

Проаналізувати літературні джерела за темою кваліфікаційної роботи.

Вивчити видовий склад і структуру іхтіофауни Самарської затоки, визначити її екологічні особливості.

Дослідити вплив абіотичних (температура, кисень, рН) та біотичних факторів на життєдіяльність іхтіофауни.

Визначити вплив природних факторів на біоресурсний потенціал Самарської затоки.

Оцінити стан планктону, бентосу та інших гідробіонтів як компонентів кормової бази Самарської затоки

Визначити біорізноманіття гідробіонтів та їх внесок у біоресурси затоки.

Провести моніторинг чисельності, розподілу та динаміки популяцій іхтіофауни. Самарської затоки

Зробити морфометричний аналіз іхтіофауни Самарської затоки

Проаналізувати морфометричні показники товщини тіла риб та індексу товщини тіла (ІТТ) іхтіофауни ділянки Самарської затоки.

Зробити висновки і надати пропозиції на основі отриманих результатів досліджень.

2. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

2.1 Структурно-екологічні особливості іхтіофауни річкових систем

Річки відіграють ключову роль у збереженні біорізноманіття, слугуючи своєрідними резерватами для реофільних (тобто таких, що тяжіють до течії) видів риби [6]. У той час як глобальні процеси гідротехнічного регулювання великих річкових басейнів призводять до суттєвого зменшення площ гідробіотопів, придатних для існування зазначених видів [8, 21], менші водотоки зберігають стабільніші екологічні умови. Частина цих річок виконує функцію рефугіумів для ізольованих популяцій рідкісних або реліктових видів іхтіофауни [5].

Водночас, з огляду на високу зв'язаність із суміжними водними екосистемами, ці річки можуть виступати і як міграційні коридори для інвазійних видів, сприяючи їх поширенню в нові ареали [12].

Залежно від екологічної приуроченості до водотоків, іхтіофауну таких систем умовно поділяють на три основні групи. Першу групу формують автохтонні (аборигенні) резидентні види, представлені переважно дрібними реофільними формами, до яких належать слиж європейський (*Barbatula barbatula*), щипавка (*Cobitis spp.*), пічкур (*Gobio spp.*), мересниця (*Leucaspius delineatus*), бабка (*Rhodeus amarus*), ялець (*Leuciscus leuciscus*), а також молодь головня (*Squalius cephalus*).

Друга група охоплює види, що мігрують із приймаючої водойми до гирлової ділянки малої річки переважно в літній період; серед них – верховодка (*Alburnus alburnus*), вівсянка (*Scardinius erythrophthalmus*), окунь (*Perca fluviatilis*), минь (*Lota lota*), молодь таких риби як лящ (*Abramis brama*), в'язь (*Leuciscus idus*), плітка (*Rutilus rutilus*), підуст (*Chondrostoma nasus*) та щука (*Esox lucius*).

До третьої групи відносяться лімnofільні види, які потрапляють до малих річок із заплавних водойм під час весняного паводку; це, зокрема,

карась звичайний (*Carassius carassius*), карась сріблястий (*Carassius gibelio*), в'юн (*Misgurnus fossilis*) та головешка ротань (*Perccottus glenii*) [5, 12].

Рівень видового багатства іхтіофауни річок зазвичай підвищується у напрямку від джерел до гирла, досягаючи максимуму на межі підпору, де гідрологічний режим починає змінюватися під впливом приймаючої водойми [15]. Водночас у верхів'ях річок фіксується зменшення кількості видів, підвищення домінування окремих таксонів, що зумовлено обмеженістю біотопів і жорсткішими фізико-хімічними умовами.

Склад і структура іхтіофауни залежать насамперед від гідроморфологічних особливостей річки, зокрема будови водозбірного басейну, рельєфу території та басейнової приналежності. У річках, розташованих на рівнинних територіях з однорідним рельєфом, домінують представники лімнофільного комплексу, тоді як для водотоків із складним рельєфом характерна наявність дрібних видів з різною екологічною належністю. В умовах мозаїчного ландшафту із розвиненою мережею біотопів спостерігається значне зростання видового багатства. Приналежність річки до конкретного басейну визначає історично сформовану фауну і напрями проникнення алохтонних видів.

Уздовж подовжнього профілю річки простежується закономірне екологічне зонування: від домінування реофільних видів у верхів'ях – до переважання лімнофільних форм у нижній течії [5, 12]. Зазвичай представники лімнофільної іхтіофауни, типові для великих рівнинних річок, не утворюють стабільних популяцій у витоках малих річок, навіть за сприятливих умов [5].

Загальне видове різноманіття в таких ділянках нижче внаслідок зменшення кількості доступних біотопів, високої швидкості течії та вузької заплави [6].

Основу іхтіофауни малих річок становлять короткоциклові види, адаптовані до змінних умов середовища [5].

У деяких випадках у рибній фауні повністю відсутні дорослі особини, за винятком тугорослих локальних популяцій таких видів, як плітка, окунь і пічкур [16].

Домінування тих чи інших видів у складі іхтіофауни малих річок значною мірою визначається гідродинамічними умовами – зокрема, швидкістю течії та шириною заплави. Так, при швидкості понад 0,5 м/с переважають реофільні види: верховодка, пічкур, ялець; при її зниженні до 0,4 м/с – лімnofільні: вівсянка та гірчак (*Rhodeus amarus*). Наявність розвиненої заплави сприяє поширенню таких видів, як плітка та окунь. Життєвий цикл фітофільних середньоциклових видів, як-от плоскирка (*Blicca bjoerkna*), в'язь, плітка та окунь, пов'язаний із заплавними біотопами, де вони здійснюють нерест, нагул молоді та підготовку до репродукції [21].

Ці види переважають у складі іхтіофауни, коли ширина заплави перевищує 0,5 км, а для деяких видів – 1 км. За умов вузьких заплав (100–300 м) домінують дрібні короткоциклові види, однак іноді трапляються локальні популяції плітки, які характеризуються уповільненими темпами росту, раннім статевим дозріванням і зниженою абсолютною плодючістю [2, 32].

Загалом, дослідження виявляють достовірні кореляції між гідроморфологічними характеристиками річок та іхтіологічними показниками: зокрема, між швидкістю течії та часткою реофільних видів, шириною заплави та домінуванням середньоциклових фітофілів, а також між кількістю біотопів і загальним рівнем видового різноманіття іхтіофауни.

Короткоциклові види риб у малих річках розподіляються переважно відповідно до специфічних типів біотопів, зумовлених гідрологічними та морфологічними характеристиками окремих ділянок водотоку. Так, верховодка (*Alburnus alburnus*), завдяки своїй еврибіотичності, демонструє найширший ареал розповсюдження в межах річки, займаючи як струмкові, так і заплавні ділянки. Водночас гірчак (*Rhodeus sericeus*), що належить до фітофільної екологічної групи, надає перевагу біотопам із розвиненою водною рослинністю, які забезпечують необхідні умови для нересту та

укриття. Пічкур (*Gobio gobio*), типовий представник зообентофагів, є домінуючим видом у зонах із замуленим субстратом та помірною течією (приблизно 0,3 м/с), що відповідає його екологічним вимогам до місць живлення та відтворення [15].

Аналіз трофічної структури рибних угруповань малих річок, не зазнаних значного антропогенного навантаження, свідчить про домінування фітозоофагів і зообентофагів як за чисельністю, так і за видово-трофічним різноманіттям. Частка хижих видів та полізоофагів є значно меншою, тоді як зоопланктофаги виявляються лише спорадично, що безпосередньо пов'язано з обмеженою продуктивністю планктонної кормової бази в таких водотоках [4, 17].

Важливим аспектом є також формування трофічних домінуючих іхтіокомплексів, які можуть включати представників різних трофічних рівнів за умови зниженого міжвидового трофічного тиску. Зокрема, типова трьохкомпонентна структура «фітозоофаг (наприклад, плітка) – зообентофаг (наприклад, пічкур) – зоопланктофаг (наприклад, верховодка)» забезпечує стійке співіснування за рахунок диверсифікації спектру живлення та мінімізації харчової конкуренції [7].

Сезонна динаміка гідрологічного режиму річок справляє істотний вплив на життєві цикли риб, особливо на періоди нересту, нагулу та зимівлі. У період нерестової активності та постнерестового нагулу риби тяжіють до лімнічних ділянок річкової системи, включаючи протоки та заплавні водойми з пониженою течією і підвищеною трофічністю. У таких біотопах відзначається зростання щільності рибних угруповань у кілька разів порівняно з основним руслом. У літньо-осінній період домінуюче значення набувають теплолюбні лімnofільні види, тоді як із настанням осені переважають холодолюбні види, які здійснюють покатні міграції до приймаючих водойм. Проте, за наявності зимувальних ям, частина популяцій залишається у межах річки. Найвища щільність риб фіксується під час осінніх міграцій, які активізуються з появою перших нічних приморозків, а

найнижча – безпосередньо перед встановленням льодоставу. Така динаміка структури рибного населення має як сезонний, так і міжрічний характер і зумовлена особливостями гідрологічного режиму, міграційною активністю та поповненням іхтіофауни [10, 12, 16, 19, 20].

Стихійні паводки, викликані зливовими опадами, можуть чинити суттєвий деструктивний вплив на пелагічні види риб, істотно зменшуючи їх чисельність через механічне винесення та руйнування сприятливих біотопів. Натомість придонні реофіли, адаптовані до гідродинамічно активних умов існування, залишаються практично незмінними за чисельністю [20].

Узагальнюючи вищезазначене, можна стверджувати, що видовий склад, трофічна структура та екологічна організація іхтіофауни річок формуються під комплексним впливом таких чинників, як рівень розвитку заплавної зони, гідрологічний режим водотоку, трофічні зв'язки, а також ступінь відкритості водної системи для природних або штучно індукованих міграцій.

Разом із тим, незважаючи на наявність певної кількості наукових праць, на сьогодні простежується фрагментарність знань щодо закономірностей формування іхтіофауни в умовах антропогенно трансформованих ділянок річок, зокрема в межах урбанізованих територій. Недостатньо висвітленими залишаються як видовий склад, так і структура іхтіокомплексів у конкретних водотоках, що зазнали впливу урбоекологічних факторів, що потребує подальших комплексних досліджень.

2.2 Трансформація структури іхтіофауни під впливом антропогенного навантаження

Іхтіофауна річок вирізняється особливою чутливістю до дії як природних, так і антропогенних чинників, що відрізняє її від рибних угруповань більших річкових систем та озерних екосистем [5, 6]. Така підвищена вразливість зумовлена низкою особливостей водотоків –

обмеженою глибиною, вузьким руслом, незначними об'ємами води та, відповідно, меншою буферною здатністю екосистем до зовнішніх впливів.

Одним із ключових антропогенних факторів, що впливає на структуру рибного населення, є зарегулювання стоку. Гідротехнічне будівництво, зокрема створення шлюзів, дамб та інших регуляційних споруд, унеможливорює або істотно ускладнює як висхідні, так і низхідні міграції риб. У разі повної ізоляції водотоку від основного приймача стоку або інших пов'язаних водойм частина видів риб втрачає можливість повноцінної реалізації життєвого циклу, включно з нерестом, нагулом та міграцією до зимувальних біотопів, що, в результаті, обмежує їх біологічний потенціал [1, 3, 6].

