

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХЕРСОНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

КУТІЩЕВ ПАВЛО СЕРГІЙОВИЧ

УДК 639.2:597-19(282.247.32)

ДИСЕРТАЦІЯ

**БІОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ПІДВИЩЕННЯ РИБОПРОДУКТИВНОСТІ
ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ЕСТУАРНОЇ СИСТЕМИ**

03.00.10 – іхтіологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



Підпис здобувача

П.С. Кутіщев

Київ – 2025

АНОТАЦІЯ

Кутіщев П.С. Біологічні основи підвищення рибопродуктивності Дніпровсько-Бузької естуарної системи – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук зі спеціальності 03.00.10 «Іхтіологія». – Херсонський державний аграрно-економічний університет. – Інститут гідробіології Національної академії наук України, Київ, 2025.

У роботі визначені логічно-послідовні етапи комплексного поєднання структурно-функціональних особливостей аборигенної і туводної іхтіофауни Дніпровсько-Бузької естуарної системи (ДБЕС), технологічних особливостей вирощування рибопосадкового матеріалу в умовах рибовідтворювальних заводів Півдня України, що може забезпечити збільшення промислової рибопродуктивності на рівні 7,61 тис. т на рік. На основі проведених досліджень визначено сучасні абіотичні і біотичні параметри середовища, гідробіологічний режим, сучасний стан іхтіофауни і промислова характеристика, біологічний стан промислового стада товстолобиків, характер живлення і харчові взаємовідносини, рівень забезпечення риб кормовою базою, біопродукційний потенціал. Розроблена модель інтегрування нових елементів у технологію вирощування рибопосадкового матеріалу із врахуванням сучасних кліматичних умов, формування гідрохімічного і гідробіологічного режиму рибогосподарських водойм, швидкості росту і накопичення маси рибопосадкового матеріалу, характеру живлення і особливостей морфології зябрового апарату у відношенні до розмірних класів кормових об'єктів, фізіологічних показників органів і тканин риб. Визначений склад полікультури за принципово новими факторами, а саме від елективності живлення, ранжування розмірних класів фітопланктону і зоопланктону за величинами чисельності (N), біомаси (B) та енергетичних показників (W) рибогосподарських водойм, трофічної ролі різних компонентів кормової бази, закономірності

формування потоків енергії, еколого-санітарного стану. Розрахований необхідний видовий і кількісний склад рибопосадкового матеріалу для утилізації надлишкової органічної речовини і трансформації її у промислову іхтіомасу ДБЕС.

Визначені абіотичні і біотичні фактори середовища мешкання іхтіофауни в умовах ДБЕС та рибогосподарських водойм рибовідтворювальних заводів півдня України на фоні сучасних кліматичних змін. Проведений ретроспективний аналіз температури повітря в Херсонській області за 1825 – 2020 рр., відзначено загальне потепління клімату на $1,45^{\circ}\text{C}$ за багаторічний період. Виявлена тенденція зниження річкового стоку у багатовіковому циклі, що свідчить про перехід на маловодну фазу водності Дніпра. Піковий показник річкового стоку останнього десятиріччя (2010 – 2020 рр.) складав $642,4 \text{ м}^3/\text{с}$ проти $1951 \text{ м}^3/\text{с}$ у період з 1986 по 2010 рр. Мінімальний показник зафіксовано у літній період в серпні на рівні $243,0 \text{ м}^3/\text{с}$ проти мінімальних $738 \text{ м}^3/\text{с}$ середніх значень за багаторічний період до 2010 року.

Вміст головних іонів та мінералізація води ДБЕС свідчить про поступове осолонення, виявлена тенденція підвищення солоності від основного русла Дніпра до західної частини Дніпровського лиману на рівні $430,0 - 4040,0 \text{ мг/дм}^3$, досягаючи в певні періоди $8709,0 \text{ мг/дм}^3$. На рівень підвищення мінералізації впливає скорочення стоку Дніпра, яке в порівнянні з минулими багаторічними даними скоротилося більше, ніж у 2,5 рази і у середньому за рік складала $441 \text{ м}^3/\text{с}$ проти $1340 \text{ м}^3/\text{с}$.

Визначений якісний і кількісний склад фітопланктону за багаторічний період. Встановлено відносно високий ступінь видового різноманіття фітопланктону для ДБЕС. Індекс Шеннона-Уівера (H) для всієї акваторії становив 2,35 з достатньо високим індексом вирівняності Піела (e) – 0,84. Середньосезонна біомаса фітопланктону в ДБЕС протягом вегетаційного періоду коливалася в межах від 5,10 до $6,53 \text{ г/м}^3$. Встановлено зростання біомаси фітопланктону у напрямку від пониззя Дніпра до центральної частини Дніпровського та Бuzького лиманів. Найвища біомаса була зафіксована у

центральному районі Дніпровського лиману, де середній показник біомаси за вегетаційний період досягав 6,78 г/м³.

Визначений якісний і кількісний багаторічний склад зоопланктону. Структура зоопланктону була вирівняною. Індекси вирівняності Пієлу (e) максимально наближені до одиниці (0,95 – 0,99). Найбільш різноманітний зоопланктон характерний для пониззя Дніпра та Бузького лиману. Індекси інформаційного різноманіття Шеннона-Уївера (H) за чисельністю становили 1,56 та 1,57, відповідно. Середньосезонна біомаса зоопланктону ДБЕС варіювала в межах від 0,75 до 1,60 г/м³, що свідчить про відносну стабільність його розвитку.

Розвиток «м'якого» зообентосу, який є важливим джерелом кормового ресурсу, мав певні особливості, пов'язані з районуванням ДБЕС. До цієї групи безхребетних входили Chironomidae, Oligochaeta, Polichaeta та Gammaridae, а також були зареєстровані Cumacea, Corophiida та Ostracoda. Найбільшу роль у формуванні біомаси «м'якого» зообентосу в пониззі Дніпра відігравали представники родин Chironomidae та Oligochaeta. За результатами аналізу, середньосезонна біомаса цих організмів варіювала від 3,86 до 5,77 г/м², з середнім значенням 4,79 г/м².

ДБЕС має досить потужний біопродукційний потенціал за рівнем розвитку природної кормової бази. У досліджуваній акваторії продукується в середньому 1748,3 тис. т органічної речовини фітопланктону на рік, або 13,7 тон/га. Визначена потенційна рибопродукція за рахунок фітопланктону складала 137 кг/га. Продукція зоопланктону складала в середньому 48,7 тис.т., що може забезпечити 5,1 тис. т потенційної рибопродукції. Продукційні можливості «м'якого» зообентосу в середньому на всю акваторію становили 16,4 тис.т, або 237 кг/га, що може забезпечити 1,7 тис. т потенційної рибопродукції (24,0 кг/га).

Протягом останніх десятиліть у ДБЕС відбулися значні зміни в складі промислової іхтіофауни, спричинені змінами гідрологічного режиму, зарегулюванням р. Дніпро та екологічними факторами. Це призвело до зменшення чисельності традиційних промислових видів риб, таких як лящ і

тараня, а також до збільшення частки менш цінних видів, зокрема сріблястого карася і тюльки. Інтродукція нових видів риб, зокрема товстолобиків, значним чином компенсували рибопродуктивність акваторії. Аналіз промислу свідчить про тенденцію зменшення в уловах аборигенних видів риб на відміну від інтродукованих рослинноїїдних видів риб, які ефективно споживають кормовий ресурс і демонструють високі показники лінійного росту і масонакопичення у промисловому стаді. Багаторічний аналіз протягом останніх 50-ти років свідчить про стрімке зменшення уловів провідних промислових коропових. Лящ і тараня, які в 1995 році мали майже рівний вилов (173,6 т і 177,7 т відповідно), з 2005 по 2010 роки вилов ляща скоротився до 27,1 т, а тарані до 15,3 т. Надалі вилов коливався в межах 60 т на рік для ляща і 30 т на рік тарані. Вилов карася зріс із 25,5 т (1995 р.) до понад 500,0 т у 2010-х роках. Вилов товстолобиків демонстрував значні коливання, в останнє десятиріччя досяг 342,3 т на рік.

Встановлено формування локальних стад товстолобиків в умовах ДБЕС, які характеризувались більшою часткою білого товстолобика у пониззі Дніпра (72,3%), гібрида товстолобиків у Дніпровсько-Бузькому лимані (81,0%), строкатого товстолобика 13,7% у пониззі Дніпра. Лінійно-вагові показники і річні прирости промислового стада товстолобиків характеризувались прямолінійним ростом і високим масонакопиченням за усіма видами.

Протягом вегетаційного періоду у живленні промислового стада білого товстолобика основну частину за біомасою становили ценобіальні колоніальні водорості *Cyanobacteria* (65,4%), на другому місці були зелені водорості *Chlorophyta* (24,7%), а частка діатомових водоростей (*Bacillariophyta*) складала 5,3%. Склад живлення строкатого товстолобика та його гібридів мало чим відрізнявся від білого товстолобика, з основною відмінністю, що серед представників фітопланктону у гібридів переважали крупні форми. У їхній поживі *Cyanobacteria* становили 35,6%, *Chlorophyta* – 27,7%, а *Bacillariophyta* – 25,2%.

Індекси наповнення кишечників білого товстолобика в середньому дорівнювали 264,5‰. У липні, коли у водоймі спостерігалось масове

розмноження *Cyanobacteria*, загальний індекс наповнення кишечника досягав 310,0⁰/₀₀₀. Найвища інтенсивність живлення спостерігалась у серпні, коли середній індекс наповнення кишечника становив 580,0⁰/₀₀₀. У строкатих товстолобиків і їх гібридів індекси наповнення кишечника на початку вегетаційного періоду були на рівні 112,0⁰/₀₀₀. Проте цей показник збільшувався втричі до травня, досягаючи 275,0⁰/₀₀₀, і продовжував зростати до серпня – 423,0⁰/₀₀₀.

Встановлена висока схожість харчових раціонів білого, строкатого товстолобика та їхніх гібридів, що підтверджується значним рівнем подібності поживи (63,29%). Основними компонентами раціону були *Cyanobacteria* (29,10%), *Chlorophyta* (15,74%) та *Bacillariophyta* (12,76%). Зоопланктонні угруповання займали відносно незначну частину раціону. Загалом, гібридні форми демонстрували високу пластичність у харчуванні, що свідчить про їхній потенціал для підвищення рибопродуктивності в ДБЕС завдяки збільшенню інтродукції.

У рибогосподарських об'єктах рибовідтворювальних заводів півдня України відзначені суттєві зміни хімічних показників води, яка потрапляє з джерела водопостачання, а саме збільшуються показники рН, знижується рівень розчиненого кисню, збільшується кількість мінерального азоту; збільшується вміст легкорозчинних органічних речовин. При цьому у співвідношенні кількості азоту і фосфору у рибогосподарських об'єктах, у порівнянні з річковою водою, суттєво зростає частка азоту.

Оцінка стану води за індексом сапробності показала, що значення SN варіювали від 1,35–1,55 до 2,17–2,69, а SB – від 1,70–1,77 до 3,15–3,29. Для поліпшення якості водного середовища запропоновано використовувати автохтонні технологічні заходи, а саме збільшення посадки личинок товстолобиків. Отримані біологічним методом «критичні» і «напружені» ситуації в досліджених рибогосподарських об'єктах рибовідтворювальних заводів півдня України підтверджуються і паралельно проведеними гідрохімічними дослідженнями. Таким чином, вперше для рибогосподарських

об'єктів розроблено методологію оцінки якості водного середовища за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону, що дозволяє за градаціями індексів сапробності встановлювати «оптимальну», «задовільну», «напружену чи «критичну» ситуацію для конкретного водного об'єкту.

У рибогосподарських об'єктах розвиток фітопланктону виявився дуже специфічним і мав широкі коливання кількісних і якісних показників. Загальна кількість видів, які були визначені протягом вегетаційного періоду, складала 218. Ааналіз отриманих даних свідчить про те, що найбільшу частку у видовому багатстві водоростей займають представники Chlorophyta – 90 видів, на другому місці Bacillariophyta – 65 видів і Cyanobacteria – 34 види. Видове різноманіття свідчить про домінування представників відділу Chlorophyta.

Встановлені біомаси зоопланктону дуже різнились. У весняний період інтенсивної вегетації біомаси зоопланктону коливались від 7,83 до 96,37 г/м³. Протягом літнього періоду, після зариблення рибогосподарських об'єктів личинкою коропових видів риб, біомаса зоопланктону по рибогосподарським водоймам була більш вирівняною і коливалася від 5,68 до 72,51 г/м³, але все одно мала дуже нетипово високі показники, що свідчить про високопродуктивні умови існування (гідролого-гідрохімічний режим, гідробіологічний режим, харчова забезпеченість), а з іншого боку – про недостатню кількість ефективних споживачів у вигляді білого і строкатого товстолобиків, які в ранньому онтогенезі переважно споживають фітопланктон і зоопланктон. В липні спостерігалось помітне скорочення зоопланктону на рівні 13,62 г/м³, що яскраво демонструє перехід мальків коропових на інтенсивне споживання зоопланктону, але, не зважаючи на це, остаточна біомаса залишалась на високому рівні. Наприкінці вегетаційного періоду рівень розвитку зоопланктону мав найнижчі показники біомаси до 1,23 – 14,08 г/м³, що притаманно для даного періоду.

Встановлена відсутність чистих ліній білого і строкатого товстолобиків вирощуємого рибопосадкового матеріалу за екстер'єрними показниками і морфологією зябрового апарату, що обумовлено високим інбридингом, явище притаманне всім рибовідтворювальним господарствам України, наслідком є

скорочення протягом років чистих ліній, на заміну яким сформувались гібридні форми білих і строкатих товстолобиків, що позначилось відповідно на їх травній системі, у складі якої зябровий апарат відіграє основну роль харчової елективності.

Встановлені низькі показники приросту маси товстолобиків з середини липня, що обумовлено характером живлення і розмірними рядами кормових організмів у рибогосподарських об'єктах. Аналіз розмірних рядів планктонних кормових організмів у водному середовищі і в поживі товстолобиків свідчили про широкий діапазон в подібності поживи за розмірами клітин фітопланктону і зоопланктону від 5,28 мкм до 306,06 мкм при середньому значенні 56,61 мкм. Майже 97% фітопланктону в поживі товстолобиків представлені дрібними клітинами I класу водоростей до 50 мкм, з яких найбільша частка клітин від 4,46 до 13,81 мкм займали частку 39%, і від 13,81 до 23,17 – 40%. Такі розмірні класи характерні переважно для ценобіальних і зелених водоростей, які в літній період мали інтенсивний розвиток і високі біомаси у складі фітопланктону.

Встановлено зменшення інтенсивності росту і масонакопичення товстолобиків в літньо-осінній період. Їхні показники наприкінці жовтня були нижче нормативних – 25 г ($L = 11,5$ см, $Q = 18,5$ г), при цьому приріст майже за три місяці (серпень – жовтень) складав всього 5 г. Таке явище обумовлено характером живлення і розмірними класами планктонних кормових об'єктів у рибогосподарських водоймах. Свідченням цього є зниження з червня по вересень загального індексу наповнення кишечника, відповідно ці показники в липні становили в середньому по рибогосподарських водоймах – $129,2^{0}_{000}$, в серпні спостерігалось зниження до $91,9^{0}_{000}$, у вересні найнижчий показник – $50,0^{0}_{000}$. Вгодованість відображала подібну ситуацію, зменшення з середини літа до кінця вересня була в межах від 1,64 до 1,30. Натомість спостерігалась зворотна картина за коропом, його вагові показники були вище нормативних восени – 56,35 г.

Встановлений температурний режим за останні п'ять років протягом зимового утримання коропових риб знаходився в межах $4,48^{\circ}\text{C}$ – $5,69^{\circ}\text{C}$. Впродовж всього періоду мінімальні значення температури води були

зафіксовані у січні, а максимальні у жовтні. На фоні температури повітря у жовтні та мінімальної у лютому, динаміка градусо-днів демонструє типову картину температур для півдня України, але не оптимальну, а значно вищу для зимівлі у рибогосподарських водоймах корокових риб південного регіону. Результати зимівлі рибопосадкового матеріалу свідчить про низьку виживаність на рівні 50 – 60%, що пов'язано з коротким періодом льодоставу і кількістю теплих температур в період зимівлі. Фізіолого-біохімічний стан був незадовільний, втрати білку у річників крупної групи були в межах: короп – 18%, гібрид товстолобиків – 29%; річників середньої групи: короп – 23%, гібрид товстолобиків – 35%. Втрати ліпідів у річників крупної групи були в межах: короп – 39%, гібрид товстолобиків – 44%; у річників середньої групи: короп – 49%, гібрид товстолобиків – 51%. При порівнянні вмісту ліпідів у м'язах до та після зимівлі відмічена активізація метаболічних процесів, що забезпечувало високу біологічну активність. Аналіз отриманого фактичного матеріалу свідчить про негативний вплив скорочення зимових температурних днів на морфофункціональний стан зимуючого рибопосадкового матеріалу в умовах рибогосподарських об'єктів рибовідтворювальних заводів півдня України. За цих умов риби перебували в оптимальних зимуючих температурах адаптаційно-компенсаторних механізмів всього один місяць. Одна з найбільших, серед трьох буферних систем плазми крові – гемоглобінова, після зимівлі в крові риб збільшилася в середньому на 5,19%, що свідчить про активізацію механізму кислотно-лужного балансу, гомеостатичної рівноваги.

За результатами проведених гематологічних досліджень встановлена тенденція до зменшення або збільшення параметрів індексів еритроцитів у відповідності до еритроцитарного профілю циркулюючої крові риб до та після зимівлі. Значення індексу об'єму еритроцитів (MCV) було меншим після зимівлі в крові всіх риб на 11,9% відносно параметрів до зимівлі. Відповідно до результатів проведених досліджень доведено низьку ефективність вирощування рибопосадкового матеріалу за дволітнім оборотом, використовуючи зимівлю, що негативно відображається на економічній складовій і доводить необхідність

повного виключення з технологічного циклу для всіх рибовідтворювальних господарств півдня України.

У відповідності до сучасних умов абіотичних і біотичних факторів середовища трансформованих акваторій пониззя Дніпра, як об'єктів пасовищного рибництва, сформована нова технологічна схема вирощування високоякісного життєстійкого рибопосадкового матеріалу в умовах рибовідтворювальних заводів півдня України. Визначені технічні та якісні характеристики отримання технологічної схеми виробництва продукції рибництва дозволять підвищити рівень продовольчої безпеки України за рахунок збільшення видобутку додаткової високоякісної товарної продукції рибництва в умовах ДБЕС, що матиме суттєвий приріст розвитку рибної галузі України поряд з високим економічним ефектом. Показник промислового вилучення товарної рибної продукції з трансформованих акваторій пониззя Дніпра може становити: основне русло Дніпра – 47,5 кг/га, Дніпровський лиман – 54,3 кг/га, Бузький лиман – 71,4 кг/га, що в перерахунку на всю площу ДБЕС складатиме 7,61 тис.т., або 58,5 кг/га. Для отримання зазначеної промислової рибопродукції запропонована щорічна інтродукція рибопосадкового матеріалу для ДБЕС на рівні: білий товстолобик – 35706,0 тис.екз., строкатий товстолобик – 9360,0 тис.екз., короп – 6240,0 тис.екз. Загальна кількість рибопосадкового матеріалу становитиме 51311,0 тис.екз.

Ключові слова: Дніпровсько-Бузька естуарна система, біопродукційний потенціал, абіотичні параметри, іхтіофауна, рибопосадковий матеріал, харчові взаємовідносини, рибовідтворювальні заводи, кліматичні зміни.

ABSTRACT

Kutishchev P.S. Biological fundamentals of increase of fish productivity of the Dnipro-Bug estuarine system. – Manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Biological Sciences, specialty 03.00.10 “Ichthyology”. – Kherson State Agrarian and Economic University. – The Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2025.

The paper identifies the logically consistent stages of the integrated combination of fishery use of the Dnipro-Bug estuarine system (DBES) and technological features of growing fish stock for fish farms in the South of Ukraine, which can increase the production of fish farming products by 7,61 thousand tonnes per year. On the basis of the conducted research, the current abiotic and biotic parameters of the environment, hydrobiological regime, current state of the ichthyofauna and commercial characteristics, food relations of commercial carps, the level of fish food supply, and bioproductive potential have been determined. The technical and quality characteristics of obtaining a technological scheme for the production of fish farming products have been found out. A model for integrating new elements into the technology of growing fish stocks has been developed, taking into account current climatic conditions, the formation of hydrochemical and hydrobiological regimes of rearing ponds, growth rate and mass accumulation of fish stocks, the nature of nutrition and features of gill morphology in relation to the size classes of feed objects, physiological parameters of fish organs and tissues. The composition of the polyculture has been established. It is based on fundamentally new factors, namely, on the selectivity of nutrition, ranking of size classes of phytoplankton and zooplankton by the values of abundance (N), biomass (B) and energy (W) of the growing ponds, trophic role of different components of the feed base by their energy value, patterns of energy flows, and ecological and sanitary conditions. The necessary species and quantitative composition of fish stocking material for the utilisation of excess organic matter and its transformation into valuable commercial fish stock of the DBES has been calculated.

For the first time, a methodology for assessing the quality of the aquatic environment based on phytoplankton bioindicative characteristics has been developed for fish ponds, which allows to establish a “critical” or “tense” situation for a particular aquatic system based on gradations of saprobility indices. When obtaining biological data on the “critical” or “tense” state of water quality in fish ponds during monitoring, an allochthonous manipulation has been proposed.

The abiotic and biotic factors of fish habitat in the DBES and fish hatcheries against the background of modern climate change have been outlined. A retrospective analysis of air temperature in the Kherson region for 1825-2020 has been carried out, and an overall climate warming of 1.45 °C over a multi-year period has been established as well. A downward trend in river runoff in the centuries-old cycle has been identified, indicating a transition to a low-water phase of the Dnipro’s water content. The peak river flow rate of the last decade (2010-2020) was 40.5 m³/s compared to 1951 m³/s in previous years.

The content of major ions and salinity of the water in the DBES indicates gradual salinisation, with a tendency to increase salinity from the main Dnipro channel to the western part of the Dnipro estuary at 430.0 – 4040.0 mg/dm³, reaching 8709.0 mg/dm³ in certain periods. The level of salinity increase is influenced by the reduction in the Dnipro river flow, which has decreased by more than 2.5 times compared to previous long-term data, averaging 441 m³/s compared to 1340 m³/s.

The qualitative and quantitative composition of phytoplankton over a long-term period has been studied. A relatively high degree of phytoplankton species diversity for the DBES has been identified. The Shannon-Weaver Index (H) for the entire reservoir is 2.35 with a fairly high Pielou’s Evenness Index (e) – 0.84. The existence of a correlation between phytoplankton biomass and river flow volumes in the lower reaches of the Dnipro has been proved. The average seasonal biomass of phytoplankton in the DBES during the growing season ranged from 5.10 to 6.53 g/m³. An increase in phytoplankton biomass was established in the direction from the lower reaches of the Dnieper to the central part of the Dnieper and Bug estuaries. The highest biomass was

recorded in the central area of the Dnieper estuary, where the average biomass during the growing season reached 6.78 g/m³.

The qualitative and quantitative long-term composition of zooplankton has been studied. The structure of zooplankton is aligned. The Pielou's Evenness Indices (e) are as close to one as possible (0.95–0.99). The most diverse zooplankton is characteristic of the lower reaches of the DBES. The Shannon-Weaver Indices of Information Diversity (H) in terms of number are 1.56 and 1.57, accordingly. The average seasonal biomass of DBES zooplankton varied from 0.75 to 1.60 g/m³, which indicates the relative stability of its development.

The development of "soft" zoobenthos, which is an important source of food resource, had certain features related to the zoning of the DBES. This group of invertebrates included Chironomidae, Oligochaeta, Polichaeta and Gammaridae, and Cumacea, Corophiida and Ostracoda were also recorded. The largest role in the formation of the biomass of "soft" zoobenthos in the lower Dnieper was played by representatives of the families Chironomidae and Oligochaeta. According to the results of the analysis, the average seasonal biomass of these organisms varied from 3.86 to 5.77 g/m², with an average value of 4.79 g/m².

The DBES has a fairly strong bioproductive potential in terms of phytoplankton. The study reservoir produces an average of 1748.3 thousand tonnes of phytoplankton organic matter per year, or 13.7 tonnes/ha. Potential and commercial fish production has been determined at the level of 137 kg/ha. Zooplankton production averaged 48.7 thousand tons, which could provide 5.1 thousand tons of potential fish production. The production capacity of "soft" zoobenthos averaged 16.4 thousand tons, or 237 kg/ha, for the entire water area, which could provide 1.7 thousand tons of potential fish production (24.0 kg/ha).

The analysis of the fishery shows a downward trend in catches of native fish species, as opposed to introduced species of herbivorous fish that efficiently consume food resources and demonstrate high rates of linear growth and mass accumulation in the commercial stock. Long-term analysis over the past 50 years has shown a rapid decline in the leading commercial carp species. Over the years, the low-value silver

carp and adventive herbivorous fish species have become increasingly important, with tulka accounting for 78% of the total catch in the Dnipro Estuary. The catches in the lower reaches of the Dnipro differ due to a higher share of bighead carp (14%), crucian carp (20%) and bream (9%), and tulka (47%).

The formation of local silver carp herds under DBES conditions was established, which were characterized by a higher proportion of white silver carp in the lower reaches of the Dnieper (72.3%), a silver carp hybrid in the Dnieper-Bug estuary (81.0%), and variegated silver carp 13.7% in the lower reaches of the Dnieper. Linear-weight indicators and annual growth rates of the commercial silver carp herd were characterized by rectilinear growth and high mass accumulation for all species.

During the growing season, the main part of the biomass of the commercial herd of white silver carp in the diet was made up of cenobial colonial algae Cyanobacteria (65.4%), followed by green algae Chlorophyta (24.7%), and the part of diatom algae (Bacillariophyta) was 5.3%. The composition of the diet of the variegated silver carp and its hybrids was not much different from that of the white silver carp, with the main difference being that the hybrids had a predominance of large forms of phytoplankton. Cyanobacteria accounted for 35.6%, Chlorophyta for 27.7%, and Bacillariophyta for 25.2%.

The gut filling indices of white silver carp averaged 264.5⁰/₀₀₀. In July, when mass reproduction of Cyanobacteria was observed in the reservoir, the total gut filling index reached 310.0⁰/₀₀₀. The highest feeding intensity was observed in August, when the average intestinal filling index was 580.0⁰/₀₀₀. In spotted silver carp and their hybrids, intestinal filling indices at the beginning of the growing season were at the level of 112.0⁰/₀₀₀. Проте цей показник збільшувався втричі до травня, досягаючи 275,0⁰/₀₀₀, і продовжував зростати до серпня – 423,0⁰/₀₀₀.

A high similarity of the diets of white, variegated silver carp and their hybrids was established, which is confirmed by a significant level of food similarity (63.29%). The main components of the diet were Cyanobacteria (29.10%), Chlorophyta (15.74%) and Bacillariophyta (12.76%). Zooplankton communities occupied a relatively small part of the diet. In general, hybrid forms showed high plasticity in feeding, which

indicates their potential to increase fish productivity in DBES due to increased introduction.

In fish farming facilities of fish breeding plants in southern Ukraine, significant changes in the chemical parameters of water coming from the water supply source have been noted, namely, pH values are increasing, the level of dissolved oxygen is decreasing, the amount of mineral nitrogen is increasing; the content of easily soluble organic substances is increasing. At the same time, in the ratio of nitrogen and phosphorus in fishery facilities, compared to river water, the proportion of nitrogen increases significantly.

The ecological state of the ponds has been stated by the saprobility index. It has been found out that the values of S_N ranged from 1.35–1.55 to 2.17–2.69, and S_B – from 1.70–1.77 to 3.15–3.29, the latter indicators correspond to “dirty” waters, respectively, the quality of which is unacceptable for fish farming. In summer, in pond 10, the quality of the water environment was characterised as “critical” according to the saprobility indices, with a dissolved oxygen content of only 3.25 mg O_2/dm^3 , and in pond 11, which was classified as “tense”, the oxygen content was 4.12 mg O_2/dm^3 . To improve the quality of the aquatic environment of hatchery ponds, it has been proposed to use autochthonous technological measures, namely, to increase the planting of bighead carp larvae. The “critical” and “tense” situations in the studied ponds of Kherson production and experimental plant for breeding of juvenile fish obtained by the biological method have been confirmed by hydrochemical studies conducted in parallel. Thus, for the first time, a methodology for assessing the quality of the aquatic environment based on phytoplankton bioindication characteristics has been developed for fish farming ponds, which allows to establish an “optimal”, “satisfactory”, “tense” or “critical” situation for a particular water system based on the gradations of saprobility indices.

The development of phytoplankton in the cultivation ponds was very specific and had wide fluctuations in quantitative and qualitative indicators. The total number of species identified during the growing season was 218 specimens. As a result of the data obtained, it has been found that the largest share in the species richness of algae

is occupied by representatives of green algae (90 specimens), followed by diatoms (65 specimens) and cyanobacteria (34 specimens). Species diversity indicates the largest proportion of representatives of the Chlorophyta.

The determined biomasses of zooplankton in the hatchery ponds vary greatly. The biomasses of zooplankton in the hatchery ponds varied greatly, with zooplankton biomasses ranging from 7.83 to 96.37 g/m³ during the spring period of intensive vegetation. During the summer period, after stocking the ponds with carp larvae, the concentration of zooplankton in the ponds was more even and ranged from 5.68 to 72.51 g/m³, but still had very atypically high values, which is the evidence of highly productive habitat conditions (hydrological and hydrochemical regime, hydrohydrochemical regime, hydrobiological regime, food supply), and on the other hand, the lack of effective consumers of white and variegated silver carp, which in early ontogeny mainly consume phytoplankton and zooplankton. In July, there was a noticeable decrease in zooplankton concentration at 13.62 g/m³, which clearly demonstrated the transition of carp fry to intensive consumption of zooplankton, but despite this, the final biomass remained high. At the end of the vegetation period, the level of zooplankton development had the lowest biomass indicators compared to the spring-summer period, decreasing to 1.23 - 14.08 g/m³, which is typical of this period.

The absence of pure lines of white and variegated silver carp in the grown fish stock in terms of external characteristics and gill morphology has been established, which is due to high inbreeding, a phenomenon inherent in all fish farms of Ukraine. The consequence of this is the reduction of pure lines over the years, which have been replaced by hybrid forms of white and variegated silver carp. It has affected their digestive system, in which the gill apparatus plays a major role in food selectivity.

Low growth rates of silver carp were found since mid-July, which is due to the nature of nutrition and size ranges of feed organisms in the rearing ponds. The analysis of the size ranges of planktonic food organisms in the rearing ponds and in the diet of silver carp shows a wide range in the similarity of food in terms of phytoplankton and zooplankton cell sizes from 5.28 µm to 306.06 µm with an average value of 56.61 µm. Almost 97% of the phytoplankton in the diet of silver carp is represented by small algal

cells of class I up to 50 μm , of which the largest share of cells from 4.46 to 13.81 μm was 39% and from 13.81 to 23.17 – 40%. Such size classes are typical mainly of cenobial and green algae, which have intensive development and high biomass in phytoplankton in summer.

A decrease in the intensity of growth and mass accumulation of silver carp in the summer-autumn period has been found, their indicators at the end of October were below the standard 20 g (L = 11.5 cm, Q = 18.5 g), while the increase in almost three months (August – October) was only 5 g. This phenomenon is due to the nature of nutrition and size classes of planktonic feed objects in the rearing ponds. This is evidenced by a decrease in the total intestinal filling index from June to September, respectively, these indicators in July averaged 129,25 ‰, in August there was a decrease to 91,90 ‰, in September the lowest indicator was 50,00 ‰. The fatness reflects a similar situation, with a decrease from mid-summer to the end of September ranging from 1.64 to 1.30. In contrast, the opposite is true for white cupid and grass carp, with their weight being above the standard in late autumn, reaching 35.31 g for white cupid and 56.35 g for grass carp.

Over the past five years, the established temperature regime during the winter keeping of carp was within the range of 4.48°C – 5.69°C. During the entire period, the minimum water temperature was recorded in January and the maximum in October. Against the background of the air temperature in October and the minimum in February, the dynamics of degree-days demonstrates a typical temperature pattern for the south of Ukraine, but not optimal, but much higher for wintering in carp ponds in the southern region. The results of wintering of the fish stock indicate a low survival rate of 50-60%, which is due to the short period of ice breakup and the number of warm disturbing temperatures during the wintering period. The physiological and biochemical condition is unsatisfactory, with protein losses in the large group of fish in the following range: grass carp – 18%, silver carp hybrid – 29%, and white cupid – 12%; in the medium group: grass carp – 23%, silver carp hybrid – 35%, and white cupid – 22%. Fat losses in large group fish were as follows: grass carp – 39%, silver carp hybrid – 44%, white cupid – 35%; in medium group fish: grass carp – 49%, silver

carp hybrid – 51%, white cupid – 49%. When comparing the fat content in muscles before and after wintering, the activation of metabolic processes and the use of polyunsaturated and fat-soluble vitamins in these processes have been noted; it ensures high biological activity. The analysis of the obtained factual material indicates a negative impact of the reduction of winter temperatures on the morphological and functional state of wintering fish stock in the conditions of ponds in southern Ukraine. Under these conditions, the fish stayed in the optimal wintering temperatures of adaptation and compensatory mechanisms for only one month. One of the largest among the three blood plasma buffer systems, haemoglobin, increased by an average of 5.19% in fish blood after wintering, showing the activation of the mechanism of acid-base balance and homeostatic balance.

As a result of the haematological studies, a tendency to decrease or increase the parameters of red blood cell indices in accordance with the red blood cell profile of the circulating blood of fish before and after wintering has been established. The value of the erythrocyte volume index (MCV) was lower after wintering in the blood of all fish by 11.9% compared to the parameters before wintering. According to the results of the conducted research, the low efficiency of growing fish stock on a two-year turnover using wintering has been proved, which negatively affects the economic component and demonstrates the need for complete exclusion from the technological cycle for all fish farms in the south of Ukraine.

In accordance with the modern conditions of abiotic and biotic environmental factors of the transformed water areas of the lower Dnieper River, as objects of pasture fish farming, a new technological scheme for growing high-quality viable fish planting material in the conditions of fish breeding plants in southern Ukraine has been formed. The determined technical and qualitative characteristics of obtaining a technological scheme for the production of fishery products will allow to increase the level of food security of Ukraine by increasing the production of additional high-quality commercial fishery products under DBES conditions, which will have a significant increase in the development of the fishery industry of Ukraine along with a high economic effect. The indicator of industrial extraction of marketable fish products from transformed water

areas of the lower Dnieper River may be: the main channel of the Dnieper River – 47.5 kg/ha, the Dnieper Estuary – 54.3 kg/ha, the Bug Estuary – 71.4 kg/ha, which, calculated for the entire area of the DBES, will be 7.61 thousand tons, or 58.5 kg/ha. To obtain the specified industrial fish production, the annual introduction of fish planting material for DBES is proposed at the level of: white silver carp - 35706.0 thousand individuals, variegated silver carp - 9360.0 thousand individuals, carp - 6240.0 thousand individuals. The total amount of fish planting material will be 51311.0 thousand individuals.

Key words: Dnipro-Bug estuarine system, bioproductive potential, abiotic parameters, ichthyofauna, fish stock, trophic relationships, fish hatcheries, climate change.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Колективні монографії

1. Шерман І. М., **Кутіщев П.С.** Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових коропових Дніпровського лиману: наук. моногр. Херсон : Грінь Д.С., 2013. 247 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та написання монографії)*
2. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації: наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 300 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання гідрохімічних і гідробіологічних проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
3. Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Біологічні основи рибогосподарської експлуатації оселедцевих (Clupeidae) Дніпровсько-Бузької гирлової системи: наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2016. 208 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання іхтіологічних і гідробіологічних проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
4. Шерман І.М., Гейна К.М., Козій М.С., **Кутіщев П.С.**, Воліченко Ю.М. Рибальство та рибництво трансформованих річкових систем півдня України: наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2017. 345 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
5. Щербак В.І., Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Морозова А.О., Семенюк Н.Є., Луценко Д.А. Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною: монографія. Херсон: ФОП Вишемирський В.С., 2019. 200 с. *(Відбір та камеральна обробка гідрохімічних, гідробіологічних проб, іхтіологічного*

матеріалу. Участь в узагальненні натурних даних та написанні монографії).

6. **Kutishchev P.S.**, Korzhov Ye.I., Honcharova O.V. Retrospective analysis and forecast of the main abiotic factors of the environmental conditions of ichthyofauna of the Dnipro-Buh estuary ecosystem. *Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies*: Scientific monograph. Riga, Latvia : «Baltija Publishing», 2022. P. 476–497. (Експедиційний відбір гідрохімічних проб, проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
7. Lavrenko S. O., **Kutishchev P. S.** Lavrenko N. M. Complex technologies for the simultaneous cultivation of plant products and aquaculture products. *Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies*: Scientific monograph. Riga, Latvia : «Baltija Publishing», 2022. P. 498–525. (Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
8. **Kutishchev P.**, Honcharova O. Scientific and Practical Analysis of the State of the Natural Feed Base in Ponds of Southern Ukraine under Conditions of Transformation of Abiotic and Biotic Factors. *Scientific research in modern conditions of instability*: Monographic series «European Science». Book 24. Part 3. Karlsruhe : ScientificWorld-NetAkhatAV, 2023. pp. 96–113. (Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
9. **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V., Koziy M.S. Wintering of carp in polyculture under the impact of global warming in Southern Ukraine. *Scientific research in modern conditions of instability*: Collective monographs. Book 32. Part 1. Karlsruhe : ScientificWorld-NetAkhatAV, 2024. pp. 75–93. (Проведення експериментального дослідження, проведення іхтіологічного аналізу, визначення біохімічних показників крові риб, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії).

**Статті у наукових виданнях, що включені до міжнародної
наукометричної бази даних Scopus**

10. **Kutishchev P.S.**, Geina K.M., Sherman I.M., Volichenko Yu.M. Actual State of Phytoplankton of the Dnieper-Bug Mouth Area. *Hydrobiological Journal*. 2018. Vol. 54 (5). P. 3–16. (Експедиційний відбір проб фітопланктону, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті) (Q3)
11. Shcherbak V., Sherman I., Semeniuk N., **Kutishchev P.** Autotrophic communities' diversity in natural and artificial water-bodies of a river estuary – A case-study of the Dnieper–Bug Estuary, Ukraine. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2020. Vol. 20. P. 112–122. (Участь у проведенні натурних досліджень, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті) (Q2)
12. Shevchenko I.V., Korzhov Ye.I., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V., Shevchenko V.Yu. Effect of Abiotic Factors upon Morphological Variability of *Fleuria lacustris* Larvae (Diptera, Chironomidae). *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (5). P. 15-22. (Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті) (Q3)
13. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I., Sherman I.M., **Kutishchev P.S.** Characteristics of the autotrophic link of the Kardashyn Liman of the Dnieper-Bug Estuary (Ukraine). *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (3). P. 30–45. (Участь у проведенні натурних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті) (Q3)
14. Semenyuk N.Ye., Morozova A.O., Sherman I.M., **Kutishchev P.S.** Phytoepiphyton as Biological Indicator of Spatial and Temporal Changes in Water Salinity in the Lower Reaches of the Dnieper River. *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (4). P. 3–18. (Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті) (Q3)
15. **Kutishchev P.S.**, Geina K.M., Honcharova O.V., Korzhov Ye.I. Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*. 2021.

- Vol. 57 (6). P. 17–30. (*Експедиційний відбір проб, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
16. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Korzhov Y. A Method to Increase the Viability of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) Stocking of the Aquatories Under the Influence Advanced Biotechnologies. *Aquaculture Studies*. 2021. Vol. 21 (4). P. 139-148. (*Аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
 17. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., **Kutishchev P.S.**, Lutsenko D.A., Koziychuk E.Sh. Phytoplankton Characteristics in Various Ecosystems of the Dnieper River: Abiotic Factors and Phytoplankton Taxonomic Diversity. *Hydrobiological Journal*. 2024. Vol. 60, N 4. P. 3–23. (*Експедиційний відбір проб фітопланктону, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
 18. Novitskyi R., Napich H., Maksymenko M., **Kutishchev P.**, Gasso V. Losses in fishery ecosystem services of the Dnipro river Delta and the Kakhovske reservoir area caused by military actions in Ukraine. *Frontiers in Environmental Science*. 2024. Vol. 12. P. 1–13. (*Участь у проведенні натурних досліджень, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q1)

Статті у наукових фахових виданнях України та інших виданнях

19. Шерман І.М., Гейна К.М., Кутіщев С.В., **Кутіщев П.С.** Екологічні трансформації річкових гідроекосистем та актуальні проблеми рибного господарства. *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 4. С. 5–16. (*Камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті*).
20. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.** Динаміка вікової структури щуки (*Esox luseus* Linnaeus, 1758) пониззя Дніпра у зв'язку з промислом. *Рибогосподарська наука України*. 2014. №1. С. 5–15. (*Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті*)

21. Шерман І.М., Кутіщев С.В., **Кутіщев П.С.** Проблеми екологічних трансформацій гідрологічного режиму Дніпровського лиману та перспективи біологічної меліорації. *Таврійський науковий вісник*. 2014. № 87 С. 196–201. *(Камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*.
22. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.** Біологічна характеристика щуки (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) пониззя Дніпра в сучасних умовах. *Рибогосподарська наука України*. 2015. № 1. С. 34–44. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
23. Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Живлення і трофічні взаємовідносини краснопірки (*Scardinius erythrophthalmus* L.) Дніпровського лиману. *Таврійський науковий вісник*. 2015. № 89. С 206–212. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
24. Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Особливості живлення цьоголіток корошових в контрольованих умовах у зв'язку з зарибленням Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Таврійський науковий вісник*. 2016. № 95. С. 161–167. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
25. **Кутіщев П.С.** Біозабруднення Дніпровсько-Бузької естуарної системи гіллястовусим ракоподібним *Cercoragis pengoi*. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2019. Вип. 1. С. 28–33. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті)*
26. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., Кутіщев П.С., Шерман І.М. Особливості зимівлі цьоголіток коропа та рослиноїдних риб в умовах півдня України. *Таврійський науковий вісник*. 2019. № 108. С. 224–230. *(Проведення*

експерименту, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)

27. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Динаміка змін основних рибничо-біологічних показників рибопосадкового матеріалу коропа та рослиноїдних риб як реакція на клімат сучасної зими півдня України. *Таврійський науковий вісник*. 2019. № 109. С. 225–232. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
28. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Обґрунтування рибогосподарського використання малих водосховищ Миколаївської області. *Таврійський науковий вісник*. 2020. № 115. С. 3-11. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
29. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Ковальов Ю.І. Технологічні аспекти використання інтенсивних технологій при товарному вирощуванні коропа (*Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)). *Рибогосподарська наука України*. 2021. 1(55). С. 5–21. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
30. Гончарова О.В., Sekiou О., **Кутіщев П.С.** Фізіолого-біохімічні аспекти адаптаційно - компенсаторних процесів організму гідробіонтів під впливом технологічних чинників. *Рибогосподарська наука України*. 2021. 4 (58). С.101–114. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
31. **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Гончарова О.В., Козлов Л.В. Екологічна оцінка якості води Дніпровсько-Бузької естуарної системи за гідрохімічними показниками. *Таврійський науковий вісник*. 2021. № 120. С. 323–335. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідрохімічних проб, камеральне*

опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)

32. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Потенційні можливості та аналіз рибогосподарського використання Явкінського водосховища. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2021. №1(9). С. 127–136. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних і гіdroхімічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
33. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Гідробіологічна характеристика малих водосховищ Миколаївської області. *Таврійський науковий вісник*. 2021. № 117. С. 324–327. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних і гіdroхімічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
34. **Kutishchev P.**, Honcharova O., Korzhov Y. Technological aspects of the introduction of nanotechnology in aquaculture for stocking of reservoirs. *Scientific Collection «InterConf»*. 2021. Vol. 56. P. 209-212. *(Аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
35. Korzhov Ye.I., Shevchenko I.V., Aleksenko T.L., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V. The influence of changes of the hydrological regime on the formation of macrozoobenthos communities of the Southern Buh within the village of Myhia. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2021. Vol. 11 (7). P. 129-136. *(Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті)*
36. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Кормова база вирощувальних ставів Херсонського виробничо-експериментального заводу по розведенню молоді частикових риб. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип. 2(14). С. 65–85. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).*

37. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.** Аспекти формування потенціалу та розвитку української аквакультури на фоні євроінтегрування інноваційних рішень. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип.1(13). С. 52–63. (Узагальнення матеріалів та участь у написанні статті).
38. **Кутіщев П.С.**, Дяченко В.В. Особливості живлення промислового стада товстолобиків Дніпровського лиману. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2024. Вип. 1(15). С. 56–68. (Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).
39. **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Гончарова О.В. Вплив гідрохімічних показників рибогосподарських водойм на якість рибопосадкового матеріалу в умовах Херсонського виробничо-експериментального заводу з вирощування частикових риб. *Рибогосподарська наука України*. 2024. 3 (69). С. 63–81. (Проведення натурних досліджень, відбір проб води, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).
40. Pichura V., Potravka L., **Kutishchev P.** Consequences of Sabotage of the Kakhovka Dam on the Waters of the Dnipro-Buh Estuary and the Black Sea. *Natural Built Social Environment Health*. Vol. 1(1). 2025. P.134–160. (Участь у проведенні натурних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті).

Патенти та авторські свідоцтва

41. Вітюков Ю.Є., Ляшенко Є.В., **Кутіщев П.С.** Спосіб фіксації вмісту шлунково-кишкового тракту риб: патент на корисну модель №34337 UA: A 61 D 7/00. Опубл. 11.08.2008, бюл. № 15. 4 с.
42. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Спосіб проведення морфометричних вимірювань іхтіологічного матеріалу на різних стадіях розвитку: патент на корисну модель №143484 UA: A01K61/10, G01B7/00, G06F7/00. Опубл. 27.07.2020. Бюл. № 14. 4с.
43. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Спосіб активації вирощування рибопосадкового матеріалу за інноваційно-екологічною технологією:

- патент на корисну модель № 151119 UA: A01K 61/00. Опубл. 08.06.2022. Бюл. № 23. 3 с.
44. Гончарова О. В., **Кутіщев П.С.**, Байдак В.М. Спосіб фіксації риб на різних стадіях онтогенезу: патент на корисну модель № 148305 UA: A61D99/00. Опубл. 21.07.2021. Бюл. № 29. 4 с.
45. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Пристрій для культивування мікроскопічних водоростей з використанням енергозберігаючих технологій: патент на корисну модель № 151054 UA: A01G33/00, C12M3/00, F03G6/00. Опубл. 01.06.2022. Бюл. № 22. 4 с.
46. Гончарова О.В., Параняк Р.П. **Кутіщев П.С.** Спосіб підвищення рибопродуктивності малих водосховищ трансформованих акваторій: патент на корисну модель № 145915 UA: A01K61/10, A23K50/80. Опубл. 06.01.2021. Бюл. № 1. 4 с.
47. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації: авторське свідоцтво № 64167 від 26.02.2016.
48. **Кутіщев П.С.** Особливості живлення промислових туводних корошових Дніпровського лиману: авторське свідоцтво № 64423 від 10.03.2016.
49. Шерман І. М., **Кутіщев П.С.** Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових корошових Дніпровського лиману: авторське свідоцтво №64832 від 07.04.2016.
50. **Кутіщев П.С.**, Шерман І. М., Гейна К.М. Біологічні основи рибогосподарської експлуатації оселедцевих (Clupeidae) Дніпровсько-Бузької гирлової системи: авторське свідоцтво №76925 від 19.02.2018.
51. Шерман І.М., Гейна К.М., Козій М.С., **Кутіщев П.С.**, Воліченко Ю.М. Рибництво та рибальство трансформованих річкових систем півдня України: авторське свідоцтво № 76927 від 19.02.2018.
52. Шерман І.М., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.** Основи прикладної поведінки риб: авторське свідоцтво № 76924 від 10.02.2018.

Матеріали конференцій і тези доповідей

53. Sherman I., **Kutishev P.** The character of feeding of commercial carps of the Dnieper estuary. *I Scientific and Specialist Conference Ecology in service of sustainable development* (26-28th September 2013). Fruška Gora, Andrevlje, 2013. P 19–20.
54. Шерман І.М., **Кутищев П.С.** Біорізноманіття іхтіофауни дніпровського лиману. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології*: матеріали VI Міжнар. іхтіолог. наук.-практ. конф. (м. Тернопіль, 9–12 жовтня 2013 р). Тернопіль: Вектор, 2013. С. 322–324.
55. **Кутищев П.С.**, Гейна К.М., Шерман І.М. Вікові особливості динаміки харчових взаємовідносин туводних корошових Дніпровського лиману. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології*: матеріали IX Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (м. Одеса, 14-16 вересня 2016 р). Одеса, 2016. С. 154–157.
56. **Кутищев П.С.** Нові види безхребетних вселенців Дніпровсько-Бузької естуарної системи. *Кліматичні зміни та сільське господарство*: матеріали наук.-практ. конф. (м. Київ, 13-14 березня 2018 р.). Київ, 2018. С. 329–333.
57. **Kutishchev P.**, Kovalov Y. Perspectives of the use of complete high-quality fish feeds (*Artemia* sp.) from the hypersaline lakes of the north-western black sea region for growing sturgeon fry. *Modern Technologies of Propagation and Restocking of Native Fish Species: International Scientific and Practical Conference* (Mukachevo, May 22, 2019). Mukachevo, Ukraine, 2019. P 32–35.
58. **Кутищев П.С.**, Gushmanidz A. Особливості розмноження Дніпровського стада *Alosa pontica* (EICHW). *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р). Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 361–363.
59. **Кутищев П.С.**, Буренко В.В. Сезонна динаміка зоопланктону Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*:

- матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р). Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 363–365.
60. **Кутіщев П.С.**, Жарков М.В. Строки нересту щуки (*Esox lucius linnaeus*, 1758) пониззя Дніпра і Дніпровського лиману. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р). Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 368–371.
 61. Korzhov Ye.I., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V. Influence of water balance elements change on the salinity regime of the Dnieper-Bug estuary. *Innovative development of science and education: III International Scientific and Practical Conference* (Athens, Greece, 24-26 May, 2020). Athens, Greece: ISGT Publishing House, 2020. P. 225–231.
 62. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Berezovskaya K. Practical aspects of aquaculture under the conditions of euro integration. *About the problems of science and practice, tasks and ways to solve them: Abstracts of VI International Scientific and Practical Conference* (Milan, Italy, October 26-30, 2020). Milan, Italy 2020. P. 18–21.
 63. Коржов Є.І., Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.** Аналіз можливих екологічних та соціально-економічних наслідків скорочення прісноводного стоку до Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Тернопільські біологічні читання. Ternopil Bioscience - 2020*: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., присвяченої 80-річчю хіміко-біологічного факультету ТНПУ ім. В. Гнатюка (м. Тернопіль, 22-23 травня 2020 р.). Тернопіль: Вектор, 2020. С.144–147.
 64. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Інтегративність новітніх технологій у карту експериментальних досліджень в аквакультурі. *Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (м. Київ, 27–29 жовтня 2020 р.). Київ: ПРО ФОРМАТ. 2020. С. 90–92.

65. Коржов Є.І., **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В., Дяченко В. В. Оцінка можливих негативних екологічних наслідків скорочення об'ємів надходження прісних вод до Дніпровсько-Бузького лиману. *Водні системи та збереження їх біорізноманіття*: матеріали III Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Житомир, 3-5 червня 2020 р.). Житомир: ПНУ, 2020. С. 13–15.
66. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Kovalov Yu. Method for increasing the resistance of juvenile fish for stocking the reservoir. *Аквакультура XXI століття – проблеми та перспективи*: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 25-річчю з дня заснування кафедри аквакультури НУБІПУ (м. Київ, 27 травня 2021). Київ : НУБіП, 2021, С.7–9.
67. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Verdinal B., Oberling C. Сезонна динаміка зоопланктону Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 21–22 жовтня 2021 р). Херсон: ХДАЕУ, 2021. С. 342–345.
68. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.**, Гончаров В.В. Сучасні тенденції виробництва продукції аквакультури з маркуванням «ЕКО». *Актуальні проблеми вдосконалення природоохоронних напрямів в науці і освіті очима молодих вчених*: матеріали наукової Інтернет- конференції викладачів, молодих вчених та здобувачів вищої освіти (м. Херсон, 02 - 03 березня 2022 р.). Херсон, 2022. С. 13–16.
69. Гончарова О.В., Коржов Є.І., **Кутіщев П.С.** Технологічні аспекти в контексті інноваційного розвитку та потенціалу української аквакультури. *Продовольча безпека України в умовах війни і післявоєнного відновлення: глобальні та національні виміри*: доповіді учасників міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв, 1 червня 2023 р.). Миколаїв: МНАУ. 2023. С.34–36.
70. **Кутіщев П. С.**, Коржов Є. І. Оцінка збитків заподіяних рибному господарству внаслідок зниження рівня води у Каховському водосховищі в

- лютому 2023 року. *Science and technology: problems, prospects and innovations: The 10th International scientific and practical conference* (Osaka, Japan, July 6-8, 2023). Osaka, Japan: CPN Publishing Group, 2023. P. 27–35.
71. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Astre P. Aspects fondamentaux de l'integration du modele aquaponique. *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку: матеріали Міжнарод. науково-практ. конф. до дня пам'яті доктора сільськогосподарських наук, професора Пилипенка Ю. В. (м. Херсон-Кропивницький, 26-27 жовтня 2023 р.)*. Одеса: Олді+, 2023. С.226-229.

**Передані методики, рекомендації, пропозиції, акти впровадження,
інші документи**

72. **Кутіщев П.С.** Програма розвитку рибного господарства Херсонської області на 2020-2022 роки. відповідно до «Порядку розроблення регіональних цільових програм, моніторингу та звітності про їх виконання зі змінами», затвердженого рішенням XVIII сесії Херсонської обласної ради VII скликання від 01.06.2018 № 862.
73. **Кутіщев П.С.** Науково-обґрунтоване роз'яснення щодо можливих причин зниження кількості виходу річняків рослиноїдних видів риб та коропа після зимівлі 2019 – 2020 рр. «Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб».
74. **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І. Оцінка впливу гідротехнічних робіт на представників флори і фауни Дніпровського лиману» Звіту з ОВД «Роботи по відновленню глибин операційної акваторії (ковш) та водного підходу цілісного майнового комплексу «Очаківський рибоконсервний комбінат». № NB-227-21/1-21. 09.03.2021-30.06.2021. ТОВ "СП НІБУЛОН" Миколаївська область, м. Очаків, вул. Рибацька, 9. № NB-227-21/1-21 від 09.03.2021.

75. **Кутіщев П.С.,** Цуркан Л.В. Розробка науково-біологічного обґрунтування вирощування коропових видів риби за дволітнім оборотом в умовах ДУ "Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риби". ДУ "Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових, Херсонська обл., м. Гола Пристань, вул. Ларіонова, 136. № 4/21 від 15.02.2021.
76. **Кутіщев П.С.** Звіт про результати роботи науково-дослідної лабораторії з гідрохімічних, гідробіологічних і іхтіологічних досліджень у вирощувальних ставках ДУ «ХВЕЗ» (2021 – 2022 рр.).
77. **Кутіщев П.С.** «Впровадження біологічної меліорації для рибогосподарської експлуатації Сивашської скидної системи» (2015 р.).
78. **Кутіщев П.С.** «Впровадження біологічної меліорації ставу «Чорна долина» Каховського району Херсонської області» (2016 р.). № 5/16 від 01.08.2016
79. **Кутіщев П.С.** Рибничо-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації ставу «Под Зелений» Херсонської обл. Каховського р-ну». ФОП «Носінов М.Д.», 53211, Дніпропетровська обл., м. Нікополь, вул. Г. Чорнобил 2. № 4/19 від 15.03.2019
80. **Кутіщев П.С.** «Рибничо-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації Першотравневого водосховища Дніпропетровської області» ТОВ «СпецРибТорг», 73008, м. Херсон, вул. Заводська, 47. № 3/19 від 15.03.2019.
81. **Кутіщев П.С.** Оцінка впровадження біологічної меліорації для покращення водопропускнув здатності Північно-Кримського каналу. Управління Північно-Кримського каналу. № 9/18 від 15.11.2018.
82. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка комплексу заходів, спрямованих на оптимізацію гідрологічного, гідрохімічного стану технологічної водойми Миколаївської області (Данилівське водосховище) 2020. ТОВ СГВП «НІКАГРОСТАР». м. Одеса, пров. Чайковського 19. Від 05 березня 2020 року № 04/20.

83. Науково-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації Возсіятського водосховища Єланівського району Миколаївської області. ФГ «Тандем» Миколаївська обл., Єланецький р-н, сел. Возсіятське, вул. Шкільна, 33. Від 27 квітня 2020 року № 02/20.
84. **Кутіщев П.С.** Удосконалення і контроль технології внесення багатокомпонентних кормів та сухик кормосумішей з метою отримання товарних токопових видів риб на виробничих базах ТОВ «Рибоводна ферма ЮВЕНТ» 2020 р. ТОВ «Рибоводна ферма ЮНИВЕНТ». м. Херсон, пр. Сенявіна 26/28. Від 25 травня 2020 року № 08/20.
85. **Кутіщев П.С.** Науково-біологічне обґрунтування впливу сучасних абіотичних і біотичних факторів на рівень розвитку природної кормової бази вирощувальних ставів ДУ «Виробничо-експериментальний Дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод ім. академіка С.Т. Артющика». ДУ "Виробничо-експериментальний дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод ім. академіка С.Т. Артющика" , Херсонська обл., Білозерський р-н, сел. Дніпровське. № 3/21 від 15.03.2021.
86. **Кутіщев П.С.,** Цуркан Л.В. Розробка науково-біологічного обґрунтування вселення різновікових груп сазана (коропа), товстолобика, сома та ляща у р. Дніпро та Каховське водосховище. Новокаховський рибоводних завод частикових риб , Херсонська обл., м. Нова Каховка, с. Обривка, вул. Зелана, 43. № 2/21 від 13.02.2021. 13.02.2021-30.11.2021.
87. **Кутіщев П.С.** Звіт про результати роботи науково-дослідної лабораторії з гідрохімічних, гідробіологічних і іхтіологічних досліджень у вирощувальних ставах ДУ «ХВЕЗ» (2021 – 2022 рр.).
88. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка комплексу заходів, спрямованих на оптимізацію гідрологічного, гідрохімічного стану технологічної водойми Миколаївської області (Явкінське водосховище). ТОВ «ОАЗИС БИСАН». м. Миколаїв, вул. В.Чорновола 14. Від 09 липня 2020 року № 11/20.

89. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка науково-біологічного обґрунтування комплексу заходів, пов'язаних з проведенням біомеліоративних робіт і направленою на поліпшення режиму якості води та екологічного стану Катеринівського водосховища. ТОВ «Гарант Агро» Миколаївська обл., Веселинівський р-н, с. Катеринівка, вул. Центральна 15. Від 16 липня 2020 року № 12/20.
90. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Шепель А.В. Розробка рибничо-біологічного обґрунтування використання рибогосподарських ставів ТОВ «Стройкрок» із застосуванням рибосівозміни. ТОВ «Стройкрок» м. Миколаїв, пр. Богоявленський, 334. Договір № 18-20 30.07-30.08.2020 р.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ВИМІРЮВАННЯ, СКОРОЧЕНЬ	38
ВСТУП.....	40
РОЗДІЛ 1 МЕТОДОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	50
1.1. Характеристика досліджених водних об'єктів	50
1.2. Схема дослідів та методики проведення досліджень.....	51
РОЗДІЛ 2 АБІОТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СЕРЕДОВИЩА	61
2.1. Трансформація абіотичних і біотичних умов середовища	61
2.2. Кліматична характеристика	71
2.3. Гідрологічний режим	80
2.4. Гідрохімічний режим	88
2.5. Трофо-сапробіологічна оцінка якості води	92
РОЗДІЛ 3 БІОТИЧНІ ПАРАМЕТРИ СЕРЕДОВИЩА.....	99
3.1. Гідробіологічна характеристика	99
3.1.1. Фітопланктон	108
3.1.2. Зоопланктон	118
3.1.3. Зообентос	129
РОЗДІЛ 4 БІОПРОДУКЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ.....	133
4.1. Кормові ресурси	133
4.2. Продукція органічної речовини за фітопланктоном	137
4.3. Продукція органічної речовини за зоопланктоном	139
4.4. Продукція органічної речовини за зообентосом.....	141
РОЗДІЛ 5 ПРОМИСЛОВА ХАРАКТЕРИСТИКА	144
5.1. Трансформація іхтіофауни	144
5.2. Динаміка промислової іхтіофауни	148
РОЗДІЛ 6 БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОМИСЛОВОГО СТАДА ТОВСТОЛОБИКІВ	156
6.1. Видова структура	156
6.2. Вікова структура.....	157

6.3. Лінійно–вагові показники.....	159
6.4. Живлення	164
РОЗДІЛ 7 РИБОПОСАДКОВИЙ МАТЕРІАЛ ЯК ФАКТОР КЕРОВАНОГО ФОРМУВАННЯ ПРОМИСЛОВОЇ ІХТІОФАУНИ.....	180
7.1. Історична довідка	180
7.2. Фізико–хімічні параметри рибогосподарських водойм.....	186
7.3. Якість водного середовища рибогосподарських водойм.....	198
7.4. Рівень розвитку природної кормової бази.....	206
7.4.1. Фітопланктон рибогосподарських водойм.....	209
7.4.2. Зоопланктон рибогосподарських водойм.....	220
7.4.4. Зообентос рибогосподарських водойм	228
7.5. Продуценти – консументи.....	229
7.6. Роль морфофункціональних особливостей зябрового апарату в живленні товстолобиків.....	245
7.6.1. Гібридизація товстолобиків	245
7.6.2. Вплив зябрового апарату на елективність живлення	249
7.7. Результати вирощування рибопосадкового матеріалу.....	252
7.8. Зимівля.....	258
РОЗДІЛ 8 ПІДВИЩЕННЯ РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ДБЕС	286
8.1. Кероване формування іхтіофауни	286
8.2. Прес хижаків на інтродуковану іхтіофауну	287
8.3. Інтродукція рибопосадкового матеріалу	288
ВИСНОВКИ.....	294
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	297

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ ВИМІРЮВАННЯ, СКОРОЧЕНЬ

ДБЕС – Дніпровсько-Бузька естуарна система

ст. – станція

екз. – екземпляри

pH – водневий показник

БСК₅ – біохімічне споживання кисню протягом 5 діб

ХСК – хімічне споживання кисню

БО – біхроматна окислюваність

ПАР – поверхнево-активні речовини.

ПО – перманганатна окислюваність

A – валова первинна продукція

P – чиста первинна продукція

R – деструкція органічних речовин

A/R – співвідношення продукційно-деструкційних процесів

n – таксономічне багатство, видів (внутрішньовидових таксонів, включаючи номенклатурний тип виду)

N – чисельність фітопланктону, тис. кл/дм³

B – біомаса фітопланктону, мг/дм³

CV – коефіцієнт варіації, %

NN – індекс Шеннона за чисельністю, біт/екз

NB – індекс Шеннона за біомасою, біт/мг

K – коефіцієнт подібності видового складу Серенсена

r – коефіцієнт кореляції

p – рівень значимості

R² – коефіцієнт достовірності апроксимації (для нелінійних залежностей)

t-критерій – критерій Стюдента

W – енергетичний показник

SN, SB – індекси сапробності

RBC – еритроцити

WBC – лейкоцити

Hgb – гемоглобін

MCV – середній розмір еритроцитів

MCH – середня кількість гемоглобіну на еритроцит

MCHC – середня корпускулярна концентрація гемоглобіну

C – індекс домінування

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. У вирішенні національної продовольчої проблеми різних галузей агропромислового комплексу України важливе значення має розвиток сучасного рибництва, перед яким стоїть конкретне завдання – збільшити обсяги постачання населенню рибної продукції. За даними Державної служби статистики у 2021 році рівень споживання риби та рибних продуктів в Україні сягнув 12,4 кг на одну особу, на превеликий жаль, цей показник практично формується майже на 80,0% за рахунок імпортованої продукції [152].

Сучасний стан промислових видів риб внутрішніх водойм України невпинно скорочується, що обумовлено низкою причин, основними з яких є: антропогенне навантаження, зміни клімату, неконтрольований вилов, соціально-економічна складова. Такі обставини спонукають до пошуку нових шляхів забезпечення населення рибною продукцією за рахунок раціональної експлуатації акваторій і керованого іхтіоценозу в поєднанні з пасовищним рибництвом, успіх яких залежить від потужності рибовідтворювальних заводів. В умовах, що склалися, оптимальним шляхом подолання даної проблеми є реконструкція іхтіофауни трансформованих акваторій шляхом вселення в них життєстійкого рибопосадкового матеріалу корошових видів риб [86; 120; 344].

Для забезпечення необхідною кількістю рибопосадкового матеріалу проведені відповідні дослідження сучасних екологічних і технологічних аспектів виробництва рибопосадкового матеріалу в умовах півдня України, які свідчать про перспективність та актуальність досліджень, спрямованих на удосконалення виробництва рибопосадкового матеріалу, базуючись на традиційних та перспективних об'єктах тепловодного ставового рибного господарства [102]. Проаналізовані і визначені шляхи оптимізації технологічно-біологічних аспектів вирощування дволіток корошових риб у полікультурі носить застарілий характер, який базується на застосуванні дволітнього обороту для забезпечення високого промислового повернення від зменшення пресу хижаків [341]. Встановлені

сучасні проблеми при виробництві якісного рибопосадкового матеріалу за технологією дволітнього вирощування, внаслідок потепління клімату на півдні України, доводять неефективність зимівлі рибопосадкового матеріалу внаслідок низьких виходів [322]. Сучасні дослідження свідчать про тісний кореляційний зв'язок між обсягами вселення цьоголіток та подальшими промисловими уловами товстолобиків. Натомість для дволіток така залежність має зворотний характер, що свідчить про забезпечення формування промислових запасів товстолобика переважно за рахунок цьоголіток [340]. Вивчення наслідків трансформації ДБЕС, біології і екології іхтіофауни та визначенні перспектив рибогосподарської експлуатації, свідчать про деградацію іхтіофауни з високими вимогами до умов нересту на фоні пресу іхтіофауни з невисокими вимогами до умов нересту [8, 9]. Забезпечення риб їжею і харчові взаємовідносини промислових корошових свідчать про напруженість харчових взаємовідносин, яку створює карась за індексом подібності поживи до 72,0% [334].

Вітчизняними вченими встановлено, що значна частина поповнення промислових запасів ДБЕС забезпечується штучним відтворенням, особливо в пониззі Дніпра, досягаючи в окремі роки більше 30%. В цьому зв'язку фінансові витрати спрямовані на поповнення іхтіофауни за рахунок штучного відтворення свідчать про перспективність цих заходів [360]. Проаналізований досвід рибогосподарського використання водойм України свідчить про необхідність змін напрямку продуктивності і економічної ефективності галузі в умовах ринкової економіки [58]. Сучасна динаміка процесів кругообігу фізико-хімічних і гідробіологічних складових в умовах рибогосподарських водойм, річкових систем, озер, водосховищ різного походження та цільового призначення, переконливо свідчить про те, що відбулася глибока трансформація абіотичних і біотичних параметрів середовища. На цьому фоні відбувається своєрідна система змін аборигенної іхтіофауни і низький рівень промислового видобутку. Враховуючи цю обставину, актуальними складовими покращення існуючої негативної ситуації є цілеспрямоване формування іхтіофауни.

З метою управління процесами, поряд з підтримкою умов для природного відтворення, необхідно раціонально використати існуючі потужності рибовідтворювальних заводів півдня України, які безпосередньо базуються в межах трансформованих акваторій.

Сьогодні існують нормативи, які розглядаються в якості національного стандарту, що дозволяє вирощувати рибопосадковий матеріал. Проте, одночасно з цим сформувалася актуальна необхідність, яка вимагає розробки нових принципів оптимізації цього процесу в умовах екологічної трансформації і кліматичних змін з урахуванням цільового призначення рибопосадкового матеріалу. Якість, видовий склад, фізіологічний стан, низка інтер'єрних та екстер'єрних показників вимагають суттєвого покращення, що значною мірою залежить від еколого-технологічних складових вирощування риб-інтродуцентів, здатності їх адаптації до умов, які в трансформованій акваторії ДБЕС достатньо своєрідні.

У цьому зв'язку сформувалася необхідність розробки біологічних основ підвищення рибопродуктивності ДБЕС, постійного моніторингу стану іхтіофауни та чинників впливу, що є об'єктивною основою для керування регулюючих процесів з метою керування процесами відтворення і вирощування, формування та раціональної експлуатації промислового запасу іхтіофауни.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційну роботу виконано в рамках прикладних проектів МОН: «Інноваційна технологія рибничо-біологічного формування іхтіофауни як складова продовольчої безпеки України» (2017 – 2019 рр., №0118U003145); «Розробка та впровадження інноваційно-екологічної технології виробництва продукції рибництва, як складова продовольчої безпеки України» (2020 – 2022 рр., №0120U101914); «Інноваційна ресурсозберігаюча технологія товарного рибництва як складова продовольчої безпеки України» (2021 – 2023 рр., №0121U109533), «Розробка і впровадження інноваційних методів, технологій виробництва продукції рибництва» (2023 – 2025 рр., № 0120U101914), а також наукової теми «Просторово-часове дослідження наслідків російської збройної

агресії на стан басейну Нижнього Дніпра» [“A Spatial-Temporal Study of the Consequences of russian armed aggression in the Lower Dnipro Basin”] (Вічний фонд сталого розвитку Ігоря Романа Буковського (Ihor Roman Bukowsky Sustainable Development Endowment Fund)) (2023 – 2024 pp., №17AUG23).

Мета і завдання досліджень. Визначити шляхи підвищення природної рибопродуктивності ДБЕС (ДБЕС) за рахунок керованого іхтіоценозу.

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

- 1) Встановити сучасний стан абіотичних і біотичних складових ДБЕС.
- 2) Визначити біопродукційний потенціал різних районів ДБЕС (Основне русло Дніпра, Східний, Центральний, Західний р-ни, Бузький лиман);
- 3) Оцінити сучасний стан промислу аборигенних видів риб та інтродуцентів. Дослідити біологічні особливості промислового стада товстолобиків.
- 4) Розробити біологічні підходи по вирощуванню адаптованого рибопосадкового матеріалу до інтродукції в ДБЕС.
- 5) Встановити вплив морфологічних особливостей зябрового апарату гібридів товстолобиків на рівень елективності компонентів природної кормової бази.
- 6) З'ясувати особливості змін фізіолого-біохімічних показників рибопосадкового матеріалу в сучасних кліматичних умовах (літній і зимовий період) як факторів стресу і виживаності.
- 7) Розробити інноваційні заходи рибогосподарського використання ДБЕС для збільшення щорічної рибопродуктивності шляхом впровадження керованого іхтіоценозу за рахунок інтродукції відповідного кількісного і якісного складу рибопосадкового матеріалу.

Об'єкт дослідження – формування керованого іхтіоценозу для підвищення рибопродуктивності ДБЕС.

Предмет дослідження – розробка біологічних основ підвищення рибопродуктивності інтродукованного іхтіоценозу методом вселення рибопосадкового матеріалу з рибовідтворювальних заводів півдня України.

Методи дослідження. У роботі використовували загальноприйняті в іхтіології, гідробіології, гідрології, гідрохімії, гістології, біохімії, продукційній

біології методи відбору і камерального опрацювання проб; електронно-мікроскопічні методи, методи статистичного аналізу. В основу наукових підходів для вирішення завдань було надане провідне значення використанню сучасних методів.

При проведенні досліджень не було порушено біоетичні норми.

Для об'єктивності отриманих результатів була розроблена схема проведення досліджень, яка базується на гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, фізіологічних, біохімічних, іхтіологічних та статистичних методах. Отримані результати оброблені сучасними математичними методами, дисперсійним (кореляційний, регресійний і варіаційний аналізи), що створить об'єктивні передумови для використання результатів досліджень та визначення параметрів оптимізації рибогосподарської діяльності в умовах ДБЕС.

Наукова новизна одержаних результатів.

Вперше на основі проведеного багаторічного аналізу основних абіотичних чинників (гідрологічних, гідрохімічних, кліматичних складових, сапробіологічної оцінки якості водного середовища) отримано сучасні дані, які дозволяють визначити стратегію формування керованого іхтіоценозу ДБЕС.

Натурними дослідженнями якісних і кількісних показників (фітопланктон, зоопланктон, зообентос) проведено оцінку природної кормової бази і доведено високий біопродукційний потенціал кормового ресурсу для риб-інтродуцентів (білого і строкатого товстолобів та їхніх гібридів, коропа).

За багаторічними статистичними даними проаналізовано динаміку уловів промислової іхтіофауни і встановлено стрімке падіння чисельності провідних промислових коропових, натомість, зростали вилови карася і товстолобиків до 342,3 т. на рік.

Отримано й узагальнено низку нових даних щодо біолого-рибницьких показників промислового стада товстолобиків і доведено високий темп лінійно-вагового росту, визначено характер живлення, вгодованість, індекси наповнення кишечників, ступені подібності поживи.

Проведені дослідження комплексу біохімічних показників (вміст вологи, ліпідів, білків, золи) м'язової частини цьоголітків корошових, гематологічних і біохімічних показників крові (RBC – еритроцити, WBC – лейкоцити, Hgb – гемоглобін, MCV – середній розмір еритроцитів, MCH – середня кількість гемоглобіну на еритроцит, MCHC – середня корпускулярна концентрація гемоглобіну, загальний білок, альбуміни, креатинін, глюкоза, тригліцериди, холестерин, кальцій, фосфор), гістологічних показників (печінка, середній відділ кишечника, спинна і черевна тканина м'язових волокон) вперше дозволили оцінити вплив зимівлі на молодь гібридів товстолобиків і коропа та встановити їхній адаптаційно-компенсаторні механізми до цих умов середовища в рибогосподарських водоймах.

Вперше встановлені наукові основи вирощування високоякісного рибопосадкового матеріалу для збільшення рибопродуктивності ДБЕС на сьогоднішній день. Оцінено вплив морфологічних особливостей зябрового апарату гібридів товстолобиків на рівень елективності до розмірних класів фіто- і зоопланктону та розроблено методологію оцінки якості водного середовища за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону рибогосподарських водойм.

Практичне значення одержаних результатів.

Визначено сучасний біопродукційний потенціал ДБЕС, який слугуватиме науково-практичною основою регламентаційних заходів щодо підвищення рибопродуктивності трансформованих акваторій України. Розроблено і опробовано наукові основи вирощування якісного та кількісного складу полікультури рослиноїдних риб для державних рибовідтворювальних заводів півдня України.

Визначено абіотичні показники і якість водного середовища різних районів ДБЕС, що можна використовувати, як елемент моніторингу загального стану водної екосистеми для оптимального вселення риб-інтродуцентів.

Запропоновано ранжування рибогосподарських водойм залежно від трофо-сапробіологічного стану, розмірних класів водоростей і зоопланктону, їхньої

трофічної ролі для оптимального вирощування рибопосадкового матеріалу риб-інтродуцентів.

Вперше науково обґрунтовано і практично доведено необхідність переходу з дволітнього обороту вирощування рибопосадкового матеріалу на однолітній за умов впливу зимових температур на тлі загального потепління.

Результати дисертаційної роботи були залучені у розробці програми розвитку рибного господарства Херсонської області на 2020-2022 роки відповідно до «Порядку розроблення регіональних цільових програм, моніторингу та звітності про їх виконання зі змінами», затвердженого рішенням XVIII сесії Херсонської обласної ради VII скликання від 01.06.2018 № 862; впровадженні у технологічну схему вирощування рибопосадкового матеріалу рибовідтворювальних заводів півдня України (ДУ Херсонський виробничо-експериментальний завод з розведення молоді частикових риб, ДУ «Новокаховський рибоводний завод частикових риб», ДУ «Дніпровський осетровий виробничо-експериментальний завод імені С.Т. Артющика»

Результати роботи можуть бути використані в межах галузевої програми "Відтворення водних живих ресурсів у внутрішніх водоймах та Азово-Чорноморському басейні" при розробленні шляхів раціонального рибогосподарського використання річкових систем в умовах трансформованого стоку України і подібних трансформованих акваторій у світі.

Одержані результати досліджень можуть бути використані у підготовці фахівців ОС «Бакалавр», «Магістр» зі спеціальності «Водні біоресурси та аквакультура» у закладах вищої освіти України.

У цілому, результати проведених досліджень матимуть практичне і наукове значення для подальших післявоєнних досліджень стану пониззя Дніпра з метою оцінки наслідків підриву Каховської ГЕС російськими військами та розробки шляхів подальшого підвищення рибопродуктивності ДБЕС для забезпечення продовольчої безпеки України.

Особистий внесок здобувача. Здобувач обґрунтував назву теми, мету, основні завдання роботи, освоїв необхідні методи досліджень, провів відбір та

камеральне опрацювання проб фітопланктону, зоопланктону, зообентосу, іхтіологічного матеріалу, здійснив математичну обробку та узагальнення отриманого натурного матеріалу, сформулював основні положення роботи та висновки. Особисто або у співавторстві підготував до друку наукові праці, в яких викладено основний матеріал дисертаційної роботи та використаний доробок авторів у представлених колективних публікаціях.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень дисертаційної роботи заслуховувались та обговорювались на: кафедрі водних біоресурсів та аквакультури ХДАЕУ, щорічних наукових конференціях викладачів і аспірантів факультету рибного господарства та природокористування ХДАУ (Херсон, 2013-2024 pp.); I Scientific and Specialist Conference Ecology in service of sustainable development (Fruška ora, Andrevlje, 2013); Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології» (Тернопіль, 2013); Регіональна науково-практична конференція викладачів, молодих вчених, аспірантів та студентів «Наукове забезпечення раціонального використання екосистем Півдня України» (Херсон, 2014); IX Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція (Одеса, 2016); Науково-практична конференція викладачів, молодих вчених та студентів. «Наукове забезпечення раціонального використання природних ресурсів акваторій та територій степової зони України» (Херсон, 2016); Регіональна науково-практична конференція викладачів, молодих вчених, аспірантів та студентів «Наукове забезпечення раціонального використання екосистем Півдня України» (Херсон, 2017); Науково-практична конференція. Кліматичні зміни та сільське господарство. (Київ, 2018); I Міжнародна науково-практична конференція. Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів. (Київ: 2018); Дев'ятий з'їзд та семінар мережі центрів аквакультури в Центральній та Східній Європі (NACEE) «Можливості для обміну знаннями та технологіями в галузі аквакультури, з особливим акцентом на співпрацю з Південно-Східною Азією». Угорщина (NAIK HAKI) (Сарваш, 2018); II-а Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми

навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» до дня пам'яті доктора сільськогосподарських наук, професора Пилипенка Юрія Володимировича (Херсон, 2019); III Всеукраїнська науково-практична конференція «Водні і наземні системи та збереження їх біорізноманіття». (Житомир, 2020); II Міжнародна науково-практична конференція, «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» Інтегративність новітніх технологій у карту експериментальних досліджень в аквакультури. (Київ, 2020); Міжнародна конференція «Тернопільські біологічні читання - Ternopil Bioscience-2020». (Тернопіль, 2020); VI International Scientific and Practical Conference «About the problems of science and practice, tasks and ways to solve them» Practical aspects of aquaculture under the conditions of euro integration Abstracts of VI International Scientific and Practical Conference. (Milan, Italy 2020); III Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку. (Херсон, 2020); Influence of water balance elements change on the salinity regime of the Dnieper-Bug estuary . Abstracts of III International Scientific and Practical Conference “Innovative development of science and education” Athens, (Greece, 2020); Міжнародна науково-практична конференція «Аквакультура XXI століття – проблеми та перспективи», присвячена 25-річчю з дня заснування кафедри аквакультури Національного університету біоресурсів і природокористування України, (Київ, 2021); «Практичні рекомендації суб'єктам аквакультури: як адаптувати аквакультурний бізнес до наслідків глобального потепління». Програма USAID з аграрного і сільського розвитку АГРО, Бюджетна установа «Методично-технологічний центр з аквакультури», (Київ, 2021); IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку». (Херсон, 2022).

Публікації. За результатами дисертаційного дослідження опубліковано 71 наукову працю, зокрема: 9 колективних монографій, 9 статей у журналах, що

входять до міжнародної наукометричної бази даних Scopus, 22 статті у фахових наукових виданнях України та інших періодичних наукових виданнях, 19 публікацій у матеріалах і тезах доповідей наукових конференцій, 6 патентів і 6 авторських свідоцтв. Результати роботи мають 10 впроваджень серед яких: у виробництво державних рибовідтворювальних підприємств, приватних рибогосподарських підприємств, Херсонської обласної державної адміністрації.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, 8 розділів, висновків, списку використаних джерел, рукопис нараховує 361 найменування, у тому числі 101 найменувань іноземною мовою, і додатків. Робота містить 39 таблиць і 77 рисунків. Загальний обсяг роботи – 373 сторінок.

Подяка. Автор висловлює щиру вдячність д.б.н., проф. Інституту гідробіології НАН України, Лауреату державної премії України в галузі науки і техніки В.І. Щербаку за наукове консультування і цінну допомогу у виконанні роботи; д.б.н., с.д. Н.Є. Семенюк за багаторічну співпрацю, підтримку і допомогу у проведенні досліджень.

РОЗДІЛ 1

МЕТОДОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

1.1. Характеристика досліджених водних об'єктів

Пониззя Дніпра (від греблі Каховської ГЕС до Дніпровсько-Бузького лиману) являє собою велику територію (біля 500 км²) і включає 185 км² водної поверхні та 303 км² заплавних земель. Включає понад 150 водойм (озер, лиманів, стариць тощо) загальною площею 72,3 км². Всі вони спільно з розгалуженою русловою мережею складають єдину гідравлічно зв'язану водну систему. Різноманіття біотопів у водоймах і водотоках різного типу обумовили багатий видовий склад флори і фауни, велике різноманіття і високу продуктивність угруповань рослин і тварин [309].

ДБЕС включає в себе пониззя річок Дніпро, Південний Буг і Дніпровсько-Бузький лиман, представляє єдину акваторію, обмежену по річках греблями Каховської і Олександрівської ГЕС і Чорним морем в районі Кінбурської протоки. Загальна площа водної поверхні у цих межах становить близько 1300 км² [201].

Гирловий комплекс є надзвичайно важливою структурною складовою екологічної системи. Внаслідок економічних, соціальних, історичних та культурних факторів екологічний стан акваторії має сталу тенденцію до збільшення трофічного рівня, зменшення біологічного різноманіття та зміни гідрологічного режиму. Бузький лиман є невід'ємною, найбільш продуктивною і найбільш забрудненою частиною ДБЕС і має значний вплив на загальний стан прилеглих систем [73; 134; 180; 210]. Сучасні дослідження системи Бузького лиману свідчать про найбільшу вразливість нижніх течій річок від антропогенної діяльності, з поміж інших ділянок басейну [73].

Науково-дослідні роботи з вирощування рибопосадкового матеріалу проводилися на базі рибовідтворювальних заводів півдня України: ДУ «Новокаховський рибоводний завод частикових риб»; ДУ «Херсонський

виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб»; ДУ «Виробничо-експериментальний Дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод ім. Академіка С.Т. Артющика». Для аналізу і подальшого визначення удосконалення технологічних процесів використовувалися архівні матеріали, статистичні щорічні звіти господарств.

Новокаховський рибничий завод з розведення молоді частикових риб знаходиться на території Каховського району, Херсонської області. Загальна площа ставового фонду складає 872,5 га. Ставовий фонд Херсонського виробничо-експериментального заводу становить 467,9 га площі. У сучасних умовах виробничо-експериментальний Дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод має різні категорії рибогосподарських водойм, в яких сумісно вирощуються осетрові і коропові види риб. Загалом ставові площі рибовідтворювальних заводів Херсонської області складають 1770 га.

1.2. Схема дослідів та методики проведення досліджень

Наукові дослідження виконано у три етапи. Перший включав проведення польових і лабораторних досліджень протягом 2013 – 2022 рр. на акваторії ДБЕС, другий – проведення досліджень і експериментальної роботи на базі вирощувальних рибогосподарських водойм рибовідтворювальних заводів півдня України протягом 2017 – 2022 рр. Третій етап присвячений узагальненню результатів проведених досліджень з визначенням шляхів підвищення рибопродуктивності на базі ДБЕС. У процесі виконання спеціальних досліджень була побудована структурно-логічна блок-схема досліджень (рис. 1.1.).

До складу досліджуваних екосистем входять: пониззя річкових систем Дніпра, Південного Бугу та акваторія Дніпровсько-Бузького лиману. Лиман розділяють на чотири основних райони – східний, центральний, західний та бузький.

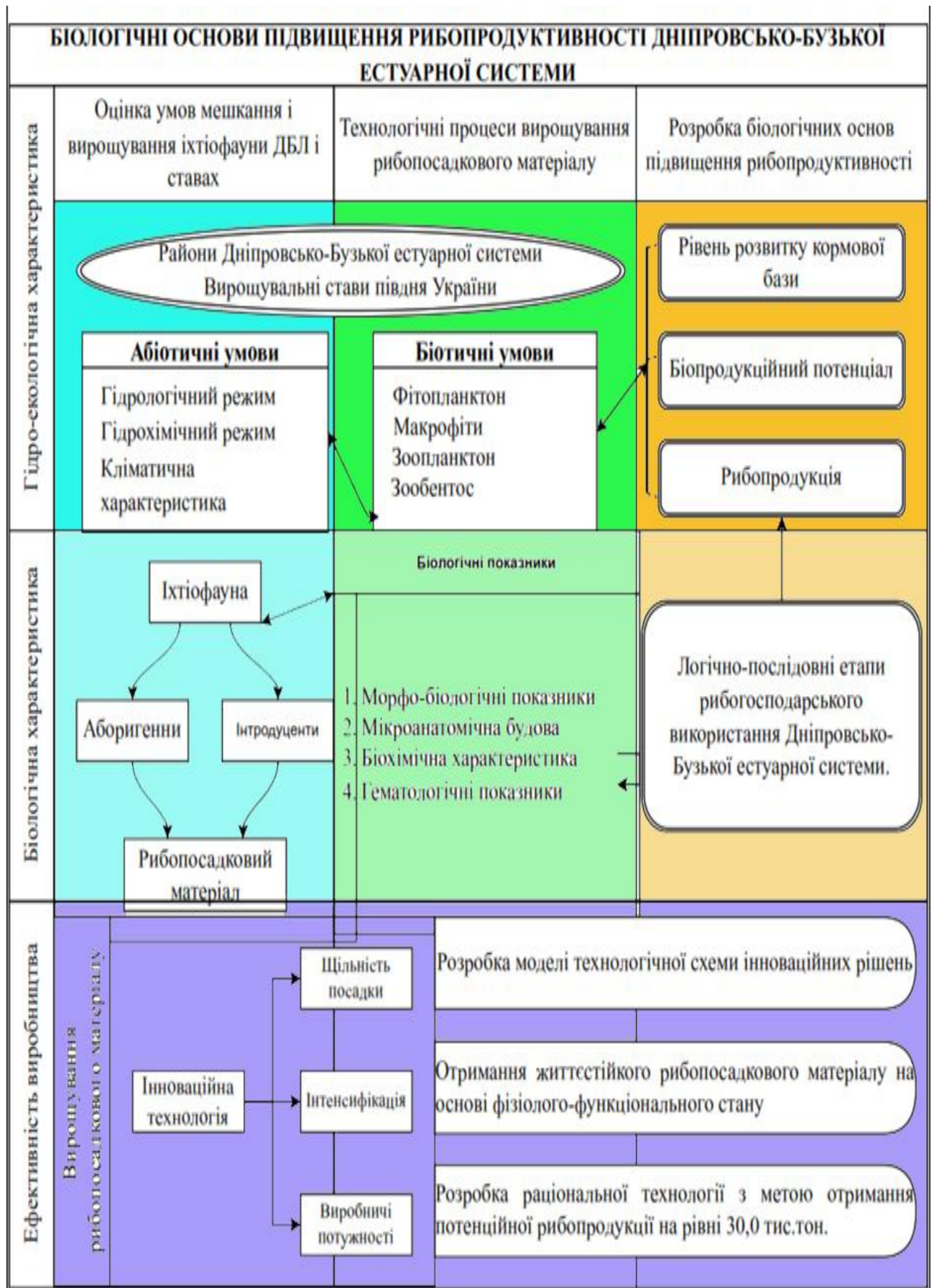


Рис. 1.1. Структурно-логічна блок-схема досліджень

Перші три райони умовно об'єднуються у Дніпровський лиман, а бузький район визначається як Бузький лиман. Межі перелічених вище районів досліджуваної акваторії, з відповідними уточненнями, визначаються як східний – від дельти Дніпра до створу мису Станіслав – о. Янушев; центральний – від створу мису Станіслав – о. Янушев до створу мису Аджігіол – с. Василівка; західний – від створу мису Аджігіол – с. Василівка до Кінбурської протоки на створі м. Очаків – край Кінбурської коси; бузький – на північ від лінії мису Сарикамиш (с. Дніпровське) – с. Олександрівка до с. Новопетровське. Саме така система районування акваторії була покладена в основу при розробці мережі станцій відбору проб.

Роботи виконувалися на акваторії ДБЕС впродовж вегетаційного періоду (весна, літо, осінь) по сітці станцій (рис. 1.2). Для забезпечення коректного порівняння отриманих раніше даних по окремих роках досліджень був застосований принцип районування досліджуваної акваторії, яке традиційно використовувалося попередніми дослідниками [134]. Пониззя Дніпра розташоване в межах акваторії від Каховської ГЕС до розрізу с. Кизомис-Рибальче (станції №1–8). Східна частина Дніпровського лиману представлена станціями №9, 11, 12, 14 (літораль) та №10 і 13 (пелагіаль). Центральна частина охоплює літоральні мілководдя (станції №15, 17, 20, 21, 23) та глибоководні пелагіальні зони на станціях №16, 18, 19, 22, 30. Літоральні стаціонарні станції досліджень західної частини лиману представлені під №24, 26, 27, 29 а глибоководні за №25, 28. Відбір зразків зоопланктону у Бузькому лимані виконували по стаціонарним станціям №30–35.

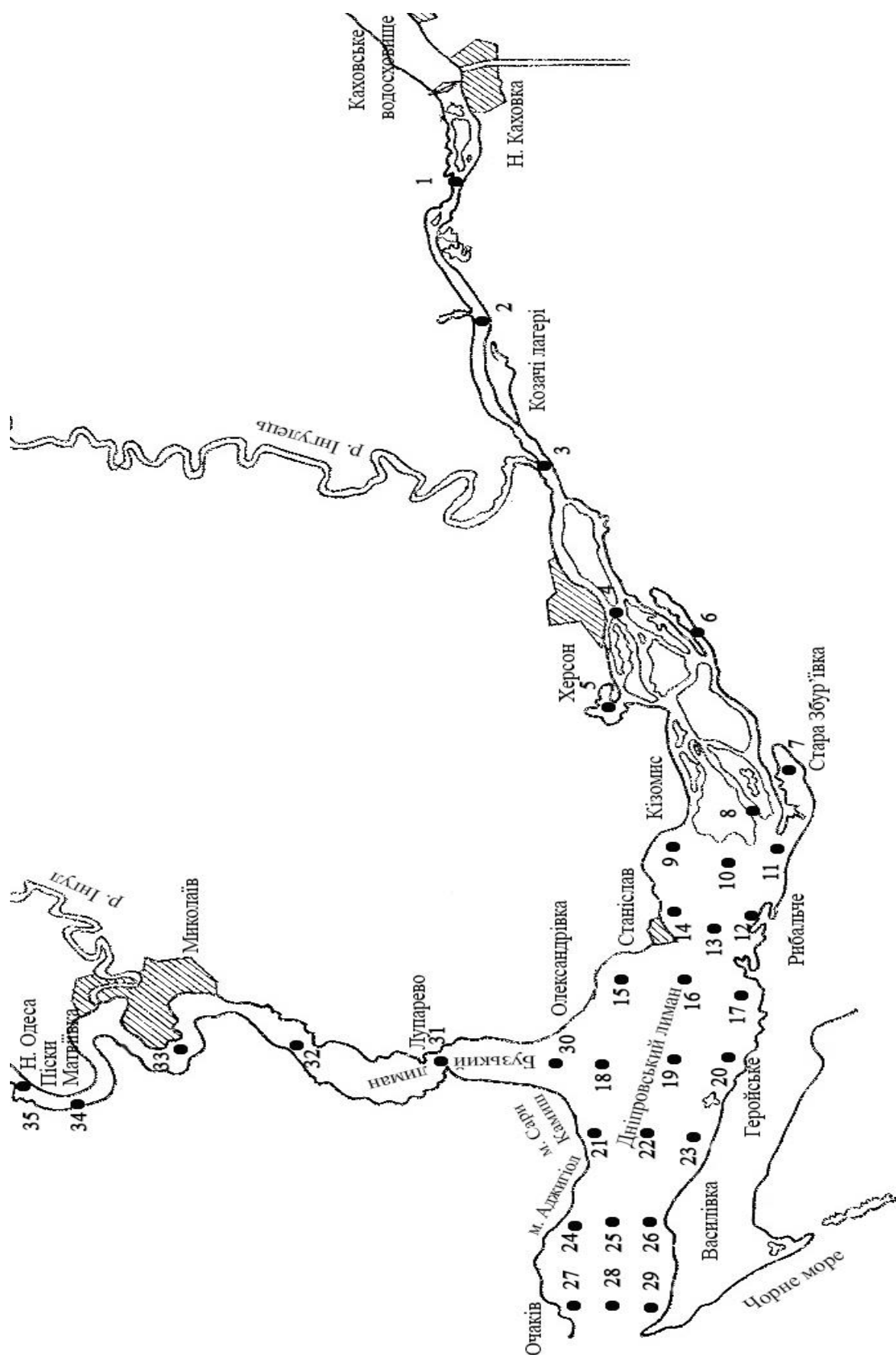


Рис. 1.2. Карта-схема станцій відбору гідробіологічних проб

Аналіз абіотичних параметрів середовища, зокрема гідрологічного та фізико-хімічного режимів, здійснювався на базі первинних даних, отриманих на Каховському, Херсонському та Миколаївському гідрометеопостах. Крім того, під час роботи контрольно-спостережних пунктів, проводилися власні спостереження за погодними умовами (напрямок і сила вітру, опади, хмарність), змінами рівня води. Використані дані провідних абіотичних параметрів за багаторічний період (1825 – 2020 рр.) Херсонської області [160]. В процесі визначення головних провідних абіотичних і біотичних факторів середовища використовувались спеціалізовані функції програми ArcGis для нанесення результатів досліджень на електронну мапу [12; 349]. Використані методи еколого-гідрологічних досліджень, детально вивчені основні фактори гідрологічного режиму, кліматична характеристика, гідрофізичні показники води, температурний режим, вітровий режим. Усереднення отриманих результатів представлені у вигляді графіків, таблиць і діаграм. Використані методи прогнозування, застосоване програмне забезпечення Microsoft Excel – 2021, Statistica – 10 [14; 150].

Фізичні властивості води аналізували за загальноприйнятими в рибогосподарських дослідженнях методиками [104]. Відбір проб здійснювали протягом вегетаційного періоду на акваторії ДБЕС з різних горизонтів товщі води, в глибинних частинах, включаючи вертикальний відбір на фарватері в ряді створів спостережень, а також з поверхні води у прибережних ділянках. Хімічний аналіз проб води виконувався по атестованим методикам в гідрохімічній лабораторії Херсонського державного аграрно-економічного університету, в польових умовах – на судні, що дозволяє оперативно визначити вміст кисню, рівень рН і температуру за допомогою портативного аналізатора AZ86031 (оксиметр, рН-метр, кондуктометр) і багатопараметричного фотометра Palintest 7100. В пробах води визначались загальні хімічні властивості природних вод: розчинений кисень O_2 – мг/дм³, концентрація головних іонів та мінералізація води: HCO_3^- , мг/дм³; Cl^- , мг/дм³; SO_4^{2-} , мг/дм³; загальна твердість, мг-екв./дм³; Σ -, мг/дм³; склад біогених елементів - NO_2^- , мг N/дм³; NO_3^- , мг N/дм³; NH_4^+ , мг

N/дм³; PO₄³⁻, мгР/дм³; опосередковано вміст органічної речовини: перманганатна окислюваність – ПО, мг О/дм³; біохімічне споживання кисню - БСК5, мгО₂/дм³; сірководень - мг/дм³.

Збір та обробка матеріалів фітопланктону проводилася у відповідності до загальноновизнаних методик та існуючих керівництв [133; 145; 228; 237; 248; 254; 291; 357]. Видовий склад визначали за допомогою загальноприйнятих визначників [68; 116; 122; 158; 170; 214; 215; 233–235; 270; 311; 319].

Для опису видового різноманіття гідробіонтів нами був застосований індекс біологічного різноманіття, функція Шеннона-Уівера [39]:

$$H = -\sum_{i=1}^N p(i) \log_2 p(i), \quad (1.1.)$$

де H – індекс Шеннона; $p(i)$ – частка i -го виду у загальній чисельності.

Відносний розподіл певних гідробіонтів серед інших видів характеризували за індексом вирівняності Пієлу (e) [66; 317]:

$$e = \frac{\overline{H}}{\log_2 S}, \quad (1.2.)$$

де $\overline{H}$ – індекс Шеннона, S – кількість видів

Різницю у видовому складі гідробіонтів оцінювали за коефіцієнтами подібності, зокрема Серенсена [227]:

$$K = 2C / (A + B), \quad (1.3.)$$

де: K – коефіцієнт Серенсена; C – кількість видів, спільних для двох порівнюваних угруповань; A – кількість зареєстрованих видів у першому угрупованні; B – кількість зареєстрованих видів у другому угрупованні.

Для кількісного виразу домінування окремих видів користувалися індексом домінування, який розраховували за формулою:

$$C = \sum (N_i / N)^2 \quad (1.4.)$$

де С – індекс домінування; N_i – частка чисельності кожного виду у загальній чисельності (N) всіх видів в біоценозі.

Для дослідження якісного складу і біомаси зоопланктону були використані загальновідомі гідробіологічні методи в залежності від глибини водойми [3; 4; 32; 37; 41; 47; 66; 69; 157; 158; 211; 216; 232; 247; 248; 262; 263; 347].

Відбір проб зообентосу здійснювався дночерпачем Петерсена (мала та середня моделі), їх обробка проводилась згідно загальноприйнятих у гідробіології методик [68; 175; 333], видовий склад встановлювався за відповідними визначниками [9; 61; 212; 271; 345].

При визначенні біопродукційного потенціалу природної кормової бази в розрахунках використовували Р/В коефіцієнти: для фітопланктону – 150, для зоопланктону – 20, для зообентосу – 6 [153; 333]. За ресурсозберігаючою технологією використання природної кормової бази рибою приймалося – 50% [343].

Іхтіологічний матеріал відбирали на стаціонарних станціях лову (рис. 1.3.). Враховуючи специфіку водойми та видовий склад промислової іхтіофауни, крок вічка у застосовуваних знаряддях лову (ставні сітки, ятері, невода) становив від 22 до 110 мм.

Іхтіологічні дослідження базувалися на контрольних та промислових ловах, в процесі яких було проведено зважування та комплекс вимірювань [205; 206].

Для отримання інформації з вікової структури промислових стад іхтіофауни досліджуваної акваторії використовувалися методи, які надані у роботах Корнієнко В.О. і Пилипенко Ю.В. [204; 272].