Результати досліджень, проведених у регульованих ділянках водотоків, свідчать про вищу адаптаційну здатність дрібнорозмірних видів риб порівняно з великорозмірними. Це зумовлено тим, що малі види, як правило, мають коротший життєвий цикл, меншу залежність від сезонної міграційної активності та здатність швидко колонізувати ізольовані ділянки русла, що опинились унаслідок регулювання стоку [4, 6, 8, 14].

Істотно змінюється також і екологічна структура рибних угруповань, зокрема співвідношення між реофільними (середовищевими прихильниками течії) та лімнофільними (представниками стоячих або повільнотекучих вод) видами. У водотоках, де зменшується гідродинаміка, спостерігається тенденція до витіснення реофілів лімнофілами, що краще пристосовані до нових умов існування [10, 15, 20, 24].

Окрім зарегулювання, ще одним важливим чинником, який визначає стан іхтіофауни річок, є токсифікація водного середовища, що включає забруднення різними хімічними речовинами. Зокрема, токсиканти чинять першочерговий негативний вплив на види, чутливі до змін якості середовища, сприяючи, натомість, домінуванню більш толерантних форм. Найбільш вразливими до токсичного навантаження виявляються придонні

зообентофаги, оскільки вони безпосередньо контактують з донними відкладами, у яких акумулюються шкідливі речовини [3, 4, 7, 10].

У певних випадках органічне забруднення, яке супроводжується евтрофікацією водного середовища, може стимулювати підвищене утворення детриту, що тимчасово покращує трофічні умови для зообентофагів. Такий ефект здатен сприяти зростанню їх відносної чисельності в угрупованнях риб на тлі скорочення популяцій хижих видів, полізоофагів та фітозоофагів, чутливих до зниження прозорості та якості води. Водночас, це негативно впливає на зоопланктофагів, які не можуть використовувати зообентос як джерело живлення і тому втрачають трофічну конкурентоспроможність [1, 7].

У разі подальшого зростання рівня забруднення – зокрема за надходження у водойми ксенобіотиків, важких металів, нафтопродуктів та інших токсичних сполук – спостерігається загальне зниження продуктивності всіх трофічних ланок гідробіоценозу, включаючи бентос, планктон і перифітон.

В умовах трофічного дефіциту та токсикологічного стресу перевага надається еврифагам – видам з широким спектром живлення, здатним до неселективного споживання доступної біомаси та швидкої адаптації до змін середовища, зокрема до оперативної перебудови харчової стратегії [7].

Отже, узагальнюючи вищенаведене, можна стверджувати, що видова та трофічна структура іхтіофауни річок перебуває під істотним впливом комплексу антропогенних чинників, серед яких особливу роль відіграють гідрологічне регулювання водотоків та забруднення водного середовища токсичними речовинами. Ці чинники змінюють екологічну рівновагу у водоймах, знижують біорізноманіття та спричиняють переорієнтацію структури рибних угруповань у бік більш пластичних, толерантних до несприятливих умов видів.

2.3 Вплив екологічних чинників на життєдіяльність риб

Крім впливу на видовий склад іхтіоценозів, антропогенне трансформування умов середовища у водотоках здатне суттєво впливати на життєдіяльність окремих представників іхтіофауни, модифікуючи фізіологічні, морфологічні та поведінкові характеристики риб.

Науковими дослідженнями встановлено, що дестабілізація умов існування під впливом антропогенних факторів призводить до скорочення спектра вікових груп у популяціях, насамперед за рахунок елімінації старших особин, що, у свою чергу, спричиняє омолодження структури популяцій та зниження загального відтворного потенціалу [9].

Суттєвий вплив на морфофізіологічні показники риб справляє токсифікація водного середовища. Зокрема, наявність токсичних речовин у середовищі проживання призводить до зміни маси внутрішніх органів, зокрема печінки, яка може зазнавати гіпертрофії як компенсаторної реакції на інтоксикацію, а в умовах хронічного ураження – дистрофії, виснаження та розвитку цирозу або драглистої консистенції тканин [1, 10, 23]. Подібні зміни спостерігаються і в інших органах – селезінці, гонадах, що відображає загальну токсичну дію на організм [3, 22, 31].

Установлено, що негативний вплив токсикантів реалізується на різних етапах онтогенезу риб, порушуючи фізіолого-біохімічні процеси, знижуючи інтенсивність росту та розвитку, зокрема темпи абсолютного й відносного приросту маси [13, 14, 19].

Наявність збідненої кормової бази у річках додатково погіршує темпи росту, проте за умов значного розвитку донної біомаси (зокрема зообентосу), можливе часткове компенсування негативного впливу через покращення умов нагулу для зообентофагів [15, 16].

Токсичне ураження організму риб також впливає на функціонування детоксикаційної, імунної та інших адаптивних систем, знижуючи загальну резистентність до додаткових екологічних стресорів [1, 5, 8]. Одним з

найбільш чутливих механізмів до токсичного впливу є сенсорні системи, зокрема хемо- та механорецептори, які безпосередньо контактують із зовнішнім середовищем. Їх ураження супроводжується порушенням когнітивної активності: зниженням ефективності пошуку їжі, реакцій на хижаків, формування пар та інших поведінкових актів, необхідних для виживання [27].

Крім того, токсичні речовини можуть чинити мутагенну та тератогенну дію на статеві клітини й ембріони, що спричиняє підвищену смертність молоді, сповільнення темпів росту та формування морфофункціональних відхилень репродуктивної системи. Доведено, що навіть сублетальні концентрації токсикантів, які не перевищують встановлені нормативи, можуть чинити подібну дію [1, 25, 36]. У цьому контексті особливу вразливість демонструють молоді особини, що пов'язано з інтенсивнішим метаболізмом і, відповідно, більшим поглинанням забруднювальних речовин з водного середовища [10, 14, 18, 22, 25, 28].

Хронічне токсичне навантаження також прямо впливає на репродуктивну здатність риб, призводячи до затримки розвитку гонад, асиметричного або асинхронного гаметогенезу, абортів ооцитів і порушень нересту загалом [12]. Це обумовлює зниження як індивідуальної, так і популяційної плодючості, підвищення варіабельності за морфометричними параметрами ікри та індивідуальними показниками плодючості. Аномалії розвитку репродуктивної системи все частіше розглядаються як потенційні біоіндикатори стану водного середовища [27].

Разом із цим, наявні дані свідчать про можливість формування у риб певного рівня резистентності до токсикантів у разі їх тривалого впливу, як на індивідуальному, так і на популяційному рівні [1, 29].

Адаптація до токсичного навантаження, як правило, супроводжується зниженням енерговитрат на основні фізіологічні процеси, зокрема уповільненням темпів росту, зменшенням кількості нерестів та репродуктивної активності протягом життя. При цьому можуть

реалізовуватись дві основні адаптивні стратегії – перехід до коротшого репродуктивного циклу або, навпаки, його подовження через сповільнення темпів онтогенезу та пізніше настання статевої зрілості [6, 9].

Унаслідок тривалого та інтенсивного впливу антропогенного навантаження, зокрема техногенного забруднення, на водні екосистеми відбувається жорсткий природний добір окремих фенотипових варіантів риб, що виявляють підвищену стійкість до дії лімітуючих факторів середовища. Такий спрямований добір, який здійснюється в умовах стабільного у часі екологічного пресингу, зумовлює формування так званих «індустріальних» рас. Ці раси репрезентують популяції, що за комплексом морфологічних, пластичних та меристичних ознак суттєво відрізняються від аналогічних популяцій риб із менш порушених водойм [7].

Найбільш яскраво вказаний процес виражений у випадках, коли в екстремальних умовах урбанізованого середовища селективну перевагу отримують фенотипи, які за звичайних (умовно природних) екологічних умов мають нижчу адаптивну цінність і, відповідно, підлягають природній елімінації на ранніх етапах онтогенезу.

Таким чином, унаслідок тривалого існування популяцій у токсифікованому середовищі поступово відбувається істотна трансформація фенофонду і генофонду, яка реалізується шляхом мікроеволюційних змін. Швидкість таких змін значно зростає за умов просторової ізоляції популяції та її низької чисельності – тобто при реалізації так званого «острівного ефекту» [47].

Унаслідок цього в межах техногенно змінених водотоків можуть формуватись генетично відокремлені угруповання риб із модифікованими біологічними характеристиками, що потенційно відображаються на загальній структурі іхтіоценозів і стабільності екосистемних процесів.

На підставі наявних даних можна констатувати, що урбанізація водозбірних територій і пов'язане з нею токсичне забруднення справляють істотно негативний вплив на онтогенез, фізіологічну функціональність та

репродуктивний потенціал риб, особливо в умовах водотоків із обмеженою здатністю до самоочищення.

Водночас залишається недостатньо вивченим ряд важливих аспектів адаптивних відповідей риб на антропогенне забруднення в умовах річкових систем. Зокрема, потребують подальшого дослідження: видові особливості токсикологічної стійкості різних представників іхтіофауни до хронічної токсифікації водного середовища; здатність окремих видів підтримувати чисельність популяцій за умов неможливості міграції та уникнення залпових викидів забруднюючих речовин, особливо внаслідок гідроморфологічних бар'єрів, таких як шлюзи або водозливи; вплив накопичених токсичних донних відкладів на фізіолого-біохімічні процеси, онтогенетичні траєкторії та репродуктивну функцію у видів з різним рівнем чутливості до токсикантів.

Таким чином, сучасні дослідження свідчать про нагальну необхідність розширення спектра екотоксикологічного моніторингу та оцінки адаптивного потенціалу риб у трансформованих урбанізованих водних екосистемах.

2.4 Особливості формування та функціонування кормової бази риб у річках

Формування біотопів у межах річок значною мірою визначається комплексом гідрологічних та геоморфологічних чинників, серед яких ключове значення мають швидкість течії, чергування плес і перекатів, меандрування русла, різноманітність ґрунтових субстратів, розмір заплавної зони, а також густота та видовий склад вищої водної рослинності [3, 20, 21].

Через обмежену площу водного дзеркала та високу проточність річкам притаманна нестабільність угруповань фітопланктону, що є наслідком гідродинамічних умов, несприятливих для сталого розвитку цих організмів. Зокрема, встановлено, що вже при швидкості течії понад 0,1 м/с розвиток ціанобактерій ускладнюється або повністю пригнічується [19].

Зі зменшенням швидкості водного потоку в руслі річок спостерігається зростання біомаси та загальної продуктивності гідробіонтів, зокрема планктонних форм. Найбільша щільність популяцій планктонних мікроорганізмів фіксується за умов течії менш ніж 0,25 м/с [23, 27].

Найсприятливіші умови для розвитку зообентофагів у річках створюються при домінуванні в донних відкладах сірих мулів, що сприяють формуванню високої біомаси зообентосу [11, 24].

Відомо, що зі зменшенням фракційного складу ґрунту від гальки до мулистих пісків відбувається зростання біомаси макрозообентосу, а чисельність організмів у його складі демонструє позитивну динаміку до фракції пісковику, з тенденцією до зниження в умовах мулистого субстрату [25, 30, 32].

Нерівномірність рельєфу дна додатково сприяє створенню сприятливих мікрооселищ, у яких розвиваються складні за структурою перифітонні ценози з високим рівнем біомаси, які відіграють важливу роль як природні біофільтри [18, 19, 21].

За відсутності значного антропогенного втручання, трофічна структура іхтіофауни річок характеризується домінуванням фітозоофагів та зообентофагів, тоді як частка хижих видів і полізоофагів є помітно меншою, а кількість зоопланктофагів – незначною [17, 18].

Однак порушення гідрологічного режиму та погіршення еколого-токсикологічної ситуації в результаті урбанізаційних процесів призводять до істотних змін у кормовій базі риби, що опосередковано впливає на видову структуру рибного населення [13, 14].

Так, надходження до водотоків стічних вод може зумовити підвищення чисельності безхребетних, активізацію росту макрофітів та зростання біомаси фітопланктону [38].

Проте наявність у стоках важких металів, нафтопродуктів та поверхнево-активних речовин чинить пригнічувальний вплив на всі трофічні рівні гідробіонтів – планктон, бентос і перифітон [27].

У таких трансформованих умовах спостерігається переважання форм, стійких до забруднення, у складі зоопланктону та зообентосу [34, 47].

Зокрема, в планктонних угрупованнях збільшується відносна чисельність коловороток у порівнянні з ракоподібними, серед яких домінують веслоногі, тоді як гіллястовусі мають нижчі показники чисельності та біомаси, що зумовлено відмінностями у токсикологічній толерантності різних таксономічних груп [27].

У складі зообентосу урбанізованих річок домінують таксони, здатні існувати в середовищі з високим вмістом органіки, зокрема олігохети та личинки хірономід, які слугують індикаторами органічного забруднення. За відповідних умов їхня відносна чисельність і біомаса можуть сягати майже 100 %, а абсолютні показники розвитку зообентосу (за винятком молюсків) можуть досягати екстремальних значень, характерних для гіпертрофних водойм [18].

Планктонні угруповання виступають індикаторами поточного екологічного стану, тоді як макрзообентос свідчить про якість водного середовища протягом тривалого періоду часу [16].

Проте при зменшенні загальної біомаси риб внаслідок антропогенного пресингу з боку токсикантів, зоопопуляції зообентосу можуть розвиватися надмірно інтенсивно через зниження трофічного тиску [3, 4].

Відомо також, що характерна для урбанізованих територій каналізація русла річок має негативний вплив на стан донної фауни. На спрямлених і забетонованих ділянках істотно знижується як різноманітність, так і біомаса зообентосу [1, 2, 4], що в умовах домінування бентофагів серед риб негативно позначається на ефективності їх живлення.

Крім того, підвищена проточність, властива каналізованим ділянкам русел, створює несприятливі умови для розвитку зоопланктону [19]. У таких умовах лише ділянки з уповільненою течією, зокрема побічні водні об'єкти (стави, заплави), можуть слугувати рефугіями для розвитку планктонної фауни.

У межах основного русла річок зазвичай відбувається транзит алохтонного планктону без формування стабільних угруповань, тому умови живлення для зоопланктофагів у таких екосистемах, особливо на каналізованих ділянках, слід вважати несприятливими.

Додатковим обмежувальним чинником є низька щільність вищої водної рослинності, що порушує формування фітофільної фауни, яка є важливою складовою кормової бази певних груп риб [4, 23].

Разом із тим, у ділянках із уповільненою течією та значним накопиченням детриту, де відбувається органічне забруднення й евтрофікація, може відзначатися масовий розвиток стійких до токсикантів представників макрозообентосу [24, 33]. Це створює потенційно сприятливі умови для живлення риб, хоча й супроводжується ризиком надходження токсикантів.

Відомо, що саме об'єкти живлення є головним шляхом надходження важких металів, пестицидів та інших токсичних речовин до організму риб [11, 15].

Найвищі концентрації токсикантів виявляються у представників зообентосу, які контактують із донними відкладами та часто мешкають у товщі мулу [14, 17].

Це зумовлює накопичення шкідливих речовин у бентофагів, що в окремих випадках перевищує відповідні показники навіть у хижих видів риб [45].

Отже, зарегульованість річок і наявність у середовищі токсичних речовин можуть створювати умовно сприятливе середовище для розвитку зообентофагів завдяки високій біомасі толерантних таксонів. Водночас існує висока ймовірність негативного впливу токсикантів на фізіологічний стан риб, що зумовлює необхідність оцінки кормової бази не лише за кількісними, а й за якісними показниками.

2.5 Якість середовища існування риб у річках за умов значного антропогенного навантаження

Ріки, з огляду на їх обмежений гідрологічний об'єм і порівняно низький самовідновний потенціал, вирізняються підвищеною чутливістю до зовнішніх впливів, зокрема антропогенного та природного походження. Через це їхні екосистеми оперативнo реагують на зовнішні зміни, що проявляється у трансформації як абіотичних, так і біотичних характеристик водного середовища [1, 9].

Вразливість таких водотоків до антропогенних впливів значно перевищує аналогічні показники середніх і великих річок, що зумовлено тісним зв'язком менших річкових екосистем із процесами, які відбуваються на прилеглих до водозбору наземних ландшафтах [12, 14].

Будь-яка форма людської діяльності в межах водозбірної площі річок – від інтенсивного землекористування до урбанізації – безпосередньо впливає на стан їх водного середовища, зумовлюючи глибокі структурно-функціональні зміни в екосистемі [13, 16, 31]. Саме у невеликих річках часто розпочинаються сукцесійні процеси, що поступово охоплюють усю річкову систему [8].

Незважаючи на важливість цієї проблеми, у науковій літературі досі недостатньо висвітлено питання, пов'язані з оцінкою впливу різних екологічних і антропогенних факторів на іхтіофауну річок [42–46].

Найбільшого антропогенного тиску зазнають річки, які протікають крізь урбанізовані території. Їх гідрологічний режим зазнає трансформацій внаслідок спрямлення русел, каналізації, спорудження гідротехнічних об'єктів, а також періодичного надходження забрудненого зливового стоку, який формується на територіях з щільною забудовою [46, 50].

Через низьку здатність до самоочищення річки швидко реагують на надходження забруднювачів, що призводить до істотного погіршення якості середовища. Найбільше навантаження формує розосереджений стік із

транспортних мереж, вулиць, житлових і промислових забудов [31]. Урбанізація, зокрема наявність великої кількості автошляхів, стоянок, заправок, автомийок та іншої інфраструктури, сприяє інтенсивному надходженню токсикантів у водні об'єкти, значно погіршуючи умови існування водної біоти [41, 50].

Основними групами забруднюючих речовин, характерними для урбанізованих річок, є сполуки біогенних елементів, органічні речовини, нафтопродукти, а також іони важких металів (зокрема міді, кадмію, свинцю тощо). В окремих випадках у воді та донних відкладах виявляють пестициди й інші ксенобіотики [21, 36].

Значна просторово-часова варіабельність хімічного складу води в таких річках свідчить про нестійкий характер надходження стічних вод, до складу яких входить суміш зливого, побутового та промислового стоку. Концентрації нафтопродуктів у таких випадках можуть перевищувати гранично допустимі норми в десятки, а іноді й у сотні разів [8, 27]. Забруднення нафтопродуктами може зберігатися в донних відкладах навіть після візуального зникнення їх з поверхні води [27].

У ряді річок також зафіксовано гальмування процесів біологічного окиснення, зумовлене наявністю токсичних домішок, що додатково знижує потенціал природного самоочищення водотоку [23, 32].

Зміни хімічного складу води внаслідок надходження поживних речовин та токсикантів позначаються також на структурі водної рослинності. За умов евтрофування спостерігається активне розростання макрофітів [31], однак надлишкове токсичне навантаження призводить до зменшення видового різноманіття вищої водної рослинності, її структурного спрощення та домінування стійких до забруднення видів [10, 11]. Втрата біофільтраційної ролі макрофітів додатково ускладнює екологічний стан, оскільки занурена рослинність відіграє ключову роль у детоксикації середовища, акумулюючи шкідливі речовини в межах прибережної зони [31, 40].

Комплексна оцінка стану водного середовища більшості урбанізованих річок на основі гіdroхімічних та еколого-токсикологічних показників свідчить про загалом низьку якість води, яка часто не відповідає вимогам до водойм рибогосподарського або рекреаційного призначення [8, 33].

Каналізування русел перешкоджає формуванню повноцінного шару донних відкладів, які могли б виконувати роль природного фільтра для абсорбції токсикантів. Недостатня потужність таких відкладів і їх подальше розмивання під час злив або паводків сприяють вторинному забрудненню водного середовища. Водночас у каналізованих ділянках різко знижується розвиненість фітокомплексів, які, зазвичай, беруть участь у біофільтрації, поліпшенні газового режиму та забезпеченні субстрату для нересту риб. Їх відсутність істотно погіршує умови відтворення іхтіофауни, що призводить до зниження чисельності та біорізноманіття [31].

Каскади ставів, створені на річках, можуть виконувати роль своєрідних фільтраційних систем, сприяючи осадженню токсичних речовин у донних відкладах [32]. Водночас висока здатність до акумуляції небезпечних речовин може зумовити вторинне забруднення, зокрема через вивільнення токсикантів за зливових умов [48, 49]. Також у деяких водоймах зафіксовано накопичення пестицидів у придонному шарі з подальшим формуванням сірководневої зони, що викликає масову загибель гідробіонтів [39].

Умови замулення в річках формуються за зниження швидкості течії до 0,20–0,25 м/с. Тому надзвичайно важливим є збереження проточності водотоку, недопущення поділу річки на ізольовані плеса, що спричиняє накопичення органіки, порушення мікробіологічних процесів та розвиток літніх і зимових задух [16].

У світлі вищезазначеного, актуальним є всебічне дослідження структури іхтіофауни в урбанізованих річках, що повинно охоплювати фауністичні, екологічні, популяційні та морфо-фізіологічні характеристики рибного населення, із врахуванням особливостей ділянок із різним ступенем антропогенного впливу.

РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1 Мета, матеріали та методи дослідження

Метою даної роботи було оцінити біоресурсний потенціал Самарської затоки в межах Самарівського району Дніпропетровської області шляхом аналізу стану іхтіофауни, гідрохімічних і гідробіологічних характеристик водного середовища, а також розробити рекомендації щодо раціонального використання та збереження біоресурсів затоки.

Польові дослідження проводили упродовж 2024 року на визначених ділянках Самарської затоки у межах Самарівського району Дніпропетровської області. В якості біологічного матеріалу використовували аборигенні гідробіологічні ресурси, зокрема іхтіофауну, що мешкає у природному середовищі річки.

Збір іхтіологічного матеріалу здійснювали із застосуванням контрольних та промислових знарядь лову відповідно до чинних стандартів промислового рибальства та наукової практики. Зокрема, для відлову молоді риб застосовували малькову волокушу завдовжки 50 метрів (проведено три лови), а для вилову товарної риби – ставні сітки загальною довжиною 225 метрів із розмірами вічка 45, 55 та 65 мм.