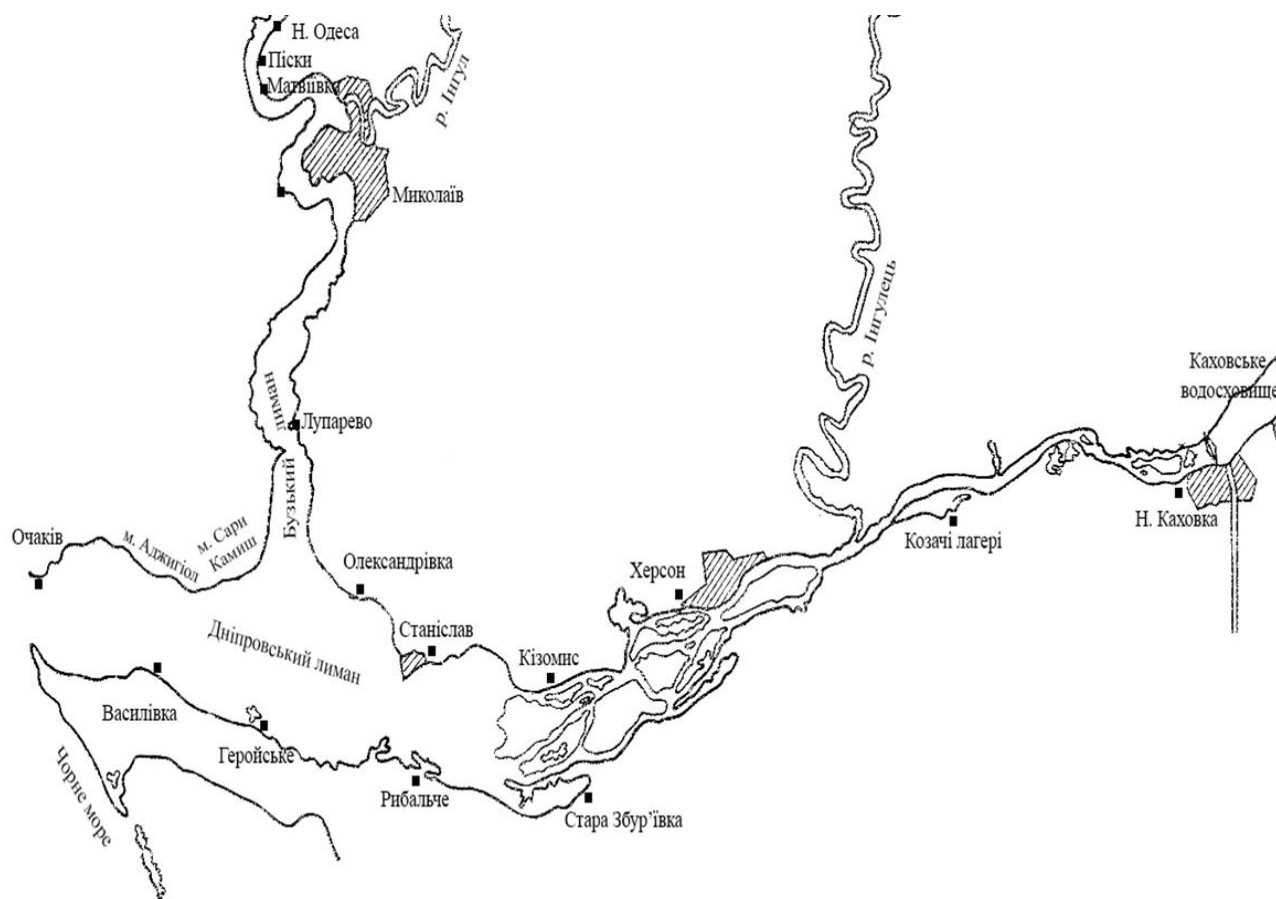


Рис. 1.3. Карта-схема району іхтіологічних досліджень

Біологічний стан промислової іхтіофауни вивчали на основі аналізу уловів промислових знарядь лову. Аналізувалися улови з неводів, сіток і частикових лиманських ятерів, які виставлялися рибодобувними організаціями у ДБЕС. Матеріали промислових ловів на акваторії пониззя Дніпра, Дніпровського і Бузького лиману за період 1995 – 2022 рр. надані «Херсонським рибоохоронним патрулем».

При визначенні видової структури цьоголітків користувалися відповідними визначниками [246; 335]. Лінійні показники різновікових груп риб визначали за допомогою спеціальної мірної дошки [220]. Живлення і харчові взаємовідносини риб оцінювали за відповідними методиками із застосуванням фіксуючого розчину [207]. Приріст іхтіомаси та потенційну рибопродукцію визначали на підставі отриманих розрахункових показників окремих трофічних ланцюгів сукупно наявним кормовим ресурсам. При цьому враховувалося, що

50% кормового потенціалу має спрямовуватися на забезпечення харчових потреб іхтіофауни [119; 333; 343].

Відбір матеріалу на визначення живлення іхтіологічного матеріалу здійснювали відповідно до загальновизнаних методичних розробок [273]. З метою вивчення живлення і харчових взаємовідносин риб застосовували ваговий метод і метод індексів, які є найбільш досконалими методами цифрової обробки матеріалів. Загальні індекси наповнення кишечників і ступінь подібності поживи, частні індекси і об'єм харчової подібності оцінювали за Шоригінім А.А. [80; 351]. Математичну обробку проводили за Плохинським Н.А. та Аксютіною З.М. [49; 276].

Об'єктом досліджень проведених на базі рибогосподарських об'єктів рибовідтворювальних заводів півдня України слугували цьоголітки, однорічки та дволітки коропа (*Cyprinus carpio*), рослиноїдних риб: гібриду білого (*Hypophthalmichthys molitrix*) та строкатого товстолобиків (*Hypophthalmichthys nobilis*). У рибогосподарських водоймах були поставлені натурні досліди з використанням садків ємністю 1 м³, в яких на період зимівлі утримувались цьоголітки коропа та рослиноїдних риб з метою оцінки впливу зимового голодування на організм риб, а саме мікрорівневих змін органів.

За основу мікроанатомічної оцінки іхтіологічного матеріалу була обрана структура середнього відділу кишечника, печінкової і ниркової паренхіми, гепатопанкреас і соматична мускулатура. Камеральну обробку матеріалу проводили за допомогою оригінальних методик, спеціально призначених для гістологічної діагностики тканин гідробіонтів, із залученням оптичної апаратури «E. Leitz «Diaplan» Wetzlar », галогенного освітлювача «Linbatec-2» (США) номінальною потужністю 10-240 Вт [168]. Контрастування гістологічних препаратів виконували за допомогою коригувальних фільтрів «ЖЗМ 2,5х» «MONOCHROM 2,5х». Мікрофотографування тканинних зрізів виконували цифровою камерою «Nikon D-60», із застосуванням програмного визначника експозиції зйомки «Minolta-EK». Загальні морфометричні дослідження тканинних структур виконані за допомогою окуляр-мікрометра. Отримання

достовірної інформації у визначенні спрямованості та специфіки тканинних перебудов досягалися із застосуванням методу пластичної реконструкції. Виконані тонкі (3,0 мкм), просторово орієнтовані гістологічні зрізи з наступним синтезом об'ємного зображення «MISAM». Кориговальна обробка мікрознімків проведена за допомогою комп'ютерних програм «Microsoft Office Picture Manager» і «Adobe Photoshop». Отримані результати обробляли методом варіаційної статистики з використанням пакета аналізу прикладних програм «Microsoft Excel» і Statistica 10 [150; 314].

Для гематологічного аналізу використовували загальноприйняті методики [148]. Для розрахунку лейкоцитарної формули формені елементи диференціювали за класифікацією Іванової Н.Т. [147]. Біохімічний аналіз сироватки крові проводили на біохімічному аналізаторі Humalyzer 3000 за допомогою стандартних уніфікованих наборів від Human GmbH.

Відбір та обробку м'язів і тканин риб на біохімічні аналізи проводили на основі загальноприйнятих методик [124; 265].

Запропоновані методики не є всеохоплюючими, вони орієнтовані на загальні складові відповідно до тематики досліджень. У спеціальних розділах дисертації пропонується фрагментарна, але більш поглиблена і конкретизована методична складова, яка безпосередньо пов'язана з відповідними розділами, що буде сприяти покращенню сприйняття результатів виконаних досліджень.

РОЗДІЛ 2

АБІОТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СЕРЕДОВИЩА

2.1. Трансформація абіотичних і біотичних умов середовища

Зміни абіотичних і біотичних умов середовища ДБЕС, що відбулися після будівництва Каховської ГЕС лягли в основу багатьох наукових фундаментальних досліджень [8,9,232,233,14,115,133–135,137,210]. Негативні зміни, що тривають і на сьогодні, спричиняють екологічні та соціально-економічні наслідки, зокрема загальне погіршення якості води, зниження біологічного різноманіття, скорочення рибних запасів та поширення інвазійних видів [18; 20; 21; 46; 76; 100; 173; 179; 180; 188; 200; 201; 219; 225; 306; 356].

У минулому столітті на найбільшій річковій системі України р. Дніпро відбулися докорінні зміни гідрологічного режиму. Початок даних змін припадає на 30-і роки минулого століття. Першим ланцюгом процесу трансформації річкового стоку було спорудження у 1932 році греблі Дніпрогесу. В результаті утворилося Дніпровське (Запорізьке) водосховище. При тому, що проектного рівня водосховище досягло лише у 1934 році, у 1941 році водосховище перестало існувати через зруйнування греблі внаслідок військових дій [35]. Повторне перекриття відбулося на другий рік після закінчення війни у 1947 році [71].

Наступним етапом трансформації річкового стоку Дніпра було будівництво гребель і створення каскаду дніпровських водосховищ: Каховського (1955-1958 рр.), Дніпродзержинського (Кам'янського) (1963-1965 рр.), Кременчуцького (1954-1960 рр.), Київського (1964-1966 рр.) та Канівського (1972-1978 рр.) [151].

Починаючи з перших післявоєнних років, проводилось планомірне, поглиблене вивчення гідрології, гідрохімії, флори, фауни безхребетних, видового складу, біології і чисельності популяцій основних промислових видів риб. Ці комплексні дослідження були орієнтовані та необхідні у зв'язку з будівництвом Каховської ГЕС і утворення Каховського водосховища у 1951 –

1955 рр., що призвело до повного зарегулювання Дніпра в межах України і утворення штучного каскаду водосховищ. Цей процес супроводжувався перерозподілом річного стоку у часі і просторі і поступовим скороченням загального об'єму, що обумовлено наростаючим безповоротним водоспоживанням. Одночасно з цим спостерігався ріст промисловості, стрімкий ріст агропромислового комплексу з інтенсивним зрошувальним землеробством, що сумарно супроводжувались збільшенням об'єму скиду неочищених, умовно-очищених, індустріально-комунальних, різної ступені очищених стічних вод промислово-побутового комплексу та сільськогосподарського походження, з підвищеною кількістю біогенних елементів, органічних речовин і пестицидів. Всі ці обставини не могли не відбитися на якісних і кількісних абіотичних і біотичних складових системи Дніпровського лиману [134].

Оскільки естуарії, або дельтові частини річкових систем, є ділянками гідросфери, що об'єднують морські і прісноводні біотопи, їх можна розглядати як екотони, тобто перехідні зони, населені морськими і прісноводними гідробіонтами [259]. В той же час фізико-хімічні процеси в естуаріях достатньо специфічні, в результаті в процесі еволюції сформувалась біота, яка має ряд унікальних структурно-функціональних характеристик. Внаслідок зміни і напруги фізичних факторів естуарні системи знаходяться в «імпульсно-стабільному» стані, характерному за продуктивністю для різних і проміжних стадій сукцесій [294]. Крім того, естуарії акумулюють біогенні елементи, які надходять з водами річок з великих територій водозбору. Завдяки цьому естуарні системи набагато продуктивніші, ніж морські і прісноводні. В середньому за рік в естуаріях утворюється 1500 г/м^2 сухої органічної речовини, в шельфовій зоні – 360 г/м^2 , а у відкритих океанічних водах лише 125 г/м^2 . Естуарії є надзвичайно важливими екосистемами, оскільки поєднують високу продуктивність і концентрацію життя. Вони виконують дві ключові екологічні функції: слугують місцем нагулу морських і прісноводних риб, а також безхребетних, які мають промислове значення, та володіють потужним самоочисним потенціалом. Завдяки інтенсивним процесам розкладу і переробки забруднень, естуарії

сприяють очищенню води від промислових і комунальних відходів [7]. ДБЕС також називають Дніпровсько-Бузьким лиманом. Взагалі, у басейнах Чорного та Азовського морів слово «лиман» здавна використовується для позначення різних типів прибережних водойм. До них належать естуарії річок різного розміру, лагуни, «сліпі естуарії», а також прісноводні заплавні водойми, розташовані в дельтах і низинних районах великих річок. Така класифікація відображає різноманіття природних умов і значення цих водних об'єктів для екосистем регіону [135].

Екологічно-значущі абіотичні складові ДБЕС на ряду з прогресуючим скороченням річкового стоку, екологічно не обґрунтованим режимом роботи водосховищ дніпровського каскаду, забирання води для промислових і побутових потреб, зрошення полів, збільшенням безповоротних втрат води на випаровування з поверхні водосховищ, транспірацію, кліматичними змінами та згінно-нагінними явищами із сторони Чорного моря негативним чином вплинули на екологічний стан акваторій і умови існування іхтіофауни [20; 108; 154; 179; 188; 340; 356]. Скорочення стоку Дніпра через гідробудівництво та використання частини прісної води для промислових і господарських потреб спричинило значні зміни у гідрологічному, а відповідно й у гідрохімічному режимі ДБЕС. Цю ситуацію погіршує зростаюче антропогенне навантаження, що ускладнює екологічний стан регіону [179; 188]. Більшість водосховищ були створені для агропромислових потреб, зокрема для зрошення, що має особливе значення в посушливих районах України, особливо на півдні, де ведення землеробства є найризикованішим через природно-кліматичні умови. Однак іригаційні системи спричиняють значні екологічні проблеми. Антропогенні зміни насамперед впливають на іхтіофауну, змінюючи міграційні шляхи риб і прибережні екосистеми, що призводить до скорочення біорізноманіття. Крім того, прискорюється процес евтрофікації та з'являються умови для поширення інвазійних видів [40; 76; 219; 225].

Трансформація природного річкового стоку спричинила негативні зміни, які суттєво погіршили умови існування іхтіофауни ДБЕС. Антропогенне

втручання призвело до кардинальних змін абіотичних умов, що, у свою чергу, вплинуло на біотичні процеси. Ретроспективний аналіз досліджень свідчить, що зміни у гідрологічному режимі Дніпра розпочалися ще у 1930-х роках із будівництвом греблі Дніпрогесу, яка перегородила русло річки в районі Запоріжжя. Подальше створення каскаду водосховищ, що тривало до кінця 1970-х років, призвело до значних втрат води у нижній течії Дніпра, що залишається актуальною проблемою й сьогодні [18; 20; 108; 154; 340].

ДБЕС є складною трансформованою екосистемою внаслідок зарегулювання пониззя Дніпра каскадом водосховищ, що призвело до перебудови гідрологічного, гідрохімічного, гідробіологічного режимів з відповідним впливом на флору і фауну акваторії. Сучасні сформовані умови призвели до значної перебудови біорізноманіття, на яке головним чином впливає перемішування морської і прісної води, кліматичні умови, сгінно-нагінні явища зі сторони Чорного моря, водність років, об'єми щорічних скидів з Каховської ГЕС [98; 109; 223].

Основними факторами, які формують загальний стан ДБЕС, є об'єм трансформованого стоку Дніпра, який повною мірою залежить від режиму спрацювань водосховищ дніпровського каскаду, а також згінно-нагінних явищ. Після будівництва Дніпровської ГЕС природний стік Дніпра зменшився на 11,5%, і в період до початку масового гідробудівництва (1933–1955 рр.) його середній обсяг становив 49,5 км³ на рік. Подальше спорудження Каховської та інших гідроелектростанцій призвело до ще більшого скорочення стоку. У 1956–1964 рр. він у середньому складав 42,7 км³ на рік, що приблизно на 24% менше, ніж до початку гідротехнічних змін [6, 20]. Зменшення загального стоку Дніпра зумовлене значним вилученням прісної води для потреб промисловості, побутового сектору та аграрного комплексу. Це призвело до стійкої тенденції скорочення стоку, що прямо чи опосередковано вплинуло на гідрологічний і гідрохімічний режим річки. Як наслідок, погіршилися умови існування гідробіонтів. Варто підкреслити, що такі негативні процеси залишаються актуальними і в наш час [20; 179; 188; 340].

Режим роботи гідроелектростанцій, спричиняє рівневі коливання води як протягом тривалого періоду так і протягом доби, що на фоні сгінно-нагінних явищ зі сторони Чорного моря негативно позначається на відтворювальних властивостях фітофільних видів риб в нерестовий період від втрати майбутніх поколінь [108; 109; 334; 336; 340].

Стік Дніпра складає більше 94% загального притоку річкових вод і від його величини, в більшості випадків, залежать гідрофізичні процеси, як у приморській ділянці річки, так і в Дніпровському та Бузькому лиманах. Річний об'єм стоку Південного Бугу незначний і не перевищує у сучасний період $2,0 \text{ км}^3$ [18; 20; 154; 198]. Багаторічні коливання стоку Дніпра залежать від кліматичних особливостей року, що обумовлено кількістю опадів на площі водозбірного басейну річкової системи. Багатоводні роки чергуються з середніми за водністю та маловодними роками [108; 306; 340].

Річна кількість опадів у цьому регіоні варіюється від 350 до 470 мм, з коливаннями від 140–160 мм до 600–650 мм в залежності від року. Найбільше опадів випадає в березні (350–360 мм), а найменше – в липні (20–29 мм). Протягом року зафіксовано 120–160 днів з опадами більше 0,1 мм, але опади, що перевищують 5 мм, спостерігаються лише 21–23 дні на рік. Більша частина опадів (60–70 %) випадає в теплий період року у вигляді злив, що часто супроводжуються грозами, шквальним вітром і навіть градом. Добовий максимум опадів може досягати 50–60 мм, а іноді навіть перевищує 150–180 мм. Характерними для цієї території є також тривалі бездощові періоди, що можуть тривати 50–60 днів [350]. Середня багаторічна кількість опадів на території пониззя становить 395 мм на рік, але в останні десятиліття цей показник збільшився і перевищив норму на 50 мм. Найбільша кількість днів з опадами спостерігається в період з листопада по лютий (12–14 днів), тоді як найменша кількість опадів припадає на серпень–вересень (6–7 днів) [161; 176].

Інтенсивність випаровування води має тенденцію до зростання, про що свідчать ряд робіт провідних вчених, максимальний показник відмічений на рівні 57 – 60 мм. Випаровування води з водної поверхні в середньому за рік складає

850 мм. В порівнянні з 60-ми роками минулого століття цей показник становив 600 мм. На території, поблизу піщаних арен Херсонської області показник випаровування з водної поверхні досягав 880 – 1050 мм [159; 210; 289].

Найчастіше, протягом року спостерігаються вітри західного та північного напрямків, що викликає відповідні хвильові явища, майже у половині випадків це північні, північно–східні та північно–західні вітри. Швидкість вітру у середньому за рік складає 4-5 м/с, тобто це слабкі або помірні вітри. Західні та південно–західні вітри викликають достатньо сильні нагінні явища у приморській ділянці Дніпра, які супроводжуються підняттям рівня води у річці, Дніпровському та Бузькому лиманах. Північно–східні вітри викликають згінні явища. Середньорічна величина загальної хмарності коливається від 5,8 до 6,1 балів. Найбільша хмарність спостерігається взимку, найменша – літом. Кількість безхмарних днів на рік 115 – 126, похмурих 65 – 68 днів [70].

Пануючими вітрами в досліджуваному регіоні є вітри північно-східного та східного напрямку. За багаторічними статистичними даними в зимовий період північно-східні вітри, у весняний період південно-східні і південно-західні, в літній період переважають північні, південно-західні та західні вітри [160].

Визначальним фактором існування гідробіонтів акваторії є складний хімічний режим, який формується в проміжному положенні річка-море під впливом стоку Дніпра, Південного Бугу і солоної води Чорного моря на фоні гідрометеорологічних умов, антропогенного чинника, підтоку ґрунтових вод у певні гідрологічні фази, сгінно-нагінних явищ, продукційно-деструкційних процесів і біологічного кругообігу речовин. ДБЕС на сьогодні має незадовільний екологічний стан, що виражається у інтенсивній евтрофікації, щорічних заморах риб, утворенні значних анаеробних безкисневих зон, особливо в придонних шарах води. Крім цих, основних «будівних елементів», для синтезу органічної речовини необхідні мікроелементи (кальцій, магній, калій, сірка, азот и фосфор) і мікроелементи (мідь, бор, марганець і селен). Недостатня, або повна відсутність одного з основних елементів лімітує розвиток рослин. Внаслідок перенасичення біогенними елементами прискорюється евтрофікація водойми, погіршується

якість води внаслідок біологічного забруднення органічними речовинами. Інформація просторово-часової мінливості складу у воді біогенних елементів (азота і фосфора) є важливим індикатором евтрофікації і забруднення води [113].

Раніше проведенні дослідження впливу абіотичних факторів на гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману свідчать про значну залежність гідрохімічних показників води пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузького лиману від попусків Каховської ГЕС, гідрометеорологічних умов і інтенсивності впливу зі сторони Чорного моря, що відображається протягом вегетаційного періоду широкими коливаннями хімічних показників води [77; 223].

Також варто відзначити утворення анаеробних зон у придонних шарах води, особливо на глибинних ділянках уздовж судноплавного каналу, де сконцентровані великі обсяги донних відкладів. Там спостерігається висока концентрація сірководню та майже повна відсутність бентосних організмів. Рівень рН протягом року коливався від 7,3 до 9,4 [223].

ДБЕС є гирловим узмор'ям Дніпра, за класифікацією естуаріїв (Pritchard, 1967), вона відноситься до типу "помірно-стратифікованих" водойм, де солоність води збільшується від поверхні до дна та по напрямку від річкової дельти до моря [356].

У 60-х роках минулого століття вода в пониззі Південного Бугу, внаслідок посилення сгінно-нагонних явищ, досягала максимальних значень сезонних показників солоності (6,1–6,8 г/дм³). На цьому фоні мінералізація у заплавних водоймах коливалась переважно в межах 2,50 – 9,2 г/дм³, зазнаючи значних закономірних змін протягом року [81]. Відзначається закономірне збільшення солоності води в ДБЕС від весни до осені. Середні показники хлоридно-іонної солоності (Cl) становлять у східному районі лиману 2-3 г/дм³, у центральному та Бузькому районах – 3-4 г/дм³, а в західному – понад 4 г/дм³. У приморському районі Дніпра солоність може підвищуватися до 6,9 г/дм³.

При значних і тривалих стогах кисень у лимані розподіляється подібно до річкової води: його вміст є найвищим у поверхневому шарі та прибережних зонах, але знижується в придонних шарах. При тривалих нагонах і штилях, що

викликають утворення щільнішої стратифікації, біля дна формуються анаеробні зони. Ці зони найстійкіші в центральній частині Бузького лиману. Найчастіше дефіцит кисню спостерігається в другій половині літа, коли при високій температурі активно окислюється органічна речовина, накопичена за вегетаційний період. Це призводить до зниження вмісту кисню в центральній частині Дніпровського лиману та Бузькому лимані протягом всього року [108].

Гідролого-хімічний режим заплавлених водойм придельтової частини значною мірою залежить від гирлових процесів. Водойми, що знаходяться глибше в дельті, зазвичай мають режим, який більше нагадує річковий, тоді як водойми, розташовані на передньому краї дельти, значною мірою перебувають під впливом Дніпровського лиману [239]. Середня солоність у Дніпровському лимані збільшилася з 1,9 г/дм³ у 1962 році до 3,1 г/дм³ у 80-х роках [137; 138].

Розглянуті негативні наслідки гідробудівництва на річках Дніпро та Південний Буг призвели до зростання безповоротного водоспоживання, погіршення умов для природного відтворення ~~риб~~ та більшості видів водної іхтіофауни. Зменшились площі для нересту й нагулу, що значно вплинуло на популяцію коропових риб. Окрім того, через регулювання водного потоку, зменшення прісноводного стоку та збільшення солоності Дніпровського лиману, відбулося значне зниження чисельності та, як наслідок, уловів цінних прохідних, напівпрохідних і туводних видів риби [110; 179].

Кількість та якість хімічних компонентів і газів, що розчинені у воді, концентрація біогенних речовин і динаміка їх змін є ключовими факторами, що визначають інтенсивність біологічних процесів. Є переконливі дані, які підтверджують важливість хімічного і газового режимів у формуванні екологічних умов для розповсюдження гідробіонтів у Дніпровському лимані. Зміни в мінералізації води в певні періоди життя дельтових регіонів визначають видовий склад гідробіонтів та їх продуктивність [72; 136; 323].

Тривалі періоди низьких витрат води з Каховського водосховища спричинили сповільнений кругообіг речовин, що неодноразово призводило до дефіциту кисню та утворення сірководню. Також, під час значних і тривалих

згонів кисень у лимані розподіляється подібно до річкової води, досягаючи найвищого вмісту в поверхневому шарі та прибережних зонах, зменшуючись в придонних шарах. У випадку довготривалих нагонів і штилів, коли утворюється щільнісна стратифікація, в придонних шарах виникають анаеробні зони [223].

Концентрація кисню, розчиненого у воді, варіювалась в дуже широких межах – від 0,1 до 30,8 мгО₂/дм³. Найвищий рівень насичення киснем (до 250-300%) спостерігався в поверхневих шарах води прибережних мілководних зонах, де активно відбувається фотосинтетична діяльність мікроскопічних водоростей. У центральних глибоких районах насичення киснем не перевищує 170-190%. В придонних шарах цей показник зменшується до 120%, а в найнижчих шарах до 20%. Динаміка газового режиму значною мірою залежить від згінно-нагінних явищ, які фактично розділяють водну товщу на два шари (опріснений верхній та солоний нижній), що створює виражені вертикальні та горизонтальні градієнти кисню, з показниками до 10 мгО₂/дм³. Показник рН у лимані є досить варіабельним і протягом вегетаційного сезону коливається від 7,4 до 9,9. При цьому в центральних і західних районах лиману рН значно вищий, ніж у східному та Бузькому [98].

За сучасного режиму попусків прісної води з Каховського водосховища на мінералізацію вод лиману значно впливає солоність морська вода. Після зарегулювання середня солоність води в лимані зросла з 1,96 до 3,71 г/дм³. [59]. Таким чином, вплив дніпровської прісної води зменшується від східного району до західного. Так, у період з березня по червень у східному районі лиману, за підвищених попусків води, спостерігалася солоність нижче 1 г/дм³, а в інші місяці її коливання становили від 1 до 3,4 г/дм³. В інших районах лиману середня солоність води коливалася в таких межах: у центральному – від 1 до 6,1 г/дм³, у західному – від 1 до 11 г/дм³. [223]. Слід зазначити, що мінералізація мілководь знаходиться на рівні поверхневого шару основної акваторії, тому навіть під час підвищення загальної солоності лиману вона не перевищує 3000-3500 мг/дм³. Спеціальними дослідженнями, проведеними Залумі С.Г. було доведено, що коропові риби здатні нормально нагулюватися при солоності до 4000 мг/дм³, а їх

виживання можливе при солоності до 8000 мг/дм^3 [141]. Крім того, варто зазначити, що сучасна солоність у весняний період є сприятливою для розмноження певних видів риб, зокрема пузанки, що неодноразово фіксувалося під час досліджень [284; 323]. Рівень солоності значною мірою впливає на розповсюдження, кількісний і якісний склад гідробіонтів. Крім попусків води з Каховської ГЕС, на солоність також впливають згінно-нагінні явища, що призводять до утворення вертикальної стратифікації солоності води. Мінералізація води в різних районах Дніпровсько-Бузького лиману є нестабільною і може коливатися в межах від 150 до 5857 мг/дм^3 [96; 223]. У порівнянні з минулими роками, середня солоність лиману значно зросла майже вдвічі становлячи 3710 мг/дм^3 . Підвищення рівня солоності спостерігається в напрямку від східної частини Дніпровсько-Бузького лиману до західної, де вона досягає 11000 мг/дм^3 [336; 340].

Солоність води в ДБЕС є ключовим чинником, управління яким дозволяє змінювати фізико-хімічний і біологічний режим водойми. Взаємодія річкових і морських вод у лиманах сприяє проникненню морських гідробіонтів у прісноводну частину та, навпаки, прісноводних видів у морську акваторію. Обмеження життєвих циклів у лиманах визначається осмотичним тиском. Солоність води в лимані суттєво змінюється під впливом напрямку вітру та обсягів прісної води, що скидається з Каховської ГЕС. З кінця 60-х років ХХ століття, після будівництва каскаду водосховищ, паводки майже зникли. При поєднанні слабкої течії стоку та західного вітру солоні вода може просуватися судноплавним каналом аж до міста Херсон.

Основним чинником, що визначає неоднорідну структуру солоності поверхневого шару води, є солоний фронт довжиною близько 18 км. Він розмежовує морські води з солоністю $8,0 \text{ г/дм}^3$ та води лиману, де цей показник не перевищує $4,0 \text{ г/дм}^3$. Залежно від змін у річковому стоку ширина та інтенсивність фронту коливаються. У періоди паводків він скорочується до 15 км, а солоність на морській межі знижується до $3,0 \text{ г/дм}^3$, у лимані – до $1,5 \text{ г/дм}^3$, при цьому горизонтальний градієнт не перевищує $0,1 \text{ г/дм}^3$. Проникнення

солоних вод у гирла річок Південного Бугу та Дніпра відбувається в періоди мінімального річкового стоку [318].

Гідротехнічне будівництво в багатьох країнах світу, спрямоване на задоволення зростаючих потреб населення, промисловості та сільського господарства, поряд із позитивним впливом на соціально-економічний розвиток, мало й негативні наслідки. Воно порушувало природні умови водних систем, впливало на якість води та знижувало їх біопродуктивність [291].

Зарегулювання, перерозподіл і зменшення прісноводного стоку, разом із підвищенням солоності води, суттєво знизили загальну чисельність рибних популяцій, що негативно позначилося на уловах цінних прохідних, напівпрохідних і туводних видів риб [340]. Кількісні та якісні зміни хімічних компонентів і газів у воді, а також концентрація біогенних елементів протягом вегетаційного періоду є ключовими факторами, що визначають формування та інтенсивність біологічних процесів від продуцентів до консументів різних трофічних рівнів. Хімічний і газовий режим відіграє важливу роль в екологічних особливостях поширення гідробіонтів. Зміни мінералізації води суттєво впливають на формування видового складу гідробіонтів і рівень біорізноманіття [356].

2.2. Кліматична характеристика

Сучасні кліматичні зміни, які характеризуються глобальним потеплінням, є предметом досліджень багатьох вчених як у світі так і в Україні зокрема [2; 11; 23; 34; 46; 100; 173; 295]. Загальне потепління на ряду з антропогенним впливом в трансформованих акваторіях носять прискорений характер. Зміна оточуючого середовища впливає на функціонування системи і розвиток економічної діяльності людини, тому аналіз параметрів кліматичних умов, вивчення антропогенного впливу на оточуюче середовище, як вплив на розвиток рибної галузі країн має суттєве значення [21; 129]. У цьому зв'язку було важливо

визначити зміни кліматичних умов за багаторічний період, ступінь їх прояву, впливу на акваторію ДБЕС.

Проведений ретроспективний аналіз впродовж років наочно відображає тенденцію до зростання середньорічної температури повітря. Нами було проаналізовано ряд середніх річних температур повітря, що охоплює майже 200 років (рис. 2.1).

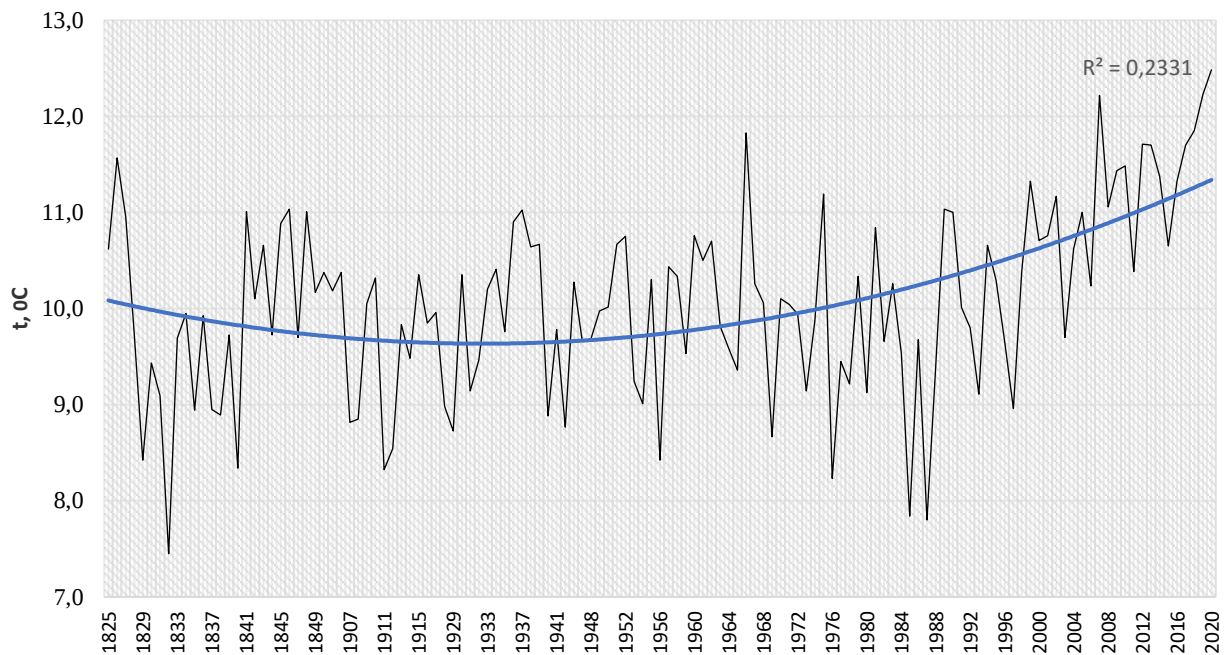


Рис. 2.1. Багаторічна динаміка середньорічної температури повітря (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [162]

Середньорічна температура повітря до 40-их років не перевищувала позначки 9,8°C зберігаючи цей показник до 1980 р. До 2000 року вона піднялась всього до 9,9°C. Але різкий підйом середньорічної температури відмічена саме в останні десятиліття. Так за 2000 – 2010 рр. температура різко зросла майже на 1°C складаючи 11,0°C, а станом на 2020 р. середньорічний показник зріс на 1,35°C складаючи в середньому 12,5°C.

Аномально-теплі роки за середньорічною сумою температур повітря, які перевищили позначку 12,0°C були у 2007 р. – 12,2 °C, 2019 – 12,2 °C і 2020. Показники вище відмітки 11,0°C суттєвим чином вплинули на загальне підвищення температури, майже за 200-літній період, складаючи показник

загального потепління клімату в Херсонській області на $1,45^{\circ}\text{C}$. Статистичний аналіз частотних рядів відображає модальні групи середньорічної температури повітря, найбільш виразні з яких температури $10 - 11^{\circ}\text{C}$ (рис. 2.2.).

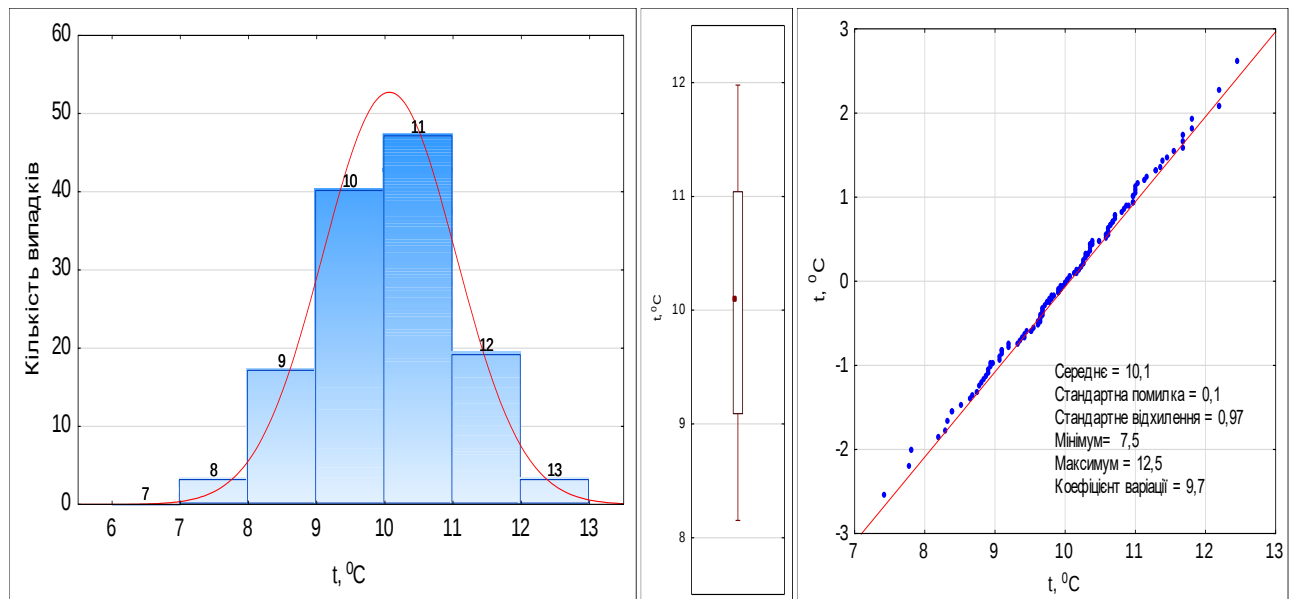


Рис. 2.2. Гістограма абсолютних частот та інтегральна крива середньорічних температур повітря в межах ДБЕС (1825-2020 рр.), n-кількість випадків, $t^{\circ}\text{C}$ - температура, середнє = 10,1; стандартна помилка = 0,1; стандартне відхилення = 0,97; мінімальне значення = 7,5; максимальне значення = 12,5; коефіцієнт варіації = 9,7. (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [162]

Підвищення температури на $1,45^{\circ}\text{C}$ для людини практично не відчутно, але для системи в цілому це вагомий чинник формування кількості теплих температуроднів, терміну вегетаційного періоду, швидкості і тривалості продукційно-деструкційних процесів, евтрофування, тощо.

Багаторічний аналіз температури повітря за середньомісячними показниками Херсонської області має певні коливання протягом року (рис. 2.3).

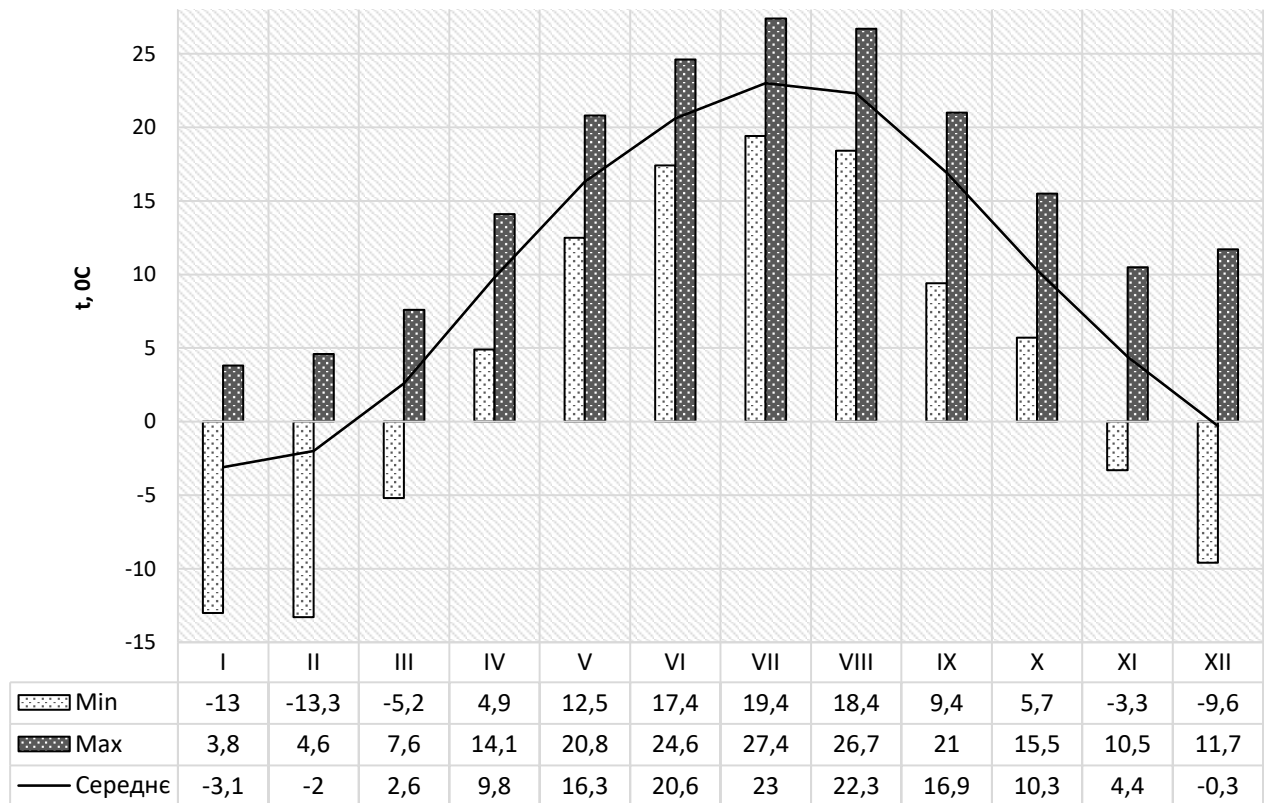


Рис. 2.3. Середньомісячні показники температури повітря, (1825 – 2020 рр.).
(за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [162]

Найбільш холодні температури на рівні -13°C відмічені у січні і лютому, максимально теплі у липні і серпні на рівні $+27^{\circ}\text{C}$. В середньому протягом року температура коливалась від $-3,1$ до $+22,3^{\circ}\text{C}$.

Коливання середньорічних температур за багаторічні періоди мають значні відмінності (рис. 2.4.). Для періоду від 1825–1940 рр. коливання становили від $7,5$ до $11,5^{\circ}\text{C}$ при середній температурі повітря $9,8^{\circ}\text{C}$.

Період 1941–1980 рр. характеризувався меншим діапазоном коливань від $8,2$ до $11,8^{\circ}\text{C}$ при середній температурі за багаторічний період – $9,9^{\circ}\text{C}$. Наступний період 1981–2000 рр. за середнім багаторічним показником не відрізнявся від минулого і складав – $9,9^{\circ}\text{C}$, коливання температур при цьому становило від $7,8$ – $11,3^{\circ}\text{C}$.

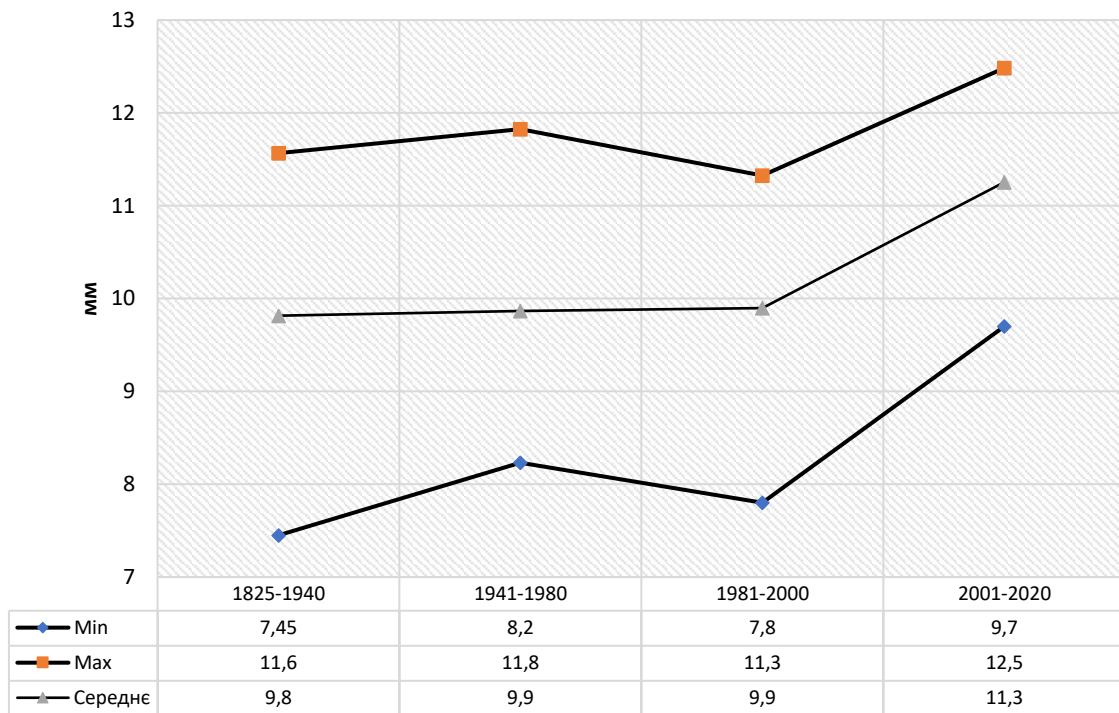


Рис. 2.4. Коливання середньорічних температур за багаторічний період (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [162]

Стрімке підвищення температури відмічене протягом 2001 – 2020 рр. Середня багаторічна температура складала $11,3^{\circ}\text{C}$ на відміну від минулих багаторічних періодів, позначка середньорічних температур яких не перевищувала $9,8^{\circ}\text{C}$. Характерною відмінністю для відповідного періоду є звуження діапазону коливань від $9,7$ до $12,5^{\circ}\text{C}$ проти $7,8$ – $11,8^{\circ}\text{C}$ минулих багаторічних періодів.

Загальне підвищення температури за багаторічний період в Херсонській області супроводжується загальним скороченням середніх мінімальних і максимальних температур. Існує висока ймовірність, що підвищення мінімальних і максимальних показників впливають на загальне підвищення середньорічної температури в цілому. Для визначення ймовірності впливу мінімальних і максимальних температур на загальне підвищення середньорічної температури по рокам був проведений детермінаційний аналіз із встановленням рівня достовірності (r^2).

В таблиці 2.1. представлені результати розрахунку коефіцієнта детермінації (R^2) абсолютних значень температур повітря в регіоні досліджень за багаторічний період. Результати свідчать про підвищення середньої і максимальної температури повітря, що тісно пов'язано з загальним потеплінням клімату.

Таблиця 2.1.

Значення коефіцієнта детермінації (R^2) абсолютних значень термічних показників Херсонської області, (1825 – 2020 рр.) (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [162]

Часовий інтервал вимірювання	Середня мінімальна температура повітря	Достовірність кореляції при $P = 95; 99$ і $99,9\%$, (r^2)	Середня максимальна температура повітря	Достовірність кореляції при $P = 95; 99$ і $99,9\%$, (r^2)
1825-1940	0,042	0,85	0,204	0,99
1941-1980	0,065	0,86	0,171	0,86
1981-2000	0,125	0,82	0,125	0,99
2001-2020	0,013	0,87	0,181	0,99

Наведені дані свідчать про те, що потепління досить тісно пов'язане зі збільшенням абсолютних значень максимальних температур в регіоні ніж зі змінами фону абсолютних мінімальних значень температур. Середні мінімальні температури повітря в окремі багаторічні періоди не мали значного впливу на загальне підвищення середньорічних температур, найбільше значення достовірності встановлено на рівні (r^2) = 0,87 при рівні детермінації – 0,013 у період 2001 – 2020 рр. Натомість високий рівень тісного взаємозв'язку середньорічних максимальних температур повітря (r^2) = 0,99 відмічене майже за усіма багаторічними періодами (рівень коливання детермінації складав від 0,125 до 0,204) окрім періоду 1941 – 1980 рр. (r^2) = 0,86.

Сучасні кліматичні умови, які характеризуються загальним потеплінням на ряду з антропогенним впливом в трансформованих акваторіях носять прискорений характер [225]. Про загальне потепління клімату в цілому і окремо зонально для України свідчать аналітичні дослідження зональних (степ, лісостеп і зона мішаних лісів) закономірностей багаторічних змін кліматичних умов за останні 200 років на території транскордонного басейну річки Дніпро. За результатами досліджень встановлено у трьох фізико-географічних зонах стрімке підвищення середньорічних значень температури повітря на $1,2^{\circ}\text{C}$. Найбільші аномальні прояви зміни температурного режиму припадають саме на степову зону півдня України, на території якої розташована ДБЕС [275]. Глобальне потепління для України має певні негативні наслідки, від яких найбільше потерпає південь України, а саме стрімке скорочення рівня забезпеченості водними ресурсами (зменшення стоку річок). Специфічність процесів, які мають місце у гирлових ділянках річок обумовлені постійною взаємодією різних за фізичними та хімічними властивостями річкових та морських водних мас [108].

Річна сума опадів характеризувалась значною мінливістю і інтенсивністю протягом року, при цьому в середньому на території Херсонської області (відзначена) слабка тенденція до збільшення (рис. 2.5).

Річна сума опадів в порівнянні з минулими роками збільшилась не суттєво. Середньорічний показник за багаторічний розглянутий період склав 409,3 мм (1825–2020 рр.). Аналіз даних за періодами більш показовий з якого чітко видно слабку тенденцію до збільшення атмосферних опадів у регіоні.

За період з 1885–1950 рр. середня кількість опадів становила 378 мм/рік, в період 1971–1990 рр. вона досягла максимальних значень – 453,6 мм, і впродовж 1990–2020 рр. вона становила 441,8 мм.

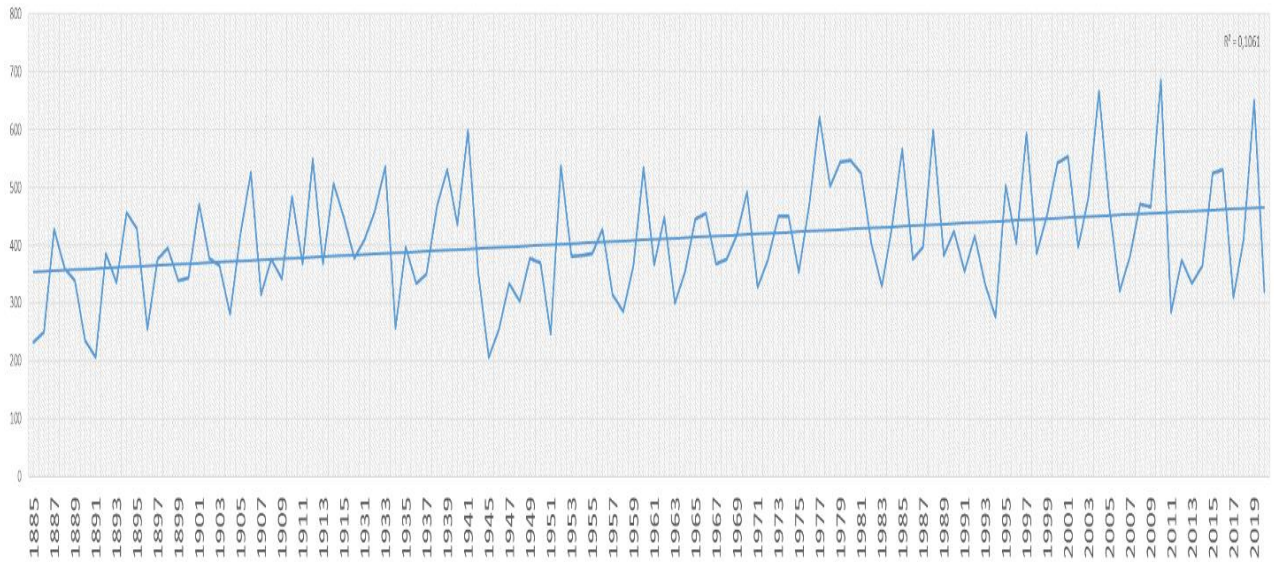


Рис. 2.5. Динаміка річних сум опадів на території ДБЕС за багаторічний період, мм (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [13; 16; 17; 117].

Результати статистичного аналізу частотних рядів виявило коливання опадів від 206 до 685 мм при середньому значенні за багаторічний період на рівні 409,3 мм (рис. 2.6.).

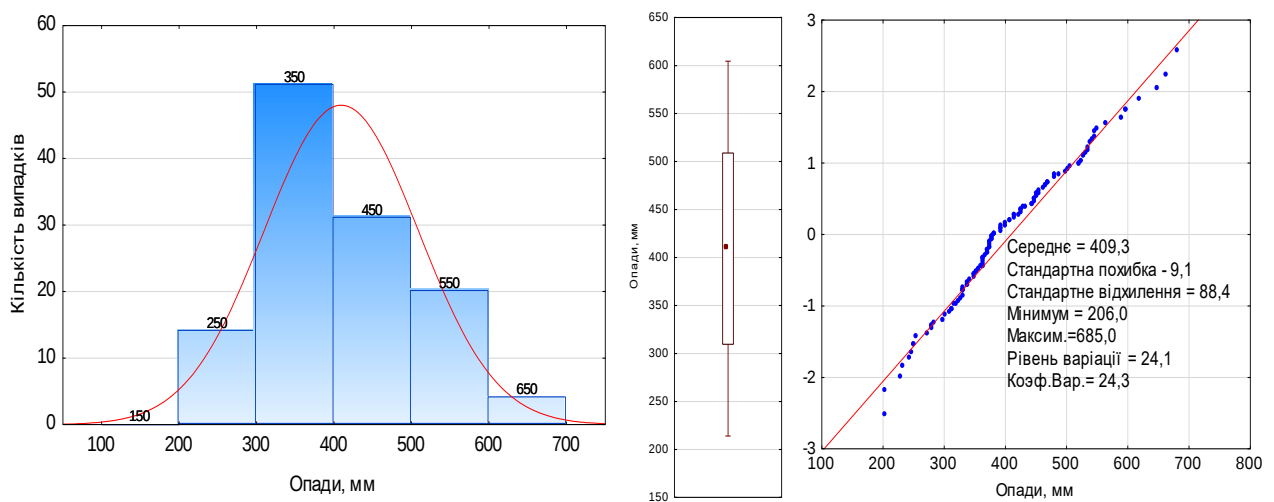


Рис. 2.6. Гістограма абсолютних частот та інтегральна крива річних сум атмосферних опадів у межах Дніпровсько - Бузької естуарної системи (1885–2020 рр.), Р-опадів, мм; n – кількість випадків, $t^{\circ}\text{C}$ - температура, середнє = 409,3; стандартна помилка -9,1; стандартне відхилення = 88,4; мінімальне значення = 206; максимальне значення = 685; рівень варіації = 24,1; коефіцієнт варіації =

24,3 (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [13; 16; 17; 117].

Статистичний аналіз багаторічних опадів вирізняє найбільшу модальну групу на рівні 350 мм, друге місце за кількістю опадів займає модальна група на рівні 450 мм, найменшу частку досягають протягом року опади на рівні 600 – 700 мм. Кількість опадів відповідним чином обумовлена порою року (рис. 2.7.). За багаторічними даними кількість опадів випадає у липні, найменша в лютому-березні. Відмінною ознакою є майже прямо пропорційне збільшення максимальних коливань і пікових точок опадів впродовж року з 92,0 до 166,0 мм, окрім жовтня і листопада (134–96 мм).

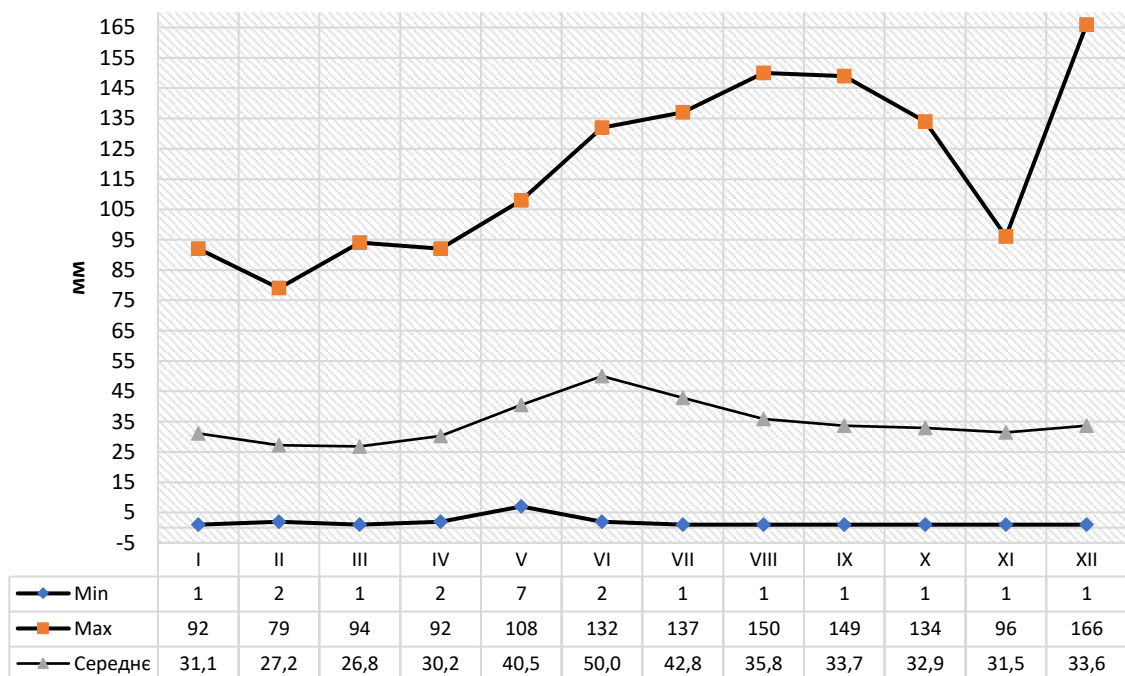


Рис. 2.7. Внутрішньорічний розподіл атмосферних опадів на території ДБЕС 1825–2020 рр. (за багаторічними кліматичними даними Херсонської області) [13; 16; 17; 117].

Інтенсивність випаровування води має тенденцію до зростання, про що свідчать ряд робіт провідних вчених, максимальний показник відмічений на рівні 57 – 60 мм. Випаровування води з водної поверхні в середньому за рік складає 850 мм, тоді як у 60-ті роки минулого століття цей показник становив 600 мм. На

території поблизу піщаних арен Херсонської області показник випаровування з водної поверхні досягає 880 – 1050 мм [34; 289].

2.3. Гідрологічний режим

Наслідкам зарегулювання стоку Дніпра каскадом водосховищ присвячено безліч робіт досвідчених фахівців, особливо в останнє десятиріччя [18; 20; 21; 40; 46; 50; 52; 75; 76; 100; 107; 126; 130; 131; 154; 158; 173–176; 178–203; 226; 226; 240–242; 256–258; 264; 303; 305–308; 320; 326; 356].

Визначальним чинником функціонування ДБЕС є водність Дніпра. Останні дослідження свідчать про тенденцію зниження річкового стоку, що пов'язано з переходом до маловодної фази водності Дніпра у багатовіковому циклі, який почався з 40-их років минулого століття.

Раніше проведенні дослідження свідчать про суттєвий показник стоку Дніпра на рівні 94% загального притоку річкових вод і від його величини, в більшості випадків, залежать гідрофізичні процеси, як у приморській ділянці річки, так і в Дніпровському та Бузькому лиманах. Стік Південного Бугу незначний і складає, в середньому, біля 2,0 км³ на рік. Багаторічні коливання стоку Дніпра залежать від розглянутих кліматичних особливостей року, що обумовлено кількістю опадів на площі водозбірного басейну річкової системи. Багатоводні роки чергуються з середніми за водністю та маловодними роками, що суттєво обмежує можливість прогнозування на багаторічний період.

Водність Дніпра, як зазначалось раніше, є однією з основних водно-балансових характеристик прісного стоку ДБЕС, що підтверджується рядом останніх досліджень [21; 154; 173; 179; 188; 198]. Дослідження сучасного періоду свідчать про тенденцію зниження стоку Дніпра, яка насамперед пов'язана з переходом річки до маловодної фази водності у багатовіковому циклі, який почався у 40-их роках минулого століття, і з кліматичними змінами на території України, що відбулись на початку 80-х років XIX століття і продовжуються понині [21; 173; 179] (рис. 2.8).

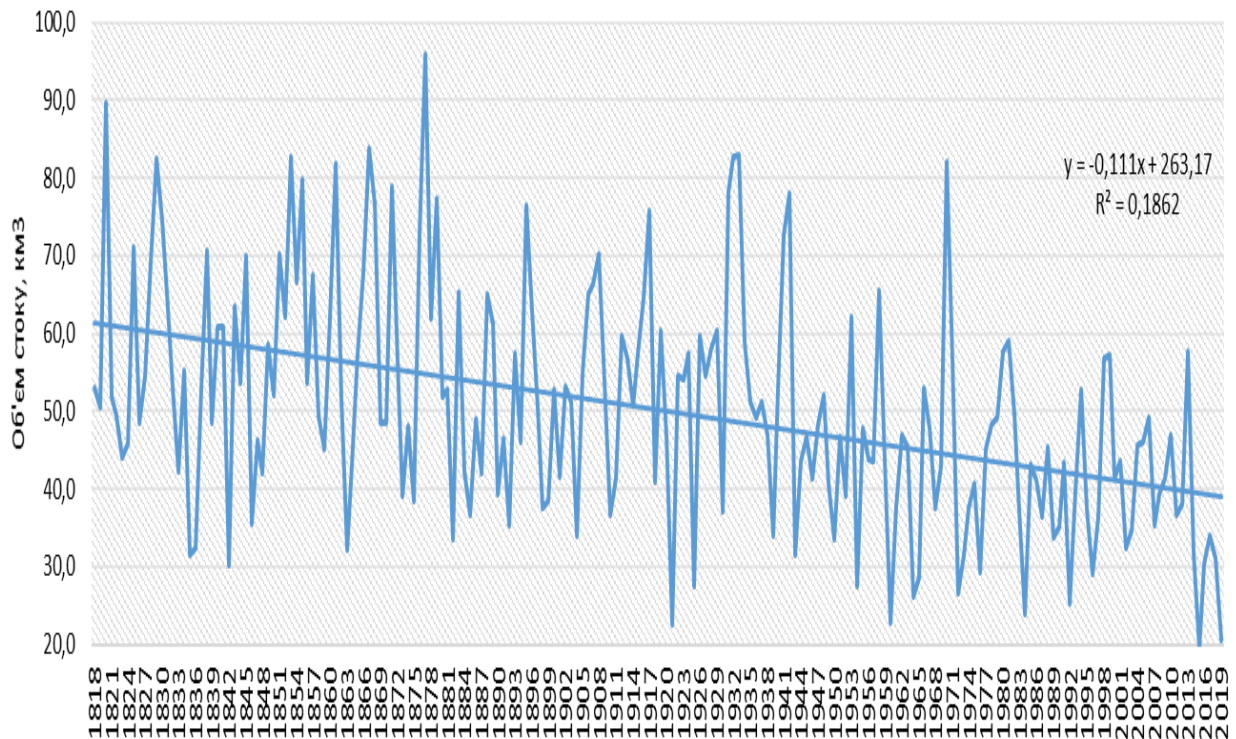


Рис. 2.8. Багаторічний розподіл стоку на гирловій ділянці Дніпра, км³
(Матеріали моніторингу щодобових даних витрат води Дніпра у створі
Каховської ГЕС (архівні дані), 1818 – 2019 рр.) [173; 325]

Внаслідок російської агресії 06.06.2023 р., було підірвано греблю Каховської ГЕС, що призвело до різкого підняття рівня води в ДБЕС [35]. Протягом двох тижнів рівень води стабілізувався до нормативних показників. Проте на сьогоднішній гідрологічний режим не залежить від режиму роботи Каховської ГЕС, що відповідно буде змінювати подальше формування абіотичних і біотичних чинників середовища.

Згідно гістограми абсолютних частот побудованої нами за багаторічний період найбільшу частоту коливання мають об'єми стоку в діапазоні 40 – 50 та 50 – 60 км³/рік (рис. 2.9.).

Середній діапазон об'ємів річкового стоку коливався в діапазоні основних модальних груп від 40 до 60 км³/рік.

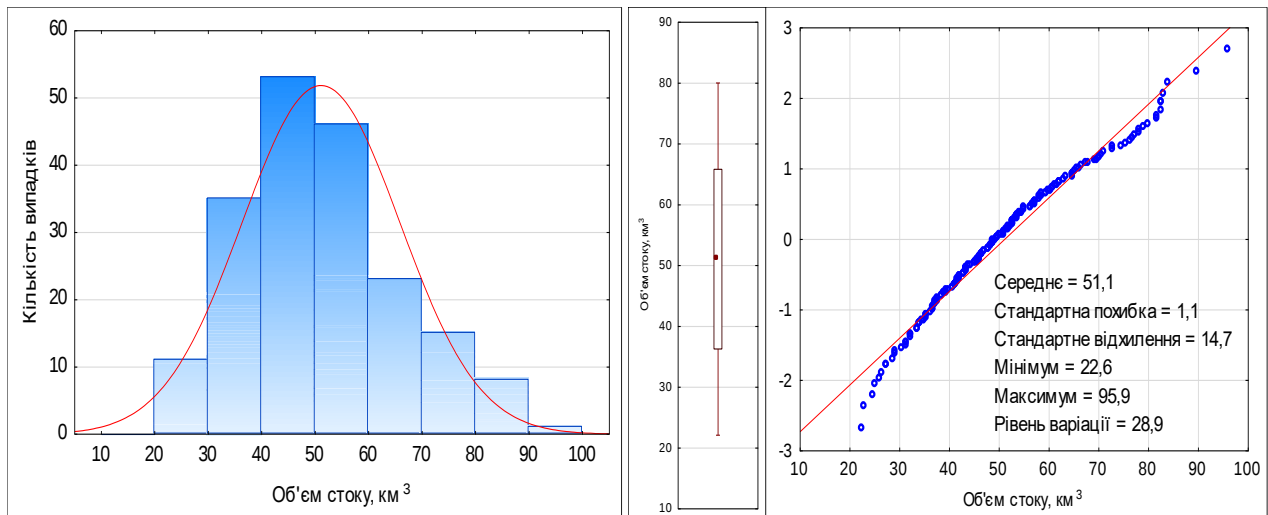


Рис. 2.9. Гістограма абсолютних частот та інтегральна крива річних об'ємів стоку Дніпра (1818 – 2019 рр.), n-кількість випадків, t_{0C} - температура, середнє = 51,1; стандартна помилка = 1,1; стандартне відхилення = 14,7; мінімальне значення = 22,6; максимальне значення = 95,9; рівень варіації = 28,9 (*Матеріали моніторингу щодобових даних витрат води Дніпра у створі Каховської ГЕС (архівні дані), 1818 – 2019 рр.*) [173; 325]

У середині ХХ століття розпочалася маловодна фаза чергового багатовікового циклу. Більшість учених пояснюють чергування багатоводних і маловодних фаз у таких циклах змінами кліматичних умов, що впливають на формування стоку річок. У межах проведених досліджень Шерешевський А.І. та Синицька Л.К. оцінили стік річки Дніпро за різних можливих кліматичних змін. [330]. У їхній роботі використано низку сценаріїв глобальних кліматичних змін, розрахованих на основі моделей загальної циркуляції атмосфери. Ці моделі були розроблені науковими центрами США, Великої Британії та Німеччини. Згідно з версіями нестаціонарних сценаріїв зміни клімату (GFDL 30% і MP 30%), прогнозується зменшення стоку Дніпра [330]. Зазначимо, що кліматичні зміни, які відбулися на території України протягом останніх двадцяти років, призвели до змін багатьох характеристик гідрологічного режиму річок, зокрема й параметрів дощових паводків [118].

Перелічені процеси впливають на термічний режим водної системи, але в основному температурна динаміка води слідує за температурною динамікою повітря. На рисунку 2.10. відображений середньорічний хід температури води ДБЕС.

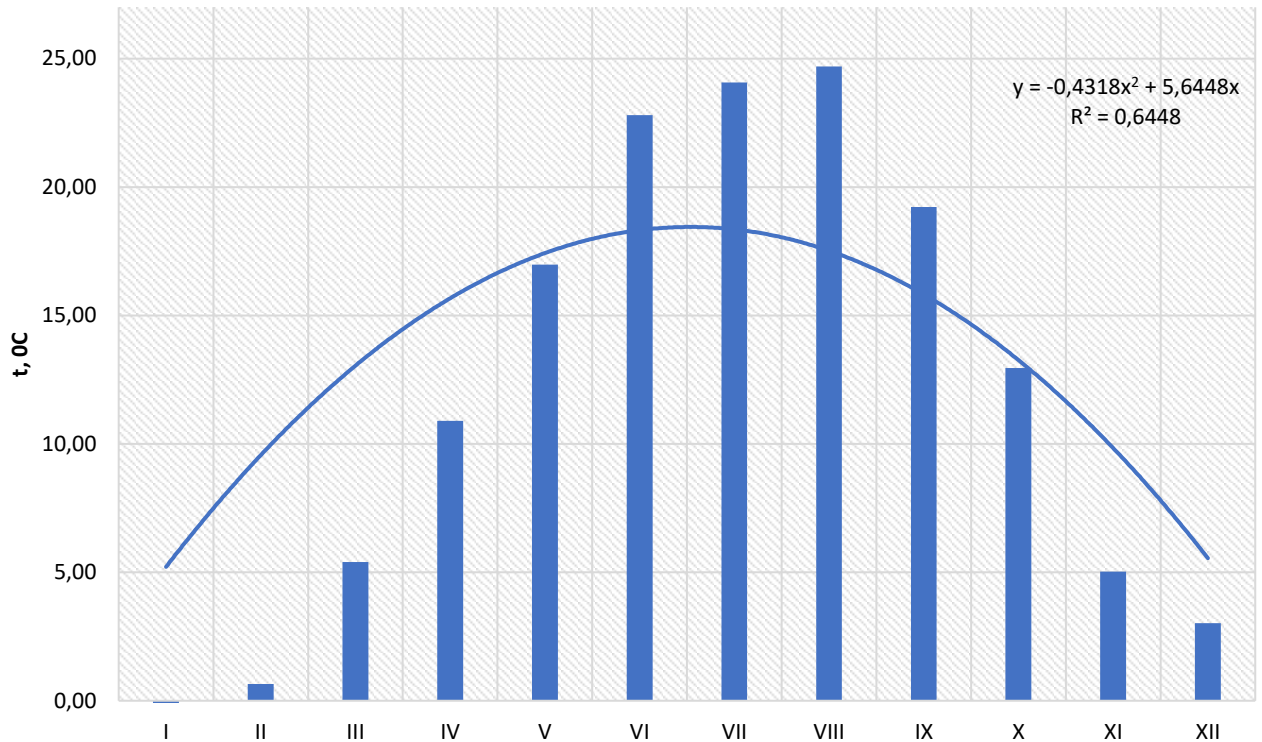


Рис. 2.10. Середньорічні коливання рівня температури води, (матеріали моніторингу щодобових даних температури води Дніпра у створі Каховської ГЕС, 2010 – 2020 рр.)

Температура води протягом року за багаторічними середньомісячними показниками коливалась від $-1,20$ до $+24,7^{\circ}\text{C}$. У січні коливання температур були в межах $+0,9$ - $-4,7^{\circ}\text{C}$, найбільш висока температура води припадає на липень і серпень складаючи в середньому $+24,7^{\circ}\text{C}$ коливуючись від $+23,4$ до $+25,4^{\circ}\text{C}$.

На рисунку 2.11. графічно відображено взаємозв'язок середніх коливань температури повітря і води, кількості опадів на фоні річкового стоку у різні багаторічні періоди. За результатами відображеними на діаграмі 2.11. наочно видно прямопропорційну залежність підвищення і зменшення температури води і температури повітря. Кількість опадів протягом року мають чітко-виражений

характер збільшення показників у весняно-осінній період. Найбільш виразним показником є рівень річкового стоку протягом року, який в останнє десятиріччя суттєво скоротився на фоні об'ємів стоку за багаторічний період минулих років.

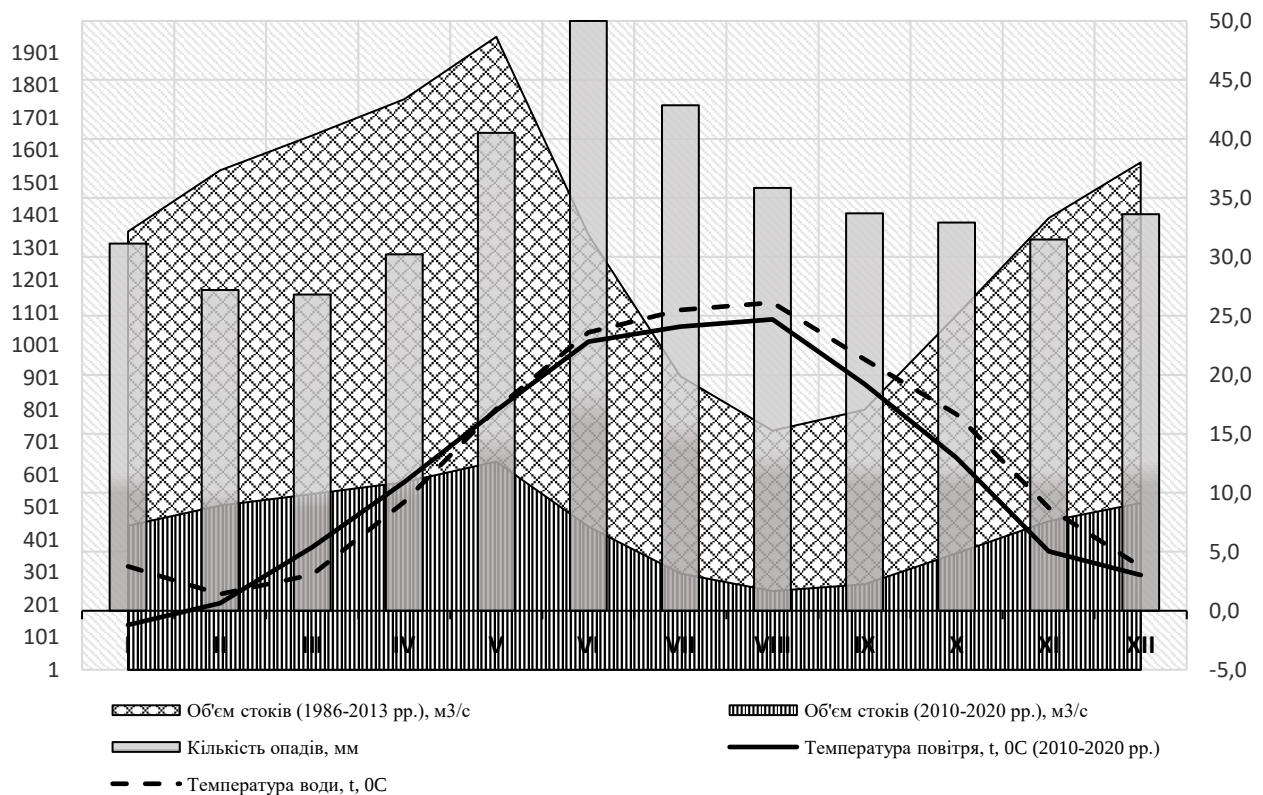


Рис. 2.12. Середні багаторічні показники провідних абіотичних показників (за багаторічними даними) [13; 16; 17; 117; 173; 325].

Піковий показник річкового стоку останнього десятиріччя (2010 – 2020 рр.) складав $642,4 \text{ м}^3/\text{с}$ проти $1951 \text{ м}^3/\text{с}$ у період з 1986 по 2010 рр. Мінімальний показник зафіксовано у літній період в серпні на рівні $243,0 \text{ м}^3/\text{с}$ проти мінімальних $738 \text{ м}^3/\text{с}$ середніх значень за багаторічний період до 2010 року.

Зважаючи на існуючу динаміку змін провідних абіотичних параметрів умов середовища іхтіофауни ДБЕС, які мають характерну тенденцію до зменшення або збільшення підтвердженого багаторічним періодом, нами була проведено моделювання прогнозу на майбутній період (включно 2030 р) за об'ємами річкового стоку, температурою повітря і опадів (рис. 2.12 – 2.14).

На основі існуючої динаміки змін основних абіотичних факторів, що зумовлюють умови існування іхтіофауни ДБЕС, їх статистичних параметрів і

характеристик, шляхом математичного моделювання з використанням ряду Фур'є було складено прогноз на період 2020-2030 рр. за показниками річного об'єму стоку Дніпра, температурою атмосферного повітря і річних сум опадів.

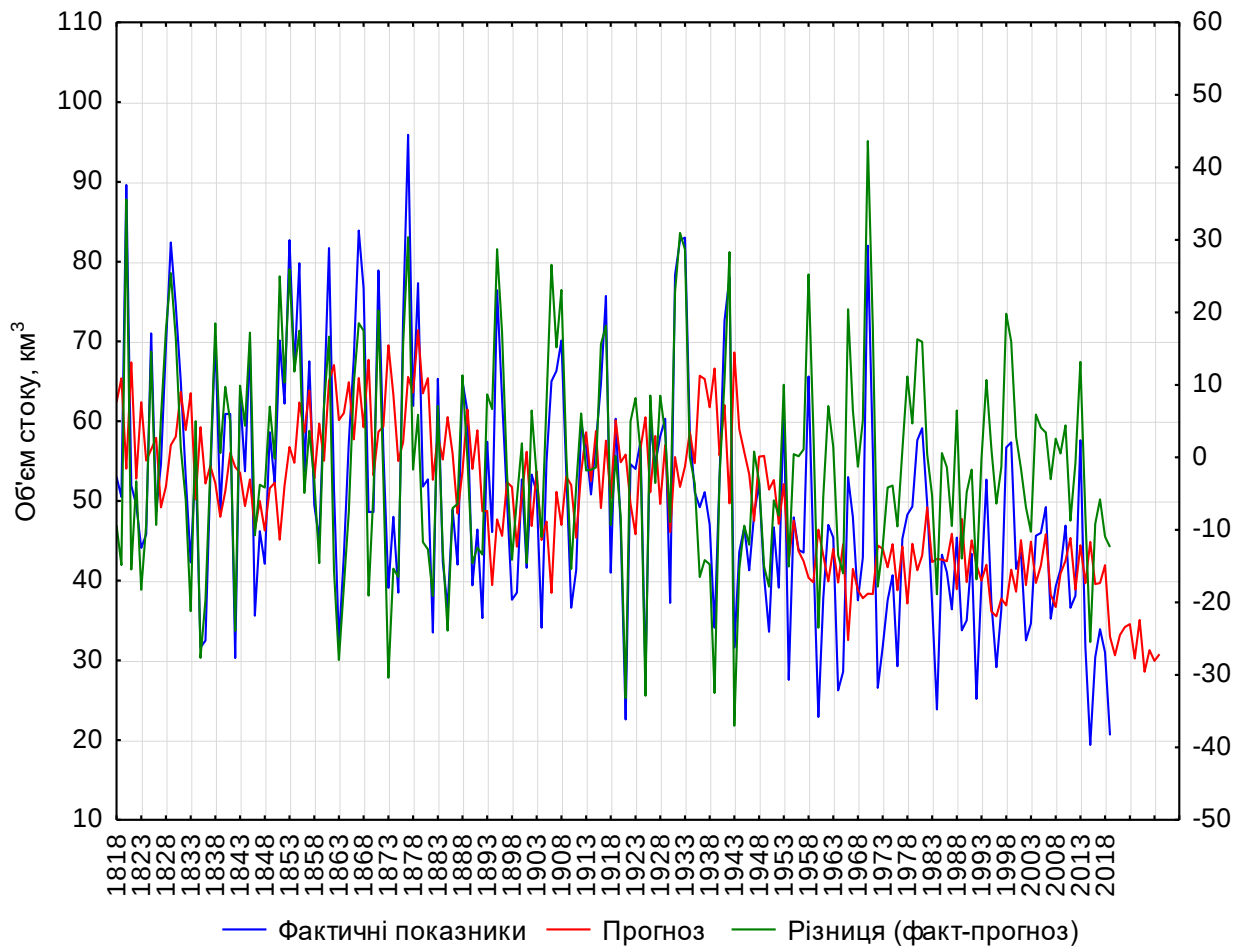


Рис. 2.12. Результати математичного моделювання динаміки об'ємів стоку Дніпра у його гирловій ділянці у 2020 – 2030 рр., км³

Згідно прогнозних оцінок стік Дніпра характеризується стабільною тенденцією до скорочення. В результаті проведеного аналізу часових рядів об'ємів стоку Дніпра на його гирловій ділянці очікується зменшення водності річки до значень 28 – 35 км³ на рік.

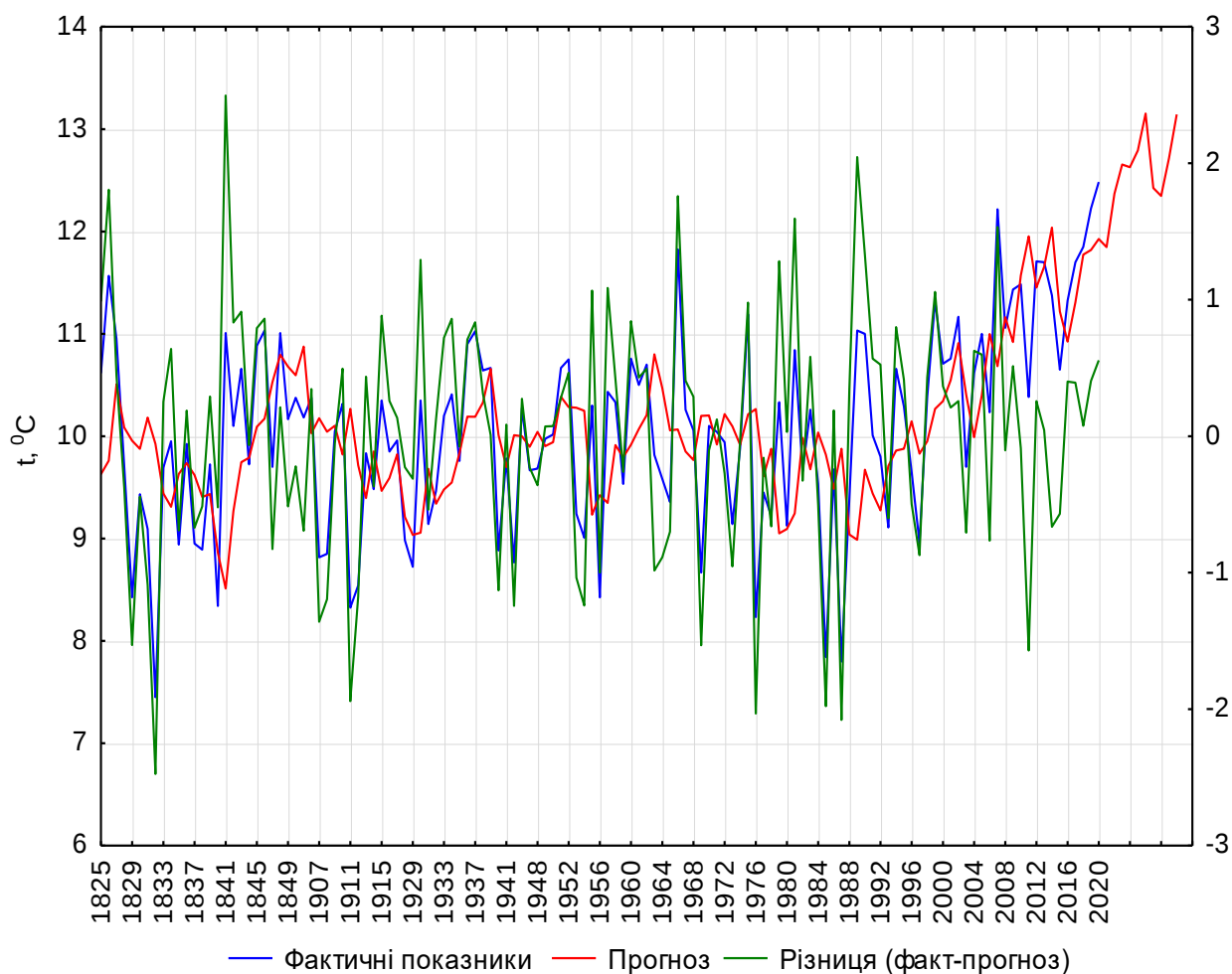


Рис. 2.13. Результати математичного моделювання температури повітря в межах ДБЕС у 2020 – 2030 рр.

Прогнозні значення середньорічної температури повітря мають тенденцію до підвищення впродовж майбутніх років від середньорічної $11,8^{\circ}\text{C}$ у 2021 р. до $13,1^{\circ}\text{C}$ у 2030 р. Однак, зазначимо, що такий ріст буде виправданий при сталій динаміці потепління клімату в регіоні.

Прогнозні показники температури повітря мають тенденцію до підвищення протягом майбутніх років від середньорічної $11,84^{\circ}\text{C}$ у 2021 р. до $13,1^{\circ}\text{C}$ у 2030 р. Але такий ріст буде виправданий при сталій динаміці ходу температур, при зміні циклічності клімату запропонована динаміка може бути нівельована.

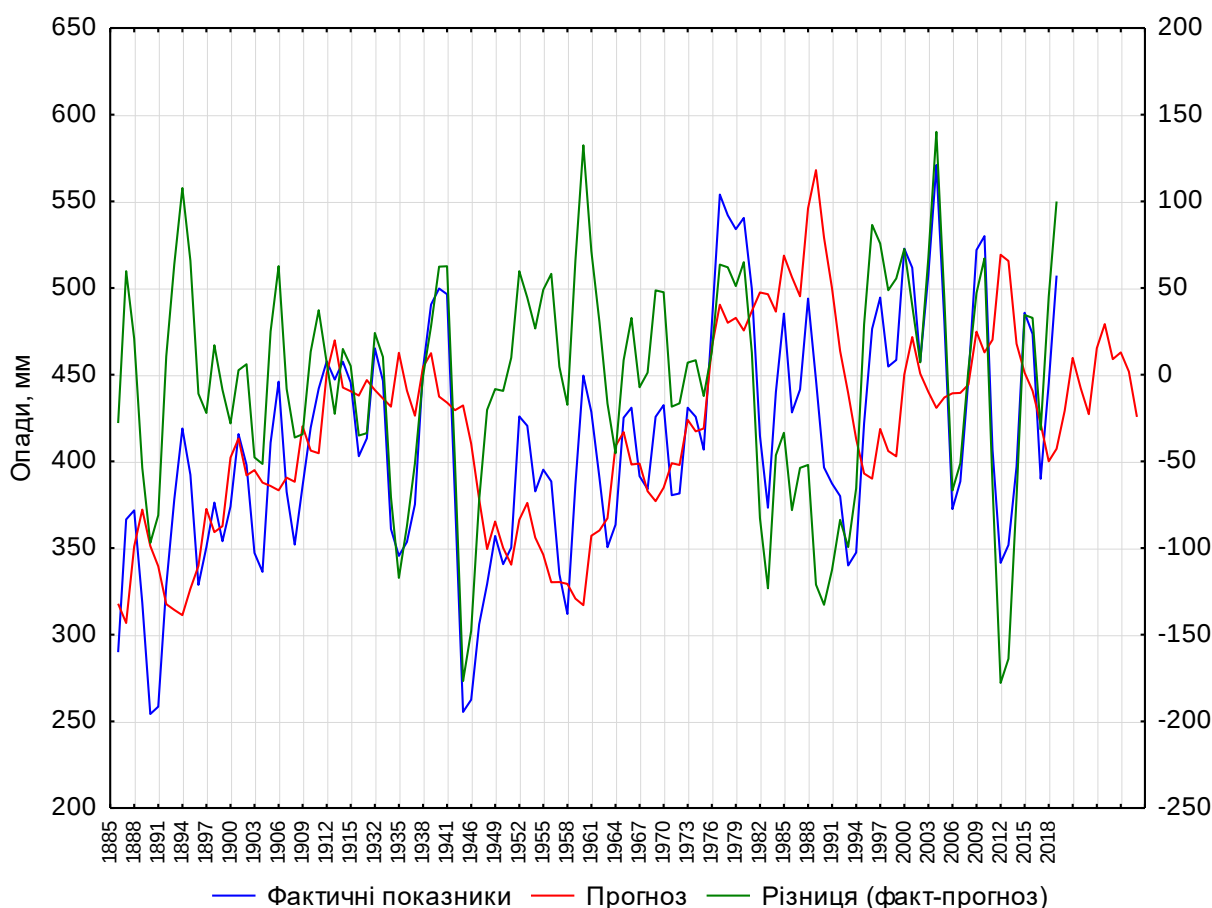


Рис. 2.14. Результати математичного моделювання річних сум опадів в межах ДБЕС у 2020 – 2030 рр., мм (фактичні показники; проноз; різниця (факт – прогноз)).

Динаміка атмосферних річних сум атмосферних опадів, на відміну від прямо-пропорційного тренду до зниження об'ємів річкового стоку і підвищення температури повітря впродовж нинішнього десятиліття, не проявив тенденції до збільшення або зменшення. Значення сум опадів за прогнозом до 2030 р. будуть коливатись в межах 425 – 479 мм/рік не маючи при цьому односпрямованої тенденції.

Таким чином, загальне потепління клімату за температурою повітря в Херсонській області майже за 200-річний період зріс на 1,45°C. Коефіцієнти детермінації (R^2) кліматичних параметрів на рівні 0,87 – 0,99 свідчать про підвищення середньої максимальної температури повітря у тісному взаємозв'язку з загальним підвищенням температури. Річна сума опадів в

порівнянні з минулими роками збільшилась не суттєво, середньорічний показник за багаторічний період склав 409,3 мм (1825 – 2020 рр.). Існує тенденція зниження прісноводного стоку у багатовіковому циклі, що характеризує ці зміни з переходом у багатовікову маловодну фазу водності Дніпра і кліматичними змінами на території України.

Згідно отриманих прогностичних даних стік Дніпра має стабільну тенденцію до скорочення. До 2030 р. очікується зниження водності річки до значень 28 – 35 км³/рік.

Прогноз середньорічної температури повітря, за умови збереження тенденції до потепління клімату в регіоні з тією ж інтенсивністю, що відмічалась на початку ХХІ століття, показав збільшення її значення до рівня 13,1⁰С до 2030 р.

Значення сум атмосферних опадів за прогнозом до 2030 р. будуть коливатись в межах 425 – 479 мм/рік не маючи при цьому односпрямованої тенденції.

2.4. Гідрохімічний режим

Загальний хімічний аналіз води показав, що ДБЕС за середньорічними показниками характеризується різними показниками в залежності від району досліджень. Очевидно, що основними джерелами, які впливають на формування гідрохімічного режиму води є надходження біогенних елементів, річковий стік, життєдіяльність гідробіонтів та стічні води. Змішування двох різноякісних водних мас створює складну та своєрідну картину динаміки хімічного складу води ДБЕС (табл. 2.2.).

За середньорічними показниками, найбільша концентрація кисню спостерігалась навесні (від 6,0 до 30,8 мгО/дм³), що співпадало з найбільшими об'ємами попусків води Каховської ГЕС (до 1766 м³/с) у цей період.

Таблиця 2.2.

Хімічні показники і газовий режим, (2019 – 2020 рр.)

Станції спостережень		Період вегетаційного сезону	Розчинений кисень mgO_2/dm^3	Сірководень, H_2S , mg/dm^3	Водневий показник, pH	Біохімічне споживання кисню-5 mgO/dm^3	Окисність перменганатна, mgO/dm^3
Основне русло Дніпра		Весна	7,5	0,07	7,8	2,9	8,3
		Літо	6,5	0,15	8,33	3,8	11,0
		Осінь	5,8	0,09	8,54	2,7	7,0
Рукав Рвач		Весна	6,5	0,11	8,09	2,2	8,5
		Літо	5,6	0,28	7,88	2,8	10,6
		Осінь	7,1	0,01	8,72	3,2	8,1
Дніпровсько-Бузький лиман	Східний р-н	Весна	7,2	0,26	8,12	3,0	8,2
		Літо	7,1	0,18	7,66	3,2	12,3
		Осінь	6,9	0,00	8,53	2,9	8,8
	Центральний р-н	Весна	6,8	0,15	8,4	1,9	8,5
		Літо	6,2	0,36	8,1	2,9	12,5
		Осінь	7,5	0,00	8,49	2,8	8,3
	Західний р-н	Весна	5,5	0,62	8,7	1,5	8,4
		Літо	4,8	1,05	7,83	2,2	12,3
		Осінь	6,1	0,00	7,4	2,0	9,0
	Бузький лиман	Весна	6,3	0,04	8,31	2,5	9,5
		Літо	5,5	0,57	7,37	2,6	13,0
		Осінь	4,8	0,24	8,4	1,9	8,95

Літній період характеризувався середньою температурою води більше 26°C і річковим стоком на рівні $704 - 860 \text{ м}^3/\text{с}$, при цьому концентрація кисню коливалась від 0 до $22,8 \text{ мгО/дм}^3$. Найнижчі показники кисню у воді спостерігались восени ($0 - 17,7 \text{ мгО/дм}^3$), що зумовлено масовим відмиранням органічної речовини, утвореної за вегетаційний період. У результаті тривалої експлуатації ДБЕС в умовах трансформації стоку Дніпра сучасний фізико-хімічний режим його поверхневих вод практично сформувався та є відносно стабільним. Вода в пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бузькому лимані мала лужну реакцію, з показниками рН у межах $7,4 - 8,7$. Концентрація розчиненого кисню у воді залишалась на середньому рівні по всій акваторії, змінюючись упродовж вегетаційного періоду в діапазоні $4,8 - 7,5 \text{ мг О/дм}^3$.

Кисневий режим пониззя Дніпра характеризувався тенденцією до зниження концентрації розчиненого кисню упродовж вегетаційного періоду – від весни до осені. Навесні концентрація розчиненого кисню у воді становила $7,5 \text{ мг О/дм}^3$, влітку – $5,8 \text{ мг О/дм}^3$. У гирловій ділянці рукава Рвач спостерігалась схожа тенденція, однак із більшими коливаннями: від $6,5 \text{ мг О/дм}^3$ навесні до $5,6 - 7,1 \text{ мг О/дм}^3$ у літньо-осінній період. У східній частині Дніпровського лиману кисневий режим є більш стабільним, а концентрація розчиненого кисню залишалась майже незмінною протягом вегетаційного періоду в межах $6,9 - 7,2 \text{ мг О/дм}^3$.

У центральному районі Дніпровського лиману спостерігались динамічніші зміни концентрації кисню, подібні до тих, що характерні для пониззя Дніпра. Протягом вегетаційного періоду вона коливалась від $6,2$ до $7,5 \text{ мг О/дм}^3$. Навесні цей показник становив $6,8 \text{ мг О/дм}^3$, влітку – $6,2 \text{ мг О/дм}^3$, а восени – $7,0 \text{ мг О/дм}^3$.

Західний район виявився найбільш нестабільним за рівнем зміни кисневих показників води від весни до осені, що пояснюється перемішуванням водних мас Дніпровського та Бузького лиманів під впливом солоної води Чорного моря, сгінно-нагінних явищ та пануючих вітрів в осінній період [9]. Весною середньомісячний рівень розчиненого кисню у воді становив $5,5 \text{ мг О/дм}^3$, влітку знизився до $4,84 \text{ мг О/дм}^3$, а восени підвищився до $6,1 \text{ мг О/дм}^3$. Серед інших

досліджуваних районів найбільш несприятливим за рівнем концентрації розчиненого кисню виявився західний район Дніпровського лиману та Бузький лиман. Тут спостерігалась тенденція до зниження рівня кисню від весни до осені: навесні цей показник становив $6,3 \text{ мг О/дм}^3$, влітку – $5,5 \text{ мг О/дм}^3$, а восени знизився до мінімального значення – $4,8 \text{ мг О/дм}^3$.

Вміст сірководню (H_2S) протягом досліджень коливався від 0,0 до $1,05 \text{ мг/дм}^3$. В пониззі Дніпра сірководень знаходився на низькому рівні порівняно з іншими досліджуваними районами. Навесні концентрація H_2S становила $0,07 \text{ мг/дм}^3$, влітку досягала максимуму – $0,15 \text{ мг/дм}^3$, а восени знову знижувалася до рівня $0,09 \text{ мг/дм}^3$.

Таким чином, за рівнем концентрації сірководню, основне русло Дніпра характеризувалось найнижчими показниками протягом вегетаційного періоду. В той же час, естуарна частина Дніпровського лиману, зокрема район рукава Рвач, показує підвищений вміст сірководню в літній період, до $0,28 \text{ мг/дм}^3$. На фоні низької концентрації кисню ($5,6 \text{ мг О/дм}^3$) у цей період можуть виникати заморні явища.

В центральному районі Дніпровського лиману влітку також спостерігаються високі концентрації сірководню (до $0,36 \text{ мг/дм}^3$), які збільшуються в напрямку до західного району, де досягають $1,05 \text{ мг/дм}^3$.

Крім продукційно-деструкційних процесів, багаторічного накопичення відмерлої органічної речовини, формування придонного анаеробного шару, підвищення рівня сірководню в західній та центральній частині Дніпровського лиману в літній період також обумовлене впливом води Чорного моря. Вона, разом із солоними язиками під час згінно-нагінних явищ, просуvalася до гирлових ділянок Дніпровського лиману.

У північно-західній частині Чорного моря спостерігалось погіршення хімічного стану води, що супроводжується значним забрудненням вод, інтенсивним розвитком евтрофікаційних процесів, масштабними явищами гіпоксії, а також появою сірководневих зон, які на фоні критичних рівнів кисню викликають заморні явища [144].

Бузький лиман в системі ДБЕС є несприятливим районом за концентрацією розчинених газів у різні гідрологічні періоди. Середній рівень H_2S у літній період становив $0,57 \text{ мг/дм}^3$, зменшуючись восени до $0,24 \text{ мг/дм}^3$, на фоні низьких значень кисню, що коливались між $4,8$ і $5,5 \text{ мг О/дм}^3$.

Оцінюючи стан ДБЕС за гідрохімічними показниками виявлено погіршення стану води, зокрема через осолонення, яке посилюється через зменшення стоку Дніпра та зростання рівня мінералізації. На основі проведеного аналізу можна зробити висновок, що західний район ДБЕС є найбільш нестабільним за рівнем змін кисневого режиму. Це зумовлено впливом води Чорного моря, згінно-нагінними явищами та сезонними вітрами. Влітку спостерігається суттєве зниження концентрації розчиненого кисню, що створює ризик виникнення заморних явищ, особливо в районах з підвищеним рівнем сірководню.

Найвищий вміст H_2S у літній період зафіксовано у західній та центральній частинах Дніпровського лиману, що пов'язано з накопиченням органічних залишків, утворенням анаеробного придонного шару та проникненням солоних вод із Чорного моря. Бузький лиман також виявився несприятливим районом через низький рівень кисню та високий вміст сірководню, що може негативно впливати на екологічний стан всієї естуарної системи.

2.5. Трофо-сапробіологічна оцінка якості води

На якість води ДБЕС суттєвим чином впливає особливість розподілу стоків по основних річкових рукавах р. Дніпро (Рвач, Бакай та Конка), які залежать від витрат води з Каховського водосховища, що забезпечує певну нерівномірність у водозабезпеченні різних ділянок. На річку Рвач, Бакай та ряд невеликих проток припадає понад 85% від загального стоку, що дозволяє цим рукавам виконувати

важливу роль у транспортуванні води. При цьому річка Конка отримує лише 15% загального стоку, хоча ця частина також значно впливає на водний баланс та екосистеми нижнього Дніпра.

Оскільки на річку Рвач трансформується більша частка води (55%), зміни у її водному режимі можуть мати значний вплив на екологічний стан води цього регіону. Це також може відображатися на функціонування флори і фауни через зміни в солоності, температурного режиму, а також у складі розчинених газів і елементів у воді [83; 123; 134; 296].

Такий пульсуючий режим стоку води є важливим фактором у формуванні екологічних умов цього регіону. Утворення хвильових попусків води та їхнє поширення вниз за течією створює складні умови для водної флори та фауни. Це також спричиняє коливання рівня води, яке може мати як позитивний, так і негативний вплив на різні біологічні процеси. Ці внутрішньодобові коливання рівня води, викликані пульсуючим режимом стоку, також можуть призводити до зміни фізико-хімічних характеристик води, таких як температура, концентрація розчиненого кисню та інших біогенних елементів. Ці зміни, в свою чергу, впливають на якість води і, зокрема, на стан екосистем, що залежить від стабільності водного середовища [304].

Основними показниками якості води, пов'язаними з забрудненням органічними речовинами, є ХПК (хімічне споживання кисню), перманганатна окиснюваність води (ПО) та біохімічне споживання кисню (БСК₅). Окиснюваність води характеризує рівень вмісту органічних і мінеральних речовин у воді. Склад органічної речовини в ДБЕС формується під впливом багатьох факторів, зокрема біохімічних продукційно-деструкційних процесів і їх трансформацій; перемішування води з заплавних систем, основного русла Дніпра, Дніпровського лиману, Бузького лиману і морської води північно-західної частини Чорного моря; надходження поверхневих стоків і атмосферних опадів; промислових і побутових стічних вод; а також співвідношення у воді легко- і важкоокиснюваних речовин.

Отримані результати свідчать, що вода в ДБЕС за трофосапробіологічними показниками, в залежності від району досліджень, відноситься до класу «достатньо чиста» – «помірно забруднена» (табл. 2.3.).

Таблиця 2.3.

Еколого-сапробіологічні показники якості води ДБЕС (2018 – 2020 рр.), за Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. [290]

ПО, мгО/дм ³	БСК, мгО/дм ³	Водневий показник, РН
<i>Основне русло Дніпра</i>		
8,8	3,1	8,2
III - Слабозабруднена	IV - Помірно забруднена	III - Слабозабруднена
β-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна
<i>Рукав Рвач</i>		
9,1	3,1	8,2
III - Слабозабруднена	IV - Помірно забруднена	III - Слабозабруднена
β-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна
<i>Східний район</i>		
9,8	2,7	8,1
III - Слабозабруднена	IV - Помірно забруднена	III - Достатньо чиста
β-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна
<i>Центральний район</i>		
9,8	2,5	8,3
III - Слабозабруднена	IV - Помірно Забруднена	III - Слабозабруднена
β-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна
<i>Західний район</i>		
9,9	1,9	8,0
III - Слабозабруднена	III - Слабозабруднена	III - Достатньо чиста
β-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна
<i>Бузький лиман</i>		
10,5	2,3	8,0
IV - Помірно забруднена	IV - Помірно забруднена	III - Достатньо чиста
α-Мезосапробна	α-Мезосапробна	β-Мезосапробна

За рівнем перманганатної окисненості всі райони ДБЕС відносяться до III класу якості води – слабозабруднена (β-мезосапробна), за винятком Бузького

лиману. У цьому районі показник перманганатної окисненості є найвищим і складає 10,5 мгО/дм³.

Біохімічне споживання кисню (БСК₅) характеризується як IV клас – помірно забруднена (α-мезосапробна), за винятком західного району, де показник БСК був найнижчим – 1,9 мгО/дм³, що відноситься до III класу якості води – слабозабруднена (β-мезосапробна).

За результатами досліджень водневий показник (рН) води ДБЕС коливався від 8,0 до 8,3, що свідчить про лужну реакцію води. Найбільш чистими за рівнем рН виявились Бузький лиман та східний і західний райони Дніпровського лиману, де цей показник складав 8,0, що відповідає класу "достатньо чиста" води (III).