Камеральну обробку матеріалів та статистичний аналіз результатів виконували згідно з загальноприйнятими іхтіологічними методиками. З кожного місця відбору для подальших морфометричних і морфофізіологічних досліджень відбирали по 10 екземплярів риб. Морфометричний аналіз проводили відповідно до стандартної методології [33] з використанням штангенциркуля. Вивчали як пластичні, так і меристичні ознаки, зокрема пропорції тіла та голови, з подальшим порівнянням значень між лівим і правим боками тіла.

Для виявлення відмінностей у середніх значеннях морфометричних показників між різними вибірками використовували t-критерій Стюдента. Морфофізіологічні показники, такі як індекси внутрішніх органів (селезінки,

печінки), визначали на основі співвідношення маси органа до маси тіла риби згідно з апробованими методиками [33]. Оцінку вгодованості риб здійснювали за індексами Кларка та Фултона відповідно до класичної методики [42].

Визначення віку риб здійснювали за допомогою остеологічних структур: хребців, зябрових кришок та луски [42].

Абсолютну плодючість самок оцінювали шляхом підрахунку ікринок у навісі гонадної тканини масою 0,5 г, відібраної із середньої частини гонади, з подальшою екстраполяцією на всю масу гонади.

Середню плодючість розраховували за результатами обробки даних від 10 особин [33].

Під час польових досліджень на Самарській затоці проводили комплексне вимірювання параметрів водного середовища. Вміст розчиненого у воді кисню визначали за допомогою портативного оксиметра. Водневий показник (pH) вимірювали рН-метром типу РН-009, загальну мінералізацію – за допомогою TDS-метра IDS-2, а температуру води – ртутним лабораторним термометром із точністю до 0,1 °С. Дані щодо вмісту окремих іонів та токсикантів (важкі метали, органічні сполуки) у воді використовували із літературних джерел.

РОЗДІЛ 4

ВЛАСНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

4.1 Природно-кліматична характеристика району дослідження



Рис. 1 Самарська затока

Самарська затока – штучне озеро, розташоване в Самарівському та Дніпровському районах Дніпропетровської області. Раніше відоме як «озеро Леніна».

Водойма лежить у низовині нижньої течії річки Самара (басейн Дніпра) і утворилася через підняття води греблею Дніпрогесу. Затока є частиною Дніпровського водосховища, яке затопило Дніпрові пороги. У минулому весь цей водосховище від греблі в Запоріжжі називали озером Леніна, але зараз частіше використовують назву Дніпровське водосховище.

Самарська затока розташована між містами Дніпро, Самар і Підгородне, охоплюючи також пониззя річки Кільчень. Хоча за початковим

проектом затоплення не планувалося, рівень води піднявся, створивши уклін стоку.

На озері розташовані острови Самарський і Сергіївський. На сході затока з'єднується з озером Великий Лиман. Окрім Самари, у затоку впадають річки Кільчень і Татарка (Гаєва).

У Самарській затоці мешкає близько 30 видів риб, серед яких найпоширеніші – карась сріблястий, плоскирка, плітка, краснопірка та окунь. Іноді трапляються судак, лящ або короп.

Територіально належить до лісостепової зони України, що визначає основні риси її клімату, ґрунтового-рослинного покриву та гідрологічних умов.

Клімат району є помірно континентальним з чітко вираженим сезонним ритмом. Зимовий період характеризується нестійким сніговим покривом, середньомісячна температура січня становить $-5...-6^{\circ}\text{C}$, хоча можливі короточасні зниження температури до -20°C і нижче. Літній період – теплий, подекуди спекотний, із середньомісячною температурою липня $+18...+20^{\circ}\text{C}$; у пікові періоди температура повітря може перевищувати $+35^{\circ}\text{C}$. Середньорічна сума опадів коливається в межах 550–600 мм, з максимумом у травні–липні. Безморозний період триває близько 170–190 діб, що створює сприятливі умови для ведення сільськогосподарського виробництва.

Рельєф місцевості – слабкохвилястий, з елементами ерозійного розчленування, притаманного Придніпровській височині. Домінуючими типами ґрунтів є типові чорноземи середньогумусні, які відзначаються високою природною родючістю. У понижених елементах рельєфу трапляються лучно-чорноземні та лучно-болотні ґрунти, які формуються за умов періодичного зволоження.

Гідромережею території домінує річка Самара, яка формує заплавні та терасові комплекси з відповідною водно-болотною рослинністю (рис. 1).

Фітоценотичне різноманіття представлено фрагментами природної лучно-степової, заплавної та байрачної рослинності, проте основна частина території трансформована під ріллі та сільськогосподарські угіддя.

У долині Самарської затоки збереглися ділянки вологих лук, заплавних чагарників та залишки деревних насаджень (переважно верба, тополя, дуб, акація), які виконують важливі екосистемні функції – фільтрацію стоку, затримання твердих часток і токсикантів, а також слугують місцем мешкання для ряду видів водно-болотних птахів та гідробіонтів.

Незважаючи на високу господарську освоєність території, прибережні екосистеми річки Рось зберігають значну екологічну цінність, а сам регіон є перспективним для вивчення впливу антропогенного навантаження на якість водного середовища та біорізноманіття гідробіонтів, зокрема іхтіофауни.

4.2 Гідрохімічна характеристика водного середовища Самарської затоки

У 2024 році дослідження хімічного складу води річки Самара проводили на базі сертифікованої лабораторії ветеринарного факультету ДДАУ. Вказана лабораторія надає послуги з виконання інструментальних вимірювань та аналітичних досліджень гідрохімічного та токсикологічного профілю.

На підставі отриманих результатів встановлено, що вода Самарської затоки, згідно з класифікацією О.А. Альокіна, належить до гідрокарбонатного класу кальцієвої групи. Концентрація гідрокарбонатних іонів (HCO_3^-) становила 333,78 мг/л, а кальцію (Ca^{2+}) – 65,54 мг/л. Вміст інших основних іонів, таких як магній (Mg^{2+}), натрій (Na^+), калій (K^+), хлориди (Cl^-) та сульфати (SO_4^{2-}), перебував, як і вміст HCO_3^- та Ca^{2+} , у межах гранично допустимих концентрацій, встановлених для водойм, придатних для ведення рибного господарства.

Середній рівень мінералізації води, що розраховувався як сумарна концентрація основних іонів, становив 534,56 мг/л, що свідчить про помірну мінералізацію. Вміст водорозчинної органічної речовини визначали за показниками перманганатної та біхроматної окислюваності, що дозволяє оцінити ступінь органічного забруднення водного середовища. Перманганатна окислюваність склала 8,56 мгО/л при нормативному значенні (ГДК) 15,02 мгО/л, а біхроматна окислюваність (загальний вміст органічної речовини) – 20,42 мгО/л за ГДК 50,03 мгО/л. Таким чином, рівень органічного забруднення води є низьким, що підтверджується також нейтрально-слаболужним рівнем водневого показника ($\text{pH} = 7,78$).

У складі води були виявлені основні біогенні елементи, зокрема амонійний азот (NH_4^+), нітрити (NO_2^-), нітрати (NO_3^-), фосфати (PO_4^{3-}), а також сполуки двовалентного та тривалентного заліза (Fe^{2+} , Fe^{3+}). Концентрація амонійного азоту становила 0,88 мг N/л, що є достатнім рівнем для забезпечення продуктивності фітопланктону і не перевищує нормативне значення (ГДК – 1,01 мг N/л). Вміст мінерального фосфору був помірним і склав 0,16 мг P/л при ГДК 0,5 мг P/л. Визначені концентрації нітратів (0,212 мг N/л при ГДК – 2,0 мг N/л) та нітритів (0,091 мг N/л при ГДК – 0,101 мг N/л) також не перевищували допустимі межі.

Окрему увагу привертає підвищений вміст загального заліза у воді поблизу м. Підгороді, який досягав 1,74 мг Fe/л. Імовірною причиною такого зростання концентрації є надмірний розвиток вищої водної рослинності, яка здатна акумулювати залізо з водного середовища (табл. 1).

З метою покращення гідрохімічного стану Самарської затоки доцільним є впровадження заходів щодо біомеліорації, зокрема регулярне скошування надлишкової вищої водної рослинності.

Таблиця 1

Хімічні показники води водойми, їх відповідність рибогосподарським нормативам у 2024 р.

№	Показники якості води	Самарівська затока	ГДК для води
1	Водневий показник, рН	7,79	6,5-8,5
2	Вільний аміак, NH_3 мгN/л	0,016	0,05
3	Перманганатна окислюваність, мгО/л	8,6	до 15,0
4	Біхроматна окислюваність, мгО/л	20,4	до 50,0
5	Амонійний азот, NH_4^+ , мгN/л	0,88	1,0
6	Нітрити, NO_2^- , мгN/л	0,09	0,1
7	Нітрати, NO_3^- , мгN/л	0,21	2,0
8	Мінеральний фосфор, PO_4^{3-} , мгP/л	0,16	0,5
9	Загальне залізо, $\text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}$, мгFe/л	1,73	1,0
10	Кальцій, Ca^{2+} , мг/л	65,4	50-65
11.	Магній, Mg^{2+} , мг/л	38,5	15-30
12	Натрій, Na^+ , мг/л	29,9	15-25
13	Калій, K^+ , мг/л	10,9	10-20
14	Гідрокарбонати, HCO_3^- , мг/л	333,8	300
15	Хлориди, Cl^- , мг/л	42,5	50-70
16	Сульфати, SO_4^{2+} , мг/л	30,9	50
17	Загальна твердість, мг-екв/л	5,7	4-6
18	Мінералізація, мг/л	534,6	400-500

Скошену біомасу рекомендується використовувати як органічне добриво шляхом формування снопів і їхнього короткострокового (не більше 11–16 діб) зберігання на прибережних ділянках. Така технологія утилізації рослинного матеріалу вимагає постійного моніторингу за концентрацією розчиненого кисню у воді, яка повинна бути не нижчою за 4,1–5,1 мг O_2 /л.

У цілому, хімічний склад води Самарської затоки відображає типові особливості природно-гідрохімічного режиму Лісостепової зони України. За сукупністю показників вода у водоймі придатна для використання у цілях риборозведення.

4.3 Заходи з біомеліорації та контролю іхтіофауни Самарської затоки

У рамках заходів з біомеліорації та підтримання рибопродуктивності водного об'єкта, рибінспекцією Дніпровського району в осінній період 2023 року було здійснено інтродукцію молоді цінних видів риб до Самарської затоки. Загальний обсяг зариблення становив: приблизно 449 кг цьоголітків гібридних форм товстолоба (*Hypophthalmichthys molitrix* × *Hypophthalmichthys nobilis*), 240 кг сріблястого карася (*Carassius auratus gibelio*), 36 кг коропа (*Cyprinus carpio*) та 18 кг білого амура (*Ctenopharyngodon idella*) (табл. 2).

Таблиця 2

Зариблення Самарської затоки

№ Акту зариблення	Вид риб	Період розвитку риб	Кількість, або маса зарибку	Дата зариблення
1	Карась сріблястий Гібрид товстолобів	Цьоголітки	115 кг 39 кг	5.10.2023
3	Гібрид товстолобів	Цьоголітки	158 кг	15.10.2023
4	Карась сріблястий		125 кг	20.10.2023
5	Гібрид товстолобів Білий амур Короп	Цьоголітки	42 кг 18 кг 70 кг	01.11.2023
6	Гібрид товстолобів Білий амур	Личинки	50 тис. екз. 2 тис. екз.	20.06.2024

У 2024 році зариблення продовжено з використанням матеріалу на ранніх стадіях розвитку: до водойми вселено 50 тис. екземплярів личинок гібридних форм товстолаба та 2 тис. екземплярів личинок білого амура. Такі заходи були спрямовані на покращення екологічного стану водойми, зокрема за рахунок регуляції трофічного ланцюга та біомаси фітопланктону та макрофітів.

Однак, з огляду на високу чисельність популяції окуня звичайного (*Perca fluviatilis*) у річці, що є інтенсивним іхтіофагом, ефективність здійсненого зариблення оцінюється як низька. Відомо, що білий амур і гібриди товстолаба в умовах річки Рось не здатні до природного відтворення, що зумовлює необхідність регулярного штучного поповнення їх чисельності. У той же час короп і сріблястий карась, завдяки своїй біоекології, можуть розмножуватись природним шляхом. Однак, за сучасних гідрологічних та екологічних умов, природне відтворення коропа є обмеженим і не забезпечує формування стабільного промислового стада. Натомість сріблястий карась демонструє вищу адаптивність до несприятливих умов середовища та здатен підтримувати свою чисельність на відносно стабільному рівні за рахунок природного нересту.

Таким чином, ефективність зариблення повинна оцінюватись з урахуванням видового складу іхтіофауни водойми, наявності іхтіофагів, а також екологічної доцільності інтродукції окремих видів з огляду на їхню здатність до природного відтворення.

4.4 Гідробіологічні дослідження ділянки Самарської затоки Самарівського району

Фітопланктон. У період досліджень у структурі фітопланктону досліджуваної ділянки р. Рось спостерігалось домінування або значний розвиток представників відділу *Dinophyta* (дінофітові водорості), зокрема представників роду *Peridinium*, які, як відомо, характеризуються здатністю

швидко розмножуватись за сприятливих умов і нерідко спричиняють так звані «цвітіння» води. До домінантного комплексу також увійшли зелені водорості (*Chlorophyta*), зокрема *Coelastrum microporum* та *Scenedesmus quadricauda*, що є типовими представниками евтрофних водойм і добре розвиваються при помірному рівні мінералізації та наявності біогенних елементів.

Важливе місце в фітопланктонному угрупованні займали діатомові водорості (*Bacillariophyta*), які є звичайними компонентами весняних угруповань планктону. Виявлено залишкові прояви весняного «цвітіння» води, під час якого основну біомасу фітопланктону формували саме дінофітові й діатомові водорості.

Біомаса фітопланктону в досліджуваній період залишалася на відносно низькому рівні й становила 71,5 мг/л. З огляду на те, що пізньовесняні показники біомаси, як правило, близькі до середньорічних, загальна продукція фітопланктону була розрахована на рівні 5,60 г/м³, що відповідає помірно продуктивним умовам.

Індекс сапробності, розрахований за фітопланктонною складовою, становив 1,85, що свідчить про задовільний екологічний стан водойми та її придатність до підтримання базового рівня водної якості для природокористування, зокрема рибогосподарських цілей.

Зоопланктон. Зоопланктонне угруповання досліджуваної ділянки р. Рось, особливо в пригреблевій частині, характеризувалося наявністю високої біомаси, яка сягала 4,81 г/м³. Домінуючу позицію серед зоопланктонних організмів займали представники класу *Rotatoria* (коловертки), зокрема *Asplanchna priodonta*. Цей вид здатний активно використовувати в їжу водорості, які малодоступні для ракоподібних, наприклад, дінофітові водорості, що, ймовірно, зумовило його чисельне домінування в умовах підвищеної фітопланктонної біомаси.

Загальна продукція зоопланктону оцінена на рівні 4,82 г/м³, що також свідчить про помірну трофічність водойми. Індекс сапробності зоопланктону

становив 1,579, що є близьким до значень, отриманих за фітопланктоном, і додатково підтверджує задовільний стан водного середовища.

У цілому структура зоопланктонного угруповання у Самарській затоці вважається стабільною та оптимальною, а трофічні взаємовідносини в планктонній системі – типовими для водойм середньої продуктивності та зі слабкою евтрофікацією.

Макрзообентос. У бентосному угрупованні відмічено значний розвиток молюсків, серед яких домінували представники родів *Unio* spp., *Viviparus viviparus*, *Lymnaea stagnalis*, *L. ovata* та *Planorbarius corneus*. Ці види є важливими індикаторами якості середовища, зокрема *Unio* spp. і *V. viviparus* характеризуються високою оксифільністю та вимагають наявності достатнього рівня розчиненого кисню (табл. 3).

Таблиця 3

**Показники загальної чисельності та біомаси
зообентосу у водоймі (екз/г на м²)**

Групи організмів	Біомаса
<i>Chironomidae</i>	$\frac{680}{0,11}$
<i>Oligochaeta</i>	$\frac{80}{0,05}$
<i>Mollusca</i>	$\frac{80}{4,2}$
<i>Copepoda</i>	$\frac{80}{0,004}$
<i>Cladocera</i>	$\frac{80}{0,03}$
<i>Nematoda</i>	$\frac{240}{0,007}$
<i>Ostracoda</i>	$\frac{320}{0,08}$
<i>Odonata larve</i>	$\frac{80}{0,04}$
Всього	$\frac{1640}{4,52}$

Поряд із цим, у донних відкладах також були широко представлені малощетинкові черви (*Oligochaeta*) та личинки комарів-дзвінців (*Chironomidae*), зокрема представники роду *Chironomus*, які відомі своєю стійкістю до умов гіпоксії та забруднення органічними речовинами. Така спільна присутність оксифільних та толерантних до гіпоксії груп свідчить про екологічну збалансованість і відносну стабільність макрзообентосних угруповань.

Таблиця 4

**Флористичний склад заростей вищих водяних рослин
водойми у квітні 2024 р.**

Види	Фітоценотичний статус
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex. Steud.	Масовий, домінант
<i>Typha angustifolia</i> L.	Масовий, домінант
<i>T. latifolia</i> L.	Масовий, домінант
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Масовий, домінант
<i>Sparganium erectum</i> L.	Звичайний
<i>Butomus umbellatus</i> L.	Звичайний
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Звичайний
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Рідкісний
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Звичайний, домінант
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Рідкісний, домінант (весняний)
<i>P. pectinatus</i> L.	Звичайний, домінант
<i>P. perfoliatus</i> L.	Звичайний, домінант
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Масовий, домінант
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	Звичайний, домінант
<i>Lemna minor</i> L.	Звичайний, домінант
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Звичайний
ВСЬОГО	16

Розрахована біомаса м'якого бентосу становила 4,52 г/м², що відповідає середнім значенням для водойм з помірним трофічним навантаженням та свідчить про задовільні умови для розвитку донних безхребетних організмів.

Вища водна рослинність. У межах досліджуваної ділянки Самарської затоки, було виявлено 16 видів макрофітної рослинності, з яких вісім видів належать до групи істинно водних (гідрофітів), а решта – до повітряно-водних форм (гемігідрофітів) (табл. 4).

Просторове розміщення основних масивів вищої водної рослинності сконцентроване переважно у частині Самарській затоці ближче до м. Самар, де вони формують суцільну прибережну смугу значної ширини.

Структура рослинних угруповань характеризується мозаїчністю (табл. 5).

Таблиця 5

Продукція вищих водяних рослин, т.

Назва водойми	Повітряно-водні рослини	Справжні водні рослини	Всього
Самарська затока	<u>555</u> 111	<u>588</u> 84	<u>1143</u> 195

У верхній частині Самарської затоки, завдяки розвинутим ценозам очерету звичайного (*Phragmites australis* (Sav.) Trin. ex Steud.) та, меншою мірою, рогузів – широколистого (*Typha latifolia* L.) і вузьколистого (*T. angustifolia* L.), сформувався характерний плавнево-болотний біокомплекс. Ці фітоценози створюють густу і структурно складну рослинну масу, яка справляє значний вплив на гідрологічний та гідрохімічний режим прибережної зони водойми.

У середній та нижній частинах Самарської затоки чітко простежується поярусне розташування рослинності. Перший пояс, що формується на глибинах 0,1–1,01 м, представлений угрупованнями повітряно-водних макрофітів, переважно з участю видів *Phragmites australis*, *Typha latifolia* та *T. angustifolia*. На підтоплених заболочених ділянках заплави цей пояс

доповнюється щільними смугами *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb., яка є типовим представником вологолюбної заплавної флори.

Повітряно-водні рослини, в процесі свого розростання, частково виходять за межі прибережної смуги, формуючи складну мозаїчну структуру з ізольованими або напівізольованими затоками й плесами. У таких ізольованих мікроакваторіях розвивається другий пояс водної рослинності, який представлений істинно водними макрофітами.

Цей другий пояс, що формується на глибинах від 0,45 до 1,45 м, характеризується наявністю комплексу занурених форм рослинності. У водосховищі домінують види з роду *Potamogeton*, зокрема *Potamogeton crispus* L., який утворює щільні популяції у придонному шарі та формує зміннодомінантні угруповання залежно від мікроекологічних умов (глибина, прозорість води, швидкість течії).

Таким чином, рослинне покривало демонструє високу структурну різноманітність, що є наслідком поєднання біотичних та абіотичних факторів, і виконує важливі екосистемні функції, зокрема – забезпечення місць нересту, укриття для іхтіофауни та стабілізації донних відкладів.

Аналіз біомаси планктонних організмів у пізньовесняний період свідчить про відповідність їхніх показників середньорічним значенням, що дозволяє вважати продукційні процеси у Самарській затоці стабільними.

Зокрема, біомаса фітопланктону становила в середньому 5,56 г/м³, що відповідає типовим для цього типу водойм показникам у весняний період розвитку планктонних угруповань. Індекс сапробності фітопланктону, який відображає ступінь органічного забруднення за складом та розвитком водоростей, дорівнював 1,83. Це свідчить про помірний рівень евтрофікації та відносно задовільний санітарно-екологічний стан водойми.

Біомаса зоопланктону, що була зафіксована на рівні 4,81 г/м³, підтверджує наявність достатньої кормової бази для планктофагів. Значення індексу сапробності за зоопланктоном, яке становило 1,974, узгоджується з

показником для фітопланктону, що додатково підтверджує стабільність водного середовища та помірний ступінь антропогенного впливу.

Щодо бентосної фауни, біомаса м'якого бентосу досягала 4,51 г/м², що є характерним для водойм з добре розвиненою донною макрофітною рослинністю. Таке значення вказує на сформовану, стійку донну екосистему з достатнім рівнем органічного живлення.

Просторовий розподіл макрофітів є нерівномірним: у верхній частині Самарської затоки щільність збільшення досягає 71–81 %, у той час як у нижній – лише 15,2–30,3 %. Загальний обсяг утворення сухої фітомаси макрофітами впродовж року перевищує 900 тон, що свідчить про високу первинну продукцію та значну роль вищої водної рослинності у формуванні біотичних процесів екосистеми.