Також було зафіксовано закономірність збільшення мінералізації води від основного русла Дніпра до західної частини Дніпровського лиману. Це збільшення пов'язане з впливом морської води з північно-західної частини Чорного моря та скороченням рівня річкового стоку. Середньосезонний показник мінералізації води варіював:

- в основному руслі Дніпра – 430,0 мг/дм³;
- в рукаві Рвач – 740,0 мг/дм³;
- у східному районі Дніпровського лиману – 1702,0 мг/дм³;
- в центральному районі коливання становили від 1465,0 до 4287,0 мг/дм³, середнє значення – 2897,0 мг/дм³;
- у західному районі лиману максимальні коливання досягали від 1088,0 до 8709,0 мг/дм³, середньосезонний показник – 4040,0 мг/дм³.

Це свідчить про значні зміни у солоності води, причому найвищі коливання спостерігаються у західному районі Дніпровського лиману, що є результатом впливу морської води та природного процесу проникнення морської води до гирлових ділянок через повільний рух прісної води в основному руслі.

Концентрація нітритного азоту (NO₃⁻) зменшується від основного русла Дніпра до західної частини Дніпровського лиману, з 0,026 до 0,013 мг N/дм³, що пов'язано з підвищенням солоності води. Середня концентрація амонійного

азоту (NH_4^+) в різних районах системи варіювала від 0,48 до 0,77 мг N/дм³, що свідчить про наявність органічного забруднення та взаємодію з біологічними процесами в екосистемі (рис. 2.18.).

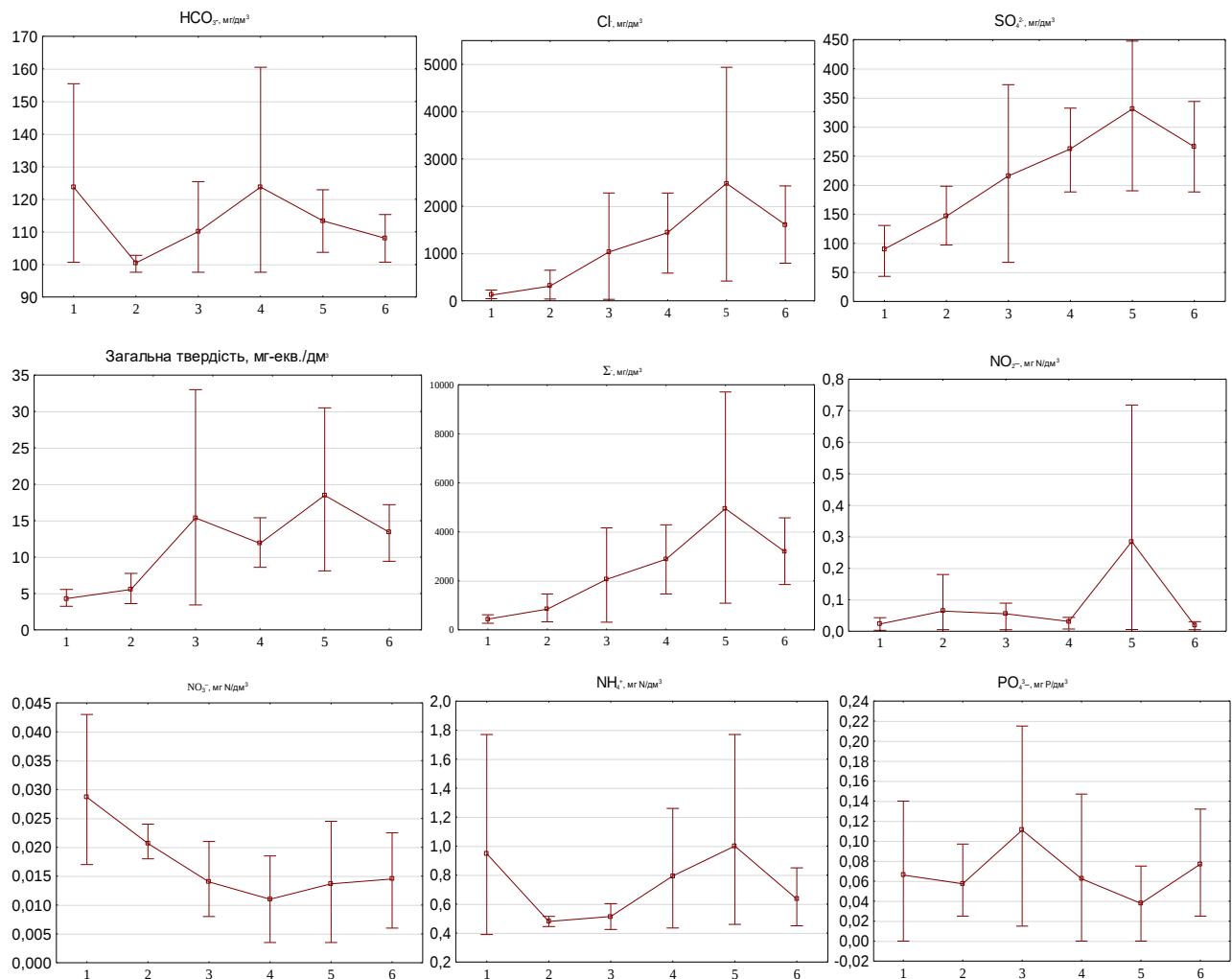


Рис. 2.18. Вміст головних іонів та мінералізація води ДБЕС (1 – основне русло Дніпра, 2 – рукав Рвач, 3 – Східний р-н, 4 – Центральний р-н, 5 – Західний р-н, 6 – Бузький лиман), (2019 – 2020 рр.)

У західному районі Дніпровського лиману зафіксована найбільша концентрація амонійного азоту (NH_4^+) – 0,77 мг N/дм³, що свідчить про наявність значного забруднення органічними речовинами. Характерною рисою є широкий діапазон коливань цього показника протягом вегетаційного періоду в основному руслі Дніпра, центральному та західному районах лиману.

Щодо вмісту розчиненого в воді мінерального фосфору (PO_4^{3-}), його концентрація змінювалась від 0,0 до 0,215 мг P/дм³, а середньосезонні показники

варіювали від 0,038 до 0,103 мг Р/дм³ у різних районах. Найвищі концентрації середньосезонного мінерального фосфору спостерігались у східній частині Дніпровського лиману (0,103 мг Р/дм³), що можна пояснити високим рівнем деструкційних процесів через річковий стік і скиди стічних вод від підприємств та населених пунктів.

Значний вплив на підвищення мінералізації води також має сучасний низький рівень попусків прісної води з Каховської ГЕС, який варіюється від 243 до 642 м³/с. Це сприяє поступовому збільшенню концентрації солей у воді. В порівнянні з багаторічними даними річкового стоку (1986 – 2013 рр.), за останнє десятиріччя спостерігається суттєве скорочення річкового стоку, більше ніж удвічі, що знижує кількість прісної води, що надходить до екосистеми та впливає на зміни в хімічному складі води в ДБЕС.

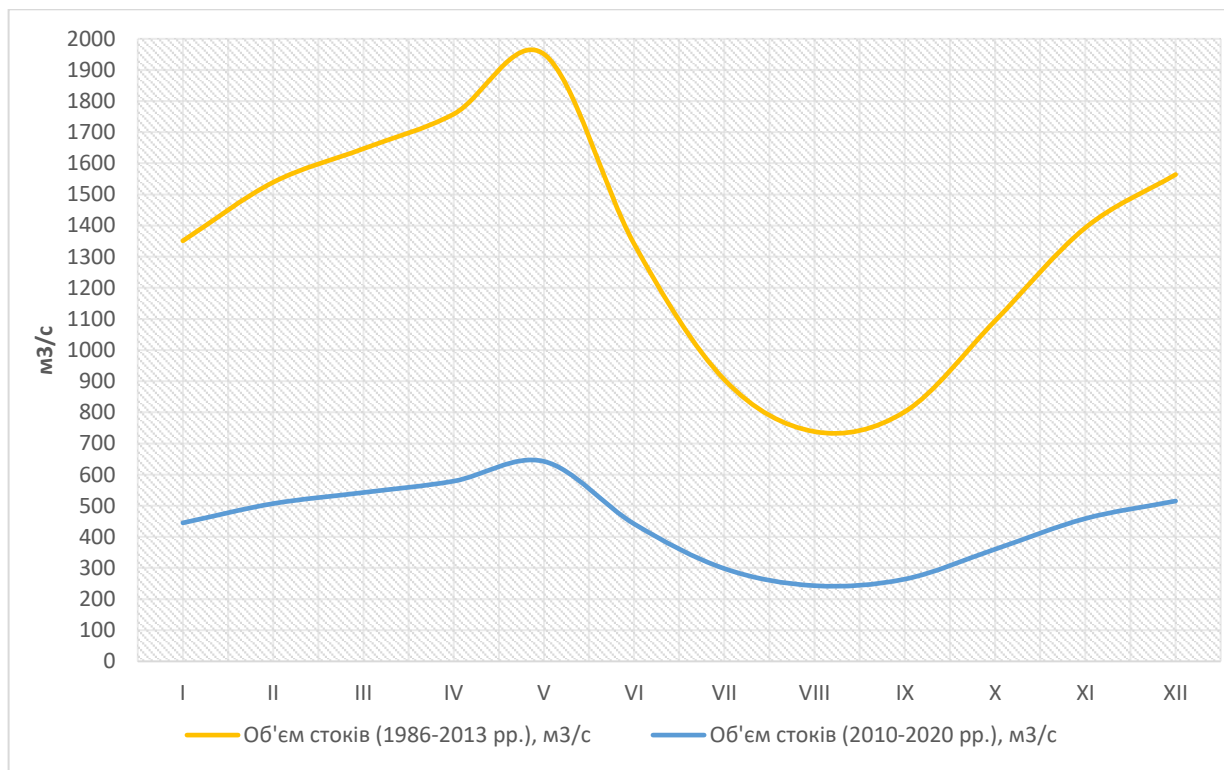


Рис. 2.19. Середні багаторічні показники водності, (архівні данні Каховської ГЕС)

Результати досліджень показали, що Дніпровсько-Бузький лиман є важливим регіоном з екологічно напруженим станом через високий рівень вмісту різних біогенних елементів, зокрема іонів хлору, аміачного азоту (NH₄⁺),

нітратного (NO_3^-) та нітритного азоту (NO_2^-), а також фосфатів (PO_4^{3-}). Це сприяє значній зміні якості води від категорії «чисті» до «дуже брудні».

На основі аналізу можна зробити висновок, що концентрація біогенних елементів у воді ДБЕС зазнає значних коливань залежно від району та сезонного періоду. Зменшення концентрації нітритного азоту (NO_3^-) у напрямку від основного русла Дніпра до західної частини лиману зумовлене підвищенням солоності води. Концентрація мінерального фосфору (PO_4^{3-}) має територіальні відмінності, досягаючи найвищих значень у східній частині лиману через активні деструкційні процеси, зумовлені річковим стоком і скидами стічних вод. Скорочення річкового стоку, спричинене зменшенням попусків прісної води з Каховської ГЕС, призводить до підвищення мінералізації води, збільшення концентрації солей та змін у хімічному складі води естуарної системи. Ці процеси можуть мати негативний вплив на екологічний стан водойми, зокрема на якість середовища існування гідробіонтів. Зважаючи на це, пропозиція щодо використання риб біомеліораторів є вірним кроком для покращення якості води.

Очевидно, що стан ДБЕС погіршується під впливом низки факторів абіотичного і біотичного походження: підвищення температури води, скорочення обсягів скиду прісної води, високий рівень трофічного навантаження, а також зростання чисельності інвазивних видів. В умовах таких змін, комплексний підхід до досліджень має включати регулярний моніторинг і оцінку якості води, динаміки популяцій гідробіонтів.

РОЗДІЛ 3

БІОТИЧНІ ПАРАМЕТРИ СЕРЕДОВИЩА

3.1. Гідробіологічна характеристика

Взаємодія елементів системи, незалежно від фізичної природи їхніх зв'язків у просторі та часі, утворює єдину цілісну структуру, де абіотичні та біотичні фактори з'єднані через кругообіг речовин і потоки енергії. У результаті виникає саморегульована система, де кожен компонент впливає на інші, забезпечуючи стабільність та ефективне функціонування всієї системи [312].

ДБЕС є важливим рибопромисловим районом завдяки іхтіофауні, яка включає морські, солонуватоводні та прісноводні комплекси. Трофічні компоненти, такі як продуценти і консументи, формують кормову базу риб і мають вирішальне значення для забезпечення необхідного об'єму кормового ресурсу, що підтримують стабільне функціонування іхтіоценозу.

Продукційний режим ДБЕС в різні роки та сезони мав значні коливання. Дослідження фітостоку в пониззі Дніпра виявили, що його обсяг залежить не лише від кількості попусків з Каховського водосховища, але й від того, як ці попуски розподіляються протягом року [238]. У 1997 році, коли обсяги попусків з водосховища зростали від 4,1 км³ навесні до 8,8 км³ восени, фітосток протягом вегетаційного періоду становив 27,93 тис. т. В 2002 році, коли обсяги попусків поступово знижувались з 6,3 км³ навесні до 3,9 км³ восени, фітосток досягнув понад 45,5 тис. т. Збільшення водного стоку з весни до осені забезпечувало рівномірний розподіл фітостоку протягом вегетаційного періоду, тоді як зменшення стоку сприяло активному розвитку великих діатомових водоростей і максимальному накопиченню фітостоку весною (42,11 тис. т із загальних 45,5 тис. т).

За багаторічними спостереженнями, інтенсивність розвитку різних груп водоростей змінюється в залежності від сезону. Зимовий період характеризується домінуванням діатомових водоростей, які складають до 99%

загальної біомаси. У цей час найбільш чисельними є види *Synedra ulna* Epr., *Cyclotella* sp.. Зелені водорості складають лише від 1 до 3% біомаси. Весною діатомові водорості зберігають свою провідну роль, становлячи від 5 до 92% загальної біомаси. Чисельність цих водоростей варіює від 25 до 5500 млн.кл/м³, а біомаса від 0,001 до 9,100 г/м³. Динофітові водорості в цей період зустрічаються рідко. Влітку домінування діатомових водоростей зменшується. Зростає частка зелених водоростей, яка становить від 9 до 41% загальної біомаси. Їх чисельність варіюється від 70 до 3100 млн.кл/м³, а біомаса – від 0,003 до 4,76 г/м³. Найбільш масовими видами були *Pediastrum duplex* M., *Scenedesmus quadricauda*, *Pseudoholopedia convolute* EL., *Pandorina morum* Borі. Синьо-зелені водорості в літньому фітопланктоні відіграють ключову роль у явищі «цвітіння» води. Їх частка в загальній біомасі коливається від 34 до 62%, а в деяких районах досягає 70–97%. Чисельність цих водоростей варіюється від 17,8 до 1869,1 млн.кл/м³, а біомаса – від 0,02 до 5,10 г/м³ [134].

Найбільш чисельними видами у літньому фітопланктоні є *Microcystis aeruginosa* K., *Oscillatoria tenuis* Ag., *O. planctonica* Wol., *Anabaena flos-aquae* Br. В цей період спостерігається інтенсивний розвиток динофітових та евгленових водоростей, частка яких у загальній біомасі варіюється від 1 до 89% залежно від року та конкретних ділянок Дніпрвсько-Бузької естуарної системи. Біомаса цих водоростей коливається від 0,01 до 4,22 г/м³ [134].

В осінній період на всій акваторії спостерігається зниження рівня розвитку фітопланктону. Домінують діатомові водорості, чисельність яких варіюється від 3 до 1650 млн. кл./дм³, а біомаса – від 0,002 до 1,25 г/м³. Зелені водорості в цей період мають чисельність від 0,5 до 1200 млн.кл./дм³ і біомасу від 0,001 до 0,7 г/м³. Інтенсивність розвитку синьо-зелених водоростей значно знижується. Динофітові водорості восени складають в середньому не більше 3% загальної біомаси, але в окремих ділянках західного та Бузького районів їх чисельність може досягати 90 млн. кл./м³, а біомаса – до 0,92 г/м³ [279].

Останні дослідження рівня розвитку фітопланктону вказують на значні запаси органічної речовини. Ці резерви органічного матеріалу мають важливе

значення для екосистеми, оскільки фітопланктон є основним джерелом енергії для більшості трофічних рівнів водних екосистем, забезпечуючи базу для харчових ланцюгів і сприяючи підтримці біологічного різноманіття [218 – 222].

Динаміка розвитку фітопланктону в ДБЕС є результатом впливу низки факторів. Найбільш суттєвим серед них є мінералізація води, яка безпосередньо залежить від стоку Дніпра. Важливим чинником є коливання попусків води з Каховського водосховища, що суттєво впливає на екосистему.

Протягом тривалого часу динаміка біомаси зоопланктону ДБЕС зростала переважно у напрямку від східного до центрального району. Встановлено, що середня біомаса зоопланктону в східному районі приблизно на 30% нижча, ніж у центральному, і на 52% менша, ніж у Бузькому районі. У порівнянні з минулими дослідженнями, рівень розвитку зоопланктерів суттєво змінився у кількісному аспекті, а біомаса зоопланктону стала в кілька разів вищою [134]. Останні детальні дослідження, проведені різними авторами у пониззі Дніпра, східному та центральному районах, підтверджують тенденцію до поступового зростання біомаси зоопланктону з роками [280; 328]. Кількісний розвиток зоопланктону в східному районі характеризувався значними коливаннями біомаси ($0,01 - 2,76 \text{ г/м}^3$) і чисельності ($3,5 - 252,3 \text{ тис.екз/м}^3$), при цьому середні показники становили $0,65 \text{ г/м}^3$ і $63,3 \text{ тис.екз/м}^3$ відповідно. Варто зазначити, що у пригирловій частині лиману кількісний розвиток зоопланктону значно нижчий порівняно з іншими його районами ($0,22 \text{ г/м}^3$ та $31,1 \text{ тис.екз/м}^3$) [329]. Зоопланктон ДБЕС був представлений комплексом організмів морського, солонуватоводного та прісноводного походження. Така специфічна структура зумовлена впливом морської води та глибиною її проникнення в акваторію. Було встановлено, що частка коловерток становила 44%, гіллястовусих ракоподібних – 18%, а веслоногих – 38%.

Серед найбільш масових представників коловерток були *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850), *Brachionus angularis* (Gosse, 1851), *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766), *Keratella hiemalis* (Carlin, 1943), *K. cochlearis*, (Gosse, 1851). У групі гіллястовусих домінували *Bosmina longispina* (Leydig, 1860),

Bosmina longirostris (O.F.Müller, 1776), *B. coregoni* (P.E. Müller, 1867), *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller, 1776), *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891), *Podonevadne trigona subsp. ovum* (Zernov, 1897), а серед веслоногих переважали *Diaptomus* Westwood, 1836 і *Cyclops* O.F.Müller, 1776.

Сезонні показники біомаси зоопланктону в різних районах лиману варіювали у широких межах. У мілководних зонах центрального району рівень розвитку зоопланктону був досить високим і складав від 0,82 до 8,84 г/м³. Співвідношення угруповань зоопланктону значно різнилося залежно від домінування коловерток (*Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766), *Keratella quadrata* (Müller, 1786), *гіллястовусих* (*Bosmina coregoni* (P.E. Müller, 1867), *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891), *Podonevadne trigona subsp. ovum* (Zernov, 1897) та *веслоногих* (*Diaptomus* Westwood, 1836, *Nauplius*).

Найвищі біомаси зафіксовані в районі річки Буг і міста Аджигіол, де вони варіювали від 2,54 до 11,87 г/м³. У цих пробах виявлено найбільшу видову різноманітність, особливо серед коловерток, хоча основну біомасу формували гіллястовусі та веслоногі. У літній період (липень – серпень) в центральному районі лиману через масовий розвиток *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891) зоопланктонна біомаса могла додатково зростати до 86,41 г/м³ [224].

У східній частині лиману біомаса формувалася переважно за рахунок розвитку коловерток і веслоногих, тоді як гіллястовусі зустрічалися в незначній кількості або були майже відсутні. Біомаса зоопланктону в цьому регіоні коливалася в межах 0,12 – 8,26 г/м³ [338].

Таким чином, показники розвитку зоопланктону дозволяють оцінити рівень забезпеченості риби-зоопланктофагів кормовими ресурсами в різних частинах лиману. Прибережні мілководні зони, які є основними місцями нагулу молоді риби, характеризуються високою щільністю дрібного зоопланктону (0,82 – 8,84 г/м³). Водночас у східній частині біомаса завжди була нижчою, що пояснюється концентрацією в центральному районі як прісноводних, так і морських та солонуватоводних організмів, серед яких добре розвиваються великі

представники гіллястовусих і веслоногих ракоподібних, *Podonevadne trigona subsp. ovum* (Zernov, 1897), *Diaptomus* Westwood, 1836) [219; 224].

Серед сучасних промислових видів риб, які ефективно споживають зоопланктон у Дніпровсько-Бузькому лимані, можна виділити молодь основних промислових видів, тюльку, пузанка та частково сріблястого карася [97]. Проте строкатий товстолобик, що є бажаним об'єктом далекосхідного рибництва, у місцях з високою концентрацією зоопланктону зустрічається рідко, що свідчить про його малу чисельність. Тривалі дослідження підтвердили, що біомаса зоопланктону не є лімітуючим фактором для чисельності цього виду, а основною причиною його низької популяції можуть бути різкі зміни гідролого-хімічного режиму, скорочення випуску молоді та недостатній контроль за промисловим виловом.

Динамічні екологічні фактори у поєднанні з дефіцитом рибопосадкового матеріалу можуть спричиняти уникнення певних районів для постійного перебування риби. Ситуація ускладнюється низькою чисельністю споживачів зоопланктону при достатній кормовій базі, що, ймовірно, пов'язане зі зменшенням кількості статевозрілих особин та скороченням врожайних поколінь риби упродовж тривалого часу. Проте підвищення ефективності рибогосподарської діяльності у ДБЕС може сприяти збільшенню інтродукції видів, здатних до активних міграцій, і використанню кормового потенціалу певних районів навіть за умови змін параметрів середовища [96].

Більшість зообентосних організмів, таких як молюски, ракоподібні, черви та інші безхребетні, добре адаптовані до конкретних умов середовища і їх популяційна структура чітко відображає зміни в солонуватості води, що з огляду на зміну солоності по районах в ДБЕС має важливе значення у формуванні стратегії інтродукції корошових видів риби [53].

Домінуючою частиною макрзообентосу у 80-ті роки були молюски, які складали в різні роки 43,9 – 90,1 % загальної біомаси, за чисельністю – олігохети (47,4 – 75,1 %). Чисельність донних безхребетних в 1967 – 1985 рр. коливалася в межах 5288 – 14642 екз/м², а біомаса – 33,68 – 97,37 г/м², складала в середньому

10 тис. екз/м² з біомасою 50 – 70 г/м². В Станіславській ямі зустрічалися в основному понто–каспійські види (близько 50%), морські види були відсутніми, переважали прісноводні і солонуватоводні види. За біомасою у всі роки переважали молюски (94,0 – 99,2%), за чисельністю – олігохети (29,2 – 49,7%), хоча в окремі роки значну частку мали багаточисельні корифіїди, молюски і гамариди: в 1985 р. вони склали відповідно 25,2%, 21,8% і 10,7% загальної чисельності: *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1899), *Corofium robustus*, *C. curvispinum*; амфаретіди – *Hypania invalida* (Grube, 1860), *Hypaniola kowalewskii* (Grimm, 1877); олігохети – *Potamothenix moldaviensis* (Vejdovsky & Mrázek, 1903), *Psammoryctides deserticola* (Grimm, 1876), *P. deserticola* (Grimm, 1876). На лівобережному мілководді (біля о. Янушеве і с. Рибальче) в період з 1967 по 1985 рр. спостерігалось коливання макрозообентосу в межах 1980–7710 екз/м², біомаса – 3,13 – 41,45 г/м². Основу чисельності як за кількістю вхідних в нього форм, так і за біомасою частіше всього складали олігохети (40,5 – 68,0 %), основу біомаси – молюски (48,3 – 89,4 %). Серед поліхет амфаретид переважали *Hypaniola kowalewskii* (Grimm, 1877). На цій ділянці на ряду з дрейсенами відмічені *Theodoxus (Theodoxus) fluviatilis* (Linnaeus, 1758), значне поселення молюсків рода *Turricaspiia*, олігохет – *Peloscolex ferox* (Eisen, 1879), *Isochaetides michaelsoni* (Lastochkin, 1937), хірономід – *Cladotanytarsus* (Kieffer, 1922). В порівнянні з іншими ділянками східного району тут найбільш чисельними були поселення кумових, серед яких домінували *Pterocuma pectinatum* (Sowinsky, 1893), а також часто зустрічались мізиди, кумові, гамариди, рідше – корофіїди і хірономіди. Центральна ділянка східного району лиману характеризувалась одноманітністю ґрунтів. Екологічні умови тут більш стабільні, фауна донних безхребетних відносно одноманітна. Найбільш розвинені олігохети і хірономіди, перші домінували за чисельністю, другі – по біомасі. Середня чисельність організмів макрозообентосу коливалась в межах від 1617 до 9455 екз/м², а біомаса від 5,74 до 13,97 г/м² [50; 53; 56; 57; 134].

Зміни фауністичного складу зообентосу Дніпровсько–Бузької естуарної системи, зокрема скорочення річного стоку та прогресуюче осолонення, призвели до значних змін у структурі донних спільнот. Проблеми, пов'язані з осолоненням, особливо відчутні на станціях, де товщина донних відкладів значно перевищує "родючий" шар детриту (15–20 см). Це призвело до погіршення умов для багатьох бентичних організмів, що не в змозі адаптуватися до змінюваних умов, включаючи погіршення рівня кисню та утворення сірководневих зон. Динаміка біомаси зообентосу варіює в залежності від регіону лиману. Найвищі показники спостерігаються на середніх глибинах, де середовище більше сприятливе для розвитку різних видів організмів. Проте, на цих ділянках домінують личинки хірономід, що є типовими організмами для подібних умов. Вони характеризуються здатністю адаптуватися до широкого діапазону солоності та інших змін у водному середовищі. В західній та східній частині лиману біомаса зообентосу виявилась значно меншою, що може бути пов'язано з більш несприятливими умовами для бентичних організмів через прогресуюче осолонення та менш сприятливі хімічні характеристики донних відкладів [334].

В угрупованні зообентосу Дніпровсько–Бузького лиману вагому частку становили гамариди з найбільш чисельним видом *Pontogammarus maeoticus* (Sovinskij, 1894), який належить до автохтонного каспійського комплексу. Правий берег лиману (район Станіслава) як зона піщаного заплеску з доброю аерацією і прогріванням вважається основним районом концентрації *Pontogammarus maeoticus* (Sovinskij, 1894), який займає нішу цієї зони і не може розглядатися як істотний конкурент для певних мешканців водойми. Місцем концентрації цього виду є смужка узбережжя, ширина якої залежить від рельєфу дна і схилу берега. Найбільша кількість спостерігається на глибині до 10–15 см, з підвищенням її до 20–30 см, чисельність та біомаса стрімко знижується і вже на глибині 40 – 50 см рачки зовсім зникають. Середній показник біомаси *Pontogammarus maeoticus* (Sovinskij, 1894) становив 198 г/м², що в місцях

концентрації робить його істотним кормовим компонентом для іхтіофауни ДБЕС [218; 334].

Серед основних факторів впливу на розповсюдження і розвиток зообентосу автори відзначали забруднення поверхневих вод стічними водами, необґрунтований режим скидів прісної води з Каховської ГЕС, низький об'єм стоку Дніпра, кліматичні умови [114; 115; 166]. В результаті ці явища негативним чином позначились на видовому різноманітті гідробіонтів різних ланок трофічного ланцюга [51; 88; 134; 249; 356].

Сучасними дослідженнями останніх років провідних фахівців встановлена тенденція зменшення бентичних організмів за 30-ти річний період в ДБЕС на 42 – 85%, питома кількість фауністичних груп – на 29%, а понто-каспійських молюсків і ракоподібних – на 62%. В останні десятиліття в пониззі Дніпра видовий склад бентичних організмів практично не змінився, збереглися всі ценози безхребетних які існували і в 80-ті роки, але характерними для них стала спрощена видова і просторова структура. Відмічене різке скорочення частоти зустрічальності багатощетинкових червів, молюсків і ракоподібних. Найбільш постраждала понто-каспійська фауна, що свідчить про загальний незадовільний стан умов існування бентосних організмів внаслідок погіршення екологічної ситуації в ДБЕС [54]. Макрозообентос переважно представлений дрейсеновими ценозами, частка дрейсени в бентосі за кількісними показниками займала від 87 до 94%, а за біомасовими 88 – 96%. Основним розмірним рядом молюсків, які споживаються рибами бентофагами, являються дрейсени до 16 мм, що складало 21% від загальної маси дрейсен [56].

З огляду на те, що більшість років характеризуються середньо- або багатоводними умовами для річкового стоку Дніпра, донна фауна ДБЕС здебільшого представлена прісноводними видами. Днопоглиблювальні роботи, що проводяться для підтримки необхідних глибин в суднохідних каналах, мають значний вплив на кількісний і якісний склад зообентосу. В таких зонах утворюються несприятливі умови для проживання гідробіонтів, і основним представником, що складає до 98% біомаси зообентосу, є *Chironomus plumosus*

(Linnaeus, 1758). Це пов'язано з його репродуктивними властивостями, які дозволяють швидко відновлювати популяцію, зазвичай протягом півроку через три генерації [340].

У складі зообентосу Дніпровського та Бузького лиманів реєструються практично всі представники, які розповсюджені по гирловій системі взагалі. При цьому основу фауни донних тварин складають прісноводні та солонуватоводні види. У Бузькому лимані спостерігається переважання кількості солонуватоводних видів (більше 50%), в той час, коли у центральному та східному районах Дніпровського лиману їх кількість не перевищує 40%.

Співвідношення екологічних груп зообентосу змінюється за роками і залежить від водності року. При збільшенні стоку Дніпра у Дніпровському лимані спостерігається підвищення частки прісноводних видів, а при його зменшенні – більшої значимості набувають морські форми. Тривалі спостереження показують, що останніми роками у Дніпровському та Бузькому лиманах простежується стала тенденція переважання солонуватоводних видів. За середньобаторічними даними їх частка становила біля 41%. Питома вага прісноводних форм є дещо нижчою і складала в середньому 39%. У маловодні роки частка морських видів може сягати більше 30% при адекватному зменшенні питомої ваги прісноводних форм. У середні за водністю і в багатоводні роки морські види донної фауни звично реєструвались лише у Бузькому лимані та західному районі Дніпровського лиману. У найбільш розпрісненій ділянці Дніпровського лиману (східний район) ці види зазвичай відсутні. Солонуватоводні види розповсюджені практично по всій акваторії Дніпровського та Бузького лиманів, формуючи при цьому основу біомаси донних безхребетних. Домінуюча роль належить солонуватоводним видам реліктового походження. Більш характерним таке домінування є для центрального та східного районів Дніпровського лиману. Проте вже у західному районі такі види поступались місцем солонуватоводним формам морського походження [340].

3.1.1. Фітопланктон

З огляду на попередні наукові дослідження та сучасні умови, стає очевидним, наскільки важливим є вивчення фітопланктону як основного первинного продуцента в умовах зміни річкового стоку. Це набуває особливої актуальності для ДБЕС, де трансформація стоку Дніпра суттєво впливає на екосистему.

У водоймах ДБЕС нами було зафіксовано 384 види водоростей планктону, які належать до семи різних систематичних відділів. Найбільша різноманітність відзначена серед зелених і діатомових водоростей – 131 та 130 таксонів відповідно. Серед *Cyanobacteria* виявлено 65 видів, а кількість таксонів *Dinophyta*, *Euglenozoa* та *Chrysophyta* варіює від 6 до 19 видів [24].

Аналізуючи фактичні дані, можна зробити висновок, що видове різноманіття фітопланктону в ДБЕС є достатньо багатим. У східному районі Дніпровського лиману було зафіксовано 207 видів, у центральному – 236, а в західному – 269 видів. У Бузькому лимані кількість видів становить 233, а в пониззі Дніпра – 169 видів. Проте, при просторовому розподілі видів, спостерігаються певні закономірності, що зменшують випадковість їх розподілу та дозволяють виявити тенденції в екосистемі. Це допомагає краще зрозуміти вплив факторів середовища на біорізноманіття цієї екосистеми [108].

Проведені нами розрахунки за багаторічний період показали, що видове різноманіття фітопланктону в ДБЕС є високим [24]. Індекс Шеннона (H') становив 2,35, що свідчить про помірну різноманітність в системі. Крім того, індекс вирівняності (e') дорівнює 0,84, що вказує на досить високий рівень рівномірності розподілу видів фітопланктону. Це означає, що види в екосистемі розподілені майже рівномірно, без домінування окремих видів. Така структура екосистеми свідчить про її стабільність і здоровий стан (рис. 3.1.).

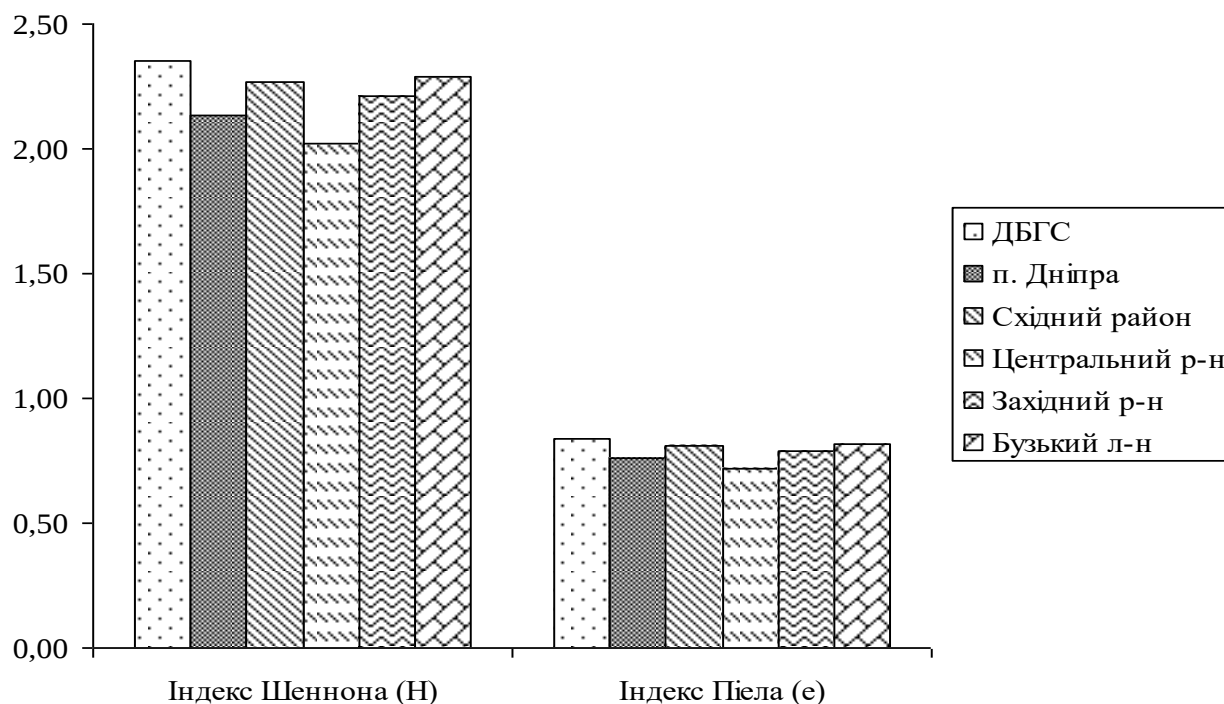


Рис. 3.1. Характеристика видового різноманіття фітопланктону ДБЕС [24]

У різних акваторіях естуарної системи спостерігаються деякі відмінності у видовому різноманітті фітопланктону. Найвища різноманітність зареєстрована у Бузькому лимані, де індекс Шеннона (H) становить 2,29. Подібні показники спостерігаються й у західному та східному районах Дніпровського лиману, де значення (H) варіюють від 2,27 до 2,29. Водночас у цих районах спостерігається відносна однорідність видового складу, що свідчить про невеликі коливання в кількості видів. Це підтверджується високими значеннями індексів Пієла (e), які коливаються в межах 0,79 – 0,82, що вказує на високий рівень рівномірності в розподілі видів у цих акваторіях.

Найменша різноманітність фітопланктону спостерігається в центральному районі Дніпровського лиману, де домінують зелені та діатомові водорості. Це підтверджується високими значеннями коефіцієнтів видової подібності, що свідчить про обмежене видове різноманіття в цьому районі з переважанням кількох видів. Таким чином, у центральному районі спостерігається виражена домінантність певних груп водоростей, що зменшує загальну різноманітність фітопланктону в цьому регіоні.

Що стосується інших водойм ДБЕС, то найбільш подібний видовий склад *Cyanobacteria* спостерігається в Бузькому та Дніпровському лиманах (центральный і східний райони). Значення коефіцієнтів видової подібності для цих акваторій дуже близькі до одиниці ($K = 0,98-0,99$), що свідчить про практично ідентичний видовий склад у цих районах. Це вказує на схожі екологічні умови і фактори середовища, які сприяють розвитку подібних спільнот *Cyanobacteria* водоростей у різних частинах системи [229].

Рівень подібності видового складу *Cyanobacteria* між пониззям Дніпра та західним районом Дніпровського лиману зростає від 0,77 до 0,96. Це пов'язано з більш потужним стоком Дніпра, який сприяє збільшенню обсягу поверхневого фітостіку з Дніпра і, відповідно, підвищенню схожості видів у цих районах.

Chlorophyta водорості, які є найрізноманітнішою групою, демонструють найбільшу подібність у видовому складі в західному районі Дніпровського та Бузькому лиманах, де коефіцієнт видової подібності дорівнює 1,00. Водночас висока подібність видового складу *Chlorophyta* відзначається також у пониззі Дніпра, східному та центральному районах Дніпровського лиману, що підтверджується коефіцієнтами 0,96 – 0,98 (табл. 3.1.).

Діатомові водорості, які поширені по всій акваторії ДБЕС, демонструють зниження різноманітності від пониззя Дніпра до західного району Дніпровського лиману, але знову спостерігається збільшення різноманітності в Бузькому лимані. Це може бути пов'язано з різними екологічними умовами в цих районах, які впливають на розвиток і склад *Bacillariophyta*.

Для кількісної характеристики рівня видового домінування окремих відділів фітопланктону в ДБЕС використовували індекси домінування. У центральному та західному районах Дніпровського лиману спостерігається висока подібність видового складу *Bacillariophyta* (коефіцієнт подібності $K=0,99$), що свідчить про стабільність екологічних умов цих районів.

Таблиця 3.1.

**Матриця видової подібності фітопланктону за районами ДБЕС
(згідно коефіцієнту Серенсена) [24]**

Район водойми	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. р-н	Центр. р-н	Зах. р-н	
Cyanobacteria					
п. Дніпра	–	0,88	0,89	0,96	0,89
Схід. р-н	0,88	–	0,98	0,84	0,77
Центр. р-н	0,89	0,98	–	0,93	0,99
Зах. р-н	0,96	0,84	0,93	–	0,93
Буз. л-н	0,89	0,77	0,99	0,93	–
Chlorophyta					
п. Дніпра	–	0,98	0,96	0,88	0,88
Схід. р-н	0,98	–	0,93	0,86	0,86
Центр. р-н	0,96	0,93	–	0,93	0,93
Зах. р-н	0,88	0,86	0,93	–	1,00
Буз. л-н	0,88	0,86	0,93	1,00	–
Bacillariophyta					
п. Дніпра	–	0,69	0,57	0,56	0,73
Схід. р-н	0,69	–	0,86	0,85	0,95
Центр. р-н	0,57	0,86	–	0,99	0,81
Зах. р-н	0,56	0,85	0,99	–	0,80
Буз. л-н	0,73	0,95	0,81	0,80	–
Dinophyta					
п. Дніпра	–	0,67	0,57	0,60	0,60
Схід. р-н	0,67	–	0,89	0,92	0,92
Центр. р-н	0,57	0,89	–	0,97	0,97
Зах. р-н	0,60	0,92	0,97	–	1,00
Буз. л-н	0,60	0,92	0,97	1,00	–
Euglenophyta					
п. Дніпра	–	0,92	0,80	0,67	0,91
Схід. р-н	0,92	–	0,73	0,74	0,83
Центр. р-н	0,80	0,73	–	0,50	0,89
Зах. р-н	0,67	0,74	0,50	–	0,59
Буз. л-н	0,91	0,83	0,89	0,59	–
Chrysophyta					
п. Дніпра	–	1,00	0,46	0,82	0,89
Схід. р-н	1,00	–	0,46	0,82	0,89
Центр. р-н	0,46	0,46	–	0,60	0,55
Зах. р-н	0,82	0,82	0,60	–	0,93
Буз. л-н	0,89	0,89	0,55	0,93	–
Xanthophyta					
п. Дніпра	–	0,75	0,86	0,80	0,86
Схід. р-н	0,75	–	0,89	0,57	0,89
Центр. р-н	0,86	0,89	–	0,67	1,00
Зах. р-н	0,80	0,57	0,67	–	0,67
Буз. л-н	0,86	0,89	1,00	0,67	–

У цих зонах індекс домінування Bacillariophyta може бути високим, що вказує на їх значне домінування серед інших груп фітопланктону (рис. 3.2.).

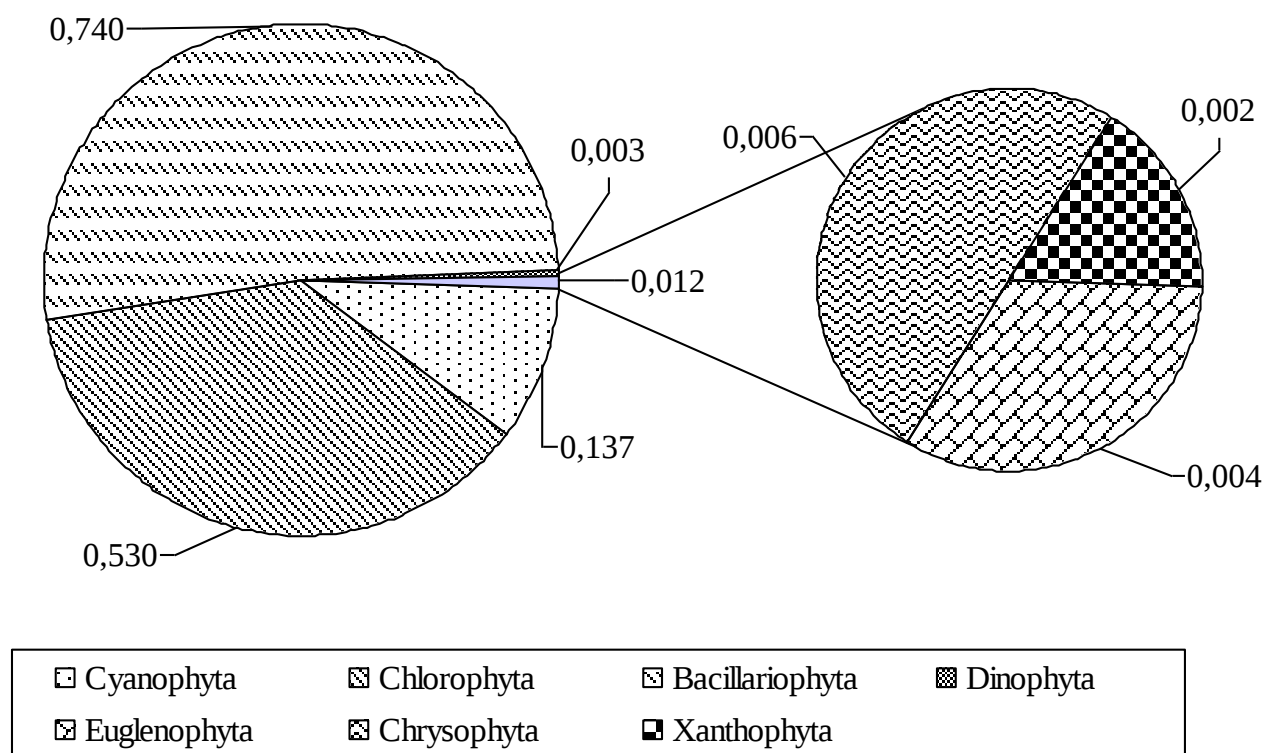


Рис. 3.2. Індекси домінування окремих відділів фітопланктону ДБЕС (за кількістю видів) [24]

Інші відділи водоростей, такі як евгленові, жовтозелені та золотисті, зустрічаються обмежено, з коефіцієнтом подібності $K=1,00$, що означає схожість видового складу між різними районами. У таких випадках індекс домінування є низьким, що вказує на менше домінування одного виду і більшу рівномірність розподілу серед інших видів.

Отже, серед фітопланктону ДБЕС найбільше різноманіття спостерігається серед Bacillariophyta (індекс різноманіття $C = 0,740$) та зелених ($C = 0,530$) водоростей. Видове різноманіття Cyanobacteria та інших груп водоростей є значно нижчим. Проте основна частина біомаси фітопланктону цієї акваторії протягом всього періоду досліджень складалася з Bacillariophyta, Chlorophyta та Cyanobacteria, які разом формували 88,6% загальної біомаси. Найбільший внесок

у формування біомаси належав *Cyanobacteria*, які складали 41,8% від загальної маси фітопланктону, що видно з представленого рисунку 3.3.

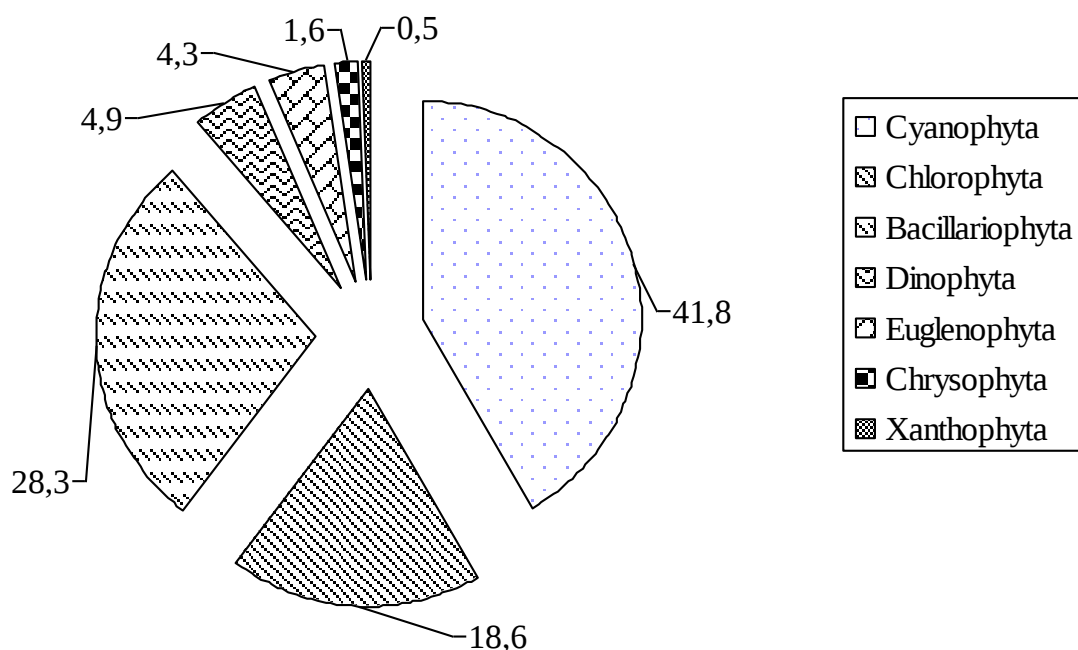


Рис. 3.3. Флористичні спектри (внесок, %) окремих систематичних відділів у формуванні біомаси фітопланктону ДБЕС [24]

Аналогічна ситуація спостерігалася і для окремих районів ДБЕС. В усіх ділянках було зафіксовано домінування *Cyanobacteria*, які складали від 45,1% до 48,1% загальної біомаси фітопланктону. *Bacillariophyta* займали друге місце, з досить рівним співвідношенням – від 22,4% до 24,5%. *Chlorophyta* найбільше поширені в Дніпровському лимані (20,4%), де відбувається змішування фітостоку Дніпра та Південного Бугу. Внесок інших груп фітопланктону, таких як *Dinophyta*, *Euglenophyta*, *Chrysophyta* та *Xanthophyta*, у загальну біомасу був значно меншим – від 0,4% до 6,7% (рис. 3.4).

Отже, якісну структуру фітопланктону ДБЕС можна вважати відносно однорідною. Однак у різні роки досліджень спостерігалися певні варіації у кількісних показниках біомаси, що зумовлені різними умовами, характерними для окремих районів цієї системи.

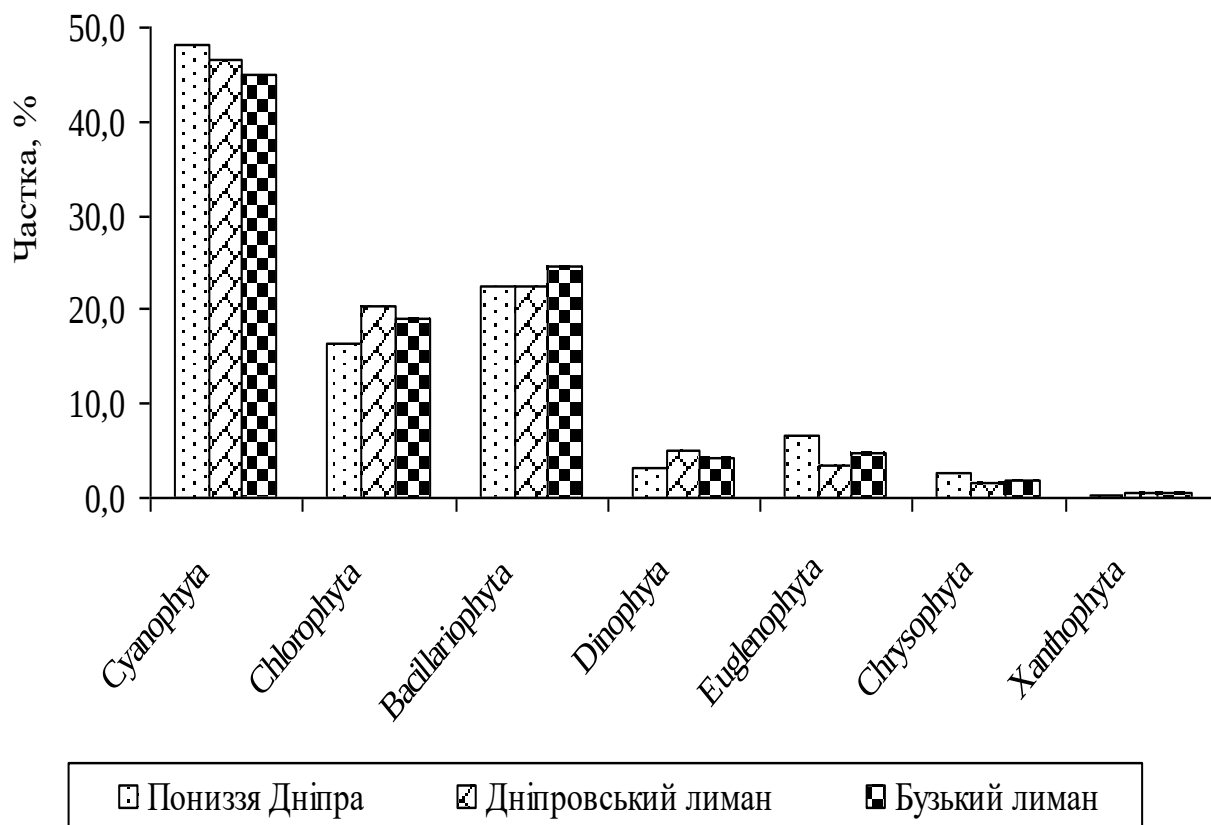


Рис. 3.4. Флористичні спектри (внесок, %) систематичних відділів у формуванні біомаси фітопланктону за районами ДБЕС [24]

Середньосезонна біомаса фітопланктону в ДБЕС протягом вегетаційного періоду коливалася в межах від 5,10 до 6,53 г/м³. У межах ДБЕС спостерігалось зростання біомаси фітопланктону у напрямку від пониззя Дніпра до центральної частини Дніпровського та Бузького лиманів. Найвищі біомаси були зафіксовані у центральному районі Дніпровського лиману, де середній показник біомаси за вегетаційний період досягав у 2019 р. 6,78 г/м³ (рис. 3.5).

На тлі відносної стабільності біомаси спостерігаються певні закономірності, зумовлені обсягами річкового стоку Дніпра. Вплив цих змін на динаміку біомаси фітопланктону у ДБЕС, зокрема в Дніпровському та Бузькому лиманах, підтверджується як власними дослідженнями, так і попередніми науковими напрацюваннями [134; 221; 229; 279; 334; 337].

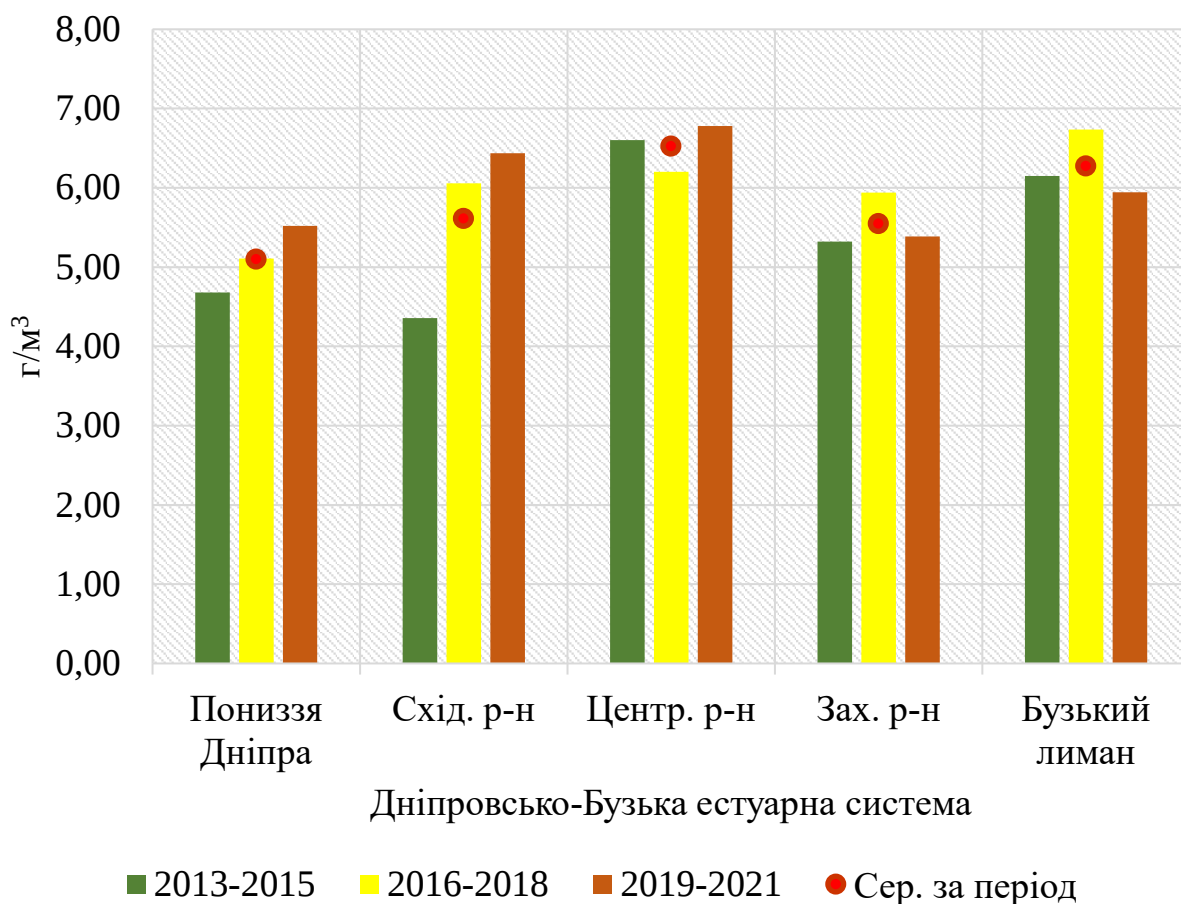


Рис. 3.5. Біомаса фітопланктону ДБЕС

У зв'язку з цим пропонується сучасніший та більш коректний підхід до характеристики розвитку фітопланктону за роками, з урахуванням особливостей кожної складової водойми ДБЕС.

У пониззі Дніпра основну частину біомаси фітопланктону формували *Cyanobacteria* та *Bacillariophyta*, їхня сукупна частка варіювалася в межах 70,5 – 85,4% протягом усього періоду досліджень. Як правило, співвідношення цих груп залишалося відносно стабільним, за винятком 2016 року, коли діатомові водорості значно переважали, становлячи 70,2% загальної біомаси, тоді як частка *Cyanobacteria* водоростей знизилася до 14,0%.

Cyanobacteria залишалися домінуючою групою, а їхня біомаса коливалася в межах 1,52–4,65 г/м³. Спостерігалася тенденція до збільшення їхньої частки у загальній біомасі фітопланктону – від 40,0% до 59%. Серед найпоширеніших таксонів були *Anabaena spiroides* Klebahn, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralis.,

Microcystis aeruginosa Kütz. emend. Elenkin та *Oscillatoria agardhii* f. *agardhii* Gom.

Максимальні біомаси Bacillariophyta у пониззі Дніпра були зафіксовані у 2016 та 2018 роках – 1,58 та 1,64 г/м³ відповідно. Дещо нижчі значення спостерігалися у 2019 та 2021 роках – 1,25 та 1,15 г/м³. Попри нестабільну динаміку біомаси, видовий склад діатомових залишався відносно стабільним, а серед домінантів відзначалися *Melosira granulata* var. *angustissima* O. Müll. та *Diatoma hiemale* Lyngb. Heib. У заплавних водоймах із уповільненим водообміном спостерігався масовий розвиток *Nitzschia denticula* Grun.

Основу біомаси зелених водоростей у пониззі Дніпра (практично 100%) формували Chroococcales. Їх біомаса змінювалася у широких межах – від 0,25 до 1,95 г/м³. Проте, у більшості випадків, їхній розвиток можна вважати відносно рівномірним, із коливаннями в межах 0,55 – 0,97 г/м³. При цьому спостерігалася стала тенденція до збільшення питомої ваги зелених водоростей у формуванні загальної біомаси фітопланктону пониззя Дніпра – від 9,8% до 28,6%. Розвиток Euglenophyta, Dinophyta, Xanthophyta та Chrysophyta не відзначався високими показниками – їхня біомаса не перевищувала 0,50 г/м³, що відповідало не більше 16% загальної біомаси фітопланктону у пониззі Дніпра.

Розвиток фітопланктону у Дніпровському та Бузькому лиманах за рівнем біомаси був вищим, ніж у пониззі Дніпра. Протягом років досліджень біомаса варіювала залежно від району лиману: східний район: 4,36–6,78 г/м³, західний район: 5,46–6,53 г/м³ (середньосезонні значення). При цьому спостерігалися стала тенденція динаміки біомаси фітопланктону, що можуть бути пов'язані з локальними змінами в екологічних умовах різних частин лиманів.

У Дніпровському лимані найвищу продуктивність фітопланктону завжди демонстрував центральний район, де біомаса коливалася в межах 5,15 – 11,55 г/м³. У західному районі, ближчому до Чорного моря, спостерігалася тенденція до зниження біомаси від 9,30 г/м³ до 3,10 г/м³. Однак протягом 2019 – 2021 рр. зафіксовано стабілізацію по біомасі до 7,02 г/м³, що пов'язано з відносно постійним річковим стоком, приблизно 40 км³/рік. Подібні закономірності

простежуються і в Бузькому лимані, а також у східному районі Дніпровського лиману.

До початку масового розвитку *Cyanobacteria* у складі фітопланктону Дніпровського та Бузького лиманів відзначається велике різноманіття *Chlorophyta*, *Bacillariophyta* та *Dinophyta*. У середині літа спостерігається домінування *Bacillariophyta*, з певними відмінностями між районами за видовим складом: східний та центральний район Дніпровського лиману: *Melosira granulata* var. *angustissima* O. Müll., *Stephanodiscus astraea* (Ehr.) Grun.; західний район та Бузький лиман: *Chaetoceros compressus* Laud.

У західному районі Дніпровського лиману, що межує з морем (станції 27–29), у спостерігається масовий розвиток морських форм водоростей: *Mastogloia elliptica* (Ag.) Cl., *M. ambigua* (Grun.) O.Mull.

Масова вегетація *Cyanobacteria* у Дніпровському та Бузькому лиманах спостерігається в другій половині літа та на початку осені, коли біомаса зростає в Дніпровському лимані від 1,57 до 2,77 г/м³, а в Бузькому – від 1,25 до 3,86 г/м³. В окремих ділянках, особливо у місцях нагоних явищ, біомаса *Cyanobacteria* водоростей може перевищувати 50 г/м³. Домінуючими видами в цей період є *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenkin та *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralis. У осінньо–весняний період у цих акваторіях домінують діатомові водорості (*Bacillariophyta*).

За показниками середньосезонної біомаси фітопланктону ДБЕС можна класифікувати як високопродуктивну водойму за рівнем розвитку природної кормової бази. Основну частку біомаси фітопланктону формують *Cyanobacteria* та *Bacillariophyta*, які протягом усього періоду досліджень складали 70,5 – 85,4% загальної біомаси. Спостерігається тенденція до збільшення частки *Cyanobacteria* у загальній біомасі фітопланктону, що може свідчити про поступове посилення евтрофікації водойми. Розвиток фітопланктону у

Дніпровському та Бузькому лиманам є більш інтенсивним порівняно з пониженням Дніпра. Найвища продуктивність фітопланктону зафіксована у центральному районі Дніпровського лиману, тоді як у західному районі, ближчому до Чорного моря, спостерігається зниження біомаси. Протягом року змінюється домінуючий склад фітопланктону: у весняно–осінній період переважають *Bacillariophyta*, тоді як у другій половині літа та на початку осені спостерігається масовий розвиток *Cyanobacteria*, особливо у місцях сгінно-нагінних явищ, де їхня біомаса може перевищувати 50 г/м³. Загалом, динаміка фітопланктону в ДБЕС є результатом впливу природних та антропогенних факторів, включаючи зміни гідрологічного режиму, солоності води, рівня біогенних речовин і кліматичних умов. Подальший моніторинг цих процесів є необхідним для оцінки екологічного стану водойми та розробки заходів щодо його покращення.

3.1.2. Зоопланктон

За даними 80–х років минулого століття, зоопланктон ДБЕС відзначався значним видовим різноманіттям, нараховуючи 270 видів. Найбільш численною групою були коловертки (104 види), серед яких домінували *Brachionus calyciflorus* Pallas (80%), *Br. urceolaris* Müll. (50%), *Br. angularis* Gosse (46%), *Filinia longiseta* Ehrenberg (75%), *Keratella quadrata* Müller (68%), *K. Cochlearis* Gosse (65%).

Гіллястовусі та веслоногі ракоподібні мали подібну видову чисельність у зоопланктоні ДБЕС – 81 та 75 видів відповідно. Найчастіше зустрічалися *Bosmina longirostris* Müll. (80%), *Podonevadne trigona ovum* Sars (57%), *Heterocope caspia* Sars, *Acartia clausi* Giesbrecht, *Paracalanus parvus* Claus (70%).

Якісні та кількісні характеристики зоопланктону значно змінилися під впливом абіотичних факторів, зокрема змін у гідрологічному та хімічному режимах, що відбулися порівняно з 60–80 pp. XX століття. Основними причинами стали скорочення річкового стоку, зростання впливу згінно–нагінних явищ та антропогенний вплив. За період досліджень було ідентифіковано 79 видів зоопланктону: 31 вид коловерток, 27 видів гіллястовусих та 21 вид

веслоногих ракоподібних (Додаток 2). Порівняно з 270 видами у минулому, таке скорочення зумовлене зарегулюванням Дніпра каскадом водосховищ, що спричинило зміни у гідролого-гідрохімічному режимі, збільшення безповоротного водоспоживання, зменшення прісноводного стоку та підвищення солоності води [1; 10; 15; 33; 36; 48; 163; 213].

За проведеними нами розрахунками (2001 – 2018 рр.) встановлено, що найбільша частка *Rotatoria* притаманна до пониззя Дніпра, складаючи частку від загальної кількості видів – 35,0%, у східному і центральному районі Дніпровського лиману їх частка була майже на однаковому рівні, складаючи відповідно 25,7 – 26,2%. В західній частині – 26,7%. Найменше *Rotatoria* було відзначено у Бузькому лимані – 15,5%. *Cladocera* в пониззі Дніпра досягали 41,3% від загальної кількості. Найвищий показник *Cladocera* відзначено у Східному районі Дніпровського лиману, досягаючи частки – 44,6%, зменшуючись у напрямку від центрального до західного району, відповідно займаючи частку від 41,8 – 38,3%. У бузькому лимані їх частка була на достатньо високому рівні – 41,2% (рис. 3.6.) [25].

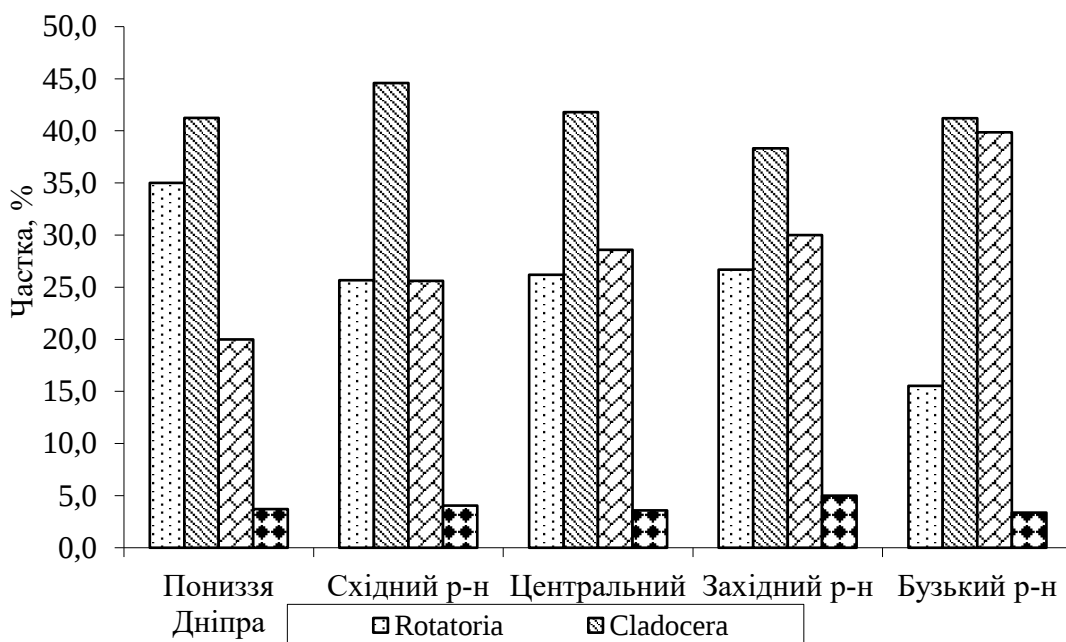


Рис. 3.6. Видова структура зоопланктону ДБЕС (частка у загальній кількості видів, %): 1 – пониззя Дніпра; 2–4 – східний, центральний та західний райони Дніпровського лиману; 5 26– Бузький лиман [25]

Розподіл зоопланктону по акваторії ДБЕС є рівномірним, що підтверджується розрахунками індексів Шенона–Уівера (H) та Пієлу (e), результати яких наведені на рисунку 3.7.

Співвідношення видів у зоопланктоні ДБЕС є вирівняним, що підтверджується високими значеннями індексу Пієлу (0,98–0,99) по всій акваторії. Найбільше різноманіття за індексом Шенона відзначено у пониззі Дніпра та Бузькому лимані (1,56–1,57). У напрямку від східного району Дніпровського лиману (38 таксонів) до західного (47 таксонів) спостерігається поступове зростання цього показника – з 1,50 до 1,55.

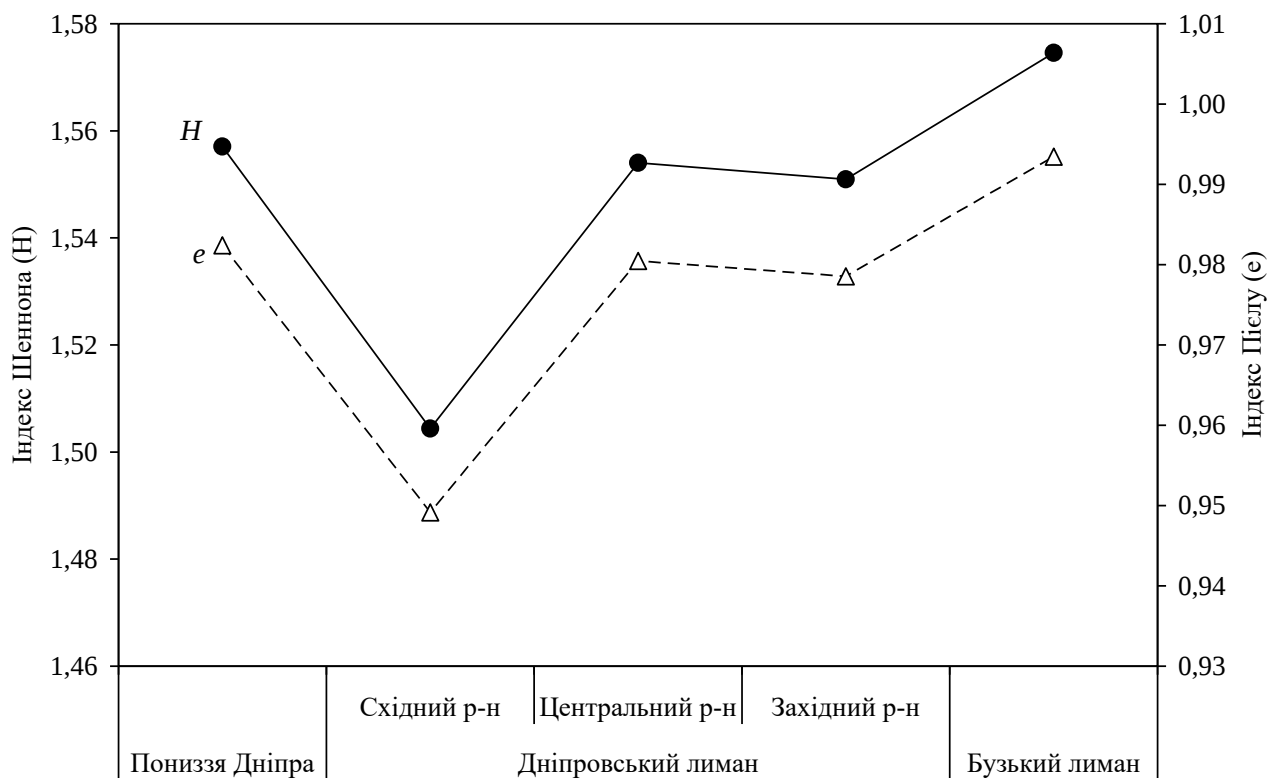


Рис. 3.7. Видове різноманіття за індексом Шенона та вирівняність за індексом Пієлу зоопланктону ДБЕС [25]

Динаміка індексу Шенона за чисельністю у вегетаційний період демонструвала значні коливання, особливо у східному районі Дніпровського лиману, що зумовлено змішуванням вод Дніпра, плавневої системи та лиману, а також інтенсивними водообмінними процесами. У результаті в цей район

періодично потрапляють представники прісноводного, солонуватоводного та морського комплексів, що спричиняє варіативність видового складу. Водночас у Бузькому лимані стабільність видового різноманіття зумовлює мінімальні коливання індексу, тоді як у центральному та західному районах Дніпровського лиману спостерігалася висока подібність фауни коловерток і веслоногих ракоподібних ($K=1,00$ за коефіцієнтом Серенсена). Менша подібність зареєстрована між зоопланктоном Пониззя Дніпра та Бузького лиману, зокрема за коловертками ($K=0,83$), що пояснюється відмінностями річкового стоку Дніпра та Південного Бугу, більш розвиненою заплавною системою Пониззя Дніпра та збагаченням зоопланктону за рахунок стоку з Каховського водосховища, де його біомаса і чисельність значно вищі (рис. 3.9.).

Збільшення кількості видів планктонних безхребетних від східного району Дніпровського лиману до західного та Бузького лиману можна пояснити процесом змішування біостоків, що відбувається через вплив водних мас, які надходять з різних річок – Дніпра та Південного Бугу, а також з розпрісної ділянки Чорного моря через Кінбурську протоку. Це змішування створює сприятливі умови для розвитку широкого спектра видів зоопланктону, що призводить до збільшення видового різноманіття в акваторіях цих районів.

За індексами домінування (C) (y) структурі зоопланктону в ДБЕС найбільшу частку від загальної чисельності займали коловертки та гіллястовусі ракоподібні. Індекс домінування для коловерток становив ($C = 0,756$), що вказує на їх значну чисельність та вплив на загальний склад зоопланктону. Гіллястовусі ракоподібні також займали високу частку з індексом домінування ($C = 0,706$), що свідчить про їх важливість у формуванні структури зоопланктону. Для веслоногих ракоподібних індекс домінування був значно нижчим ($C = 0,284$), що свідчить про їх менш високу чисельність і вплив на загальну структуру зоопланктону в цих видах.

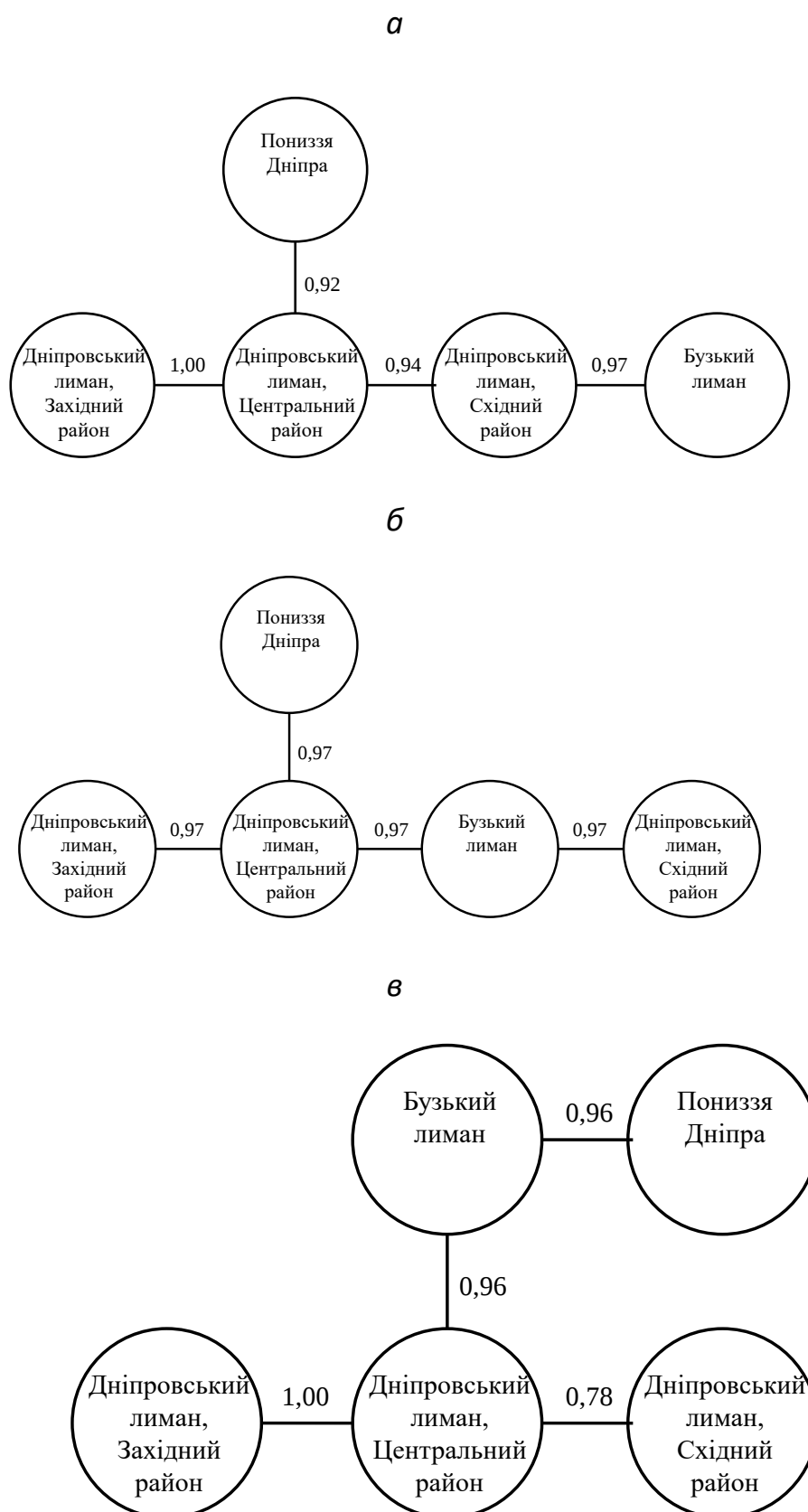


Рис. 3.9. Дендрограма подібності вибірових сукупностей розподілу груп зоопланктону різних районів ДБЕС за коефіцієнтом Серенсена (K): *a* – Rotatoria, *б* – Cladocera, *в* – Copepoda [25]

Найбільший вплив на формування біомаси зоопланктону мали гіллястовусі (Cladocera) та веслоногі ракоподібні (Copepoda), середньосезонна частка яких в загальній біомасі у середньому складала 73,0% (рис. 3.10.).

У процесі формування біомаси зоопланктону в акваторії ДБЕС спостерігалася тенденція до зменшення частки гіллястовусих ракоподібних (Cladocera) по мірі наближення до Чорного моря. Від східного району до західного їхня частка у біомасі змінювалася з 45,6% до 28,5%. Основний внесок у формування біомаси цієї групи належав *Podonevadne trigona ovum* (Zernov, 1901) і *Bosmina longirostris* (O.F.Müller, 1776). При цьому на приморських ділянках (станції 21–29) переважала *Podonevadne trigona ovum* (Zernov, 1901), тоді як у більш розпріснених пригирлових районах (станції 11–17) домінувала *Bosmina longirostris* (O.F.Müller, 1776).

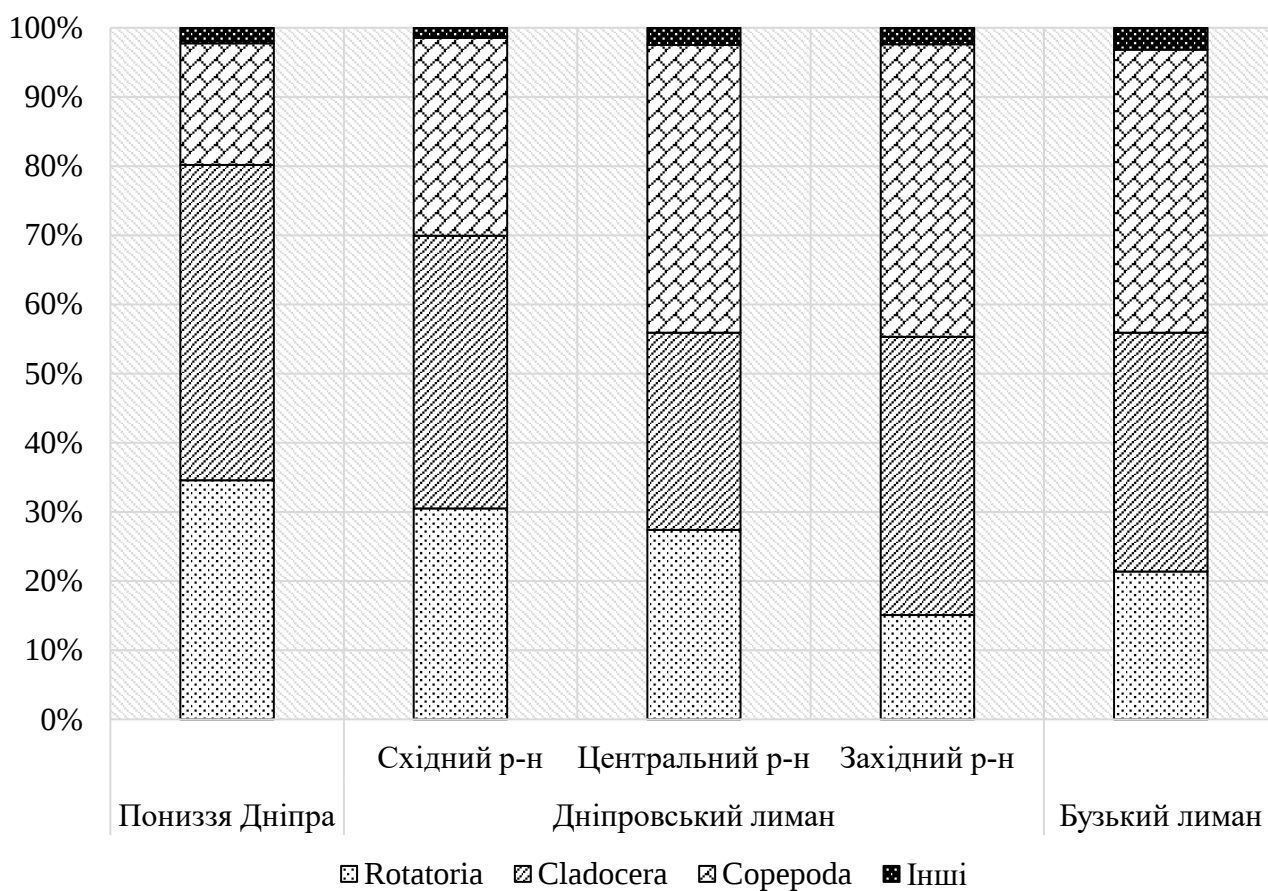


Рис. 3.10. Співвідношення таксономічних груп зоопланктону за біомасою (%) ДБЕС [25]

Частка коловерток (*Rotatoria*) у загальній біомасі пониззя Дніпра серед інших районів ДБЕС була найбільшою – 34,6%, при цьому спостерігалася чітка тенденція до зменшення їх частки від східного району до західного, відповідно до 15,1%. В Бузькому лимані частка *Rotatoria* становила 21,4%. Основу біомаси формували переважно *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850 і *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766.

Веслоногі ракоподібні (*Copepoda*) збільшували свою частку у загальній біомасі в напрямку від пригирлових до приморських ділянок. Це було зумовлено особливостями розмірів домінуючих представників цієї групи зоопланктону. Домінуючими видами були *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889 і *Paracalanus parvus* (Claus, 1863). В пониззі Дніпра їх частка займала 17,6%, значно більше їх біомаса була представлена в Дніпровському лимані коливаючись від 28,6 до 42,3%.

У структурі біомаси зоопланктону Бузького лиману спостерігалась найвища питома вага веслоногих ракоподібних серед усіх районів ДБЕС – 41,0%. Це зумовлено домінуванням *Heteroscope caspia* Sars за біомасою. Значну частку серед гіллястовусих ракоподібних, особливо на ділянках, розташованих біля гирла Південного Бугу (ст. 33–35), займали *Leptodora kindtii* Focke та *Cercopagis pengoi* Ostroumov. Вони можуть досягати аномальних показників біомаси, наближаючись до 80 г/м³ у весняний період, що створює значні перешкоди для рибальства через обліплення знарядь лову і призводить до утворення трофічного тупика в харчових ланцюгах [116, 226].

В пониззі Дніпра основну частку біомаси планктонних безхребетних формували гіллястовусі ракоподібні (45,6%) та коловертки (34,6%). Домінуючими видами на річкових ділянках пониззя Дніпра (ст. 1–4) були *Podonevadne trigona ovum* Sars, а на заплавних ділянках (ст. 5–7) – *Bosmina longirostris* Müll, *Chydorus sphaericus* Muller. Загалом, середньосезонна біомаса зоопланктону ДБЕС варіювала в межах від 0,75 до 1,60 г/м³, що свідчить про відносну стабільність його розвитку (рис. 3.11.).

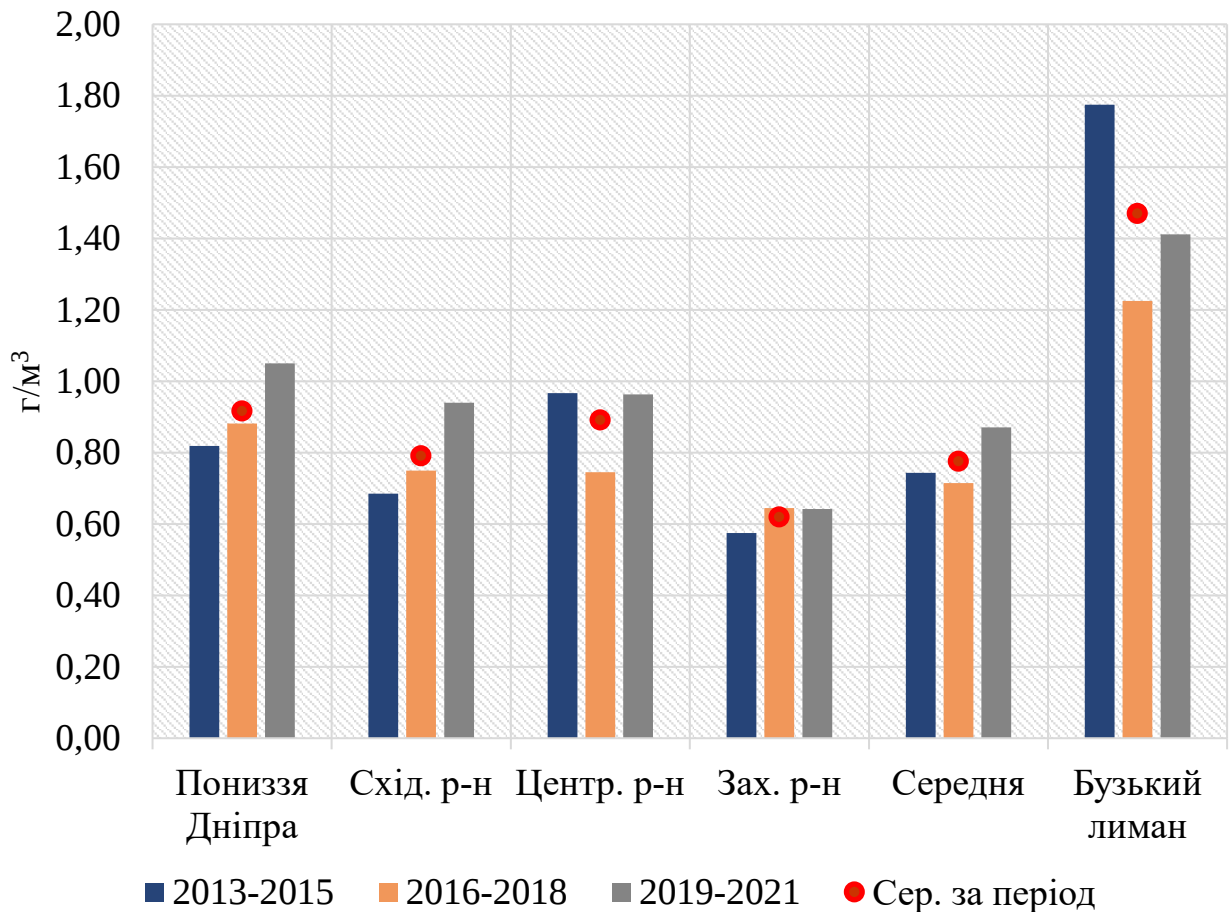


Рис. 3.11. Біомаса зоопланктону ДБЕС, г/м³ (роки)

Загалом біомаса зоопланктону в пониззі Дніпра змінювалася в межах від 0,85 до 1,05 г/м³, складаючи в середньому по рокам 0,92 г/м³. Зміни в таксономічній структурі зоопланктону також були відзначені: переважали гіллястовусі і веслоногі ракоподібні (*Bosmina longirostris* Müll, *Brachionus diversicornis* Daday, *Daphnia magna* Straus, *Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg). Проте у весняний період домінували коловертки (до 55,0%) від загальної біомаси, що було обумовлено масовим розвитком крупних форм *Asplanchna priodonta* Gosse та *A. herricki* Guerne. Біомаса веслоногих ракоподібних протягом періоду досліджень коливалась від 0,09 до 0,45 г/м³.

Розвиток планктонних безхребетних східного району Дніпровського лиману змінювався в межах 0,66–1,15 г/м³. Гідрологічні фактори розділяють цей район на дві ділянки: правобережні мілководдя (ст. 9, 14) з глибиною 2 м і більш

глибоководні ділянки пелагіалі (ст. 10, 13) з глибиною 5 м. На правобережних мілководдях біомаса зоопланктону варіювала від 0,19 до 2,44 г/м³, з переважанням гіллястовусих ракоподібних, таких як *Bosmina longirostris* Müll, *Cercopagis pengoi* Ostroumov і *Chydorus sphaericus* Muller. В пелагіалі біомаса змінювалася менше і переважала за рахунок *Podonevadne trigona ovum* Sars. В окремих випадках біомаса останніх була вирішальною і становила до 80% загальної біомаси гіллястовусих ракоподібних.

У центральному районі Дніпровського лиману загальна біомаса зоопланктону варіювала від 0,45 до 1,48 г/м³. В літній період найбільший розвиток зоопланктону спостерігався на правобережних мілководдях, зокрема поблизу мису Аджігіол (ст. 21) та села Олександрівка (ст. 15), де біомаса досягала до 6,5 г/м³. Цей пік розвитку зоопланктону був переважно зумовлений масовим розвитком таких видів, як *Podonevadne trigona ovum* Sars та *Cercopagis pengoi* Ostroumov.

На відкритих ділянках пелагіалі центрального району Дніпровського лиману (ст. 16, 19, 22) біомаса зоопланктону була значно нижчою, не перевищуючи 1,78 г/м³ за рахунок домінування *Podonevadne trigona ovum* Sars і *Asplanchna priodonta* Gosse. Різниця в біомасі між мілководними та пелагіальними ділянками вказує на вищу продуктивність на мілководдях, де умови для розвитку планктону є більш сприятливими завдяки меншому водному обміну та більшій доступності поживних речовин.

Біомаса зоопланктону західного району Дніпровського лиману змінювалася в межах від 0,48 до 0,98 г/м³. Коловертки складали в середньому майже 30% біомаси, що було найвищим показником серед інших районів лиману. Найбільш масовим за чисельністю був *Brachionus calyciflorus* Pallas, а за біомасою домінувала *Asplanchna priodonta* Gosse. Ці показники були характерні для основних мілководь західного району, таких як Куцурубське (ст. 24, 27) і Покровське (ст. 26, 29). Аналіз даних свідчить, що інтенсивність розвитку зоопланктону в західному районі Дніпровського лиману зростає від моря до лівобережних мілководь і правобережного Куцурубського мілководдя (ст. 26, 29,

24, 27). Відкрита центральна пелагіальна частина є своєрідною перехідною зоною, де розвиток зоопланктону був більшим, ніж у приморській частині, але меншим, ніж на високопродуктивних мілководдях (ст. 16, 19, 22, 25, 28). Це вказує на те, що мілководні зони, завдяки більшому накопиченню поживних речовин та оптимальним умовам для розвитку, забезпечують значно більшу біомасу планктону, ніж більш відкриті пелагіальні ділянки, де умови менш сприятливі для інтенсивного розвитку кормових організмів.

Серед досліджених акваторій найбільшу продуктивність мав зоопланктон Бузького лиману. За роками спостережень середня біомаса змінювалася в межах від 1,23 до 1,78 г/м³ формуючи середній показник на рівні 1,43 г/м³, а її основну частку за біомасою (до 80%) становили цінні для харчування риб гіллястовусі та веслоногі ракоподібні. На лівобережних мілководдях, поблизу гирла Південного Бугу (ст. 32–33), домінувала *Leptodora kindtii* Focke, яка є основним кормом для молодших вікових груп важливих промислових видів риб і масового планктофага – тюльки [336].

Згідно з дослідженнями, значний розвиток основних представників планктону, зокрема рачка *Cercopagis pengoi* Ostroumov, спостерігалась при підвищенні температури води, що призводило до масового спалаху чисельності цього виду, зазвичай на початку або у середині червня, залежно від гідрометеорологічних умов. Церкопагіди споживають бактеріопланктон, частково фітопланктон і всі форми дрібного мирного зоопланктону. Більшість популяції складалась з партеногенетичних самок (понад 90%). Ці рачки утворюють щільні концентрації в товщі води, займаючи значні площі правобережних мілководь центрального і східного районів Дніпровського лиману (ст. 14, 15). Під час масового розвитку вони споживають велику кількість мирного зоопланктону, зокрема представників родини Rotatoria. Однак, незважаючи на їх чисельність, вони не є харчовим об'єктом для гідробіонтів інших трофічних ланок, ймовірно через наявність токсину у хвостовому придатку і особливості морфології тіла. Ці фактори стали важливим аспектом при врахуванні його у якості кормового компонента для іхтіофауни ДБЕС [224].

Аналіз динаміки зоопланктону в ДБЕС свідчить про високу рівномірність просторового розподілу планктону, що відображається в індексах вирівненості Пієлу (e), які коливали від 0,95 до 0,99. Це вказує на стабільність і однорідність популяцій планктонних безхребетних. Найбільш різноманітні угруповання планктону спостерігаються в пониззі Дніпра та Бузькому лимані, де індекс різноманіття Шенона (H) становить 1,56 та 1,57 відповідно. Це свідчить про наявність багатства видів і екологічних ніш, що дозволяють підтримувати різноманітність біоти. У Дніпровському лимані різноманіття поступово зростає від пригирлового району до приморського, що, ймовірно, пов'язано з варіативністю умов середовища, таких як концентрація поживних речовин, температури води, гідрологічних умов. Особливо високий рівень різноманіття спостерігався серед коловерток та гіллястовусих ракоподібних, де індекс домінування (C) був помірним (0,75 і 0,71 відповідно). Це означає, що ці групи займають важливі екологічні позиції в планктонних угрупованнях, але не мають абсолютної переваги в біомасі. Інтенсивність розвитку зоопланктону пов'язана з обсягами річкового стоку Дніпра, які в свою чергу залежали від попусків води через Каховську ГЕС. Це підкреслює важливість гідрологічних факторів для підтримки рівноваги в екосистемі і сприяння розвитку планктону.

Аналіз динаміки біомаси зоопланктону в ДБЕС показав значну просторову і сезонну варіабельність. Основну біомасу планктонних безхребетних формували гіллястовусі ракоподібні (*Bosmina longirostris* Müll, *Podonevadne trigona ovum* Sars) і коловертки (*Asplanchna priodonta* Gosse), що є важливими кормовими організмами для молоді риби. У різних районах естуарної системи спостерігалися відмінності в розвитку зоопланктону. Найвищу біомасу зафіксовано на правобережних мілководдях центрального району Дніпровського лиману (до 6,5 г/м³). Західний район Дніпровського лиману характеризувався найвищою часткою коловерток у структурі зоопланктону (30%), що може свідчити про специфічні екологічні умови цього регіону. Найбільшу

продуктивність мав зоопланктон Бузького лиману, де середньосезонна біомаса становила 1,47 г/м³. Розвиток зоопланктону в пониззі Дніпра свідчить про відносну стабільність його динаміки, хоча просторові та сезонні коливання відображають вплив гідрологічних і екологічних факторів. Мілководні ділянки є зонами високої продуктивності, що має значення для підтримання кормової бази іхтіофауни.

3.1.3. Зообентос

Зообентос є важливим компонентом водних екосистем, що відіграє ключову роль у кормовій базі риб, особливо риб–бентофагів, які живляться донними організмами. Оскільки взаємодія іхтіофауни з кормовою базою на різних етапах розвитку є складною і недостатньо вивченою, це обмежує ефективність підвищення рибопродуктивності іхтіоценозу і може спричиняти економічні збитки для рибного господарства.

У цьому контексті важливо правильно оцінювати кормову базу водойм, враховуючи доступність корму для риб, що також залежить від розміру та інших характеристик донних організмів. Молюски, зокрема, є важливими об'єктами споживання для багатьох видів риб, але відповідних споживачів серед інтродукованих видів риб на рибовідтворювальних заводах півдня України не існує, тому приділення уваги цьому питанню не входило в цілі наших досліджень. Поглиблені дослідження щодо доступності різних груп організмів для риб, особливо бентичних організмів, дозволяють отримати точніші дані про ефективність кормового ланцюга та оптимізувати стратегії рибогосподарської експлуатації акваторій. Це включає вивчення не тільки кількості, але й якості кормових ресурсів, що можуть бути ефективно використані рибами для їхнього росту і розвитку [55].

Розвиток найбільш цінного у кормовому відношенні «м'якого» зообентосу також мав відповідні особливості, які пов'язувалися з районуванням ДБЕС. До

складу цієї групи безхребетних входили Chironomidae, Oligochaeta, Polichaeta та Gammaridae. Також у пробах реєструвалися Cumacea, Corophiida та Ostracoda.

Провідну роль у формуванні біомаси «м'якого» зообентосу пониззя Дніпра відігравали представники родин Chironomidae та Oligochaeta. За результатами аналізу, їх середньосезонна біомаса варіювала в межах 3,86–5,77 г/м² становлячи в середньому 4,79 г/м² (рис. 3.12).

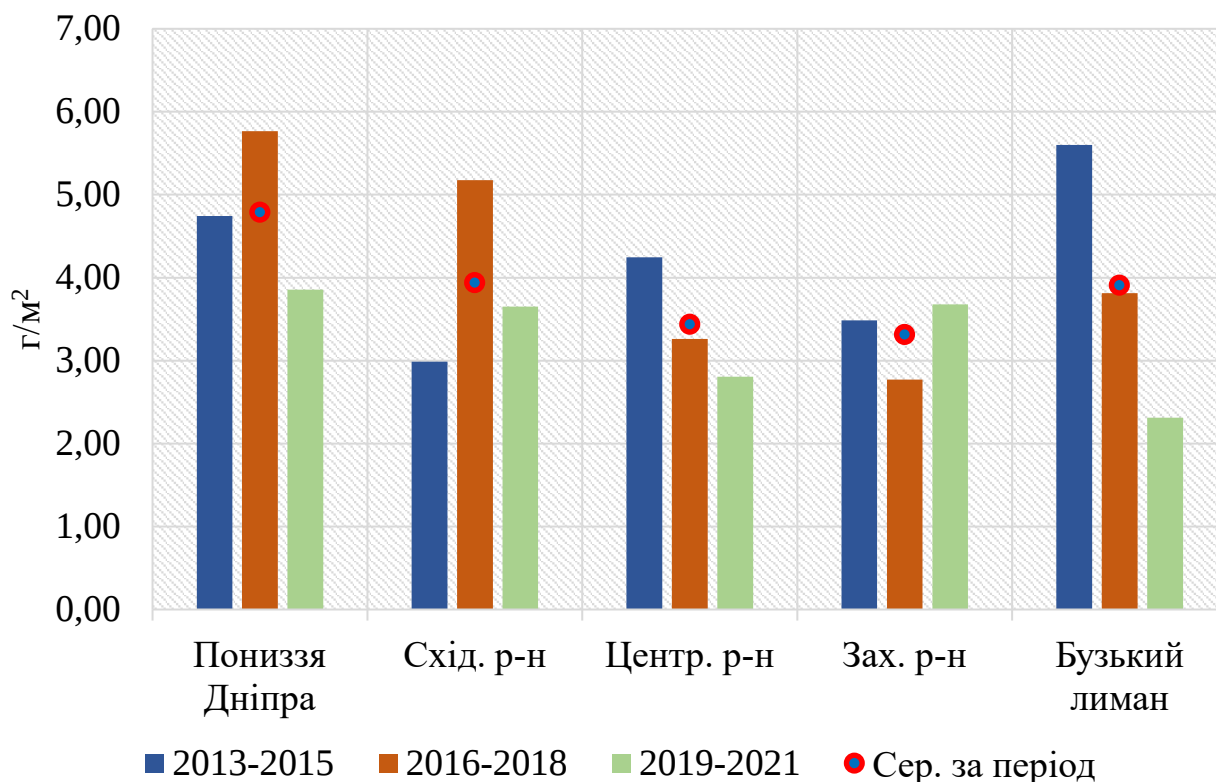


Рис. 3.12. Біомаса «м'якого» зообентосу ДБЕС, г/м² (2013 – 2021 рр.)

Найменша середньосезонна біомаса зообентосу відзначена у період 2019 – 2021 рр. (3,86 г/м²). У пониззі Дніпра протягом періоду досліджень 2016–2018 рр. біомаса «м'якого» зообентосу була найвищою – 5,77 г/м². У формуванні чисельності «м'якого» зообентосу на більшості ділянок Дніпровського лиману основну роль відігравали представники Oligochaeta. Середньосезонна чисельність цих організмів становила 3245 екз/м², при цьому по акваторії водойми показники змінювались від 1345 екз/м² у західному районі до 3587 екз/м² у східному. В середньому по Дніпровському лиману частка Oligochaeta складала 57,2%. У східному та центральному районах ця частка досягала 60–

72%, в той час як у західному районі, де чисельність *Polichaeta* становила 45,5%, частка *Oligochaeta* знижувалася до 35%. Чисельність хірономід закономірно знижувалася по мірі наближення до моря. Найвищі показники відмічалися у східному районі Дніпровського лиману (1015 екз/м²), найнижчі – у західному – 197 екз/м².