Узагальнюючи результати за індексами сапробності різних компонентів водної біоти, можна дійти висновку, що екологічний стан водного середовища досліджуваної водойми є задовільним з точки зору її здатності підтримувати належну якість води.

Структура трофічного ланцюга та видовий склад кормової бази для риб також можуть вважатися оптимальними для водойм даного типу. Співвідношення між фітопланктоном, зоопланктоном, макрзообентосом та макрофітами створює збалансовану кормову структуру, що забезпечує підтримання біологічної рівноваги і стабільне функціонування водної екосистеми.

3.5 Моніторинг іхтіофауни на ділянці Самарської затоки

Під час проведення моніторингових досліджень іхтіофауни у прибережній зоні Самарської затоки, було ідентифіковано 17 видів риб та їхніх молодих особин, що належать до 4 родин (табл. 6).

Видовий склад риб та їх молоді у водоймі Самарської затоки

№ п/п	Назва родини риб	Назва виду риб	Ділянка річки Самара в межах Сергіївського острова
I	Коропові		13
1		Лящ	+
2		Плітка	+
3		Верховодка	+
4		Краснопірка	+
5		Плоскирка	+
6		Карась сріблястий	+
7		Лин	+
8		Пічкур	+
9		Гібрид товстолобів	+
10		Білий амур	+
11		Короп	+
12		Жерех	+
13		Густера	+
II	Окуневі		3
14		Окунь	+
15		Судак	+
16		Йорж	+
III	Щукові		1
17		Щука	+
IV	Сомові		1
18		Сом європейський	+
Всього:		—	18

Найбільш репрезентативною виявилась родина *Cyprinidae* (коропові), до складу якої увійшло 13 видів: *Cyprinus carpio* (короп), *Blicca bjoerkna* (густера), *Carassius gibelio* (карась сріблястий), гібриди *Hypophthalmichthys* spp. (товстолоби), *Aspius aspius* (жерех), *Rutilus rutilus* (плітка звичайна), *Scardinius erythrophthalmus* (краснопірка), *Alburnus alburnus* (верховодка), *Abramis brama* (лящ звичайний), *Blicca bjoerkna* (плоскирка), *Tinca tinca* (лин), *Ctenopharyngodon idella* (білий амур), *Gobio gobio* (пічкур).

До родини *Percidae* (окуневі) належить 3 види: *Perca fluviatilis* (окунь звичайний), *Sander lucioperca* (судак звичайний), *Gymnocephalus cernua* (йорж звичайний). Родину *Esocidae* (щукові) представлено одним видом – *Esox lucius* (щука звичайний), а родину *Siluridae* (сомові) – також одним видом, *Silurus glanis* (сом європейський).

Цей видовий склад свідчить про збереження іхтіофауни, типової для водойм подібного типу.

Згідно з результатами морфометричного аналізу виловлених видів риб, в акваторії Самарської затоки, встановлено, що гібриди білого (*Hypophthalmichthys molitrix*) та строкатого (*Hypophthalmichthys nobilis*) товстолобів характеризувалися довжиною тіла у межах 18,71–36,51 см при масі 511–1061 г (табл. 7).

Представники *Cyprinus carpio* (сазан) досягали довжини 31,4–57,8 см, маса яких коливалася від 560 до 2210 г. Представники *Sander lucioperca* (судак звичайний) мали довжину тіла від 11,9 до 25,3 см і масу від 51 до 960 г. У *Carassius gibelio* (карась сріблястий) зафіксовано довжину від 5,8 до 22,2 см при масі 10,4–300,0 г. У особин *Esox lucius* (щука звичайна) довжина варіювалася від 8,5 до 40,1 см, а маса – від 18,5 до 385,0 г.

Морфометричні параметри інших видів, виявлених у виловах за допомогою малькової волокуші, подано у таблиці 7.

Морфометричні показники риб Самарської затоки

№ п/п	Назва виду риб	Довжина, см	Маса тіла, г	Загальна кількість риб, шт
1	Лящ	3,51–10,61	2,61–18,61	32
2	Плітка	2,51–9,41	0,31–11,81	23
3	Верховодка	3,31–10,1	1,11–12,11	102
4	Краснопірка	2,31–5,41	2,11–24,01	7
5	Плоскирка	4,81– 1,31	3,31–29,31	6
6	Карась сріблястий	5,81–22,21	10,31–300,1	31
7	Лин	5,01–7,21	10,61–25,01	2
8	Пічкур	4,31–12,01	7,51–16,11	7
9	Гібрид товстолобів	18,71–36,51	511–1061	9
10	Сазан	31,41–57,81	561–2211	12
11	Судак	11,91–5,31	51–961	11
12	Окунь	4,31–12,61	3,21–20,61	34
13	Йорж	2,71–34,11	2,11–10,11	8
14	Щука	8,51–40,11	18,51–385,01	6
	ВСЬОГО	-	-	290

У структурі уловів, отриманих під час досліджень, встановлено переважання дрібних, малозначущих у промисловому відношенні видів риб. Зокрема, у квітні 2024 року у досліджуваній водоймі, найбільшу відносну чисельність мала верховодка (*Alburnus alburnus*) – її частка становила 35,17 % від загального об'єму виловленої іхтіомаси по річці та заплавах ділянках. Значну питому вагу також займали: *Perca fluviatilis* (окунь звичайний) – 11,72 %, *Abramis brama* (лящ) – 11,03 %, *Carassius gibelio* (карась сріблястий) – 10,69 % та *Rutilus rutilus* (плітка) – 7,93 %.

Таким чином, структурний аналіз іхтіоценóзу свідчить про домінування малоцінних видів у складі молоді риб, що загалом становить

понад 60 % від загальної чисельності. Такий видовий дисбаланс може негативно впливати на якісні показники рибопродуктивності водойми. Одним з потенційно ефективних заходів з екологічної меліорації є цілеспрямоване зариблення річки молоддю судака, що сприяє не лише біологічному контролю за чисельністю маловартісних видів, а й підвищенню рибогосподарської цінності іхтіофауни. Додатково доцільним вважається інтродукція інших цінних промислових видів, що здатні адаптуватися до умов Самарської затоки та ефективно конкурувати в трофічній ніші.

4.6 Морфометричний аналіз іхтіофауни Самарської затоки

Результати аналізу показують, що іхтіофауна району дослідження представлена цінними промисловими видами, серед яких виявлено гібриди білого та строкатого товстолобів віком близько 3 років, карася сріблястого віком 3,1–6,1 років, сазана віком 3,1–9,1 років, а також судака віком близько 5, років (табл. 8).

Таблиця 8

Віковий склад іхтіофауни

Вид	Вік риб, роки	Розмірні одиниці	
		шт.	%
Лящ	3	8	80,0
	4	2	20,0
Всього	-	10	100
Верховодка	2	20	100
Сазан	3	6	60,0
	9	4	40,0
Всього	-	10	100
Карась сріблястий	3	5	50,0
	5	3	30,0
	6	2	20,0
Всього	-	10	100

Гібрид товстолобів	3	4	100
Судак	5	3	100
Окунь	3	10	100
Плітка	4	6	60,0
	5	4	40,0
Всього	-	10	100
В цілому по водоймі	2	20	26,0
	3	33	42,9
	4	8	10,4
	5	10	13,0
	6	2	2,6
	9	4	5,2
ВСЬОГО	4	77	100

Вікова структура вказаних видів свідчить про їх здатність до тривалого існування та відтворення у природних умовах р. Самара.

4.7 Аналіз морфометричних показників представників іхтіофауни: індексів великоголовості та зрілості, як діагностична ознака

Згідно з результатами морфометричних вимірювань, поданих у таблиці 9, встановлено такі середні параметри тіла для основних видів риб, виловлених у Самарській затоці.

Для *Cyprinus carpio* (сазана) середня загальна довжина тіла становила від 31,31 до 57,91 см, довжина голови – від 8,31 до 11,91 см. Індекс великоголовості, який характеризує відсоткове співвідношення довжини голови до загальної довжини тіла, складав у цьому випадку в середньому 20,43 %, що відповідає типовим значенням для виду з помірно розвиненою головною частиною.

Індекси великоголовості іхтіофауни ділянки Самарської затоки

№ п/п	Вид риб	Довжина голови $L_{гол}$, см	Мала довжина тіла l , см	Індекс великоголовості, %	Число риб в пробі, екз
1	Сазан	8,31–11,91	31,31–57,91	20,43	10
2	Гібрид товстолобів	14,6	46,5	31,26	5
3	Судак	11,8	45,4	25,68	5
4	Карась сріблястий	2,6	10,8	24,07	5
5	Плітка	3,2	12,9	21,15	5
6	Йорж	3,8	12,3	30,34	5
7	Окунь	4,7	13,4	34,60	5
8	Лящ	5,3	22,4	22,99	5

У гібридів товстолобиків (*Hypophthalmichthys spp.*) зафіксовано середню загальну довжину тіла на рівні 46,51 см, при довжині голови 14,61 см. Відповідно, індекс великоголовості становив 31,26 %, що свідчить про характерну для гібридних форм тенденцію до відносно більшого розвитку голови в порівнянні з іншими видами.

У представників виду *Sander lucioperca* (судак звичайний) середня довжина тіла сягала 45,41 см, довжина голови становила 11,81 см. Розрахований індекс великоголовості для цього виду дорівнював 25,68 %, що узгоджується з типовою будовою тіла хижих риб.

Для *Carassius gibelio* (карась сріблястий) встановлено такі морфометричні параметри: середня довжина тіла – 10,8 см, довжина голови – 2,6 см, що забезпечує індекс великоголовості на рівні 24,07 %.

У *Rutilus rutilus* (плітки звичайної) аналогічні показники становили 12,91 см (довжина тіла) та 3,2 см (довжина голови), при індексі великоголовості 21,15 %.

Для *Abramis brama* (ляща) середня довжина тіла дорівнювала 22,41 см, довжина голови – 5,31 см, що відповідає індексу великоголовості в 22,99 %.

Таким чином, порівняльний аналіз індексу великоголовості свідчить про видові відмінності в морфологічній структурі голівної частини тіла, що може бути використано як додатковий діагностичний параметр при оцінюванні фізіологічного стану риби, особливостей їхнього живлення, а також адаптацій до умов середовища.

При аналізі показника індексу зрілості сазана (табл. 10), слід відмітити його найширший діапазон як за масою гонад (від 35 до 405 г), так і за загальною масою тіла (від 556 до 3205 г), що свідчить про дослідження різновікових особин, ймовірно з різним ступенем статевого дозрівання. Індекс зрілості варіює в межах 5,5–12,6 %, що вказує на активну фазу розвитку гонад у частини вибірки.

Таблиця 10

Індекси зрілості іхтіофауни ділянки Самарської затоки

№ п/п	Вид риби	Маса гонад $M_{гон}, г$	Маса тіла $M, г$	Індекс зрілості	Число риби в пробі, екз
1	Сазан	35–405	556–3205	5,5–12,6	10
2	Судак	155	1055	14,31	6
3	Карась сріблястий	6–35	55–306	8,5–11,1	10

Судак демонструє високу відносну масу гонад (155 г) при масі тіла 1055 г. Індекс зрілості у цієї хижакої риби є найвищим серед аналізованих видів – 14,31 %, що вказує на інтенсивну підготовку до нересту. Незважаючи на відносно малу вибірку (6 екз.), отримані дані є репрезентативними для оцінки репродуктивного потенціалу.

Карась сріблястий представлений особинами з масою гонад у межах 6–35 г та масою тіла 55–306 г. Індекс зрілості коливається в межах 8,51–11,11 %, що свідчить про порівняно стабільний рівень розвитку репродуктивних органів у досліджених особин.

Узагальнюючи, отримані результати свідчать про наявність зрілих або близьких до зрілості особин серед усіх трьох видів риби, що дозволяє зробити висновки щодо репродуктивного потенціалу іхтіофауни водойми в період дослідження.

4.8 Оцінка індексу висоти тіла у основних представників іхтіофауни Самарської затоки

На підставі морфометричних даних, узагальнених у таблиці 11, було здійснено порівняльний аналіз індексу висоти тіла у різних видів риби, що домінують у іхтіофауні досліджуваної ділянки Самарської затоки. Цей показник є важливою морфологічною характеристикою, яка може відображати адаптаційні особливості видів до умов середовища, гідродинаміки та трофічної спеціалізації.

Серед представників корошових риби виявлено такі середні значення індексу: у *Cyprinus carpio* (сазан) він становив 3,04 %, що вказує на помірно високе тіло, характерне для придонних, всеїдних видів.

Таблиця 11

Індекси висоти тіла (ІВТ) іхтіофауни ділянки Самарської затоки

№ п/п	Вид риби	Найбільша висота тіла $H_{тіла}$, см	Довжина тіла l , см	Індекс висоти тіла (ІВТ)	Число риб в пробі, екз
1	Сазан	10,4	31,3	3,04	5
2	Гібрид товстолобів	10,1	36,5	3,58	5
3	Судак	9,1	25,3	4,12	5
4	Карась сріблястий	4,3	10,9	2,6	5
5	Плітка	4,0	12,8	3,27	5
6	Йорж	3,7	12,3	3,40	5
7	Окунь	4,2	13,4	3,25	5
8	Лящ	10,8	27,3	2,75	5

У гібридів *Hypophthalmichthys molitrix* × *H. nobilis* (товстолобика білого та строкатого) цей показник був дещо вищим і дорівнював 3,58 %, що свідчить про добре розвинену м'язову масу, характерну для планктофагів.

У *Carassius gibelio* (карася сріблястого) індекс висоти тіла складав 2,6 %, що є типовим для видів з менш вираженим тілобудуванням, здатних до виживання в умовах нестабільного гідрологічного режиму.

У *Abramis brama* (ляща) та *Rutilus rutilus* (плітки) показники становили відповідно 2,75 % та 3,27 %, демонструючи варіативність морфологічної будови навіть серед близькоспоріднених видів.

У групі хижих риб індекс висоти тіла виявився загалом вищим. Найвищі значення спостерігалися у *Sander lucioperca* (судака) – 4,13 %, що свідчить про витягнуте, обтічне тіло, пристосоване до активного полювання в товщі води. У *Gymnocephalus cernua* (йоржа) цей показник склав 3,40 %, а у *Perca fluviatilis* (окуня) – 3,25 %, що відповідає типовій для окуневих структурі з відносно глибоким тілом, що підвищує маневровість у густій рослинності та біля дна.

Таким чином, виявлені відмінності у значеннях індексу висоти тіла відображають як таксономічну приналежність досліджуваних видів, так і їх екологічну роль у водній екосистемі Самарської затоки.

4.9 Аналіз морфометричних показників товщини тіла риб та індексу товщини тіла (ІТТ) іхтіофауни Самарської затоки

На підставі морфометричних даних, наведених у таблиці 12, здійснено оцінку товщини тіла представників основних видів іхтіофауни та відповідних значень індексу товщини тіла (ІТТ), який є одним із показників вгодованості риб та загального фізіологічного стану особин.

**Індекси товщини тіла (ІТТ) іхтіофауни ділянки
Сергіївського острова в районі пляжу**

№ п/п	Вид риб	Найбільша товщина тіла $T_{тіла}, \text{см}$	Довжина тіла $l, \text{см}$	Індекс товщини тіла (ІТТ)	Число риб в пробі, екз
1	Сазан	3,6–7,3	31,3 – 57,9	11,24	5
2	Гібрид товстолобів	7,6	46,5	16,17	5
3	Судак	5,1	45,3	11,27	5
4	Карась сріблястий	1,6–3,9	10,9–22,1	11,90	5
5	Плітка	1,9–2,1	12,8–14,3	9,09	5
6	Йорж	1,3	12,3	9,85	5
7	Окунь	1,6	13,4	11,09	5
8	Лящ	2,4	22,3	10,37	5

Найвищі значення як абсолютної товщини тіла, так і індексу товщини були зафіксовані у представників промислових видів – гібридів товстолобиків (*Hypophthalmichthys molitrix* × *H. nobilis*) та сазана (*Cyprinus carpio*). У гібридів товстолобиків максимальна товщина тіла сягала 7,6 см при ІТТ 16,17 %, що свідчить про добрий трофічний стан і відповідні умови живлення у водоймі. У сазана спостерігалася варіація товщини тіла в межах 3,6–7,3 см, а середній індекс товщини складав 11,23 %, що також вказує на задовільну вгодованість особин цієї популяції.

Серед умовно дрібніших, але пластичних і екологічно витривалих видів, зокрема у *Carassius gibelio* (карася сріблястого), спостерігалися також доволі високі показники фізіологічного стану: товщина тіла варіювала від 1,6 до 3,9 см, тоді як ІТТ становив у середньому 11,90 %, що свідчить про здатність цього виду ефективно використовувати кормові ресурси навіть за умов конкуренції.

Серед хижих видів найвищі значення товщини тіла та ІТТ були виявлені у *Sander lucioperca* (судака): максимальна товщина тіла сягала 5,1

см при індексі товщини тіла 11,27 %, що вказує на високий рівень вгодованості та стабільну доступність кормової бази.

Таким чином, отримані результати свідчать про задовільний фізіологічний стан основних видів іхтіофауни у досліджуваній ділянці річки Рось, що, вочевидь, зумовлено достатньою кількістю кормових ресурсів та прийнятними умовами для росту і розвитку риб.

В результаті проведеного аналізу промірів і морфометричних індексів біологічних характеристик риб, що населяють ділянки річки Рось в межах с. Шкарівка, було встановлено задовільний рівень їх вгодованості. Ці показники свідчать про сприятливі екологічні умови для існування риб у цій частині річки та прилеглих заплавних територіях.

Оцінка біологічного стану риб, представлена у таблицях 9–12, дозволяє стверджувати, що популяції риб у даній місцевості знаходяться в умовах, які забезпечують стабільний ріст і розвиток їхніх особин, що, в свою чергу, є показником загальної екологічної стабільності водної екосистеми цієї ділянки.

ВИСНОВКИ

1. Відповідно до результатів проведених досліджень водного середовища Самарської затоки, було встановлено, що стан водних ресурсів цієї ділянки є цілком придатним для здійснення рибогосподарської діяльності. Це свідчить про наявність оптимальних умов для розвитку рибної популяції та забезпечення необхідного рівня біологічної продуктивності акваторії.

2. Оцінка рівня розвитку основних компонентів кормової бази, таких як фітопланктон, зоопланктон, зообентос та вища водяна рослинність, демонструє наявність значних потенційних можливостей для продукування необхідного рибам живого корму. Але, незважаючи на високий рівень потенціалу, зазначений корм не може бути використаний рибним населенням, що вказує на можливість подальшого розвитку рибогосподарської діяльності в цьому регіоні.

3. В результаті систематичного моніторингу видового складу іхтіофауни найбільшу відносну чисельність мала верховодка (*Alburnus alburnus*) – її частка становила 35,17 % від загального об'єму виловленої іхтіомаси по річці та заплавних ділянках. Значну питому вагу також займали: *Perca fluviatilis* (окунь звичайний) – 11,72 %, *Abramis brama* (лящ) – 11,03 %, *Carassius gibelio* (карась сріблястий) – 10,69 % та *Rutilus rutilus* (плітка) – 7,93 %.

4. Проміри та морфометричні індекси біологічних показників риб, що мешкають Самарський затоці, вказують на задовільний рівень їхньої вгодованості. Це свідчить про сприятливі умови для існування риб, що в свою чергу підтверджує наявність оптимальних екологічних умов для підтримки здорових популяцій риб у цьому регіоні.

ПРОПОЗИЦІЇ

На основі отриманих результатів дослідження можна рекомендувати низку біологічних, технічних та організаційних заходів, спрямованих на поліпшення стану водного середовища Самарської затоки. Ці заходи повинні бути адресовані органам місцевого самоврядування, комунальним службам та водогосподарським організаціям і мають на меті збереження екологічного балансу та покращення якості води в урбанізованому середовищі:

1. Пропонується визначення та належне облаштування водоохоронних зон і прибережно-захисних смуг, що включають в себе збільшення площ озелених територій деревно-чагарниковою рослинністю. Окрім того, важливим є введення чітких регламентів господарської діяльності, що сприятиме збереженню цих зон, а також посилення контролю за дотриманням законодавчо встановлених норм експлуатації цих територій. Це сприятиме покращенню екологічного стану водних об'єктів та їх оточення.

2. Важливим є проведення регулярного гідрохімічного моніторингу річки, а також контроль за джерелами забруднення води.