Подібна ситуація спостерігалась і за *Gammaridae*. Їхня питома вага у формуванні чисельності «м'якого» бентосу у східній частині Дніпровського лиману становила 7,6%, при коливаннях між районами в межах 5,1–8,9%. У зообентосі правобережжя східного району гаммариди займають важливу частину угруповання, з найбільш чисельним видом *Pontogammarus maeoticus*, який належить до автохтонного каспійського комплексу. Правий берег лиману, як зона піщаного заплеску з хорошою аерацією та прогріваємістю води, є основним районом концентрації цього виду, де він фактично займає всю нішу зони заплеску. За період досліджень була відмічена тенденція росту старших вікових груп (постфертильна стадія розвитку), які на фоні молодших груп мали значний підйом і за короткий час примножували свою біомасу майже в сім разів, з 18,7 до 124,8 г/м² [218; 222; 334].

В процесі формування біомаси «м'якого» зообентосу у центральному районі ДБЕС протягом періоду досліджень встановлені коливання біомаси на рівні 2,81 – 4,25 г/м² із середньосезонним показником 3,26 г/м². Домінуюча роль на більшості ділянок належала *Chironomidae*. При коливаннях середньорічної загальної біомаси «м'якого» зообентосу їх питома вага значно не змінювалася і становила в середньому 40,0 – 54,5%.

Західний район досліджуваної акваторії мав найнижчий середньосезонний показник по біомасі – 3,31 г/м² з коливаннями за роками від 2,77 до 3,68 г/м², що обумовлено значними відкладеннями органічної речовини з різким запахом сірководню, утворення(м) анаеробного придонного шару із нульовою концентрацією кисню і підвищеною солоністю води. У якісному формуванні біомаси зообентосу західного району домінували *Polichaeta*. При питомій вазі у 50,0–60,1% їх біомаса становила 1,45–1,68 г/м². При цьому

важливо відмітити, що біомаса *Oligochaeta* та *Chironomidae* останніми роками значно не відрізнялася і складала відповідно 0,40 та 0,56 г/м².

В Бузькому лимані середньосезонна біомаса м'якого зообентосу мала тенденцію до зниження протягом останніх років від 5,6 до 2,31 г/м², складаючи в середньому по рокам 3,91 г/м², що ми пов'язуємо із погіршенням якості за трофо-сапробіологічною оцінкою [356].

Аналіз чисельності та біомаси «м'якого» зообентосу у ДБЕС показав, що основну роль у його формуванні відігравали представники *Oligochaeta*, частка яких у біомасі в середньому становила 57,2%, а в окремих районах досягала 72%. Водночас у західному районі, через високий вміст *Polichaeta* (до 45,5%), їх частка була нижчою – 35%. Чисельність хірономід зменшувалася у напрямку до моря: найвищі показники (1015 екз/м²) зафіксовано у східному районі, а найнижчі (197 екз/м²) – у західному. Подібна тенденція спостерігалася і для *Gammaridae*, серед яких домінував *Pontogammarus maeoticus* Sovinskij, який концентрується у зоні заплеску правобережжя східного району. Біомаса «м'якого» зообентосу варіювала по районах. У центральному районі середньосезонний показник становив 3,26 г/м², при цьому домінували *Chironomidae* (40–54,5%). Західний район мав найнижчу біомасу (2,77–3,68 г/м²), що пояснюється високими органічними відкладеннями, утворенням анаеробного придонного шару та підвищеною солоністю води. І цьому районі домінували *Polichaeta* до 60,1% загальної біомаси. Загалом, аналіз свідчить про просторову неоднорідність формування зообентосу, що зумовлено комплексом екологічних факторів, зокрема гідрохімічними умовами, доступністю кисню та типом донних відкладень.

РОЗДІЛ 4

БІОПРОДУКЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ

4.1. Кормові ресурси

У 90–ті роки ХХ століття було відзначено значний ресурс кормових гідробіонтів ДБЕС. У підсумковій статті щодо діяльності рибницьких підприємств системи Укррибводу дослідники Артюшик С.Т. і Воробйова В.О. наголошували на високому рівні розвитку природної кормової бази, значні резерви якої залишаються невикористаними аборигенною іхтіофауною [67]. До невикористаних ресурсів кормових гідробіонтів належать рослинні ресурси водойм, зокрема фітопланктон. Орієнтовна продукція фітопланктону в Дніпровсько–Бузькому лимані становила 3580 тис. т, або 22,7 т/га, тоді як у заплавлених водоймах та озерах – 10 – 5 т/га.

Наявність у водоймах великої кількості невикористаних кормових ресурсів рослинного походження стала основою для інтродукції в них рослиноїдних риб далекосхідного рівнинного комплексу – білого і строкатого товстолобиків – сестонофагів, та білого амура – споживача вищої водної рослинності. Введення у склад іхтіофауни пониззя Дніпра цих видів риб та відповідне за обсягом їх щорічне зариблення мусить сприяти значному збільшенню рибопродуктивності природних водойм.

Здійснюваний моніторинг гідроекологічних умов даного регіону свідчить про те, що існуючі обсяги зариблення Дніпровсько–Бузької гирлової області далеко не вичерпують біопродукційного потенціалу наявних водойм. За даними співробітників Інституту гідробіології Національної академії наук України, потенційна рибопродукція рослиноїдних риб, розрахована за середніми запасами залишкової органічної речовини, створюваної тільки фітопланктоном, у цьому регіоні може скласти 2300 тон. Таким чином, обсяги зариблення необхідно збільшувати на порядок, надаючи основного пріоритету рослиноїдним риbam, які

не мають конкурентів у харчуванні і, з огляду на існуючі невисокі щільності зариблення, добре забезпечені природними кормами [260; 277].

Вирощування риб в умовах, що склалися останнім часом у рибницьких господарствах України, вимагає в першу чергу комплексного використання природних ресурсів водойм, їх біопродукційного потенціалу.

Погіршення екологічного стану ДБЕС, яке було викликане зарегулюванням річкового стоку, призвело до змін якісної та кількісної структури іхтіофауни. Більшою мірою спостережені тенденції стосувалися цінних бентофагів та хижаків [110]. Трансформаційні процеси супроводжувалися відповідним вивільненням певних екологічних ніш, які почали освоювати представники менш цінної у промисловому відношенні іхтіофауни. При цьому важливо відмітити, що у ДБЕС мається практично не використовуваний кормовий ресурс фітопланктону, надмірне продукування якого призводить до погіршення екологічного стану водойми [279].

Одним з найбільш дієвих заходів запобіганню утворення такої ситуації є вселення представників східно–китайського комплексу – білого та строкатого товстолобиків, вирощених у контрольованих умовах спеціалізованих рибовідтворювальних підприємств [121]. Вселення рослиноїдних риб у водойми ДБЕС здійснюється вже досить тривалий час. Проте проблема якості рибопосадкового матеріалу завжди була і залишається доволі актуальною на фоні малих об’ємів інтродукції в пониззя Дніпра.

Слід зазначити, що в об’єктивно сформованих умовах, на відміну від формально існуючої концепції, яка передбачає виробництво стандартного рибопосадкового матеріалу, сучасні вимоги та відношення до стандарту стрімко змінюються. Товарне рибництво обґрунтовано вимагає розширення меж якісних та кількісних параметрів рибопосадкового матеріалу, здатних задовольнити різнопланові вимоги з урахуванням провідних екологічних факторів, характерних для певної акваторії [108].

Загальновідомо, що ефективність зариблення ДБЕС значною мірою залежить від якості рибопосадкового матеріалу. Встановлено, що промислові

улови товстолобиків досить чітко корелюють ($r=0,738$) з обсягами вселення. Важливим є те, що відзначені залежності спостерігаються саме від поколінь, сформованих за рахунок цьоголіток [111]. В той же час питанням, пов'язаним з вивченням живлення цьоголіток корошових риб, вирощуваних у контрольованих умовах рибницьких підприємств для подальшого вселення у водойми ДБЕС, приділялась незначна увага.

З урахуванням біопродукційних особливостей водойм різних типів та економічних можливостей господарюючого об'єкту виділяють три основні форми організації виробництва: пасовищна, напівінтенсивна та інтенсивна. За будь якої форми ведення аквакультури традиційно використовують полікультуру у складі коропа, білого і строкатого товстолобиків та білого амура [95]. Вдалий підбір цих об'єктів пояснюється різними спектрами їх харчування та відсутністю конкуренції при споживанні природного корму [285]. Короп – основний об'єкт ставкового рибництва, харчується донними організмами, а в разі їх відсутності легко переходить на живлення зоопланктоном, споживає детрит, поверхневу плівку мулу, гній, що вноситься у стави, комах, які потрапляють у водойми при освітленні їх ліхтарями тощо. Рослинні ресурси водойм експлуатуються представниками далекосхідної рівнинної іхтіофауни – двома видами товстолобиків та їх гібридами різних форм схрещування. Введені в аквакультуру у п'ятдесяті роки минулого століття, ці риби отримали узагальнюючу назву – рослиноїдні. Білий товстолобик за об'ємами продукції у ставовій полікультурі поступається коропу тільки за умов, коли передбачена годівля комбікормами. Природним ареалом білого товстолобика є водойми басейну ріки Амур та рік Китаю. В Китаї його вперше було використано як додатковий об'єкт вирощування у корошових рибогосподарських водоймах. Харчується він переважно фітопланктоном і детритом, починаючи з тритижневого віку [127]. До цього часу, не досягши довжини 15 мм, надає перевагу мілким формам планктонних ракоподібних, коловерткам, крупним водоростям [292]. У харчових грудках зустрічаються всі відділи водоростей, не

зважаючи на певну селективність живлення, яка швидше за все визначається розмірами їх клітин, що легко затримуються фільтраційним апаратом зябер.

Тому під час «цвітіння» води у шлунково–кишковому тракті стовідсотково зустрічаються синьозелені водорості. При слабкому розвитку фітопланктону білий товстолобик ефективно споживає детрит, частка якого може складати понад 90%. В умовах України відтворення рослиноїдних риб здійснюється тільки штучним способом. В умовах ставових господарств цьоголітки ростуть швидко, досягаючи до кінця вегетаційного сезону 30–70 г, щорічний приріст маси старших вікових груп переважає 1 кг. Строкатий товстолобик потребує для нормального росту достатнього розвитку зоопланктону в межах 3–5 г/м³. Лише при недостатці його примусово переходить на харчування водоростями і детритом. В рибогосподарських водоймах, де застосовується годівля коропа, обидва види можуть споживати завислі у товщі води пиловидні фракції комбікорму. За темпами росту строкатий товстолобик не поступається білому, а в деяких випадках може переважати його. Гібридні форми товстолобиків мають проміжний характер харчування і при зарибленні водойм можуть заміщати на третину розрахункову кількість кожної з батьківських форм. Фітопланктон ДБЕС демонструє високі біомаси, які практично не використовуються представниками туводної іхтіофауни, що обумовлює перенасичення води продуктами розпаду серед яких є токсичні складові. Поєднання токсичної дії на фоні дефіциту кисню розчиненого у воді сприяють виникненню явищ масової загибелі риби, яка в процесі розпаду погіршує якість води і загальна ситуація погіршується.

Одночасно з розглянутими процесами високі біомаси фітопланктону позитивно впливають на чисельність та біомасу зоопланктону, споживачами якого є зоопланктофаги та практично всі личинки і мальки туводної іхтіофауни.

Виходячи з концептуальних складових, обґрунтовано сформувалася концепція необхідності виконання спеціальних досліджень, орієнтованих на визначення чисельності та біомаси фітопланктону, зоопланктону і зообентосу з метою отримання об'єктивних критеріїв, які характеризують продукцію

органічної речовини. Реалізація цієї концепції дозволила отримати можливості виконання розрахунків щорічного вселення коропа, білого товстолобика та строкатого товстолобика, споживачів зообентосу, фітопланктону та зоопланктону.

При формуванні завдання і методики досліджень був проаналізований певний масив спеціальних друкованих робіт, які переконливо свідчать про те, що протягом тривалого часу компонентам вивчення актуальних питань продукції органічної речовини, її трансформації в рибопродукцію фітопланктофагів, зоопланктофагів та зообентофагів не приділялося достатньої уваги.

4.2. Продукція органічної речовини за фітопланктоном

Виконані дослідження протягом останніх років дозволили об'єктивно визначити кормові ресурси та продукцію органічної речовини по групах кормових гідробіонтів.

Результати досліджень показали, що ДБЕС має досить потужний біопродукційний потенціал за фітопланктоном. За нашого часу у розглядуваній водоймі продукується в середньому 1748,3 тис. т. органічної речовини фітопланктону на рік. У перерахунку на одиницю площі це дорівнює 13,7 т/га, що є достатньо високим показником. При цьому визначено, що потенційна рибопродукція становить відповідно 137 кг/га (табл. 4.1.).

Такі високі потенційні можливості обумовлені відсутністю у складі місцевої іхтіофауни ефективних споживачів продукції фітопланктону. Існуючі на сьогодні угрупування східно-китайських вселенців, зокрема білого, строкатого товстолобиків та їх гібридів, використовують незначну частку такої потенційно високої кормової бази.

Таблиця 4.1.

Біопродукційні можливості ДБЕС за рахунок фітопланктону, (2013 – 2021 рр.)

Продукція органічної речовини		Потенційна рибопродукція	
тис. т.	т/га	тис.т.	кг/га
Пониззя Дніпра			
418,0	11,9	4,2	120,0
Дніпровський лиман (осереднені дані)			
952,0	13,6	9,5	136,0
Східний район			
159,0	11,4	1,6	115,0
Центральний район			
590,0	16,3	5,9	163,0
Західний район			
260,0	13,2	2,6	131,0
Бузький лиман			
358,0	15,6	3,6	156,0

Аналіз даних наведених у таблиці 4.1. вказує на те, що у пониззі Дніпра продукція фітопланктону знаходилася в межах від 257,9 до 570,4 тис. т. органічної речовини, становлячи в середньому 418,0 тис. т. При цьому коливання потенційної рибопродукції була в межах від 2,6 до 5,7 тис. т., в середньому – 4,2 тис. т., або 120,0 кг/га. У Дніпровському лимані найбільша кількість органічної речовини продукувалася у центральному районі і досягала в середньому 952,0 тис. т. Потенційна рибопродукція при цьому становила 5,9 тис. т., або 163,0 кг/га. Самим низьким такий показник був у східному районі і складав від 79,7 до 212,8 тис.т., в середньому 159,0 тис. т. Проте, якщо розглядати потенційну рибопродукцію на одиницю площі, то різниця була менш суттєвою – 115,0 кг/га.

Західний район Дніпровського лиману займав проміжне положення між східним і центральним районом досягаючи продукції органічної речовини за фітопланктоном на рівні 260,0 тис. т, потенційна рибопродукція при цьому сягала 131,0 кг/га. У Бузькому лимані продукція фітопланктону становила на всю площу в середньому 358,0 тис. т. з коливаннями по роках спостережень від 8,8 до 24,9 т/га. При цьому розрахункова потенційна рибопродукція фітопланктофагів була на високому рівні – 156,0 кг/га.

Таким чином, результати розрахунків переконливо вказують на те, що у ДБЕС існує досить суттєвий потенціал не використаного кормового ресурсу фітопланктону. Встановлено, що за рахунок його трансформації у кормову базу фітопланктофагів, можна додатково отримувати біля 17,9 тис. т. Потенційної рибної продукції за рахунок білого товстолобика.

Подібна ситуація обумовлює необхідність перегляду якісної структури цьоголіток та дволіток товстолобиків, яких щорічно вселяють в розглядаєму акваторію. Достатньо важливим моментом існуючої проблеми є і кількість вселенців, яка має бути науково–обґрунтованою, спираючись на характер продукційних процесів у складових акваторіях ДБЕС.

Акцитування уваги на вище викладеному сформульовано з позицій неоднорідності абіотичних факторів середовища, які в свою чергу чинять досить суттєвий вплив на просторовий розподіл товстолобиків по акваторії ДБЕС. Саме це викликало актуальну необхідність доведення інформації щодо особливостей продукування органічної речовини фітопланктону за окремими районами досліджуваної водойми.

4.3. Продукція органічної речовини за зоопланктоном

Продукцію зоопланктону використовують представники туводної іхтіофауни, особливо на ранніх стадіях розвитку, що орієнтує на обґрунтований підхід до його раціонального використання. Результати розрахунків

біопродукційних можливостей ДБЕС за рахунок зоопланктону може бути додатково одержано суттєві обсяги потенційної рибопродукції (табл. 4.2.).

Таблиця 4.2.

Біопродукційні можливості ДБЕС за рахунок зоопланктону, (2013 – 2021 рр.)

Продукція органічної речовини		Потенційна рибопродукція	
тис. т.	кг/га	тис.т.	кг/га
Пониззя Дніпра			
12,7	363,0	1,1	30,0
Дніпровський лиман (осереднені дані)			
21,5	295,0	2,8	25,0
Східний район			
4,0	288,0	3,3	24,0
Центральний район			
12,6	349,0	1,1	29,0
Західний район			
4,9	248,0	4,1	21,0
Бузький лиман			
14,5	630,0	1,2	53,0

Аналіз даних за окремими районами ДБЕС свідчить про те, що продукція зоопланктону протягом періоду досліджень знаходилася в межах від 4,9 до 14,5 тис. т. У пониззі Дніпра рівень продукції органічної речовини загалом на всю площу становив 12,7 тис. т., або 363,0 кг/га, що може потенційно забезпечити отримання додаткової рибопродукції на рівні 1,1 тис. т. за рахунок інтродукції строкатого товстолика.

У Дніпровському лимані рівень продукування зоопланктону по районам коливався в широких межах від 248 до 349 кг/га, що є свідченням певної нестабільності розвитку зоопланктону в даному районі.

Східний район по рівню розвитку органічної речовини за рахунок зоопланктону становив 4,0 тис.т, або 295,0 кг/га. Потенційна рибопродукція з усієї площі може становити 1,8 тис.т, або 25,0 кг/га.

Центральний район Дніпровського лиману виявився найбільш продуктивним – 12,6 тис.т, або 349,0 кг/га. Потенційна рибопродукція в розрахунку по даному району складала 1,5 тис.т, або 29,0 кг/га.

Загальний об'єм продукції зоопланктону у західній частині Дніпровського лиману знаходився на найнижчому рівні – 4,9 тис.т, або 248,0 кг/га. При цьому рівень потенційної рибопродукції становив 4,1 тис.т, або 21,0 кг/га.

Важливо відмітити, що Бузький лиман, де загальна продукція зоопланктону склала в середньому 14,5 тис.т, за концентрацією продукції на одиницю площі є найбільш перспективним районом ДБЕС – 630 кг/га, що може додатково забезпечити 1,2 тис. т. потенційної рибопродукції.

Інформація, яка відображена у таблиці 4.2. вказує на те, що продукція зоопланктону становить в середньому 48,7 тис. т, що забезпечує 5,1 тис.т потенційної рибопродукції.

4.4. Продукція органічної речовини за зообентосом

Продукція органічної речовини «м'якого» зообентосу, як основного кормового ресурсу живлення бентофагів ДБЕС наведена у таблиці 4.3. За районами акваторії відмічені певні особливості, які пов'язані з рівнем розвитку бентичних організмів.

У пониззі Дніпра продукція органічної речовини за рахунок бентосу на одиницю площі становила 82,8,0 кг/га, що на всю площу акваторії становило 29,0 тис. т. В перерахунку на всю площу потенційна рибопродукція складала 1,07 тис. т., або 8,51 кг/га.

Східний район Дніпровського лиману характеризувався низькими продукційними можливостями зообентосу на рівні 216,0 кг/га, що на всю площу

становило в середньому 3,0 тис. т. Потенційна рибопродукція відповідно становила 0,3 тис. т., або 22,0 кг/га.

Таблиця 4.3.

**Біопродукційні можливості ДБЕС за рахунок «м'якого» зообентосу,
(2013 – 2021 рр.)**

Продукція органічної речовини		Потенційна рибопродукція	
тис.т.	кг/га	тис.т.	кг/га
Пониззя Дніпра			
29,0	82,8	1,07	8,51
Дніпровський лиман (осереднені дані)			
13,8	198,0	1,4	20,0
Східний район			
3,0	216,0	0,3	22,0
Центральний район			
7,7	212,0	0,8	21,0
Західний район			
3,3	165,0	0,3	16,0
Бузький лиман			
6,6	287,0	0,7	29,0

В центральному районі лиману продукція зообентосу була на рівні 212,0 кг/га, що в перерахунку на всю площу складало 7,7 тис. т. Потенційна рибопродукція майже не відрізнялась від східного району складаючи на одиницю площі 21,0 кг/га, а на всю площу – 0,8 тис. т.

Найменша потенційна рибопродукція за рахунок зообентосу відзначена у західному районі Дніпровського лиману – 16,0 кг/га, відповідно продукційні можливості становили 165,0 кг/га, або 3,3 тис. т на всю площу.

Найпродуктивнішим за рівнем розвитку зообентосу був Бузький лиман, який здатен забезпечити високий рівень потенційної рибопродукції на рівні 29,0 кг/га за рахунок продукції на рівні 287,0 кг/га.

Таким чином, аналізуючи продукційні можливості ДБЕС в умовах трансформованого стоку можна заключити, що у водоймі зосереджені потужні потенційні можливості для нагулу риб-інтродуцентів – фітопланктофагів, зоопланктофагів і зообентофагів, які здатні забезпечити трансформацію органічної речовини у цінну рибну продукцію, що орієнтує на кероване збалансування іхтіоценозу шляхом щорічного вселення коропових видів риб (коропа, білого і строкатого товстолобиків).

Глибоке і ретельне вивчення динамічних процесів формування біопродукційного потенціалу об'єктивно відкриває шлях управління процесами, що можуть забезпечити відповідний максимальний рибогосподарський результат, а саме отримання значного об'єму рибпромислової продукції.

РОЗДІЛ 5

ПРОМИСЛОВА ХАРАКТЕРИСТИКА

5.1. Трансформація іхтіофауни

До початку гідротехнічного будівництва в регіоні зберігався природний баланс між чисельністю та біомасою різних видів риби, що забезпечувало стабільне видове різноманіття іхтіофауни. Ця рівновага підтримувалася завдяки сезонним міграціям осетрових і оселедцевих із Чорного моря до лиману та Дніпра, а також періодичному проникненню морських риби, таких як чорноморський анчоус, шпрот, луфар, сарган, морська собачка й представники родини кефалевих, які нерідко доходили до гирлових ділянок Дніпра та Південного Бугу. Іхтіофауна ДБЕС, зокрема Дніпровського лиману, спочатку включала майже всі види прісноводних риби, характерні для пониззя річок Чорноморсько–Азовського басейну. Загалом сучасний видовий склад риби, що постійно або тимчасово мешкають у ДБЕС, залишається різноманітним, що, згідно з гіпотезою Л.С. Берга, пояснюється специфічними умовами існування та геологічною історією цього регіону [74].

У 30–х роках ХХ століття в ДБЕС вилов риби становив 25% від загального рибного вилову всіх водойм України, включно з морським промислом [60]. На той час у регіоні налічувалося 83 види риби, з яких 41 мали промислове значення. Перші іхтіологічні дослідження цього району проводилися ще в першій половині ХХ століття [99; 103; 140; 142; 230; 243–245; 267–269; 282; 283; 298; 299; 359].

Починаючи з 50–х років, після зарегулювання Дніпра каскадом водосховищ, відбувся процес руйнування історично сформованого нижньодніпровського іхтіоценозу. Це призвело до скорочення видового різноманіття, зменшення чисельності та запасів цінних видів риби. У результаті трансформації річки реофільні види практично зникли з іхтіофауни, а запаси багатьох риби різко скоротилися, що призвело до втрати їх промислового

значення. В 30–ті роки середньорічний вилов прохідних і прісноводних риб в Дніпровській системі становив 4,6 тис. т, в 50–х – 3,6 тис.т., в 70–х біля 1 тис.т., в 90–х – 0,6 тис.т і в 2001 – 2007 рр. біля 0,3 тис. т. Це свідчить про те, що сучасний промисел складає 6,7% від рівня 30–х рр. Якщо виключити з вилову інтродуцентів – товстолобиків, цей показник стане ще меншим на рівні – 4,4%. При цьому в найбільшому ступені постраждали прохідні, запаси яких становлять 0,5% від попереднього рівня, а також аборигенні прісноводні – 1%. Напівпрохідні види риб становлять 7,7% від рівня 30–х років. Отриманні свідчення доводять різке скорочення кількості видів і популяційної продуктивності в пониззі Дніпра. На сьогодні збереглося менше 50% видового багатства аборигенної прохідної і прісноводної іхтіофауни 30–х років ХХ століття. Сильно скоротилася чисельність популяцій промислових видів. Так, з 1931 по 2007 рр. вилови скоротилися: ляща в 4 рази, тарані в 13 разів, краснопірки в 35 разів, окуня в 37 разів, плоскирки в 46 разів, осетрових в 82 рази, рибця в 136 разів, шуки до 268 разів менше, ніж в 30–ті роки. Якщо порівнювати сучасні вилови риб в нижньодніпровському регіоні з тими, що були 70–80 років тому, в цілому вони впали в 15 разів, а (з) врахуванням аборигенних видів в 23 рази. Слід відмітити, що в ХХІ сторіччі на інтродукованих видів товстолобиків і коропа припадає 43% вилову всіх риб регіону. За цифрами офіційної статистики спостерігається суттєве падіння промислу, які на сьогодні складають не більше 19% рівня першої половини ХХ сторіччя [88; 89; 236].

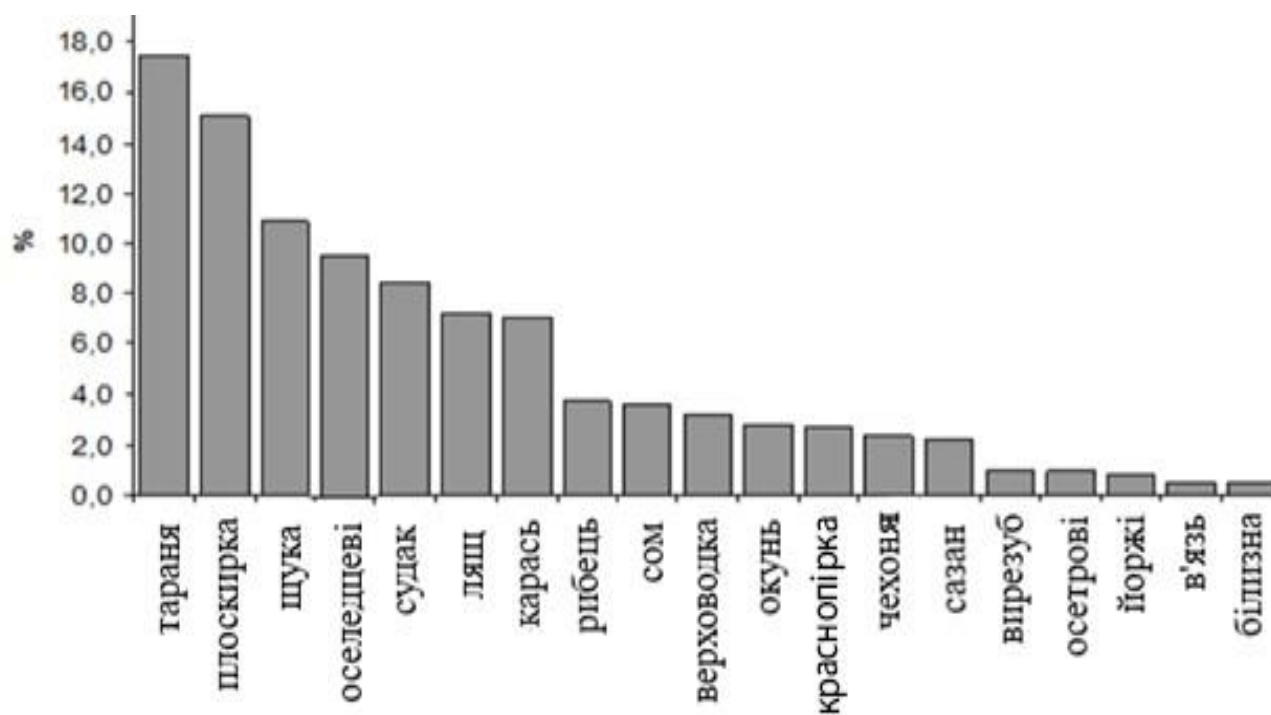
Поряд зі змінами у складі аборигенної іхтіофауни коропових відбулося нарощування чисельності інтродуцентів, що може розглядатися в якості своєрідної моделі для формування штучного іхтіоценозу [287; 288].

В результаті проведених раніше досліджень видового різноманіття основних представників іхтіофауни ДБЕС були встановлені наступні значення $p_i \log_2 p_i$ для кожного виду в доповнені відомою часткою в промисловій іхтіофауні (%): *Acipenser guldenstadti* – 0,002 (0,02), *Alosa immaculata* – 0,004 (0,04), *Alosa caspia tanaica* – 0,002 (0,02), *Clupeonella cultriventris* – 0,2914 (76,91), *R. rutilus heckeli* – 0,2356 (5,72), *Abramis brama* – 0,2893 (7,94), *V. vimba carinata* – 0,0251

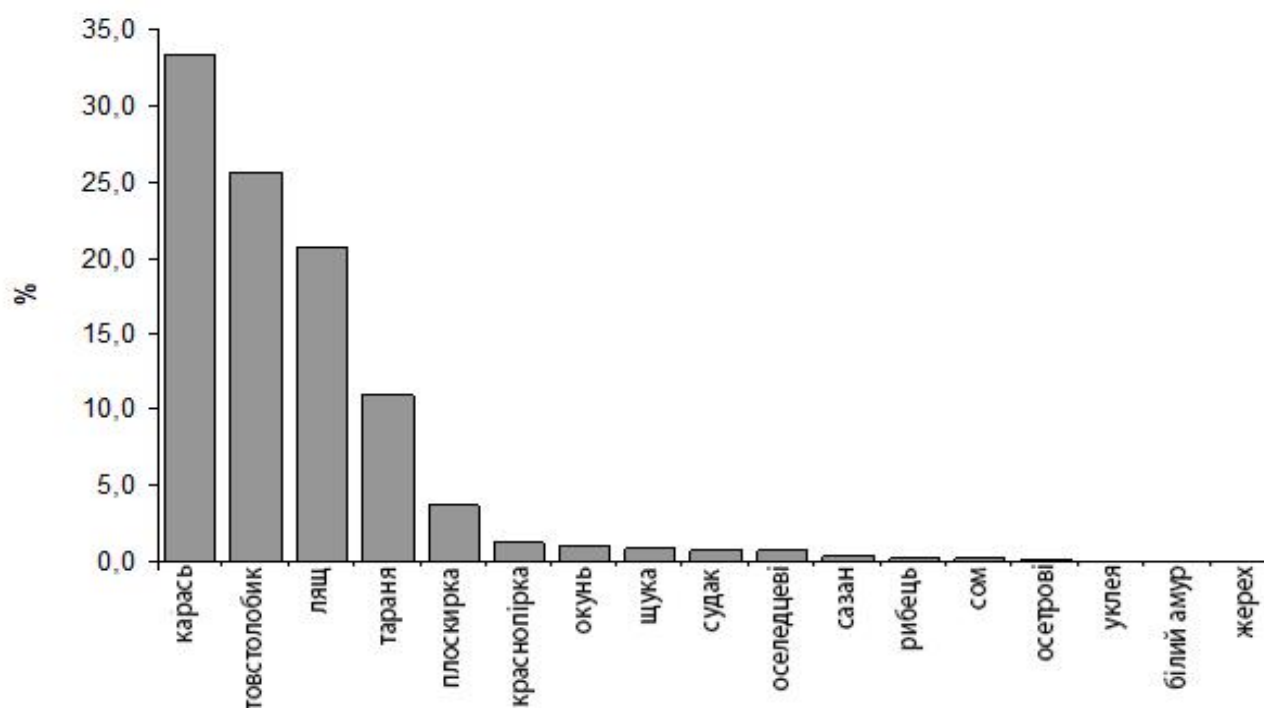
(0,27), *Ciprinus carpio* – 0,005 (0,005), *Sander lucioperca* – 0,0443 (0,63), *Esox lucius* – 0,010 (0,1), *Scardinius erythrophthalmus* – 0,0179 (0,16), *Blicca bjoerkna* – 0,0716 (1,06), *Carassius auratus* – 0,2073 (4,66), *Silurus glanis* – 0,003 (0,03), *Perca fluviatilis* – 0,0179 (0,22), *A. alburnus* – 0,002 (0,02), *Hypophthalmichthys molitrix* разом з *Aristichthys nobilis* – 0,1170 (2,10), *Gobiidae* – 0,001 (0,01). Отримане значення $H' = 1,3464$ свідчить про певний дисбаланс у різноманітті іхтіофауни, що зумовлено збільшенням чисельності та біомаси деяких видів, зокрема *Clupeonella cultriventris*, частка якого становить 76,91 %, на фоні значно меншої чисельності інших видів. Для покращення показників різноманіття іхтіофауни регіону важливо дослідити динаміку чисельності популяцій конкретних видів, що дозволить знайти шляхи для їхнього зростання [97].

Висока реальна і потенційна рибопродукція естуарних екосистем, розташованих у середніх та помірних широтах, обумовлена їх чутливістю до різних типів антропогенного навантаження. Одним із основних факторів, що впливає на іхтіофауну, є промисел риби, від раціональності якого залежить чисельність і стан промислових популяцій цих видів. До зарегулювання стоку Дніпра (1951–1955 рр.) середньорічні улови риби в ДБЕС становили 6646,9 т, з яких питома вага тільки складала 25,4%. Частки напівпрохідних і жилих видів риб були приблизно рівні 34,2% та 35,7% відповідно. Частка прохідних видів становила близько 5%. Після зарегулювання стоку Дніпра загальний вилов риби значно знизився, і в 60–х роках середньорічний вилов склав 4003,4 т.

У цей період суттєво зменшилася частка прохідних і жилих видів риб (до 2,8% і 19,1% відповідно), а частка напівпрохідних видів залишилася практично на попередньому рівні (32,9%). Переважну частину загального вилову (45,2%) в той період становила тільки [283]. Вилови в останні десятиріччя скоротились майже в 20 разів і складали щороку біля 270 т. всіх прохідних і прісноводних риб, які в цей період були об'єктами промислового лову формуючи 17 промислових категорій (рис. 5.1.).



1930–ті рр., по (Амброз, 1956)



2001 – 2014 рр., по (Межжерин С.В., Верлатий Д.Б., 2018 р.)

Рис. 5.1. Представленість промислових категорій риб до і після зарегулювання Дніпра, % [31]

При цьому найбільш масовими були вилови карася, товстолобиків, ляща, тарані і плоскирки. На ці п'ять видів приходилось 94,3%, а на перші два інвазивні види 58,9%. Прохідні риби складали тільки 0,9%, а на хижих риб (окуня, щуку, судака, сома і жереха) приходилось лише 2,9%, що в 9 разів менше за 1930–ті роки. Все це свідчить про значні зміни у видовому різноманітті іхтіоценозу за останні 80 років, що за індексом Шеннона-Уївера зменшилось з 1,1 до 0,7. Різко упала доля хижих риб в уловах, а також збільшилася доля адвентивних видів. У 2001 – 2014 рр. на три промислові категорії: карась, товстолобики, білий амур прийшлося 59% виловленої риби, тоді як в 1930–х роках інтродукованих рослинноїдних видів риб ще не існувало [31].

5.2. Динаміка промислової іхтіофауни

Промисловий вилов в ДБЕС за статистичними даними (Херсонський рибоохоронний патруль) протягом 1995 – 2021 рр. коливався на рівні 877,7 – 2570,4 т. на рік (табл. 5.1., рис. 5.2.). На фоні загального падіння уловів, частка аборигенних видів риб суттєво скоротилася на відміну від інтродукованих рослинноїдних видів риб, карася і малоцінної тютли. У першому випадку ефект нарощування іхтіомаси за рахунок рослинноїдних видів риб у вигляді інтродукованих риб-планктофагів – білого, строкатого та гібридів товстолобиків пояснюється значними запасами органічної речовини і дуже низькою часткою присутності хижих видів риб. Збільшення частки малоцінного карася в промислових уловах обумовлено протягом останніх років з переорієнтацією промислу в бік багаточисельних представників на фоні суттєвого скорочення цінних представників промислової іхтіофауни. Окрім збільшення промислового навантаження, карась слугує конкурентом для інших коропових видів риб займаючи одні й ті ж самі екологічні ніші, в більшості нерестові площі і харчові ділянки для нагулу протягом всього вегетаційного періоду [82; 334].

Таблиця 5.1.

Динаміка вилову в ДБЕС, т
(статистичні данні – Херсонський рыбоохоронний патруль)

Види риб	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Лящ	177,7	176,0	87,6	107,3	108,3	122,6	122,6	121,8	112,3	92,2	72,0	59,3	73,6	55,9	43,9
Тараня	173,6	99,5	89,3	115,1	74,7	108,1	104,2	61,3	46,9	29,8	49,9	38,7	18,6	13,3	18,7
Рибець	5,0	6,6	1,2	3,4	2,0	4,2	4,6	1,1	1,6	0,6	0,5	1,0	0,4	0,4	0,1
Плоскирка	14,6	11,0	11,2	20,8	26,0	20,0	16,9	18,1	32,2	13,2	10,0	12,4	5,8	5,8	5,6
Краснопірка	6,2	9,9	3,9	2,7	2,0	4,5	2,4	3,0	7,2	0,5	4,6	5,9	3,4	3,9	5,5
Щука	1,0	0,2	0,5	0,2	2,5	0,3	0,1	0,1	0,1	0,0	4,3	3,3	1,4	1,8	2,3
Судак	2,8	2,7	1,5	0,6	0,5	3,0	2,2	1,4	1,3	1,7	2,6	0,9	1,0	0,8	1,9
Сом	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,9	0,6	0,8	0,3	0,9
Окунь	10,9	9,3	13,1	9,5	6,0	11,4	9,7	7,0	1,0	0,7	2,5	2,3	3,9	0,9	2,3
Карась	51,1	46,6	39,3	33,2	31,5	77,6	61,8	80,1	79,5	67,4	81,5	115,7	128,1	189,3	133,7
Товстолобики	115,2	62,2	68,2	9,6	1,8	6,7	34,0	22,0	38,3	49,1	37,9	44,2	76,3	52,3	33,9
Білий амур	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0
Сазан	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,3	0,7	0,1	0,3	0,8
Оселедець	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Пузанок	29,8	18,8	22,9	10,7	1,1	0,2	0,0	0,7	1,4	0,8	1,0	1,1	4,8	2,0	14,8
Тюлька	527,2	1059,4	532,3	179,3	536,1	619,4	524,9	634,9	1022,4	787,6	1074,7	564,5	770,9	530,0	962,5
Осетрові	1,5	0,1	0,3	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,9	0,9	0,6	0,1	0,5	0,6	0,4
Загальний вилов	2055,4	2828,6	1655,0	877,7	1476,7	1836,2	1644,2	1782,3	2578,0	1996,8	2617,1	1642,2	2105,6	1659,7	2410,9

Продовження таблиці 5.1.

Види риб	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Лящ	27,1	33,1	37,2	48,4	52,3	55,4	57,3	36,9	54,2	59,3	63,0	122,279
Тараня	15,3	17,4	19,2	24,2	24,0	29,9	29,2	18,9	29,9	33,3	34,3	77,3
Рибець	0,1	1,7	0,9	0	0	0	0	0,014	1,565	0,995	0,544	0,0
Плоскирка	6,8	4,5	7,1	1,1	2,9	2,6	15,0	7,4	4,9	9,6	13,8	14,0
Краснопірка	4,0	4,4	6,4	6,4	5,9	4,8	8,6	0,8	4,9	5,6	11,6	12,0
Щука	3,6	4,1	5,5	4,6	6,8	6,0	5,5	2,6	5,3	3,9	4,3	3,5
Судак	2,3	3,4	4,6	6,6	7,0	9,9	11,5	6,7	7,9	10,5	10,8	20,98
Сом	1,0	1,1	2,5	3,0	2,1	3,9	4,4	1,1	7,6	5,1	3,9	4,0
Окунь	2,3	1,5	2,0	3,4	3,0	4,1	4,9	0,8	2,4	8,3	10,9	12,7
Карась	128,5	176,6	256,3	269,5	408,3	517,6	558,3	348,5	472,3	154,6	452,0	595,1
Товстолобики	40,3	127,8	210,0	340,2	143,3	180,5	69,7	25,1	317,6	170,6	77,7	85,5
Білий амур	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,1	1,4	0,3	5,3	1,9	1,1	0,0
Сазан	1,0	2,2	3,1	6,1	4,4	6,3	10,7	3,5	11,2	11,0	8,6	15,6
Оселедець	0,0	1,6	1,7	4,3	2,8	7,1	9,4	0,0	2,2	4,2	11,5	16,2
Пузанок	6,0	1,5	2,1	4,1	7,4	14,3	12,8	0,0	5,0	16,7	9,9	44,3
Тюлька	453,6	258,5	359,2	383,9	164,7	113,6	127,4	15,1	211,2	152,9	65,4	65,0
Осетрові	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Загальний вилов	1356,4	1244,7	1797,1	2163,1	1617,9	1856,7	1794,6	898,3	2231,3	1236,9	1494,7	1088,4

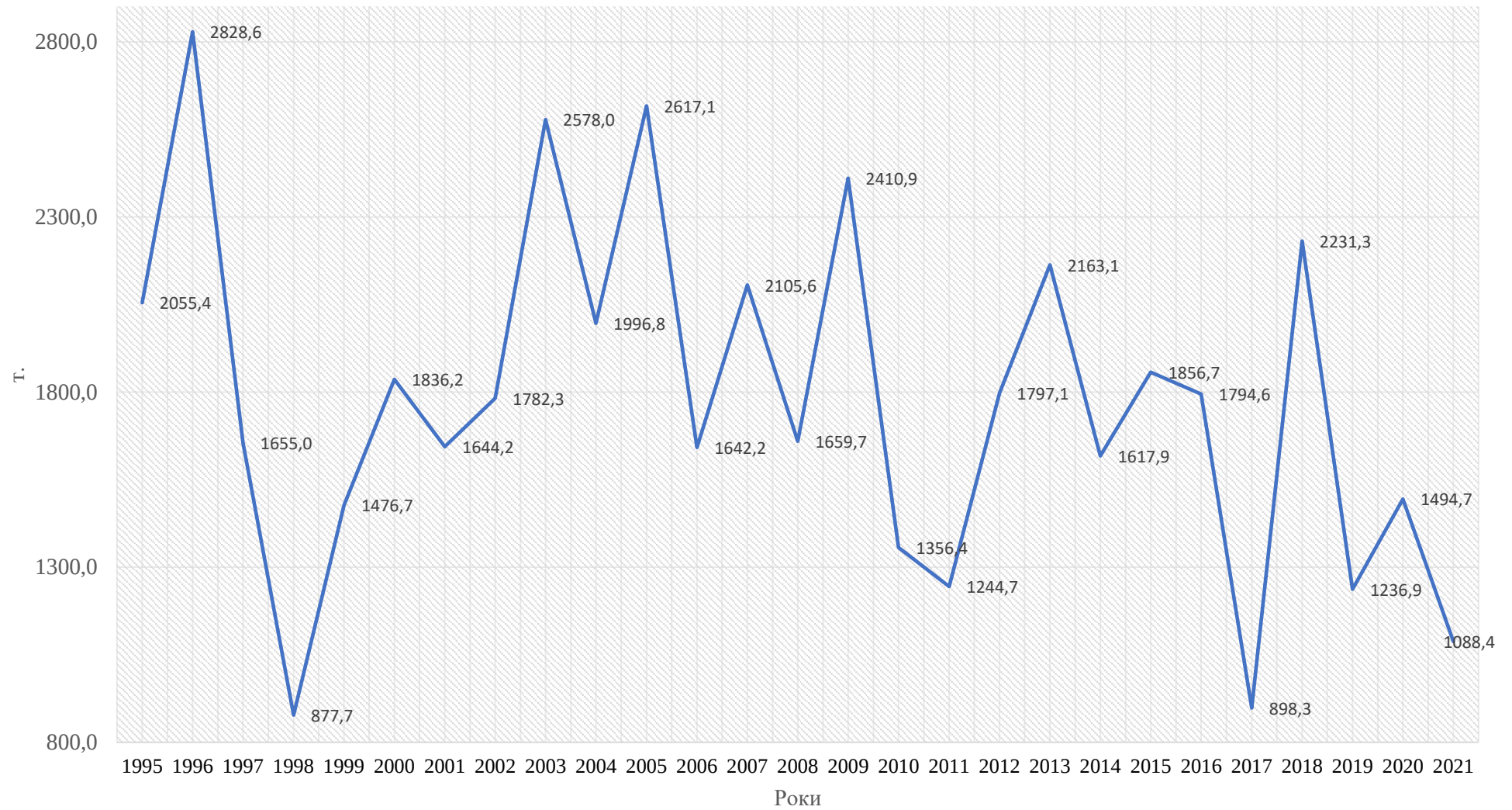


Рис. 5.2. Динаміка загального вилову іхтіофауни в ДБЕС, т
(статистичні данні – Херсонський рибохоронний патруль)

В той же час, аналіз багаторічних досліджень свідчить про стрімке скорочення провідних промислових об'єктів іхтіофауни ДБЕС серед яких домінуюче положення займали лящ і тараня становлячи в минулому майже однакові показники на рівні 173,6 і 177,7 т (1995 р.) рибної продукції на рік. Але починаючи з 2005 року вилов ляща скоротився майже на 70 т, тараня в цей же період становила в уловах 49,9 т. До 2010 року вилов цих провідних об'єктів промислу досяг критичних показників складаючи у виловах всього 27,1 т на рік по лящу і 15,3 т на рік по тарані. Протягом 2010 – 2020 рр. коливання за лящем досягали до 60 т на рік, проте за таранею показник був на рівні 30 т на рік.

На фоні стрімкого зменшення провідних промислових корокових все більшого значення протягом років досягав малоцінний сріблястий карась і адвентивні рослиноїдні види риб, які були інтродуковані як компенсаційний захід внаслідок зарегулювання р. Дніпро каскадом водосховищ для отримання додаткової рибної продукції і стримування евтрофікації (рис. 5.3.).

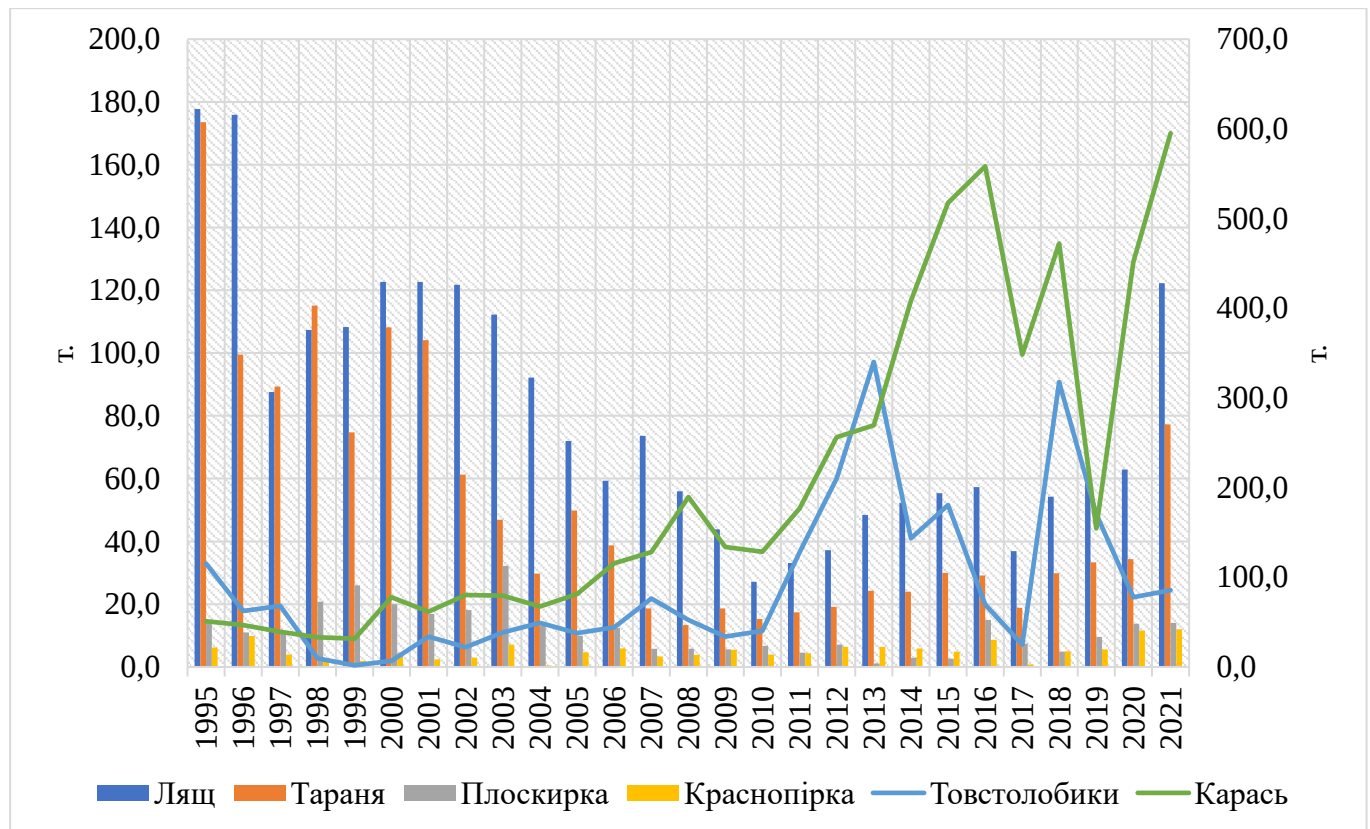


Рис. 5.3. Відношення товстолобиків і карася до основних промислових корокових

Протягом 1995 – 2005 рр. карась у виловах з 25,5 досяг 40,7 т на рік, а в останнє десятиріччя вилов досягає більше 500,0 т. Товстолобики в 90-ті роки досягали в уловах 115,2 т, з 1998 по 2010 рр. спостерігаються різкі коливання від 1,8 до 76,3 т на рік демонструючи більше низькі показники протягом років складаючи в середньому 34,3 т, але в останнє десятиріччя, за офіційними даними промислової статистики об'єм промислових уловів за товстолобами досягала 342,3 т на рік і в середньому по рокам складала 149,0 т. Таким чином, карась і адвентивні рослиноїдні планктофаги сьогодні становлять основу промислу. Не останнє значення має факт практично не обмеженого кормового ресурсу товстолобика, а саме фітопланктон, певною мірою зоопланктон, що підтверджується спеціальними дослідженнями [227, 252, 286].

Збільшення в уловах тюльки, також пояснюється значним зменшенням чисельності її основного споживача – судака [139; 331]. Пік вилову тюльки припадає на 2000-ні роки, що обумовлено відповідним попитом і значною часткою в іхтіофауні ДБЕС в період нересту і нагулу (рис. 5.4.).

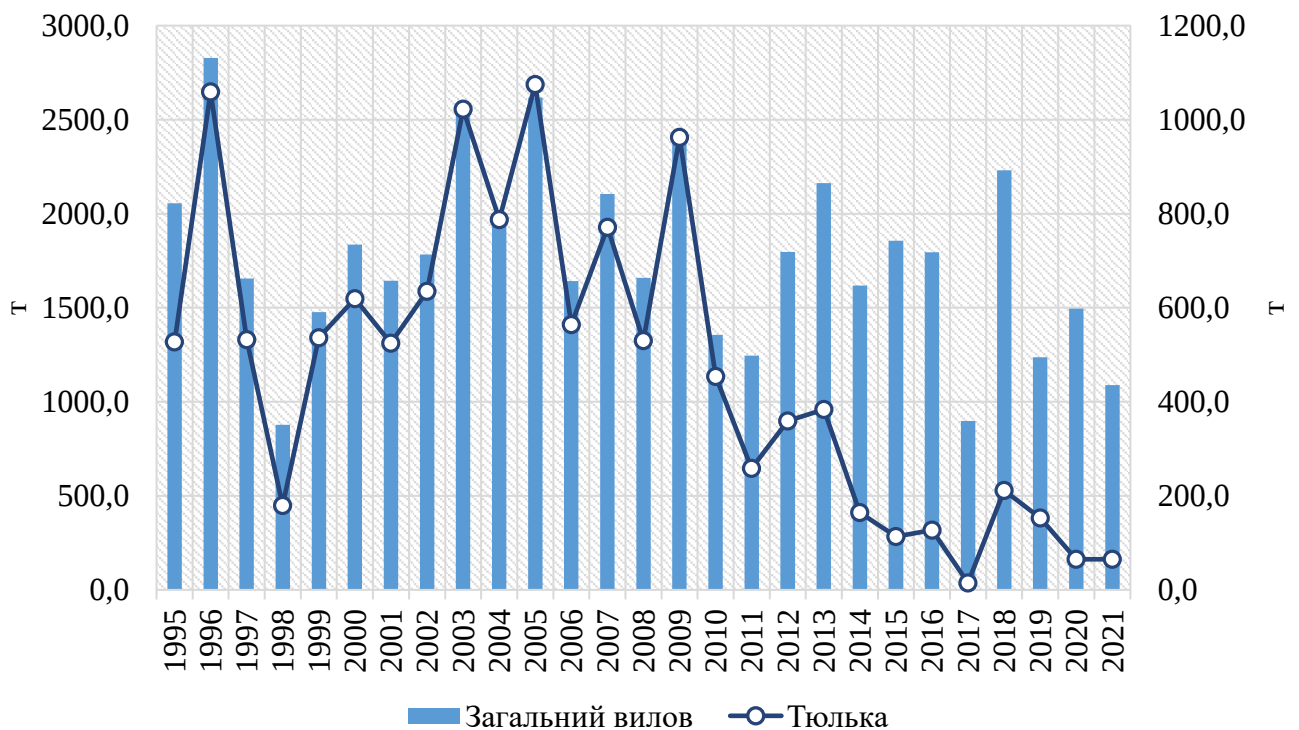


Рис. 5.4. Відношення вилову тюльки до загального промислу в ДБЕС

В цей період частка в промислі тують досягала до 40%. Протягом 2000 – 2017 років зацікавленість промислових рибалок до оселедцевих значним чином знизилась в наслідок високих цін на паливно – мастильні матеріали і, відповідно низької рентабельності відповідного промислу.

Оцінюючи багатолітню тенденцію змін у складі промислової іхтіофауни ДБЕС стає зрозумілим, що динамічні процеси, які викликані зміною гідрологічного режиму призвели до неприродних процесів в абіотичному і біотичному середовищі акваторій і безумовно відбилися на динаміці і промислу іхтіофауни протягом відносно тривалого періоду. Причиною такого явища стало погіршення умов природного відтворення, переважно цінних видів риб, зростаючий тиск промислу, включаючи неконтрольовану його частку, що значною мірою пояснює сталу тенденцію зменшення долі цінних промислових видів риб, збільшення долі менш цінних видів риб у промислі відносно представників аборигенної іхтіофауни.

Окремий висновок доцільно сформулювати, щодо інтродуцентів, доля яких в промислі залежить з одного боку від інтенсивності вилову, а з другого боку практично не пов'язане з умовами відтворення, саме тому, що ця функція пов'язана з діяльністю відповідних рибовідтворювальних заводів півдня України, здійснюючих щорічне вселення у водойму рибопосадкового матеріалу.

Аналіз багаторічних досліджень свідчить про значне скорочення чисельності провідних промислових риб ДБЕС. Лящ і тараня, які в 1995 році мали майже рівний вилов (173,6 т і 177,7 т відповідно), з 2005 року почали стрімко зменшуватися. До 2010 року вилов ляща скоротився до 27,1 т, а тарані – до 15,3 т. Надалі вилов коливався в межах 60 т на рік для ляща і 30 т на рік для тарані.

На тлі падіння чисельності корошових риб у промислі дедалі більшу роль почали відігравати сріблястий карась та адвентивні рослиноїдні риби

(товстолобики), які були інтродуковані з метою компенсації зарегулювання пониззя Дніпра. Вилов карася зріс із 25,5 т (1995 р.) до понад 500,0 т у 2010–х роках. Вилов товстолобиків демонстрував значні коливання, у останнє десятиріччя досяг 342,3 т на рік. Основною причиною збільшення чисельності товстолобика є практично необмежена кормова база (фітопланктон і частково зоопланктон).

Зростання вилову тільки в 2000-х роках пояснюється зменшенням чисельності її основного споживача – судака. В цей період частка тільки у промислі досягала 40%. Проте з 2017 року зацікавленість промислових рибалок до оселедцевих зменшилася через високі витрати на паливно–мастильні матеріали та низьку рентабельність відповідного промислу.

Таким чином, упродовж останніх десятиліть відбулися суттєві зміни у структурі промислового рибальства ДБЕС. Вилов традиційних промислових риб скоротився, що свідчить про екологічні зміни у водній екосистемі, спричинені зарегулюванням річки та змінами у кормовій базі іхтіофауни.

РОЗДІЛ 6

БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОМИСЛОВОГО СТАДА ТОВСТОЛОБИКІВ

6.1. Видова структура

Рослиноїдні риби, головним чином білий та строкатий товстолобики, займають одне із ведучих місць у прісноводному промислі нашої держави, особливо на каскаді Дніпровських водосховищ. В загальному об'ємі промислу в межах ДБЕС товстолобики міцно утримуються в шестірці найбільш масових промислових видів, але особливості їх біології практично не розглянуті в спеціальній літературі (табл. 6.1.).

Таблиця 6.1.

Видове співвідношення товстолобиків промислового стада, (2018 – 2021 рр.)

Пониззя Дніпра				Дніпровсько–Бузький лиман			
Вид	Вік	% співвідношення в пром. вилові	Загалом	Вид	Вік	% співвідношення в пром. вилові	Загалом
СТ	4–6	2,0	13,7%	СТ	4–6	2,9	13,41%
	7	7,8			7	8,6	
	8–9	3,9			8–9	1,9	
БТ	4–6	55,1	72,3%	БТ	4–6	2,1	5,94%
	7	11,5			7	2,9	
	8–9	5,7			8–9	1,0	
ГТ	4–6	4,5	14,0%	ГТ	4–6	35,5	81,00%
	7	5,6			7	42,0	
	8–9	3,9			8–9	3,5	

З огляду на існуючу проблему нами були проведені дослідження біології виду в умовах ДБЕС. Проведені дослідження промислових виловів свідчать про сформовані локальні стада товстолобиків, які нагулюються в пониззі Дніпра і Дніпровсько-Бузькому лимані. Про це свідчить переважна більшість в

промислового стаді білого товстоlobика (72,3%), який нагулюється в пониззі Дніпра і переважна частка гібриду товстоlobика (до 81%), який для нагулу обирає Дніпровський і Дніпровсько-Бузький лимани.

Дані таблиці свідчать про те, що білий товстоlobик, місцем нагулу якого є пониззя Дніпра, в уловах складає найбільшу частку – до 72,3%. На другому місці гібриди товстоlobика – 14,0% і строкатий товстоlobик – 13,7%. Натомість товстоlobики які нагулюються в Дніпровському лимані на 81% представлені гібридами. Це ймовірно пов'язано з більш високою толерантністю гібридів товстоlobиків до солоності води, яка в лимані від більш опрісненої східної частини збільшується в напрямку до центральної. Тому в районі с. Станіслав в уловах відмічались практично одні гібриди товстоlobиків, на відміну від білого товстоlobика.

6.2. Вікова структура

У віковій структурі промислового стада відмічена більша частка молодших вікових груп чотирирічного віку, (рис. 6.1.).

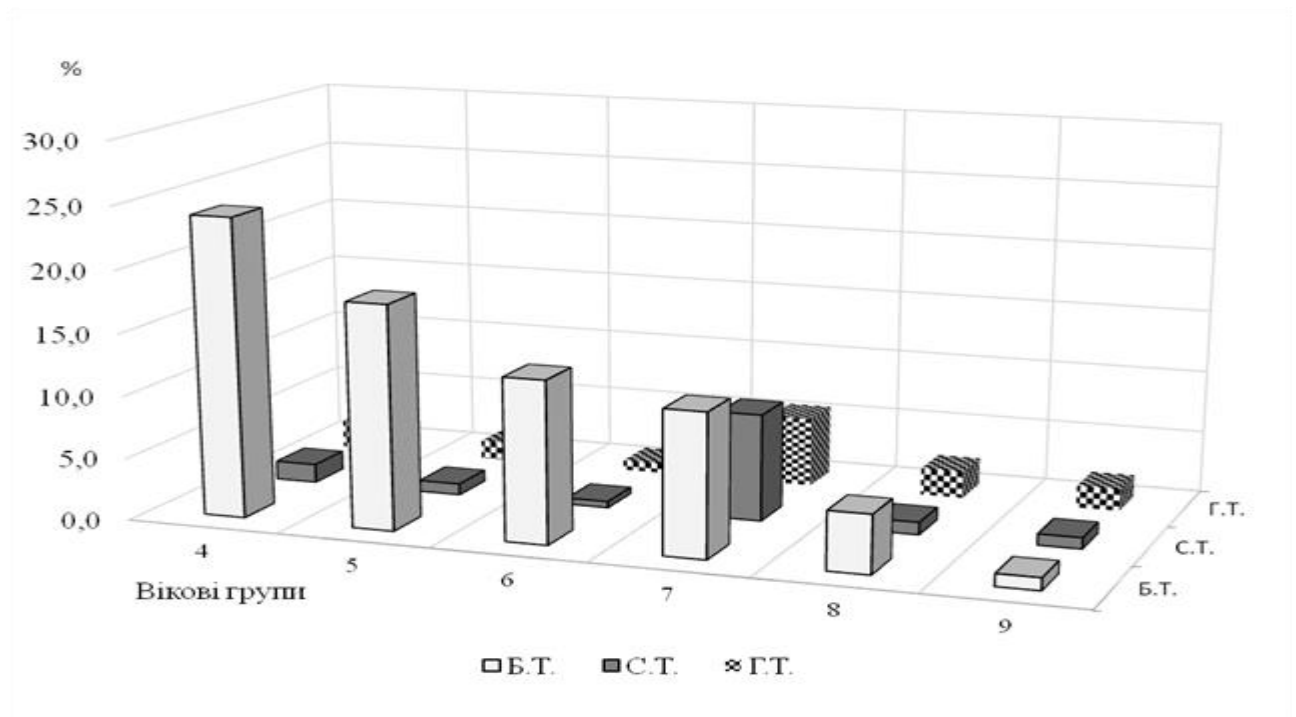


Рис. 6.1. Вікова структура промислового стада товстоlobиків в пониззі Дніпра, (2018 – 2021 рр.)

Така картина свідчить про скорочення у стаді старших вікових груп, що може бути пов'язано з тиском промислу на минулі покоління. В даний час враховуючи особливості неводного лову така тенденція несе негативний характер у пониззі Дніпра.

Товстолобики Дніпровського-Бузького лиману, які представлені в основному гібридними формами, не мають явної тенденції у скороченні вилову старших вікових груп і найбільше у виловах присутні особини чотирьох – семирічного віку, досягаючи за останньою віковою групою 42%, (рис. 6.2.).

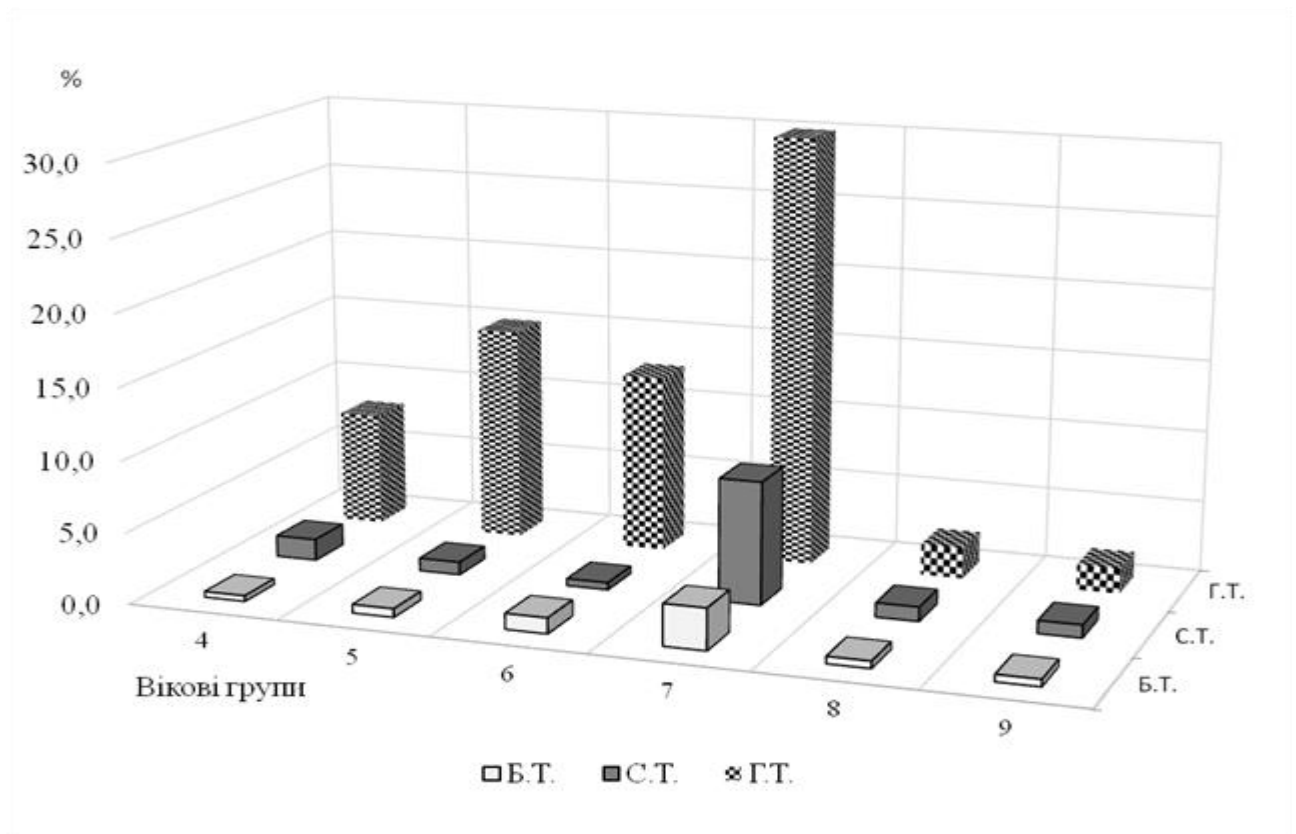


Рис. 6.2. Вікова структура промислового стада товстолобиків Дніпровсько-Бузького лиману, (2018 – 2021 рр.)

Білий товстолобик зустрічається в уловах майже поодинокі, найбільше відмічені особини семирічного віку – 2,9%. Така ж особливість відмічена і по строкатому товстолобику, семирічні особини якого в уловах становили 8,6%.

6.3. Лінійно–вагові показники

Для визначення потенції росту товстолобиків в пониззі Дніпра нами було проаналізовано лінійно–вагові показники. Після адаптації рибопосадкового матеріалу товстолобиків у природній трансформованій ДБЕС вони демонстрували високі показники лінійного росту і маси тіла, адже цьому сприяє географічне розташування на півдні України, довгий вегетаційний період, швидка прогриваємість води і високий біопродукційний потенціал за рахунок фітопланктону. Результати проведених аналізів відображені на графіку 6.3.

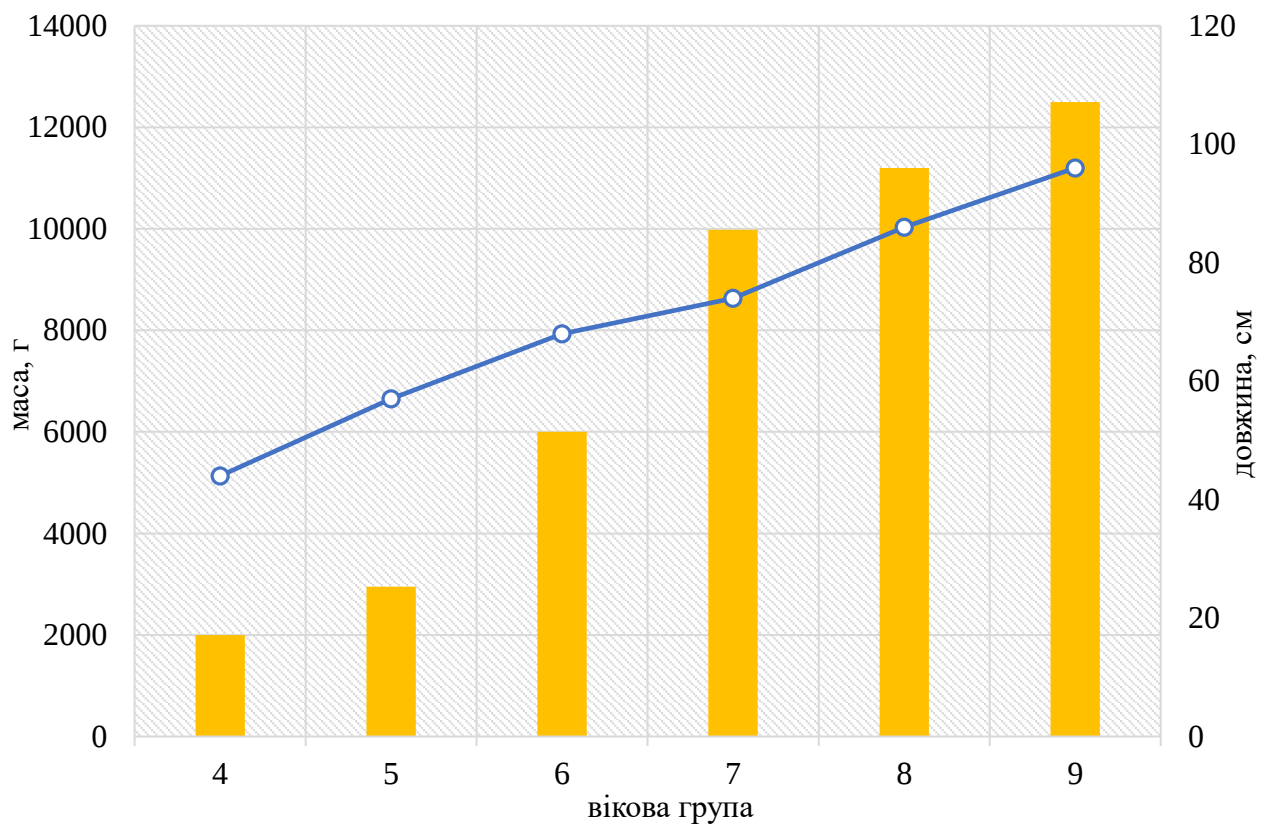


Рис. 6.3. Лінійно–вагові показники білого товстолобика, (2018 – 2021 рр.)

Показники росту і масонакопичення при збільшенні віку мають майже прямолінійний характер. Це пояснюється однорідним живленням білого товстолобика, основу якого становить фітопланктон. Показники динаміки маси тіла білого товстолобика мають яскраво виражену високу потенцію у 6-ти

річному віці, збільшення маси більше ніж у двічі за один рік досягала 6,25 кг і у 7-мірічному віці, досягаючи маси 9,9 кг.

Абсолютні і відносні прирости білого товстолюбика також підтверджують рівномірне збільшення лінійного росту і маси тіла (табл. 6.2.).

Таблиця 6.2.

**Абсолютний і відносний приріст білого товстолюбика,
(2018 – 2021 рр.)**

Вікові групи	Абсолютний приріст		Відносний приріст, %	
	l, см	m, г	l, см	m, г
5–4	13,00	950,00	12,87	19,19
6–5	11,00	3050,00	8,80	34,08
7–6	6,00	3980,00	4,23	24,91
8–7	12,00	1220,00	7,50	5,76
9–8	10,00	1300,00	5,49	5,49

За лінійним ростом білий товстолюбик найкращі прирости демонструє у п'ятилітньому віці, становлячи по відносному приросту 25%. За ваговими показниками найбільші прирости відзначені у 6–ти і 7–ми річному віці, становлячи відповідно 162 і 64%. В наступні роки прирости за лінійними показниками і масою не мають значних коливань і носять майже прямолінійний характер.

Строкатий товстолюбик достатньо виразно демонструє різкий стрибок за лінійно–ваговими показниками (рис. 6.4.).

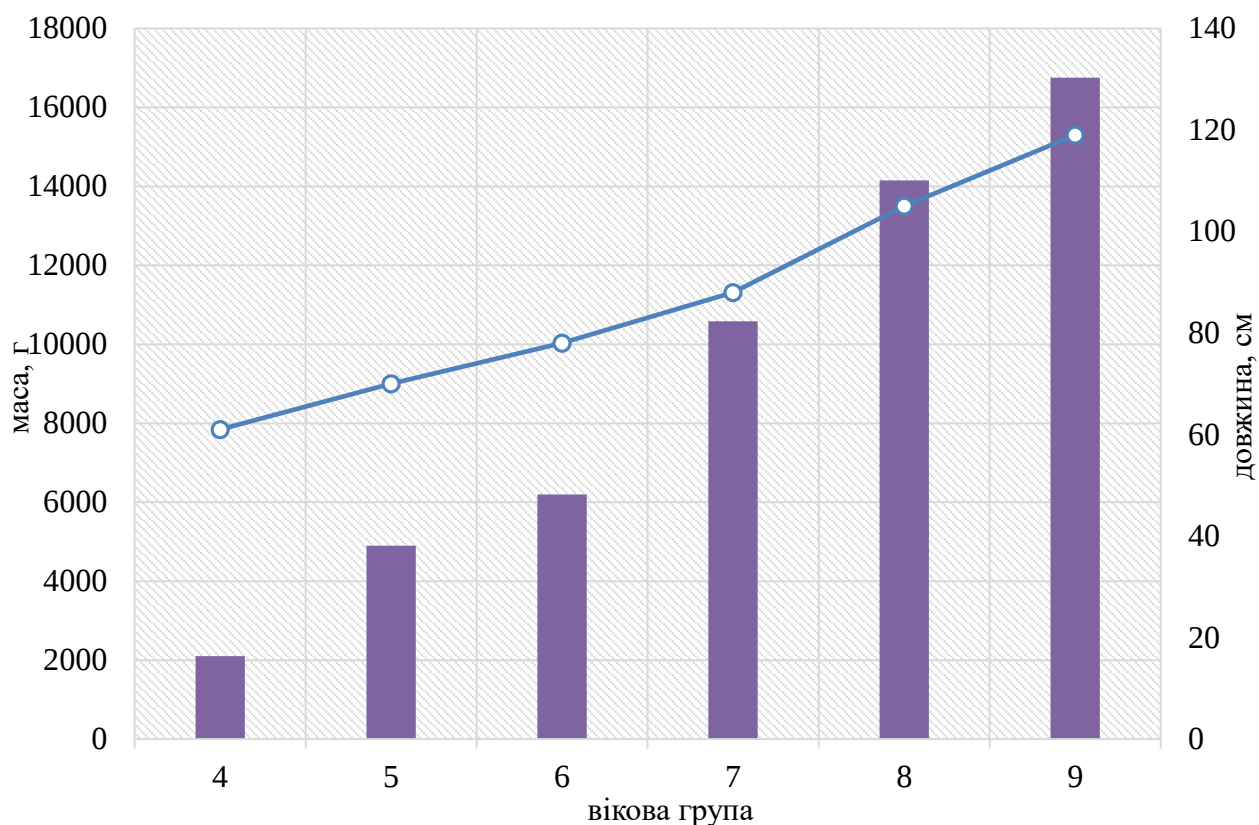


Рис. 6.4. Лінійно–вагові показники строкатого товстоlobика, (2018 – 2021 рр.)

Різкий підйом лінійного росту строкатого товстоlobика відзначено на сьомому році життя (84 см), відповідно і за масою тіла – 12,5 кг. У дев'ятирічному віці спостерігається поступове збільшення маси тіла, досягаючи в цей період 16,7 кг.

Абсолютні і відносні прирости строкатого товстоlobика детально виявляють нерівномірність лінійно–вагових показників (табл. 6.3).

Відмічений найбільший лінійний відносний приріст на сьомому році життя і становив відповідно за довжиною тіла – 22,68 %. За масою найбільший приріст відмічений на п'ятому році життя – 122%, відповідно за масою – 2640 г. Подібний високий показник приростів відмічений у 7–ми річному віці, становлячи за абсолютним приростом 6,19 кг, відносний приріст відповідно 98%.

Таблиця 6.3.

**Абсолютний і відносний приріст строкатого товстолобика,
(2018 – 2021 рр.)**

Вікові групи	Абсолютний приріст		Відносний приріст, %	
	l, см	m, г	l, см	m, г
5–4	9,00	2800,00	6,87	40,00
6–5	8,00	1300,00	5,41	11,71
7–6	10,00	4380,00	6,02	26,10
8–7	17,00	3570,00	8,81	14,44
9–8	14,00	2600,00	6,25	8,41

З віком у 8–ми і 9–ти річних промислових товстолобиків абсолютні прирости найнижчі, на рівні 14 – 18%, відповідно абсолютний приріст складав 1700 – 2500 г. Характеризуючи відсоткові прирости лінійно–вагових показників строкатого товстолобика в порівнянні з білим і гібридом товстолобика, можна стверджувати, що прирости строкатого товстолобика більш подібні до білого товстолобика.

В промисловому стаді товстолобиків Дніпровсько–Бузького лиману близько 81% займають гібриди. При цьому їх спорідненість ближча до білого товстолобика, що ярко виражено в морфологічній будові зябрового апарату, який у білого товстолобика за рахунок зябрових тичинок створює «планктонну» сітку для затримання дрібних організмів у вигляді фітопланктону, а у гібрида товстолобика будова зябрових тичинок подібна до пористої губки, що відрізняє їх від тичинок строкатого товстолобика, у якого вони розгалужені.

За характером лінійного росту гібридів товстолобиків більш виразно демонструє підйом за лінійно–ваговими показниками після шостого року життя (рис. 6.5.).

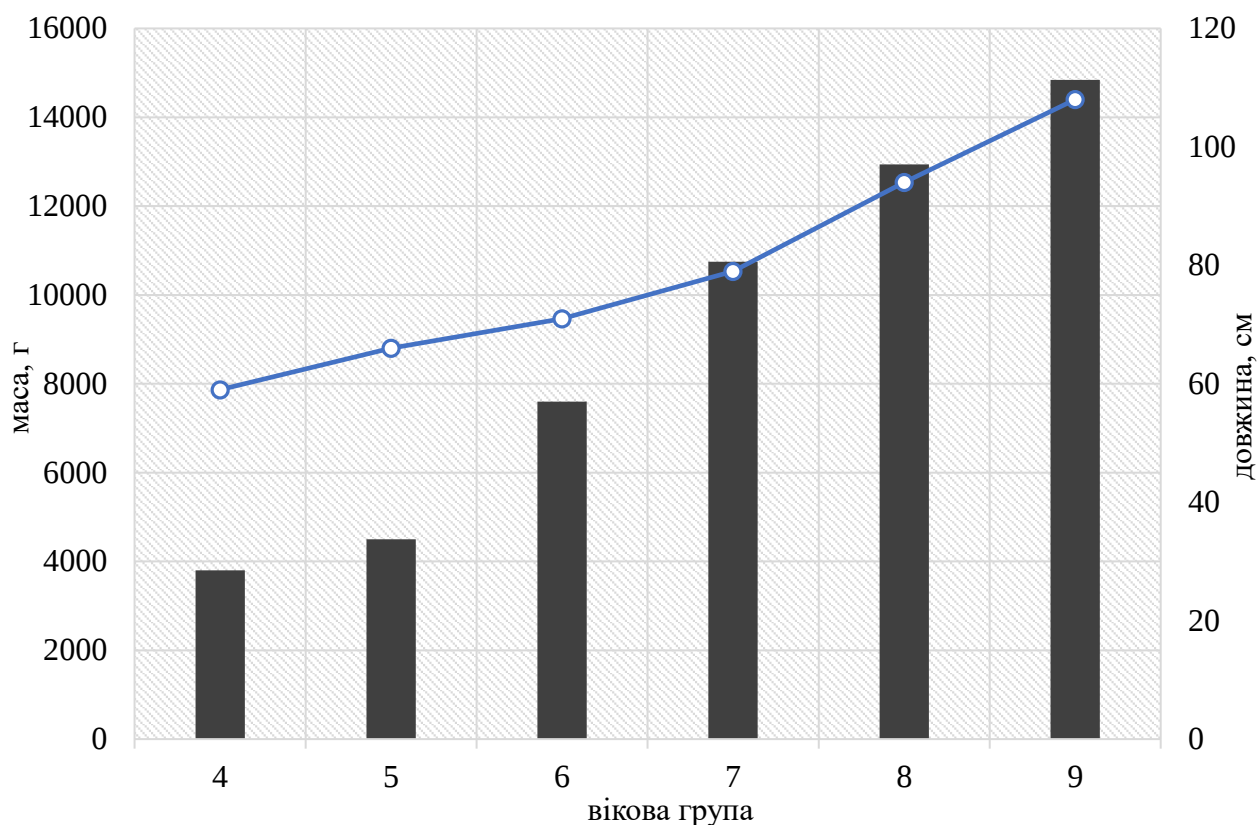


Рис. 6.5. Лінійно-вагові показники гібридів товстолобиків

Згідно з наведеними даними, строкатий товстолобик демонструє різкий стрибок у лінійному рості на третьому році життя, досягаючи довжини 38,4 см. Водночас значного збільшення маси тіла в цей період не спостерігається. Лише у шестирічному віці фіксується стрімке зростання (його) маси до 7,7 кг, після чого цей показник продовжує залишатися на високому рівні протягом наступних років. Абсолютні і відносні прирости строкатого товстолобика виявляють нерівномірність лінійно-вагових показників (табл. 6.4.).

Найбільший відносний приріст за лінійним ростом відмічений на сьомому році життя і становив відповідно за довжиною тіла 19%, за масою найбільший приріст відмічений на п'ятому році – 69%. На відміну від білого товстолобика, у якого з віком значення приростів зменшується, у строкатого товстолобика навпаки ці значення збільшувались.

Таблиця 6.4.

Абсолютний і відносний приріст гібрида товстолобика

м	Абсолютний приріст		Відносний приріст, %	
	l, см	m, г	l, см	m, г
5–4	7,00	700,00	5,60	8,43
6–5	5,00	3100,00	3,65	25,62
7–6	8,00	3150,00	5,33	17,17
8–7	15,00	2190,00	8,67	9,24
9–8	14,00	1900,00	6,93	6,84

Найменші значення приростів за масою у гібридів товстолобиків відзначенні на сьомому і восьмому роках життя на рівні 11 – 16%, а лінійний ріст навпаки, мав найбільші показники у цьому віці, відповідно 19 – 15%.

Враховуючи особливості виробництва рибопосадкового матеріалу у рибогосподарських підприємствах, які штучно відтворюють і вирощують до цьоголіток і дволіток, необхідно наголосити на тому, що певна частина основної маси товстолобиків представлена гібридами, які демонструють високий темп лінійно–вагового росту, що робить гібриди достатньо перспективним об’єктом промислу.

6.4. Живлення

Живлення риб залежить від багатьох взаємопов’язаних чинників, зокрема біологічних особливостей видів, складу та загального обсягу кормових ресурсів, температурного та хімічного режимів, а також впливу біотичних, абіотичних і антропогенних факторів. Ці елементи можуть діяти як безпосередньо, так і опосередковано, створюючи складний процес, що вивчався протягом тривалого

часу. Для об'єктивного аналізу харчових взаємовідносин, вгодованості риб та забезпечення їх необхідною кормовою базою важливо застосовувати комплексний підхід. Він передбачає одночасний відбір проб із фокусом на кормові ресурси в місцях нагулу досліджуваних видів.

Різні види риб мають свої харчові вподобання. Однак наявність у водоймі певних кормових організмів змушує їх гнучко адаптуватися до існуючих умов, де вирішальними факторами є доступність та концентрація їжі. Це особливо важливо в умовах значних екологічних змін, спричинених зарегулюванням верхньої течії каскадом водосховищ, розширенням мілководних площ, підвищенням температури води, евтрофікацією та зростаючим антропогенним навантаженням. У таких умовах, на тлі тривалого вегетаційного періоду, відбувається інтенсивний розвиток органічної речовини, зокрема фітопланктону, що є основним кормовим ресурсом для товстолобиків. У місцях їх нагулу в ДБЕС, концентрація фітопланктону може досягати 15 г/м³ завдяки масовому розвитку *Cyanobacteria* – *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault і *Microcystis aeruginosa* Kützinger. Водночас відносно низька біомаса зоопланктону не здатна стримувати первинну продукцію та відігравати значну роль у процесах самоочищення водойми.

Фітопланктон у живленні білого товстолобика навесні зустрічається в основному за рахунок мікроскопічних представників *Cyanobacteria*: *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *A. gracile* Lemmermann, *Anabaena sphaerica* Bornet & Flahault, *Microcystis aeruginosa*, *Chroococcus minutus* (Kützinger) Nägeli, *Oscillatoria tenuis* C. Agardh ex Gomont. Серед зелених водоростей за рахунок інтенсивного розвитку у кормовій базі в кишечнику білого товстолобика часто зустрічались *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory, *Pediastrum duplex* Meyen, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegewald, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *Scenedesmus obtusus* Meyen, *Schroederia spiralis*

(Printz) Korshikov. Діатомові водорості (Bacillariophyta) переважно були представлені *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Diatoma vulgare* Bory, *Fragilaria acus* (Kützing) Lange–Bertalot, *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Melosira varians* C. Agardh, *Nitzschia intermedia* Hantzsch, *Stauroneis anceps* Ehrenberg.

У червні споживання Cyanobacteria поступово знижувалося, що пов'язано з їх загальним розвитком. Натомість у складі харчової грудки все частіше зустрічалися представники Chlorophyta, зокрема *Pediastrum duplex* Meyen, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegewald, *Scenedesmus ellipticus* Corda. У цей період у раціоні зустрічався зоопланктон, представлений дрібними наупліальними формами та представниками родини Bosminidae – *Bosmina coregoni* Baird, *B. longirostris* Müller, *B. longispina* Leydig, *Daphnia cucullata* f. *berolinensis* Sch., *D. longispina* Müller, *D. pulex* Leydig, *Chydorus sphaericus* Müller.

Наприкінці вегетаційного періоду у живленні знову переважали Cyanobacteria: *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault і *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, а серед Chlorophyta домінують *Ankistrodesmus spiralis* (W.B.Turner) Lemmermann, *Chlamydomonas globosa* J.W.Snow, *Pediastrum duplex* Meyen, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegewald, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *Scenedesmus obtusus* Meyen, *Schroederia spiralis* (Printz) Korshikov, *Sphaerocystis planctonica* (Korshikov) Bourrelly, *Oocystis lacustris* Chodat.

Загалом протягом вегетаційного періоду у живленні промислового стада білого товстолобика найбільша частка за біомасою належала ценобіальним колоніальним водоростям (Cyanobacteria) – 65,4%, на другому місці Chlorophyta – 24,7%, частка діатомових водоростей (Bacillariophyta) становила 5,3% (рис. 6.6.).

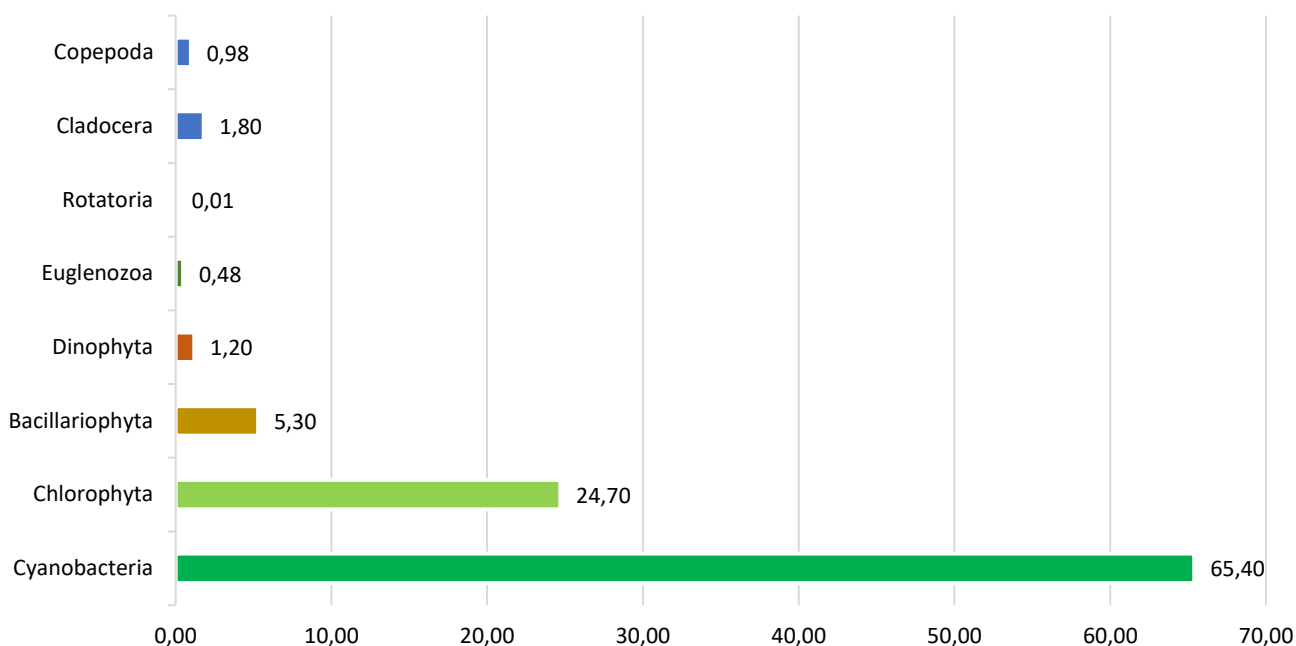


Рис. 6.6. Співвідношення кормових груп фіто- і зоопланктону у поживі білого товстолобика за масою, %

Зоопланктон в поживі білого товстолобика був представлений переважно гіллястовусими ракоподібними (Cladocera), серед яких переважали: *Bosmina coregoni* Baird, *B. longirostris* Müller, *B. longispina* Leydig, *Chydorus sphaericus* Müller, *Corniger maeoticus* Pengo, *Daphnia cucullata* f. *berolinensis* Sch., *D. longispina* Müller, *D. pulex* Leydig, *Moina rectirostris* Leydig, складаючи за біомасою 1,8%. Значно меншу частку займали веслоногі ракоподібні (Copepoda) на рівні 0,98% і коловертки (Rotatoria) – 0,01%.

Склад живлення строкатого товстолобика і його гібридних форм протягом вегетаційного періоду відрізнявся від живлення білого товстолобика. Основною відмінністю було те, що в поживі гібридів товстолобиків переважали крупні форми фітопланктону: Chlorophyta – *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh., *Pediastrum duplex* Meyen; Bacillariophyta – *Aulacoseira granulate* var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen, *Fragilaria acus* (Kützinger) Lange-Bertalot,

Diatoma vulgaris Bory, *Gomphonema gracile* Ehrenberg, *Melosira varians* C. Agardh, *Stephanodiscus hantzschii* Grunow.

Загалом частка Cyanobacteria у поживі строкатого товстолюбика і його гібридних форм складала 35,6% (рис. 6.7.).

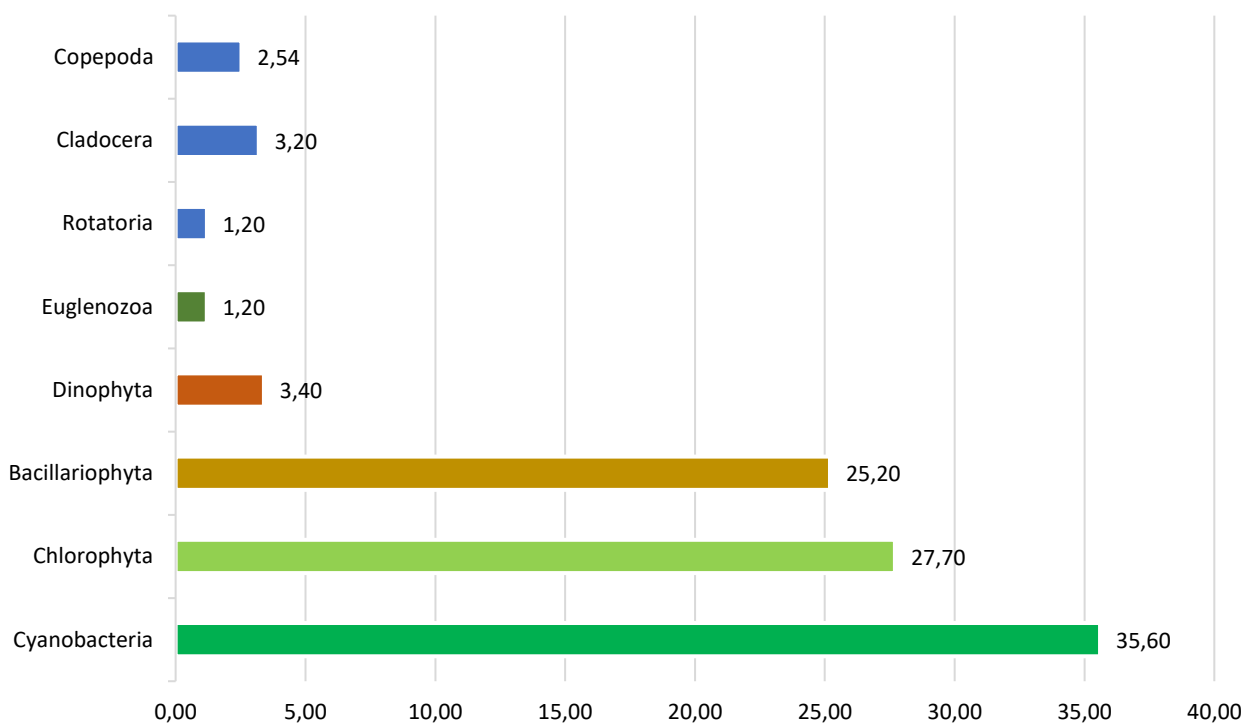


Рис. 6.7. Співвідношення кормових груп фіто- і зоопланктону у поживі строкатого і гібридів товстолюбиків за масою, %

На другому місці за біомасою були Chlorophyta, складаючи відповідно – 27,7%, частка Bacillariophyta була майже на одному рівні – 25,2%. На відміну від білих товстолюбиків у поживі значно більшу частку займали зоопланктонні угруповання, найменше були представлені Rotatoria – 1,2%, найбільше – Cladocera (3,2%).

Представлений характер живлення у білого, строкатого і гібридів товстолюбиків, демонструє відповідну залежність кормових планктонних організмів від морфології зябрового апарату, як фільтраційного елементу у травній системі, і концентрації біомаси фіто– та зоопланктону у кормовій базі.

Відзначене явище підтверджує думку багатьох фахівців відносно особливостей живлення білого і строкатого товстолобиків, демонструючи специфіку живлення різних видів [79; 127; 316].

Індекси наповнення кишечників білого товстолобика в середньому становили $264,5^0_{000}$. У липні, під час масового розмноження *Cyanobacteria* у водоймі, їхня частка у вмісті шлунково–кишкового тракту досягала $95,8^0_{000}$. Водночас індекс наповнення кишечника значно зростав і в середньому складав $435,0^0_{000}$. Найвища інтенсивність живлення білих товстолобиків спостерігалася в серпні – середній індекс наповнення кишечників сягав $580,0^0_{000}$, (рис. 6.8.).

Індекси наповнення кишечників відрізнялись у строкатого і гібридів товстолобиків нижчими показниками. Зміна вгодованості залежала від маси тіла, маси нутрощів і довжини тіла до кінця лускового покриву. На початку вегетаційного періоду загальний індекс наповнення кишечників строкатих товстолобиків і їх гібридів були на рівні $112,0^0_{000}$. Але цей показник майже втричі збільшувався у травні, сягаючи $275,0^0_{000}$, маючи прямолінійний характер росту до серпня місяця зростаючи до $423,0^0_{000}$. Під час розтину риби з низьким рівнем наповненості було виявлено високий рівень жирових відкладень (5 балів за шкалою М.Л. Прозоровської), кишечник був повністю вкритий жиром. Найбільш інтенсивне живлення спостерігалось в період із червня по серпень. У вересні спостерігалось різке падіння загального індексу наповнення кишечників до рівню $87,0^0_{000}$.

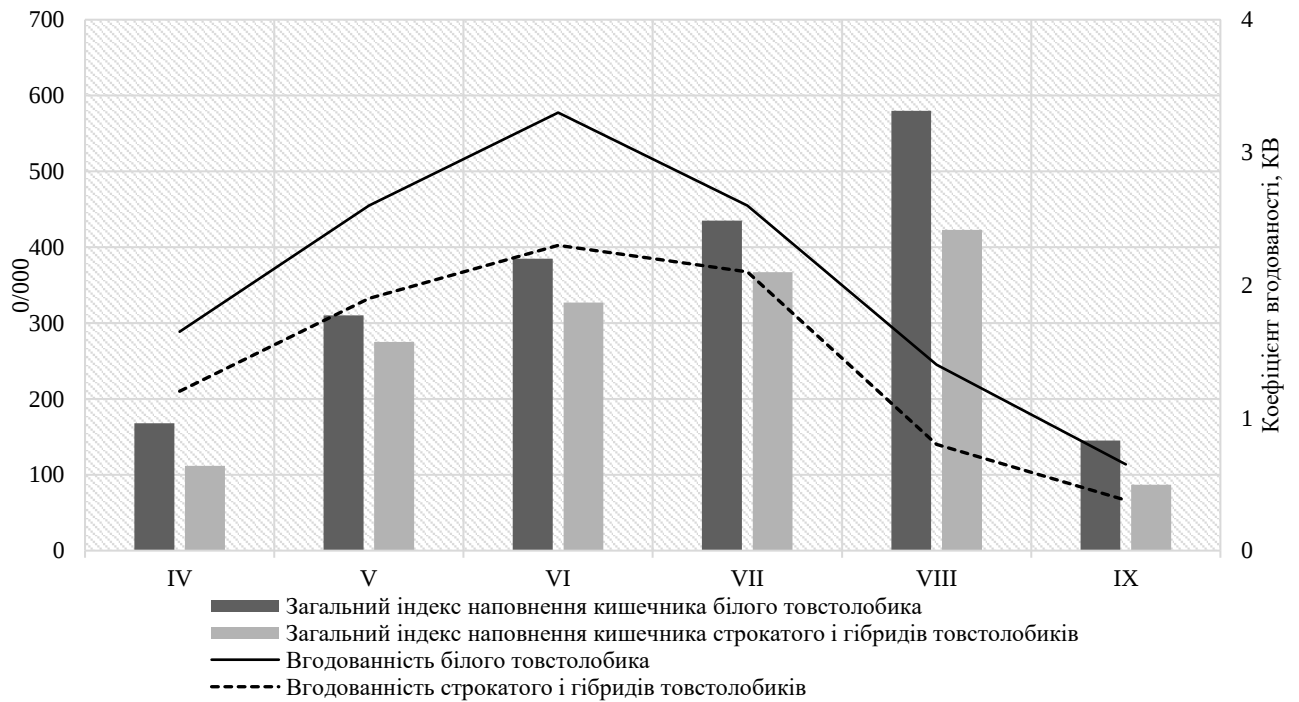


Рисунок 6.8. Загальний індекс наповнення кишечника в залежності від вгодованості

Загалом, високі значення індексу наповненості кишечника свідчать про достатньо високу кормову базу. Водночас у строкатого товстолобика ці показники були значно нижчими. Це може бути наслідком особливостей його раціону, що складався майже виключно з фітопланктону, тоді як зоопланктон, який є його природною їжею, був на низькому рівні. Вгодованість строкатих товстолобиків і їх гібридів, як і загальний індекс наповнення кишечника, були нижчими від показників білого товстолобика протягом усього вегетаційного періоду. У квітні показник вгодованості за Кларк складав 1,2, зростаючи у липні і червні відповідно до 1,9 – 2,3. Але, вже у серпні спостерігалось різке зниження вгодованості до 0,8 і у вересні до 0,38, що ймовірно пояснюється інтенсивним розвитком *Cyanobacteria* в цей період і низьким розвитком зоопланктонних угруповань.

Аналізуючи спектр живлення рослиноїдних планктофагів було встановлено індекс елективності по їстівному вподобанню (табл. 6.5.).

Таблиця 6.5.

Поділ кормових гідробіонтів по їстівному вподобанню

Видовий склад	Частка кормових організмів у раціоні риб, %	Частка кормових організмів в кормовій базі, %	Індекс елективності, (по Івлєву)
CYANOBACTERIA			
<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet & Flahault	0,2	1,2	–0,71
<i>A.circinalis</i> (Kütz.) Hansg.	0,12	0,8	–0,74
<i>A. scheremetievi</i> Elenk.	1,9	1,8	0,03
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	13,8	15	–0,04
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	30,7	21,5	0,18
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.	1,8	2,4	–0,14
<i>Phormidium fonticola</i> Kuetz.	0,59	1,3	–0,38
ВСЬОГО:	49,11	44	
CHLOROPHYTA			
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>hantzschii</i> Lagerh.	0,16	0,21	–0,14
<i>Ankistrodesmus minutissimus</i> Korsch.	0,12	0,01	0,85
<i>A. pseudomirabilis</i> Korsch.	0,71	0,24	0,49
<i>Tetraedron caudatum</i>	0,65	0,14	0,65
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	0,33	0,01	0,94
<i>Chlorococcum disectum</i> Korsch.	1,2	0,12	0,82
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer.	0,16	0,01	0,88
<i>Coenococcus subcylindrica</i> Korsch.	0,77	0,01	0,97
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Möb.	0,07	0,18	–0,44
<i>K. intermedia</i> var. <i>major</i>	0,56	0,12	0,65
<i>Lagerneimia longiseta</i> (Lemm.) Wille	0,16	0,08	0,33
<i>Oocystis verucosa</i> Roll	1,84	1,2	0,21
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	1,89	0,26	0,76
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>boryanum</i> (Turp.) Menegh.	2,1	1,89	0,05
<i>Pediastrum duplex</i>	3,2	2,1	0,21
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	4,1	3,65	0,06
<i>S. quadricauda</i> (Hegew.) Hegew.	3,4	2,44	0,16
<i>Scenedesmus bijugatus</i> (Turp.) Kütz.	1,5	1,2	0,11
<i>Schroederia setigera</i> (Schrod.) Lemm.	1,1	1,01	0,04
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	0,89	0,89	0,00
<i>G. solitaria</i> (Korsch.) Korsch.	0,21	0,02	0,83
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlst. et Tiff.	0,12	0,5	–0,61
<i>Trochiscia granulata</i> (Reinsch) Hansg.	1,6	1,2	0,14
ВСЬОГО:	26,84	17,49	
BACILLARIOPHYTA			
<i>Chaetoceros compressus</i> Laud.	0,21	1,87	–0,80

Продовження таблиці 6.5.

Видовий склад	Частка кормових організмів у раціоні риб, %	Частка кормових організмів в кормовій базі, %	Індекс елективності, (по Івлеву)
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrb.	0,12	0,89	-0,76
<i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.	1,68	0,13	0,86
<i>Cyclotella bodanica</i> Eulenst. in Grun.	0,61	0,16	0,58
<i>C. glomerata</i> Bachm.	0,45	0,86	-0,31
<i>C. kuetzingiana</i> Thwaites	0,12	0,42	-0,56
<i>Cymbela prostata</i> (Berk.) Cleve	1,89	1,56	0,10
<i>C. turgidula</i> Grun.	0,11	0,21	-0,31
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib.	0,68	0,98	-0,18
<i>D. vulgare</i> Bory	1,21	1,78	-0,19
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cl.	0,05	1,4	-0,93
<i>Melosira binderana</i> Kutz.	1,02	1,8	-0,28
<i>M. varians</i> Ag.	1,81	5,7	-0,52
<i>Navicula cari</i> Ehr.	0,6	0,07	0,79
<i>N. graciloides</i> A. Mayer	0,42	0,02	0,91
<i>N. sp.</i>	0,12	0,12	0,00
<i>N. denticula</i> Grun.	0,16	0,03	0,68
<i>N. epizthemoides</i> Grun.	0,02	0,04	-0,33
<i>N. Hantzschiana</i> Rebenh.	0,11	0,01	0,83
<i>Rhoicosphaenia curvata</i> (Kutz.) Grun.	1,55	0,89	0,27
<i>Skeletonema costatum</i> Grev. Cl.	0,12	1,8	-0,88
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.	0,88	0,2	0,63
<i>Synedra tabulata</i> var. <i>parva</i> (Kutz.) Grun.	0,45	0,14	0,53
ВСЬОГО:	14,39	21,08	
DINOPHYTA			
<i>Glenodinium Ehrenberg, 1836</i>	0,45	0,55	-0,10
<i>G. penardii</i> Lemm.	0,12	0,56	-0,65
<i>G. gymnodinium</i> Penard	0,23	1,21	-0,68
<i>Gymnodinium elongatum</i>	0,75	1,12	-0,20
<i>Peridinium</i> Ehrenberg, 1830	0,75	1,56	-0,35
ВСЬОГО:	2,3	5	
EUGLENOZOA			
<i>Euglena caudata</i> Hubner.	0,04	0,24	-0,71
<i>E. proxima</i> Daug.	0,15	0,12	0,11
<i>E. granulata</i> (Klebs).	0,18	0,21	-0,08
<i>Phacus orbicularis</i> Hubner	0,42	1,8	-0,62
<i>Trachelomonas</i> Ehrenberg, 1835	0,06	2,23	-0,95
<i>Lepocynclis fusiformis</i>	0,16	2,4	-0,88
ВСЬОГО:	1,01	7	
ЗООПЛАНКТОН			
ROTATORIA			

Продовження таблиці 6.5.

Видовий склад	Частка кормових організмів у раціоні риб, %	Частка кормових організмів в кормовій базі, %	Індекс елективності, (по Івлеву)
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	0,26	0,85	-0,53
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	0,08	0,15	-0,30
<i>Br. calyciflorus</i> Pallas	0,04	0,24	-0,71
<i>Br. diversicornis</i> Daday	0,06	0,23	-0,59
<i>Br. urceolaris</i> Müller	0,01	0,12	-0,85
<i>Filinia longiseta</i> Ehrb.	0,01	0,02	-0,33
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	0,08	0,33	-0,61
<i>K. quadrata</i> Müller	0,04	0,12	-0,50
<i>K. testudo</i> Ehrenberg	0,02	0,05	-0,43
ВСЬОГО:	0,6	2,11	
CLADOCERA			
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1776)	0,78	0,5	0,22
<i>Daphnia longispina</i> Müller	0,45	0,14	0,53
<i>D. pulex</i> Leydig	0,19	0,23	-0,10
<i>Moina rectirostris</i> Leydig	0,15	0,04	0,58
<i>Podonevadne trigona ovum</i> Sars	1,05	1,46	-0,16
<i>Polyphemus pediculus</i> Linnaeus	0,23	0,03	0,77
ВСЬОГО:	2,85	2,4	
COPEPODA			
<i>Calanipeda aquae-dulcis</i> Krich.	0,05	0,01	0,67
<i>Cyclops</i> Müller O.F., 1785	0,56	0,08	0,75
<i>Diaptomus</i> Westwood, 1836	1,15	0,35	0,53
<i>Nauplius</i> Müller O.F., 1785	0,86	0,12	0,76
ВСЬОГО:	2,62	0,56	

Слід зауважити, що для риб планктофагів, вибірковість кормових організмів не залежить від видового складу із-за їх мілких розмірів, але характеризує кормові ділянки, до яких вони тяжіють за концентрацією кормових гідробіонтів. В результаті проведених досліджень встановлено, що серед Cyanobacteria в поживі товстолобиків найменший індекс елективності за *Anabaena sphaerica* Bornet & Flahault (-0,71) і *A.circinalis* (Kütz.) Hansg. (-0,74), а найбільший за *Microcystis aeruginosa* Kütz. (0,18). Таким чином Cyanobacteria

можна вважати кормом, який завдяки пасивній фільтрації потрапляє у раціон риб в періоди масового розвитку і накопичення у водоймі.

Chlorophyta серед інших відділів водоростей мали найбільші значення індексів елективності за присутністю видів у харчовій поживі на рівні 10, які формувалися за рахунок *Ankistrodesmus minutissimus* Korsch. (0,85), *A. pseudomirabilis* Korsch. (0,49), *Tetraedron caudatum* (0,65), *Eudorina elegans* Ehr. (0,94), *Chlorococcum disectum* Korsch. (0,82), *Chlorella vulgaris* Beijer. (0,88), *Coenococcus subcylindrica* Korsch. (0,97), *Kirchneriella intermedia* var. *major* (0,65), *Pandorina morum* (Müll.) Bory (0,76), *Golenkinia solitaria* (Korsch.) Korsch. (0,83).

Серед Bacillariophyta, за рахунок малої чисельності у кормовій базі, найпривабливішими видами виявились *Coscinodiscus lacustris* Grun. (0,86), *Cyclotella bodanica* Eulenst. in Grun. (0,58), *Navicula cari* Ehr. (0,79), *N. graciloides* A. Mayer (0,91), *N. denticula* Grun. (0,68) і *N. Hantzschiana* Rebenh. (0,83).

Найбільшу привабливість у поживі товстолобиків було відзначено для крупних представників зоопланктону Copepoda. Усі види були бажаними в поживі, індекс елективності коливався від 0,53 до 0,76, відповідно: *Calanipeda aquae-dulcis* Kritsch. (0,67), *Cyclops* Müller O.F., 1785 (0,75), *Diaptomus* Westwood, 1836 (0,53), *Nauplius* Müller O.F., 1785 (0,76).

Підсумовуючи вищевикладене, необхідно відзначити той факт, що групи кормових гідробіонтів утворюють більші або менші концентрації в різних ділянках певних акваторій. У цьому зв'язку характер вибірковості їжі носить відносний характер, адже це явище обумовлено своєрідними кормовими міграціями в ділянках водойми, де концентрація кормових гідробіонтів найбільша або найменша.

Оцінюючи ступінь подібності поживи враховувався спектр поживи строкатого товстолобика і його гібридів, раціон яких майже однаковий, тому

вони були об'єднанні в одну групу. Також, враховуючи тип живлення планктофагів, головну роль у яких відіграє фільтраційний апарат, ми не використовували поняття харчової конкуренції або об'єм конкуренції, а визначали дані параметри за ступенем подібності поживи (ПП). За результатами досліджень, встановлено, що найбільша подібність поживи формується за рахунок Cyanobacteria – 29,10%, де визначальна роль належить *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault – 8,60% і *Microcystis aeruginosa* Kütz. – 16,90% (табл. 6.6.).

Таблиця 6.6.

Ступінь подібності поживи, (ПП)

Видовий склад	Білий товстолобик, % по біомасі	Строкатий товстолобик/гібриди, % по біомасі
CYANOBACTERIA		
<i>A. scheremetievi</i> Elenk.	1,90	1,80
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	13,80	8,60
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	35,80	16,90
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.	1,80	2,40
III	29,10	
CHLOROPHYTA		
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	0,33	0,01
<i>Chlorococcum disectum</i> Korsch.	1,20	0,12
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer.	0,16	0,01
<i>Coenococcus subcylindrica</i> Korsch.	0,77	0,01
<i>Oocystis verucosa</i> Roll	1,84	1,20
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	1,89	0,26
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>boryanum</i> (Turp.) Menegh.	2,10	1,89
<i>Pediastrum duplex</i>	3,20	2,10
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	6,80	4,60
<i>S. quadricauda</i> (Hegew.) Hegew.	3,40	2,44
<i>Schroederia setigera</i> (Schrod.) Lemm.	1,10	1,01
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	1,24	0,89
<i>Trochiscia granulata</i> (Reinsch) Hansg.	1,60	1,20
III	15,74	
BACILLARIOPHYTA		
<i>Chaetoceros compressus</i> Laud.	0,21	2,98
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrb.	0,12	1,60

Продовження таблиці 6.6.

Видовий склад	Білий товстолобик, % по біомасі	Строкатий товстолобик/гібриди, % по біомасі
<i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.	1,68	1,56
<i>Cyclotella bodanica</i> Eulenst. in Grun.	0,61	0,56
<i>C. glomerata</i> Bachm.	0,45	1,89
<i>C. kuetzingiana</i> Thwaites	0,12	1,12
<i>Cymbela prostata</i> (Berk.) Cleve	1,89	1,56
<i>C. turgidula</i> Grun.	0,11	1,32
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib.	0,68	4,56
<i>D. vulgare</i> Bory	1,21	1,78
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cl.	0,05	1,40
<i>Melosira binderana</i> Kutz.	1,02	3,45
<i>M. varians</i> Ag.	1,81	9,95
<i>N. graciloides</i> A. Mayer	0,42	2,12
<i>Rhoicosphaenia curvata</i> (Kutz.) Grun.	1,55	1,89
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.	0,88	2,56
<i>Synedra tabulata</i> var. <i>parva</i> (Kutz.) Grun.	0,45	1,45
III	12,76	
DINOPHYTA		
<i>Glenodinium</i> Ehrenberg, 1836	0,45	0,55
<i>Gymnodinium elongatum</i>	0,75	1,12
<i>Peridinium</i> Ehrenberg, 1830	0,75	1,56
III	1,95	
EUGLENOZOA		
<i>Euglena caudata</i> Hubner.	0,04	0,24
<i>Phacus orbicularis</i> Hubner	0,42	1,80
<i>Trachelomonas</i> Ehrenberg, 1835	0,06	0,56
<i>Lepocynclis fusiformis</i>	0,16	2,40
III	0,68	
ЗООПЛАКТОН		
ROTATORIA		
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	0,26	0,85
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	0,08	0,15
<i>Br. calyciflorus</i> Pallas	0,04	0,24
<i>Br. diversicornis</i> Daday	0,06	0,23
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	0,08	0,33
<i>K. quadrata</i> Müller	0,04	0,12
III	0,56	
CLADOCERA		
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1776)	0,78	0,50
<i>Daphnia longispina</i> Müller	0,45	0,14
<i>D. pulex</i> Leydig	0,19	0,23
<i>Moina rectirostris</i> Leydig	0,15	0,04

Продовження таблиці 6.6.

Видовий склад	Білий товстолобик, % по біомасі	Строкатий товстолобик/гібриди, % по біомасі
<i>Podonevadne trigona ovum</i> Sars	1,05	1,46
<i>Polyphemus pediculus</i> Linnaeus	0,23	0,03
ІІІ	1,95	
COPEPODA		
<i>Cyclops</i> Müller O.F., 1785	0,56	0,08
<i>Diaptomus</i> Westwood, 1836	1,15	0,35
<i>Nauplius</i> Müller O.F., 1785	0,86	0,12
ІІІ	0,55	
Подібність поживи = 63,29%		

На другому місці були зелені водорості (Chlorophyta) – 15,74%, основна частка яких в раціоні у білих і строкатих товстолобиків та їх гібридів формувалась за рахунок *Pediastrum boryanum* var. *boryanum* (Turp.) Menegh. (1,89%), *Pediastrum duplex* (2,10%), *Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod. (4,60%), *S. quadricauda* (Hegew.) Hegew. (2,44%).

Значення Bacillariophyta в подібності поживи промислового стада товстолобиків було майже як і Chlorophyta, становлячи відповідно 12,76%. Значення за усіма видами варіювали майже в однакових межах від 0,12 до 1,02%, окрім трьох видів, значення яких відрізнялись значно більшими показниками: *Coscinodiscus lacustris* Grun. (1,68%), *Melosira varians* Ag. (1,81%) і *Rhoicosphaenia curvata* (Kutz.) Grun. (1,55%).

Значення інших відділів водоростей в подібності поживи товстолобиків було на низькому рівні: Dinophyta – 1,95%, Euglenozoa – 0,68%. Зоопланктонні угруповання в поживі товстолобиків, внаслідок малої чисельності, не формували високих показників подібності поживи. Найменше значення належало Rotatoria – 0,56%, Cladocera становили 0,95% і Copepoda – 0,55%.

При аналізі подібності поживи по зоопланктону встановлено, що більш за все її відчуває білий товстолобик за причини високої частки останнього у

харчовій грудці строкатого товстолобика і їх гібридів, особливо гіллястовусих (Cladocera) і веслоногих (Copepoda) ракоподібних.

Для наглядного уявлення загального об'єму подібності поживи результати наведені на рисунку 6.9.

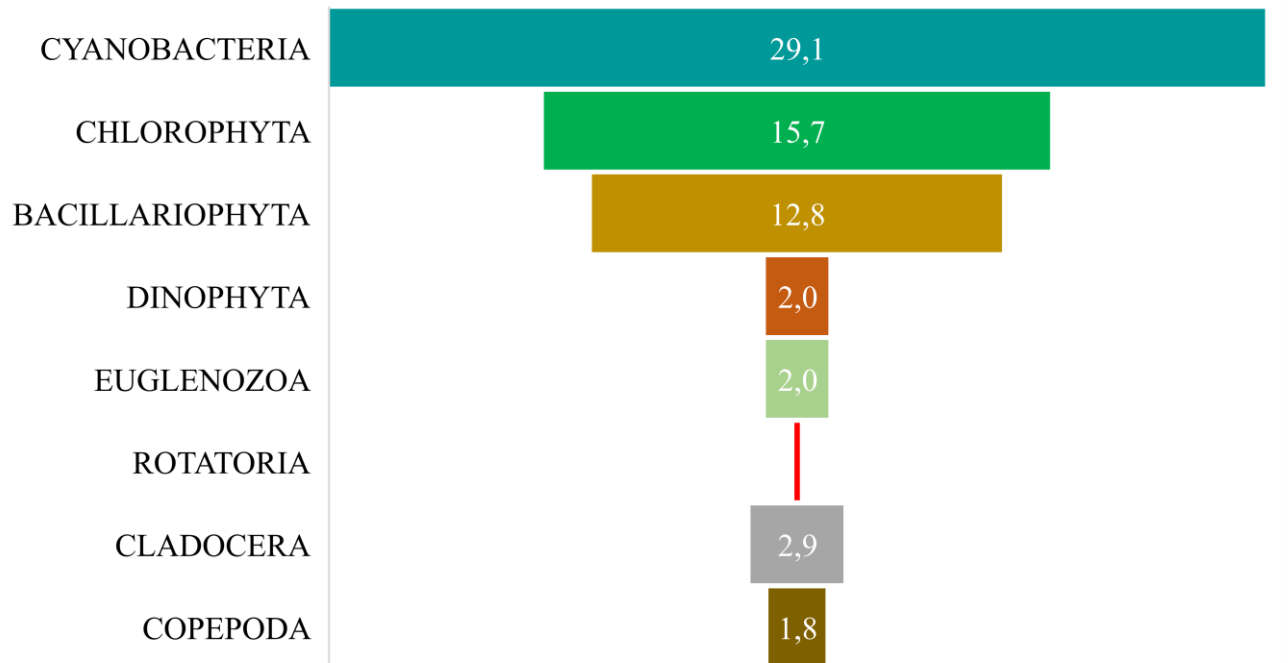


Рис. 6.9. Ступінь подібності поживи білого, строкатого і гібридів товстолобиків, %

При оцінюванні особливостей біології білого і строкатого товстолобиків з точки зору їхнього живлення, особливий інтерес викликає гібридні форми цих видів, які активно збільшують свою чисельність у складі інтродукованої іхтіофауни ДБЕС. Характер живлення строкатих товстолобиків і гібридних форм демонструє високу пластичність, що підтверджується значним рівнем подібності поживи – 63,29%. Враховуючи ці дані, можна зробити висновок про те, що харчовий спектр білого і строкатого товстолобиків та їх гібридів є подібним і суттєво не відрізняється між собою.

Отримані значення загальних індексів наповнення кишечників і вгодованості промислового стада товстолобиків свідчать про високий рівень розвитку кормової бази протягом вегетаційного періоду, яка здатна забезпечувати харчові потреби рослиноїдних планктофагів. Спостерігався сезонний вплив на ці показники, зокрема зростання навесні та в першій половині літа, а потім різке зниження у серпні–вересні, що пов'язано із масовим розвитком ценобіальних водоростей.

За результатами досліджень встановлено, що вибірковість у харчуванні товстолобиків значною мірою залежить від концентрації кормових гідробіонтів у певних ділянках водойми. *Cyanobacteria*, особливо за рахунок *Microcystis aeruginosa* Kütz., потрапляють у раціон риб переважно завдяки пасивній фільтрації під час їхнього масового розвитку. *Chlorophyta* мають найвищі значення індексу елективності, що свідчить про їхню важливість у харчовому раціоні. Серед *Bacillariophyta* найпривабливішими виявилися окремі види діатомових водоростей, тоді як основну частку поживи зоопланктонного походження складали представники *Copepoda*. Таким чином, вибірковість їжі у товстолобиків є відносною та залежить від просторово–часового розподілу кормових ресурсів у водоймі.

Високу подібність харчового раціону білого, строкатого товстолобика та їх гібридів підтверджується значним рівнем подібності поживи (63,29%). Основну роль у формуванні раціону відігравали *Cyanobacteria* (29,10%), *Chlorophyta* (15,74%) та *Bacillariophyta* (12,76%). Зоопланктонні угруповання мають відносно низьке значення у подібності поживи. Загалом, характер живлення гібридних форм демонструє високу пластичність, що свідчить про їх перспективність у підвищенні рибопродуктивності ДБЕС за рахунок збільшення інтродукції.

РОЗДІЛ 7

РИБОПОСАДКОВИЙ МАТЕРІАЛ ЯК ФАКТОР КЕРОВАНОГО ФОРМУВАННЯ ПРОМИСЛОВОЇ ІХТІОФАУНИ

7.1. Історична довідка

Херсонський виробничо–експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб (ХВЕЗ), як і інші рибовідтворювальні заводи півдня України, призначений для виробництва рибопосадкового матеріалу рослиноїдних риб і коропа для зариблення ДБЕС. Розташований на межі V і VI зон рибництва, в Херсонській області в 2 – 3 км від м. Гола Пристань.

Аналіз виробничої діяльності за перше десятиріччя роботи заводу свідчить про достатньо задовільний рівень вирощування рибопосадкового матеріалу на рівні 40 – 50 тис. екз./га цьоголітків середньою масою від 13 до 46 г. при виході 40%, що забезпечувало щорічний випуск в пониззя Дніпра в середньому 18,2 млн. екз. (табл. 7.1.).

Аналіз щорічно отриманих рибогосподарських результатів доводить, що господарством досягнуто задовільні показники виробництва рибопосадкового матеріалу.

З одиниці площі щорічно отримувалось 40–50 тис.екз. цьоголітньої молоді середньою масою від 13 до 46 г (дані 1986 – 1987 рр.). Вихід від посадженої молоді складав біля 40%.

Діяльність господарства може бути значно ефективнішим при умові приведення в порядок основних виробничих потужностей вирощувальної ділянки. В 1989 році під керівництвом і (за) участі спеціалістів ВНІПРХ отримано 50 млн. личинок. Однак інкубаційний цех потребував модернізації і реконструкції задля забезпечення водозабезпечення та збільшення об'ємів виробництва.

Таблиця 7.1.

**Виробнича діяльність по вирощуванню рослиноїдних видів риби
(короп, білий і строкатий товстолобики) ХВЕЗ, (1981 – 1988 рр.)**

Рік	Рослиноїдні/короп				Маса екз., г	Загальна маса, т
	План, млн.екз.		Факт, млн.екз.			
1981	3,0	2,0	4,8	2,8	15,0	102,0
1982	11,0	5,6	14,0	5,35	20,4	394,74
1983	12,0	6,0	17,2	6,9	15,5	373,52
1984	18,0	6,0	18,2	5,2	16,0	374,4
1985	22,0	6,23	22,5	6,4	19,4	560,14
1986	18,0	—	18,8	—	29,5	554,6
1987	18,0	—	18,0	—	24,4	439,3
1988	18,1	—	18,787	—	15,4	289,32
Всього:	120,1	25,83	132,29	25,85	18,20	3068,02

У 1985 році рибзавод досяг проектної потужності по кількості випускаємої молоді, але при цьому наважка була низькою – 15 г. За період з 1981 по 1988 рр. було випущено в пониззя Дніпра більше 120 млн. цьоголітків рослиноїдних риби і коропа середньою наважкою 15 – 29 г. Крім того, з 1975 по 1985 рр. іншими рибовідтворювальними заводами було випущено більше 7,9 млд. дволітків масою 130 – 200 г. з врахуванням цього загальна маса зарибленого рибопосадкового матеріалу складала більше 4 т. тон., в тому числі цьоголіток – 3,06 тис.т., дволіток – 1,03 тис. т. Однак, відчутного рибогосподарського ефекту це не принесло. Так, наприклад, вилов риби в 1987 році складав 52 т., в 1988 році дещо більше – 62 т. (за один квартал). Таким чином, аналіз роботи рибовідтворювального заводу протягом 80–х років дозволяє стверджувати про низьку ефективність вирощування рибопосадкового матеріалу і необхідності визначення шляхів удосконалення технології.

В 1989 році під керівництвом спеціалістів ВНІПРХ було отримано 50 млн. личинок, що свідчить про високий виробничий потенціал інкубаційного цеху. За цей період зариблення велось різноякісним рибопосадковим матеріалом (5 – 10 г, 25 – 30 г, 40 – 50 г і дволітками масою 70 – 150 г, 200 – 250 г.). З 1992 р. поряд з випуском цьоголітньої молоді почався випуск дволіток, а з 1994 р. повністю перейшли на випуск дволітньої молоді. У період з 1994 – 2001 рр. в пониззя Дніпра і Дніпровсько–Бузький лиман було випущено 17,94 млн.екз. дволіток з коливанням маси від 100 до 150 г.

Результати зариблення виявились не завжди успішними. На Каховському водосховищі (площею більше 200 тис.га) при зарибленні дволіток коропових середньою масою 150 г промислове повернення в 1974 р. становило 27%, в 1979 р. – 7% і в 1980 р. всього 0,1% (до 1974 р. зариблення проводилось тільки цьоголітками). При зарибленні водойми–охолоджувача Криворожської ГРЕС (площа – 1,5 тис.га) цьоголітками масою 25 – 30 г (у вересні при температурі води більше 25⁰С) промислове повернення складало більше 20%, рибопродуктивність становила 280 кг/га. В Краснодарському краї при зарибленні цьоголітками у вересні при температурі води 20⁰С рибопродуктивність Шапсугського і Шенджийського водосховищ становила більше 900 кг/га [250]. В середній полосі ефект зариблення водойм цьоголітками масою 17 – 25 г. – нульовий [251].

Звісно, чим більша маса і лінійні розміри рибопосадкового матеріалу, тим менше прес хижаків. Однак при підході до вибору розмірів і віку рибопосадкового матеріалу, критерії оцінки повинні слугувати не тільки біологічні, але й економічні показники, а також можливість в масових кількостях [93]. По досягненню маси 100 г. риби практично виходять з під пресу хижаків [313]. Рибопосадковий матеріал коропових видів риб масою 6 – 25 г є переважною розмірною групою для всіх видів хижих риб [208]. Відповідно це визначає необхідну масу дволітків, яка після вирощування коливається в широких межах 150 – 350 г. що дозволить отримувати більшу кількість дволітньої молоді з одиниці площі рибогосподарських водойм і випуску у

водойми в більш ранній період – серпень, вересень з метою адаптації при більш благоприємних екологічних умовах.

В умовах зарегулювання Дніпра, що призвело до змін іхтіоценоза, а саме зменшення видового багатства, зміни видового біорізноманіття та суттєвим зменшенням частки у промислі туводних представників іхтіофауни, очевидно є тенденція погіршення умов мешкання. Але з огляду на сформовану негативну ситуацію, збільшенням частки у промислі інтродукованих представників корошових, які здатні утилізувати значні надлишкові маси органічної речовини, єдиним раціональним шляхом є збільшення щорічної інтродукції рослиноїдних корошових, що з одного боку забезпечить населення України високоякісною рибною продукцією, а з другого – покращення екологічного стану акваторій за рахунок біомеліоративного ефекту.

Загальний стан вилову прохідних і напівпрохідних риб прямо або опосередковано залежить від гідрологічного, фізико-хімічного, гідробіологічного режиму, наявності нерестовищ і регулювання промислу. Натомість, значення у промислі інтродуцентів залежить від об'ємів і якості зариблення акваторії рибопосадковим матеріалом за рахунок їх відтворення в існуючих спеціалізованих рибничих заводах (рис. 7.1.).

За звітними журналами зариблення водойм пониззя Дніпра та Дніпровсько-Бузького лиману було переведено із зариблення цьоголітками на зариблення дволітками рослиноїдних риб у 1974 році. Основний випуск здійснювався із рибогосподарських водойм Цюрупинського НВРГ, рибділянок та рибгоспів Херсонського облрибокомбінату та суттєвий внесок здійснювали риболовецькі колгоспи, які проводили промисел у цьому регіоні. За період з 1975 по 1980 рр. у пониззя Дніпра було випущено близько 2,6 млн. дволітків рослиноїдних риб і коропа.

Наявність в умовах рослиноїдних риб у районі випуску молоді почали реєструватися рибпромисловою статистикою з 1977 року, але вони були ще незначними. До 1981 року, коли у Дніпровсько-Бузькому лимані було запроваджено спеціалізований лов рослиноїдних риб ставними сітками з кроком

вічка 90 мм і більше, середній вилов за 1977–1981 рр. склав 1,1 т, з коливанням по роках від 0,5 до 2,1 т.

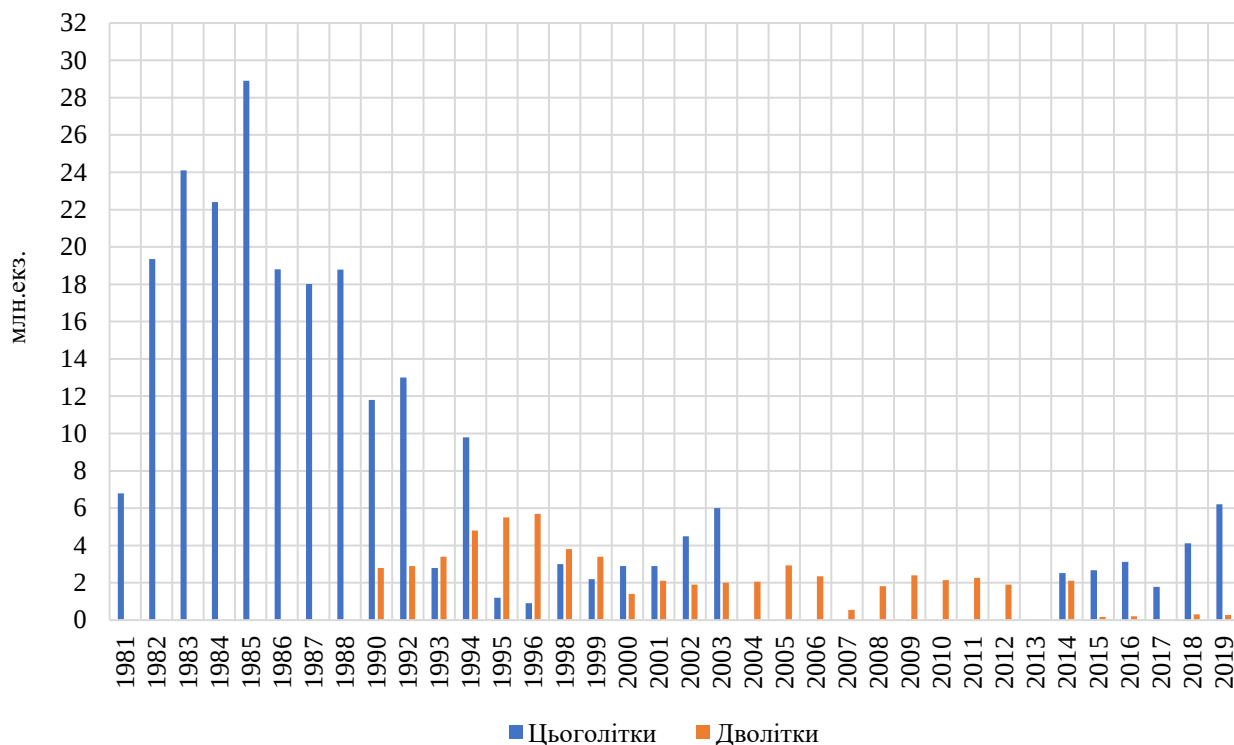


Рис. 7.1. Інтродукція рибопосадкового матеріалу в ДБЕС

Отримані результати свідчили, що обсяги зариблення водойм Дніпровсько–Бузької гирлової області, які мають складну морфологію у порівнянні з великим рівнинними водосховищами, вкрай недостатні.

Це підтвердило передбачення і перспективні плани попередніх років, внаслідок яких у другій половині сімдесятих років було розпочато будівництво Херсонського виробничо–експериментального заводу по розведенню частикових риб та коропа (ХВЕЗ), який було здано в експлуатацію у 1980 р. Загальна площа першої черги господарства 672 га, площа водного дзеркала 475 га. Проектна потужність заводу 28 млн. цьоголітків, з яких 22 млн. рослиноїдних риб і 6 млн. цьоголітків коропа середньою масою 15,0 г.

Для підвищення життєстійкості молоді з 1986 року почали поступово зменшувати щільність зариблення і загальна кількість вирощуваних цьоголітків знизилася спочатку до 22 млн., потім до 18, і нарешті, до 10 млн. Починаючи з 1990 року, завод було переведено на випуск дволітків. Науково обґрунтовані

рекомендації підтвердили необхідність уникнення пресу хижаків за рахунок збільшення розмірів і маси рибопосадкового матеріалу.

Враховуючи той факт, що ставове господарство було побудоване на торфово–болотистих та піщаних малопродуктивних ґрунтах, ставові площі заводу були спроможними виростити не більше 2,5 млн. дволітків з середньою індивідуальною масою від 97 до 132 грамів, що було покладено в основу технології виробництва саме такого посадкового матеріалу. Усього за період роботи заводу з 1980 по 1997 рік у пониззя Дніпра було випущено біля 210 млн. цьоголітків та дволітків рослиноїдних риб і коропа. Відповідно збільшився і вилов інтродуцентів. Так, в середньому за рік у 1985 – 1989 роках він складав 124,4 т щорічно, а у 1990 – 1997 роках різко збільшився і досяг 227,3 т.

Дієвим засобом підвищення рибопродуктивності рибогосподарських водойм є застосування добрив. Серед них найбільш доступними є перегній різних сільськогосподарських тварин, гноївка тощо. На думку Харитонової Н.М. і ряду інших дослідників, гній, внесений у стави рівномірно упродовж вегетаційного сезону, сприяє підвищенню рибопродуктивності на 50–200% у порівнянні із рибогосподарським водоймами, в які добрива не вносяться [315].

Узагальнення досвіду багатьох ставових господарств і власні дослідження із застосування мінеральних добрив показали доцільність внесення також азотних і фосфорних добрив у співвідношенні 8:1 – 8:4 у монографії Вінберга Г.Г. і Ляхновича В.М. [90]. Теоретичне обґрунтування дії мінеральних добрив дозволило рекомендувати внесення азоту 2 мг/дм³ і фосфору 0,5 мг/дм³ у вигляді амонійної селітри та суперфосфату.

Особливістю рибництва у ставовому господарстві ХВЕЗ, на якій треба акцентувати увагу, є наявність великої кількості рибоїдних птахів, зокрема баклана великого, що завдає значної шкоди вирощуваній рибі [143]. Споживаючи щодобово до 0,5 кг риби, а під час відгодівлі потомства в декілька разів більше, цей вид птахів здатен звести нанівець можливість вирощування риби. Внаслідок цього вихід риби у рибогосподарських водоймах складає ледве третину від нормативних вимог.

Спектр харчування цього хижака доволі широкий, але в основному це риба, яку він може добувати з глибини до 2 м і більше. У шлунках баклана великого знаходили карасів довжиною 10 – 12 см, коропів 15–25 см, а в приморських районах – кефалі масою до 950 г і довжиною до 40 см [209].

Подальше збільшення кількості цього птаха, який зараз налічує близько 80 тисяч особин, є небезпечним і загрожує не тільки рибному господарству, але й екології всього регіону в цілому, і вимагає застосування системних додаткових зусиль і заходів з регулювання його чисельності.

7.2. Фізико–хімічні параметри рибогосподарських водойм

Сучасні кліматичні умови півдня України, які сформувались під впливом глобального потепління, мають значний вплив на існування гідробіонтів, особливо в період раннього постембріогенезу. Традиційна технологія вирощування рибопосадкового матеріалу в умовах рибогосподарських водойм півдня України потребує відповідних змін адаптованих до змін клімату, адже сучасний вплив погодно–кліматичних умов півдня України на фізіологічний стан організму рибопосадкового матеріалу коропа (*Cyprinus carpio*) та рослиноїдних риб: гібрида білого та строкатого товстолобиків (*Hypophthalmichthys molitrix* x/ *Hypophthalmichthys nobilis*) протягом періоду зимівлі негативним чином позначається на фізіологічному стані риб [7, 171, 331].

Науковці всього світу активно обговорюють тенденцію підвищення середньої річної температури поверхневого шару атмосфери – глобальне потепління та наслідки його впливу на планету в цілому, або на локальні її частини (Cortès, M. et al, 2019; Jo, S. et al, 2019; Lawal, S. et al, 2019; Saint-Lu, M. et al, 2019; Lema, S. C. et al, 2019) [8; 28–30; 38]. З 1880 по 2015 роки, глобальна середня приземна температура підвищилась приблизно на 1°C з діапазоном від 0,8°C до 1,2°C (IPCC 2013, 2018) [6; 44]. Потепління, яке перевищує середньорічний глобальний показник, спостерігається в багатьох регіонах в різні пори року, в тому числі, за проведеними оцінками, встановлено, що в зимово–

весняний період, температура повітря по Україні підвищилася на 1,1–1,7°C, а для півдня зокрема на 1,2 °C (Андріанова О.Р., 2013, 2005; Єфімов В.В., 2003; Полонський А.Б., 2008) [63; 132; 281]. Основними причинами підвищення температур є збільшення антропогенного навантаження, а саме викиди в атмосферу промислових і природних газів – CO₂, CH₄, N₂O, O₂, хлорфторвуглеводнів, які затримують частку теплового випромінювання планети збільшуючи парниковий ефект [275]. В глобальному потеплінні вирішальну роль відіграє океан, в якому сконцентровано більше 90% енергії кліматичної системи планети. За період 1971–2010 років, швидкість росту температури поверхневого шару океану склала в середньому 0,11°C 10 років. В цей же час, рівень Світового океану демонструє загальну тенденцію до росту від +0,6 до 1,9 мм в рік (Андріанова О.Р., 2014, 2012, 2010, 2005; Полонський А.Б., 2008; Church J.A, 2011; IPCC 2013, 2007, 1995) [5; 19; 42; 43; 45; 62; 64; 281]. Україна також належить до регіонів планети, де зміни клімату демонструють потепління, що виражається у значному скороченні зимових періодів, зими стали менш холодними і малосніжними, почастишали посухи. У XX ст. на території України зафіксовано 43 посушливих роки, почастишали прояви природних стихій – суховіїв, злив, обледенінь, повеней, затоплень та підтоплень [275]. Така тенденція суттєвим чином впливає на сучасний стан флори і фауни, особливо гідробіонтів, які дуже чутливі до коливань температури води, а збільшення або зменшення кількості теплих і холодних градусо-діб впливає на їх поведінку і фізіологічні стан.

Динаміка змін температури повітря та води на фоні інших метеорологічних параметрів надає можливість більш комплексно оцінити вплив глобального потепління на зимівлю коропових риб в умовах рибогосподарських водойм півдня України. Температура води рибогосподарських водойм протягом зимового утримання коропових риб знаходилась в межах 4,48°C – 5,69°C (рис. 7.3.). Впродовж всього періоду мінімальні значення температури води були зафіксовані у січні, а максимальні у жовтні. На фоні температури повітря у жовтні та мінімальної у лютому. Динаміка градусо-діб демонструє типову

картину температур для півдня України, але не оптимальну, а значно вищою для зимівлі у рибогосподарських водоймах корошових риб південного регіону.

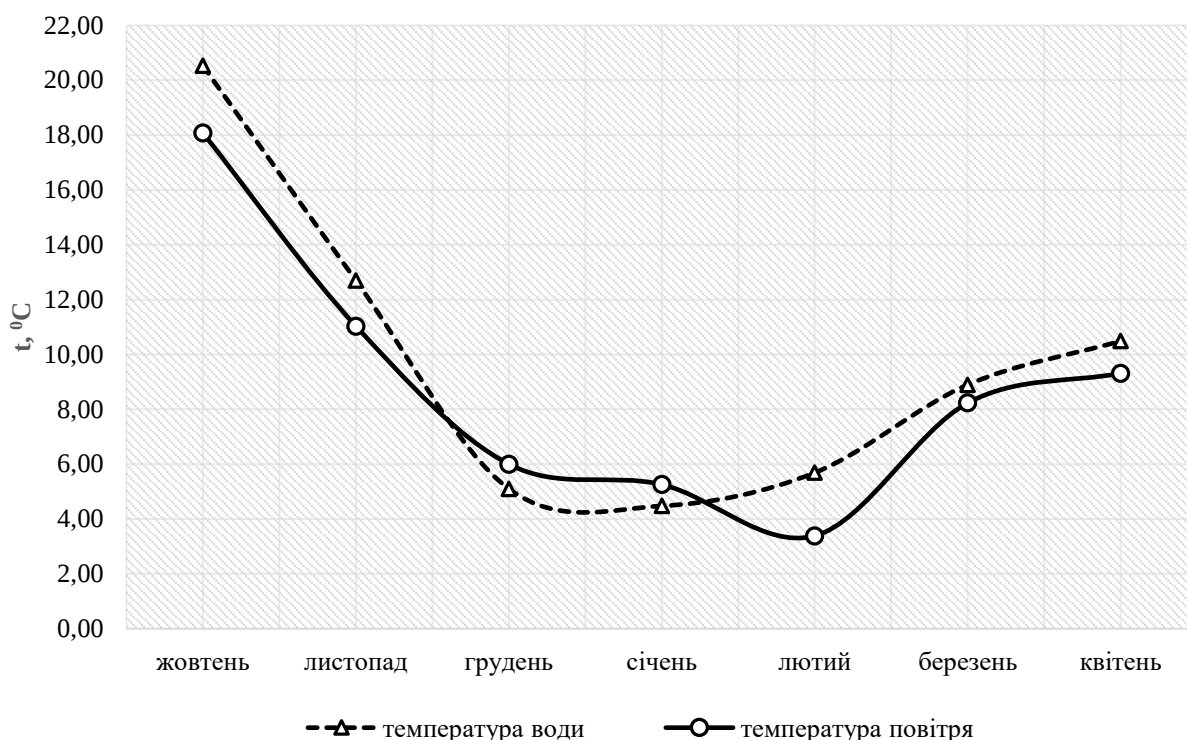


Рис. 7.3. Динаміка температур повітря і води при дволітньому вирощуванні корошових риб в рибогосподарських водоймах півдня України, 2018 – 2020 рр.

Оскільки резервний потенціал гідробіонтів в цей проміжок активується в залежності від дії досліджуваних чинників та корегує раціональність використання накопичених за період нагулу необхідних поживних речовин, це є визначальним рівнем виснаження риб та компенсації їх енергетичних ресурсів. Температура води є більш стійкою та резистентною за температуру повітря.

Біопродукційний потенціал будь якої акваторії формується під впливом комплексу факторів живої та неживої природи. Така закономірність, відповідно до гідроекосистем, передбачає вивчення сукупності гідрологічних складових, фізико-хімічних параметрів середовища за якісними та кількісними показниками, сукупності дії та взаємодії абіотичних факторів, безпосереднього або опосередкованого впливу на біотичні складові, які передбачають

необхідність ретельного розгляду, відповідного спрямування досліджень, що набуває виключного значення в умовах трансформованих гідроекосистем.

Така орієнтація дає можливість всебічного вивчення провідних складових впливу на гідробіонтів та розробки обґрунтованих основ рибогосподарської експлуатації в умовах сучасного специфічного гідрологічного режиму ДБЕС.

Співвідношення фізико–хімічних параметрів середовища є не лише своєрідними регуляторами чисельності, фоновими складовими якісного та кількісного характеру, якісного складу та біомаси організмів нижчих трофічних ланок ланцюгу, вони фактично формують біопродукційний потенціал акваторії, який може мати, відповідно до викладеного, різні якісні та кількісні параметри в прямому або зворотному напрямку. При цьому процес загального формування в окремих випадках демонструє практично миттєву дію, проте може бути розглянутий у часі і просторі, що обумовлено тривалістю періоду акумуляції, який призводить до нової, не типової якості.

За результатами визначення фізико–хімічних параметрів води р. Дніпро – в районі живлення рибогосподарських водойм рибовідтворювальних підприємств встановлено, що показники рН змінювались в різні сезони від 7,6 до 8,3. Вміст розчиненого вуглекислого газу у воді коливався в межах 0,1 – 18,8 мг/дм³ з максимальною концентрацією у зимовий період (табл. 7.2.) [253].

Іони кальцію і гідрокарбонатних іонів протягом сезонів року знаходились в межах, характерних для прісноводних водойм. Концентрація амонійних іонів поступово зростала від весни до осені по мірі накопичення у воді органічних речовин у вигляді відмерлих органічних решток і детриту. Кількість фосфатів закономірно знижувалась з підвищенням температури води і розвитку фітопланктону.

Водопостачання рибогосподарських водойм здійснюється за допомогою насосної станції, що забезпечує забір води з річки Чайка, яка є одним з рукавів дельти Дніпра.

Таблиця 7.2.

**Показники основних компонентів хімічного складу води р. Дніпро в
місцях живлення рибогосподарських водойм [253]**

Показники	Весна	Літо	Осінь	Зима	Середнє за період
O_2 , мг/дм ³	<u>7,6–10,4</u> 9,1	<u>4,4–7,9</u> 6,2	<u>2,5–9,0</u> 6,3	<u>7,2–11,5</u> 9,4	<u>2,5–11,5</u> 7,8
CO_2 , мг/дм ³	<u>1,8–8,0</u> 5,0	<u>1,5–11,6</u> 6,7	<u>0,0–4,0</u> 2,2	<u>0,1–18,8</u> 8,9	<u>0,0–18,8</u> 5,8
Ca^{2+} , мг/дм ³	<u>16,7–62,2</u> 39,8	<u>33,7–55,5</u> 44,8	<u>51,5–60,7</u> 56,7	<u>50,0–60,1</u> 56,5	<u>16,7–62,8</u> 49,4
HCO_3^- , мг/дм ³	<u>170,2–</u> <u>192,5</u> 181,3	<u>55,5–</u> <u>183,1</u> 119,3	<u>80,0–</u> <u>180,6</u> 130,5	<u>100,1–</u> <u>167,0</u> 134,0	<u>55,5–</u> <u>192,5</u> 142,4
NH_4^+ , мгN/дм ³	<u>0,38–1,16</u> 0,79	<u>0,52–1,66</u> 1,06	<u>0,75–1,66</u> 1,20	<u>0,18–0,96</u> 0,57	<u>0,30–1,66</u> 0,90
PO_4^{3-} , мгP/дм ³	<u>0,01–0,40</u> 0,21	<u>0,01–0,07</u> 0,032	<u>0,01–0,10</u> 0,05	<u>0,03–0,18</u> 0,11	<u>0,01–0,40</u> 0,10
ПО, мгО/дм ³	<u>10,8–18,3</u> 14,90	<u>9,40–13,0</u> 11,7	<u>7,0–13,0</u> 10,50	<u>0,04–0,10</u> 0,07	<u>0,04–18,3</u> 9,30

За своїми фізико–хімічними параметрами вода відповідає нормативним вимогам для тепловодних коропових господарств.

Одним з основних показників, що впливає на якість та результати вирощування риб у рибогосподарських водоймах, є хімічні властивості водного середовища [169; 171; 310]. Через певні технологічні процеси у ставових водах можуть складатись негативні гідрохімічні умови, що можуть значно вплинути на результати вирощування. З огляду на це, питання контролю та регулювання гідрохімічних властивостей води у рибогосподарських водоймах є невід’ємною складовою процесу ефективного вирощування рибопосадкового матеріалу та є достатньо актуальним питанням.

Дослідне господарство розташоване на земельних угіддях, зайнятих рибоводними рибогосподарським водоймами різних категорій та іншими

водоймами, обмеженими греблями, з гідротехнічними спорудами для наповнення та спуску води. У господарстві під рибогосподарським водоймами зайнято 467,9 га площі.

Серед експлуатованих рибогосподарських водойм ХВЕЗ найбільшу площу мають вирощувальні стави 1-го порядку, які складають 45,95% від загальної площі, та вирощувальні стави 2-го порядку – 44,69%. Але кількість і категорія рибогосподарських водойм в залежності від планових потреб господарства може змінюватись.

У контексті визначеної мети роботи нами було досліджено динаміку гідрохімічних показників у воді дослідних рибогосподарських водойм посезонно. Аналізувались характеристики тільки наповнених протягом досліджень рибогосподарських водойм. Таким чином у весняний період аналізувались показники рибогосподарських водойм № 3, 9, 10 (табл. 7.3.).

Прозорість води, що поступала до рибогосподарських водойм навесні, була незначною. Найбільші її значення відмічались у водоймі №9, сягаючи 0,6–0,8 м із середнім значенням 0,65 м. У рибогосподарських водоймах №3 та 10 прозорість води була на 10 см менша ніж у дев'ятому. Відповідно до цього кількість завислих у воді речовин також була підвищеною і коливалась у межах 65,0–75,0 г/м³, при нормативних значеннях до 25,0 г/м³ [297; 310]. Такі значення наведених величин пояснюються значним вмістом органічних речовин як у водах і ґрунтах рибогосподарських водойм, так і у воді, що подається до них.

Попри це, значення показників органічних речовин у воді навесні були в межах норми: ПО – 15,0–25,0 мг О₂/дм³, БО – 30,0–50,0 мг О/дм³, БСК₅ – 3,4–3,7 мг О₂/дм³.

Порушень у газовому режимі рибогосподарських водойм навесні не відмічалось, основні біогенні елементи у складі вод також не перевищували значення технологічних норм для рибогосподарських водойм цього типу.

Величини загальної мінералізації та хлор-іону в рибогосподарських водоймах загалом відповідали середнім їх значенням у Кардашинському лимані,

з якого ведеться основне водопостачання рибогосподарських водойм ХВЕЗ [177; 258].

Таблиця 7.3.

Гідрохімічні показники рибогосподарських водойм ХВЕЗ у весняний період (усереднені дані за квітень–травень, 2021 р.)

Показник	№ рибогосподарських водойм			СОУ 05.01–37–385:2006 (норма/ГДК), [297]
	3	9	10	
Прозорість води (Р, м)	0,55	0,65	0,50	0,75–1,0
Кількість завислих у воді речовин ($p_{\text{зав}}$, г/м ³)	68,0	54,0	70,0	25/30
Водневий показник (рН, од.рН)	8,5	8,6	9,0	7,0–8,5/6,8–8,0
Розчинений у воді кисень (О ₂ , мг О ₂ /дм ³)	6,3	6,8	6,5	6,0–8,0/не <2,0
Біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³)	3,6	3,4	3,7	1,0–6,0/3,0
Перманганатна окиснюваність (ПО, мг О ₂ /дм ³)	23,3	15,6	18,8	15,0/25,0
Біхроматна окиснюваність (БО, мг О/дм ³)	36,1	30,2	45,6	50
Амонійний азот (NH ⁺ ₄ , мг N/дм ³)	1,3	1,0	1,5	2,0/2,5
Нітриди (NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³)	0,008	0,006	0,007	0,1/0,2
Нітрати (NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³)	0,16	0,25	0,18	2,0/3,0
Фосфати (PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³)	0,06	0,06	0,06	0,5
Загальна мінералізація (Σ_n , мг/дм ³)	488,0	470,0	473,0	1000
Залізо загальне (Fe ⁺²⁺³ , е/дм ³)	1,1	1,2	1,6	1,0
Хлориди (Cl ⁻ , мг/дм ³)	48,5	52,4	49,3	50–70

За фізико–хімічними показниками джерело водопостачання відповідає нормативним вимогам для тепловодних коропових господарств.

В літній період аналіз хімічного складу води проводили у рибогосподарських водоймах № 9, 10, 11, 12, 13, 15 і 16 (табл. 7.4).

Таблиця 7.4.

Гідрохімічні показники рибогосподарських водойм ХВЕЗ у літній період (усереднені дані по рибогосподарських водоймах за червень–липень, 2021 р.).

Показник	№ рибогосподарських водойм							СОУ 05.01–37–385:2006 (норма/ГДК), [297]
	9	10	11	12	13	15	16	
Прозорість води (Р, м)	0,45	0,40	0,40	0,40	0,35	0,40	0,40	0,75–1,0
Кількість завислих у воді речовин ($p_{\text{зав}}$, г/м ³)	72,0	78,0	82,0	88,0	104,0	89,0	90,0	25/30
Водневий показник (рН)	8,6	9,0	8,7	8,6	9,0	8,8	9,1	7,0–8,5/6,8–8,0
Розчинений у воді кисень (О ₂ , мг О ₂ /дм ³)	5,8	5,6	4,8	5,4	3,5	3,1	4,6	6,0–8,0/не <2,0
Біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³)	6,2	5,5	4,3	4,0	3,0	3,0	4,1	1,0–6,0/3,0
Перманганатна окиснюваність (ПО, мг О ₂ /дм ³)	35,6	38,9	48,9	36,4	53,0	33,0	31,4	15,0/25,0
Біхроматна окиснюваність (БО, мг О/дм ³)	50,2	59,6	54,2	53,8	78,4	68,4	64,1	50
Амонійний азот (NH ⁺ ₄ , мг N/дм ³)	1,1	1,8	1,6	2,7	2,3	2,8	1,6	2,0/2,5
Нітрити (NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³)	0,120	0,160	0,150	0,110	0,068	0,073	0,065	0,1/0,2
Нітрати (NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³)	0,28	0,36	0,34	0,37	0,52	0,28	0,29	2,0/3,0
Фосфор фосфатів (PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³)	0,82	0,46	0,34	0,31	0,66	0,42	0,38	0,5
Загальна мінералізація (Σ_n , мг/дм ³)	470,0	473,0	478,0	457,0	461,0	482,0	490,0	1000
Залізо загальне (Fe ⁺²⁺³ , є/дм ³)	1,7	1,9	1,5	1,7	1,6	1,8	1,4	1,48–1,97
Хлориди (Cl ⁻ , мг/дм ³)	52,4	49,3	59,3	57,4	73,6	64,1	61,0	50–70

Влітку, через більш ефективний перебіг біологічних та гідрохімічних процесів, в рибогосподарських водоймах прозорість вод знизилась до 0,3–0,4 м. Пропорційно збільшився вміст завислих у воді речовин, що зумовлено їх переважно органічним походженням. В рибогосподарських водоймах 13, 16, 15, 12 їх кількість була близькою до 90 г/м³ і більше (номера рибогосподарських водойм тут і далі наведено у порядку зменшення величини параметру, що розглядається). Найбільше значення відмічались у водоймі №13 – 90–115 г/м³ (середнє значення – 104 г/м³). Частковий дефіцит розчиненого у воді кисню відмічався у водоймах №15 і №13, що було вкрай несприятливим для розвитку гідробіонтів у цей період.

Навіть при незначному споживанні кисню гідробіонтами його вмісту могло не вистачити для забезпечення нормального існування іхтіофауни в зазначених рибогосподарських водоймах. Подібні умови, але з більшим діапазоном значень, склалися і в інших досліджених рибогосподарських водоймах. Така картина пояснюється різким збільшенням вмісту органічних речовин у воді рибогосподарських водойм на фоні підвищених температур повітря та води.

Перевищення кількості органічних речовин за показником ПО відмічались в усіх рибогосподарських водоймах, особливо у №13 (53,0 мг О₂/дм³) та №11 (48,9 мг О₂/дм³). Показники БО були найбільші в рибогосподарських водоймах 13, 15, 10; в інших – вони мали граничні для ведення рибництва значення. Сумісно з цим відмічався підвищений вміст амонійного азоту у водоймах №15, 13 і 12.

Найбільший вміст загального заліза відмічався в рибогосподарських водоймах №10, 15, 12, 9.

Вміст фосфору фосфатів у порівнянні з весняним сезоном досліджень збільшився більш ніж вдвічі. Найбільший вміст відмічався в рибогосподарських водоймах №9, 13 та 10. Зазначена динаміка пов'язана з активним розвитком фітопланктону в рибогосподарських водоймах у цей час. Підвищений вміст органічних речовин у воді, високі температури води та повітря, найбільша

тривалість світлового дня впродовж року у сукупності призвели до активної вегетації мікроводоростей планктону (табл. 7.5.).

Найбільше органічно–забрудненою виявилась вода рибогосподарських водойм №13, 15, 16 і 10. Найбільш прийнятні екологічні умови для вирощування риби відмічались у водоймі №9, така ж тенденція відмічалась тут і в інші сезони року.

Таблиця 7.5.

Гідрохімічні показники рибогосподарських водойм ХВЕЗ в осінній період (усереднені дані по рибогосподарських водоймах за вересень–жовтень 2021 р.)

Показник	№ рибогосподарських водойм				СОУ 05.01–37–385:2006 (норма/ГДК), [297]
	2	3	9	11	
Прозорість води (Р, м)	0,50	0,55	0,50	0,45	0,75–1,0
Кількість завислих у воді речовин ($p_{зав}$, г/м ³)	72	69	79	87	25/30
Водневий показник (рН)	8,0	8,5	8,6	9,0	7,0–8,5/6,8–8,0
Розчинений у воді кисень (О ₂ , мг О ₂ /дм ³)	6,0	6,3	6,8	6,5	6,0–8,0/не <2,0
Біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³)	4,2	3,6	3,4	3,7	1,0–6,0/3,0
Перманганатна окиснюваність (ПО, мг О ₂ /дм ³)	38,2	39,6	46,9	38,8	15,0/25,0
Біхроматна окиснюваність (БО, мг О/дм ³)	52,6	56,4	68,1	43,7	50
Амонійний азот (NH ⁺ ₄ , мг N/дм ³)	1,7	1,9	2,2	1,9	2,0/2,5
Нітриди (NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³)	0,085	0,087	0,099	0,093	0,1/0,2
Нітрати (NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³)	0,25	0,29	0,37	0,31	2,0/3,0
Фосфати (PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³)	0,17	0,19	0,20	0,12	0,5
Загальна мінералізація (Σ_n , мг/дм ³)	636,0	561,0	570,0	673,0	1000
Залізо загальне (Fe ⁺²⁺³ , е/дм ³)	1,1	1,7	1,6	1,8	1,48–1,97
Хлориди (Cl ⁻ , мг/дм ³)	69,3	57,4	78,6	82,3	50–70

Оцінка елементів хімічного складу води в осінній період проводилась у рибогосподарських водоймах №2, 3, 9 та 11 впродовж вересня–жовтня.

Найбільше органічно–забрудненими виявились води рибогосподарських водойм №13, 15, 16 і 10. Найбільш прийнятні екологічні умови для вирощування

риб відмічались у водоймі №9, така ж тенденція відмічалась тут і в інші сезони року.

Прозорість води восени у рибогосподарських водоймах збільшилась, кількість завислих у воді речовин зменшилась, що переважно пов'язано з пригніченням розвитку фітопланктону.

Це також підтверджується значним зниженням вмісту фосфатів, а саме від 0,40–0,80 до 0,15–0,20 мг Р/дм³. Кількість органічних речовин у досліджуваних рибогосподарських водоймах, в порівнянні з літнім періодом, знизилась.

Лише у водоймі №9 їх кількість збільшилась, що ми пов'язуємо з особливостями проведення технологічних процесів у даний сезон року та накопиченням органічних залишків у ложі за теплий період. Однак, не дивлячись на зниження їх кількості, рибогосподарська вода заводу у вересні лишалась досить насиченою органічними речовинами, кількість яких перевищувала допустимі технологічні норми [297; 310].

За рахунок зниження ступеня органічного забруднення у рибогосподарських водоймах ХВЕЗ восени нормалізувався кисневий режим, значення показника БСК₅ до критичних відміток не підіймались.

Наприкінці теплого періоду в рибогосподарських водоймах відбулось поступове збільшення вмісту солей у воді, що зумовлено накопиченням їх у ложі рибогосподарських водойм при зменшенні кількості прісної води за рахунок випаровування. Якщо на початку виробничого сезону в рибогосподарських водоймах загальна мінералізація коливалась в межах 470–490 мг/дм³, то восени їх значення становили 560–680 мг/дм³.

Оцінка основних елементів гідрохімічного режиму води рибогосподарського фонду Державної установи «Херсонський виробничо–експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб» показала, що окремим з них притаманні значні коливання впродовж теплого періоду року, які

переважно пов'язані з етапами проведення технологічних процесів, інтенсивністю використання окремих рибогосподарських водойм та кліматичними особливостями регіону.

Вода рибогосподарських водойм значно насичена органічними та біогенними речовинами. У ряді рибогосподарських водойм фіксується перевищення значень за показниками БО, БСК₅, періодично – ПО. Пік органічного забруднення рибогосподарських водойм припадає на літньо–осінній період. У цей час у воді підвищується вміст азотовмісних сполук, фосфатів, загального заліза; по рибогосподарським водоймам фіксуються спалахи розвитку фітопланктону (цвітіння води), відмічаються поодинокі випадки дефіциту розчиненого у воді кисню.

Кисневий режим рибогосподарських водойм має динаміку протилежну динаміці вмісту органічних речовин у їх водах. Не дивлячись на достатньо активне продукування розчиненого кисню у воді впродовж активної виробничої фази року, через суттєве його біологічне споживання, періодично, особливо у літні місяці, відмічається його дефіцит у внутрішньодобовому масштабі, що супроводжується заморними явищами.

Поступове збільшення загальної мінералізації води від весни до осені має гідролого-кліматичний генезис, однак, зазначимо, що впродовж періоду досліджень перевищення нормативних значень цього показника для даного типу рибогосподарських водойм нами зафіксовано не було.

Аналіз динаміки найбільш значущих елементів гідрохімічного режиму води рибогосподарського фонду ХВЕЗ та встановлення тісного взаємозв'язку її з фазами технологічних процесів вирощування рибопосадкового матеріалу дає змогу стверджувати, що регулювання їх окремих ланок необхідно використовувати для коригування основних показників хімічного складу води у рибогосподарських водоймах. Результати являються практично цінними для стратегії формування меліоративних робіт, щільності посадки і складу полікультури, отримання високоякісного рибопосадкового матеріалу з

мінімальним відходом, стримування евтрофікації і покращення екологічного стану води у рибогосподарських водоймах.

7.3. Якість водного середовища рибогосподарських водойм

Важливою характеристикою, що в значній мірі визначає інтенсивність росту і розвитку риб, є якість водного середовища рибогосподарських водойм. Традиційно в основі характеру умов вирощування рибопосадкового матеріалу є гідрохімічний режим протягом вегетаційного періоду. Спираючись на такі основні показники, як кількість розчиненого кисню у воді, рН, вуглець, окиснюваність, аміак, нітрити і нітрати, фосфати, сульфати, хлориди, спеціаліст рибничого господарства визначає стратегію формування у різних рибогосподарських водоймах видового і кількісного складу полікультури, доцільність застосування меліоративних і інтенсифікаційних заходів (вапнування, внесення органо–мінеральних добрив, годівлю). У той же час до сьогодні не розроблено методологію оцінки якості води за біологічними показниками.

Основою функціонування рибогосподарських водойм є причинно–наслідкові взаємозв'язки всього комплексу абіотичних і біотичних складових цих штучно–створених гідроекосистем.

Проведений узагальнюючий аналіз численних опублікованих напрацювань у рибній галузі, з певною часткою формалізму, дозволяє виділити основні складові блоки (I. Гідрологічний; II. Гідрохімічний; III. Автотрофний; IV. Консументний; V. Гетеротрофний; VI. Іхтіологічний) різнотипних за призначенням чи походженням рибогосподарських водойм України. Окрім наведеного, у багатьох випадках III, IV і частково V блоки «об'єднують» в поняття «природна кормова база», яка зазвичай розглядається як: фітопланктон (III – автотрофи) та безхребетні: зоопланктон і зообентос, які включають коловерток (мирних і хижих), ракоподібних, хірономід, олігохет, нематод, молюсків та інших безхребетних.

У більшості методичних підходів також використовується поняття «якість води», але при цьому за основу зазвичай береться загальноприйнята класифікація класів якості води (I–IV), яка використовується для водогосподарських об'єктів. При цьому нівелюється той факт, що в рибогосподарських водоймах всі наведені вище шість складових (блоків) гідроекосистем знаходяться в діалектичній єдності, тобто вони як формують якість водного середовища, так і залежать від його стану, особливо це впливає на життєдіяльність та життєздатність їхньої фауни.

У фермерському рибництві, в різних країнах світу, інтенсивно застосовують механічний метод примусового збагачення води рибогосподарських водойм киснем, що дозволяє уникнути ряду проблем пов'язаних з продукційно-деструкційними процесами, пришвидшує окиснювально-відновлювальні процеси, забезпечує підтримання нормальної концентрації кисню у воді для інтенсивного живлення риб, їх росту і масонакопичення. Але для виробничих умов державної установи нашої країни це значним чином збільшить витрати на електроенергію, що збільшить собівартість вирощуемого рибопосадкового матеріалу враховуючі значні виробничі площі.

Комплексна оцінка ЯВС, яка діалектично поєднує гідрохімічний стан і біологічну індикацію рибогосподарських водойм за індексами сапробності є найбільш придатним методом регулювання і попередження негативних наслідків, які створюють непридатний фон для вирощування рибопосадкового матеріалу на невизначений термін. Наприклад, це може бути наслідком різкого зменшення розчиненого кисню у воді, зумовленого незначним розвитком фітопланктону чи навпаки масовим «цвітінням» *Cyanobacteria*, як наслідок пригнічення росту і масонакопичення рибопосадкового матеріалу і утворення заморних явищ.

Отже, якість водного середовища (ЯВС) можна вважати інтегральним показником, який визначає стан абіотичних і біотичних складових гідроекосистем рибницьких рибогосподарських водойм, у тому числі й

іхтіофауни. Виходячи з цього, ЯВС можна розглядати як один зі складових механізмів методичних підходів сучасних інноваційних технологій. Прийняття такої стратегії в сучасному рибництві вимагає високоінформативної, репрезентативної і в той же час доступної для фахівців рибницької галузі методології визначення ЯВС.

Існуючий на сьогодні СОУ 05.01–37–385:2006, чинний від 01.11.2007 р., що визначає умови життєздатності і життєдіяльності корокових, осетрових, форелевих у різних типах рибогосподарських водойм, в основному ґрунтується на гідрохімічних показниках [297]. Враховуючи, що в Україні на сьогодні в більшості випадків рибницька галузь базується на використанні природної кормової бази, яка складається з автотрофів (III блок), консументів (IV блок) і вони ж в основному знаходяться в причинно–наслідкових взаємозв'язках з гідрохімічним режимом рибогосподарських водойм (II блок), актуальним є розроблення і практична апробація комплексної методології, яка поєднує як гідрохімічний стан, так і біорізноманіття. Як відомо, в рибничих рибогосподарських водоймах біорізноманіття в найбільшій мірі характеризується фітопланктоном і зоопланктоном, представленим коловертками, гіллястовусими і веслоногими ракоподібними.

На відміну від зоопланктону, фітопланктон не тільки є важливим компонентом кормової бази як за структурою (якісний склад), так і за кількісними (функціональними – біомаса) показниками, так і за значенням у формуванні гідрохімічного режиму рибничих рибогосподарських водойм (абсолютний вміст кисню, відсоток насичення води киснем, рН, БСК, ХСК, співвідношення різних форм мінерального азоту тощо), тому в пропонованій методології доцільно використовувати як структурні, так і функціональні показники останнього.

Отже, новизною даної методології оцінки якості водного середовища вирощувальних чи нагульних рибогосподарських водойм є комплексне використання гідрохімічних і структурно–функціональних показників фітопланктону як репрезентативних індикаторів якості водного середовища.

Застосування комплексної методології для рибогосподарських водойм за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону дозволяє по новому формувати стратегію кількісного і якісного складу полікультури у вирощувальних рибогосподарських водоймах, відповідно збільшуючи у складі полікультури рослиноїдних риб-планктофагів, що, на відміну від традиційних підходів застосування меліоративних заходів, дає можливість отримати біомеліоративний ефект на фоні отримання більшої кількості рибопосадкового матеріалу і покращення якості водного середовища.

На прикладі рибогосподарських водойм ХВЕЗ, Осетрового і Каховського заводів, показано, що значна кількість водоростей є видами-індикаторами якості води – від χ -о-сапробних видів, що характеризують перший та другий клас якості води, як «гранично чиста» – «чиста» до α -р-сапробів, що відповідають 4–5 класам якості води – «забруднена» – «брудна» (табл. 7.6.) [261; 291].

Таблиця 7.6.

Еколого-санітарна класифікація якості поверхневих вод суші

№	Опис	Індекс сапробності	Зона сапробності
1	Гранично чиста	< 0,5	χ -сапробна
2	Чиста	0,5–1,5	о-сапробна
3	Задовільно чиста	1,6–2,5	β -мезосапробна
4	Забруднена	2,6–3,5	α -мезосапробна
5	Брудна	від 3,6 і >4,0	р-сапробна

Дослідження, проведені впродовж 2020 р. показали, що з 218 видів і різновидів, що представляють фітопланктон рибогосподарських водойм від №2 до №16, 117 видів (53% від загальної кількості видів фітопланктону) є видами-індикаторами якості водного середовища (табл. 7.7.). Характеристика якості водного середовища за видами-індикаторами згідно з Пантле-Букк показує, що від весни до осені кількість χ -о-сапробів коливалась від 1–2 до 5–8 видів, що складало від 3–10 до 27–28% від загальної кількості видів-індикаторів [66].

Таблиця 7.7.

**Характеристика якості водного середовища досліджуваних рибогосподарських водойм впродовж
вегетаційного сезону, 2020 р.**

Зони сапробності	ХВЕЗ																	Осетровий завод					Каховський завод (весна 28.04.2020 р.)			Всього видів– індикаторів у всіх рибогосподарських водоймах	
	весна (11–12.05.2020 р.)						літо (24.06.2020 р.)						осінь (03.09.2020 р.)				Всього	літо (02.06. 2020 р.)		літо (30.06. 2020 р.)		Всього					
	№4	№5	№9	№10	№11	№16	№2	№9	№10	№11	№12	№15	№16	№1	№3	№14		№13	Всього	№10	№17		№10	№17	Всього		№3
χ–о– сапроби	<u>1</u> 17	<u>4</u> 24	<u>1</u> 10	<u>1</u> 17	<u>2</u> 17	<u>2</u> 28	<u>2</u> 15	<u>4</u> 18	<u>1</u> 3	<u>3</u> 15	<u>1</u> 8	<u>3</u> 14	<u>8</u> 27	<u>5</u> 17	<u>3</u> 11	<u>3</u> 14	<u>5</u> 18	<u>20</u> 17		–	–	<u>3</u> 19	<u>1</u> 5	<u>3</u> 7		<u>3</u> 20	<u>1</u> 20
β–мезо– сапроби	<u>4</u> 66	<u>10</u> 59	<u>8</u> 80	<u>4</u> 66	<u>7</u> 58	<u>5</u> 72	<u>9</u> 70	<u>15</u> 68	<u>22</u> 76	<u>15</u> 75	<u>11</u> 84	<u>15</u> 68	<u>21</u> 70	<u>22</u> 76	<u>21</u> 75	<u>16</u> 76	<u>19</u> 68	<u>82</u> 70	<u>16</u> 80	<u>12</u> 92	<u>11</u> 69	<u>17</u> 85	<u>36</u> 78	<u>11</u> 73	<u>4</u> 80	<u>12</u> 70	<u>90</u> 70
α–р– сапроби	<u>1</u> 17	<u>3</u> 18	<u>1</u> 10	<u>1</u> 17	<u>3</u> 25	–	<u>2</u> 15	<u>3</u> 14	<u>6</u> 21	<u>2</u> 10	<u>1</u> 8	<u>4</u> 18	<u>1</u> 3	<u>2</u> 7	<u>4</u> 14	<u>2</u> 10	<u>4</u> 14	<u>15</u> 13	<u>4</u> 20	<u>1</u> 8	<u>2</u> 12	<u>2</u> 10	<u>7</u> 15	<u>1</u> 7	–	<u>1</u> 6	<u>17</u> 13
Сума	<u>6</u> 100	<u>17</u> 100	<u>10</u> 100	<u>6</u> 100	<u>12</u> 100	<u>7</u> 100	<u>13</u> 100	<u>22</u> 100	<u>29</u> 100	<u>20</u> 100	<u>13</u> 100	<u>22</u> 100	<u>30</u> 100	<u>29</u> 100	<u>28</u> 100	<u>21</u> 100	<u>28</u> 100	<u>117</u> 100	<u>20</u> 100	<u>13</u> 100	<u>16</u> 100	<u>20</u> 100	<u>46</u> 100	<u>15</u> 100	<u>5</u> 100	<u>17</u> 100	<u>128</u> 100
S _N	2,17	2,01	1,74	2,69	1,79	2,02	1,35	1,76	1,96	2,01	1,94	1,92	1,55	1,77	1,68	1,72	1,63	середнє 1,86	1,93	2,08	1,96	1,69	середнє 1,91	2,00	2,00	середнє 2,00	–
S _B	2,26	1,64	1,75	3,29	2,65	1,89	2,24	1,77	3,15	2,01	1,89	2,32	1,70	1,73	2,36	1,84	1,85	середнє 2,19	2,32	2,19	2,12	1,92	середнє 2,13	1,93	1,99	середнє 1,96	–

Над ризикою – кількість індикаторів даної зони сапробності, під ризикою – % від загальної кількості видів–індикаторів.

Відповідно кількість видів–індикаторів β –мезосапробної зони коливалась від 4–5 до 21–22 таксонів, що становило найбільшу частку видів–індикаторів (–) до 75–76% загальної кількості. Для α – ρ –сапробних видів, що характеризують якість водного середовища як «забруднена» – «брудна» (4–5 класи якості води), встановлено наступну закономірність: від 1–2 до 4–6 видів (7–8% і 18–24%).

Перевага даної комплексної методології полягає і в тому, що хімічні показники фактично характеризують якість води в конкретний момент часу (тобто це «миттєва фотографія») і значно залежать навіть від часу відбору проби. Наприклад, абсолютний вміст і насичення води киснем у пробі, відібраній близько дев'ятої години ранку, буде значно відрізнитись від проби відібраної о 14 чи 15 годині дня. У той же час, водорості планктону, навіть у літній період, вегетують не менш ніж декілька днів, а отже вони як види–індикатори більш репрезентативно віддзеркалюють якість водного середовища (Плігін, Арсан, Щербак, 1988; Щербак, Семенюк, Майстрова, 2009) [355].

Інформативність використання фітопланктону як біоіндикатора зумовлена й тим, що оцінка ЯВС проводиться двома методами: за структурною організацією – абсолютна і відносна (%) кількість видів–індикаторів певної зони якості води, і за функціональними показниками – індексами сапробності (S_N – за чисельністю, S_B – за біомасою видів–індикаторів) від χ – σ –сапробної зони («дуже чисті» – «чисті» води) до α – ρ –сапробної зони («брудні» – «дуже брудні» води).

Для більш об'єктивної оцінки якості водного середовища вирощувальних рибогосподарських водойм ХВЕЗ були розраховані індекси сапробності з використанням чисельності видів–індикаторів (S_N) чи біомаси (S_B). Вважаючи, що біомаса є як енергетичною основою, так і кількісним показником органічних речовин – основи природної кормової бази, то індекс S_B є більш інформативним, ніж S_N .

Встановлено, що величини S_N коливались від 1,35–1,55 до 2,17–2,69, а S_B – від 1,70–1,77 до 3,15–3,29, останні показники відповідають «брудним» водам, відповідно якість яких є низькопродуктивною для рибництва.

У цілому, встановлені величини S_N та S_B по окремим рибогосподарським водоймам упродовж весни, літа, осені наведені в табл. 7.7. Узагальнюючи отримані дані можна стверджувати наступне. У весняний період у рибогосподарських водоймах №10, №11 формується «критична» ситуація з якістю води, а №4 – «напружена»; літо №10 – «критична» ситуація; №2, 11, 12, 15 – «напружена»; осінь №3 – «критична» ситуація.

Середні значення для ХВЕЗ за вегетаційний сезон становили: $S_N = 1,86$; $S_B = 2,19$. Відповідно для осетрового заводу влітку: $S_N = 1,91$; $S_B = 2,13$, і для Каховського заводу навесні: $S_N = 2,00$; $S_B = 1,96$.

У цілому, як за співвідношенням видів–індикаторів, так і за показниками S_N та S_B серед усіх досліджених заводів зазвичай переважали стави, які відносились до β –мезосапробної зони, що відповідає «помірно забрудненим водам», III класу якості поверхневих вод і згідно з СОУ 05.01–37–385:2006 є придатною для рибориства.

Встановлені значні коливання ЯВС зумовлюють необхідність запропонувати градацію стану рибогосподарських водойм відповідно до стану росту розвитку риб.

Беручи за основу запропонований підхід, ми розробили наступну градацію рибогосподарських водойм: I тип – оптимальний; II тип – задовільний; III тип – напружений; IV тип – критичний.

Узагальнюючи отримані дані можна стверджувати наступне. У весняний період у рибогосподарських водоймах №10, №11 формується «критична» ситуація з якістю води, а в ставі №4 – «напружена»; літо – став №10 – «критична» ситуація; стави №2, 11, 12, 15 – «напружена»; осінь – став №3 – «критична» ситуація.

Отже, оцінка якості водного середовища рибогосподарських водойм ХВЕЗ за двома методиками: за видами–індикаторами за Пантле-Букк у модифікації Сладечека та індексами сапробності (S_N , S_B) – представляє аналогічні дані і відповідно є репрезентативним інформативним методичним підходом.

Очевидно, що для поліпшення якості водного середовища даних рибогосподарських водойм необхідно використовувати автохтонні технологічні заходи. Зокрема, це зариблення вирощувальних рибогосподарських водойм більшою кількістю личинок товстолобиків, що забезпечить більш інтенсивну утилізацію фітопланктону, покращення гідрохімічного режиму за рахунок продукційно–деструкційних процесів і, як наслідок, покращення якості води при отриманні більшої кількості рибопосадкового матеріалу для подальшої інтродукції в пониззя Дніпра.

Таким чином, оцінка якості водного середовища рибогосподарських водойм ХВЕЗ за видами–індикаторами, за Пантле-Букк та індексами сапробності (S_N , S_B) є репрезентативним інформаційним методом.

Таким чином, вперше для рибницьких рибогосподарських водойм розроблено методологію оцінки якості водного середовища за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону, що дозволяє за градаціями індексів сапробності встановлювати «оптимальну», «задовільну», «напружену чи «критичну»» ситуацію для конкретної водної системи.

При отриманні в процесі моніторингу біологічних даних про “критичний” чи “напружений” стан якості водного середовища рибогосподарських водойм проводити алохтонну маніпуляцію, таку як негайне вапнування негашеним вапном, що призведе до поліпшення якості водного середовища.

Аналіз результатів доводить формування «напруженої» і «критичної» ситуації за ЯВС по всіх вирощувальних рибогосподарських водоймах в середині літа, що в сучасних кліматичних умовах півдня України орієнтує на зміну технологічного процесу в напрямку до скорочення періоду вирощування майже в половину, відповідно експлуатацію рибогосподарських водойм, скорочення енерговитрат на водообмін, спуску рибогосподарських водойм на літування і проведення меліоративних заходів.

Таким чином, використання нової комплексної методології дає можливість формування стратегії якісного вирощування рибопосадкового матеріалу і впровадження індивідуального підходу до кожної рибогосподарської водойми в залежності від якості водного середовища за гідробіологічними показниками.

7.4. Рівень розвитку природної кормової бази

Природна кормова база рибогосподарських водойм є частиною кормових ресурсів і представляє собою сукупність гідробіонтів, продуктів їх розпаду (детриту), які знаходяться у водоймі і використовуються безпосередньо в якості їжі для риб. Задача спеціалістів рибогосподарських підприємств оптимально і не виснажливо використовувати кормові ресурси з метою трансформації їх у кормову базу рибогосподарських водойм шляхом одночасного вирощування різних видів риб – полікультури, використання ущільнених посадок, низки сучасних інтенсифікаційних заходів.

Життєстійкість личинок і молодших вікових груп риб визначається рівнем обміну речовин, який відображає умови мешкання і рівень забезпечення кормовою базою. Основним чинником, який відповідає за інтенсивність цих процесів, є забезпеченість їжею, яка визначається складом кормової бази, інтенсивністю харчування риб, що дозволяють задовольнити ці потреби [78].

Проведенні дослідження на базі вирощувальних рибогосподарських водойм ХВЕЗ по розведенню молоді частикових риб вказують на не типову динаміку розвитку компонентів природної кормової бази, що формує низький кормовий потенціал і, як наслідок, створює загрозу для забезпечення отримання високоякісного рибопосадкового матеріалу для інтродукції в пониззя Дніпра, що є головним критерієм для адаптаційного періоду у нових умовах існування.

Харчова забезпеченість молоді корокових видів риб у вирощувальних рибогосподарських водоймах в значному ступені залежить від якісного і кількісного складу кормових гідробіонтів, які утворюючи харчовий ланцюг забезпечують трансформацію енергії на кожному трофічному рівні. Аналіз

результатів рівня розвитку кормових ресурсів протягом вегетаційного періоду свідчить про низьку біомасу фітопланктону по вирощувальним рибогосподарським водоймам у весняно–літній період, відповідно 0,517 – 2,257 г/м³ і 4,14 – 14,43 г/м³. Восени відзначені надмірні величини більше 60 г/м³ досягаючи максимальних значень 102,54 г/м³. Результати практичних досліджень демонструють, що біомаса зоопланктону вирощувальних рибогосподарських водойм дуже різнилися. У весняний період інтенсивної вегетації біомаса зоопланктону коливались від 7,83 до 96,37 г/м³. Наприкінці вегетаційного періоду рівень розвитку зоопланктону мав найнижчі показники біомаси в порівнянні з весняно–літнім періодом, знизившись до 1,23–14,08 г/м³. Середньосезонна біомаса зообентосу змінювалася в межах від 1,9 г/м² до 5,0 г/м² характеризуючи рівномірну динаміку бентичних організмів на відміну від планктонних, які мали нетипові показники динаміки біомаси як протягом вегетаційного періоду, так і по рибогосподарським водоймам. Результати проведених досліджень свідчать про необхідність стимулювання природної кормової бази за рахунок внесення у низькопродуктивні стави органо–мінеральних добрив у весняно–літній період, зміни стратегії формування складу полікультури у відповідності до продуктивності вирощувальних рибогосподарських водойм за рівнем розвитку кормових гідробіонтів [26].

Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб мав різні категорії рибогосподарських водойм, в яких сумісно вирощується полікультура корокових видів риб. Забезпечення відновлення чисельності частикових видів риб (короп, білий амур, білий та строкатий товстолобики) здійснюється з метою стримування евтрофікації, поповнення запасів водних біоресурсів, збільшення промислу і отримання високоякісної рибної продукції в умовах трансформованого стоку Дніпра.

ХВЕЗ призначений для виробництва рибопосадкового матеріалу рослиноїдних риб і коропа для зариблення ДБЕС. Відноситься до 4 зони рибництва за рибопроодуктивністю при екстенсивному (випасному) веденні господарства [146]. Загальна ставова площа господарства складає 473,93 га, з них

вищувальної площі 424,3 га. Серед експлуатованих рибогосподарських водойм найбільшу площу мають вищувальні стави 1-го порядку, які складають 45,95%, та вищувальні стави 2-го порядку 44,69%. Але кількість і категорія рибогосподарських водойм в залежності від планових потреб господарства може змінюватись. Головним завданням господарства є отримання планової кількості високоякісного рибопосадкового матеріалу при використанні напівінтенсивної технології вищування, за рахунок природної кормової бази, внесення органо-мінеральних добрив, без застосування годівлі. У цьому зв'язку пропонується визначати гідробіологічний режим кожної рибогосподарської водойми окремо протягом вегетаційного періоду, визначати його біопродукційний потенціал за харчовими компонентами, відповідно до якого формувати стратегію складу полікультури, формувати графік відповідних заходів по підвищенню рибопродуктивності рибогосподарських водойм за рахунок стимулювання розвитку кормової бази.

Природня кормова база рибогосподарських водойм має прямо пропорційний вплив на рибопродуктивність. Серед компонентів кормової бази важливе значення відіграє зоопланктон, його видовий склад, кількісні та якісні показники. У досліджуваних вищувальних рибогосподарських водоймах відзначено домінуюче положення гіллястовусих ракоподібних, які переважали як за чисельністю так і за біомасою, особливо на початку вегетаційного періоду. Мінімальні показники біомас зоопланктону не зменшувались нижче 3,35 г/м³. Середньосезонна біомаса зоопланктону за вегетаційний сезон складала 9,14 г/м³ [22].

Одним з дієвих заходів стимулювання розвитку природної кормової бази є внесення органо-мінеральних добрив, які передусім впливають на автотрофний компонент – фітопланктон, що комплексно формує умови для активного розвитку практично всіх компонентів трофічного ланцюга природної кормової бази риб [324].

7.4.1. Фітопланктон рибогосподарських водойм

Фітопланктон у рибогосподарських водоймах є первинною ланкою трофічного ланцюга і слугує кормом як для зоопланктону, так і для мальків всіх коропових видів риб в період раннього постембріогенезу. В залежності від рівня розвитку фітопланктону формуються різні типи трофічних ланцюгів.

У рибогосподарських водоймах розвиток фітопланктону дуже специфічний і має широкі коливання кількісних і якісних показників. Видовий склад планктонних водоростей насамперед зумовлений комплексом чинників середовища, що переважають у даний час в водоймі – температурними умовами, інтенсифікаційними заходами, інтенсивністю сонячної радіації, швидкістю течії, вирощуванням полікультури, використання ущільнених посадок. При цьому інтенсивність розвитку планктонних водоростей суттєвим чином залежить від ефективності їх споживання товстолобиками. Зважаючи на сукупність факторів, мікроанатомічну будову фільтраційного апарату білого і строкатого товстолобиків на ранніх етапах постембріогенезу, нами було детально визначено розмірний склад та ценотичну структуру (морфологічні характеристики: куля, еліпсоїд, циліндр, конус, призма; ценотичні характеристики: одноклітинні, колоніальні, ценобіальні форми) одноклітинних і колоніальних водоростей протягом вегетаційного періоду, а також їх вплив на екологічну складову водного середовища рибогосподарських водойм.

Натурні дослідження показали, що фітопланктон рибовідтворювальних господарств півдня України характеризується значним видовим багатством, яке протягом вегетаційного періоду складало 218 видів (додаток 1).

Найбільшу кількість за видовим багатством займали Chlorophyta, становлячи (77 видів), на другому місці були Bacillariophyta – 62 види, третє місце належало Cyanobacteria – 32 види. Інші відділи водоростей мали незначну кількість яка не перевищувала 12 видів у Ochrophyta водоростей, а найменше значення займали Miozoa – 3 види.

Весняний фітопланктон характеризувався більшою часткою Chlorophyta (% від загальної кількості) в кількісному відношенні представників зелених водоростей, коливаючись по рибогосподарським водоймам від 31 до 50%. Серед домінуючих видів найбільше зустрічались *Pediastrum duplex* Meyen, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *Scenedesmus obtusus* Meyen, *Schroederia setigera* (Schröder) Lemmermann, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E.Hegewald, *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory, *Oocystis lacustris* Chodat, *Oedogonium* sp., *Monoraphidium irregulare* (G.M.Smith) Komárková–Legnerová.

Друге місце займали Cyanobacteria, коливаючись по рибогосподарським водоймам від 9 до 46%. Найбільше зустрічались і мали кількісне домінування *Anabaena sphaerica* Bornet & Flahault, *Merismopedia convolute* Brébisson ex Kützing, *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Microcystis pulvereus* (H.C.Wood) Forti, *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek. Видове і таксономічне різноманіття водоростей свідчить про найбільшу частку представників відділу Chlorophyta (табл. 7.8.).

Представники Bacillariophyta мали фонове значення, коливаючись по рибогосподарським водоймам від 4 до 18%, окрім ставу №5 де за кількісними показниками вони займали домінуюче місце – 49%.

Серед видового складу за кількістю домінували *Achnanthes minutissimum* (Kützing) Czarnecki, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Melosira varians* C.Agardh, *Navicula radiosa* Kützing, *Nitzschia intermedia* Hantzsch.

Літній фітопланктон характеризувався інтенсивним розвитком всіх відділів водоростей. Домінуюче значення становили: Chlorophyta, складаючи кількісну частку від 28 до 50%, та Bacillariophyta, коливаючись від 10 до 52%, і Cyanobacteria, складаючи протягом вегетаційного періоду по різних рибогосподарським водоймам від 10 до 20%. У той же час, слід зазначити, що в літній період у рибогосподарських водоймах інтенсивно починають розвиватись Euglenozoa – до 25 видів і 10%.

Таблиця 7.8.

**Видове і таксономічне різноманіття фітопланктону досліджуваних
рибогосподарських водойм, 2020 р.**

Відділи	ХВЕЗ																		Всього
	весна						літо								осінь				
	4	5	9	10	11	16	2	9	10	11	12	15	16	1	3	14	6		
Cyano- bacteria	$\frac{3}{21}$	$\frac{3}{9}$	$\frac{5}{28}$	$\frac{2}{12}$	$\frac{11}{46}$	$\frac{7}{33}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{7}{18}$	$\frac{7}{15}$	$\frac{5}{12}$	$\frac{4}{15}$	$\frac{8}{20}$	$\frac{6}{10}$	$\frac{14}{30}$	$\frac{10}{20}$	$\frac{11}{28}$	$\frac{9}{19}$	$\frac{32}{15}$	
Bacillario- phyta	$\frac{1}{7}$	$\frac{17}{49}$	$\frac{3}{17}$	$\frac{3}{18}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{3}{14}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{9}{23}$	$\frac{11}{23}$	$\frac{12}{29}$	$\frac{6}{23}$	$\frac{13}{33}$	$\frac{31}{52}$	$\frac{6}{13}$	$\frac{7}{14}$	$\frac{6}{15}$	$\frac{5}{10}$	$\frac{62}{28}$	
Crypto- phyta	$\frac{1}{7}$	—	$\frac{2}{11}$	$\frac{2}{12}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{1}{5}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{3}{8}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{3}{12}$	$\frac{2}{5}$	—	—	—	—	$\frac{1}{2}$	$\frac{4}{2}$	
Miozoa	—	—	—	—	—	—	—	$\frac{1}{3}$	—	—	—	—	$\frac{2}{3}$	$\frac{1}{2}$	—	—	—	$\frac{3}{1}$	
Ochro- phyta	—	$\frac{3}{9}$	$\frac{2}{11}$	$\frac{3}{18}$	$\frac{1}{4}$	$\frac{1}{5}$	$\frac{2}{10}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{2}{4}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{8}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{2}{3}$	—	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{3}{6}$	$\frac{12}{6}$	
Charo- phyta	$\frac{1}{7}$	$\frac{1}{3}$	—	—	$\frac{1}{4}$	$\frac{1}{5}$	—	$\frac{2}{5}$	—	—	—	—	—	—	$\frac{1}{2}$	$\frac{3}{8}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{7}{3}$	
Chloro- phyta	$\frac{7}{50}$	$\frac{11}{31}$	$\frac{6}{33}$	$\frac{7}{41}$	$\frac{9}{38}$	$\frac{8}{38}$	$\frac{10}{50}$	$\frac{11}{28}$	$\frac{21}{45}$	$\frac{19}{45}$	$\frac{11}{42}$	$\frac{14}{35}$	$\frac{18}{30}$	$\frac{20}{43}$	$\frac{25}{51}$	$\frac{18}{45}$	$\frac{22}{46}$	$\frac{77}{35}$	
Euglenozoa	$\frac{1}{7}$	—	—	—	—	—	$\frac{2}{10}$	$\frac{5}{13}$	$\frac{4}{9}$	$\frac{4}{10}$	—	$\frac{2}{5}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{5}{11}$	$\frac{5}{10}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{7}{15}$	$\frac{21}{10}$	
Сума	$\frac{14}{100}$	$\frac{35}{100}$	$\frac{18}{100}$	$\frac{17}{100}$	$\frac{24}{100}$	$\frac{21}{100}$	$\frac{20}{100}$	$\frac{39}{100}$	$\frac{47}{100}$	$\frac{42}{100}$	$\frac{26}{100}$	$\frac{40}{100}$	$\frac{60}{100}$	$\frac{46}{100}$	$\frac{49}{100}$	$\frac{40}{100}$	$\frac{48}{100}$	$\frac{218}{100}$	

Примітка: Над рискою – кількість видів і внутрішньовидових таксонів даного відділу, під рискою – % від загальної кількості.

Серед видового різноманіття евгленових водоростей найбільше зустрічались *Euglena clara* Skuja, *Euglena granulata* (G.A.Klebs) F. Schmitz, *Euglena korshikovii* Gojdics, *Euglena viridis* (O.F.Müller) Ehrenberg, *Lepocinclis fusiformis* (H.J. Carter) Lemmermann, *Phacus caudata* var. *minor* Drezepolski, *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg.

Вважаємо, що поява відносно значної кількості евгленових водоростей, які є високоінформативними індикаторами високого вмісту органічних речовин, свідчить про наявність у водному середовищі значної кількості як розчинних, так і завислих (детрит) органічних речовин. Ясно, що це важливий харчовий ресурс, який формується фітопланктоном.

В осінньому фітопланктоні збільшилось значення Cyanobacteria водоростей (19 – 30%) і Chlorophyta (35 – 51%). Натомість різко зменшилась присутність Bacillariophyta. При цьому продовження вегетації Euglenozoa (від 3 до 15%) свідчить про знаходження органічного детриту в рибогосподарських водоймах і в осінній період.

Оцінюючи динаміку біомаси фітопланктону протягом вегетаційного періоду, відзначено, що найбільші показники реєструвались в осінній сезон. Такі високі біомаси забезпечувались інтенсивним розвитком в цей період Chlorophyta і Cyanobacteria, частка яких відповідно складала 30 – 42%. Основними домінуючими видами були *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Merismopedia convolute* Brébisson ex Kützing, *Oscillatoria planctonica* Woloszynska, *Oscillatoria tenuis* C. Agardh ex Gomont, *Oocystis lacustris* Chodat, *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory, *Pediastrum duplex* Meyen, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegewald, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *Scenedesmus obtusus* Meyen.

Вважаємо, що високі біомаси водоростей в осінній період та наявність органічного детриту формує проблему значного недовикористання кормового ресурсу для вирощуемого рибопосадкового матеріалу (табл. 7.9.).

Таблиця 7.9

Динаміка біомаси об'єкт фітопланктону протягом вегетаційного періоду, 2020 р.

Вирощувальні стави, №	Біомаса фітопланктону, г/м ³	Відділи фітопланктону	Структура – %, (біомаса провідних відділів, г/м ³)
Весна			
4	0,89	Chlorophyta Cyanobacteria Інші	54%, (0,482) 39%, (0,355) 7%, (0,062)
5	1,13	Bacillariophyta Chlorophyta Інші	60%, (0,674) 30%, (0,339) 10%, (0,115)
9	1,47	Cyanobacteria Інші	85%, (1,244) 15%, (0,223)
10	0,52	Chlorophyta Cyanobacteria Інші	58%, (0,300) 22%, (0,116) 20%, (0,101)
11	2,26	Chlorophyta Інші	87%, (1,967) 13%, (0,290)
16	0,82	Chlorophyta Інші	67%, (0,548) 33%, (0,270)
Літо (24.06.2021 р.)			
2	0,65	Chlorophyta Інші	75%, (0,487) 25%, (0,162)
9	9,96	Cyanobacteria Інші	71%, (7,119) 29%, (2,841)
10	9,25	Euglenozoa Chlorophyta Інші	44%, (4,047) 31%, (2,897) 25%, (2,307)
11	14,43	Chlorophyta Інші	64%, (9,253) 36%, (5,175)
12	0,79	Chlorophyta Інші	77%, (0,612) 23%, (0,185)
15	1,68	Bacillariophyta Cyanobacteria Інші	44%, (0,741) 33%, (0,556) 23%, (0,383)
16	4,14	Chlorophyta Bacillariophyta Інші	39%, (1,625) 38%, (1,565) 23%, (0,953)
Осінь (03.09.2021 р.)			
1	63,23	Cyanobacteria Інші	61%, (38,476) 39%, (24,751)
3	23,85	Chlorophyta Cyanobacteria Інші	40%, (9,618) 27%, (6,444) 33%, (7,784)
14	20,03	Bacillariophyta Cyanobacteria Euglenozoa Інші	35%, (6,968) 32%, (6,380) 28%, (5,571) 5%, (1,112)
16	102,54	Chlorophyta Cyanobacteria Інші	42%, (43,226) 30%, (30,597) 28%, (28,719)

Очевидно це може бути пов'язано з анатомічною будовою зябрового апарату товстолобиків в цей період з огляду на їх відціджувальні властивості і розмірним рядом домінуючих видів планктонних водоростей, які ефективно не використовуються в живленні рибопосадковим матеріалом, що вимагає додаткових досліджень і уточнень.

Аналіз даних, отриманих упродовж весняного сезону 2020 р., показав, що весняний фітопланктон за біомасами по рибогосподарським водоймам коливався в незначному ступені від 0,81 до 2,26 г/м³. Найбільші частки належали Chlorophyta та Cyanobacteria (від 30 до 87% та від 22 до 85% відповідно).

У літній період біомаси фітопланктону по рибогосподарським водоймам в літній період дуже різнились. Так, найменші концентрації фітопланктону відмічені у рибогосподарських водоймах №2 (0,5 г/м³), №12 (0,797 г/м³) і №15 (1,68 г/м³), що є вкрай низькими показниками для вирощування рибопосадкового матеріалу і вимагає додаткового стимулювання розвитку водоростей як кормового об'єкту за рахунок внесення органо-мінеральних добрив. Інші стави характеризувались середніми значеннями біомаси фітопланктону на рівні 4,14 – 14,43 г/м³.

Натомість восени біомаси фітопланктону мають значні величини від 60 г/м³ до максимальних значень 102,54 г/м³ у ставі №16. Відповідно, що з одного боку дана ситуація свідчить про низьку ефективність використання кормової бази споживачами, а з другого боку – про виникнення загрози погіршення екологічного стану і якості води, що може призвести до негативних наслідків – евтрофікації і заморних явищ.

Загалом оцінюючи динаміку розвитку фітопланктону у вирощувальних рибогосподарських водоймах протягом вегетаційного періоду, (можна відзначити, що) весняно–літній фітопланктон за біомасами не відповідає нормативним значенням вирощування рибопосадкового матеріалу для даної кліматичної зони півдня України.

7.4.2. Роль фітопланктону в трофічних ланцюгах рибогосподарських водойм

Виходячи з розмірно-морфологічної структури органу живлення рослиноїдних видів риб, [87; 316] важливим чинником є розмірні характеристики фітопланктону досліджуваних рибогосподарських водойм та відповідно до них характеристики елективності (Е) споживання водоростей, визначені за методом Івлева В.С. [149].

Для більш інформативної і детальної оцінки розподілу фітопланктону по розмірним показникам пропонується метод ранжирування за розмірними класами фітопланктону, згідно з якими виділяється 4 різнорозмірні класи водоростей планктону. В основу даного ранжирування покладено принцип (Щербак, 2000), який дозволяє виділити чотири класи водоростей: дрібноклітинні, середньо–дрібноклітинні, середні і крупні розмірні форми [358].

Проведене розмірне ранжирування фітопланктону рибогосподарських водойм з наведенням конкретних розмірів кожного класу представлено в таблиці 7.10.

Таблиця 7.10.

Ранжирування на розмірні класи фітопланктону за величинами чисельності (N), біомаси (B) та енергетичних показників (W) рибогосподарських водойм ХВЕЗ (усереднені дані за вегетаційний сезон, 2020 р.)

Розмірні класи	N		B		W		E	
	тис. кл/дм ³	%	г/м ³	%	Дж/м ³	%	межі коливань	середній
I. < 50 мкм ³	43479	14	6,366	35	21,261	35	0,50–1,00	0,80
II. 51–100 мкм ³	10029	3	4,769	27	15,930	27	0,20–0,49	0,35
III. 101–200 мкм ³	187114	61	3,501	19	11,694	19	< 0,20	0,10
IV. > 201 мкм ³	63862	21	3,348	19	11,182	19	0 – –1	–0,50

Експериментально доведено (Щербак, Жданова, 1990) [354], що позитивний індекс E в живленні гіллястовусих рачків-фільтраторів мають дрібноклітинні водорості, розміри яких не перевищують 100 мкм, а водорості із від'ємним індексом (E) – 0 – –1 практично не споживаються рачками-фітофагами.

Інтерпретація приведених експериментальних даних із живлення рачків-фітофагів до визначених розмірних класів фітопланктону досліджених рибогосподарських водойм показує, що позитивною елективністю характеризуються водорості з I та II класів (табл. 7.11, 7.12.).

У весняний період інтенсивної вегетації фітопланктону, найбільшу частку займали клітини водоростей розмірного класу IV (> 201 мкм), коливаючись по ставам від 63 до 97%. На другому місці за кількістю займали водорості найменшого розмірного класу I (< 50 мкм), коливаючись по ставам від 3 до 31%. Проміжне положення займали водорості розмірних класів II (51 – 100 мкм) і III (101 – 200 мкм) коливаючись від 1 до 5%.

Протягом літнього сезону відмічене різке скорочення за кількістю водоростей IV класу, їх частка скоротилась по ставам від 11 до 46%, що майже в половину менше від весняного періоду. Натомість мілкі клітини I класу водоростей до 50 мкм, пропорціонально збільшили свою частку з 30 до 63%, на відміну від весняного періоду. Частка середніх за розміром клітин водоростей II і III класів, відповідно збільшили частку в угрупованнях водоростей, коливаючись по рибогосподарським водоймам від 3 до 32%.

В осінньому періоді домінуюче положення займали розмірні класи фітопланктону III класу (від 101 до 200 мкм), коливаючись по рибогосподарським водоймам від 46 до 66%. На другому місці виступали крупні клітини водоростей IV класу, від 11 до 38%. Фітопланктон I класу водоростей в осінній період займав майже однакову частку в угрупованнях фітопланктону з IV класом водоростей, займаючи частку від 15 до 20%. Найменшу частку займали водорості II класу (51-100 мкм) від 1 до 8%.

Таблиця 7.11.

Співвідношення чисельності розмірних класів фітопланктону досліджуваних рибогосподарських водойм ХВЕЗ на прикладі різних сезонів, 2020 р.