3. Рекомендується оптимізація якісних та кількісних показників вищої водної рослинності, зокрема підвищення видового та ценотичного різноманіття, що сприятиме стабільності екосистеми. Для цього пропонується культивувати водні рослини з високими декоративними та фітомеліоративними властивостями, а також коригувати площі заростей окремих угруповань відповідно до потреб екосистеми.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Abdullah-Bin-Farid BMS, Mondal S, Satu KA, Adhikary RK, Saha D. Management and socio-economic conditions of fishermen of the Baluhor Baor, Jhenaidah, Bangladesh. *Journal of Fisheries*. 2013; 1(1):30-36
2. Alexandrov B, Boltachev A, Kharchenko T., Lyashenko A, Son M., Tsarenko P., Zhukinsky V. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine // *Aquatic Invasions*. – 2007. – Vol. 2. Issue 3. – P. 215–242.
3. Arbačiauskas K., Novitskiy R. A. On the contemporary mysid (*Mysidacea*) fauna in water bodies of the steppe Dnieper region (Ukraine) // *Vestnik zoologii*. – 2014. – 48(5): 475.
4. Arbačiauskas K., Novitskiy R. Recent mysid fauna (Mysida) of the Dnieper reservoir, South-Eastern Ukraine // *Zoocenosis–2015: Біорізноманіття тарольтварин в екосистемах: мат-ли VIII Міжн. наук. конф. (м. Дніпропетровськ, 21–23 грудня 2015 р.)*. – Д.: ПВВ ДНУ ім. О. Гончара, 2015. – С. 67–68.
5. Bănărescu P. Fauna Republicii Populare Romine. Pisces Osteichthyes. – Bucuresti: Acad. Rep. Popul. Romine, 1964. V. 5, № 13. – 962 p.
6. Bogutskaya N. G., Naseka A. M. An overview of nonindigenous fishes in inland waters of Russia // *Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci.* – 296. – 2002. – P. 21–30.
7. Vasylieva, O. M., Novitskiy, R. O., Hubanova, N. L., Horchanok, A. V., & Saprionova, V. O. (2019). Dynamika jakisnyh pokaznykiv stanu ryby v kanali – Dnipro-Donbas|| unaslidok sezonnoho prokachuvannja [Dynamics of quality indicators of water status in the principal channel – Dnipro-Donbas|| resulting of seasonal pumping]. *Agrology*, 2(2), 106–111 (in Ukrainian). <https://doi.org/10.32819/019015>

8. Charlebois P. M., Corkum L. D., Jude D. J., Knight C. The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs // Journal of Great Lakes Research. – 2001. – 27: 263–266.
9. Collette B. B., Brnrrrescu P. Systematics and zoogeography of the Fishes of the Family Percidae //J. Fish. Res. Board Can., 1977, t. 34. – P. 1450–1463.
10. Horchanok, A. V. (2019). Fluctuating fish asymmetry in natural and artificial reservoirs of Dnipro region on example of invasion types. Theoretical and Applied Veterinary Medicine, 7(3), 147–152. <https://doi.org/10.32819/2019.71026>
11. Horchanok, A. V., Kovalenko, O. A., Boiko, V. S., Kiptenko, A. V., Busol, V. O., Gerilovych, I. O., Rudenko, Ye. V., Prysiashniuk, N. M., Shevchenko, T. V. and Porotikova, I. I. (2024) The impact of plant cryoextract on productivity and factors of innate immunity of pond fish against the background of stress in the experiment. Journal for Veterinary Medicine, Biotechnology and Biosafety. [Online] 10(3), pp. 3–11. <https://doi.org/10.36016/JVMBBS-2024-10-3-1> <https://jymbbs.kharkov.ua/archive/2024/volume10/issue3/article1.php>
12. Eschmeyer W. N. Catalog of Fishes. – San Francisco: California Academy of Science, 1998. – Vol. 1/3. – 448 p.
13. Eschmeyer W. N. Catalog of Fishes. – San Francisco: California Academy of Science, 1998. – Vol. 1/3. – 448 p.
14. Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas //Zaitsev Yu., Ozturk B. (eds). Published by Turkish Marine Research Foundation. – Istanbul, Turkey, 2001. – 267 p.
15. *Exotic* species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas //Zaitsev Yu., Ozturk B. (eds). Published by Turkish Marine Research Foundation. – Istanbul, Turkey, 2001. – 267 p.
16. Prysiashniuk, N., Grynevych, N., Slobodeniuk, O., Kuzmenko, O., Tarasenko, L., Bevz, O., Khomiak, O., Horchanok, A., Gutyj, B., Kulyaba, O., Sachuk, R., Boiko, O., & Magrelo, N. (2019). Monitoring of morphological parameters of Cyprinidae liver. Ukrainian Journal of Ecology, 2019, 9(3), 162–167.

17. Gasso V., Novitsky R., Afanasyev S., Son M. Research priorities for freshwater biodiversity in Ukraine //Water for life: Research priorities for sustaining freshwater biodiversity. – EPBRS Meeting. Executive summary.Brdo (Slovenija), 16–18.01.2008. – P. 78.
18. Gorączko M. Wpływ wezbrań na warunki funkcjonowania żeglugiw rejonie Bydgoskiego Węzła Wodnego // Promotio Geographica Bydgosiensia. – 2012. – T. VIII, UKW, Bydgoszcz. – S. 65–73.
19. Gozlan R. E., Andreou D., Asaeda T., Beyer K. et al. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions //Fish and Fisheries. – 2010. – 11. – P. 315–340.
20. Grabowska J., Pietraszewski D., Przybylski M., Tarkan A.S., Marszał L. et al., Life-history traits of Amur sleeper *Perccottus glenii* in the invaded Vistula River: Early investment in reproduction but reduced growth rate. Hydrobiologia. – 2011. – 661: 197–210.
21. Green J. The study of metal-organic complexes as pollution in marine plants and animals // Proc. Roy. Soc. Queensl. , 1973. – 84, № 9. – P. 99-104.
22. Güldenstaedt A. Reisen dur Russland und Caucasischen Gebürge. - St. Petersburg, 1787. – R. 1.
23. Metodicheskie rekomendatsii po sboru i obrabotke materialov pri gidrobiologicheskikh issledovaniyah na presnovodnyih vodoemah. Zoobentos i ego produktsiya. (1984).
24. Yarkyna N.N. (2013). Rybnoe khoziaistvo Ukrainy kak chast myrovoho rybokhoziaistvennoho kompleksa: tendentsyy, problemy, perspektyvy. Ekonomichnyi chasopys.KhKhI. Kyiv, № 3-4(1), 75-78
25. Альошкіна У.М. Поширення та характеристика рідкісних біотопів Київської області. Укр. ботан. журн. 2011. Т. 68, №1. С. 76-90.
26. Багацька Т.С., Оляницька Л.Г. Водно-прибережна флора Київських водойм. Екологічний стан Київських водойм. Київ : Фітосоціоцентр, 2010. С. 5-24.
27. Байрак О.М., Гапон С.В., Леванець А.А. Безсудинні рослини

Лівобережного Лісостепу України (грунтові водорості, лишайники, мохоподібні). Полтава : Верстка, 1998. С. 98-130.

28. Борсукевич Л.М. Структурно-порівняльний аналіз вищої водної флори Східної Галичини. Чорномор. бот. журн. 2009. Т. 5, №1. С. 80-90.

29. Гомля Л.М., Давидов Д.А. Флора вищих судинних рослин Київської області : Монографія. Полтава : ТОВ «Фірма «Техсервіс», 2008. 212 с.

30. Данилик Р., Данилик І. Синтаксономія водної рослинності міста Львова. Актуальні проблеми ботаніки та екології : Матеріали конф. молодих вчених-ботаніків України (м. Зноб-Новгородське, Деснянсько-Старогутський НПП, 20-23 вересня 2001 р.). Ніжин, 2001. С. 33.

31. Данилик Р.М. Еколого-біологічна характеристика рослинності водних екосистем зеленої зони міста Львова (трансформація, фітоіндикація, відновлення) : Автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 - екологія. Дніпропетровськ, 2004. 20 с.

32. Данилик Р.М., Данилик І.М. Аспекти оптимізації автотрофного блоку водних екосистем урбанізованих територій. Проблеми та перспективи розвитку лісового господарства. Наук. вісник УкрДЛТУ. 1998. Вип. 9.1. С.29-32.

33. Данилик Р.М., Думич О.Я. Екологічний стан малих паркових водойм Львова. Міські сади і парки: минуле, сучасне і майбутнє. Наук. вісник УкрДЛТУ. 2001. Вип. 11.5. С. 282-285.

34. Данилик Р.М., Колодко М.М. Гідрофільний рослинний покрив в екологічній оптимізації водних екосистем комплексної зеленої зони м. Львова. Заповідна справа і охорона природи. Наук. вісник УкрДЛТУ. 2004. Вип. 14.8. С. 207-213.

35. Данилик Р.М., Кучерявий В.П., Скробала В.М. Застосування макрофітів у біоіндикації екологічного стану водних екосистем. Проблеми сучасної екології. Сучасна екологія і екологічна патологія людини : матеріали укр.- пол. семінару (Львів, 8-10 жовтня 1997 р.). Львів, 1997. С.

151-154.

36. Данилик Р.М., Скробала В.М. Фітоіндикація екологічного стану водойм на території Львова. Дослідження, охорона та збагачення біорізноманіття. Наук. вісник УкрДЛТУ. 1999. Вип. 9.9. С. 137-140.

37. Догадіна Т.В., Веретенникова В.Ф., Мещерякова Р.І. Гідрофлора річок м. Харкова. Укр. ботан. журн. 1979. Т. 36, №3. С. 201-208.

38. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм Дідорівського урочища (Голосіївський р-н м. Києва). Наук. вісн. Нац. аграрного ун-ту. 2002. Вип. 53. С. 257-264.

39. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм урочища «Китаєво» (Голосіївський р-н м. Києва). Наук. вісн. Нац. аграрного ун-ту. 2005. Вип. 86. С. 24-30.

40. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Географічна структура флори водойм України. Укр. ботан. журн. 1984. Т. 41, №6. С. 1-7.

41. Новіцький Р. О. Натуралізація чужорідних видів в Україні: освоєння плацдарму для захоплення Європи?// Теоретичні та практичні аспекти оології в сучасній зоології: мат-ли IV Міжнародної науково-практичної конференції (5–8.10.2011 р., м. Київ - м. Канів). – Київ: Фітосоціоцентр, 2011. – С. 60–63.

42. Новіцький Р. О. Перспективи впровадження біомеліоративних робіт на гідротехнічних каналах України (на прикладі каналу «Дніпро–Донбас») // Сучасний стан та перспективи розвитку водного господарства: тези Міжнар. науково-практ. конф. (19–20 травня 2016 р., Дніпропетровськ). – Д.: ДДАЕУ, 2016. – С. 33–35.

43. Новіцький Р. О. Про використання різних методів і способів відлову риби в іхтіологічних дослідженнях // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали VII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (Мелітополь-Бердянськ, 10-13 вересня 2014 р.). / ред. В.О. Демченко, Ю.В. Пилипенко, Н.А. Демченко, М.Ю. Ткаченко. – Херсон: Грінь Д.С., 2014. – С. 179–185.

44. Новіцький Р. О., Кочет В. М., Христов О. О., Кузора В. Є. Сучасна характеристика іхтіофауни каналу «Дніпро-Донбас» // Вестник Харьковского национального университета. Сер. Биология. – 2015. – Вып. 25. – С. 191–195.
45. Новіцький Р. О., Кочет В. М., Христов О. О., Шевченко П. Г. Аналіз сучасного стану іхтіофауни гідротехнічного каналу «Дніпро-Донбас» // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: мат-ли VIII Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. (Херсон, 17-19 вересня 2015 р.). – Херсон: Грінь Д. С., 2015. – С. 142–146.
46. Новіцький Р. О., Мовчан Ю. В. Знахідка міноги української *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931) (Petromyzontidae, Petromyzontiformes) в р. Оріль на території Дніпропетровської області // Вісник зоології, 2009, 43 (6). – С. 528.
47. Новіцький Р. О., Христов О. О., Бондарєв Д. Л. Бичок пуголовка Браунера *Benthophiloides brauneri* Beling et Iljin, 1927 (Gobiidae, Perciformes) – новий вид іхтіофауни Дніпровського (Запорізького) водосховища // Вісн. зоології. – 2008. – Т. 42. – Вип. 6. – С. 524.
48. Шерман І.М, Гринжевський М.В., Желтов Ю.О. Годівля риб – К.: Вища освіта, 2001. – 269 с.:іл.
49. Шерман І.М. «Годівля риб» К.: Вища освіта, 2001. – 269 с.
50. Шерман І.М. Ставові рибництво / І.М. Шерман –К.: Урожай. – 1994. – 336 с.