Розмірні класи ¹	Весна					Літо						Осінь			
	став №4	став №5	став №10	став №11	став №16	став №2	став №10	став №11	став №12	став №15	став №16	став №1	став №3	став №14	Став №16
I. < 50 мкм	<u>312</u> 3	<u>1026</u> 31	<u>336</u> 10	<u>1188</u> 9	<u>770</u> 11	<u>1515</u> 61	<u>13095</u> 63	<u>30420</u> 45	<u>816</u> 34	<u>2145</u> 30	<u>2400</u> 32	<u>244088</u> 15	<u>56700</u> 19	<u>123011</u> 20	<u>174370</u> 16
II. 51–100 мкм	<u>16</u> *	<u>171</u> 5	–	<u>153</u> 1	<u>22</u> *	–	<u>1215</u> 6	<u>1820</u> 3	<u>780</u> 32	<u>416</u> 6	<u>3540</u> 47	<u>10920</u> 1	<u>11130</u> 4	<u>12301</u> 2	<u>87890</u> 8
III. 101–200 мкм	–	<u>19</u> 1	–	<u>324</u> 3	–	<u>447</u> 18	<u>2205</u> 11	<u>4160</u> 6	–	<u>1482</u> 20	<u>780</u> 10	<u>748800</u> 46	<u>194040</u> 64	<u>369034</u> 60	<u>736960</u> 66
IV. > 201 мкм	<u>10669</u> 97	<u>2074</u> 63	<u>2913</u> 90	<u>11268</u> 87	<u>6398</u> 89	<u>522</u> 21	<u>4113</u> 20	<u>30894</u> 46	<u>819</u> 34	<u>3203</u> 44	<u>804</u> 11	<u>608303</u> 38	<u>40908</u> 14	<u>110710</u> 18	<u>124338</u> 11
Сума	<u>10997</u> 100	<u>3290</u> 100	<u>3249</u> 100	<u>12933</u> 100	<u>7190</u> 100	<u>2484</u> 100	<u>20628</u> 100	<u>67294</u> 100	<u>2415</u> 100	<u>7246</u> 100	<u>7524</u> 100	<u>1612111</u> 100	<u>302778</u> 100	<u>615056</u> 100	<u>1123558</u> 100

1 – Максимальні лінійні розміри (довжина, ширина чи діаметр) клітини для одноклітинних, відповідно для ценобіальних і багатоклітинних
Над рискою – чисельність водоростей даного розмірного класу, тис. кл/дм³, під рискою – % від загальної чисельності; «*» – частка представників даного розмірного класу менше 1%.

Таблиця 7.12.

**Співвідношення чисельності розмірних класів фітопланктону
досліджуваних рибогосподарських водойм Осетрового і Каховського
заводів у різні сезони**

Розмірні класи ¹	Осетровий завод				Каховський завод (весна 28.04.2020 р.)	
	літо (02.06.2020 р.)		літо (30.06.2020 р.)			
	стави		стави		стави	
	№10	№17	№10	№17	№3	№4
I. < 50 мкм	<u>13650</u> 84	<u>1862</u> 33	<u>4784</u> 68	<u>20686</u> 66	<u>5310</u> 32	<u>279</u> 25
II. 51–100 мкм	<u>455</u> 3	<u>168</u> 3	—	<u>260</u> 1	<u>45</u> *	<u>144</u> 13
III. 101– 200 мкм	<u>35</u> *	<u>70</u> 1	<u>455</u> 6	<u>10166</u> 33	<u>522</u> 3	<u>585</u> 52
IV. > 201 мкм	<u>2030</u> 13	<u>3478</u> 62	<u>1801</u> 26	—	<u>10709</u> 64	<u>117</u> 10
Сума	<u>16170</u> 100	<u>5578</u> 100	<u>7040</u> 100	<u>31112</u> 100	<u>16586</u> 100	<u>1125</u> 100

1 – Максимальні лінійні розміри (довжина, ширина чи діаметр) клітини для одноклітинних, відповідно для ценобіальних і багатоклітинних.

Над рискою – чисельність водоростей даного розмірного класу, тис. кл/дм³, під рискою – % від загальної чисельності; «*» – частка представників даного розмірного класу менше 1%.

Встановлені вище дані дозволяють визначити основні закономірності елективності в живленні товстолобиків та зоопланктону.

Таким чином, узагальнюючи наведені натурні дані з фітопланктону досліджених рибогосподарських водойм ХВЕЗ, Осетрового і Каховського заводів можна стверджувати наступне:

– За видовим складом, величинами чисельності, біомаси фітопланктон є провідним компонентом природної кормової бази.

– У формуванні біомаси, енергетичної основи кормової бази, впродовж усіх вегетаційних сезонів домінували Chlorophyta, Bacillariophyta, Cyanobacteria.

– Поява у літньо–осінній період у якості субдомінантів представників Euglenozoa свідчить про зростання у водній товщі рибницьких рибогосподарських водойм кількості органічного детриту – важливої складової кормового ресурсу як гіллястовусих і веслоногих рачків-детритофагів, так і рослиноїдних риб, зокрема білого, строкатого та гібридних форм товстолобів.

– Ранжирування фітопланктону за розмірними характеристиками дозволило виділити чотири класи водоростей – від дрібноклітинних до крупно–розмірних форм.

– Проведений аналіз елективності (Е) дозволив ранжувати водорості всіх класів у межах від максимально позитивного значення (+1,0) до негативного (–1,0).

– Доведено, що залежно від розмірів і величини індексу елективності (Е) у фітопланктоні формуються прямі, а відповідно і енергоємні трофічні ланцюги (фітопланктон – риба) і довші (фітопланктон – зоопланктон – риба).

– Розраховане співвідношення як абсолютних, так і відносних величин чисельності фітопланктону за розмірними класами показало їхню суттєву відмінність. Наприклад, у ХВЕЗ упродовж усіх вегетаційних сезонів домінує трофічний ланцюг: «фітопланктон – зоопланктон – товстолоб» і в меншій мірі – «фітопланктон – товстолоб; фітопланктон – зоопланктон – товстолоб».

– Домінування фітопланктону крупних розмірів (клас IV) зумовлює значне зниження ролі високоенергетичного пасовищного типу трофічного ланцюга та збільшення ролі детритного ланцюга, менш енергетично ефективного для риб.

В основі даного принципу лежить інноваційний підхід, який можна використовувати при формуванні полікультури рибопосадкового матеріалу за кількісними показниками в залежності від розмірних класів водоростей, а саме: за оцінкою інтенсивності первинної продукції фітопланктону репрезентативно

проводити ранжирування вирощувальних рибогосподарських водойм до їх потенційної рибопродуктивності; за часткою окремих відділів водоростей у сумарній первинній продукції необхідно проводити оцінку найбільш високопродуктивних типів фітопланктону з подальшою рекомендацією для формування кількісного і видового складу рибопосадкового матеріалу до даної структури фітопланктону; формувати зариблення рибогосподарських водойм за видовим і кількісним складом в залежності від інтенсивності первинної продукції фітопланктону з врахуванням найбільш ефективного періоду використання рибами-фітопланктофагами.

7.4.2. Зоопланктон рибогосподарських водойм

Значення зоопланктону в трансформації енергії і біотичному круговороті речовин, що визначають продуктивність водойм, дуже велика. Планктонні безхребетні складають основу поживи молоді всіх видів риб, а також являються основою поживи риб зоопланктонофагів, мирні зоопланктонні безхребетні тварини живляться бактеріями, детритом та водоростями. Таким чином, зоопланктон діє як природний бактеріальний фільтр. Він помітно впливає на чисельність фотосинтезуючих водоростей фітопланктону, регулюючи кисневий режим. Зоопланктонні організми – це основний, збалансований за показниками вмісту поживних речовин, корм для личинок, молоді та дорослих риб – зоопланктонофагів.

У вирощувальних рибогосподарських водоймах рибогосподарських підприємств суттєвим фактором, що визначає ріст і розвиток коропових риб на ранніх етапах онтогенезу, є трофічність водойм за якісними і кількісними показниками кормових організмів, особливо зоопланктону. Вивчення хімічного складу і калорійності багатьох видів зоопланктону дозволило встановити, що калорійність органічних речовин водних тварин в більшості випадків приблизно становить 5600–5800 кал/г сухої речовини [156; 300; 301].

Окрім фізіологічного і хімічного складу зоопланктону, які впливають на величину калорійності (вміст сухої речовини, відносний вміст ліпідів, розмірний склад популяції), вагому роль відіграють умови мешкання і термічний режим. Особливості термічного режиму в окремі роки визначають строки масового розмноження ракоподібних, швидкість метаморфоза окремих стадій і ріст, що обумовлено швидкістю обмінних процесів в організмі, різною кількістю синтезованої органічної речовини, а. відповідно і калорійністю тіла [274]. В цьому зв'язку, в залежності від тривалості вегетаційного періоду, кількості теплих температуроднів, родючості підстилаючих грантів, фізико-географічного району, зоопланктон представляє собою нерівнозначну за енергетичною цінністю їжу як для молоді, так і для старших вікових груп риб [348].

Життєстійкість личинок і молодших вікових груп визначається рівнем обміну речовин, який відображає умови мешкання і рівень забезпечення кормовою базою риб [302; 352; 353]. Основним фактором, який відповідає за інтенсивність обміну речовин є забезпеченість їжею, яка визначається складом кормової бази, інтенсивністю харчування риб, що дозволяють задовольнити ці потреби [78].

Видовий склад зоопланктону досліджуваних рибогосподарських водойм протягом вегетаційного періоду був майже однорідним (табл. 7.13.).

Зустрічаємість представників гіллястовусих ракоподібних протягом сезону (*Harpacticus* Milne Edwards Н., 1840, *Diaptomus* Westwood 1836, *Nauplius*), була відмічена у всіх рибогосподарських водоймах в різній кількості і біомасі. На початку вегетаційного періоду в рибогосподарських водоймах мали розвиток 13 представників різних відділів зоопланктону, найбільше видів було у літній період – 26 видів.

Видовий склад налічував 28 видів не враховуючи наупліальні форми. В зоопланктоні домінували коловертки (Rotatoria) – 12 видів, веслоногі (Copepoda) і черепашкові ракоподібні (Ostracoda) відповідно 10 і 5 видів, а найменше зустрічались гіллястовусі (Cladocera) ракоподібні – 2 види.

Таблиця 7.13.

Видовий склад зоопланктону рибогосподарських водойм

COPEPODA	Весна	Літо	Осінь
<i>Harpacticus</i> Milne Edwards H., 1840	+	+	+
<i>Diaptomus</i> Westwood, 1836	+	+	+
<i>Nauplius</i>	+	+	+
ROTIFERA			
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)		+	+
<i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862		+	+
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783		+	+
<i>Brachionus urceus</i> (Linnaeus, 1758)			+
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)		+	+
<i>Philodina citrina</i> Ehrenberg, 1832		+	+
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg 1832		+	+
<i>Polyarthra platyptera</i> Ehrenberg, 1838	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	+		+
<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	+	+	+
<i>Resticula melandocus</i> (Gosse, 1887)		+	+
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+
CLADOCERA			
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1761)		+	
<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F.Müller, 1776)		+	+
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1776)	+		+
<i>Bosmina coregoni</i> P.E.Müller, 1867	+	+	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.Müller, 1785)	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (OF Müller, 1776)	+	+	+
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.Müller, 1776)	+	+	
<i>Moina macrocopa</i> (Straus, 1820)	+	+	
<i>Moina brachiata</i> (Jurine, 1820)			+
<i>Leydigia leydigi</i> (Schödler, 1863)	+	+	
OSTRACODA			
<i>Candona candida</i> (O.F.Müller, 1776)		+	
<i>Notodromas monacha</i> (OFMüller, 1776)		+	
<i>Cypridopsis vidua</i> O. F. Müller, 1776		+	
<i>Dolerocypris sinensis</i> G.O.Sars, 1903		+	
Яйця зоопланктону		+	

Наприкінці вегетаційного періоду ракушкові ракоподібні втратили своє значення, в меншому ступені зустрічались веслоногі ракоподібні. На відміну від інших представників зоопланктону, від початку до кінця вегетаційного періоду коловертки мали тенденцію до нарощування присутності. На початку вегетаційного періоду домінували веслоногі ракоподібні як за кількісними, так і за масовими показниками. Найбільшу частку становили *Bosmina coregoni* P.E. Müller, 1867, *Moina macrocopa* (Straus, 1820) і *Daphnia longispina* (O.F. Müller, 1776), займаючи відповідно за біомасою 60,6%, 23,01% і 6,34%. При цьому значну частку за кількісними показниками – 14,0% займали представники коловерток – *Polyarthra platyptera* Ehrenberg, 1838, але внаслідок мілких розмірів у біомасі займали незначну частку – 0,1%. Проте їх присутність має важливе значення при зарибленні рибогосподарських водойм личинкою корошових, ротовий апарат яких ще не в змозі захопити крупні форми веслоногих і гіллястовусих ракоподібних. В літній період інтенсивного розвитку зоопланктону (липень – червень) спостерігався інтенсивний розвиток гіллястовусих ракоподібних, коловерток, веслоногих ракоподібних, наупліальних форм гіллястовусих рачків, але найбільша частка в біомасі належала яйцям зоопланктерів. В порівнянні з весняно-літнім періодом, наупліальні форми зоопланктону досягали максимальних показників за чисельністю і біомасою в осінній період, складаючи частку за масовими показниками на рівні 26,6%, а за кількістю – 58,2%. Коловертки майже повністю зникли в літній період, досягаючи за масою 15,6% від загального зоопланктону, восени їх частка скоротилася до 1%. Натомість, веслоногі ракоподібні складали найбільшу частку за біомасою – 58,6% за рахунок *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1776) – 31,9%, *Eurycercus lamellatus* (O.F. Müller, 1776) – 16,4%, *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1776) – 10,2%. Біомаси зоопланктону вирощувальних рибогосподарських водойм дуже різнились, у весняний період інтенсивної вегетації біомаси зоопланктону коливались від 7,83 до 96,37 г/м³. Такі високі біомаси спричиненні масовим розвитком веслоногих ракоподібних – *Bosmina*

coregoni P.E. Müller, 1867, досягаючи у рибогосподарських водоймах від 3,96 до 41,07 г/м³ від загальної біомаси (табл. 7.14.).

Максимальні біомаси зоопланктону відзначені у ставі №16, де наряду з *Bosmina coregoni* P.E. Müller, 1867 – 41,07 г/м³, високі біомаси мали *Moina macroscopa* (Straus, 1820) – 16,18 г/м³, *Daphnia longispina* (O.F.Müller, 1776) – 14,79 г/м³, *Harpacticus* Milne Edwards H., 1840 – 8,95 г/м³, *Diaptomus* Westwood, 1836 – 1,59 г/м³.

Протягом літнього періоду, після зариблення рибогосподарських водойм личинкою коропових видів риб, біомаса зоопланктону по рибогосподарським водоймам була більш вирівняною і коливалася від 5,68 до 72,51 г/м³, але все одно мала дуже нетипово високі показники, що є свідченням високопродуктивних умов існування (гідролого–гідрохімічний режим, гідробіологічний режим, харчова забезпеченість), а з іншого боку – недостатньої кількості ефективних споживачів у вигляді білого і строкатого товстолобика, які в ранньому онтогенезі переважно споживають фітопланктон і зоопланктон.

В липні спостерігається помітне скорочення біомаси зоопланктону на рівні 13,62 г/м³, що яскраво демонструє перехід малька на інтенсивне споживання зоопланктону, але не зважаючи на це, остаточні біомаси залишались на високому рівні.

Середня біомаса зоопланктону по рибогосподарським водоймам змінювалась від 5,68 до 96,37 г/м³, становлячи в середньому по рибогосподарським водоймам в літній період – 44,43 г/м³.

Наприкінці вегетаційного періоду рівень розвитку зоопланктону мав найнижчі показники біомас(и) в порівнянні з весняно–літнім періодом знижуючись до 1,23 – 14,08 г/м³, що притаманно для даного періоду. Слід відмітити практично повне виключення зі складу зоопланктону представників веслоногих ракоподібних, які протягом весняно–літнього періоду складали основу біомаси, а восени домінуючими були гіллястовусі ракоподібні, складаючи до 5,85 г/м³.

Таблиця 7.14.

Біомаса зоопланктону у рибогосподарських водоймах протягом вегетаційного періоду, г/м³

ВИДОВИЙ СКЛАД	Весна				Літо						Осінь			
COPEPODA	№10	№11	№16	№5	№9	№10	№11	№12	№15	№2	№1	№14	№3	№8
<i>Harpacticus</i> Milne Edwards H., 1840	0,38	0,62	8,95		0,21	1,44	0,31		0,82	1,54	0,69	1,06	0,14	0,57
<i>Diaptomus</i> Westwood, 1836	1,52	1,42	1,59	1,14	0,00	7,44	10,10	3,19	0,32		1,18	0,43	0,71	5,85
<i>Nauplius</i>		0,37	0,00	1,77	1,06	4,11	0,39	0,77	1,02	0,30	3,71	0,00	0,31	0,81
ROTIFERA														
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851						0,12	0,04			0,05	0,12			0,03
<i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862						0,10			0,08	0,07	0,04			
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783						0,07		0,21	0,00		0,08			
<i>Brachionus urceus</i> Linnaeus, 1758											0,02			
<i>Mytilina ventralis</i> Ehrenberg, 1830						0,27	0,14	0,07	0,13	0,22				
<i>Philodina citrina</i> Ehrenberg, 1832						0,14	0,05	0,14						
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg 1832						0,22	0,22							
<i>Polyarthra platyptera</i> Ehrenberg, 1838	0,18										0,02			
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851											0,01			
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	0,76	0,23		1,71		0,34	0,17	0,34						0,09
<i>Reticula melandocus</i> Gosse, 1887										2,13				
<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg, 1834										0,01				
CLADOCERA														
<i>Polyphemus pediculus</i> Linnaeus, 1761					2,61	2,09								
<i>Eurycerus lamellatus</i> O.F.Müller, 1776						14,71	1,03				2,29	2,06		
<i>Bosmina longirostris</i> O.F.Müller, 1776						17,38					4,46			
<i>Bosmina coregoni</i> P.E. Müller, 1867	3,96	6,69	41,07					38,78	3,09	4,01				
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F.Müller, 1785						2,67					0,04			
<i>Chydorus sphaericus</i> OF Müller, 1776	0,16	0,07	0,54			1,34	0,75				1,43			
<i>Daphnia longispina</i> O.F.Müller, 1776	0,15	0,92	14,79		15,97	8,02	2,17		0,15	0,20				
<i>Moina macrocopa</i> Straus, 1820	0,72	0,65	16,18		76,52	6,69	12,59	3,87						0,02
<i>Moina brachiata</i> Jurine, 1820													0,01	
<i>Leydigia leydigi</i> Schödler, 1863				3,29		5,34								
OSTRACODA														
<i>Candona candida</i> O.F.Müller, 1776							1,24	0,34	0,07	0,04				
<i>Notodromas monacha</i> O.F. Müller, 1776							0,48							
<i>Cypridopsis vidua</i> O. F. Müller, 1776							0,66	0,12						
<i>Dolerocypris sinensis</i> G.O.Sars, 1903							0,24							
Яйця зоопланктону										5,06				
ВСЬОГО:	7,83	10,96	83,12	7,91	96,37	72,51	30,57	47,83	5,68	13,63	14,08	3,55	1,23	7,35

Для встановлення впливу на зоопланктон вселяємих личинок коропових видів риб в різні періоди вегетаційного періоду, нами було проведено аналіз розмірного складу зоопланктерів для виявлення рівня уподобання тих або інших розмірних груп представників різних відділів зоопланктону в залежності від їх величини (рис. 7.4.).

Аналіз графічних даних свідчить про домінування у весняний період дрібних форм зоопланктону представлених переважно коловертками *Polyarthra platyptera* Ehrbg (100 – 150 мкм) і наупліальними формами гіллястовусих ракоподібних (80 – 350 мкм).

Зоопланктон у весняний період за кількісними показниками на 50% складався з дрібних форм від 160 до 380 мкм, розмірні групи зоопланктерів від 350 до 1200 мкм були майже на однаковому рівні і складали 17%.

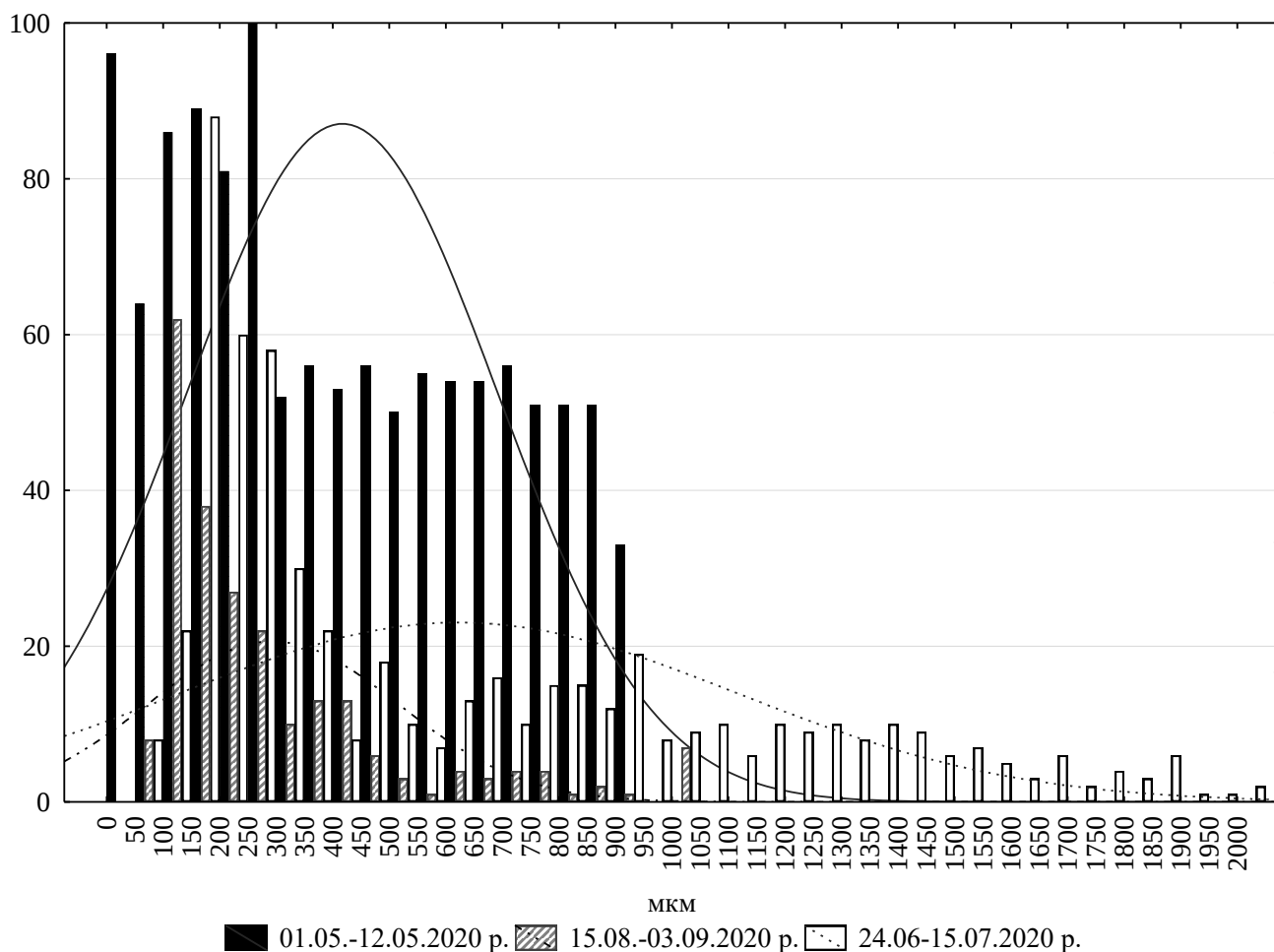


Рис. 7.4. Динаміка розмірних показників зоопланктону протягом вегетаційного періоду

Літній зоопланктон майже повторює співвідношення мілких і крупних форм весняного періоду. Частка дрібного зоопланктону складала 55%. Розмірна група від 500 до 1500 мкм складала майже 40%, в меншому ступені зустрічалися крупні форми, які досягали розмірів 2063 мкм. Відображені результати свідчать про стрімке споживання зоопланктерів у якості кормових гідробіонтів інтродукованою личинкою, яка у цей період мала стадію малька.

Збільшення частки розмірної групи дрібних форм зоопланктону у рибогосподарських водоймах може свідчити про вибірковість молоді риб до більших за розміром представників зоопланктону і збільшенням з віком розмірів зябрового апарату у планктофагів, що дозволяє мілким формам проходити транзитом.

Осінній зоопланктон на фоні зниження кількісних і біомасових показників наочно демонструє тенденцію зменшення крупних форм зоопланктерів у вирощувальних рибогосподарських водоймах протягом вегетаційного періоду від весни до осені. Окрім скорочення розмірної групи від 2000 до 1000 мкм в порівнянні з літнім періодом, частка розмірної групи від 400 до 1000 мкм скоротилася до 4 – 6%.

Натомість частка дрібних форм зоопланктону, навпаки демонструє збільшення кількісних показників протягом вегетаційного періоду від 27% у весняний період, до 55% у літній і 65% в осінній періоди.

Підсумовуючи вищевикладене слід зазначити високий біопродукційний потенціал рибогосподарських водойм за рівнем розвитку зоопланктону, що дозволяє отримувати рибопосадковий матеріал високої якості протягом всього періоду вирощування. Однак існуючий підхід зариблення рибогосподарських водойм личинкою корошових риб за принципом нормативної посадки свідчить про не раціональне використання цінних кормових ресурсів тваринного походження, до яких відноситься зоопланктон з однієї сторони, а з іншої погіршення екологічного стану води внаслідок формування значної частини

остаточної кормової бази і наступного її відмирання, що призводить до евтрофікації і заболочуванню рибогосподарських водойм.

Отримані значення кількісних і масових показників зоопланктону дозволяють оптимізувати технологічні підходи, основою яких буде: формування полікультури вирощуємих видів риб, визначення норм і об'ємів внесення органо-мінеральних добрив, зариблення личинкою вирощувальних рибогосподарських водойм в залежності від їх ресурсного потенціалу, кількісних і біомасових показників зоопланктону, розмірних груп в динаміці протягом вегетаційного періоду.

7.4.4. Зообентос рибогосподарських водойм

Видовий склад зообентосу вирощувальних рибогосподарських водойм був доволі одноманітним і формувався за рахунок в основному личинок двокрилих комах – хірономід, та малощетинкових червів–олігохет. Наявність у деяких пробах личинок водних жуків, бабок була спорадичною і суттєвого значення не мала.

Біомаси характеризувалися дуже близькими, майже однаковими величинами. У всіх вирощувальних рибогосподарських водоймах спостерігалось закономірне поступове зниження біомаси зообентосу від травня до серпня. Особливо відчутно це торкнулося личинок хірономід внаслідок вильоту імагінальних стадій комах та інтенсивного споживання їх коропом.

Зообентос вирощувальних рибогосподарських водойм був представлений личинками хірономід, олігохетами, личинками одноденок та бабок. Середньосезона біомаса змінювалася в межах від 1,9 г/м² до 5,0 г/м² (табл. 7.15.).

Максимальні показники відмічалися у червні місяці, що досягалося за рахунок масового розвитку *Chironomus plumosus* Linnaeus (Linnaeus, 1758). Проте вже на початку липня, коли інтенсивність споживання зообентосу цьоголітками коропа починає зростати, біомаса різко зменшувалася, що чинило відповідний вплив на кількісний склад.

Таблиця 7.15.

**Динаміка біомаси (г/м²) зообентосу у рибогосподарських водоймах,
2020 р.**

№ рибогосподарських водойм	місяці				Середньо– сезонна
	червень	липень	серпень	вересень	
№1	6,8	4,3	2,5	1,2	3,7
№2	4,5	3,9	2,0	0,8	2,8
№3	7,3	5,8	4,4	1,3	4,7
№4	5,5	3,6	1,8	0,7	2,9
№5	7,0	3,8	2,4	1,2	3,6
№6	5,5	4,2	3,1	0,8	3,4
№7	7,8	6,0	3,8	2,1	4,9
№8	3,2	2,5	1,4	0,35	1,9
№9	6,4	4,4	1,85	1,32	3,5
№10	7,4	5,6	4,5	2,4	5,0
№12	5,2	2,6	1,5	0,45	2,4
№13	4,3	4,0	3,4	1,56	3,3
№14	4,8	2,6	1,58	0,56	2,4
№15	3,6	2,8	1,64	1,2	2,3

Коливання біомас в цей період становило від 3,2 до 7,8 г/м², складаючи в середньому 5,66 г/м². В липні біомаси зообентосу складали від 2,5 до 6,0 г/м², в середньому 4,01 г/м².

Зменшення біомас зообентосу відчутне в серпні місяці, коливаючись на рівні 1,4 – 4,5 г/м², а мінімальні їх показники відмічені у вересні від 0,7 до 2,4 г/м².

Порівнюючи динаміку розвитку зообентосу у рибогосподарських водоймах протягом вегетаційного періоду, слід відзначити рівномірний характер концентрації бентичних організмів на відміну від планктонних, які мали нетипові показники динаміки біомас як протягом вегетаційного періоду, так і по рибогосподарським водоймам.

7.5. Продуценти – консументи

Однією з найскладніших проблем іхтіології є встановлення основних механізмів взаємодії між автотрофною ланкою, представленою фітопланктоном,

і консументами першого порядку, до яких належать ракоподібні альгофаги і риби-планктофаги.

У низці робіт доведено, що система фітопланктон $\leftrightarrow$ зоопланктон, яка формує основу планктону, являє собою єдину біологічну систему зі складними взаємовідносинами [125; 155]. Рачки-альгофаги не тільки споживають фітопланктон, але й виділяють продукти переробки (фекалії та різні екзаметаболіти), які, мінералізуючись у воді, збагачують її біогенними елементами (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}), які інтенсифікують первинну продукцію водоростей. Практично в планктоні формуються як прямі (виїдання водоростей), так і обернені зв'язки (екзаметаболіти зоопланктону стимулюють розвиток водоростей), що схематично можна представити так: фітопланктон $\leftrightarrow$ зоопланктон.

У той же час, коли до системи планктону потрапляють рослиноїдні риби, зокрема товстолобики, виникає низка питань, які потребують вирішення, особливо актуальною ця проблема стає при встановленні нових, інноваційних методів рентабельного автохтонного рибництва, що базується на природній кормовій базі.

З метою встановлення основних механізмів трофічної взаємодії в системі планктон – товстолобик, були проведені дослідження в різні періоди вегетаційного сезону за розмірними рядами фітопланктону і зоопланктону в природній кормовій базі та в поживі товстолобиків.

Розмірний ряд фітопланктону у весняний період характеризувався переважною більшістю крупних форм водоростевих угруповань, розмірні ряди клітин, починаючи з 180 мкм до 300 мкм, займали більше 80% (рис. 7.5). Середні розмірні форми клітин від 50 до 180 мкм мали найменшу частку – 6%. Друге місце – 11% займали найдрібніші угруповання фітопланктону від 20 до 50 мкм, які переважно були представлені відділами *Cyanobacteria* і *Chlorophyta*.

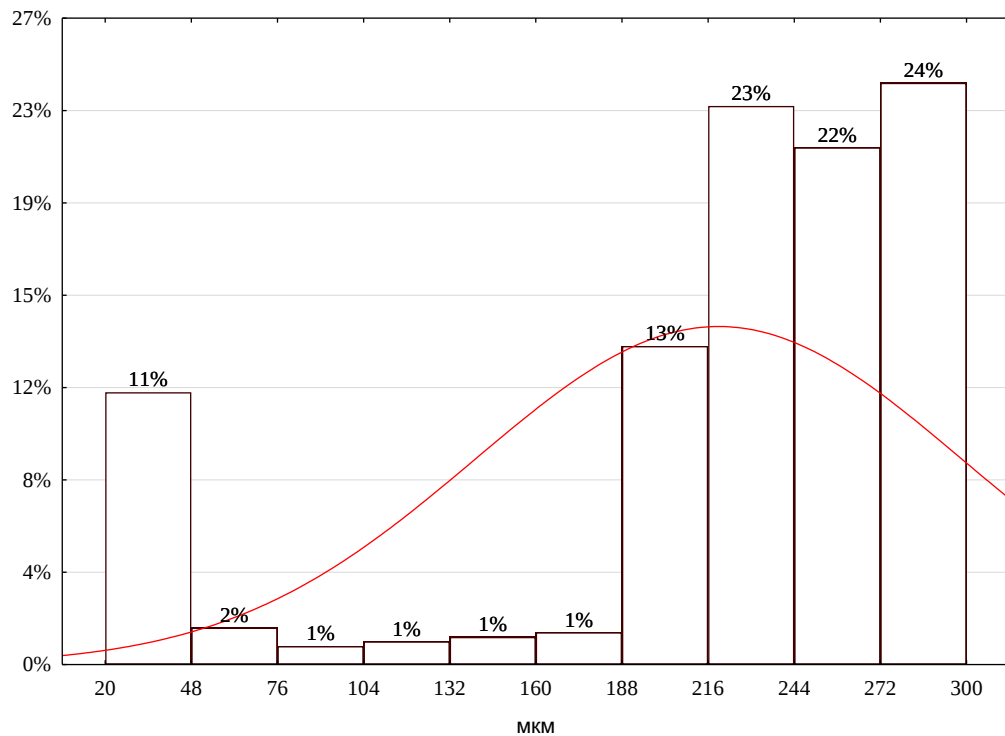


Рис. 7.5. Розмірні ряди фітопланктону у весняний період, 2021 р.

Весняний період характеризується домінуванням у фітопланктоні вирощувальних рибогосподарських водойм крупних форм водоростей від 180 до 300 мкм, які належать частково до III класу (13%), а в більшості до IV класу (82%). В цей період основним споживачем виступає зоопланктон. Личинки товстолобика в цей період не являються ефективними споживачами, адже він співпадає з періодом травневої нерестової кампанії, після стійкого прогрівання води до 17 – 18⁰С, адже 7-ми денні личинки, які перейшли на активне зовнішнє живлення, ще не в змозі створювати значний вплив на концентрацію кормових організмів у вигляді фітопланктону і зоопланктону, їх вплив мінімальний. У цьому зв'язку відповідний інтерес у весняний період полягає у встановленні взаємозв'язків фіто– та зоопланктону за розмірними групами клітин фіто– і зоопланктонних угруповань, де вагомого значення набуває розмірний ряд зоопланктонних угруповань.

На рисунку 7.6. відображені розмірні ряди зоопланктону у весняний період, що доводить малозначимість крупних форм зоопланктерів, як основних споживачів мілких форм фітопланктону I і II групи.

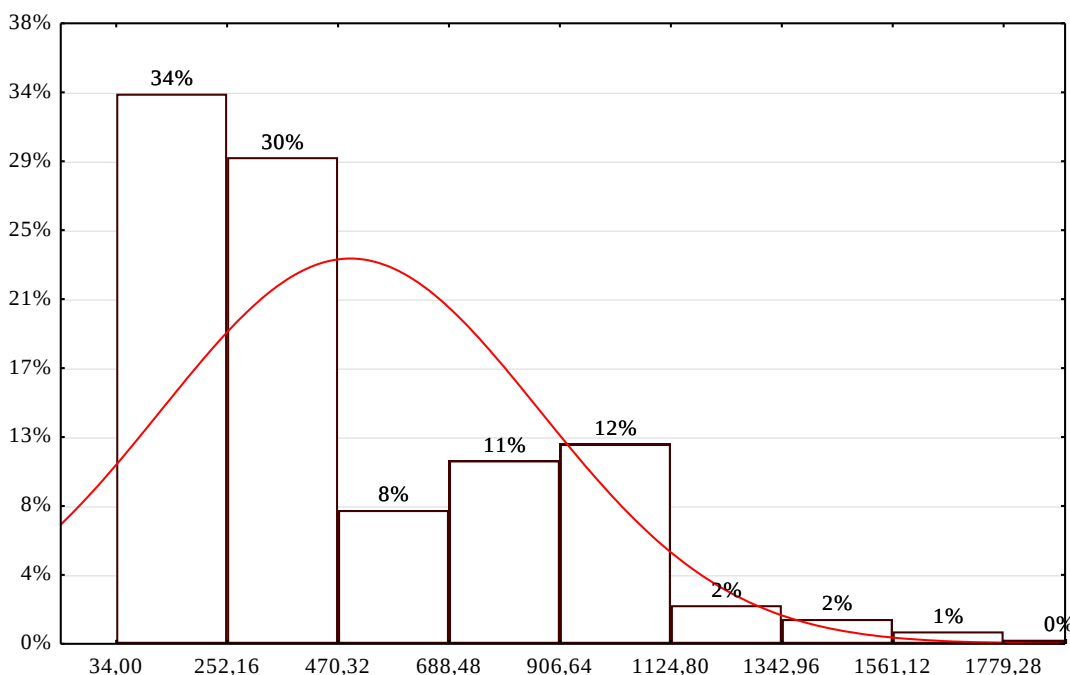


Рис. 7.6. Розмірні ряди зоопланктону у весняний період, 2021 р.

Графік наочно демонструє інтенсивний розвиток дрібних форм зоопланктону розміром до 200 мкм – 34%, в основному це представники коловіток *Polyarthra platyptera* Ehrbg, *Keratella cochlearis* (Gosse 1851). Середні за розмірами зоопланктери від 200 до 500 мкм становили біля 38%. Найменшу частку займали крупні форми зоопланктону – 20%, що свідчить про не значний вплив на весняний фітопланктон, в якому домінували крупні форм водоростей, (з розмірами) від 180 до 300 мкм III класу (13%) і IV класу (82%).

У цьому зв'язку представляє інтерес встановлення відношення концентрації розмірних рядів фіто– і зоопланктону (рис. 7.7.).

В результаті проведення аналізу встановлена найбільша концентрація зоопланктерів за розмірами від 100 до 200 мкм в діапазоні крупних форм фітопланктону від 200 до 300 мкм, що виключає інтенсивність впливу основної кількості споживачів на концентрацію крупних клітин фітопланктону.

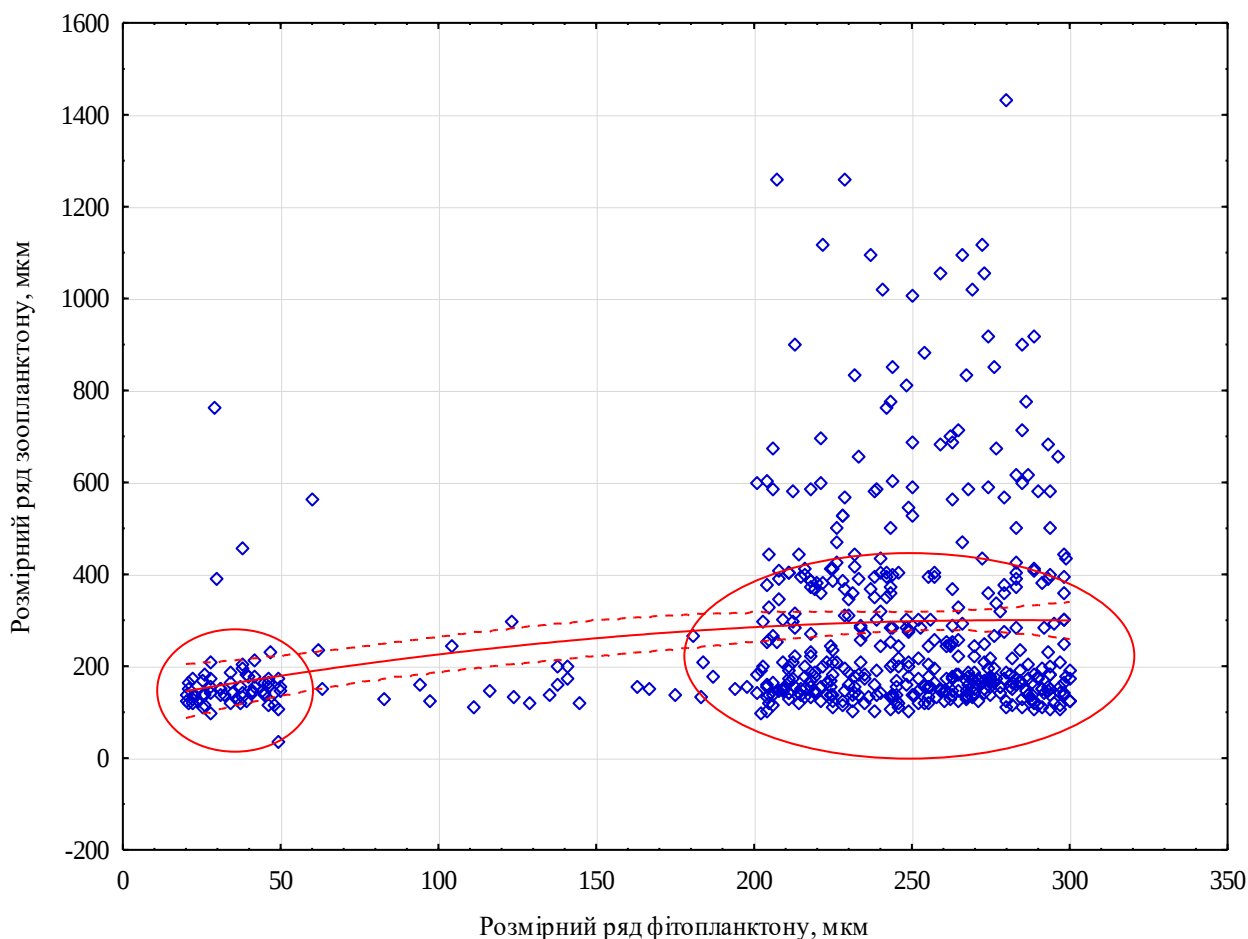


Рис. 11. Взаємозв'язок концентрацій між розмірними рядами фітопланктону і зоопланктону у весняний період, 2021 р.

В меншому ступені концентрація зоопланктону від 100 до 200 мкм в діапазоні фітопланктонних угруповань I класу водоростей <50 мкм. Крупні форми зоопланктону 800 – 1600 мкм найбільш малочисельні, але саме вони являються основними споживачами II – IV класів фітопланктону.

При досягненні маси тіла товстолобиків 4 – 5 г в середині червня були проведені аналізи з визначення розмірів кормових організмів в кишечниках (рис. 7.8.). Встановлено, що в кишечниках товстолобиків переважали мілкі форми зелених водоростей і ціанобактерій розмірами від 1,26 до 42,53 мкм, відповідно займаючи частку до 88%.

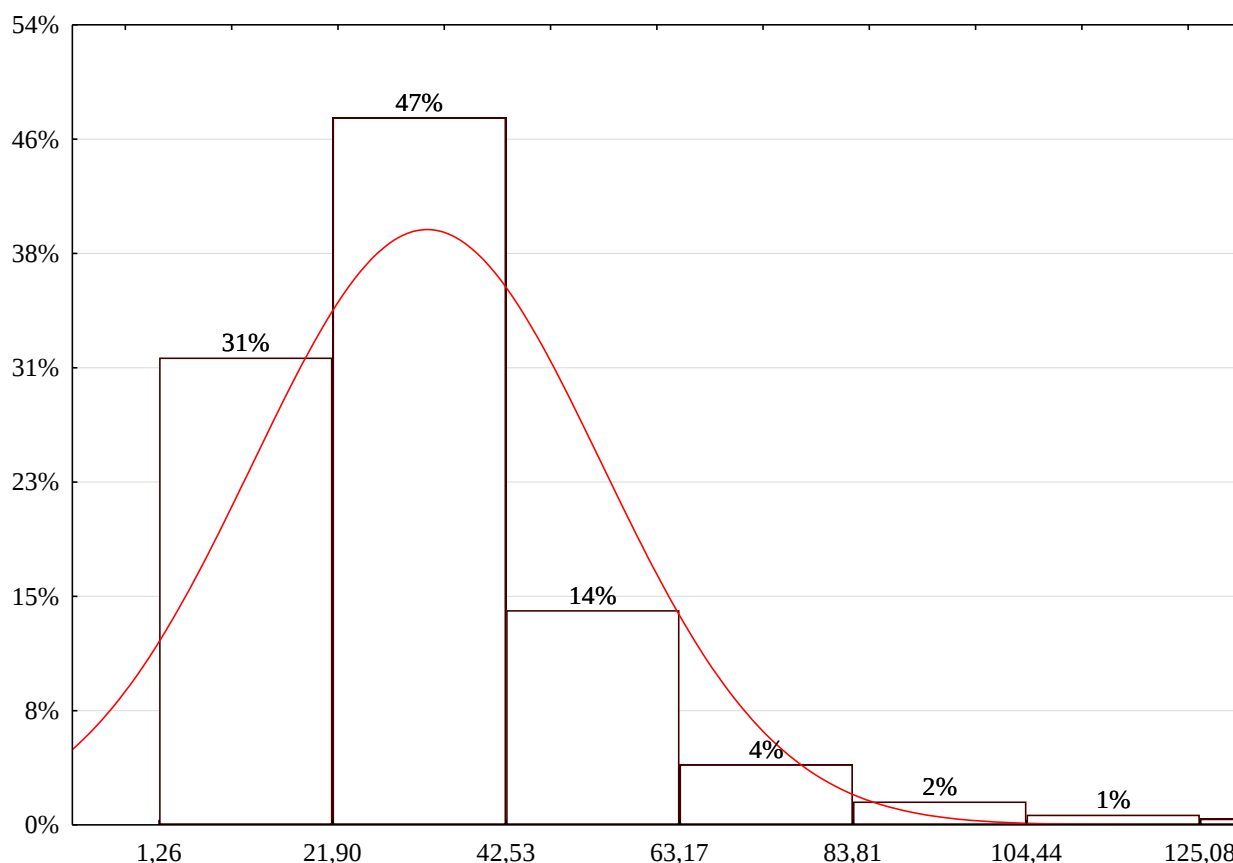


Рис. 7.8. Розмірний ряд кормових організмів в поживі товстолюбиків на початку літа, 2021 р.

Представлений розмірний склад кормових організмів у товстолюбиків можна пов'язати з морфофункціональними особливостями зябрового апарату в ранньому онтогенезі. Дослідження ролі зябрового апарату у відціджуванні кормових організмів в період раннього онтогенезу були проведені в не багаточисельних роботах [127; 128; 316].

Розмірний ряд фітопланктону у літній період мав зворотній характер (рис. 7.9.).

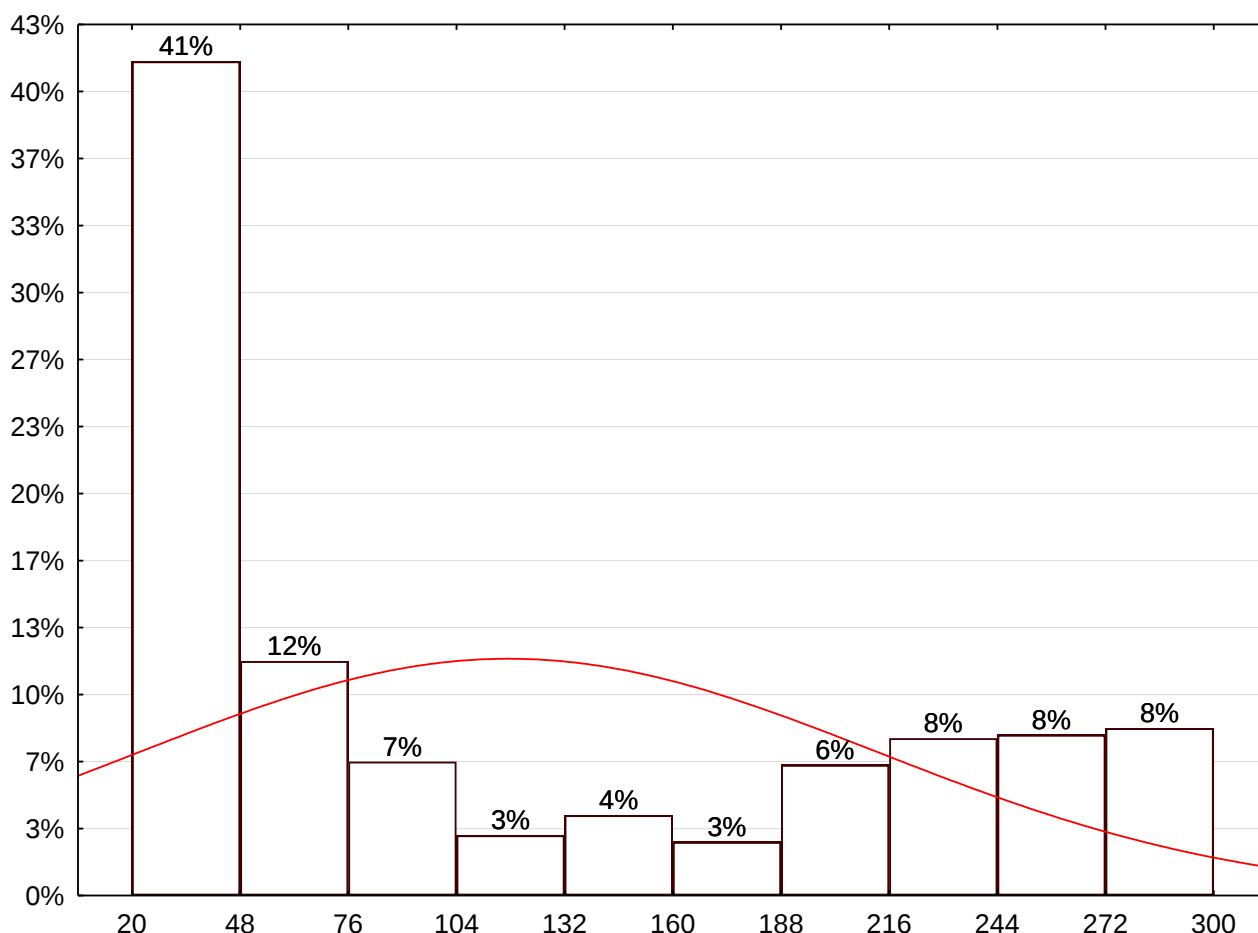


Рис. 7.9. Розмірні ряди фітопланктону у літній період, 2021 р.

Роль крупних клітин III класу з розмірами від 101–200 мкм займали мінімальну частку – 10%, клітини фітопланктону IV класу, більше 201 мкм – 30%, в меншому ступені відігравали роль представники II класу від 51 до 100 мкм – 19%, а найбільшого значення набували найбільш мілкі водорості I класу до 50 мкм – 41%.

Схожа картина спостерігалась у літній період і за розмірними рядами зоопланктону (рис. 7.10.). Найбільше зоопланктерів за кількістю у кормовій базі вирощувальних рибогосподарських водойм належало розмірній групі від 80 до 450 мкм, займаючи частку 55%. Середні за розмірами зоопланктери від 450 до 1500 мкм становили 37%. Найменшу частку займали крупні зоопланктери, більш за 1500 мкм та не перевищували 8% від загальної кількості.

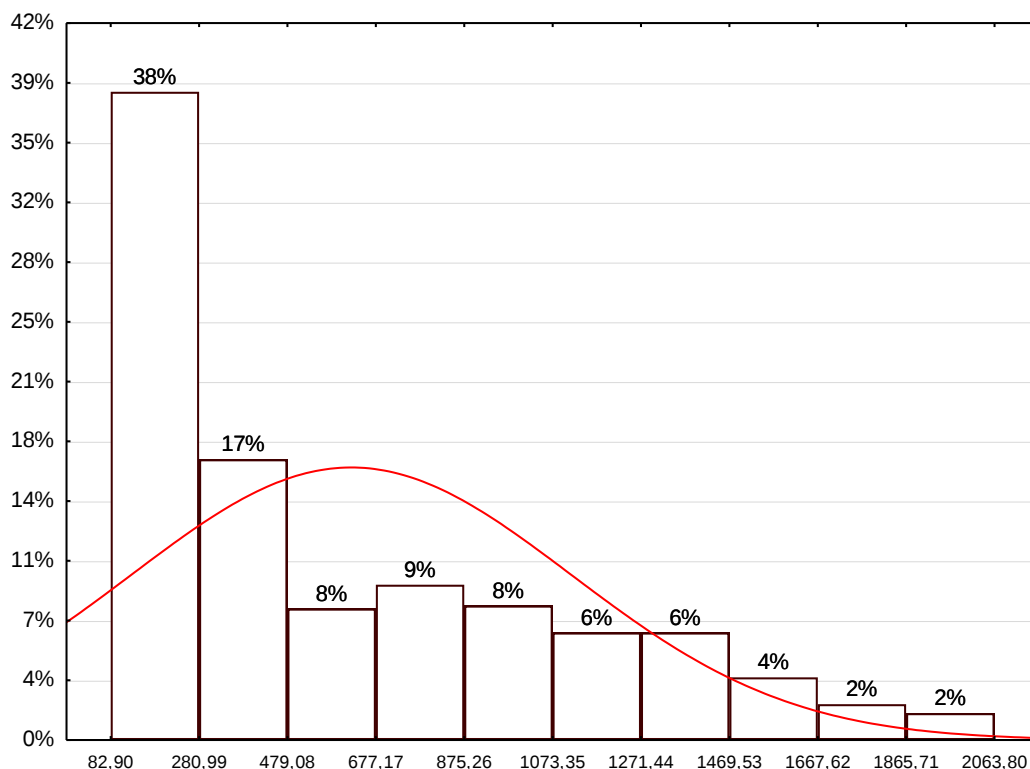


Рис. 7.10. Розмірні ряди зоопланктону у літній період, 2021 р.

Аналізуючи взаємозв'язок між розмірними рядами фітопланктону і зоопланктону у літній період встановлено, що зоопланктон всіх розмірних класів (80 – 200 мкм) найбільше тяжіє до дрібних форм фітопланктону I класу (розмірами) до 50 мкм (рис. 7.11.).

В меншому ступені зоопланктери середніх розмірів від 400 до 1500 мкм відігравали значення серед крупних клітин фітопланктону IV класу більше > 201 мкм. Серед клітин фітопланктону III розмірного класу 101–200 мкм зоопланктери від 250 мкм зустрічаються поодинокі, відповідно не маючи взаємозв'язку за розмірними показниками.

В поживі товстолобиків розмірні ряди кормових організмів значно відрізнялись від результатів відповідних досліджень у весняний період. При досягненні товстолобиками середньої маси тіла 10,4 г найбільшу частку у живленні займали організми від 5 до 35 мкм – 50%. На другому місці кормові організми були представлені розмірами від 35 до 150 мкм, що становило 44% від

загальної кількості. Крупні форми були в найменшій кількості і займали відповідно частку 5%.

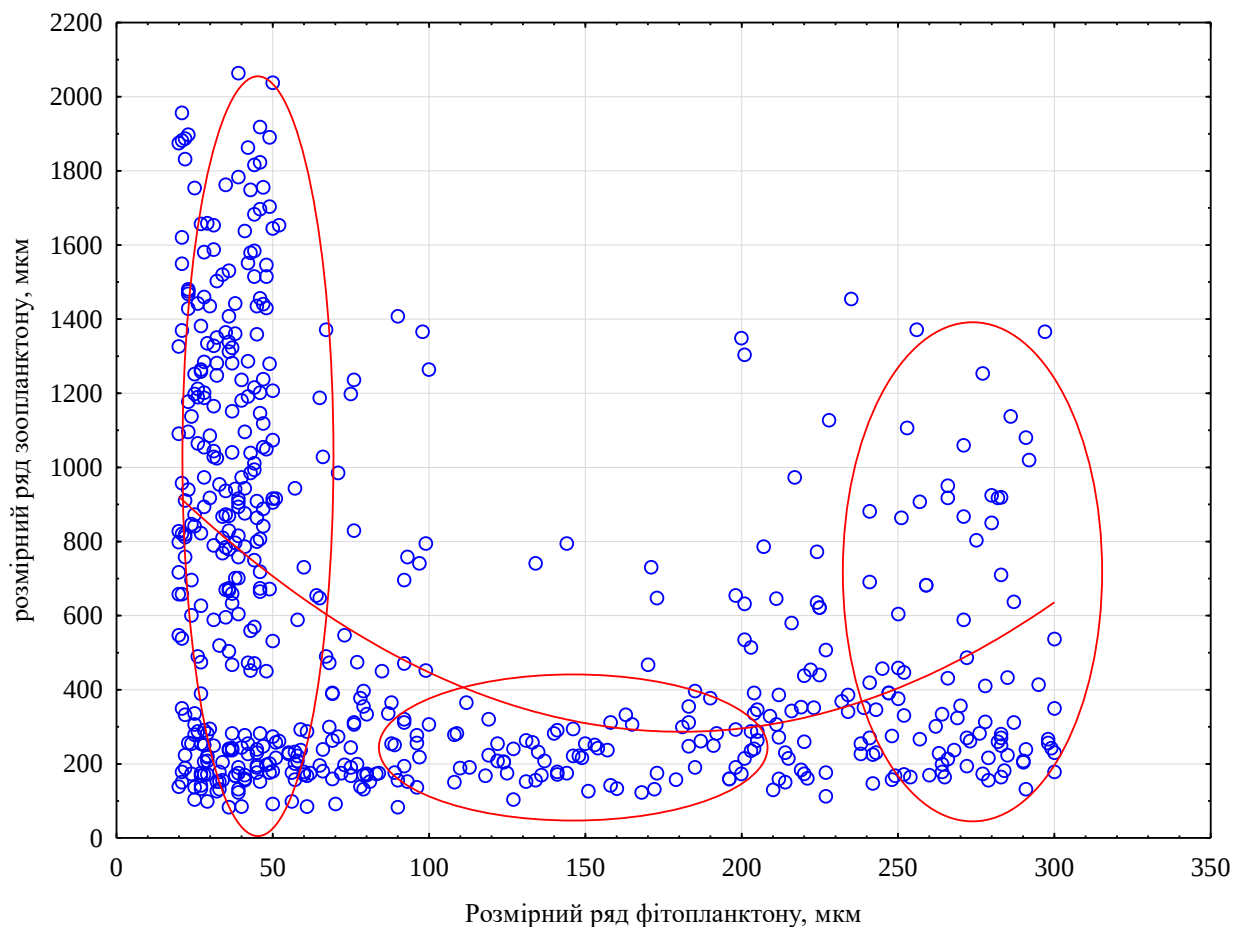


Рис. 7.11. Взаємозв'язок між розмірними рядами фітопланктону і зоопланктону у літній період, 2021 р.

Слід зазначити, що в поживі товстолобиків навесні і протягом літа представники зоопланктону займали незначну частку, яка у співвідношенні з фітопланктонними організмами за кількістю наближалася до нуля. Такий характер живлення пояснюється не вибірковістю товстолобиків до певних організмів, а залежить від концентрації зоопланктону у різних ділянках вирощувальної водойми (прибережна зона, зона малих глибин, водонапуск, водоспуск, застійні зони (рис. 7.12).

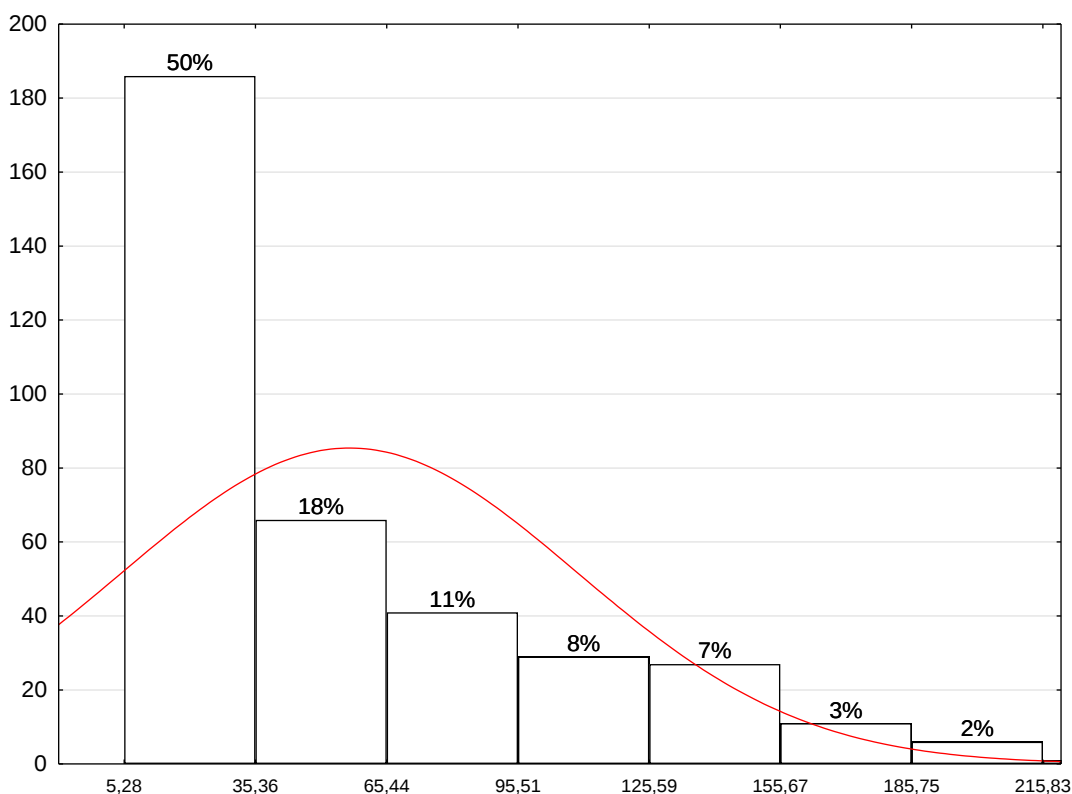
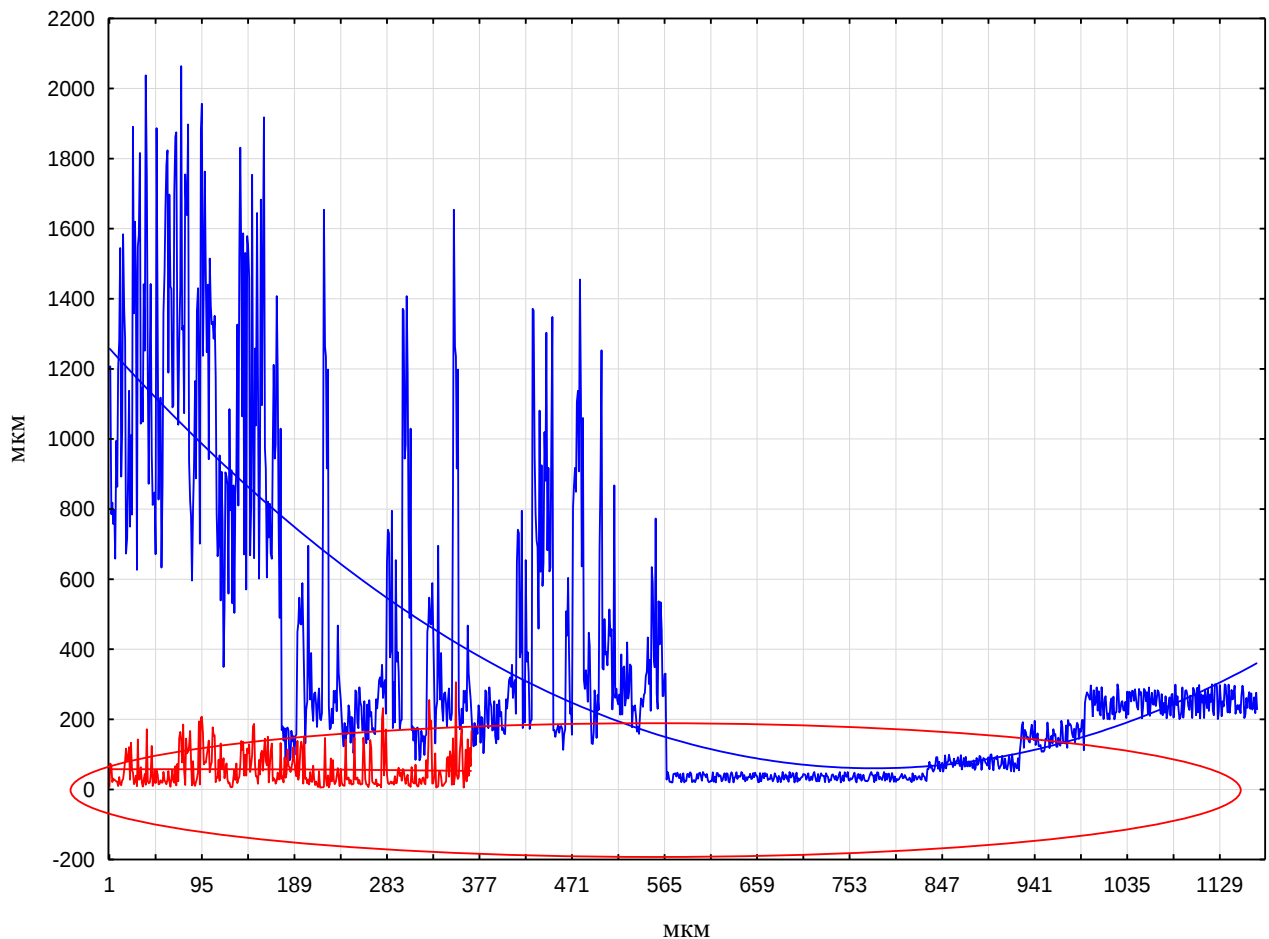


Рис. 7.12. Розмірний ряд кормових організмів в поживі товстолобиків у літній період, 2021 р.

Зважаючи на біологічні особливості товстолобиків, які ведуть пелагічний тип мешкання, очевидно, що високі біомаси зоопланктону концентруючись в мілководних прибережних і застійних зонах вирощувальних рибогосподарських водоймах недоступні для товстолобиків і майже не відіграють значення у живленні.

Для наочності залежність розмірних рядів планктонних кормових організмів від їх розмірів у поживі товстолобиків в літній період представлені на рисунку 7.13.

Аналіз розмірних рядів планктонних кормових організмів у вирощувальних рибогосподарських водоймах і в поживі товстолобиків свідчить про широкий діапазон в подібності поживи за розмірами клітин фітопланктону і зоопланктону від 5,28 мкм до 306,06 мкм при середньому значенні 56,61 мкм.



- розмірні ряди фіто- і зоопланктону в поживі товстолобиків;
- розмірні ряди фіто- і зоопланктону в кормовій базі рибогосподарських водойм

Рис. 7.13. Взаємозв'язок між розмірними рядами фіто– і зоопланктону з розмірним рядом кормових організмів в поживі товстолобика у літній період, 2021 р.

Важливо, що при цьому організми більше 300 мкм майже не зустрічалися в поживі товстолобиків. Наприкінці вересня середня маса товстолобиків коливалась в широких межах від 11,9 до 36,12 г, становлячи в середньому по рибогосподарським водоймам 18,47 г, що є нижче нормативного показнику – 25 – 30 г [65]. При цьому абсолютні прирости по рибогосподарським водоймам коливалися від 1,1 до 18,3 г складаючи в середньому 6,68 г. Низькі показники приростів обумовлені характером живлення і якісною характеристикою

кормових організмів у вирощувальних рибогосподарських водоймах за розмірами.

Розмірний ряд фітопланктону в осінній період відзначався найбільшою часткою за кількістю фітопланктонних угруповань в діапазоні від 20 до 100 мкм коливаючись відповідно від 15 до 30%, що відповідає I і II класу водоростей, складаючи в цій групі 62% (рис. 7.14).

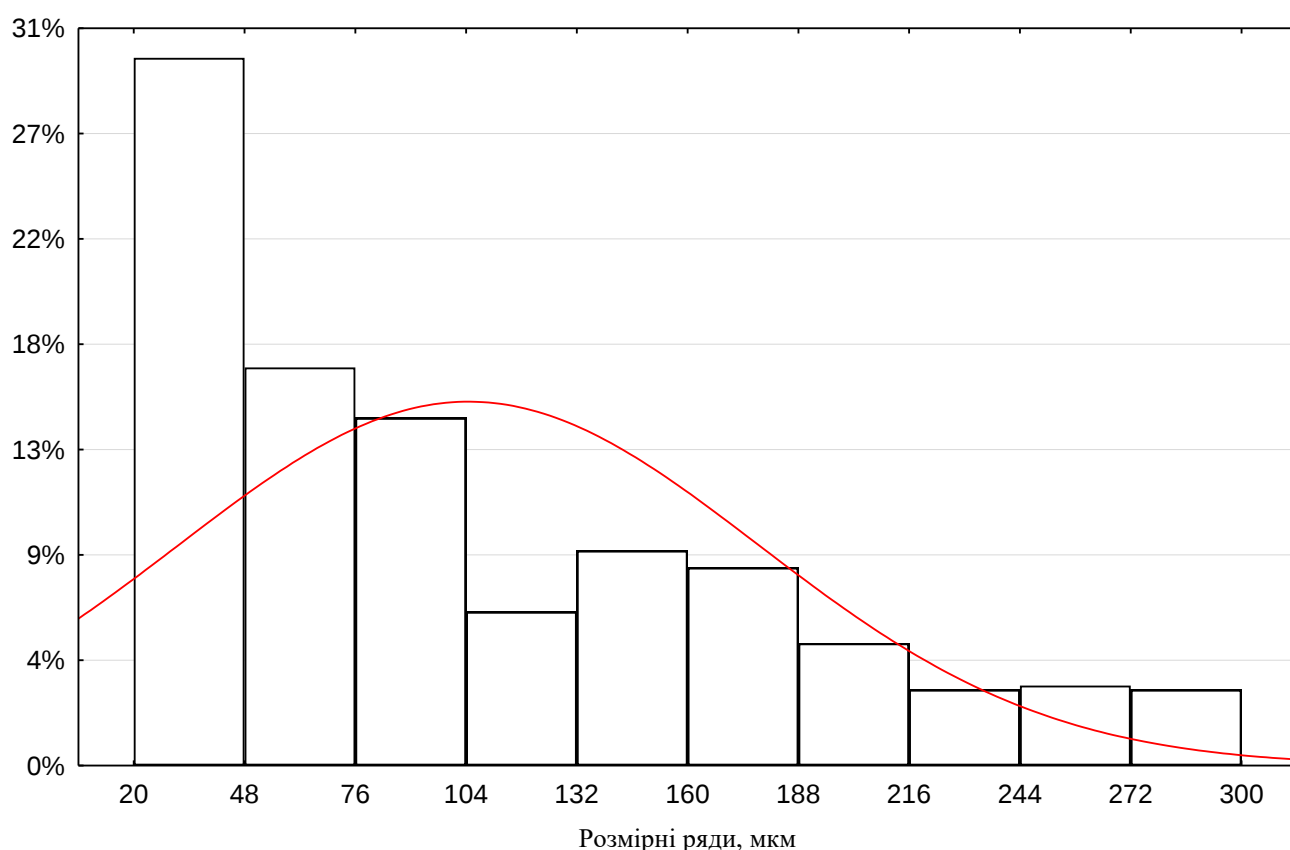


Рис. 7.14. Розмірний ряд фітопланктону в осінній період, 2021 р.

На другому місці виступали дрібноклітинні представники фітопланктону III класу до 200 мкм, становлячи 28%. В найменшій кількості у кормовій базі зустрічались крупні форми водоростей IV класу – 9%. В середньому розміри клітин фітопланктону вирощувальних рибогосподарських водойм в осінній період становив 104,13 мкм.

Розмірні ряди зоопланктону в осінній період майже ідентичні літньому. Найбільше значення мають дрібні форми зоопланктону від 70 до 170 мкм складаючи частку 40% (рис. 7.15.).

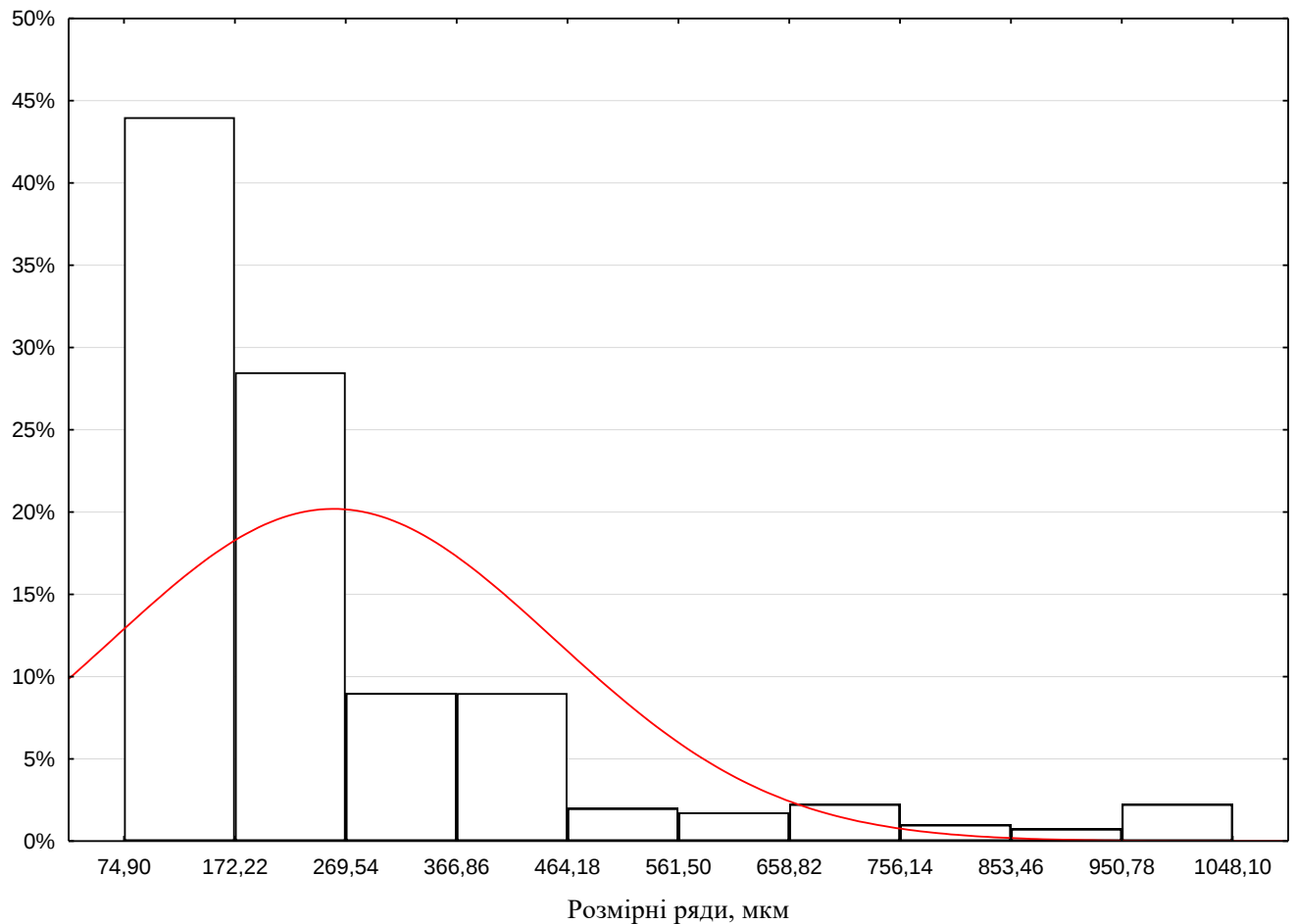


Рис. 7.15. Розмірний ряд зоопланктону в осінній період, 2021 р.

Зоопланктери від 170 до 270 мкм складали 28%. Середні за розмірами форми зоопланктону від 270 до 460 мкм складали 18%. Внесок крупного зоопланктону від 460 до 1050 мкм коливався від 1 до 2%.

Взаємозв'язок концентрацій розмірних рядів фітопланктону і зоопланктону в осінній період демонструє найбільшу концентрацію дрібних і середніх за розміром форм зоопланктону від 70 до 250 мкм в діапазоні розмірного I і II класу фітопланктону від 20 до 100 мкм (рис. 7.16.).

На другому місці розмірний ряд зоопланктону від 270 до 500 мкм концентруються в середньому діапазоні розмірних груп водоростей I і III класу від 20 до 200 мкм. Найменше розсіяні про всім розмірним рядам зоопланктери від 500 до 1700 мкм охоплюючи весь діапазон розмірних груп I – IV класу фітопланктону.

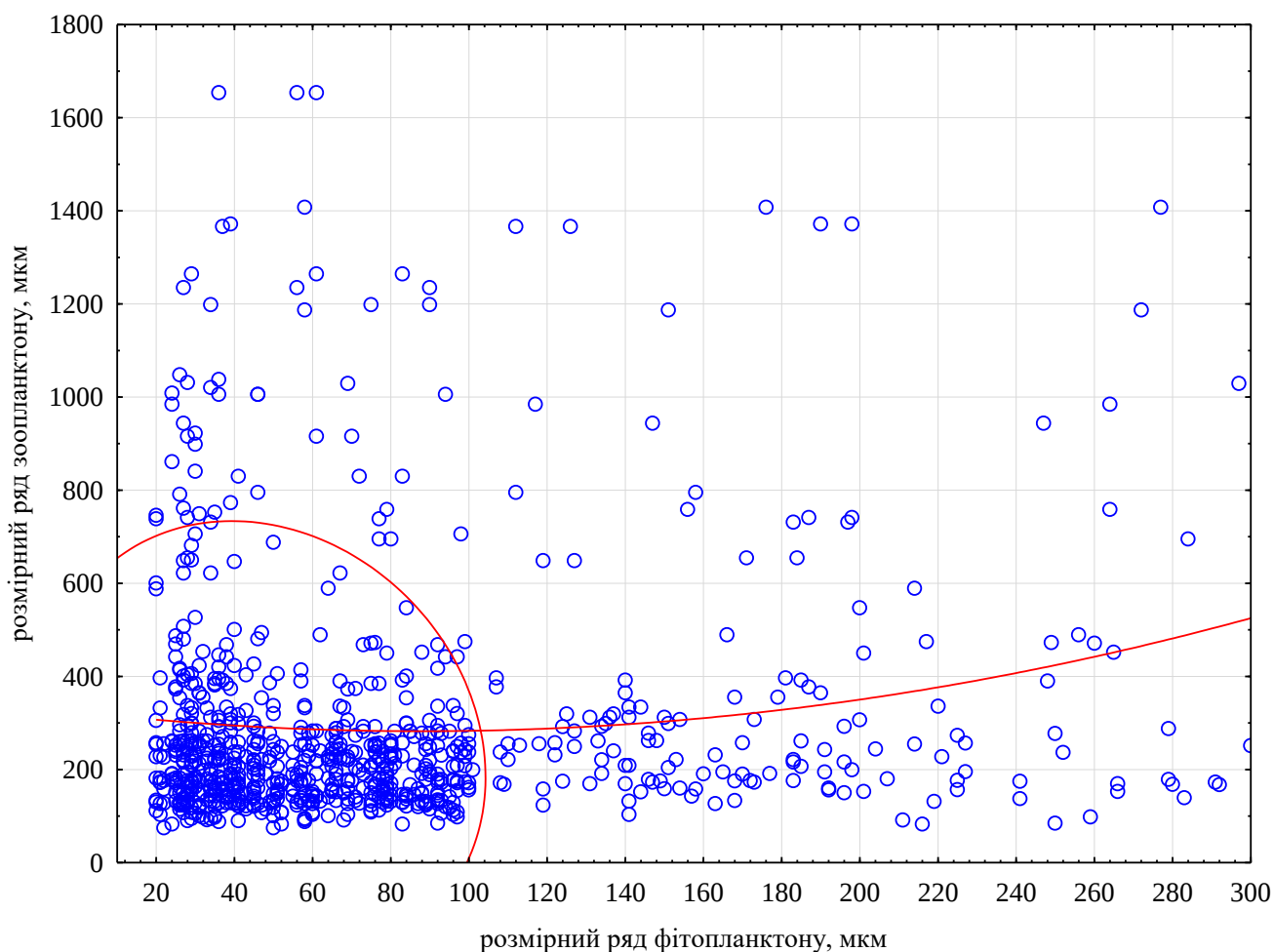


Рис. 7.16. Взаємозв'язок концентрацій між розмірними рядами фітопланктону і зоопланктону в осінній період, 2021 р.

В товстолобиків осіннього періоду відзначено живлення відповідно до розмірних рядів фіто– і зоопланктону на фоні концентрацій біомаси кормових організмів, які в цей період за фітопланктоном найбільші і коливаються від 20,03 до 102,54 г/м³ (рис. 7.17.).

Таким чином, формується негативна ситуація, яка характеризується надмірними біомасами фітопланктону, які погіршують якість води провокуючи низькі концентрації кисню і випадки задухи риб у нічний час, швидкість окиснювально–відновлювальних процесів, надмірне утворення розкладених решток відмерлої органічної речовини у воді і в поживі товстолобиків на фоні низької вгодованості, збільшення голодного обміну, зниження жирності, що в

результаті зменшує компенсаторні властивості зарибку для осінньої інтродукції в пониззя Дніпра.

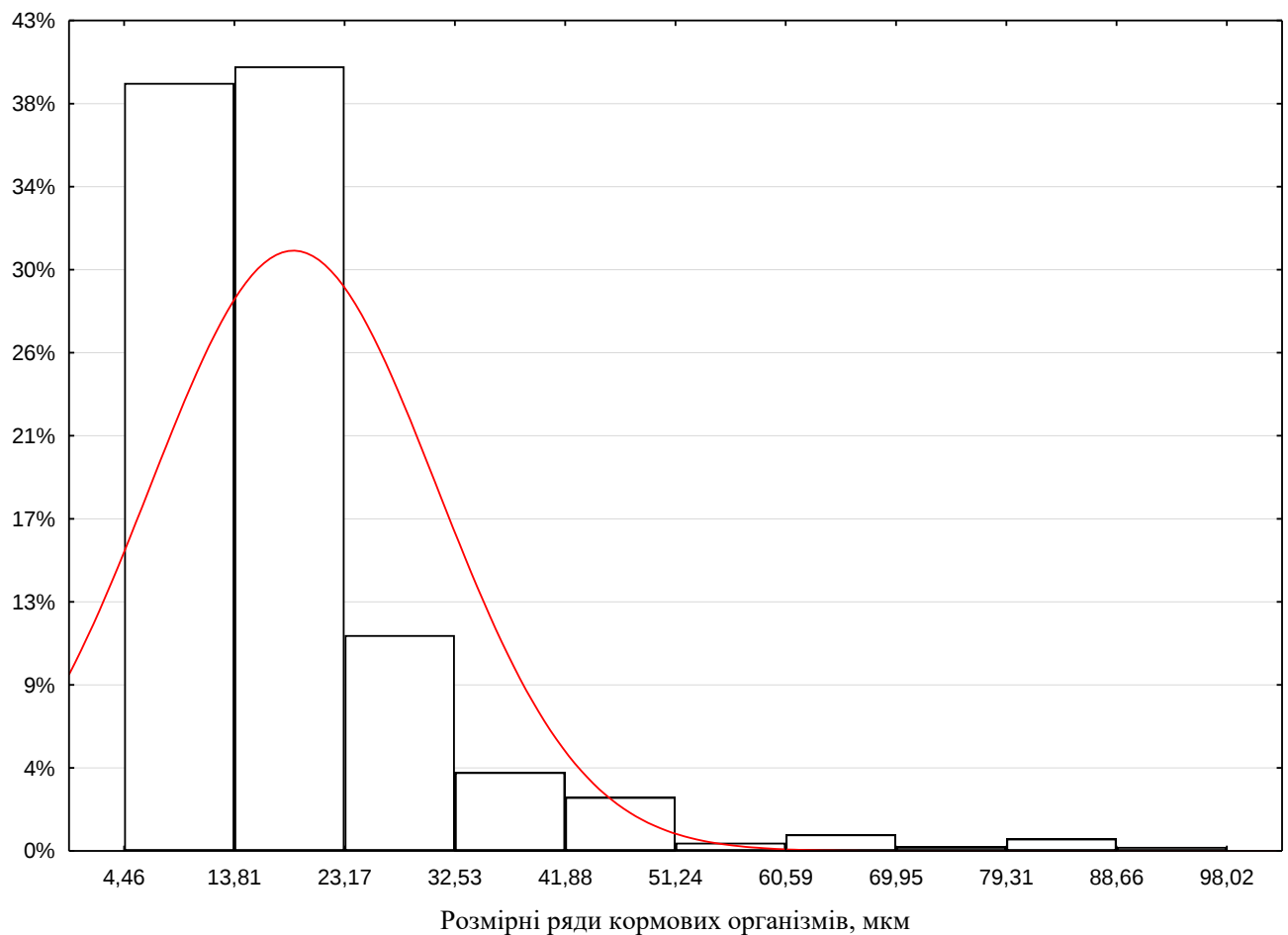
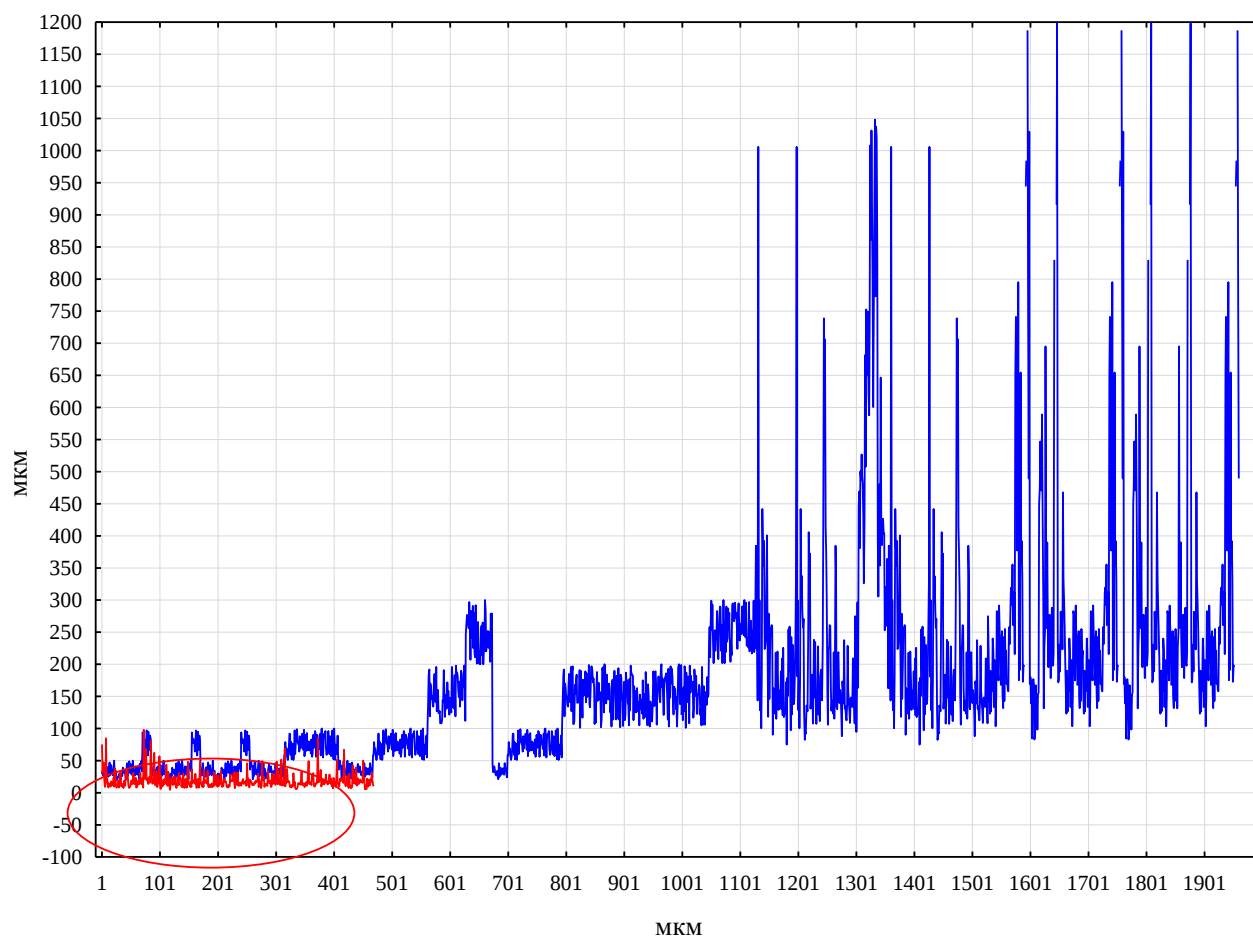


Рис. 7.17. Розмірний ряд кормових організмів в поживі товстолобиків в осінній період, 2021 р.

Майже 97% фітопланктону в поживі товстолобиків представлений дрібними клітинами I класу водоростей до 50 мкм, з яких найбільша частка клітин від 4,46 до 13,81 мкм займали частку 39% і від 13,81 до 23,17 – 40%. Такі розмірні класи характерні переважно для ценобіальних і зелених водоростей, які в цей період мають інтенсивний розвиток і високі біомаси у складі фітопланктону. Взаємозв'язок між розмірними класами фіто– і зоопланктону із поживою товстолобиків в осінній період пересікається в діапазоні від 20 до 100 мкм (рис. 7.18.).

Таке явище обумовлено майже однорідним спектром живлення за розмірними класами кормових об'єктів, що ми пояснюємо не тільки

домінуванням цієї розмірної групи в кормовій базі, а і особливостями фільтраційного апарату товстолобиків.



— розмірні ряди фіто- і зоопланктону в поживі товстолобиків;

— розмірні ряди фіто- і зоопланктону в кормовій базі рибогосподарських водойм

Рис. 7.18. Взаємозв'язок між розмірними рядами фіто- і зоопланктону з розмірним рядом кормових організмів у поживі товстолобика в осінній період, 2021 р.

Спектр живлення товстолобиків представлений вузьким діапазоном мілких клітин в основному до 50 мкм, що майже не пересікалось із розмірними групами фіто- і зоопланктону в кормовій базі вирощувальних рибогосподарських водойм осіннього періоду з розмірними рядами вище 100 мкм.

7.6. Роль морфофункціональних особливостей зябрового апарату в живленні товстолобиків

7.6.1. Гібридизація товстолобиків

Ставове рибництво є основним напрямком рибогосподарської діяльності на внутрішніх водоймах України. Разом з тим, в останні десятиліття, ставова аквакультура, як і вся рибна галузь України, зазнала істотних труднощів, властивих періоду переходу до ринкових відносин. В результаті, протягом першої половини 90-х років минулого століття, переважна більшість ставових рибницьких підприємств під впливом об'єктивних факторів лімітуючого характеру, були змушені відмовитись від застосування повного обсягу інтенсифікаційних заходів, і, в першу чергу, від годівлі риби якісними комбікормами, витрати на закупівлю яких не виправдовувались коштами, одержаними від реалізації продукції. Такий вимушений прискорений перехід до низьковитратних форм ведення господарства з обмеженим рівнем інтенсифікації рибництва виявився не прикріпленим певною мірою до відповідної нормативно-технічної бази, що додатково ускладнило ситуацію. Як наслідок, відбулось різке зменшення обсягів вирощування ставової риби, скоротився асортимент, знизилась якість рибопосадкового матеріалу і товарної продукції [119].

Застосування полікультури у вирощувальних рибогосподарських водоймах тісно пов'язано з продуктивністю кормових гідробіонтів різних трофічних ланок і спектром живлення вирощуємих риб з тим розрахунком, щоб максимально використовувати кормові ресурси і отримати максимально високу рибопродуктивність. Такий принцип обумовлює сумісне вирощування рослиноїдних планктофагів – товстолобиків, амуру і коропа. При цьому штучний іхтіоценоз ґрунтується на розходженні спектрів живлення, але сучасна полікультура не повинна сприйматися фахівцями в якості своєрідного ідеалу, який забезпечує оптимальне використання кормової бази [342]. До того ж, розглядаючи сумісне вирощування, важливо мати уявлення про забезпечення

риб кормовими гідробіонтами в період раннього постембріогенезу, де всі коропові мають майже однаковий спектр живлення, і малькового періоду, коли риби споживають притаманні для їх виду кормові об'єкти. Відповідно до нормативів, якісний рибопосадковий матеріал, після періоду вирощування повинен мати коефіцієнт вгодованості не менше 2,7 при стандартній масі цьоголіток 25 – 30 г, вміст жиру 1,5 – 2% [346].

Зважаючи на основну частку в полікультурі товстолобів, яка може становити до 85%, необхідним є визначення їх головних біологічних критеріїв, які відповідають за якість рибопосадкового матеріалу, а саме лінійно–вагові показники, ступінь наповнення кишечника, вгодованість, жирність.

Білий товстолобик споживає переважно фітопланктон, починаючи з тритижневого віку [127]. До цього часу, не досягши довжини 15 мм, надає перевагу мілким формам планктонних ракоподібних, коловерткам, крупним водоростям. У харчових грудках зустрічаються усі відділи водоростей, не зважаючи на певну селективність живлення, яка перш за все визначається розмірами їх клітин, що легко затримуються фільтраційним апаратом зябер.

Строкатий товстолобик потребує для нормального росту достатнього розвитку зоопланктону в межах 3 – 5 г/м³. Лише при недостатчі його примусово переходить на харчування водоростями і детритом. Гібрид білого і строкатого товстолобиків мало чим відрізняється від батьківських форм і має ознаки кожного з видів. Зябровий апарат гібридів здатен відфільтровувати як мілкі, так і крупні форми водоростей [92; 94]. В рибогосподарських водоймах, де застосовується годівля коропа, обидва види можуть споживати завислі у товщі води пиловидні фракції комбікорму. За темпами росту строкатий товстолобик не поступається білому, а в деяких випадках може переважати його. Гібридні форми товстолобиків мають проміжний характер харчування і при зариблені водойм можуть заміщати третину розрахункової кількості кожної з батьківських форм.

Протягом останніх десятиріч, в процесі рибогосподарської експлуатації рослиноїдних видів риб на рибовідтворювальних заводах півдня України, збільшення чисельності маточних стад забезпечувалась за рахунок штучно

отриманих личинок. Велика плодючість самиць призвела до того, що плідники білого і строкатого товстолобиків, отримані від потомства 1 – 2 самок, значним чином підвищили рівень інбридинга і зменшили генотипічну мінливість. В умовах виробничих потужностей часто відбувається схрещування між білим (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) і строкатим товстолобиками (*H. nobilis* Rich.), що призвело до значної гібридизації рибопосадкового матеріалу. Міжвидова гібридизація і наступна інтрогресія між білим і строкатим товстолобиком потенційно можуть мати негативні наслідки для маточних і ремонтних стад, а також для ефективності їх використання в пасовищній аквакультурі. Але, в той же час, ефект гетерозису для потомства білого і строкатого товстолобиків вивчений в недостатньому ступені, що може мати позитивний ефект для рибного господарства за рахунок підвищеної життєздатності і продуктивності в порівнянні з вихідними батьківськими формами [255].

Дослідження по з'ясуванню можливостей покращення господарсько корисних якостей білого і строкатого товстолобиків шляхом гібридизації проводились в Китаї і Індії. В 1963 році в риборозпліднику Краснодарського краю були проведені досліді по схрещуванню білого і строкатого товстолобиків і вирощуванню їх в рибогосподарських водоймах (Віноградов В.К., Єрохіна Л.В., 1964), в результаті яких були встановленні відмінності, як по морфології, так і по характеру живлення, що пов'язано з будовою фільтраційного апарату в обох видів товстолобиків і їх гібридів [91]. За результатами досліджень Воропаєва Н.В. (1968), велике значення мають проміжки між тичинками і площа фільтрації [105]. У білого товстолобика проміжок між тичинками зі зміною маси від 4 до 2000 г практично залишається постійним (в середньому 20 – 25 мкм); у строкатого товстолобика при збільшенні маси від 20 до 2000 г відбувається збільшення проміжків між тичинками від 20 до 60 мкм; у гібридів також спостерігається збільшення цього проміжку від 20 до 40 мкм. Крім відмінностей в будові фільтраційного апарату маються відмінності в довжині кишечника.

Відносна довжина кишечника до довжини тіла у білого товстолобика 6 – 8 г складає 4,3 – 5,9%, строкатого – 4,1 – 4,6%. Зі збільшенням маси риб до 20 – 30

г це відношення збільшується у білого до 6,5 – 7,2%, у строкатого до 5,1 – 5,5%. У гібридів вагою 10 – 12 г відношення становить 4,6 – 5,4%, а вагою 12 – 15 г складає 6,5 – 7,3%, тобто є більшим, ніж у білого товстолобика.

При масі цьоголітків в 5 – 8 г проміжок між тичинками в обох видів товстолобиків і їх гібридів практично однаковий – 20 мкм, вони однаково відфільтровують організми, а їх харчовий спектр складається на 60 – 70% із форм фітопланктону і на 30 – 40% детрита, значно рідше зустрічаються коловертки і ракоподібні.

При домінуванні у воді *Cyanobacteria* водоростей у цьоголіток всіх форм товстолобиків масою 5 – 8 г якісний і кількісний склад харчової грудки суттєво не відрізняється. Зелені водорості у білого, строкатого товстолобика і їх гібридів складають 0,01 – 0,05%, синьозелені – 76,7 – 83,5%, детрит – 5,1 – 11,8%, зоопланктон – 4,7 – 17,1% [105; 106]. Як видно, при інтенсивному цвітінні синьозелених водоростей вони домінують в харчовому спектрі всіх форм товстолобиків. Воропаєв Н.В. (1968, 1970) приводить деякі рибоводні показники гібридів товстолобиків [105; 106]. Вирощування цьоголітків білого, строкатого товстолобиків та їх гібридів в рибогосподарських водоймах з кормовою базою 0,6 – 0,7 мг/дм³ фітопланктону і 0,3 – 0,7 мг/дм³ зоопланктону в шести варіантах дали висновки, в результаті яких було встановлено, що виживання личинок, цьоголіток і дволіток у гібридів вище, ніж у білого і строкатого товстолобиків. Збільшення рибопродуктивності у гібридів пояснюється не тільки високою виживаністю, але й збільшенням середньої ваги цьоголіток у порівнянні з материнськими формами. У водоймах, де біомаса фітопланктону і детриту коливалась в межах 0,5 – 1,0 мг/дм³, а біомаса зоопланктону 0,2 – 1,0 мг/дм³, строкатий товстолобик завжди відставав у рості від білого і гібридів. Очевидно, в рибогосподарських водоймах і інших водоймах з подібною кормовою базою доцільніше вирощувати білого товстолобика і гібридів (Воропаєв, 1968) [105]. Проведенні дослідження свідчать про характерну пластичність у живленні білого, строкатого та гібридів товстолобиків при відсутності їх улюблених кормових організмів, яка характеризується споживанням перефітону,

планктонних і донних водоростей, детриту, відмерлої завислої речовини [79].

У цьому зв'язку особливого значення набуває функціональна морфологія зябрового фільтраційного апарату в живленні товстолобиків. Для визначення ролі зябрового апарату при вирощуванні цього літої гібридів товстолобика у вирощувальних рибогосподарських водоймах визначали лінійно–вагові показники, ступінь наповнення кишечника, вгодованість, жирність, механічну вибірковість і зміни в будові зябрового фільтраційного апарату протягом періоду вирощування, порівнювали розмірний склад кормових організмів у рибогосподарських водоймах і харчовій грудці, визначити оптимальні розмірні класи водоростей для встановлення порогу продуктивного періоду вирощування і удосконалення технологічної схеми вирощування рибопосадкового матеріалу.

За результатами проведених досліджень Данченко А.Д. [128], різниці у будові зябрового апарату личинок білого і строкатого товстолобиків не виявлено. У віці 10 – 12 діб при масі 30 – 50 мг зяброві тичинки починають видовжуватися і приймають гребінчасту форму. Тичинки в обох видів не зрощені, вільні. З подальшим ростом гребінчаста форма зябрових тичинок у строкатого товстолобика зберігається. У білого товстолобика, при досягненні маси 5 – 10 г між тичинками з'являються товсті і тонкі перегородки, котрі разом із зябровими тичинками утворюють своєрідне сито – цедильну пластину.

7.6.2. Вплив зябрового апарату на елективність живлення

Проведенні дослідження з морфології зябрового апарату товстолобиків у вирощувальних рибогосподарських водоймах свідчить про відсутність товстих і тонких перегородок, котрі утворюють цедильну пластину, що окремо доводить наявність лише гібридів товстолобиків в різному ступені наближених як до білого, так і до строкатого, які ми об'єднуємо в єдину групу – товстолобики (рис. 7.19.).

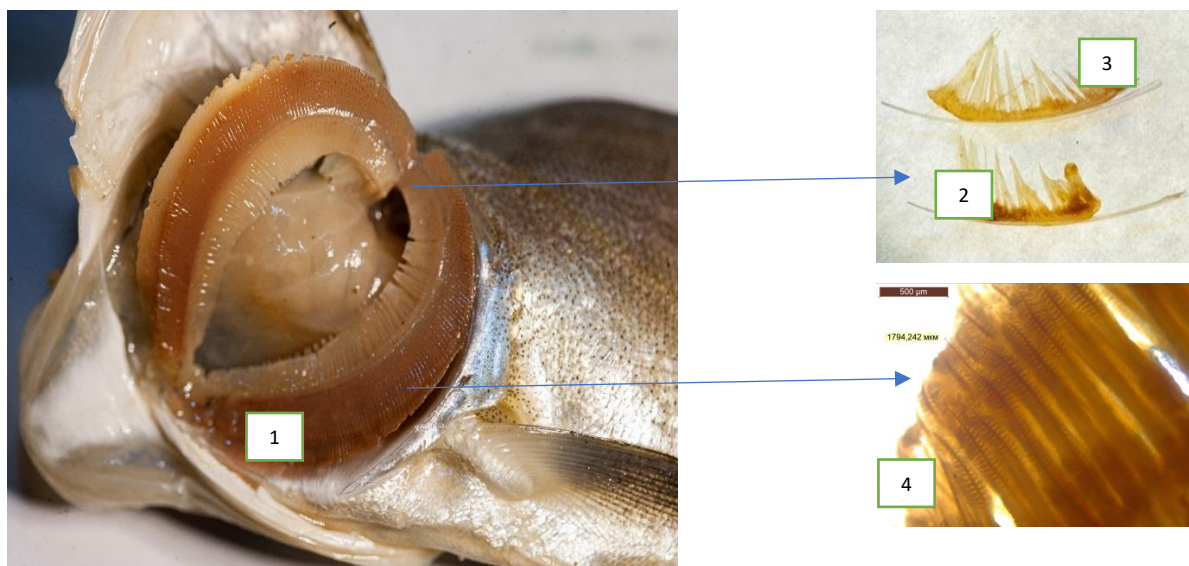


Рис. 7.19. Будова зябрового апарату товстолобиків: 1) зябровий апарат; 2) хрящовий стержень – зяброва дуга; 3) зяброві тичинки; 4) зяброві пелюстки

Аналіз живлення товстолобиків вирощувальних рибогосподарських водойм з різним ступенем розвитку кормових організмів показав, що розмірний склад фітопланктону в харчовій грудці коливається у широких межах від 1,25 до 306,06 мкм (табл. 7.16).

Таблиця 7.16. Розмірний склад фітопланктону в харчовій грудці товстолобиків, мкм

Період	Середнє	Мінімум	Максимум	Ст. відхилення	Cv (коэф. варіації)	Ст. похибка
Весна	32,94	1,25	207,63	20,66	62,72	0,40
Літо	56,60	5,28	306,06	51,85	91,60	2,69
Осінь	18,73	4,45	98,01	12,10	64,63	0,55

Навесні фітопланктон в поживі товстолобиків при досягненні середньої маси 4 г складав у середньому 32,94 мкм, коливаючись в широких межах від 1,25 до 207,63 мкм, що пояснюється з одного боку наявністю певних розмірних груп клітин фітопланктону у кормовій базі, а з іншого – міжтичинковими проміжками, які у цьому віці становили 16 – 25 мкм.

У товстолобиків літнього періоду середньої маси 10,4 г міжтичинкові проміжки коливались від 40 до 55 мкм. В цей період середні розміри водоростей у поживі товстолобиків складали 56,60 мкм, коливаючись від 5,28 до 360,06 мкм, що було максимальним показником протягом усього періоду вирощування.

Оскільки міжтичинкові проміжки з віком у товстолобиків змінюються, можна зробити висновок, що величина і визначає для нього поріг доступності водоростей за розміром, що наочно демонструють розмірні групи водоростей у поживі товстолобиків весняного і літнього періодів, коли відбувається збільшення в поживі розмірів водоростей зі збільшенням міжтичинкових проміжків.

Восени міжтичинкові проміжки складали від 41,31 до 82,13 мкм, відповідно поріг розмірних класів водоростей у поживі за рахунок фільтраційного апарату повинен збільшуватись (рис. 7.20.).

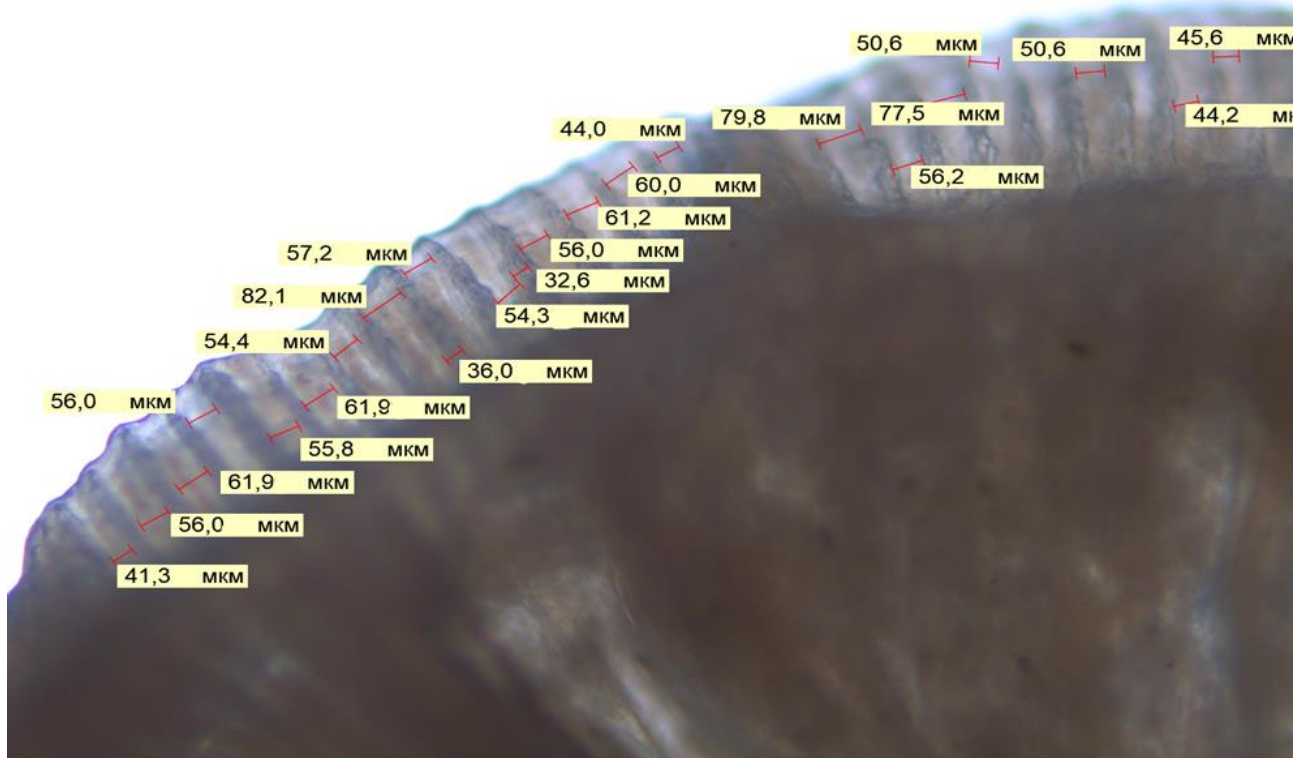


Рис. 7.20. Міжтичинкові проміжки зябрового апарату товстолобиків

З огляду на це виникає питання залежності розмірних класів водоростей від міжтичинкових проміжків зябрового апарату, де необхідно звернути увагу на

якісний і кількісний склад фітопланктону в кормовій базі вирощувальних рибогосподарських водойм у весняний період. Оскільки розмірний ряд фітопланктону в осінній період відзначається найбільшою часткою за кількістю в діапазоні від 20 до 100 мкм, складаючи в цій групі 62%, фільтраційний апарат товстолобиків відіграє другорядне значення, а отже виникає проблема вибіркового відношення до улюблених видів, яке залежить не тільки від розмірів, але і від їх наявності у кормовій базі. Таким чином, важливого значення набувають основні біологічні показники товстолобиків у різні періоди вирощування (лінійно–вагові показники, живлення), що в технології виробництва високоякісного рибопосадкового матеріалу для подальшої інтродукції у ДБЕС набуває виключного значення.

Слід відзначити, що товстолобики мають високу пластичність в живленні, що характеризується переходом на живлення детритом і завислою відмерлою органічною речовиною. Але це значним чином відображається на інтенсивності росту, масонакопиченні, вгодованості, жирності, які характеризують якісні показники рибопосадкового матеріалу.

7.7. Результати вирощування рибопосадкового матеріалу

Відомо, що збільшення органічної і погіршення санітарно–екологічного стану вирощувальних рибогосподарських водойм негативно відображається на інтенсивності споживання їжі, прирості іхтіомаси, вгодованості. Забруднення води органічними речовинами негативно впливає на гідрохімічний режим, що супроводжується збільшенням лужності, окиснюваності води, хлоридів, сульфатів і солей азоту. До того ж в кінці липня початку серпня температурний режим рибогосподарських водойм найбільш сприятливий для інтенсивного росту і масонакопичення рибопосадкового матеріалу, але поряд з цим створюються напружені умови водного середовища за гідрохімічними показниками, особливо за газовим режимом, який супроводжується

довготривалими низькими концентраціями кисню у воді, зменшуючись нижче 3,0 мг/дм³ [112].

Ріст риби спостерігався за допомогою контрольних обловів, які проводили дрібно–чарунковим знаряддям лову. При цьому визначали середню масу окремо для кожного виду риби. Виконувались іхтіопатологічні обстеження, розтин риби, аналіз вмісту шлункового тракту, що давало можливість слідкувати за ростом риби (табл. 7.17.). Аналіз лінійно–вагових показників цьоголітньої молоді у вирощувальних рибогосподарських водоймах в червні місяці свідчить про нормативні і наднормативні показники росту і масонакопичення коропових видів риб в цей період. Найбільшу середню масу товстолобики демонстрували у рибогосподарських водоймах №10, №12 і №13 складаючи відповідно від 11,8 до 20,3 г. По іншим рибогосподарським водоймам середня маса товстолобиків не мала значних коливань і в середньому складала від 8 до 11 г. За відношенням середньої маси до промислової довжини була встановлена вгодованість за Фультон на рівні 1,2 – 2,2, що свідчить про достатню забезпеченність природними кормами у вигляді фіто– і зоопланктону.

Середня маса товстолобиків коливалась в широких межах від 11,9 до 36,12 г, становлячи в середньому по рибогосподарським водоймам 18,47 г. Короп у вирощувальних рибогосподарських водоймах I–го порядку демонструє високі показники лінійного росту на рівні 10,7 – 12,3 см. Коливання середньої маси від 29,5 до 41,6 г. (рис. 7.21.). Вгодованість на достатньому рівні складала відповідно по рибогосподарським водоймам від 1,7 до 2,3 за Фультон. Проведений аналіз лінійно–вагових показників у вирощувальних стравах в серпні місяці свідчать про значне накопичення маси і збільшення лінійного росту в порівнянні з липневими показниками. При цьому лінійні розміри збільшились до 13,2 см. Вгодованість за місяць нагулу зменшалась до 0,9 – 1,7 за Фультон, що ми пов'язуємо із зменшенням видового різноманіття мікроскопічних водоростей в цей період і збільшення(м) у планктоні представників мілких зелених водоростей з об'ємами клітин менше 50 мкм на фоні збільшення зябрового апарату та зменшення його фільтраційної здатності для формування харчової грудки.

Таблиця 7.17.

Основні біологічні показники цьоголіток у рибогосподарських водоймах протягом періоду вирощування

		15.07.2022 р.		15.08.2022 р.				15.09.2022 р.				31.10.2022 р.			
		Середня маса, г	l, см	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодованість за Фультон	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодованість за Фультон	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодованість за Фультон
№1	Товстолобик	5,5	5,2	8,6	7,9	108,5	1,7	13,06	9,3	89,2	1,6	18,2	11,7	11,6	1,3
	Сазан(короп)	21,8	6,7	35	10,8	155,8	2,8	51,3	13,3	124,5	2,2	53,9	14,2	194,8	1,9
№2	Товстолобик	6,5	5,1	11,1	8,7	124,7	1,7	16,2	9,5	0,0	1,9	18,3	10,5	90,7	1,6
	Сазан(короп)	28,9	8,5	41,6	12,3	168,3	2,2	53,9	14,2	205,3	2,0	77,3	15,8	108,7	2,0
№3	Товстолобик	6,0	5,5	10,8	8,5	123,5	1,8	11,9	9,4	80,7	1,4	16,5	11,0	20,2	1,2
	Сазан(короп)	15,8	6,6	32,3	11	286,4	2,4	43,5	12,2	158,0	2,4	56,8	14,0	128,3	2,1
№4	Товстолобик	5,0	4,1	9,5	7,8	175,4	2,0	14,3	11	25,2	1,3	17,8	12,5	33,6	1,3
	Сазан(короп)	14,5	4,9	31,6	10,7	221,5	2,6	35,3	12	109,4	2,3	49,5	13,0	68,2	2,3
№5	Товстолобик	6,5	6,0	10,1	9,4	72,6	1,2	12,5	10,5	130,0	1,1	18,5	11,5	46,2	1,3
	Сазан(короп)	19,5	6,3	36	11,6	173,6	2,3	38,15	12,5	113,2	2,0	40,1	12,7	146,1	2,0
№6	Товстолобик	5,3	4,8	9,4	8,5	99,3	1,5	13,9	10	103,6	1,4	17	11,0	31,4	1,3
	Сазан(короп)	17,5	6,3	30,7	12,5	188,2	1,9	33,4	12	129,5	2,3	50,2	13,0	79,7	2,3

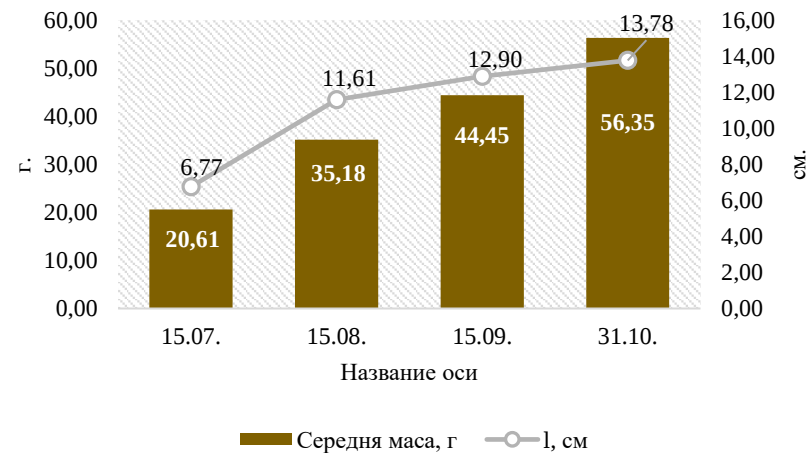
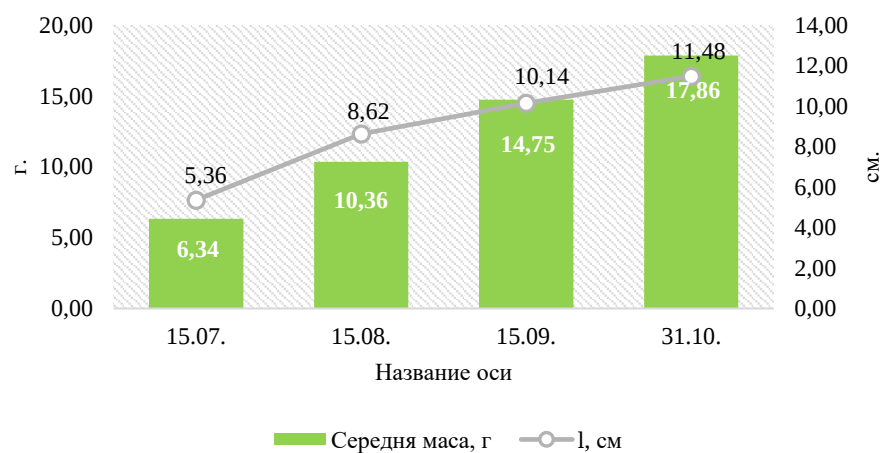
продовження таблиці 7.17.

№ ставу	Вид риби	15.07.2022 р.		15.08.2022 р.				15.09.2022 р.				31.10.2022 р.			
		Середня маса, г	l, см	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодівність за Фультон	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодівність за Фультон	Середня маса, г	l, см	Загальний індекс наповнення кишечника, ‰	Q, вгодівність за Фультон
№7	Товстолобик	6,5	5,0	10,2	7,8	137,3	2,1	15,2	10,5	87,7	1,3	17,7	11,2	41,4	1,3
	Сазан(короп)	14,6	5,9	29,5	12	127,1	1,7	35,8	13	115,2	1,6	48,8	13,5	214,1	2,0
№8	Товстолобик	4,5	4,1	9,2	7,1	170,2	1,9	12,3	10,6	23,2	1,1	16,9	11,5	30,4	1,2
	Сазан(короп)	25,5	8,0	35	11	250,0	2,6	40,4	12,2	120,7	2,2	47,6	13,5	155,5	1,9
№9	Товстолобик	5,5	4,6	9,9	8,3	127,9	1,7	13,8	10,2	168,1	1,3	18,1	11,5	94,2	1,2
	Сазан(короп)	27,6	8,6	39,5	12,3	231,0	2,1	55,5	14	141,9	2,0	65,5	14,2	165,9	2,4
№10	Товстолобик	7	5,3	11,8	9	158,2	1,6	13,1	10	104,3	1,3	18,2	11,2	72,2	1,3
	Сазан(короп)	28,4	8,7	39	12	153,8	2,3	48,5	13	56,2	2,2	54,78	13,2	220,6	2,4
№12	Товстолобик	7,4	7,0	10	9,5	125,0	1,2	13,3	10,8	80,8	1,1	18,3	11,4	92,0	1,3
	Сазан(короп)	24,4	7,4	40	12,1	143,8	2,3	53,6	13,8	95,6	2,0	65,6	14,5	163,6	2,2
№13	Товстолобик	8,2	6,2	12,5	9,5	186,7	1,5	17,2	10,5	24,1	1,6	18,0	11,2	24,1	1,2
	Сазан(короп)	18	5,6	35,5	11	193,7	2,7	44,5	12,5	85,8	2,3	60,5	13,5	111,3	2,5
№14	Товстолобик	5,6	4,7	9,8	8,3	132,7	1,7	13,1	9,5	82,2	1,5	18,1	11,3	80,8	1,2
	Сазан(короп)	16,8	5,8	35	12	200,0	2,0	48,7	13,2	84,0	2,1	68,8	14,5	238,4	2,3
№15	Товстолобик	6,8	5,6	11	9	121,2	1,5	14,5	10	205,7	1,5	17,6	10,9	35,4	1,4
	Сазан(короп)	15,2	5,4	31,8	11,2	99,1	2,3	39,8	12,7	239,5	1,9	49,5	13,5	161,6	2,0

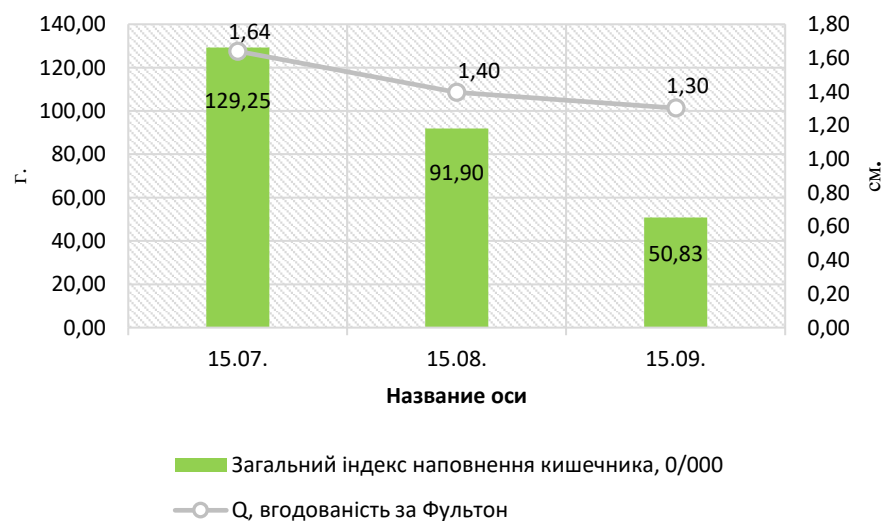
Це підтверджують проведені анатомічні дослідження, за результатами яких в кишечниках товстолобів у першому, середньому і задньому відділі спостерігається вимушене харчування у вигляді відмерлої завислої органічної речовини і детритних мас, відсутністю жирових тяжів вздовж кишечника. Таким чином, молодь товстолобиків намагається компенсувати свої енергетичні витрати на пошук кормів за рахунок низько-ефективних, але більш доступних кормів.

Майже за один місяць короп збільшив свої масові показники в серпні на 38,15 до 66,19 г., проти 29,5 – 41,6 г., досягнувши середньої ваги по рибогосподарським водоймам на рівні 47,9 г., що дає можливість констатувати високі показники масонакопичення і лінійного росту більше нормативних. Вгодованість коропа практично по всім рибогосподарським водоймам була на високому рівні, не менше 2,0. При анатомічному розтині кишечник візуально був максимально наповненим, а жирність складала 4 бали за шкалою Прозоровської.

Аналіз росту та масонакопичення цьоголітньої молоді коропових риб протягом вирощування мали значні коливання. У рибогосподарських водоймах №10, №12 і №13 товстолобики мали найбільшу середню вагу (11,8–18,5 г), тоді як в інших водоймах вона коливалася в межах 8–11 г. Короп демонстрував високі показники лінійного росту (10,7–12,3 см) та маси (29,5–41,6 г), із вгодованістю на рівні 1,7–2,3 за Фултоном. За серпень його маса зросла до 47,9 г, що свідчить про високі темпи росту. Водночас вгодованість товстолобиків зменшилася до 0,9–1,7 за Фултоном, що пов'язано зі змінами у видовому складі планктону, зокрема, переважанням дрібних зелених водоростей (менше 50 мкм), і в свою чергу вплинуло на ефективність показників лінійного росту і масонакопичення. Зменшення інтенсивності росту і масонакопичення відмічений у товстолобиків наприкінці жовтня, їх показники були нижче нормативних – 20 г ($L = 11,5$ см, $Q = 18,5$ г), при цьому приріст майже за три місяці (серпень – жовтень) склав всього 5 г.



Товстолибики



Короп

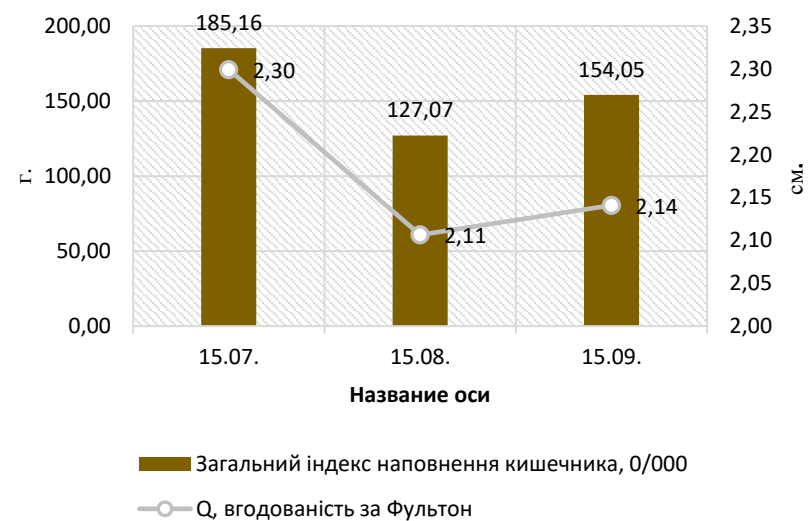


Рис. 7.21. Лінійно-вагові показники і вгодваності протягом періоду вирощування

Таке явище обумовлено характером живлення і розмірними класами планктонних кормових об'єктів. Свідченням цього є зниження з червня по вересень загального індексу наповнення кишечника, відповідно ці показники в липні становили в середньому $129,25^{0}_{000}$, а в серпні спостерігалось зниження до $91,9^{0}_{000}$. У вересні зареєстрований найнижчий показник – 50^{0}_{000} . Переорієнтація дозволить скоротити витрати на вирощування рибопосадкового матеріалу майже на три місяці, спустити воду з рибогосподарських водойм в середині серпня і перевести їх на літування для обеззаражування ложа і проведення меліоративних робіт. Головним є те, що за рахунок біологічних маніпуляцій можна провести інтродукцію рибопосадкового матеріалу в той період, коли він має найкращі адаптаційно-компенсаторні показники за вгодованістю, індексом наповнення кишечника, жирності і фізіолого-біохімічними показниками.

Таким чином, запропонований підхід є важливою складовою стратегії у формуванні біологічних основ підвищення рибопродуктивності ДБЕС.

7.8. Зимівля

Сучасні кліматичні умови півдня України, які сформувались під впливом глобального потепління, мають значний вплив на існування гідробіонтів, особливо в період раннього постембріогенезу. Традиційна технологія вирощування рибопосадкового матеріалу в умовах рибогосподарських водойм півдня України потребує відповідних змін, адаптованих до змін клімату. Важливим визначенням є вплив погодно-кліматичних умов півдня України на фізіологічний стан організму рибопосадкового матеріалу коропа та рослиноїдних риб: гібрида білого та строкатого товстолобиків протягом періоду зимівлі.

Особливо відчутно температура повітря впливає на акваторії штучного походження, які мають відносно малу площу в поєднанні з невеликим об'ємом,

що є характерною особливістю рибогосподарських водойм, які входять до складу риборозплідників та повносистемних тепловодних рибних господарств. На фоні збільшення вегетаційного періоду, зимовий період скоротився, а самі зими стали менш холодними, що відповідно впливає на ефективність зимівлі рибопосадкового матеріалу і потребує певних технологічних змін. Зимувальні стави, в розглянутих рибничих господарствах, використовуються для різних вікових груп теплолюбивих видів риб, а саме цьоголітків коропа та рослиноїдних риб. В сучасності переважна більшість господарств проводить зимівлю цьоголітків, базуючись на застарілих існуючих нормативах, які не суттєво відрізняються по ґрунтово–кліматичним зонам [286; 293; 332]. Поряд з цим, специфіка півдня України на фоні сучасного загального потепління атмосфери, виявилась найбільш чутливою до зимівлі цьоголітків коропових. Беручи до уваги такий важливий фактор, як пойкилотермність риб, стає зрозуміло, що температура води грає ключову роль в інтенсивності протікання практично всіх біологічних процесів, недостатньо холодні зими, відсутність льодоставу провокують рухомість цьоголітків, що в умовах «голодного обміну» призводить до втрат резервів організму, виснаженню і, як наслідок, підвищенню відходу в процесі зимівлі.

У зв'язку з цим були проведені дослідження температурного режиму зимувальних рибогосподарських водойм, біохімічного аналізу м'язової тканини та крові риб в період до та після зимівлі, мікроанатомічні зміни органів і тканин рибопосадкового матеріалу коропових.

З метою оцінки впливу зимового голодування на організм риб і пов'язаних з останніми мікроанатомічних змін органів, досліджувалися однорічки коропа, рослиноїдні риби: гібрид білого та строкатого товстолобиків, з максимально наближеними лінійними розмірами. Обґрунтованість такого підходу полягає в тому, що трансформації тканинних складових найбільш контрастно проявляються в ранньому постнатальному онтогенезі у вигляді вікових перебудов функціональних зон органу. У зв'язку з цим, стійкість особин в певний критичний період до голодування значно знижується внаслідок порушення

клітинної диференціації і різнопланових змін тканинного метаболізму, що в свою чергу тягне за собою різке погіршення стану здоров'я. За основу мікроанатомічної оцінки отриманого матеріалу була обрана структура середнього відділу кишечника, печінкової і ниркової паренхіми, гепатопанкреаса і соматичної мускулатури.

В дослідженнях було використано 190 цьоголіток корошових риб, які були відібрані методом рандомізації та поділені на групи за розмірно–ваговими показниками (табл. 7.18.). Після зимівлі втрати лінійно–вагових розмірів протягом зимового періоду були в межах 18 – 32%, але вихід та виживаність після зимівлі в середній групі по всіх видах була нижча за крупну групу, що певною мірою пояснюється більшим запасним резервом та кращім фізіологічним станом організму риб [321].

Таблиця 7.18.

Вплив зимівлі на лінійні розміри (l, см), маси тіла (Q, г) і коефіцієнти вгодованості (за Фултоном) корошових риб ($x \pm SE$, n=90), (2018 – 2019 рр.)

Види риб, (група)	Період	l, см	Q, г	за Фултоном	Вихід, %
Корос, (крупна)	До зимівлі	12,0±0,7	51,9±14,1	2,7	100
	Після зимівлі	11,2±0,7	35,6±6,6	2,5	80
Корос, (середня)	До зимівлі	10,6±0,5	27,8±2,6	2,4	100
	Після зимівлі	10,6±0,2	18,9±2,1	2,2	73
Гібриди товстолобиків, (крупна)	До зимівлі	12,7±0,2	24,4±1,5	2,0	100
	Після зимівлі	12,8±0,1	20,0±0,3	1,8	87
Гібриди товстолобиків, (середня)	До зимівлі	10,5±0,2	17,7±0,8	1,9	100
	Після зимівлі	10,6±0,3	13,4±1,1	1,5	73

Доведено, що період, коли риби перебували в оптимальних зимуючих температурах адаптаційно-компенсаторних механізмів склав всього один місяць. При діапазоні зимуючих температур вище оптимальних певною мірою

провокується потреба в живленні. При цьому впродовж всього періоду на фоні практичної відсутності кормів, починається активізація, рухливість риби, активне витрачання запасів поживних речовин, втрата маси тіла та загальне виснаження, що негативно відображається на фізіолого-біохімічних процесах в організмі [339; 361].

Таблиця 7.19.

**Морфо–функціональні показники крові риб в динаміці ($\bar{x} \pm SE$, $n=90$),
(2018 – 2019 рр.)**

Індикатор	Види риб, (група)			
	<i>Короп</i>		<i>Гібриди товстолобиків</i>	
	крупна	середня	крупна	середня
До зимівлі (цьоголітки)				
RBC, T/l	$2,85 \pm 0,01$	$2,56 \pm 0,01$	$1,48 \pm 0,01$	$1,62 \pm 0,06$
WBC	$30,02 \pm 0,82$	$28,86 \pm 1,42$	$19,56 \pm 0,59$	$33,57 \pm 0,70$
Hgb, g/l	$90,27 \pm 0,54$	$86,37 \pm 0,64$	$81,83 \pm 0,50$	$95,44 \pm 0,59$
MCV, fl	$13,27 \pm 0,12$	$14,60 \pm 0,16$	$26,20 \pm 0,47$	$19,41 \pm 0,34$
MCH, pg	$31,67 \pm 0,26$	$33,78 \pm 0,33$	$55,38 \pm 0,43$	$59,92 \pm 2,06$
MCHC, g/l	$238,92 \pm 2,06$	$240,13 \pm 3,10$	$254,06 \pm 1,80$	$331,64 \pm 3,74$
Після зимівлі (річняки)				
RBC, T/l	$3,14 \pm 0,01$	$3,15 \pm 0,02$	$2,06 \pm 0,03$	$2,42 \pm 0,02$
WBC	$10,53 \pm 0,90$	$11,24 \pm 0,38$	$45,42 \pm 0,60$	$25,93 \pm 2,23$
Hgb, g/l	$98,37 \pm 1,10$	$87,03 \pm 1,13$	$82,96 \pm 0,72$	$106,52 \pm 0,96$
MCV, fl	$11,87 \pm 0,14$	$11,77 \pm 0,11$	$21,80 \pm 0,15$	$18,09 \pm 0,64$
MCH, pg	$28,14 \pm 0,44$	$28,27 \pm 0,41$	$40,38 \pm 0,77$	$44,06 \pm 0,41$
MCHC, g/l	$237,12 \pm 3,49$	$231,73 \pm 2,66$	$154,15 \pm 1,58$	$227,38 \pm 3,67$

Примітка: RBC – еритроцити, WBC – лейкоцити, Hgb – гемоглобін, MCV – середній розмір еритроцитів, MCH – середня кількість гемоглобіну на еритроцит, MCHC – середня корпускулярна концентрація гемоглобіну

Інформативними показниками порівняння рівня адаптаційно–компенсаторних механізмів в організмі риб до та після зимівлі являються морфо–функціональні показники крові (табл. 7.19.). Аналіз кожного з параметрів надає можливість більш комплексно оцінити функціональний статус організму та доповнює кореляційний зв'язок з динамікою швидкості розвитку риб, вгодованістю, відсотком виживання на фоні впливу підвищених температур. Встановлено, що у риб адаптаційна здатність організму мала різну пластичність та тенденцію до збільшення, або зменшення певних параметрів еритроцитарної картини циркулюючої крові.

Отримані результати дозволяють виявити перебіг регенеративних та дегенеративних процесів в крові та кровотворних органах риб за умов впливу різних еколого–біологічних чинників. Передусім, слід відмітити збільшення кількості еритроцитів майже у всіх досліджуваних риб до зимівлі. Так, інтенсивність гемопоезу за кількістю еритроцитів була вищою параметрів в крові однорічок майже у всіх видів риб в середньому на 22,3 % відносно цього літоку.

При цьому еритроцитарний склад крові риб корелював з середньою масою тіла як цього літоку, так і однорічок з відповідним вищим рівнем окислювальних властивостей та кисневої ємності крові (табл. 7.20., 7.21.). Дослідження функціонального статусу організму риб до та після зимівлі доповнили результати вивчення вмісту гемоглобіну.

Одна з найбільших серед трьох буферних систем плазми крові – гемоглобінова, після зимівлі в крові риб збільшилася в середньому на 5,19 %, що свідчить про активізацію механізму кислотно-лужного балансу, гомеостатичної рівноваги. В результаті проведених гематологічних досліджень встановлена тенденція до зменшення або збільшення параметрів індексів еритроцитів у відповідності до еритроцитарного профілю циркулюючої крові риб до та після зимівлі. Ступінь насиченості еритроцитів гемоглобіном (MCH) відображає середній вміст гемоглобіну в еритроциті, в той час як середня концентрація гемоглобіну в еритроциті (MCHC) є важливим показником, який характеризує

процеси еритропоезу та рівня насичення киснем цих формених елементів на морфо–функціональному рівні.

Таблиця 7.20.

**Обмінні процеси в організмі риб за біохімічними показниками крові
($\bar{x} \pm SE$, n=90), (2018 – 2019 рр.)**

Показники	Види риб, (група)			
	<i>Короп</i>		<i>Гібриди товстолобиків</i>	
	крупна	середня	крупна	середня
Перед зимівлею, (цьоголітки)				
Загальний білок, g/l	22,38±0,98	23,15±0,90	20,16±0,56	16,46±0,75
Альбуміни, g/l	6,49±0,36	6,01±0,28	5,72±0,33	5,76±0,75
Креатинін, mg/dl	0,09±0,01	0,08±0,01	0,07±0,01	0,30±0,02
Глюкоза, mg/dl	84,61±3,38	85,49±2,86	92,47±5,81	56,94±1,47
Тригліцериди, mg/dl	139,68±6,68	134,89±10,13	131,99±2,80	69,52±0,92
Холестерин, mg/dl	141,03±10,06	126,44±11,78	120,10±0,85	108,29±15,62
Кальцій, mg/dl	7,69±0,18	7,61±0,19	6,78±0,29	6,93±0,35
Фосфор, mg/dl	18,84±1,40	20,25±1,30	12,70±0,37	13,83±0,66
Після зимівлі (річняки)				
Загальний білок, g/l	22,25±1,29	21,25±1,03	21,86±1,15	18,70±0,82
Альбуміни, g/l	16,71±3,24	23,65±3,92	6,73±0,50	5,88±0,16
Креатинін, mg/dl	0,35±0,01	0,34±0,08	0,10±0,01	0,30±0,01
Глюкоза, mg/dl	19,16±4,20	18,04±4,34	79,42±1,47	45,63±1,80
Тригліцериди, mg/dl	125,57±3,56	128,00±3,49	124,47±1,20	65,08±4,58
Холестерин, mg/dl	103,28±7,79	100,31±6,57	114,39±5,45	72,34±0,85
Кальцій, mg/dl	6,63±0,49	5,22±0,40	5,55±0,27	6,37±0,55
Фосфор, mg/dl	11,34±0,22	11,50±0,15	12,24±0,80	7,86±0,52

Зазначені зміни були зафіксовані на фоні зменшення в крові індексу еритроцитів, що відображає середній об'єм еритроцитів (MCV). Значення вказаного індексу було меншим після зимівлі в крові всіх риб на 11,9% відносно параметрів до зимівлі. Це, в свою чергу, демонструє активність перебігу адаптаційно-компенсаторних процесів та рівень нейро-гуморальної регуляції організму коропових риб. Дослідження впливу сезонного чинника на лейкоцитарний профіль крові риб, зокрема, загальну кількість лейкоцитів показав, що імунологічна реакція, резистентна активність організму гідробіонтів відповідали фізіологічним нормативам.

Біологічними маркерами перебігу адаптаційно-компенсаторних процесів в організмі коропа та гібридів товстолобиків є показники обмінних процесів, представлених в таблиці 7.20. Очевидна тенденція до зміни кожного з параметрів як вуглеводного, так і білкового обмінів. За результатами досліджень метаболічних процесів у коропових видів риб в період зимівлі, білковий склад крові демонстрував перерозподіл фракцій в сироватці крові у відповідності від рівня гуморальної регуляції захисних механізмів. Вміст загального білка перед зимівлею тримався на рівні 15,25 – 24,36 г/дм³, сезонність та всі супутні чинники сприяли в більшій мірі зниженню цього показника після зимівлі, в середньому на 5,55% [27].

Аналізуючи тенденцію параметрів білкового обміну, можна доповнити результати щодо процесів синтезу, швидкості розвитку, накопичення маси тіла риб впродовж зимівлі та виходу з цього біологічно складного процесу в контексті фізіолого-біохімічного статусу.

Виходячи з того, що креатинін приймає участь в процесах енергетичного обміну, переважно м'язової тканини, його концентрація в крові залежить від рівня накопичення м'язової маси риб. Втім, слід враховувати період дослідження, оскільки рухливий спосіб життя, зокрема, активізації в період пошуку їжі відображається в певній мірі на концентраціях креатиніну в їх крові.

Аналіз ліпідів плазми крові тригліцеридів, показав інтенсивність процесів обміну речовин на клітинному рівні. Оскільки тригліцериди та холестерол

являються джерелом енергії клітин не лише для жирової частини, але й м'язової, зміна концентрації цих показників в крові риб після зимівлі може бути пов'язана з екскрецією їх з жирової тканини та надходження через кров до м'язів для енергетичного обміну накопичення маси.

Концентрація глюкози на фоні білкової фракції, свідчить про відповідність фізіологічних параметрів гідробіонтів, оптимізації перебігу обмінних процесів та сталості високого рівня неспецифічної резистентності в їх організмі після виходу з зимівлі.

Крім того, при аналізі рівня глюкози в крові гідробіонтів, слід враховувати вплив стресового чинника та різної адаптаційної здатності організму риб до та після зимівлі. Дослідження фосфорно-кальцієвого обміну доповнює оцінку фізіолого-біохімічного статусу організму риб за умов впливу абіотичних чинників. Концентрація вказаних елементів при обмінних процесах фосфатів кальцію та проміжних метаболітів вуглеводного обміну доводить, що співвідношення фосфору та кальцію взаєморегулюється нейро-гуморальним шляхом. Отже, фізіолого-біохімічні процеси в організмі гідробіонтів відображають константи гомеостазу їх організму, кислотно-лужний баланс, рН, процеси синтезу, транспортну функцію та білковий обмін.

Всі ці параметри можна дослідити за морфо-функціональними показниками крові риб на фоні впливу процесу зимівлі. Інформативним є порівняльний аналіз складу крові риб до та після зимівлі, що доповнює отриманні результати щодо швидкості розвитку, накопичення маси тіла риб.

Отримані результати відображають перебіг фізіолого-біохімічних процесів в організмі цього літока коропа впродовж зимівлі, що відображається і на якісних характеристиках м'язової частини (табл. 7.21.).

Вміст води, білку та золи знаходився на необхідному рівні, тоді як вміст ліпідів був недостатнім. Після зимівлі спостерігалось закономірне підвищення вмісту в м'язах всіх дослідних груп води та золи. Втрати білку у річників крупної групи були в межах: короп – 18%, гібрид товстолобиків – 29%; річників середньої групи: короп – 23%, гібрид товстолобиків – 35%.

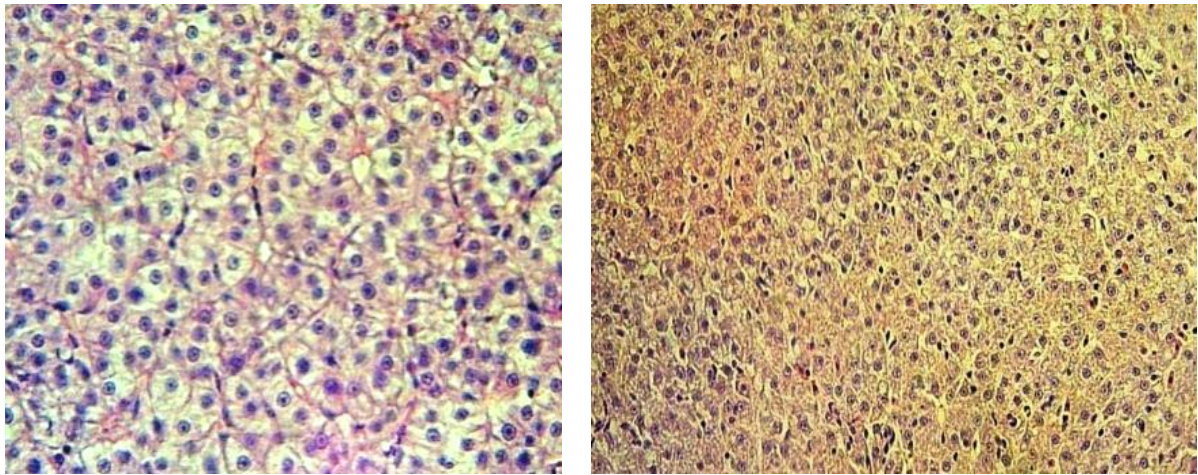
Таблиця 7.21.

**Зміни хімічного складу тіла цьоголітків у процесі зимівлі, $\bar{x} \pm SE$
($n=90$), (2018 – 2019 рр.)**

Види риб, (група)	Період	Показники, %			
		Волога	Ліпіди	Білок	Зола
<i>Короп</i> , (крупна)	Перед зимівлею	66,6 $\pm$ 2,1	5,2 $\pm$ 0,1	15,4 $\pm$ 2,1	2,8 $\pm$ 0,1
	Після зимівлі	83,4 $\pm$ 2,6	3,2 $\pm$ 0,2	12,6 $\pm$ 2,7	4,0 $\pm$ 0,2
<i>Короп</i> , (середня)	Перед зимівлею	71,0 $\pm$ 2,1	4,3 $\pm$ 0,1	11,2 $\pm$ 3,8	3,5 $\pm$ 0,7
	Після зимівлі	87,3 $\pm$ 1,7	2,4 $\pm$ 0,2	8,6 $\pm$ 1,9	4,2 $\pm$ 1,3
<i>Гібриди товстолобиків</i> , (крупна)	Перед зимівлею	60,6 $\pm$ 1,7	5,4 $\pm$ 0,3	17,3 $\pm$ 1,8	2,1 $\pm$ 0,2
	Після зимівлі	75,6 $\pm$ 2,7	3,0 $\pm$ 0,1	12,2 $\pm$ 2,6	4,8 $\pm$ 0,1
<i>Гібриди товстолобиків</i> , (середня)	Перед зимівлею	64,7 $\pm$ 1,6	5,3 $\pm$ 0,1	15,8 $\pm$ 1,6	2,9 $\pm$ 0,3
	Після зимівлі	77,1 $\pm$ 2,2	3,7 $\pm$ 0,2	10,3 $\pm$ 2,0	4,7 $\pm$ 0,2

Втрати ліпідів у річняків крупної групи були в межах: короп – 39%, гібрид товстолобиків – 44%; у річняків середньої групи: короп – 49%, гібрид товстолобиків – 51%. При порівнянні вмісту ліпідів в м'язах до та після зимівлі відмічена активізація метаболічних процесів, що забезпечує високу біологічну активність.

Результати гістологічних досліджень печінки риб дозволили встановити, що її структура, при своїй ідентичності, досить складна. Зовні орган покритий тонкою, сполучнотканинною капсулою некомпартментного типу, що є загальним для Teleostei ознакою. Паренхіма печінки утворена вузькими балками, які сформовані і відходять від центральної вени радіальними тяжами гепатоцитів. Цитоплазма печінкових клітин, як правило, помірно ацидофільна (рис. 7.22.).



А

Б

Рис. 7.22. Структура паренхіми печінки річняків гібриду тровстолобиків (А) і каропа (В). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації).
Корегувальний фільтр «ЖЗМ 2,5^х», Х120(А, Б), Х60 (В)

З представленого рисунка видно, що цитоплазма клітин містить безліч дрібних вакуолей. Ядра гепатоцитів округлі або еліптичні, з чітко помітними глибками хроматину і орієнтовані переважно центрально. Печінкові балки тісно перетинаються з синусоїдними капілярами, що мають вид вузьких (або помірно розширюються) щілин між тяжами гепатоцитів.

Ядра ендотелію синусоїдів витягнуті, іноді паличкоподібні, місцями виступають в просвіт судини. Гепатоцити звернені однією стороною до синусоїдів, іншою – до жовчних капілярів, що повністю відповідає загальному плану гістологічної будови печінки представників Chordata. Междолькові жовчні протоки, разом з розгалуженнями ворітної вени і печінкової артерії утворюють між часточками тріади (рис. 7.23.).

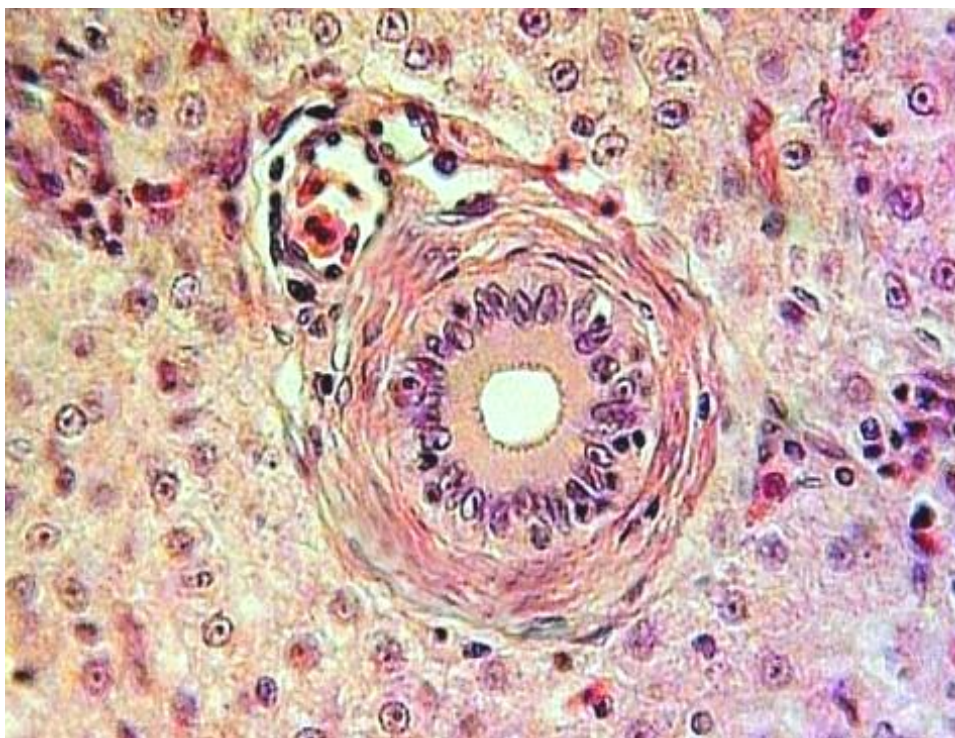


Рис. 7.23. Тріада. Печінка річняків гібриду товстолобиків
Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Корегувальний фільтр
«ЖЗМ 2,5^X», X400.

Жовчний протік вистелений зсередини низьким призматичним епітелієм зі слабо виразною ацидофільністю і мізерною зернистістю цитоплазми. Ядра епітеліоцитів округлої форми, орієнтовані переважно базально. Використання ефективного методу пластичної реконструкції дозволило встановити, що гістологічна структура печінки риб неоднорідна, однак без будь яких різких кордонів умовно поділена на три зони. Спеціальними дослідженнями було встановлено також, що в залежності від зональної локалізації, гепатоцити відрізняються відповідними цитологічними характеристиками (табл. 7.22.).

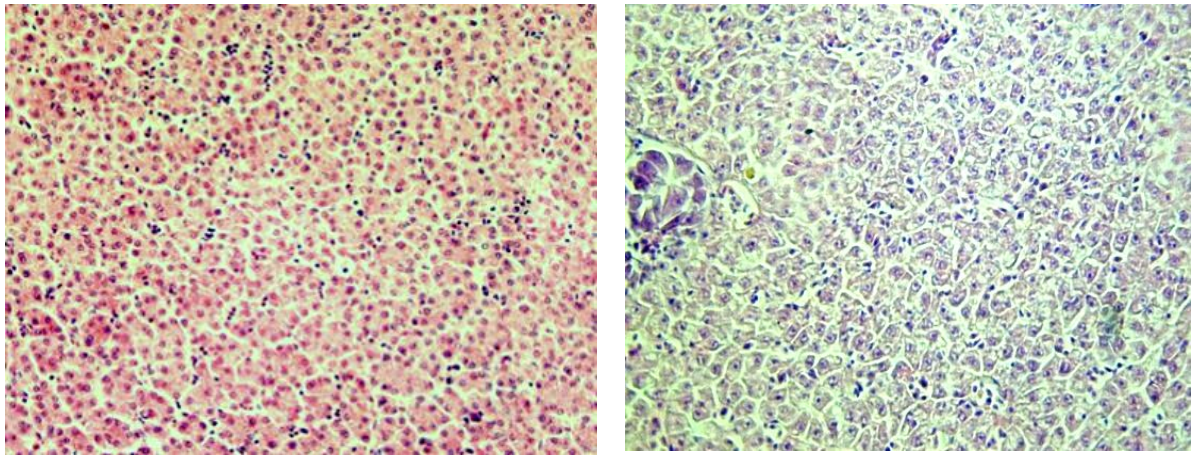
Клітини маргінальної зони містять в тій або іншій кількості ліпідні вакуолі, медіальної зони – переважно синтезують глікоген, каудальної зони – інтенсивно синтезують і секретують жовч.

Таблиця 7.22.

Цитологічна характеристика зон печінки річняків гібриду товстолобиків та і коропа ($M \pm n$, $n=38$), (2018 – 2019 рр.)

Organ area	Лінійні розміри гепатоцитів, мкм		Площа, S, мкм ²			ЯЦО
	AxB _{клітини}	AxB _{ядра}	клітини	ядра	цитоплазми	
гібрид товстолобиків						
маргінальна	7,2x5,9	2,3x2,2	42,48	5,06	37,42	0,14
медіальна	6,0x5,8	2,1x1,9	34,80	3,99	30,81	0,13
каудальная	6,5x6,7	2,2x2,2	43,55	4,84	38,71	0,13
короп						
маргінальна	9,3x7,1	3,3x2,1	66,03	6,93	59,10	0,12
медіальна	8,2x6,2	3,2x1,8	50,84	5,76	45,08	0,13
каудальная	8,9x6,5	3,4x2,2	57,85	7,48	50,37	0,14

Показано також, що в нормі акумуляція ліпідів, синтез глікогену і секреція жовчі відбуваються з різною інтенсивністю, через що фактично існує зсув певної функції, що приводить до вузької клітинної спеціалізації в межах окремо взятої зони. Зовнішній вигляд гепатоцитів відповідає їх функціональному призначенню. У нормі, клітини маргінальної зони переважно полігональної форми. Їх цитоплазма найчастіше містить певну кількість включень, що відповідає різним фазам ліпідної акумуляції. Дослідження гістологічної будови печінки особин в умовах зимового голодування дозволило встановити в маргінальній зоні органу ряд видоспецифічних змін. Зокрема, гепатоцити білого товстолобика найбільш чітко виявляють нерівномірність, або ж повна відсутність вакуолізації цитоплазми (рис. 7.24.).



А

Б

Рис. 7.24. Структура маргінальної зони паренхіми печінки річняків гібридів товстолобиків (А) і коропа (Б) в умовах зимового утримання. Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Корегувальний фільтр «ЖЗМ 2,5^х», X60, X80

На представленому рисунку помітно, що в більш глибоких ділянках паренхіми гістологічна картина дещо відрізняється від норми – гепатоцити набувають форму, близьку до кубічної. Ядра клітин порівняно дрібні і помірно гіперхроматичні по відношенню до основного барвнику. Синусоїди при цьому розширені помірно. Проводячи порівняльну аналогію, можна дійти висновку, що гепатоцити, які знаходяться в зимових умовах утримання, мають майже округлу, рідше кубічну форму. Окремі гепатоцити перебувають у стадії профазі або середньої телофазі (рис. 7.25.).

Судячи зі змісту рисунка, клітинні пласти практично не відрізняються від таких маргінальної зони печінки білого товстолобика. Винятком є найбільш контрастне розширення синусоїдів, що відбувається внаслідок місцевого застою крові і є причиною деформування як окремих гепатоцитів, так і печінкових балок.

При потенційному впливі стресуючого фактору на організм риб відзначається зміщення функції клітин, що перш за все фіксується в маргінальній зоні печінки. Процес закономірно супроводжується зрушеннями цитологічних характеристик (табл. 7.23.).

Таблиця 7.23.

**Динаміка зміни цитоструктури маргінальної зони печінки річняків
гібриду товстолобиків та коропа в умовах нормального харчування та
зимового голодування ($M \pm n$, $n=38$), (2018 – 2019 рр.)**

Стан органу	Показники				
	Діаметр клітин (max), мкм	Діаметр ядра (max), мкм	Відношення діаметру ядро/клетка	Відношення діаметру ядра/ядро	Кількість внутріклітинних порожнин, %
гібрид товстолобиків					
норма	7,2±2,12	2,3±0,77	0,32 ±0,23	0,43±0,21	10,47±4,13
стрес	5,1±1,26**	2,04±0,07	0,40±0,41*	0,42±0,29	2,46±0,71
короп					
норма	9,3±4,27	3,3±1,67	0,35±0,35	0,47±0,43	14,22±6,15
стрес	7,2±3,25**	2,9±0,99	0,40±0,38*	0,45±0,83	5,77±0,69

Примітка * $P < 0,1$; ** $P < 0,01$; $P < 0,001$

Аналіз даних наведеної таблиці дозволяє зробити висновок, що зменшення значення лінійних розмірів клітин в 1,41 і 1,29 разів (що статистично достовірно) адекватно призводить до зменшення значення параметрів ядер (в 1,13 і 1,14 разів відповідно), що є показником зміни характеру внутрішньоклітинного метаболізму. Відсутнє зниження (в 4,26 і 2,46 рази) кількості внутрішньоклітинних порожнин є прямим доказом загасання ліпостатичної функції гепатоцитів. Незначна зміна значення відносини діаметра «ядро / ядро» (в 1,02 і 1,04 рази) свідчить про зміну клітинної функції у вигляді активізації синтезу глікогену.

Зазначений факт підтверджується також зникненням в клітинах типовою монохромазії. Посилення синтетичної функції візуально визначається появою специфічної зернистості і «насиченості» цитоплазми.

Встановлено, що реакція кишкової трубки риб на тривалу відсутність їжі носить специфічний, однак в межах родини – ідентичний характер. Об'єкти дослідження відносяться до безшлункових риб, в зв'язку з чим гістологічному аналізу піддаються ділянки середнього відділу кишечника.

Оскільки складові складок кишечника відрізняються вираженим гіперхроматозом по відношенню до основного барвнику, з метою зручності доцільне вивчення зміни мікрокартини на прикладі гібридів товстолобиків (рис. 7.25.).

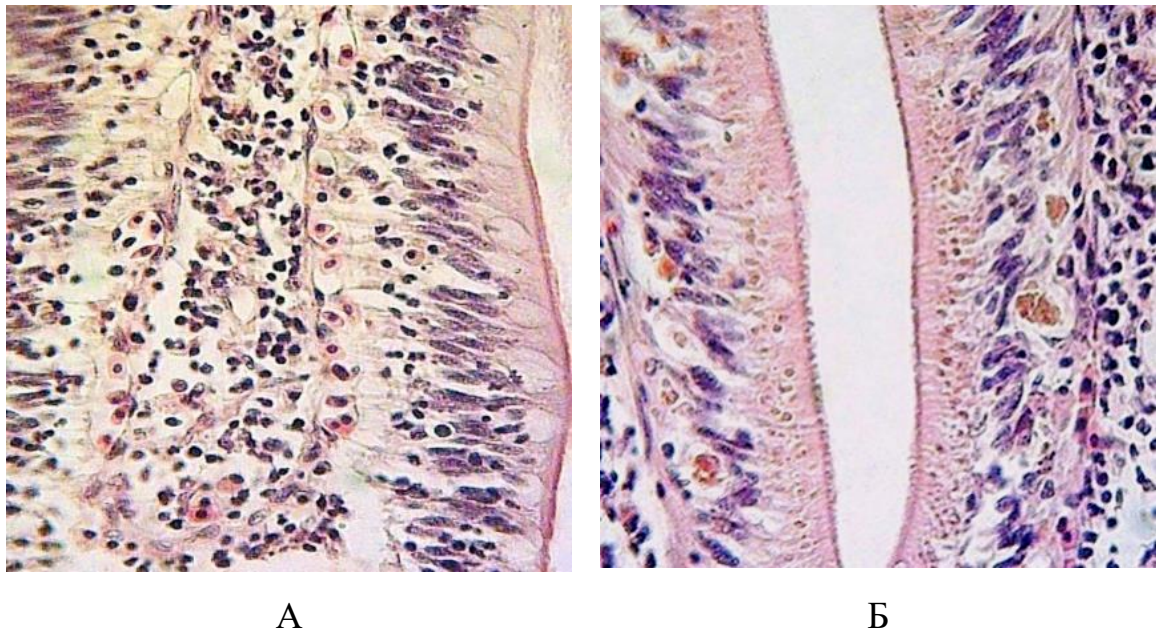


Рис. 7.25. Структура середнього відділу кишечника річників гібриду товстолобиків в умовах нормального живлення (А) і зимового голодування (Б). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Корегувальний фільтр «MONOCHROM 2,5^X», X200.

Спираючись на дані рисунка 7.25. (А), можна зробити висновок, що в першому випадку ентероцити слизової оболонки кишкової складки високі, з чітко вираженою периферичною облямівкою. Ядра клітин орієнтовані переважно центрально, що є свідченням адекватного всмоктування епітелієм хімусу. У правій частині можна спостерігати ряд келихоподібних гландулоцитів на стадії накопичення секрету, який у міру вивільнення полегшує просування хімусових мас уздовж довжини травного каналу. Під час голодування (Б) риб

всмоктування компонентів хімусу відбувається з набагато меншою інтенсивністю, що саме по собі фізіологічно виправдано. Свідченням тому є їх локальна акумуляція в цитоплазмі, що додатково вказує на уповільнення травних процесів. Чітко помітно також, що висота клітинного пласта слизової зменшилася, ядра придбали швидше базальну орієнтацію, щіткова облямівка переривчаста.

В період зимового голодування риб відмічене загасання секреторної активності залоз системи органів травлення. В даному випадку, це найбільш показово проявляється на прикладі структури гепатопанкреаса гібридів товстолобиків (рис. 7.26.).

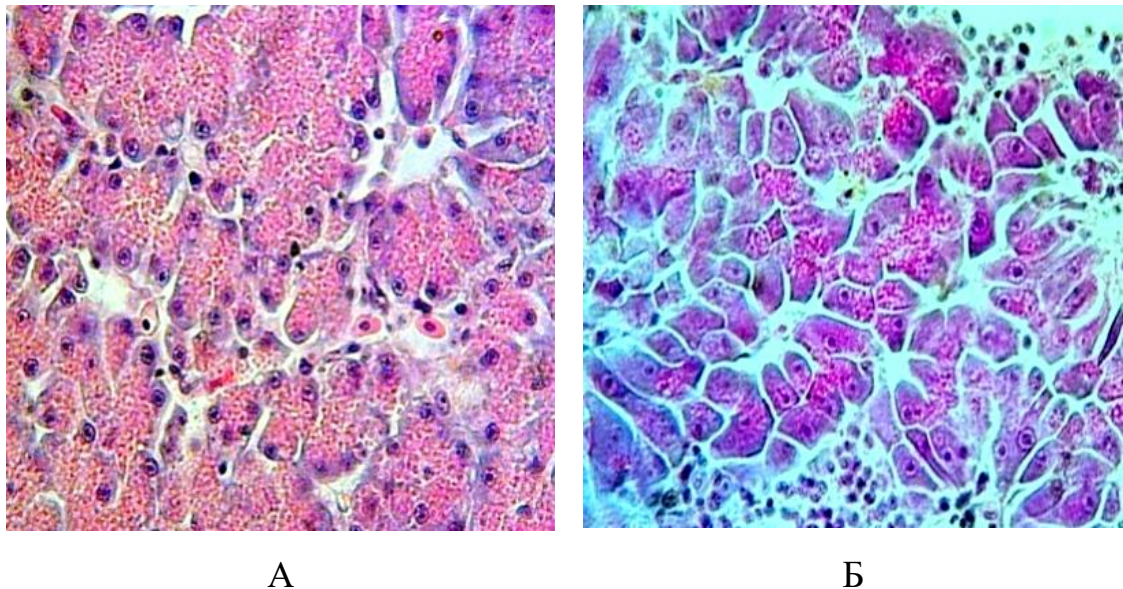


Рис. 7.26. Структура гепатопанкреаса гібридів товстолобиків в умовах нормального живлення (А) і зимового голодування (Б). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Корегувальний фільтр «ЖЗМ 2,5^х» (А), «MONOCHROM 2,5^х» (Б), X200.

Аналіз рисунка 7.26. (А) показує, що клітини, які утворюють кінцеві відділи екзокринної частини органу, високі, конусоподібні. Ядра їх округлі, з ясними грудочки хроматину, орієнтовані до базальної частини клітин. Апікальні кінці клітин оксифільні, базальні кінці набувають тон основного барвника. Кінцевий відділ і часточки залози оточені прошарками пухкої сполучної тканини.

До числа характерних ознак екзокриноцитів (ациноцитів) гепатопанкреаса відноситься своєрідна «пінистість» цитоплазми, яка спостерігається в апікальній їх частині. Специфічний вид клітин обумовлений тим, що протеїнази і ліпази виділяються переважно в активній формі – в панкреатичних екзокріноцитах вони знаходяться у вигляді зимогенів гранул. Слід зазначити, що подібного роду картина характерна для риб в оптимальних умовах проживання і харчування. У зимовий період інтенсивність біосинтезу зимогена істотно знижена, внаслідок чого гомогенний полюс ациноцитів переважає над зимогенами. Найбільш контрастно це виражається на прикладі коропа (рис. 7.27.).

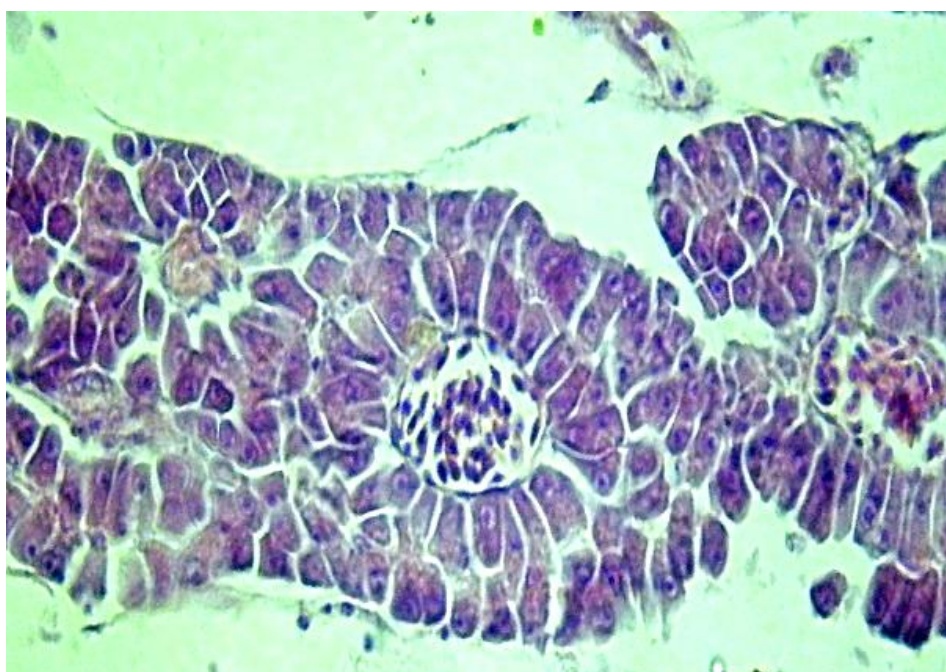


Рис. 7.27. Відсутність зимогена в ациноцитах гепатопанкреаса коропа в умовах зимового голодування. Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації).

Корегувальний фільтр «ЖЗМ 2,5^X» X200.

З метою проведення аналізу вимірювання мікроструктурних складових тулубових нирок у зв'язку з зимівлею, досліджувався мезонефрос гібриду товстолобиків. Гістологічна картина, що розглядається в якості своєрідного стандарту для подальшого порівняння, має наступні особливості (рис. 7.28.).

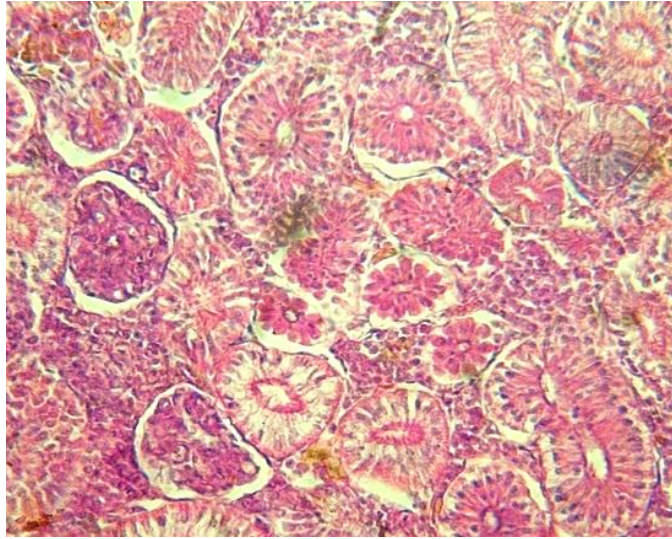


Рис. 7.28. Мезонефрос цьоголіток гібридів товстолобика в умовах нормального живлення. Гематоксилін Бемера, фукселин Харта (в модифікації). X200.

Аналізуючи дані рисунку 7.28., можна зробити висновок, що проксимальна ділянка канальця, яка сліпо закінчується, заглиблена у власну порожнину, утворюючи при цьому капсулу Боумена-Шумлянського (ниркове тільце). Стінка капсули складається з двох листків, з яких найбільш контрастно видається парієтальний. Ядра епітеліоцитів в даній структурі витягнуті. Вісцеральний листок локально тісно зростається з капілярним клубочком. У міжлистковому просторі капсули накопичується певна кількість первинної сечі, що на гістологічному зрізі видно як світла щілина. Капсули Боумена–Шумлянського розташовані поодинокі, набагато рідше – ізогенними групами. Наступні за нирковим тільцем відділи нефрона представлені проксимальними і дистальними петлеподібними канальцями, що обплітають капсулу Боумена-Шумлянського і утворюють при цьому конволюту. Епітелій, що становить стінку проксимальних канальців, має кубічну форму, округлі ядра з локальними згущеннями хроматину і досить великою нуклеолою. Відмінною рисою клітин даного типу є каламутна, з насичено-рожевим відтінком цитоплазма, що є свідченням активно проходять в цьому відділі нефрона процесів реабсорбції. Апікальний полюс епітеліоцитів містить характерну, що збільшує площу всмоктування щіткоподібну облямівку. У пов'язуючому відділі коліна петлі Генле епітелій позбавлений щіткової

облямівки. При переході в порівняно короткий дистальний відділ каналці конволюти вистелені низьким призматичним епітелієм. Клітини дистальних каналців відрізняються світлою цитоплазмою, округлими ядрами і відсутністю щіткоподібної облямівки. Вставні відділи впадають в збірні трубки. Діаметр їх просвіту порівняно ширше, внутрішня поверхня вистелена високим призматичним епітелієм. Клітини даного типу відрізняються прозорою, світло-рожевого кольору цитоплазмою і центрально орієнтованими еліптичними ядрами. За збірними трубками розташовуються вивідні трубки. Структури представлені каналцями з широким діаметром просвіту і покритими світлим епітелієм кубічного типу. Специфічність будови мезонефроса і його функціонування у риб пов'язані з особливостями осморегуляції в певний період сезону, що в свою чергу регулюється на фоні зміни фізико-хімічних параметрів середовища. У порівняльному аспекті, представляє інтерес структура мезонефроса особин, які перебувають в умовах зимівлі. На момент вилову риб, в нефрогенній і гемопоетичній тканинах були ідентифіковані наступні гістоструктурні ознаки (рис. 7.29.).

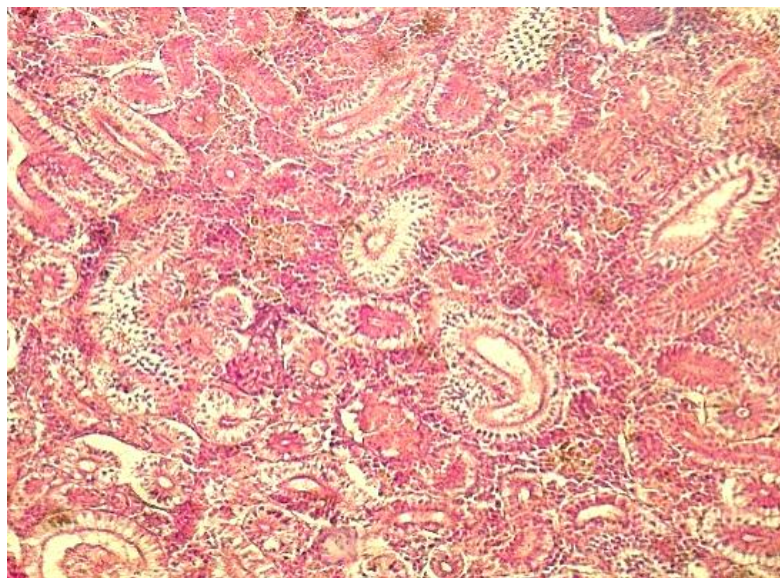


Рис. 7.29. Мезонефрос річняків гібриду товстолобиків в умовах зимівлі. Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). X120.

Як видно з малюнка, простір між листками капсули Боумена–Шумлянського вузький, що вказує на присутність в капсулярній порожнині

малого обсягу первинного фільтрату. Виявлений факт свідчить про здатність нефрона плавно компенсувати втрати води з організму, що характерно при піковій сезонній зміні кисневого і температурного режиму середовища проживання. Міжканальцеву (гемопоетичну) тканину складають ретикуло–лімфоміелоїдні і васкулярні елементи різного калібру. Згідно з даними рисунка 7.30., велика частина формених елементів крові представлена еритроцитами і лімфоцитами, серед мас яких зрідка зустрічаються зрілі клітини гранулоцитного ряду.

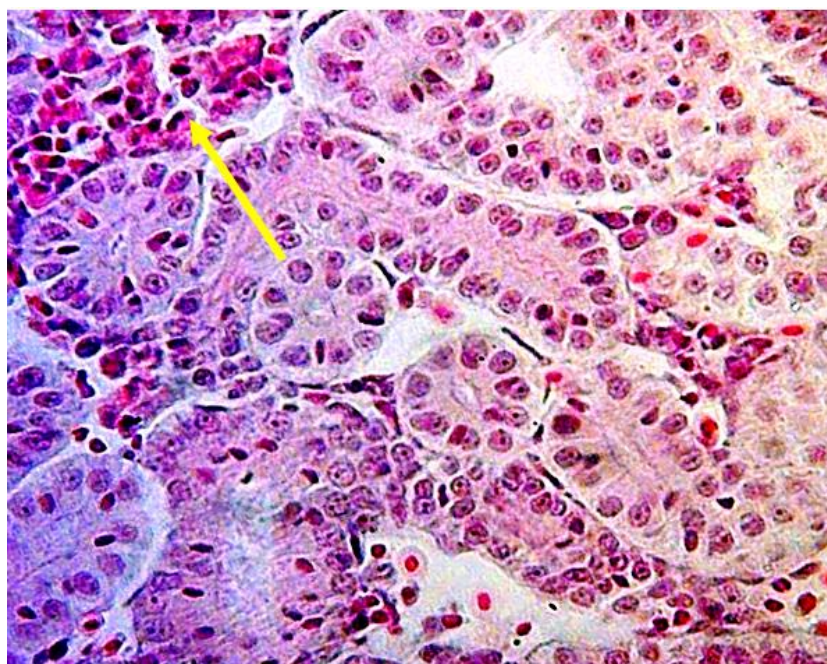


Рис. 7.30. Розвиток гемопоетичної тканини в мезонефросі річняків гібриду товстолобиків в період зимового голодування (указано стрілкою). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Корегуючий фільтр «MONOCHROM 2,5^X», X600.

Визначено, що ступінь розвитку гемопоетичних тканин в мезонефрос знаходиться в зворотній залежності від кількості нефрогенної тканини. Таким чином, на тлі голодування і зміни фізико–хімічних параметрів середовища в паренхімі мезонефроса поступово збільшується кількість гемопоетичних тканин при відповідному зменшенні кількості ренальних елементів.

У мезонефросі досліджених риб виявляється незначна кількість келихоподібних секретуючих клітин. Показано, що в період зимівлі клітини даного типу знаходяться в стані спокою. Свідченням цього є відсутність просвітнього слизу, що запобігає злущуванню епітелію, що включено в механізм регенерації каналців.

У мезонефросі зимуючих риб в малих кількостях виявляються іонотранспортуючі клітини, що морфологічно ідентичні таким зябрового апарату. Спеціальними дослідженнями було встановлено, що в мезонефросі досліджених риб хлоридні клітини можуть розташовуватися в паренхімі як дифузно, так поблизу васкулярних елементів і внутрішньої епітеліальної вистилки каналців. У холодну пору року для клітин даного типу характерна присутність невеликої кількості секреторних гранул. Таким чином, низький ступінь насичення цитоплазми демонструє зниження рівня енергетичних витрат на підтримку гомеостатичного статусу риб.

Аналіз серійних оглядових гістозрізів мезонефричної паренхіми риб дозволив встановити наявність добре розвиненого фільтраційного апарату. Порівнюючи свідчення рисунків 7.31. і 7.32., представляється можливим зробити висновок, що зміни фізико-хімічних параметрів середовища проживання достовірно не впливають на структурні особливості нефрогенної тканини (табл. 7.24.).

Як свідчать дані наведеної таблиці, в самому контрастному випадку очевидний факт зменшення діаметра капсули Боумена-Шумлянського (на 8,0 – 9,0 і 15,0 мкм), що відповідає другому рівню статистичної достовірності і пояснюється зниженням інтенсивності фільтрації. На користь факту зниження функціональної активності конволюти свідчить також зменшення на 3,0 – 2,6 і 2,0 мкм висоти епітеліоцитів проксимальних звивистих каналців.

Кількість ретикуло–лімфомієлоїдних елементів в мезонефросі зимуючих особин гібридів товстолобиків відрізняється найвищим рівнем статистичної достовірності.

Таблиця 7.24.

Зміна структури мезонефросу цьоголітків гібриду товстолобиків та коропа в залежності від умов середовища існування ($\bar{x} \pm SE$, $n=28$), (2018 – 2019 рр.)

Період	Нефрогенна тканина			Гемопоетична тканина, %
	Капсула Боумена– Шумлянського, діаметр, мкм	Епітелій проксимальних звивистих каналців, мкм	Епітелій дистальних звивистих каналців, мкм	
гібрид товстолобиків				
Перед зимівлею	62,0±14,74**	10,0±4,15**	4,0±1,27	38±8,61
Після зимівлі	54,0±13,22	7,0±2,06	4,0±1,92	62±17,32
короп				
Перед зимівлею	67,0±17,93**	9,0±3,05**	4,2±1,39	34±80
Після зимівлі	52,0±14,39	7,0±1,07	4,0±1,35	71±18,93

Примітка ** $P<0,01$; $P<0,001$.

Співвідношення гемопоетичних тканин і структурних одиниць конволюти в мезонефросі носить балансний характер (38% і 34% в теплу пору року; 62% і 71% в холодну пору року, відповідно), що відповідає сезонним особливостям фізіологічного статусу окремого виду риб.

При вивченні мікроанатомічної будови соматичної мускулатури гібриду товстолобиків в умовах зміни фізико-хімічних параметрів середовища виявляються загальні якості, що відображають функціональний стан органу. Незалежно від пори року, широкі сегменти мускулатури (міомери) розділені тяжами сполучної тканини. Сполучна тканина м'язів (міокоммата), по своїй функціональній приналежності аналогічна внутрішньому і зовнішньому ендомізію. Структурно-функціональною одиницею поперечної (покресленої) тканини є м'язове волокно (рис. 7.31.).

Подальше вивчення гістологічних особливостей м'язових волокон показало, що вони відокремлені один від одного найтоншими каналцями з міжклітинної

рідиною, які проглядаються у вигляді вузьких світлих проміжків між волокнами (рис. 7.31.).

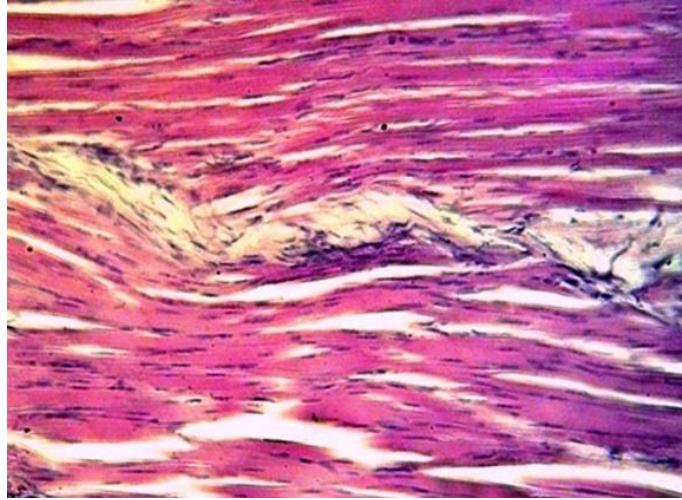


Рис. 7.31. Червона м'язова тканина спинної частини тулубу цьоголітків гібридів товстолобиків в умовах нормального живлення. Повздовжній зріз. Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації), X200.

З рисунку 7.31. видно, що співвідношення позаклітинного і внутрішньоклітинного простору в м'язовій тканині залежить від розміру волокон.

У нормі, ендомізій соматичних м'язів риб містить прошарку спеціальної жирової тканини (рис. 7.32.).

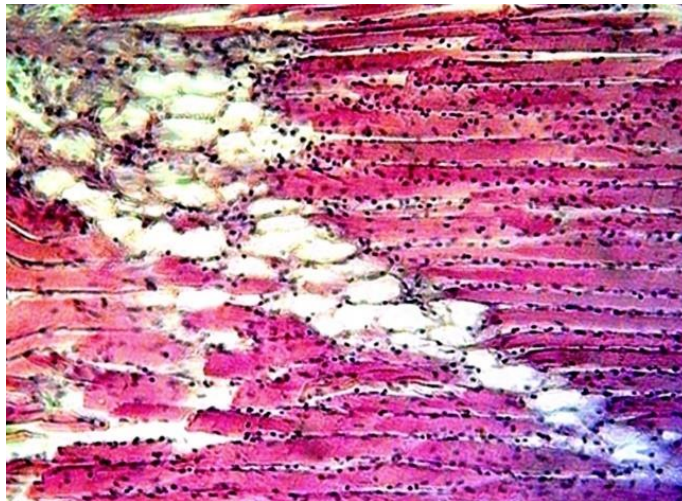
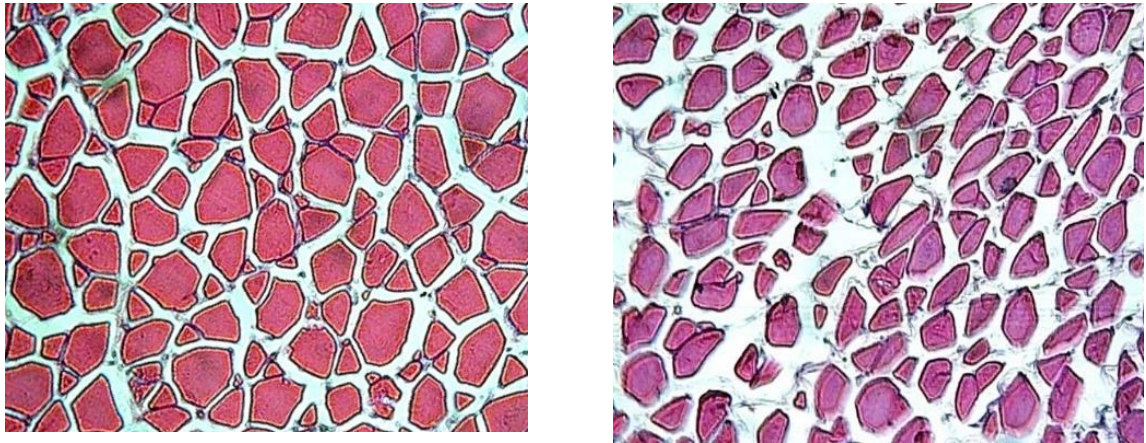


Рис. 7.32. Жирова прошарка в червоній м'язовій тканині спинної частини тулубу цьоголітків гібридів товстолобиків в умовах нормального живлення. Повздовжній зріз. Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). X250.

Як видно з рисунку 7.32., зрілі адипоцити оточені найтоншим, ледь помітним шаром пухкої сполучної тканини, є сусідами з вузьким прошарком міокоммати, утворюють в м'язовій тканині тяжеподібні скупчення.

Сумарна кількість стромального компонента в м'язовій тканині гібриду товстолобиків в теплу пору року становить в середньому 10–15%. В умовах зимівлі його зміст може значно варіювати. Особливо контрастно це фіксується на прикладі гістологічної структури білої м'язової тканини (рис. 7.33.).



А

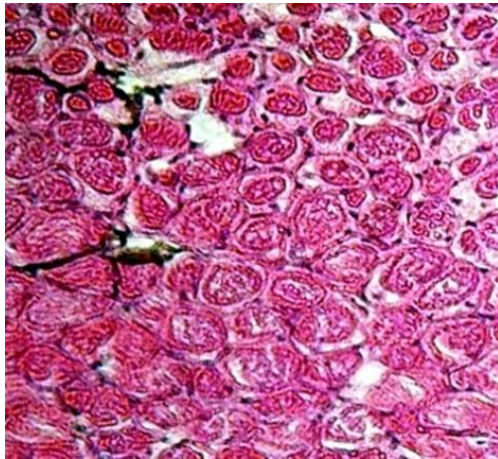
Б

Рис. 7.33. Поперечний зріз білої м'язової тканини спинної частини тулуба цьоголітків гібриду товстолобиків в умовах нормального харчування (А) і зимових голодування (Б). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Коригувальний фільтр «MONOCHROM 2,5^X», X250.

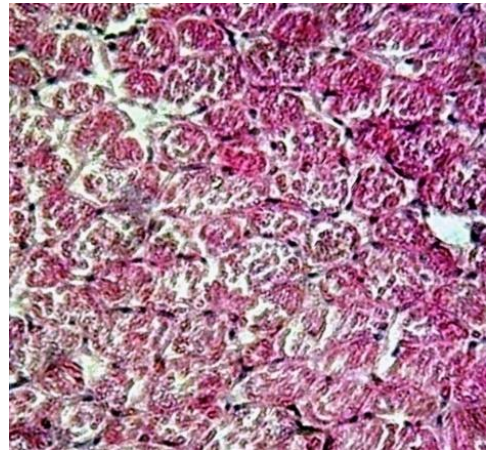
На рисунку 7.33. (А) показано, що м'язові волокна в поперечному зрізі полігональні, відокремлені один від одного в межах пучка ніжними прошарками ендомізія. Окремі волокна відрізняються малим діаметром, що є нормою. При голодуванні стромальний компонент являє собою зростаючу структуру, яка заміщає простір між волокнами. В умовах зимового голодування (Б), волокна місцями виснажені (в поперечному зрізі змінюють форму від полігональної до неправильної еліптичної). При фарбуванні кислими барвниками вони виявляють ознаки помірної ахромазії.

Відносно зміни структурних складових волокон червоних м'язів спостерігається дещо інша тенденція (рис. 7.34.).

Виходячи з даних рисунка 7.34. (А), червоні волокна на поперечному зрізі демонструють достатню «фібрилярну наповнюваність». На рисунку 7.34. (Б) помітно, що фібрили виявляють не тільки ахроматичні властивості, а й ознаки дистрофії, що проявляється у вигляді розріджених просторів в межах окремо взятих волокон.



А



Б

Рис. 7.35. Поперечний зріз червоної м'язової тканини спинної частини тулуба цьоголітків гібриду товстолобиків в умовах нормального харчування (А) і зимового голодування (Б). Гематоксилін Бемера, фукселін Харта (в модифікації). Коригувальний фільтр «MONOCHROM 2,5^X», X600.

Аналіз отриманого фактичного матеріалу свідчить про негативний вплив скорочення зимових температуродіб на морфофункціональний стан зимуючого рибопосадкового матеріалу в умовах рибогосподарських водойм півдня України. Причиною цього є загальне потепління клімату півдня України на 1,2 – 1,5⁰С. За цих умов риба перебувала в оптимальних зимуючих температурах адаптаційно–компенсаторних механізмів всього один місяць. При діапазоні зимуючих температур вище оптимальних рибопосадковий матеріал коропових видів риб активно витрачав запаси поживних речовин на фоні втрати маси тіла та загального виснаження, що негативно відобразилось на фізіолого–біохімічних

показниках крові, м'язової частини і мікроанатомічних змінах органів і тканин риб. Одна з найбільших, серед трьох буферних систем плазми крові – гемоглобінова, після зимівлі в крові риб збільшилася в середньому на 5,19%, що свідчить про активізацію механізму кислотно-лужного балансу, гомеостатичної рівноваги. Встановлена тенденція до зменшення або збільшення параметрів індексів еритроцитів у відповідності до еритроцитарного профілю циркулюючої крові риб до та після зимівлі. Значення індексу об'єму еритроцитів (MCV) було меншим після зимівлі в крові всіх риб на 11,9% відносно параметрів до зимівлі. Це, в свою чергу демонструє активність перебігу адаптаційно–компенсаторних процесів та рівень нейро-гуморальної регуляції організму корошових риб.

Дослідження впливу сезонного чинника на лейкоцитарний профіль крові риб показав, що імунологічна реакція, резистентна активність організму гідробіонтів відповідали фізіологічним нормативам. За результатами досліджень метаболічних процесів у корошових видів риб в період зимівлі, білковий склад крові демонстрував перерозподіл фракцій в сироватці крові у відповідності від рівня гуморальної регуляції захисних механізмів. Вміст загального білка перед зимівлею тримався на рівні 15,25 – 24,36 г/дм³, сезонність та всі супутні чинники сприяли в більшій мірі зниженню цього показника після зимівлі, в середньому на 5,55%.

Після зимівлі спостерігалось закономірне підвищення вмісту в м'язах всіх дослідних груп води та жиру. Втрати білку у річників крупної групи були в межах: короп – 18%, гібрид товстолобиків – 29%, річників середньої групи: короп – 23%, гібрид товстолобиків – 35%, . Втрати ліпідів у річників крупної групи були в межах: короп – 39%, гібрид товстолобиків – 44%; у річників середньої групи: короп – 49%, гібрид товстолобиків – 51%. При порівнянні вмісту ліпідів в м'язах до та після зимівлі відмічена активізація метаболічних процесів, що забезпечує високу біологічну активність.

Незначна зміна значення відносини діаметра «ядро / ядро» свідчить про зміну клітинної функції у вигляді активізації синтезу глікогену, що природно затребуване з огляду на його дефіцит при зимовому використанні м'язовою тканиною.

Зазначений факт підтверджується також зникненням в клітинах типової монохромазії і появою специфічної зернистості цитоплазми і свідчить про переорієнтацію механізмів метаболічних процесів. При знаходженні риб в сприятливих умовах, на фоні порівняно стабільних розмірів клітин і ядер, на гістологічних зрізах маргінальної зони печінки були виявлені низькоамплітудні коливання, які в середньому не перевищують 8% від загального числа досліджених клітин.

Найбільш відчутні коливання виявляються у риб в період голодного обміну. Отримані дані виразно схожі з такими проведеними раніше експериментами, однак при цьому показують специфічність реакції окремих органів і тканин, що у риб сімейства *Cyprinidae* в природних акваторіях фактично не спостерігаються [164; 165; 167].

Надмірна інтенсивність впливу теплих температур в період зимівлі рибопосадкового матеріалу провокує зміщення балансного співвідношення «нефрогенна / гемопоетична тканина» в бік першої, що в прогнозі однозначно визначає ослаблення імунного статусу з подальшим зниженням адаптаційних можливостей особин. Якісні зміни клітинного складу провокують розширення діапазону індивідуальної реакції тканин, а разом з тим адекватну відповідь складових життєво важливих систем на вплив стресового фактору. У зв'язку з цим слід зазначити відсутність характерного, для риб природних акваторій, застою жовчі, супроводжуваного розширенням біліарних протоків. При потенційному впливі стресуючого фактору на організм риб відзначається зміщення функції клітин, що перш за все фіксується в маргінальній зоні печінки. Процес закономірно супроводжується зрушеннями цитологічних характеристик.

Проведення зимівлі рибопосадкового матеріалу на фоні сучасних кліматичних змін, призводить до понаднормових кількісних втрат річників після зимівлі в середньому на 35%, що супроводжується втратою середньої індивідуальної маси та енергетичних запасів організму риб, погіршенням рибогосподарських якостей річників, зменшенням виходу та збільшення економічних витрат господарств. Беручи до уваги отримані результати, нами

була запропонована оптимізація технологічного процесу, яка полягає у зміні технології вирощування рибопосадкового матеріалу за дволітнім оборотом на однолітній, виключаючи з технологічного процесу період зимівлі в штучних зимувальних рибогосподарських водоймах, що при сучасних кліматичних умовах півдня України негативним чином впливає на фізіологічний стан, рибогосподарські показники і економічну ефективність виробництва риб інтродуцентів для подальшого зариблення природних акваторій.

РОЗДІЛ 8

ПІДВИЩЕННЯ РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ДБЕС

8.1. Кероване формування іхтіофауни

Зарегулювання річкового стоку та створення великих водосховищ спричинили значні зміни в структурі і функціонуванні екосистем водних об'єктів ДБЕС. Багато з цих змін були спричинені змінами у фізичних, хімічних та біологічних умовах, що потребувало компенсаційних заходів, таких як штучне формування іхтіофауни. Це дозволяло не лише компенсувати втрати природної біорізноманітності, а й підвищити економічну продуктивність рибного господарства. Введення рослиноїдних видів риб, зокрема білого та строкатого товстолобиків, стало важливою практикою для покращення стану водойм. Ці види риб здатні значно знижувати кількість водоростей і підвищувати якість води завдяки своєму раціону, що складається переважно з водних рослин і водоростей. Це сприяє збереженню екологічної рівноваги в водоймах, запобігаючи їх евтрофікації та забрудненню, що є наслідком надмірного розвитку водоростей. Проте такий підхід не є універсальним і потребує обережного застосування, оскільки зміни в складі іхтіофауни можуть мати і непередбачувані наслідки для екосистем. Наприклад, деякі види риб можуть впливати на популяції інших водних організмів, що створює ризики для природних біорізноманітних систем. Тому важливо враховувати екологічні особливості конкретних водних екосистем перед впровадженням таких рішень [93; 101; 231; 251; 252]. На сьогодні накопичений величезний досвід, який доводить, що навіть при масовій інтродукції, товстолобики не завдають негативного впливу на екосистему, а при достатніх обсягах зариблення вони становлять значну частину загального обсягу промислової рибної продукції. При цьому внесення в водойми молодших вікових груп рослиноїдних риб повинно здійснюватися з урахуванням їх видової доступності до хижаків і складу аборигенної іхтіофауни у водоймі. Зважаючи на це, основним хижим видом, який

може створювати прес на інтродуковану цьоголітню молодь товстолобиків, як мешканців пелагеалі є судак.

8.2. Прес хижаків на інтродуковану іхтіофауну

Технологія дволітнього обороту вирощування рибопосадкового матеріалу, що була впроваджена з 90-х років, обґрунтовувалась на впливі хижаків. Однак ця інформація є опосередкованою і не підтверджена спеціальними науковими дослідженнями. Судак (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758), на сьогодні займає незначну частку в промислі – близько 2,03 т у межах ДБЕС (рис. 8.1.).

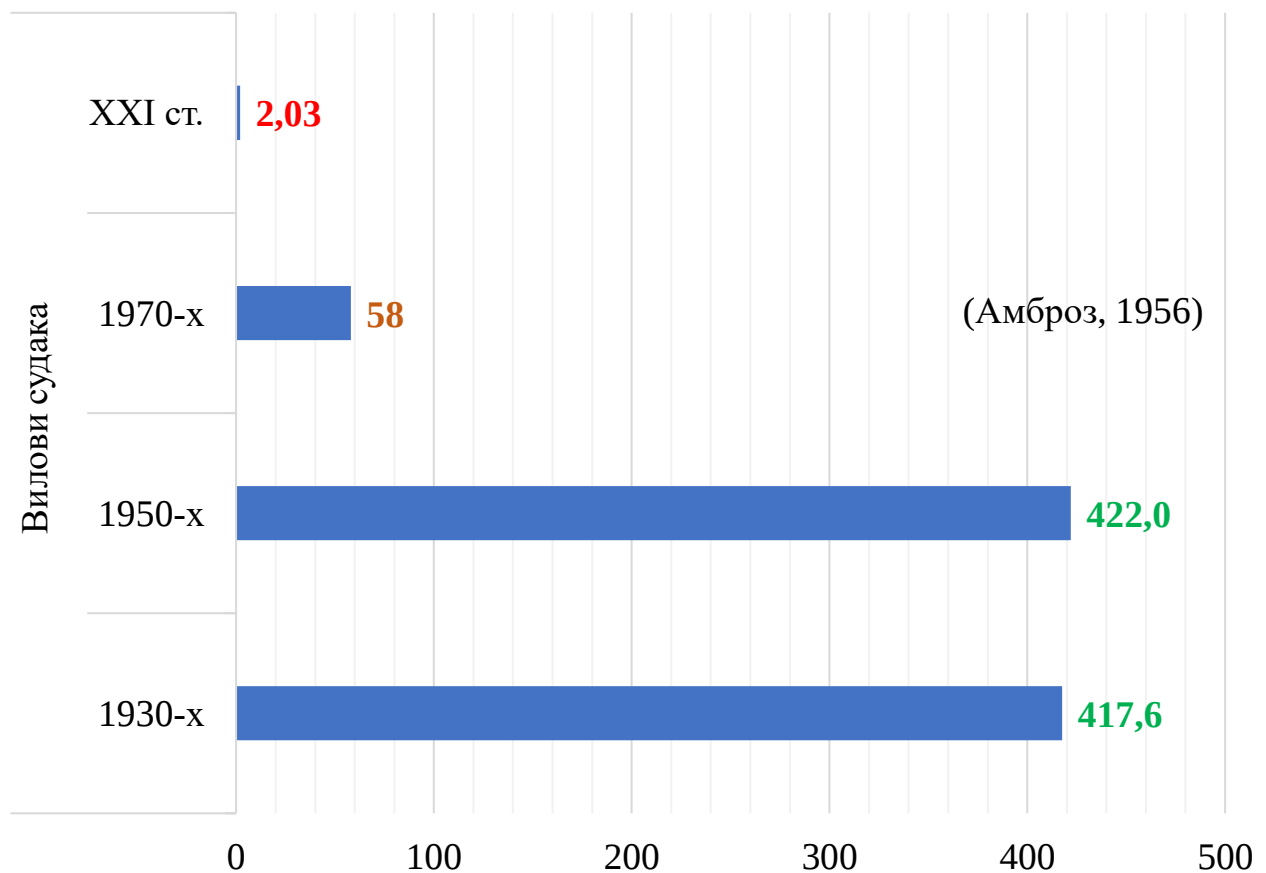


Рис. 8.1. Виллов судака в Дніпровсько-Бузькій естарній системі, т.

Зважаючи на суттєве скорочення промислового стада судака в ДБЕС протягом останніх років на рівні 2,03 т., очевидним є факт нівелювання пресу хижаків на інтродукцію цьоголітньої молоді рослиноїдних видів риб.

Окрім цього, сучасні дослідження Бузевич І.Ю. (2020) доводять, що судак здебільшого поїдає верховодку, окуня, плітку та молодь ляща. Щука полює на молодь ляща та окуня, а окунь – на бички [84].

8.3. Інтродукція рибопосадкового матеріалу

Зариблення рослинніми видами риб трансформованих акваторій ґрунтується, в першу чергу, на їх продуктивності за фітопланктоном, зоопланктоном і зообентосом. Визначені показники біопродукційного потенціалу ДБЕС за рівнем розвитку кормової бази і потенційної рибопродуктивності дозволили розрахувати необхідну кількість рибопосадкового матеріалу цьоголітньої молоді для різних районів за відповідними видами риб.

Виходячи з доцільності використання 50% біомаси різних груп харчових гідробіонтів і спираючись на відповідні кормові коефіцієнти середній показник потенційної рибопродукції за фітопланктоном в пониззі Дніпра становила на рівні 120 кг/га, трохи більша у Дніпровському лимані, особливо в центральному районі – 163,0 кг/га. В середньому по Дніпровському лиману продукується значна біомаса фітопланктону яка здатна забезпечити 136 кг/га потенційної рибної продукції фітопланктофагів. Виходячи з 30% промислового повернення показник за реальною рибною продукцією може складати 40,8 кг/га. Бузький лиман продукує найбільше органічної речовини за фітопланктоном, яка здатна забезпечити 156,0 кг/га потенційної рибної продукції. Загалом потенційна рибопродукція за фітопланктофагами в ДБЕС здатна забезпечити 167,0 кг/га потенційної рибопродукції, а за рахунок промислу реальна рибопродукція складатиме 41,2 кг/га, або 5356,0 тис. тон. з усієї площі.

Потенційна рибопродукція за рівнем розвитку продукції зоопланктону в пониззі Дніпра складала 30 кг/га, що було дещо вище ніж у Дніпровському лимані, де рівень продукції по районах коливався майже на однаковому рівні –

21 – 29 кг/га. Найбільше потенційної рибопродукції за рахунок зоопланктонфагів можливо отримувати в Бузькому лимані на рівні 38,0 кг/га (табл. 8.1.).

Найменші показники продукції органічної речовини за зообентосом відзначені у західному районі Дніпровського лиману – 287,0 кг/га, що пов'язано із підвищенням рівня мінералізації води до 11,0 ‰ і впливу морської води зі сторони Чорного моря в період згінно–нагонних явищ. В пониззі Дніпра рівень продукції за зообентосом складав 227 кг/га, що може забезпечити 311,0 кг/га потенційної рибопродукції зообентофагів. В Дніпровському лимані рівень продукції зообентосу нижчий – 198,0 кг/га, що в перерахунку на потенційну рибопродукцію складатиме – 20,0 кг/га, а промислова рибопродукція становитиме 6,0 кг/га. В Бузькому лимані продукція зообентосу найвища – 287,0 кг/га, потенційна рибопродукція на рівні 29,0 кг/га, промислова рибопродукція може становити 8,7 кг/га.

Аналізуючи результати продукційних можливостей ДБЕС слід зазначити високий біопродукційний потенціал, який значним чином недовикористовується внаслідок недостатньої кількості ефективних споживачів. Існуюча ситуація погіршується тим, що окрім значного недовикористання потенційних можливостей трансформованих акваторій у вигляді збільшення у промислі товарної рибної продукції, щороку значна маса органічної речовини не трансформується у цінну рибну продукцію, а відмирає, прискорюючи деструкційні процеси евтрофікації акваторій погіршуючи загальний екологічний стан води.

Єдиний вихід стримування евтрофікації і отримання значної кількості цінної рибної продукції на рівні 7,69 тис. т щороку, є раціональне використання біопродукційного потенціалу внаслідок трансформації кормових ресурсів у рибну продукцію за рахунок інтродукції рибопосадкового матеріалу представників корошових далекосхідного комплексу (білий–, строкатий та гібриди товстолобиків, коропа), які здатні ефективно утилізувати надлишкові органічні маси.

Таблиця 8.1.

Потреба в рибопосадковому матеріалі (цьоголітків)

Кормові групи	Продукція органічної речовини, кг/га	Потенційна рибопродукція, кг/га	Промислова рибопродукція, кг/га	Кількість рибопосадкового матеріалу, екз/га	
Пониззя Дніпра					
Фітопланктон	11900	120	36	240	Б.Т.
Зоопланктон	363	30	9	60	С.Т.
Зообентос	82,8	8,51	2,5	46	Короп
Всього:	12345	158	47,5	346	
Дніпровський лиман (осереднені дані)					
Фітопланктон	13600	136	40,8	272	Б.Т.
Зоопланктон	297	25	7,5	50	С.Т.
Зообентос	198	20	6	40	Короп
Всього:	14095	181	54,3	362	
Східний район					
Фітопланктон	11400	115	34,5	230	Б.Т.
Зоопланктон	288	24	7,2	48	С.Т.
Зообентос	216	22	6,6	44	Короп
Всього:	11904	161	48,3	322	
Центральний район					
Фітопланктон	16300	163	48,9	326	Б.Т.
Зоопланктон	349	29	8,7	58	С.Т.
Зообентос	212	21	6,3	42	
Всього:	16861	192	57,6	426	
Західний район					
Фітопланктон	13200	131	39,3	262	Б.Т.
Зоопланктон	248	21	6,3	42	С.Т.
Зообентос	165	16	4,8	32	Короп
Всього:	13613	168	50,4	336	
Бузький лиман					
Фітопланктон	15600	156	46,8	312	Б.Т.
Зоопланктон	630	53	15,9	106	С.Т.
Зообентос	287	29	8,7	58	Короп
Всього:	16517	238	71,4	476,0	
ЗАГАЛОМ			58,5	394,7	
На всю площу ДБЕС, (130,0 тис.га)			7,61 тис.т.	51306,6 тис.екз.	

Отримані розрахунки потенційної рибопродукції за кожною групою кормових гідробіонтів, відповідно до спектру живлення потенційних споживачів, дозволили визначити кількість необхідного рибопосадкового матеріалу. Так, за рахунок впровадження стратегії керованого іхтіоценозу, кількість рибопосадкового матеріалу по білому товстолобику склала 274,6 екз./га, що на всю площу ДБЕС становитиме 35706,6 тис.екз. Для ефективного використання надлишкової біомаси зоопланктону необхідно 72,0 екз/га, або 9360,0 тис.екз. на всю площу. Потреба в коропі становитиме 48,0 екз/га, або 6240,0 тис.екз. Загальна кількість рибопосадкового матеріалу, для отримання 7,61 тис. т рибної продукції на рік, становитиме 51311,0 тис.екз.

Відходячи від багатолітньої технології вирощування рибопосадкового матеріалу до нормативної ваги цьоголіток 20 г, і технології вирощування рибопосадкового матеріалу за дволітнім оборотом, слід наголосити на передумовах і засадах визначених вченими і фахівцями тих часів які ґрунтувалися на значній частці хижих видів риб в той період у пониззі Дніпра, що на сьогодні фактороутворюючим не є і зазначено у розділі 4 «Промислова характеристика». При цьому важливим для переорієнтації скорочення технологічного циклу вирощування рибопосадкового матеріалу і визначення справедливості запропонованих пропозицій є проведення досліджень у цьому питанні.

За результатами проведених досліджень залежності між обсягами вселення товстолобиків і сучасним промисловим поверненням ДБЕС у 2019–2021 (Бузевич, 2021) встановлено, що для оцінки виживання різновікової молоді товстолобів досить показовою є інформація стосовно залежності між обсягами вселення молоді різного віку та подальшими умовами інтродуцентів через певну кількість років. У промислі товстолобики починають реєструватися у віці 4+, тобто для цьоголітків це є четвертим роком мешкання у водоймі, а для дволітків – третім. Кореляційний аналіз між цими показниками вказав на існування досить тісного зв'язку між обсягами вселення цьоголітків та подальшими промисловими умовами товстолобиків тільки через чотири роки після

інтродукції: $r=0,738$. За іншими роками достовірного зв'язку не виявлено. За дволітками така залежність взагалі мала зворотний характер [85]. Таким чином, приведений кореляційний аналіз дозволяє припустити, що промислові запаси товстолобиків у ДБЕС формувалися переважно за рахунок вселення цьоголітків. З огляду на вище згадане, зариблення водойм ДБЕС потрібно здійснювати рибопосадковим матеріалом у віці цьоголітків.

Таким чином, основні біотичні фактори, які визначають умови існування риб на різних етапах їх життєвого циклу, в досліджених водних об'єктах є у цілому сприятливими для забезпечення достатньої ефективності заходів з штучного відтворення (зариблення) різновіковою молоддю цінних у господарському та природоохоронному відношенні видів. Внаслідок обмеженого характеру зариблення та достатньої розвиненості вільних екологічних ніш, проведення зазначених робіт не потребує спеціальних меліоративних та інших заходів з забезпечення нормальних умов існування об'єктів відтворення.

Головним критерієм ефективності зариблення є показник промислового повернення. В період сталої промислової експлуатації промислове повернення за товстолобами в середньому становило 10–20%. Виходячи з показників природної смертності товстолобів у водосховищах Дніпра, теоретичне значення цього показника становить 20–25%. Разом з тим, на величину промислових уловів суттєвий вплив спричиняють організація та умови промислу, зокрема розподіл промислових сіток за кроком вічка, організація спеціалізованого лову, гідрометеорологічні умови.

Одним з актуальних завдань, які вирішуються шляхом штучного відтворення, є підтримання біологічного різноманіття водних об'єктів загальнодержавного значення. Оскільки зариблення здійснюється видами, які традиційно є промисловими для ДБЕС, вилучення сформованої товарної іхтіомаси буде здійснюватися в звичайному промисловому режимі, з відповідним коригуванням прогнозів та лімітів вилову.

Таким чином, виходячи з якісних та кількісних показників іхтіофауни ДБЕС на сучасному етапі, зариблення зазначеними рослинніми видами повинно розглядатися як засіб забезпечення збалансованої структури іхтіоценозу, здійснення біологічної меліорації, тобто є природоохоронним заходом, який забезпечить покращення кількісних та якісних показників промислових уловів та забезпечує продовольчу безпеку України [85].

Виходячи з відповідних розробок, орієнтуючих на доцільність трансформації кормового ресурсу, у кормову базу в обсязі 50% та кормових коефіцієнтів фітопланктону, зоопланктону і зообентосу показник промислового вилучення товарної рибної продукції в ДБЕС може становити: основне русло Дніпра – 47,5 кг/га, Дніпровський лиман – 54,3 кг/га, Бузький лиман – 71,4 кг/га, що в перерахунку на всю площу ДБЕС складатиме 7,61 тис.т, або 58,4 кг/га. Для отримання зазначеної промислової рибопродукції щорічно необхідно вселяти у трансформовані акваторії білого товстолобика – 35706,0 тис.екз., строкатого товстолобика – 9360,0 тис.екз., 6240,0 тис.екз. коропа. Всього необхідна кількість рибопосадкового матеріалу становитиме 51311,0 тис.екз.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі проаналізовані сучасні абіотичні і біотичні чинники мешкання іхтіофауни в різних районах ДБЕС. Визначено біопродукційний потенціал, оцінено сучасний стан промислу аборигенних видів риб та інтродуцентів, біологічні особливості промислового стада товстолобиків, розроблено біологічні підходи по вирощуванню адаптованого рибопосадкового матеріалу до інтродукції в ДБЕС, встановлено вплив морфології зібрового апарату на рівень елективності до кормових організмів, з'ясовані зміни фізіолого-біохімічних показників рибопосадкового матеріалу в зимових умовах утримання, запропоновано нову стратегію рибогосподарського використання ДБЕС. На основі проведених досліджень встановлено:

- 1) Абіотичні і біотичні чинники середовища мешкання іхтіофауни на фоні сучасних кліматичних змін і зниження річкового стоку, характеризують зниженні якості води, підвищенням мінералізації води від основного русла Дніпра до західного району Дніпровського лиману, збільшення органічного забруднення і вмісту біогенних елементів.
- 2) Доведено, що ДБЕС за рівнем розвитку природної кормової бази класифікується як високопродуктивна акваторія. Середня біомаса фітопланктону складала $6,14 \text{ г/м}^3$, зоопланктону – $0,92 \text{ г/м}^3$, зообентосу – $4,37 \text{ г/м}^2$. Продукція органічної речовини за зоопланктоном в пониззі Дніпра складала $363,0 \text{ кг/га}$, у східному районі $288,0 \text{ кг/га}$, центральному – $349,0 \text{ кг/га}$, західному – $248,0 \text{ кг/га}$, Бузькому лимані – $630,0 \text{ кг/га}$. Продукція органічної речовини за зообентосом в пониззі Дніпра складала $227,0 \text{ кг/га}$, у східному районі $216,0 \text{ кг/га}$, центральному – $212,0 \text{ кг/га}$, західному – $165,0 \text{ кг/га}$, Бузькому лимані – $287,0 \text{ кг/га}$.
- 3) В сучасних умовах встановлено зменшення аборигенних видів риб на відміну від інтродукованих рослиноїдних видів риб, які ефективно споживають кормовий ресурс і демонструють високі показники лінійного росту і масонакопичення у промисловому стаді. Протягом останніх 50-ти

років відмічено стрімке падіння провідних промислових коропових таких як лящ і тараня з 173,6 і 177,7 т. до 27,1 і 15,3 т. на рік. Натомість зріс вилов карася із 25,5 т (1995 р.) до понад 500,0 т. у 2010–х роках. Вилов товстолобиків також демонструє збільшення промислового вилову в останнє десятиріччя до 342,3 т. на рік.

- 4) Встановлена просторова гетерогенність локальних стад товстолобиків з більшою часткою білого товстолобика у пониззі Дніпра (72,3%), гібрида товстолобиків у Дніпровсько–Бузькому лимані (81,0%), строкатого товстолобика 13,7% у пониззі Дніпра. Лінійно–вагові показники і річні прирости характеризувались прямолінійним ростом і високим масонакопиченням. Індекси наповнення кишечників і вгодованість товстолобиків свідчить про високе забезпечення харчових потреб риб.
- 5) Запропоновано методологію оцінки якості водного середовища за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону, що дозволяє встановлювати «оптимальну», «задовільну», «напружену чи «критичну»» ситуацію для конкретної водної системи. За розмірними класами фітопланктону встановлено типи трофічних ланцюгів при формуванні полікультури рибопосадкового матеріалу з врахуванням найбільш ефективного періоду їх використання рибами–фітопланктофагами.
- 6) Запропоновано скоротити період вирощування цьогорічної молоді рибопосадкового матеріалу майже на три місяці (до 15-го серпня), що дозволить скоротити витрати на вирощування і провести інтродукцію рибопосадкового матеріалу в той період, коли він має найкращі адаптаційно–компенсаторні показники за вгодованістю, індексом наповнення кишечників, жирності і фізіолого–біохімічними показниками.
- 7) Встановлено, що міжтинчкові проміжки фільтраційного апарату товстолобиків восени складали від 41,31 до 82,13 мкм, але осінній період характеризувався найбільшою часткою фітопланктону (62%) в діапазоні від 20 до 100 мкм. Отже, фільтраційний апарат товстолобиків відігравав

другорядне значення у забезпеченні високих темпів росту і масонакопичення.

- 8) Потепління клімату півдня України на $1,2 - 1,5^{\circ}\text{C}$ мало негативний вплив на морфофункціональний стан зимуючого рибопосадкового матеріалу в умовах рибогосподарських водойм, де риба перебувала в оптимальних зимуючих температурах адаптаційно–компенсаторних механізмів всього один місяць. Гемоглобін в крові риб після періоду зимівлі збільшився в середньому на 5,19%, значення індексу об'єму еритроцитів (MCV) було меншим після зимівлі в крові всіх риб на 11,9%. Втрати білку у річників коропа досягали 23%, гібрида товстолобиків – 35%. Втрати ліпідів у коропа – 49%, гібрида товстолобиків – 51%. Вихід річників після зимівлі не перевищував 65%.
- 9) На основі оцінки трансформації природньої кормової бази за фітопланктоном, зоопланктоном і зообентосом встановлена потенційна рибопродукція: основне русло Дніпра – 47,5 кг/га, Дніпровський лиман – 54,3 кг/га, Бузький лиман – 71,4 кг/га, а у перерахунку на всю акваторію Дніпровсько–Бузької естуарної системи це складе 7,61 тис. т., або 58,5 кг/га. Для забезпечення такого рівня промислового вилучення необхідно щорічно вселяти у ДБЕС: білий товстолобик – 35,71 млн екз., строкатий товстолобик – 9,36 млн екз., короп – 6,24 млн екз. Загальна потреба у рибопосадковому матеріалі становить 51,31 млн екземплярів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Almeida L. R., Costa I. S., Eskinazi-Sant'Anna E. M. Composition and abundance of zooplankton community of an impacted estuarine lagoon in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. Vol. 72, Issue 1. P. 13–24.
2. Barkov V.O. On the weather. *Zerno – Grain*. Vol. 10, 2007. P. 118–121.
3. Benítez-Díaz Mirón M. I., Castellanos-Páez M. E., Garza-Mouriño G., Ferrara-Guerrero M. J., Pagano M., Pitois S. G. et al. Long-term changes in zooplankton biomass concentration and mean size over the Northwest European shelf inferred from Continuous Plankton Recorder data. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 63, Issue 5. P. 785–798.
4. Benítez-Díaz Mirón M. I., Castellanos-Páez M. E., Garza-Mouriño G., Ferrara-Guerrero M. J., Pagano M. Biomass, size structure and trophic compartments of the metazooplankton in the Sontecomapan Lagoon (Veracruz, Mexico). *Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz*. 2020. P. 155–176.
5. Church J. A., White N. J. Sea-level rise from the late 19th to the early 21st Century. *Surv. Geophys.* Vol. 32, 2011. C. 585–602.
6. Coninck H. de, Revi A., Babiker M., Bertoldi P., Buckeridge M., Cartwright A. et al. Strengthening and implementing the global response. *Global Warming of 1.5 C an IPCC special report*. 2018.
7. Corell D. Estuarine productivity//Bioscience. – 1978. – 28. – P. 640 – 650.
8. Cortès, M., Turco, M., Ward, P., Sánchez-Espigares, J. A., Alfieri, L., & Carmen Llasat M. Changes in flood damage with global warming on the eastern coast of Spain. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. Vol. 19, Issue 12. P. 2855–2877.
9. Cranston P. S. The biosystematics of British aquatic larval Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae). *Unpublished Ph.D. Thesis, University of London*. 1979. P. 359.
10. David V., Selleslagh J., Nowaczyk A., Dubois S., Bachelet G. et al. Estuarine habitats structure zooplankton communities: Implications for the pelagic trophic

- pathways. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, Elsevier*. Vol. 179, 2016. P. 99–111.
11. Drizhiruk V.V. Global climate warming and global agriculture. *Agrovisnyk*. Vol. 10, 2008. P. 37–39.
 12. Gezahegn W., Mariam M. S. *ArcGIS Practical Manual*. Haramaya University, 2015. 185 p.
 13. Grebin' V. V. Suchasni zminy okremykh harakterystyk doshhovykh pavodkiv na richkah Ukrai'ny. *Gidrologija, gidrohimija, gidroekologija. Nauk. zbirnyk. Vidp. redaktor V. K. Hil'chevs'kyj. K.: Obrii'*. Vol. 2, 2010. P. 74–86.
 14. Illowsky B., Dean S. *Intorductory Statistics*. 2018. 913 p.
 15. Jemi J. Distribution and abundance of zooplankton in estuarine regions along the northern Kerala, Southwest coast of India. *Ecologia*. Vol. 4, Issue 2. P. 26–43.
 16. Klimatychni dani po stancijam i postam Ukrai'ny. URL: <http://www.pogodaiklimat.ru>
 17. Klimatychni dani po stancijam Ukrai'ny. Elektronnyj resurs. Rezhym dostupu: https://meteo.gov.ua/ua/33345/climate/climate_stations.
 18. Korzhov, Ye. I. Averchev, O. V. Bidnyn I. O. Ecohydrological investigation of plain river section in the area of small hydroelectric power station influence. *Collective monograph: Current state, challenges and prospects for research in natural sciences*. 2019. P. 135–154.
 19. Korzhov J. I. Antropogennyj vplyv na ekosystemu ponyzzja Dnipra ta mozhlyvi shljahy jogo poslablennja. *Naukovi praci Ukrai'ns'kogo naukovo-doslidnogo gidrometeorologichnogo instytutu Nika-Centr*. Vol. 267, 2015. P. 102–108.
 20. Korzhov Y. I., Kucheriava A. M. Peculiarities of External Water Exchange Impact on Hydrochemical Regime of the Floodland Water Bodies of the Lower Dnieper Section. *Hydrobiological Journal – Begell House (United States)*. Vol. 54, Issue 6. P. 104–110.
 21. Korzhov Ye.I., Kutishchev P.S., Honcharova O.V. Influence of water balance elements change on the salinity regime of the Dnieper-Bug estuary. *Innovative development of science and education. Abstracts of the 3rd International*

- scientific and practical conference, Athens, 24-26 may. 2020. P. 225–231.*
22. Kravets S. I., Darmohray L. M., Loboiko Y. V., Krushelnytska O. V. Natural forage base and its impact on productivity of nursery ponds. *Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies*. Vol. 18, Issue 2. P. 116–119.
 23. Kulbida N. I. Estimation of gross winter wheat harvest fluctuations in Ukraine under different scenarios of climate change. *Grain Industry. Kiev: IA «APK-Inform»*. 2004. P. 25–29.
 24. Kutishchev P. S., Geyna K. M., Sherman I. M., Volichenko Y. M. Actual state of phytoplankton of the Dnieper-Bug mouth area. *Hydrobiological Journal*. Vol. 54, Issue 5. P. 3–16.
 25. Kutishchev P. S., Heina K. M., Honcharova O. V., Korzhov Y. I. Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*. Vol. 57, Issue 6. P. 17–32.
 26. Kutishchev P. S., Honcharova O. V. Natural feed base of the growing ponds of the Kherson production and experimental plant for breeding of the ordinary fish. *Water bioresources and aquaculture*. Vol. 14, Issue 2. P. 65–85.
 27. Kutishchev P. S., Honcharova O. V., Koziy M. Wintering of carp in polyculture under the impact of global warming in Southern Ukraine. *Collective monographs: «Scientific research in modern conditions of instability 2024», Germany*. 2024. P. 1–15.
 28. Lawal S., Lennard C., & Hewitson B. Response of southern african vegetation to climate change at 1.5 and 2.0° global warming above the pre-industrial level. *Climate Services*. Vol. 16, 2019. P. 100134.
 29. Lema S. C., Bock S. L., Malley M. M., Elkins E. A. Warming waters beget smaller fish: evidence for reduced size and altered morphology in a desert fish following anthropogenic temperature change. *Biology Letters*. Vol. 15, Issue 10. P. 1–7.
 30. Lowerre-Barbieri S., DeCelles G. P. P. et al. Reproductive resilience: a paradigm shift in understanding spawner-recruit systems in exploited marine fish. *Fish and*

- Fisheries*. Vol. 18, Issue 2. P. 285–312.
31. Mezhzherin, S.V., Verlatiy D. B. Anadromous and freshwater fish of the lower Dnipro estuarine system at the beginning of XXI century. *Vestnik Zoologii*. Vol. 36, 2018. 90 p.
 32. Michaloudi E. Dry weights of the zooplankton of Lake Mikri Prespa (Macedonia, Greece). *Belgian Journal of Zoology*. Vol. 135, Issue 2. P. 223–227.
 33. Naumenko E.N. Zooplankton in different types of estuaries (using Curonian and Vistula estuaries as an example). *Inland Water Biology*. Vol. 2, Issue 1. P. 72–81.
 34. Naumova L.P. On the dates of stable transition of meteorological variables through some levels. *Trudy of the Main Geophysical Observatory named after AI Voeykov*. Vol. 501, 1986. P. 49–53.
 35. Novitskyi R., Hapich H., Maksymenko M., Kutishchev P., Gasso V. Losses in fishery ecosystem services of the Dnipro river Delta and the Kakhovske reservoir area caused by military actions in Ukraine. *Frontiers in Environmental Science*. Vol. 12, Issue March. P. 1–13.
 36. Park G. S., Marshall. H. G. Estuarine relationships between zooplankton community structure and trophic gradients. *Journal of Plankton Research*. Vol. 22, Issue 1. P. 121–136.
 37. Pitois, Sophie G., Fox C. J. Long-term changes in zooplankton biomass concentration and mean size over the Northwest European shelf inferred from Continuous Plankton Recorder data. *ICES Journal of Marine Science*. Vol. 63, Issue 5. P. 785–798.
 38. Saint-Lu., Marion C., Robin L., Hugo C., Matthew C. Surface Warming and Atmospheric Circulation Dominate Rainfall Changes Over Tropical Rainforests Under Global Warming. *Geophysical Research Letters*. Vol. 46, Issue 22. P. 13410–13419.
 39. Shannon C., Weaver W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana (Illinois) : Univ. of Illinois Press, 1963. 345 p.
 40. Shevchenko I. V., Korzhov Y. I., Kutishchev P. S., Honcharova O. V.,

- Shevchenko V. Y. Effect of abiotic factors upon morphological variability of *Fleuria lacustris* larvae (Diptera, Chironomidae). *Hydrobiological Journal*. Vol. 56, Issue 5. P. 15–23.
41. Simm M., Kotta J., Jänes H. Mean Weight and Total Biomass of Zooplankton as a core Indicator of Biodiversity of the Marine Strategy Framework directive: An example of the Gulf of Riga. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 63, Issue 4. P. 232–241.
 42. Solomon S. D., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. et al. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC. *Cambridge University Press*. 2007. P. 434–497.
 43. Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung A. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2013.
 44. Stocker T. F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S. K., Boschung J. et al. Carbon and other biogeochemical cycles. *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. ed. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge : Cambridge University Press, 2013. P. 465–570.
 45. Stone J. Climate change 1995: The science of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report of the intergovernmental panel on climate change. *Global Environmental Change*. Vol. 7, Issue 2. P. 186–187.
 46. Timchenko, V. M. Korzhov, Y. I. Guliayeva, O. A. Batog S. V. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section. *Hydrobiological Journal – Begell House (United States)*. Vol. 51, Issue 6. P. 75–83.
 47. Watkins J., Rudstam L., Holeck K. Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations—A review and a suggestion for standard equations. *Cornell Biological Field Station Publications and Reports*. 2011. P. 17.

48. Wooldridge. T. H. Estuarine zooplankton community structure and dynamics. *Estuaries of South Africa. Cambridge University Press*. 2015. P. 141–166.
49. Аксютин З.М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в биологических и рыбохозяйственных исследованиях. М.: *Пищевая промышленность*. 1968. Р. 289.
50. Алексенко, Т. Л., Коржов, Є. І., Шевченко І. В. Структура угруповань і біопродуктивність макрзообентосу Кардашинського лиману. *Природничий альманах. Біологічні науки. Збірник наукових праць. – Херсон: Вид-во ФОП Вишемирський*. Т. 25, 2018. Р. 4–9.
51. Алексенко, Т.Л., Васильковская О. Б. Современное состояние отряда кумовых (MALACOSTRACA, CUMACEA) Днепровско-Бугского лимана. *Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення : зб. нау.* 2014. Р. 109–111.
52. Алексенко, Т.Л., Овечко, С.В., Роман, Є.Г., Коржов Є. І. та ін. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Озеро Соляне. *Херсон. Херсонська гідробіологічна станція НАН України*. 2013. С. 36.
53. Алексенко Т. Л., Гільман В. Л., Дімова Ж. О. Моллюски рода *Dreissena beneden* як біомаркери солоності води Дніпровсько-Бузького лиману. *Congreso Internacional sobre Trabajos con Tensión y Seguridad en T&D de Energía Eléctrica y Mantenimiento sin Tensión de Instalaciones de AT*. Т. 40, Issue 1997. С. 3–6.
54. Алексенко Т. Л., Шевченко І. В. Структурно-функціональні особливості формування угруповань донних безхребетних русла нижнього Дніпра в сучасних умовах. *Наукові читання присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону: зб. наук. статей / ХГБС НАН України. – Херсон*. Т. 8, 2015. С. 17–21.
55. Алексенко Т. Л. До питання про кормовий макрзообентос Дніпровсько-Бузького лиману , 2015. – Вип. 8. – С. 49–54. *Наукові читання присвячені*

- Дню науки : зб. наук. праць. – Херсон: ХГБС НАН України. Т. 8, 2015. С. 49–54.*
56. Алексенко Т.Л. До питання про кормовий макрозообентосу Дніпровсько-Бузького лиману. *Angewandte Chemie International Edition*, 6(11), 951–952. 2021. С. 2013–2015.
 57. Алексенко Т.Л. Сучасний стан і оцінка змін структури макрозообентосу східного району Дніпровського лиману за останні 30 років. *Наукові читання присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону: зб. наук. статей / ХГБС НАН України. – Херсон. Т. 7, 2014. С. 33–39.*
 58. Алимов С. І. Рибне господарство України: стан і перспективи. Київ : Вища освіта, 2003. 335 с.
 59. Алмазов А. М. Гидрохимия устьевых областей рек. *Киев: Изд-во АН УССР. 1962. С. 250.*
 60. Амброз А.И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепро-Бугского лимана. *Киев: Изд-во АН УРСР. 1956. С. 405.*
 61. Андреева Р. В., Бродская Н. К., Макаrenchенко Е. А. и др. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 4. Двукрылые насекомые. под общ. р. СПб: Наука, 2000. 997 с.
 62. Андрианова О. Р., Батырев А. А., Белевич Р. Р. Тенденции межгодовых колебаний уровня Мирового океана в течение последнего столетия. *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу. Т. 26, Вып 1. С. 123–133.*
 63. Андрианова О. Р. Максимумы в межгодовом ходе уровня Мирового океана и характеристик черного моря и их связь с Эль-ниньо. *Вісник одеського національного університету ім. і. і. Мечнікова. Серія «Географічні та геологічні науки». Т. 18, Вып 2. С. 54–60.*
 64. Андрианова О. Р. Многолетние колебания уровня Мирового океана: тенденции и причины: *одесса: астропринт. 2014. С. 131–149.*
 65. Андрищенко, А.І., Алимов С. І. Ставові рибництво. Київ : Підручник. - К.:

- Видавничий і центр НАУ, 2008. 636 с.
66. Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. та інш. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.
 67. Артющик С. Т., Воробйова В. О. Підсумки інтродукції рослиноїдних риб у водойми Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Таврійський науковий вісник*. - Херсон. 1998. С. 12–15.
 68. Асаул З.І. Визначник евгленових водоростей Української РСР XI. – Київ.: Наук. думка, 1975. – 407 с.
 69. Атлас беспозвоночных каспийского моря. – М: Изд-во «Пищевая промышленность». 1968. 416 с.
 70. Бабиченко В. Н. Климатические условия. *Ресурсы поверхностных вод*. Т. 6, Вып 2. С. 54–77.
 71. Байдак Л. А., Дворецкий А. І. Екологічні проблеми Дніпровського (Запорізького) водосховища у ретроспективі й на сучасному етапі. Історія створення та вивчення. *Біорізноманіття водних екосистем: проблеми і шляхи вирішення: Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю: матеріали*. — Дніпропетровськ. 2008. С. 51–54.
 72. Барсукова Л. А. Гидрохимическая характеристика дельты и авандельты Волги. *Тр. ВНИРО, Т. XXXII: Разведение промысловых рыб*. – М.: Пищепромиздат. 1956. С. 178 – 196.
 73. Безсонов Є. М., Андрєєв В. І. Забезпечення екологічної безпеки Південного Бугу в контексті сталого розвитку. *Наукові праці: науково-методичний журналологія*. – Миколаїв: Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили. Т. 276, Вип 288. С. 201.
 74. Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Т-2. М. – Л.: Изд-во АН СССР. 1948. С. 448.
 75. Білик Г. В., Коржов Є. І. Шляхи відтворення аборигенних видів риб Дніпровсько-Бузької гирлової області в природних умовах. *Сучасні проблеми природничих наук: Матеріали III Всеукраїнської конференції молодих науковців, м. Ніжин, 25-26 квітня 2018 р. Ніжин*. 2018. С. 25.

76. Білик Г. В. Огляд основних аспектів впливу кліматичних змін на сучасний стан іхтіофауни Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Збірник наукових праць. Херсон*. Т. 12, 2019. С. 3–10.
77. Бобков О. В., Шерман І. М., Кутіщев П. С. Вплив абіотичних і біотичних факторів на промислове стадо рослинної фауни планктофагів Пониззя Дніпра і Дніпровського лиману. «Сучасний стан та перспективи раціонального використання акваторій та територій степової зони України». (Херсон). *Регіональна науково-практична конференція викладачів, молодих вчених, аспірантів та студентів, 18 - 19 листопада 2015 р.* 2015. С. 12–21.
78. Боруцкий Е. В., Желтенкова М. В. Изучение питания и пищевых отношений рыб за советский период. *Вопр. ихтиологии*. Т. 5, Вып 48. С. 18–23.
79. Боруцкий Е.В. Питание белого и пестрого толстолобиков в естественных водоемах и прудах СССР. В кн.: *Трофология водных животных*. М.: Наука. 1973. С. 299–322.
80. Боруцкий Е.В. Руководство по изучению питания рыб в естественных условиях. 1961. 264 с.
81. Бугай К. С., Залумі С. Г. Зміни абіотичних умов існування риби у пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бузькому лимані після спорудження каскаду водоймищ. *Вплив зарегульованого стоку на біологію та чисельність промислових видів риби*. – К.: Наук. думка. 1967. С. 19–37.
82. Бугай К.С. Размножение рыб в низовье Днепра. 216 с.
83. Будкіна Л. Г., Тимченко В. М., Колеснік М. П. Деякі аспекти водного режиму дельти р. Дніпро в умовах антропогенного впливу. *Вісн. Київського ун-ту. Географія*. Т. 27, 1985. С. 44–49.
84. Бузевич І. Ю., Макаренко А. В. Хижий іхтіокомплекс Великобурлуцького водосховища як чинник впливу на виживання посадкового матеріалу рослинної фауни риби. *Біоресурси та екологія водойм*. Т. 3, Вип 53. С. 5–18.
85. Бузевич І. Ю. Науково-біологічне обґрунтування показників зариблення Дніпровсько-Бузької гирлової системи різновіковою молоддю цінних видів

риб на період 2019-2021 рр.

86. Бузевич І. Ю. Результати вселення рослиноїдних риб у дніпровські водосховища. *Рибогосподарська наука України*. Т. 4, 2011. С. 4–9.
87. Веригин Б.В. Строение жаберного аппарата и наджаберного органа толстолобика. *Зоол. журн.* Т. 36, Вып 4. С. 595–605.
88. Верлатий Д. Б. Динамика уловов проходных и пресноводных рыб нижнеднепровского региона за последние 80 лет. *Наукові читання присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону: зб. наук. статей / ХГБС НАН України. – Херсон*. Т. 8, 2015. С. 17–21.
89. Верлатый Д.Б., Межжерин С.В. Ф. Л. В. Видовой состав и численность проходных и пресноводных рыб нижнеднепровской эстуарной системы: динамика в XX ст. в сравнении с Нижнем Дунаем. *Vestnik Zoologii*. Т. 43, Вып 3. С. 231–244.
90. Винберг Г. Г., Ляхнович В. П. Удобрение прудов. 1965. 271 с.
91. Виноградов В. К., Ерохина Л. В. Гибриды белого амура и толстолобика. *Рыбоводство и рыболовство*. Т. №5, 1964. С. 20–31.
92. Виноградов В.К. Биологические основы разведения и выращивания растительноядных рыб и новых объектов рыбоводства и акклиматизации. *Автореферат дисс. на соискание уч. степ.* 1985. С. 28.
93. Виноградов В.К. Об использовании растительноядных рыб для зарыбления естественных водоемов и водохранилищ. *Тр. ВНИИПРХ*. Т. 25, 1976. С. 14–22.
94. Виноградов В.К. Об использовании растительноядных рыб для зарыбления естественных водоёмов и водохранилищ. *Сб. научных трудов ВНИИПРХ*. Т. Т.25, 1976. С. 14–21.
95. Виноградов В. К. Поликультура в товарном рыбоводстве. 184 с.
96. Витюков, Ю.Е., Кутищев П. С. Экологические особенности Днепровско-Бугской устьевой области и рациональное использование сельдевых. *Тез. V Междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых по проблемам водных*

- экосистем “Понт Эвксинский V”. — Севастополь. 2007. С. 17–18.
97. Витюков Ю. Е., Кутищев П. С. Характеристика биоразнообразия промысловой ихтиофауны Днепровско-Бугской Эстуарной области. *Матеріали III міжнародної конференції «Розмаїття живого. Екологія. Адаптація. Еволюція» – Одеса. 2007. С. 141.*
 98. Вітюков Ю. Є. Абіотичні умови існування іхтіофауни в Дніпровсько-Бузькій гирловій ділянці і перспективи раціонального використання біопродуктивного потенціалу. *Рибогосподарська наука України. - К.: Т. 1, 2011. С. 110–115.*
 99. Владимиров В.И. Условия размножения рыб в нижнем Днепре и Каховское гидростроительство. *К.: Изд-во АН УССР. 1955. С. 148.*
 100. Влияние климатических изменений на территории Украины на термический и ледовый режимы устьевого участка Днепра. *Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: сборник трудов VII международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов ФГБУН ИВПРАН; 11-13 декабря. 2013. С. 51–54.*
 101. Вовк П.С. Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины. *Киев. Изд-во Наукова думка. 1976. С. 222–243.*
 102. Воліченко Ю. М., Шерман І. М., Коваленко В. О. Шляхи оптимізації та прогнозування вирощування цьоголіток корошових видів риб в умовах півдня України. *Рибогосподарська наука України. Т. 2, 2014. С. 46–54.*
 103. Воробйова В. А., Праваторов Б. І. Сучасний стан рибних запасів у Дніпровсько-Бузькій гирловій області. *Таврійський наук. вісник. Т. 7, 1998. С. 191–195.*
 104. Вороняк В. В., Козенко О. В., Двилюк І. В. Методи дослідження якості води та охорона джерел водопостачання. Навчально-методичний посібник. — Львів: ЛНУВМБ імені С.З. Гжицького. 2020. 176 с.
 105. Воропаев Н. В. Морфологические признаки, питание и некоторые рыбоводные показатели толстолобиков и их гибридов. *Новые исследования*

- по экологии и разведению растительноядных рыб. Москва: Наука, 1968. С. С. 206-217.*
106. Воропаев Н. В. Выращивание двухлетков толстолобиков и их гибридов в поликультуре с карпом. *Прудовое рыбоводство / Сб.тр.ВНИИПРХ. Т. 4, 1970. С. 31–41.*
 107. Гагуліна, А.М., Коржов Є. І. Часова мінливість окремих кліматичних параметрів території Херсонської області в сучасний період. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Збірник наукових праць. – Херсон. Т. 11, С. 47–52.*
 108. Гейна, К. М., Кутіщев, П. С., Шерман І. М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації. Херсон : Грінь Д.С., 2015. 30 с.
 109. Гейна, К.М., Шашликова С. С. Абіотичні умови існування іхтіофауни нижньої течії Дніпра в умовах трансформації річкового стоку. *Znanstvena misel journal. 2017. С. 18–26.*
 110. Гейна К. М., Шераман І. М., Кутіщев П. С., Кутіщев С. В. Екологічні трансформації річкових гідроекосистем та актуальні проблеми рибного господарства. *Рибогосподарська наука України. Т. 4, 2013. С. 5–16.*
 111. Гейна К. Н. Эффективность зарыбления Днепровско-Бугской устьевой системы растительноядными видами рыб в зависимости от качественных и количественных показателей рыбовосадочного материала. *Материалы международной научно-практической конференции «Состояние и перспективы развития пресноводной аквакультуры». М.: ГНУ ВНИИР Россельхозакадемии. 2013. С. 155–159.*
 112. Герасимова Т. Д., Волкова С. И. Эколого-физиологические особенности роста карпа (*Cyprinus carpio* L.) при высокой плотности посадки. *Известия ТСХА, Т. 3, 1982. С. 125–132.*
 113. Гидрохимические условия и основы формирования биологической продуктивности. Гидрометеиздат, 1994. – 435 с. Проект «Моря СССР» Т.III. Балтийское море. Вып. 2. – СПб.: Гидрометеиздат, 1994. 445 с.

114. Гильман В. Л. Экологическое состояние водных систем устьевой области Днепра. *овременные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений – 2 / Материалы Международной научной конференции. – Херсон. 2008. С. 106–108.*
115. Гильман В. Л., Коржов Є. І., Тімченко В. М., Кутіщев П. С. Основні фактори погіршення екологічного стану пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Т. 3, Вип 24. С. 138–144.
116. Голлербах М. М., Косинская Е. К., Полянский В. И. Определитель пресноводных водорослей СССР вып. 2. Синезеленые водоросли – М.: Изд-во «Советская наука». 1953. 653 с.
117. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). К. : Ніка-Центр, 2010. 316 с.
118. Гребінь В. В. Сучасні зміни окремих характеристик дощових паводків на річках України. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. Наук. збірник. – К.: Обрії*. Т. 2, 2010. С. 74–86.
119. Гринжевский Н.В. Пути эффективного использования рыбных ресурсов, внутренних водоемов Украины. *Водные биоресурсы и пути их рационального использования. Материалы международной научной конференции молодых ученых. - Киев: ИРХ УААН. 2000. С. 3–5.*
120. Гринжевський М. В. Аквакультура України (організаційно-економічні аспекти). Л. : Вільна Україна. 1998. С. 364.
121. Гринжевський М.В. Інтенсифікація виробництва продукції аквакультури у внутрішніх водоймах України. К.: Світ. 2000. С. 181.
122. Гринь Г. В. Об'ємно-вагова характеристика провідних видів фітопланктону нижнього Дніпра. *Питання екології і фенології водних організмів Дніпра. – К.: Вид-во АН УРСР. 1963. С. 35–40.*
123. Гринько Е. С. Закономерности современного распределения расхода воды по рукавам дельты Днепра при отсутствии значительных стонно-нагонных колебаний уровня. *тр. ГОИН*. Т. 129, 1976. С. 136–141.
124. Губський Ю. І. Біологічна хімія: підручник: реком М-вом охорони здоров'я

- для студ. вищих медичних навч. закл. IV рів. акред.- Вінниця; К. : *Нова книга*. 2011. С. 664.
125. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. Трофометаболические взаимодействия зоо-и фитопланктона. Л.: *Наука*. 1986. С. 155.
 126. Давидова, А.О., Коржов Є. І. До питання синтаксономічного різноманіття вищої водної рослинності водойм НПП «Нижньодніпровський». *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів: Збірник матері.* Київ. 2019. С. 29–32.
 127. Данченко А. Д. Питание и пищевые взаимоотношения сеголетков растительноядных рыб и карпа при выращивании в поликультуре. *Тр.ВНИИПРХ*. Т. 25, 1976. С. 50–58.
 128. Данченко А. Д. Поликультура растительноядных рыб как механизм интенсификации прудового рыбоводства. *автореф. дис. ... канд. биол. наук.* – Калининград. 1974. С. 34.
 129. Дещеревская О. А., Авилов В. К., Ба Зуй Динь и др. Геофизические процессы и биосфера. 2013. С. 5.
 130. Дяченко В. В., Коржов Є. І. Розвиток теоретичних основ оцінки зовнішнього водообміну у штучних водних об'єктах. *Матеріали III міжнародної науково-практичної конференції: «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» Херсон: Олді-плюс*. 2020. С. 719–722.
 131. Дяченко В. В., Рудницький Є. А., Сілін М. М., Лубенко В. О., Коржов Є. І. Фактори формування алювіального конусу виносу у гирлових ділянках річок. *Матеріали наукової Інтернет-конференції: «Актуальні питання раціонального використання екосистем півдня України*. 2020. С. 17–20.
 132. Ефимов В. В., Еремеев В. Н. Изменение климата украины в XX столетии доп. нан україни. – 2003. – № 1. – С. 106-111. – Библиогр.: с. 110. *Доп. НАН України*. Вип 1. С. 106–111.
 133. Жадин В. И. Методы гидробиологических исследований. 1959. С. 180.

134. Жукинский В. Н., Журавлева Л. А., Иванов А. И. и др. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. Херсон : Наук. думка, 1989. 239 с.
135. Жукинский В. Н. Устьевые области рек и лиманы северо-западного Причерноморья. Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды. – К.: Наук. думка, 1987. 224 с.
136. Журавлева, Л.А., Линник П. Н. Факторы формирования экстемальных ситуаций в гидрохимическом режиме Днепровско-Бугского лимана. *Гидробиологический журнал*. Т. 25, Вып 3. С. 69–74.
137. Журавлева Л. А. Влияние атмосферной циркуляции на распределение солености в Днепровско-Бугском лимане. *Гидробиологический журнал*. Т. 6, 1970. С. 71–78.
138. Журавлева Л. А. Изменение гидрохимического режима устьевой области Днепра под влиянием зарегулирования его стока. *Гидробиол. журн.* Т. 17, Вып 2. С. 119–120.
139. Зайцева Г.Я. Живлення судака в Дніпровському лимані в зв'язку із зарегулюванням стоку Дніпра. *Дніпровсько-Бузький лиман*. – К.: Наук. думка. 1971. С. 358–378.
140. Залуми С.Г. Современный состав и некоторые закономерности формирования ихтиофауны низовьев Днепра в условиях зарегулирования и сокращения речного стока. *Вопр. ихтиол.* Т. 10, Вып 5. С. 779–789.
141. Залумі С. Г. Видовий склад, поширення та врожайність молоді риб пониззя Дніпра у зв'язку із зарегулюванням та скороченням стоку. *Вплив зарегульованого стоку на біологію та чисельність промислових риб*. – К.: Наук. думка. 1967. С. 70–90.
142. Залумі С.Г. Изменения в ихтиофауне низовьев Днепра и Днепровско-Бугского лимана в связи с гидростроительством. *Вест. зоологии*. Т. 3, 1967. С. 66–69.
143. Збарська Г. Ю. Баклан загрожує екології? *Екологічний вісник Херсонщини*. Т. 5, Вып 5. С. 7.
144. Звіт про НДР «Оцінка стану екосистем Чорного та Азовського морів у 2017

- році». 2017 р. – 63 с.
145. Зимбалева Л. Н. Материалы к весовой характеристике зоопланктона водоёмов Днепра. *Гидробиологический журнал*. Т. 2, Вып 3. С. 83–86.
 146. Зони аквакультури (рибництва) та рибопродуктивності по регіонах України. 2013. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0240-13#n16>
 147. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. 1999. 50 с.
 148. Иванова Н.Т. Материалы к морфологии крови рыб. *Ростов – на - Дону*. 1970. С. 138.
 149. Ивлев В. С. Экспериментальная Экология Питания Рыб. Киев: Наук. думка, 1977. 272 с.
 150. Инсарова Н. И., Лещенко В. Г., Шеламова М. А. Статистический анализ медико-биологических данных с использованием программы Excel : учеб.-метод. пособие: Минск : БГМУ, 2010. 96 с.
 151. Исаев А. А., Карпова Е. И. Рыбное хозяйство водохранилищ. М.: ВО «Агропромиздат», 1989. 256 с.
 152. Імпорт рибної продукції за 2013 - 2020 р. URL: <https://uifsa.ua/news/news-of-ukraine/overview-of-the-fish-market-in-ukraine-for-2020>
 153. Йенеи Ж., Бех В. Руководство по биотехнике выращивания и использования маточных стад карпа и растительноядных рыб. *Информационный бюллетень ФАО по рыболовству и аквакультуре. Анкара, ФАО*. Т. 1188, 2020. С. 80.
 154. Korzhov Y. Analysis of possible negative environmental and socio-economic consequences of freshwater drain reduction to the Dnieper-Bug mouth region. *Perspectives of world science and education : Abstracts of the 8th International scientific and practical conference, Osaka, 22-24 april 2020. Osaka, Japan*. 2020. С. 84–90.
 155. Камлюк Л. В., Ляхнович В. П., Астапович И. Т. и др. Соотношение некоторых звеньев пищевых цепей в рыбоводных прудах. В кн.: Трофические связи и их роль в продуктивности природных водоемов. *Под ред. Г.Г. Винберга. – Л.: ЗИ АН СССР*. 1983. С. 163–168.

156. Кизеветтер И.В. Технологическая и химическая характеристика промысловых рыб Тихоокеанского бассейна. *Владивосток: Дальиздат*. 1971. С. 297.
157. Киселев И.А. Методы исследования планктона. *Жизнь пресных вод СССР. – М. – Л.: Изд-во АН СССР*. 1956. С. 183–265.
158. Киселев И. А. Планктон морей и континентальных водоемов. Том I. Ленинград : Наука, 1969. 658 с.
159. Клімат України. Київ.: Видавництво Раєвського, 2003. 346 с.
160. Кліматичні дані по м. Херсон за багатолітній період спостережень. URL: https://meteo.gov.ua/ua/33345/climate/climate_stations/158/24/
161. Кліматичні дані по станціям і постам України. URL: <http://www.pogodaiklimat.ru>
162. Кліматичні дані по станціям України. Електронний ресурс. URL: https://meteo.gov.ua/ua/33345/climate/climate_stations.
163. Кобяков Д. О. Загальна характеристика видового складу іхтіофауни озера Котлован (м. Дніпро). *Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ*. 2007. С. 91–93.
164. Козий, М.С., Шерман И. М. Микроанатомические особенности адаптаций рыб. *Херсон, Гринь Д.С*. 2013. С. 116.
165. Козий М.С. Гистоморфологические особенности ихтиофауны юга Украины: монография. Херсон: Олди-плюс, 2011. 310 с.
166. Козий М. С., Матвиенко Н. Н., Семенюк С. К. Гистологическая оценка структуры органов и тканей рыб в условиях техногенных нагрузок на гидроэкосистемы. *Наукові читання присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону: зб. наук. статей / ХГБС НАН України. – Херсон*. Т. 8, 2005. С. 59–62.
167. Козий М.С. Гистоморфологические особенности ихтиофауны юга Украины. *Херсон: Олди-плюс*. 2011. С. 310.
168. Козий М.С. Оценка современного состояния гистологической техники и

- пути усовершенствования изучения ихтиофауны. *Херсон. Олди-плюс*. 2009. С. 310.
169. Козлов, В.И., Никифоров-Никишин, А.Л., Бородин А. Л. Аквакультура. *Москва : МГУТУ*. 2004. С. 433.
 170. Кондратьева Н. В. Визначнике прісноводних водоростей Української РСР. Синьо-зелені водорості. Київ : Наук думка, 1968. 524 с.
 171. Кононенко Р. В. та ін. Інтенсивні технології в аквакультурі: навч. посіб. *Київ : Центр учбової літератури*. 2016. С. 410.
 172. Константинов А.С. Общая гидробиология (4-е изд.). – М.: Высш. шк., 1986. – 472 с.
 173. Коржов Е. И. Некоторые экологически значимые аспекты водного режима Нижнего Днепра. *Наукові читання присвячені Дню науки. Вип.3: Зб. наук. пр. – Херсон, Вид-во: ПП Вишемирський В.С.* 2010. С. 4–9.
 174. Коржов Е. И. Современная гидрографическая характеристика низовья Днепра. *Наукові читання присвячені Дню науки. Вип.4: Зб. наук. пр. – Херсон, Вид-во: ПП Вишемирський В.С.* 2011. С. 14–17.
 175. Коржов Є. І., Бородин А. В. Гідрографічна характеристика Дніпровсько-Бузького лиману в межах НПП «Нижньодніпровського». *Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону : зб. наук. праць. – Херсон. Т. 11,* 2018. С. 56–59.
 176. Коржов Є. І., Гільман В. Л. Еколого-гідрологічна характеристика Кардашинського лиману. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Обрії. Т. 2, Вип 37.* С. 100–108.
 177. Коржов Є. І., Гільман В. Л. Еколого-гідрологічна характеристика Кардашинського лиману. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Обрії. Т. 2, Вип 37.* С. 100–108.
 178. Коржов Є. І., Дяченко В. В., Рудницький Є. А., Сілін М. М., Лубенко В. О. Вивченість водообмінних процесів гирлової ділянки Дніпра на сучасному етапі її існування. *Матеріали III міжнародної науково-практичної конференції: «Екологічні проблеми навколишнього середовища та*

- раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» – Херсон: Олді-плюс. 2020. С. 738–741.*
179. Коржов Є. І., Кутіщев П. С., Гончарова О. В., Дяченко В. В. Оцінка можливих негативних екологічних наслідків скорочення об'ємів надходження прісних вод до Дніпровсько-Бузького лиману. *Збірник наукових праць. Житомир: ПНУ. 2020. С. 13–15.*
 180. Коржов Є. І., Кучерява А. М. Вплив інтенсивності водообмінних процесів на окремі елементи гідрохімічного режиму водойм пониззя Дніпра. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. Київ. 2017. С. 35–37.*
 181. Коржов Є. І., Кучерява А. М. Особливості впливу зовнішнього водообміну на гідрохімічний режим заплавних водойм пониззя Дніпра. *Гідробіологічний журнал. Т. 54, Вип 4. С. 112–120.*
 182. Коржов Є. І., Леонтьєва Т. О. Зовнішній водообмін, як один з факторів формування кількісних показників фітопланктону заплавних водойм пониззя Дніпра. *ідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Т. 2, Вип 29. С. 37–45.*
 183. Коржов Є. І., Мінаєва Г. М. Вплив режиму течій на кількісні показники фітопланктону мілководних водойм пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Обрії. Т. 2, Вип 33. С. 61–65.*
 184. Коржов Є. І., Орлова К. С. Вплив інтенсивності зовнішнього водообміну заплавних водойм НПП «Нижньодніпровського» на формування кількісних показників зоопланктону у весняний період. *Матеріали III Всеукраїнської конференції молодих науковців «Сучасні проблеми природничих наук». – Ніжин: «Наука-Сервіс». 2018. С. 13–14.*
 185. Коржов Є. І., Рудницький Є. А., Сілін М. М. Значення міжнародних організацій при реалізації проектів з покращення екологічного стану водних об'єктів Півдня України на початку ХХІ століття. *Матеріали всеукраїнської науково-практичної інтернетконференції реалізація*

- програм державними та міжнародними проектами на базі вищих навчальних закладів аграрного профілю. 2020. С. 19–25.*
186. Коржов Є. І., Самойленко Л. М., Жур А. М. Вплив прозорості води на кількісні показники зоопланктону водних об'єктів пониззя Дніпра. *Наукові читання присвячені Дню науки. Зб. наук. пр. – Херсон, Вид-во: ПП Вишемирський В.С. Т. 8, 2015. С. 21–25.*
 187. Коржов Є. І., Самойленко Л. М., Жур А. М. Вплив прозорості води на кількісні показники зоопланктону водойм пониззя Дніпра. *Наукові читання присвячені Дню науки. Зб. наук. пр. – Херсон, Вид-во: ПП Вишемирський В.С. Т. 8, 2015. С. 21–25.*
 188. Коржов Є. І. Антропогенний вплив на екосистему пониззя Дніпра та можливі шляхи його послаблення. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. К.: Ніка-Центр. Т. 267, 2015. С. 102–108.*
 189. Коржов Є. І. Гідрологічні засади поліпшення стану водної екосистеми р. Каланчак. *Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення: Мат. Всеукраїнської конференції молодих учених (Київ, 16-17 листопада 2016 р.). – К.: ТОВ «Ніка-Центр». 2016. С. 33–35.*
 190. Коржов Є. І. Гідрологічні умови формування сучасного екологічного стану пониззя Дніпра: дис... канд. геогр. наук: 11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія. Керівник д.геогр.н., професор Тімченко В. М. / КНУ ім. Т. Г. Шевченка. – К., 2016. – 158.
 191. Коржов Є. І. Зміни гранулометричного складу донних відкладів Дніпровсько-Бузького лиману в сучасний період. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Херсон. Т. 10, 2010. С. 17–21.*
 192. Коржов Є. І. Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період – К.: Обрії. – 2013. – Том 2(29). – С. 37–45. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Т. 2, Вип 29. С. 37–45.*

193. Коржов Є. І. Математичне моделювання течій у внутрішніх водоймах пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Т. 2, Вип 27. С. 38–43.
194. Коржов Є. І. Огляд сучасних методів берегоукріплення узбережжя водних об'єктів Херсонської області природним шляхом. *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*. – Асканія-Нова: ФОП Половко Н.В. Т. 21, 2019. С. 119–123.
195. Коржов Є. І. Особливості формування донних відкладів водойм пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання присвячені 95-річчю НАН України : зб. наук. праць*. – Херсон : Вид-во ПП В. С. Вишемирський. Т. 6, 2014. С. 27–32.
196. Коржов Є. І. Особливості формування донних відкладів пониззя Дніпра в сучасний період. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології: Матеріали науково-практичної конференції молодих вчених присвяченої 95-річчю НАН України*. Київ.– Вип.6. – Зб. наук. пр. – Херсон, Вид-во: ПП Вишемирський В.С. Т. 6, 2014. С. 27–32.
197. Коржов Є. І., Гончарова О. В., Кутіщев П. С. Аналіз можливих екологічних та соціально-економічних наслідків скорочення прісноводного стоку до Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2020*. 2020. С. 148–151.
198. Коржов Є.І. Гончарова О.В. Формування режиму солоності вод Дніпровсько-Бузької гирлової області під впливом кліматичних змін у сучасний період. *Actual problems of natural sciences: modern scientific discussions : Collective monograph*. Riga: Izdevniecība “Baltija Publishing”. 2020. С. 315–330.
199. Коржов Є. І., Дзеркаль В. М., Білик Г. В., Пономарьова А. . Шляхи збереження «червонокнижних» видів флори та фауни водних екосистем НПП «Нижньодніпровський». *«Біорізноманіття степової зони України: вивчення, збереження, відтворення» (з нагоди 10-річчя створення національного природного парку «Меотида»)* // *Праці науково-технічної*

- конференції (с.Урзуф, 16-18 жовтня 2019 року) / Серія «*Conservation Biology in Ukr.* Т. 13, 2019. С. 79–86.
200. Коржов Є. І., Жежеря В. А., Дубняк С. С. До питання змін кисневого режиму водних мас руслової мережі пониззя Дніпра під час згінно-нагінних явищ. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону.* Т. 11, 2018. С. 7–12.
 201. Коржов Є. І. Науково-практичні рекомендації щодо покращення стану водних екосистем гирлової ділянки Дніпра шляхом регулювання їх зовнішнього водообміну. *Херсон.* 2018. С. 52.
 202. Коржов Є. І. Особливості гідрологічного режиму річки Каланчак. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону.* Т. 9, 2016. С. 12–19.
 203. Коржов Є. І. Оцінка екологічно значущих елементів динаміки водних мас штучної водойми (Кардашинський Кар'єр). *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем. Мат. III науково-практичної конференції для молодих вчених (Київ, 6-7 жовтня 2016 р.).* – К.: Логос. 2016. С. 26–28.
 204. Корнієнко В. О. Визначення віку риб за лускою, кістками, отолітами та променями плавців: методичні вказівки для проведення лабораторного заняття із спеціальності 207 «Водні біоресурси та аквакультура». *Херсон: РВВ «Колос» ХДАУ.* 2019. С. 26.
 205. Корнієнко В. О. Методи проведення морфологічного аналізу риб. Методичні вказівки для проведення лабораторного заняття із спеціальності 207 «Водні біоресурси та аквакультура». *РВВ «Колос» ХДАУ.* 2020. С. 44.
 206. Корнієнко В. О. Методика вивчення темпу росту риб. *Методичні вказівки для проведення лабораторного заняття із спеціальності 207 «Водні біоресурси та аквакультура».* Херсон: ХДАЕУ. 2021. С. 52.
 207. Корнієнко В. О. Методика збору та обробки матеріалів по живленню риб. *Методичні вказівки для проведення лабораторного заняття із спеціальності 207 «Водні біоресурси та аквакультура».* Херсон: ХДАЕУ.

2021. С. 36.
208. Корочкин Е.Ф. О размерной доступности растительных рыб хищникам. *Рыбное хозяйство*. Т. 8, 1982. С. 41–42.
 209. Костин Ю.В. Птицы Крыма. – М.: Наука, 1983. – 241 с.
 210. Костяницын М. Н. Гидрология устьевой области Днепра и Южного Буга. Москва : Гидрометеиздат, 1964. 336 с.
 211. Кражан С. А., Лупачева Л. И. Естественная кормовая база водоемов и методы ее определения при интенсивном ведении рыбного хозяйства. Львов, 1991. 102 с.
 212. Кражан С. А., Шерман І. М., Хижняк М. І., Кутіщев П. С., Кражан С. А. Природна кормова база рибогосподарських водойм: навчальний посібник. 2014. 333 с.
 213. Крылов А. В. Зоопланктон равнинных малых рек в изменяющихся условиях среды. *Дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.18 : Борок*. 2003. С. 369.
 214. Курсанов Л. И., Забелина М. М., Мейер К. И. и др. Определитель низших растений // Водоросли. Том I – М.: Советская наука. 1953. 395 с.
 215. Курсанов Л. И., Забелина М. М., Мейер К. И., Ролл Я. В., Цешинская Н. И. Определитель низших растений. Том I. Москва : Советская наука, 1953. 396 с.
 216. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР. — Л.: Наука, 1970. — 744 с.
 217. Кутіщев П.С., Вітюков Ю.Є. Л. І. А. Фітопланктон Дніпровсько-Бузького лиману з в'язку з рибогосподарським використанням. *Міжвідомчий науковий збірник „Рибне господарство” вип.. 65.-К.*: 2006. С. 220–225.
 218. Кутіщев П.С., Вітюков Ю.Є., Лобанов І.А. Розташування, чисельність та біомаса *Pontogammarus maeoticus* у зв'язку з рибогосподарським використанням Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант*. Т. 48, 2007. С. 129–132.
 219. Кутіщев П. С., Вітюков Ю. Є. Особливості розвитку *Cercoregis pengoi* в Дніпровсько-Бузькому лимані і зв'язок з промисловим рибальством. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант*. Т. 54, 2007. С. 164–170.

220. Кутіщев П. С., Гончарова О. В. Спосіб проведення морфометричних вимірювань іхтіологічного матеріалу на різних стадіях розвитку. № u202001911. (2020). 14, 2020. С. 4. 2020.
221. Кутіщев П. С., Шерман І. М. Видовий склад і продукційні можливості харчових гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Рибогосподарська наука України*. – К. Т. 4, 2009. С. 33–48.
222. Кутіщев П. С., Шерман І. М. Видовий склад і продукційні можливості харчових гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Рибогосподарська наука України*. 2009. С. 33–48.
223. Кутіщев П. С., Шерман І. М. Вплив провідних абіотичних факторів на сучасний стан гідробіонтів Дніпровсько-Бузького лиману. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета.: збірник матеріалів форуму*. Херсон: ХЕПП. 2012. С. 138–142.
224. Кутіщев П. С. Біозабруднення дніпровсько-бузької естуарної системи гіллястовусим ракоподібним *Cercopagis pengoi*. *Водні біоресурси та аквакультура*. Т. 1, 2019. С. 28–36.
225. Кутіщев П. С. Нові види безхребетних вселенців Дніпровсько-Бузької естуарної системи . – Київ: 2018. С. 329 – 333. *Науково-практична конференція, 13-14 березня 2018 р. Кліматичні зміни та сільське господарство*. 2018. С. 329–333.
226. Кучерява А. М., Коржов Є. І. Формування кількісних показників бактеріопланктону заплавних водойм пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону*. Т. 12, 2019. С. 33–40.
227. Лебедева Н. В., Дроздов Н. Н., Криволуцкий Д. А. Биоразнообразие и методы его оценки: Учебное пособие. Москва : Изд-во Моск. ун-та., 1999. 95 с.
228. Липин А.Н. Пресные воды и их жизнь. Москва : Учпедгиз, 1950. 347 с.
229. Лобанов І. А. К. П. С. В. Ю. Є. Фітопланктон Дніпровсько-Бузького лиману

- в зв'язку з рибогосподарським використанням. *Рибне господарство*. – К.: Т. 65, 2006. С. 220–224.
230. Ляшенко О. Ф. Біологія молоді промислових риб Нижнього Дніпра і Дніпровсько-Бузького лиману. 1958. 116 с.
 231. Магомаев Ф.М. Перспективы вселения белого амура в водоемы Дагестана. В сб. *Рыбное хозяйство*. Т. 14, 1980. С. 26–28.
 232. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. — М.-Л.: Наука, 1964. — 327 с.
 233. Матвиенко А. М. Определитель пресноводных водорослей СССР вып. 3. Золотистые водоросли. Москва : «Советская наука», 1954. 180 с.
 234. Матвієнко О. М., Догадіна Т. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Жовтозелені водорості. Київ : Наук думка, 1978. 600 с.
 235. Матвієнко О. М., Литвиненко Р. М. Пірофітові водорості. Київ : Наук. думка, 1977. 386 с.
 236. Межжерин С. В., Верлатый Д. Б. Проходные и пресноводные рыбы Нижнеднепровской эстуарной системы в начале XXI ст. 2018. 90 с.
 237. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. 1984. 33 с.
 238. Минаева Г. Н., Самойленко Л. М., Кучерявая А. Н. Количественные характеристики планктостока нижнего Днепра. *Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений – 2 / Материалы Международной научной конференции*. – Херсон. Т. 10, 2008. С. 83–88.
 239. Михайлов В. Н., Рогов М. М., Чистяков А. А. Речные дельты. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 280 с.
 240. Мінаєва, Г. М., Коржов Є. І. Фітопланктон антропогенно забрудненої річки. *Природничий Альманах. Біологічні науки. Збірник наукових праць*. – Херсон: Видавництво ФОП Вишемирський В.С. Т. 26, 2019. С. 111–121.
 241. Мінаєва Г. М., Коржов Є. І. Формування кількісних показників фітопланктону заплавлених водойм гирлової ділянки Дніпра з різною

- інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону*. Т. 12, 2019. С. 13–27.
242. Мінаєва Г. М., Коржов Є. І. Особливості формування фітопланктону антропогенно забрудненої річки Вірьовчина в межах м. Херсон. *Природничий Альманах. Біологічні науки. Випуск 26. Збірник наукових праць*. – Херсон: Видавництво ФОП Вишемирський В.С. 2019. С. 111–121.
 243. Мовчан В. А., Жукинський В. М. Азово-Чорноморська шемая. К.: Вид-во АН УРСР. 1959. С. 64.
 244. Мовчан Ю.В. До іхтіофауни басейну Нижньої течії Дунаю в межах України. *Вісник ННПМ*. - К. Т. 2001, 2001. С. 138–141.
 245. Мовчан Ю.В. До характеристики різноманіття іхтіофауни прісноводних водойм України (таксономічний склад, розподіл по річковим басейнам, сучасний стан). *Зб. праць зоол. музею*. Т. 37, 2005. С. 70–82.
 246. Мовчан Ю. В. Риби України (визначник-довідник). Київ : Золоті ворота, 2011. 420 с.
 247. Монченко В.І. Щелепнороті циклоподібні, циклопи. — К.: Наук. думка, 1974. — 450 с.
 248. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона. *Тр. проб. и темат. совещ.* Т. 11, 1954. С. 223–241.
 249. Мороз Т.Г. Макрозообентос лиманов и низовьев рек северо-западного Причерноморья. — , 1993.— 188 с. К.: Наук. думка. 1993. С. 188.
 250. Москул, Г. А., Абаев С. И. Некоторые результаты вселения растительноядных рыб в водохранилища Северного Кавказа. *Растительноядные рыбы в промышленном рыбоводстве. докл. Всесоюзн. совещания*. 1980. С. 121–122.
 251. Негоновская И. Т., Вятчанина Л. И., Озинковская С. П., Мухамедова А. Ф., Москул Г. А. Результаты вселения двухлеток растительноядных рыб в Каковское, Цимлянское и Краснодарское водохранилища.

- Растительоядные рыбы в промышленном рыбоводстве. Тезисы.* 1980. С. 119–120.
252. Негоновская И.Т. О результатах и перспективах вселения растительоядных рыб в водоемы и водохранилища СССР. *Вопр. ихтиол.* Т. 20, Вып 4(123). С. 702–712.
 253. Незнамов С. А., Шерман И. М., Полищук В. С., Кутищев П. С. Абиотические параметры среды прудов Херсонского производственного экспериментального рыбоводного завода в связи с экологическими проблемами азово-черноморского региона. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета.: збірник матеріалів форуму. Херсон: ХЕПП.* Вып 138–142.
 254. Новиков Ю. В., Ласточкина К. О., Болдина З. Н. Методы исследования качества воды водоемов : производственно-практическое издание. Москва, 1990. 400 с.
 255. Носова А. Ю., Кипень В. Н., Царь А. И. и др. Полиморфизм микросателлитных локусов у белого (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) и пестрого (*Hypophthalmichthys nobilis* Rich.) толстолобиков, выращиваемых в аквакультуре в Республике Беларусь. *Доклады НАН Беларуси.* Т. Т.63, Вып 1. С. 79–86.
 256. Овечко С. В., Алексенко Т. Л., Коржов Є. І. та ін. Гідроекосистеми Півдня України. Річка Каланчак; за ред. С.В. Овечка. – Херсон: Херсонська гідробіологічна станція НАН України, 2016. – 100 с.
 257. Овечко С.В., Коржов Є.І., Гільман В.Л. Науково-практичні рекомендації щодо покращення екологічного стану слабопроточних водойм пониззя Дніпра. – Херсон, 2015. – 28 с.
 258. Овечко С. В., Алексенко С. В., Коржов Є. І. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Кардашинський лиман. *ІІІ Вишемирський В.С.* 2015. С. 72.
 259. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
 260. Окснюк О.П., Полищук В.С., Тимченко В.М. и др.. Гидроэкологическая характеристика водоемов устьевой области Днепра /Рукопись деп. в

- ВИНИТИ, №301-B90. – К.: АНУССР, 1990. – 157 с.
261. Оксийук О. П., Жукинский В. Н. и др. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. *К.: Наук. думка.* 1990. С. 256.
 262. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос) / Под. ред. Крутиковой Л.А., Старобогатова Я.И. – Л.: Гидрометеиздат. – 1977. – 511с.
 263. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР // Под ред. Кутиковой Л.А., Старобогатова Я.И. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 508с.
 264. Орлова, К. С., Коржов Є. І. Формування кількісних показників зоопланктону у заплавах водоймах пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Природничий альманах. Біологічні науки. Збірник наукових праць.* – Херсон. Т. 25, 2018. С. 60–66.
 265. Остапець М. Г., Романська Н. М. Практикум з біохімії (сировина і продукти тваринного походження). *К.: Вища школа.* 1974. С. 27–28.
 266. Павлов П.И. Современное состояние запасов промысловых рыб нижнего Днепра и Днепро-Бугского лимана и их охрана. - Рукопись деп. ВИНТИ, № 27-64 деп. – К., 1964. – 298 с.
 267. Павлов П.И. Материалы по современному состоянию запасов рыб нижнего Днепра и перспективам их промысла в связи с сооружением Каховской плотины. *Тр. Ин-та гидробиол. УССР.* Т. 31, 1953. С. 87–120.
 268. Павлов П.И. Оселедцеві роду *Alosa* Північно-західної частини Чорного моря. *К.: Вид-во АН УРСР.* 1959. С. 252.
 269. Павлов П.И. Современное состояние промысловых рыб Нижнего Днепра и Днепро-Бугского лимана и их охрана. *М., Деп. в ВИНТИ.* Т. 27, 1964. С. 298.
 270. Паламарь-Мордвинцева Г. М. Определитель пресноводных водоростей СССР. Зеленые водоросли – Ленинград.: Наука. 1982. 621 с.
 271. Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae

- фауны СССР (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Ленинград : Наука. Зоологический институт НАН СССР, 1983. 296 с.
272. Пилипенко, Ю.В. Правоторов Б. І. Визначення віку риб по лусці, кістках, отолітам та промінням плавців. Методичні вказівки для проведення лабораторних занять по вивченню віку риб для студентів спеціалістів 31.16 “Водні біоресурси і аквакультура” (іхтіологія та рибництво). Херсон: ХСПУ. 1996. С. 14.
 273. Пирожников П.Л. Инструкция по сбору и обработке материалов по питанию рыб. М., Изд-во ВНИОРХ. - Л.:Б.и., 1953. – 28с.
 274. Пискунова Л.В. Межгодовая изменчивость численности гиперид и эвфаузиид в прикамчатских водах Охотского моря. *Изв. ТИНРО*. Т. 102, 1982. С. 97–101.
 275. Пічура В.І. Зональні закономірності вікових змін клімату на території басейну р. Дніпро. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. Т. 2, 2017. С. 62–73.
 276. Плохинский Н.А. Алгоритмы биометрии. – М.: Изд-во МГУ. – 1980. – 150с.
 277. Полищук В. С., Правоторов Б. И. Экологические аспекты увеличения объема вселения растительноядных рыб в Днепровско-Бугской устьевой области. 1994. 181 с.
 278. Поліщук В. С., Кутіщев П. С., Мінаєва Г. М., Самойленко Л. М. Особливості формування складу та кількісного розвитку планктону у Дніпровсько-Бузькому лимані, перспективи його використання. *Шляхи збереження і відновлення рибництва та водних екосистем у поліському регіоні : Зб. наук. праць. – Рівне*. 2011. С. 63–72.
 279. Поліщук В. С., Кутіщев П. С., Мінаєва Г. М. Динаміка запасів фітопланктону у Дніпровсько-Бузькому лимані. *Таврійський науковий вісник*. Т. 66, 2009. С. 192-197.
 280. Поліщук В. С., Шевченко Н. Ф., Шевченко В. Ю. Вертикальний розподіл зоопланктону Дніпровсько-Бузького лиману в сучасний період. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант*. Т. 23, 2002. С. 79–84.

281. Полонский А. Б. Роль океана в изменениях климата. К. : Наукова думка, 2008. 182 с.
282. Правоторов Б. И., Алексенко Т. Л., Минаева Г. Н. и др. Рыбохозяйственная характеристика пойменных водоемов Днепровско-Бугской устьевой области. *Рыбное хоз-во Украины*. Т. 3, Вып 4. С. 16–20.
283. Правоторов Б. И., Саркисян В. И., Горбонос В. Н., Гейна К. Н. Уловы и промысловое состояние промысловых рыб Днепровско-Бугской устьевой области в зависимости от трофности и водообмена в современных условиях. *Рыбное хоз-во Украины*. Т. 5, 2005. С. 15–18.
284. Правоторов Б. И. Влияние абиотических факторов среды на урожайность молоди пузанка *Alosa caspia nordmanni* Antipa, заходящего на нерест в Днепровско-Бугский лиман. *Биологические ресурсы водоемов в условиях антропогенного воздействия*. — К.: Наук. думка. 1985. С. 70–71.
285. Привезенцев Ю.А. Интенсивное прудовое рыбоводство. — М.: Агропромиздат, 1991. — 368 с.
286. Привезенцев Ю. А. Практикум по прудовому рыбоводству. М.: Высш. школа. 1982. С. 208.
287. Приходько В. А., Шерман И. М., Клименко И. П. Значение искусственного воспроизводства и совершенствования выращивания посадочного материала в повышении рыбопродуктивности некоторых придунайских водоемов. *Воспроизводство рыб и совершенствование выращивания посадочного материала: матер. Совещ.* – Кишинев. 1976. С. 32–33.
288. Приходько В. А., Шерман И. М. Интродукция ценных видов рыб в придунайские водоемы. *Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР: тез. Науч. Конф.* – Фрунзе. 1972. С. 32–33.
289. Регіональна доповідь про стан навколишнього середовища Херсонської області у 2001–2014 рр. URL: <http://www.ecology.ks.ua/index.php?module=page&id=11>.
290. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К. : Символ-Т,

1998. 28 с.
291. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Київ, 2004. 664 с.
 292. Савина Р. А. Питание личинок белого толстолобика. *Тр.ВНИИПРХ*. Т. 14, 1966. С. 31–38.
 293. Саковская В.Г. Практикум по прудовому рыбоводству. 1991. 174 с.
 294. Сафьянов Г.А. Эстуарии. 1987. 189 с.
 295. Сніжко С. І., Скринник О. А., Щербань І. М. Особливості тривалості вегетаційного періоду і періоду активної вегетації на території України (тенденції і зміни внаслідок глобального потепління). *Укр. гідрометеорол. журнал*. Т. 2, 2007. С. 119–128.
 296. Сомов В. Г., Гринько Е. С. Расчет распределения стока воды в устьях рек для оценки их загрязнения на примере устья Днепра. *Тр. ГОИН*. Т. 145, 1978. С. 28–34.
 297. СОУ-05.01-37-385:2006. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. 2006. 15 с.
 298. Сухойван П.Г., Жукинский В.Н., Полищук В.С., Мороз Т. Г. Рыбопродуктивность Днепровско-Бугской эстуарной системы. *Київ: Наук. думка*. 1989. С. 196–201.
 299. Сухойван П.Г. Нектон (рыбы). *Днепровско-Бугская эстуарная система*. - *Київ: Наук. думка*. 1989. С. 196–201.
 300. Суценя Л. М., Аболмасова Г. И. К анализу калорийности талитрид, обитающих в береговых выбросах Черного моря. *Экология моря. Київ: Наук. думка*. Т. 15, 1968. С. 7–14.
 301. Суценя Л.М. Количественные закономерности питания ракообразных. *Минск: Наука и техника*. 1975. С. 208.
 302. Тараненко Н.Ф. Уровень жировых запасов в теле азовской хамсы как показатель воспроизводительных способностей стада и сроков миграции. *Тр. АзчерНИРО*. Т. 4, 1964. С. 143–159.
 303. Тимченко, В.М. . Коржов Е. И., Гуляева О. А., Дараган С. В. Динамика экологически значимых элементов гидрологического режима низовья

- Днепра. *Гидробиол. журн.* Т. 51, Вып 4. С. 81–90.
304. Тимченко В. М., Гильман В. Л. Вопросы экологической гидрологии устьевой области Днепра. *Вопросы гидробиологии Нижнего Днепра и лиманов Северного Причерноморья: Сб. науч. тр. – К.: Наук. думка. 1987. С. 8–16.*
 305. Тімченко В. М., Гільман В. Л., Коржов Є. І. Гідрологічні засади поліпшення стану екосистеми пониззя Дніпра. *Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции. 2012. С. 9–12.*
 306. Тімченко В. М., Карпова Г. О., Гуляева О. О., Коржов Є. І. та ін. Прогноз впливу можливої реконструкції Каховської ГЕС на екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту., Сер. Біол.* Т. 3–4, Вип 64. С. 665–668.
 307. Тімченко В. М., Коржов Є. І. Сучасні попуски Каховської ГЕС як фактор погіршення стану екосистеми Нижнього Дніпра Черні. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія: Мат. 5-ої всеукр. наук. конф. (Чернівці, 22-24 вересня 2011 р.). 2011. С. 257–259.*
 308. Тімченко В. М., Гільман В. Л., Коржов Є. І. Основні фактори погіршення екологічного стану пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія.* Т. 3, Вип 24. С. 138–144.
 309. Тімченко В. М., Гільман В. Л., Коржов Є. І. Гідрологічні засади поліпшення стану екосистеми пониззя Дніпра. *Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: Тез. доп. 2012. С. 9–12.*
 310. Товстик В. Ф. Рибництво. *Харків: Еспада. 2004. С. 272.*
 311. Топачевський О.В., Оксіюк О.П. Визначник прісноводних водоростей Української РСР XI. Діатомові водорості – Київ.: Наук. думка, 1960. – 411 с.
 312. Федоров В. Д. Изменения в природных биологических системах. М.: Спорт и Культура, 2004. 368 с.
 313. Фортунатова К. Р. Некоторые данные по биологии питания хищных рыб в

- дельте р. Волги. *Зоол. журн.* Т. Т.28, Вып 5. С. 453–460.
314. Халафян А. А. STATISTICA 6. Статистический анализ данных: учебное пособие. М.: Бином. 2007. 361 с.
 315. Харитонов Н.Н. Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства. – К.: Наукова думка, 1984. – 196 с.
 316. Харитонов Н.Н. К морфологии жаберного аппарата карпа и пестрого толстолобика в связи с питанием. *Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства. Киев. Наукова думка.* 1984. С. 159–162.
 317. Харченко Т. А., Протасов А. А., Ляшенко А. В. и др. Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины. Київ : ИГБ НАН Украины, 2005. 314 с.
 318. Хмара Т. В., Тучковенко Ю. С., Слепчук К. А. Проникновение соленых морских вод в приустьевые области рек Днепр и Южный Буг. *Лимани Північно-Західного Причорномор'я. Одеса.* 2012. С. 134–137.
 319. Царенко П. М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Київ : Наук думка, 1990. 208 с.
 320. Цуркан Л. В., Коржов Е. И. Оценка основных признаков ухудшения состояния водных экосистем устьевого участка Днепра. *Матеріали III міжнародної науково-практичної конференції: «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» – Херсон: Олді-плюс.* 2020. С. 806–809.
 321. Цуркан Л. В., Воліченко Ю. М., Кутіщев П. С., Шерман І. М. Динаміка змін основних рибничо-біологічних показників рибопосадкового матеріалу коропа та рослиноїдних риб як реакція на клімат сучасної зими півдня України. *Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки.* Т. 109, Вип 1. С. 225–232.
 322. Цуркан Л. В., Воліченко Ю. М., Кутіщев П. С. Особливості зимівлі цьоголіток коропа та рослиноїдних риб в умовах півдня України. *Таврійський науковий вісник. – Херсон: Видавничий дім «Гельветика».* Т. 108, 2019. С. 224–230.

323. Чинь Н. Т. Выживаемость личинок некоторых дунайских рыб в воде различной солености. *Тезисы докл. Всесоюзной ихтиолог. конф. «Перспективы развития рыбного хозяйства в Черном море».* – Одесса. 1971. С. 22–23.
324. Чужма Н. П., Базаєва А. М., Хижняк М. І. Розвиток фіто- і зоопланктону вирощувальних ставів при удобренні їх біогумусом і “Рівермом”. *Рибогосподарська наука України.* Т. 4, 2011. С. 19–25.
325. Швец Г. И. Многовековая изменчивость стока Днепра. 1979. 84 с.
326. Шевченко, І. В. , Коржов Є. І. Особливості будови личинок Chironomidae в зв’язку з інтенсивністю зовнішнього водообміну. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених.* – Київ : Ін-т гідробіології НАН України. 2017. С. 58–60.
327. Шевченко І. В., Шевченко В. Ю. Рекомендації щодо визначення видового складу личинок двокрилих комах родини Chironomidae пониззя Дніпра. *Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Збірник наукових праць.* – Херсон: Т. 8, 2015. С. 10–17.
328. Шевченко Н. Ф. Методика збору та кількісна оцінка зоопланктону пониззя Дніпра. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант.* Т. 24, 2002. С. 126–130.
329. Шевченко Н. Ф. Особливості сучасного розвитку зоопланктону Дніпровсько-Бузького лиману. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант.* Т. 25, 2003. С. 183–187.
330. Шерешевский А. И., Синицкая Л. К. Оценка влияния возможных изменений климата на водность р. Днепра. *Тр. Укр. НИГМИ.* – Киев. Т. 246, 1998. С. 86–94.
331. Шерман И. М., Витюков Ю. Є., Кутищев П. С. Значение тюльки в питании судака Днепроовско-Бугской устьевой области. *Біологія ХХІ століття: теорія, практика, викладання: матеріали міжнар. наук. конф., 1-4 квіт*

- 2007 р., Черкаси - Канів / М-во освіти і науки України, ЧНУ ім. Б. Хмельницького, Біологічний ф-т КНУ ім. - К.: Фітосоціоцентр. 2007. С. 172–173.
332. Шерман И. М., Чижик А. К. Прудовое рыбоводство. 1989. 212 с.
 333. Шерман И. М. Ресурсосберегающая технология производства товарной рыбы в малых водохранилищах. 1989. 33 с.
 334. Шерман І. М., Кутіщев П. С. Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових корокових Дніпровського лиману. наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2013. 247 с.
 335. Шерман І. М., Пилипенко Ю. В., Шевченко П. Г. Загальна іхтіологія. 2009. 954 с.
 336. Шерман І.М., Кутіщев П.С., Гейна К.М. Біологічні основи рибогосподарської експлуатації оселедцевих (Clupeidae) Дніпровсько-Бузької гирлової системи // Наукова монографія. –Херсон: Грінь. Д.С., 2016. – 208 с.
 337. Шерман І.М., Пелих В.Г., Кутіщев П.С. Динаміка розвитку фітопланктону Дніпровсько-Бузького лиману. Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант. – 2009. –Вип.62. С. 131 – 134.
 338. Шерман І. М., Вітюков Ю. Є., Кутіщев П. С. Зоопланктон Дніпровсько-Бузького лиману в зв'язку з рибогосподарською експлуатацією акваторії. *Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант.* Т. 58, 2008. С. 325–329.
 339. Шерман І. М., Воліченко Ю. М., Кутіщев П. С. Основи прикладної поведінки риб: навчальний посібник. *Херсон: Грінь Д.С.* 2016. С. 128.
 340. Шерман І. М., Гейна К. М., Козій М. С., Кутіщев П. С., Воліченко Ю. М. Рибництво та рибальство трансформованих річкових систем півдня України. наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2017. 345 с.
 341. Шерман І. М., Данильчук Г. А., Незнамов С. О., Лошкова Ю. М., Воліченко Ю. М. Екологія та технологія виробництва рибопосадкового матеріалу корокових в умовах Півдня України. Херсон : наук. монографія: Грінь Д.С., 2014. 228 с.

342. Шерман І. М., Євтушенко М. Ю. Теоретичні основи рибництва: підручник. – К.: 2011. С. 499.
343. Шерман І. М., Краснощок Г. П., Пилипенко Ю. В. Ресурсозберігаюча технологія вирощування риби у малих водосховищах. 1996. 41 с.
344. Шерман І. М., Рилов В. Г. Технологія виробництва продукції рибництва. 2005. 351 с.
345. Шерман І. М., Хижняк М. І., Кутіщев П. С., Кражан С. А. Живлення та годівля риб. 2021. 628 с.
346. Шерман І. М. Ставове рибництво. Київ: Урожай. 1994. 336 с.
347. Шершнёва В.И. К. М. В. Калорийность массовых видов зоопланктона и ихтио-планктона прикамчатских вод. *Изв. ТИНРО*. Т. 139, 2004. С. 349–369.
348. Шершнева В. И. К вопросу о калорийности планктона Охотского моря. Исследования биологии и динамики численности промысловых рыб камчатского шельфа. *Петропавловск-Камчатский: Изд. КоТИНРО*. Т. 1, Вып 2. С. 177–187.
349. Шипулин В. Д. Введение в использование ArcGIS. Харьков: ХНАГХ: Учебно-методическое пособие (для студентов дневной формы обучения спец. 6.07090 «Геоинформационные системы и технологии»), 2005. 258 с.
350. Шмаков В. М. Гидролого-экологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах Днепровского каскада. 1988. 168 с.
351. Шорыгин А.А. Питание и пищевые взаимоотношения рыб Каспийского моря. – М.: Пищепромиздат. – 1952. – 268 с.
352. Шубников Д.А. О применении данных анализов жирности и крови рыб в промысловой разведке атлантическо-скандинавской сельди в летний период. *Рыб. хоз-во*. Т. 3, 1959. С. С. 8-10.
353. Шульман Г. Е. Физиолого-биохимические особенности годовых циклов рыб. 1972. 366 с.
354. Щербак В. И., Жданова Г. А. Применение индекса элективности для

- характеристики питания планктонных ракообразных Киевского водохранилища. – Киев. *Деп. в ВИНТИ, № 3890. – В90. 1990. С. 12.*
355. Щербак В. І., Семенюк Н. Є., Майстрова Н. В. Адаптація методів оцінки екологічного стану водойм мегаполісів України за фітопланктоном і фітомікроперифітоном відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС. 2009. 206–211 с.
356. Щербак В. І., Шерман І. М., Кутіщев П. С., Морозова А. О., Семенюк Н. Є., Луценко Д. А. Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною. 2020. 200 с.
357. Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону. Київ : Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем, 2002. 41–47 с.
358. Щербак В.І. Структурно-функціональна характеристика фітопланктону. 2000. 32 с.
359. Щербуха А.Я. Промысловые рыбы нижнего течения Южного Буга. *Автореф.дис. ... канд. биол. наук. - Днепропетровск. 1965. С. 26.*
360. Яковлєва Т. В. Штучне відтворення іхтіофауни дніпровських водосховищ: сучасний стан, проблеми і перспективи. *Рибогосподарська наука України. Т. 1, 2013. С. 5–11.*
361. Яржомбек А.А. Образ жизни и поведение промысловых рыб. М.: Изд-во ВНИРО. 2016. С. 200.

ДОДАТКИ

Видовий склад фітопланктону ДБЕС

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
Cyanophyta					
<i>Anabaena circinalis</i> (Kütz.) Hansg.	+	—	—	—	—
<i>A.flos-aquae</i> (Lyngh.) Breb.	+	+	—	—	+
<i>A. macrospora</i> Kleb.	+	+	—	—	—
<i>A. macrosporoides</i> (Troitzk.) Elenk.	+	+	—	—	+
<i>A. scheremetievi</i> Elenk.	+	+	+	+	+
<i>A. spiroides</i> Kleb. f. <i>spiroides</i>	+	+	+	+	+
<i>A. spiroides</i> f. <i>woronichiniana</i> Elenk.	+	—	—	+	+
<i>Anabaenopsis circularis</i> V. Miller	—	—	+	—	+
<i>A. elenkinii</i> V. Miller	+	+	—	—	—
<i>A. raciborskii</i> Wolosz.	—	—	+	+	+
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralis.	+	+	+	+	+
<i>Chlorogloea microcystoides</i> Geitl.	—	—	+	—	+
<i>C. sarcinoides</i> Elenk	+	—	+	+	+
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kütz.	+	—	—	—	+
<i>G. lacustris</i> Chod.	+	+	—	—	—
<i>Gloeocapsa cohaerens</i> (Bréb.) Hollerb.	—	—	—	+	+
<i>G. minima</i> (Keissl.) Hollerb.	+	—	—	+	+
<i>G. limnetica</i> (Lemm.) Hollerb.	+	+	+	—	+
<i>G. magma</i> (Bréb.) Kütz.	—	—	—	+	+
<i>G. turgida</i> f. <i>turgida</i> (Kütz.) Hollenb.	—	—	—	+	+
<i>G. sp.</i>	—	—	—	+	—
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> f. <i>lacustris</i> Chod.	+	—	+	—	+
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	+	—	+	—	—
<i>M. major</i> (Smith) Geitl.	—	—	—	+	+
<i>M. minima</i> Beck	—	—	—	+	+
<i>M. punctata</i> Meyen	+	—	—	+	+
<i>M. glauca</i> (Ehrb.) Kütz.	—	—	—	+	—
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	+	+	—	+	+
<i>M. aeruginosa</i> f. <i>flos-aquae</i> (Wittr.) Elenk.	+	—	—	+	+
<i>M. pulverea</i> (Wood.) Elenk.	+	+	—	—	+
<i>Nostoc cuticulare</i> (Brébisson) Bornet & Flahault	+	+	—	—	—
<i>N. edaphicum</i> Kondrat.	+	+	—	—	—
<i>N. paludosum</i> (Kütz.) Elenk.	—	—	—	+	+
<i>N. punctiforme</i> (Kütz.) Elenk	+	—	—	+	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>N. linckia f. calcicola (Bréb.) Elenk.</i>	—	—	—	+	+
<i>Oscillatoria agardhii f. agardhii Gom.</i>	+	—	—	+	+
<i>O. chalybaea Gom.</i>	—	—	+	+	+
<i>O. chlorina Schmidle.</i>	+	—	—	—	—
<i>O. lacustris (Kleb.) Geitl.</i>	+	+	—	+	+
<i>O. limosa Ag.</i>	+	+	—	—	—
<i>O. ornata (Kütz.) Gom.</i>	+	—	—	+	+
<i>O. planctonica Wolosz.</i>	+	+	+	+	+
<i>O. redekei Van Goor</i>	—	—	—	+	+
<i>O. splendida var. splendida Grev. ex Gom.</i>	—	—	—	+	+
<i>O. perfilievii Anissim</i>	+	+	+	—	+
<i>O. kisselevii Anissim</i>	+	+	—	—	—
<i>O. minima</i>	—	—	—	—	+
<i>O. granulata Gardner</i>	+	+	+	—	—
<i>O. mougeotii (Kuetz.) Forti</i>	—	—	+	+	+
<i>O. mougeotii f. major Elenk.</i>	—	—	+	+	+
<i>O. terebriformis f. amphigranulata Elenk. et Kossinsk</i>	—	—	+	+	+
<i>O. prolifica Grev.) Gom.</i>	—	+	+	+	—
<i>O. laetevirens (Crouan) Gom.</i>	—	—	+	+	+
<i>O. formosa Bory</i>	—	—	+	+	+
<i>O. ucrainica Vladimir</i>	—	+	+	—	—
<i>O. tenuis Ag.</i>	+	—	—	—	—
<i>Phormidium mucicola Naum. et Hub.—Pest.</i>	—	—	—	+	+
<i>P. fonticola Kuetz.</i>	+	+	+	+	+
<i>P. valderiae (Delp.) Geitl.</i>	+	+	+	+	+
<i>Romeria elegans Wolosz.</i>	—	+	+	+	+
<i>R. leopoliensis (Racib.) Koczw.</i>	+	+	+	+	—
<i>R. gracilis Koczw.</i>	—	+	+	+	—
<i>Spirulina abbreviata Lemm.</i>	+	+	+	—	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Lyngbya limnetica</i> Lemm.	—	+	+	—	+
<i>L. contorta</i> Lemm.	—	+	+	—	+
Chlorophyta					
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>hantzschii</i> <i>Lagerh.</i>	+	+	+	+	+
<i>A. gracillimum</i> G.M. Sm.	—	—	—	+	+
<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A.Br.) <i>Korsch.</i>	—	—	—	+	+
<i>A. angustus</i> Bern.	—	—	+	+	+
<i>A. arcuatus</i> Korsch.	+	+	—	+	—
<i>A. falcatus</i> (Corda) Ralfs	+	—	—	—	—
<i>A. longissimus</i> (Lemm.) Wille	+	—	—	—	—
<i>A. minutissimus</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>A. pseudomirabilis</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>A. pseudomirabilis</i> var. <i>spiralis</i> <i>Korsch.</i>	+	+	+	+	+
<i>A. rotundus</i> Korsch.	+	—	—	+	—
<i>A. extensus</i> Korsch.	—	—	—	+	+
<i>Ankyra ancora</i> f. <i>issajevii</i> (Kissel.) Fott.	+	+	+	—	+
<i>A. ancora</i> f. <i>spinosa</i> (Korsch.) Fott.	+	+	+	—	+
<i>A. ocellata</i> (Korsch.) Fott.	+	+	+	+	+
<i>A. judayi</i> (G.M. Smith) Fott.	+	+	+	—	+
<i>Carteria caudata</i> Pasch.	—	—	—	+	+
<i>C. radiosa</i> Korsch.	—	+	+	+	+
<i>C. salina</i> Wist.	—	+	+	+	+
<i>C. globosa</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>Chlamydomonas angulosa</i> Dill	—	—	+	—	+
<i>C. atactogama</i> Korsch.	+	+	—	—	—
<i>C. gelatinosa</i> Korsch.	—	+	+	—	—
<i>C. ehrenbergii</i> Gorosch.	+	+	+	—	—
<i>C. debaryana</i> Gorosch.	+	+	—	—	—
<i>C. komma</i> Scuja	—	—	+	+	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>C. elliptica</i> Korsch.	+	+	+	—	—
<i>C. incrassata</i> Pascher.	+	+	—	—	—
<i>C. monadina</i> Stein	—	+	+	+	+
<i>C. oblonga</i> Anachin.	+	+	—	—	—
<i>C. sp.</i>	+	—	+	—	+
<i>C. globosa</i> Snow	—	—	—	+	—
<i>Chlorella mucosa</i> Korsch.	—	—	+	+	—
<i>C. vulgaris</i> Beijer.	+	+	+	+	+
<i>Chlorococcum dissectum</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>C. minimum</i> Ettl et Gartn.	—	—	—	+	—
<i>Chloromonas</i> sp.	—	—	—	+	+
<i>Cladophora fracta</i> Kütz.	+	—	—	—	—
<i>C. glomerata</i> Kütz.	+	+	—	—	+
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korsch.	—	—	—	+	+
<i>C. sphaericum</i> Näg.	—	—	—	+	—
<i>Coenococcus planctonicus</i> Korsch.	—	—	+	+	+
<i>C. reniformis</i> Korsch.	—	—	+	—	+
<i>C. obtusa</i> Korsch.	—	—	—	+	+
<i>C. subcylindrica</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>Cosmarium Botrytis</i> Menegh.	—	—	+	—	+
<i>C. margaritifera</i> Men.	+	—	+	—	—
<i>C. retusum</i> (Perty) Rab.	+	—	—	—	+
<i>C. venustum</i> (Breb) Arch.	+	+	—	—	—
<i>Crucigenia apiculata</i> (Lemm.) Schmidle	+	—	+	—	—
<i>C. irregularis</i> Wille	—	—	—	+	—
<i>Dicellula planctonica</i> Swir.	+	+	+	—	—
<i>D. ehrenbergianum</i> Näg.	—	—	—	+	+
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	+	—	+	—	+
<i>Dunaliella viridis</i>	—	+	+	+	+
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korsch.	—	—	—	+	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	+	+	+	+	+
<i>Franceia elongata</i> Korsch.	—	—	—	+	+
<i>F. tenuispina</i> Korsch.	+	+	—	—	—
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	+	+	+	+	+
<i>Golenkiniopsis longispina</i> (Korsch.) Korsch.	—	—	—	+	+
<i>G. solitaria</i> (Korsch.) Korsch.	+	+	+	+	+
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	—	—	—	+	—
<i>Heleochlotis pallida</i> Korsch.	—	—	—	+	—
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Möb.	+	+	+	+	+
<i>Korschikoffiella limnetica</i> (Lemm.) Silva	+	+	+	+	+
<i>Lagerneimia generensis</i> Chod.	—	+	—	+	+
<i>L. citriformis</i> (Snow) Coll.	+	+	—	—	—
<i>L. longiseta</i> (Lemm.) Wille	+	+	+	+	+
<i>L. octacantha</i> Lemm.	—	—	+	—	+
<i>L. quadriseta</i> Lemm.	—	+	—	+	+
<i>L. subsalsa</i> var. <i>subsalsa</i> Lemm.	—	+	+	+	+
<i>Lambertia lanceolata</i> Korsch.	—	—	+	—	+
<i>Lobomonas stellata</i> Chod.	—	—	—	+	—
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (H.J.Carter)	+	+	+	—	+
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	—	—	+	+	+
<i>M. quadrisetum</i> (Lemm.) G.M. Smith	—	—	—	+	+
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind.	—	—	—	+	—
<i>M. contortum</i> (Thur.) Kom.–Legn.	—	—	—	+	+
<i>Nautococcus mamillatus</i> Korsch.	+	+	—	—	—
<i>Oocystidium ovale</i> Korsch.	—	—	—	+	—
<i>Oocystis parva</i> W. et G.S. West	—	—	—	+	—
<i>O. borgei</i> Snow	—	—	+	+	+
<i>O. elliptica</i> West.	+	+	+	—	—
<i>O. gigas</i> Archer.	+	—	—	—	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>O. solitaria</i> Wittr.	+	+	—	—	—
<i>O. submarina</i> Lagerh.	—	—	—	+	+
<i>O. verrucosa</i> Roll	+	+	+	+	+
<i>Palmellocystis planctonica</i> Korsch.	+	+	—	—	+
<i>Pandorina charkoviensis</i> Korsch.	+	+	+	+	+
<i>P. morum</i> (Müll.) Bory	+	+	+	+	+
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>boryanum</i> (Turp.) Menegh.	+	+	+	+	+
<i>P. duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen	—	—	+	—	+
<i>Planctococcus sphaerocystiformis</i> Korsch.	+	—	—	+	—
<i>Platymonas tetrathele</i> G.S. West	—	+	+	+	+
<i>Phacotus lenticularis</i> Ehren.	+	+	+	—	—
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> Schmidle	+	+	+	+	+
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	+	+	+	+	+
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	+	+	—	—	—
<i>S. acuminatus</i> var. <i>elongatus</i> G.M. Smith	—	—	+	+	+
<i>S. bijugatus</i> (Turp.) Kütz.	+	+	+	—	+
<i>S. caudato-aculeolatus</i> Chod.	—	—	—	+	+
<i>S. opoliensis</i> var. <i>opoliensis</i> P. Richt.	+	+	+	—	—
<i>S. opoliensis</i> f. <i>granulatus</i> (R. Chod.) Hegew.	—	—	—	+	—
<i>S. quadricauda</i> (Hegew.) Hegew.	+	+	+	+	+
<i>S. quadricauda</i> var. <i>abundans</i> Kirchn.	+	—	+	—	—
<i>S. quadricauda</i> var. <i>papillatus</i> Swir.	+	—	—	+	—
<i>S. quadricauda</i> var. <i>setosus</i> Kirchn.	—	—	—	+	—
<i>S. var. Lefevrii</i> (Defl) Deduss	—	—	+	—	+
<i>Schroederia setigera</i> (Schrod.) Lemm.	+	+	+	+	+
<i>S. spiralis</i> (Printz) Korsch.	—	—	+	—	+
<i>S. robusta</i> Korsch.	—	—	+	—	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Sorastrum spinulosum</i> Nag.	—	+	—	—	+
<i>Siderocystis fusca</i> Korsch.	—	—	—	+	—
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	+	+	—	—	—
<i>T. incus</i> (Teil.) G.M. Smith	—	—	—	+	+
<i>T. minimum</i> var. <i>minimum</i> (A. Br.) Hansg.	—	—	+	—	—
<i>T. regulare</i> Kutz.	—	—	—	+	+
<i>T. triangulare</i> Korsch.	—	—	+	—	+
<i>Tetraspora imperfecta</i> Korsch.	—	—	+	—	+
<i>T. lacustris</i> Lemm.	—	—	—	+	—
<i>T. simplex</i> Korsch.	—	—	+	—	—
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlst. et Tiff.	+	+	+	+	+
<i>T. staurogeniaeforme</i> (Schrod.) Lemm.	+	+	+	—	+
<i>Topaczwvskiella nautococcooides</i> Massjuk	—	—	—	+	+
<i>Treubaria planctonica</i> (G.M.Smith) Korsch.	—	—	+	+	+
<i>T. triappendiculata</i> Bern.	—	—	—	+	—
<i>Trochiscia granulata</i> (Reinsch) Hansg.	+	+	+	+	+
<i>Ulothrix tenerrima</i> Kutz.	—	—	—	+	+
<i>Volvox globator</i> (L.) Ehrb.	—	—	—	+	—
<i>Westella botryoides</i> (W. West) De- Wild.	—	—	—	+	—
Bacillariophyta					
<i>Achnanthes conspicua</i> var. <i>conspicua</i> Mayer	+	+	—	—	+
<i>A. delicatula</i> var. <i>delicatula</i> (Kutz.) Grun.	—	—	—	+	—
<i>A. exilis</i> Kutz.	+	+	—	+	+
<i>A. lanceolata</i> var. <i>elliptica</i> Cleve	—	+	—	+	—
<i>A. lanceolata</i> f. <i>capitata</i> O. Mull.	—	—	—	+	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Amphipleura pellucida</i> Kutz.	+	+	+	—	—
<i>A. rutilans</i> (Tent.) Cleve	—	—	—	+	+
<i>Amphora coffeaeformis</i> Ag.	+	+	—	—	—
<i>A. ovalis</i> Kutz.	—	—	+	+	+
<i>A. perpusilla</i> Grun.	—	—	+	+	+
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Kutz.) Pfitz.	+	—	+	—	—
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	—	+	+	+	+
<i>A. var. gracillima</i> Grun.	—	+	+	+	+
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Mereschk.	—	+	+	+	+
<i>Ceratoneis</i> (Enr.) Grun.	—	—	+	—	—
<i>Chaetoceros</i> Enr.	—	—	+	+	+
<i>C. compressus</i> Laud.	+	+	+	+	+
<i>C. muelleri</i> Lemm.	—	+	+	+	+
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrb.	+	+	+	+	+
<i>C. placentula</i> var. <i>placentula</i> Ehrb.	—	+	+	+	—
<i>Coscinodiscus</i> Ehrb.	—	—	+	+	—
<i>C. curvatulus</i> Grun. in A. Schmidt	—	+	+	+	+
<i>C. dubius</i> (Fricke) Round	—	+	+	+	+
<i>C. lacustris</i> Grun.	+	+	+	+	+
<i>C. radiatus</i> Ehr.	—	—	+	+	—
<i>C. subsalsus</i> Danf.	—	—	+	+	—
<i>Cyclotella bodanica</i> Eulens. in Grun.	+	+	+	+	+
<i>C. kuetzingiana</i> Thwaites	—	+	+	—	—
<i>C. stelligera</i> Cl. et Grun	+	+	+	—	—
<i>C. comta</i> (Ehrb.) Kutz.	—	—	—	+	+
<i>C. chaetoceros</i> Lemm.	—	—	+	+	+
<i>C. glomerata</i> Bachm.	+	+	+	+	+
<i>C. kuetzingiana</i> Thw.	+	+	+	+	+
<i>C. meneghiniana</i> Kutz.	—	—	+	+	+
<i>C. melosiroides</i> (Kirchn) Lemm.	+	+	+	+	+
<i>C. planctonica</i> Brun.	—	+	+	+	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>C. sp.</i>	+	+	+	+	+
<i>C. stelligera</i> (Cleve et Grun. in Cleve) <i>Van Heurck</i>	—	+	+	+	—
<i>Cymatopleura angulata</i> Grev.	—	+	+	+	—
<i>C. elliptica</i> var. <i>constricta</i> Grun.	—	+	+	+	+
<i>C. solea</i> var. <i>gracilis</i> Grun.	—	+	+	+	—
<i>C. solea</i> var. <i>regula</i> (Ehrb.) Grun.	—	+	+	+	—
<i>C. solea</i> var. <i>subconstricta</i> O. Müll.	—	+	+	+	+
<i>Cymbela affinis</i> Kütz.	—	+	+	+	—
<i>C. cymbiformis</i> Ag.	—	+	+	+	—
<i>C. hustedtii</i> Krasske	—	+	+	+	+
<i>C. lanceolata</i> (Ehrb.) Kirchn.	—	+	+	+	—
<i>C. parva</i> (W. Sm.) Kirchn.	—	+	+	+	—
<i>C. prostata</i> (Berk.) Cleve	+	+	+	+	+
<i>C. cistula</i> var. <i>maculate</i> (Kütz.) V.H.	—	—	—	+	—
<i>C. cymbiformis</i> Ag.	—	—	+	+	
<i>C. ventricosa</i> Kütz.	—	—	+	+	+
<i>C. ventricosa</i> var. <i>hancensis</i> Skv.	—	—	+	+	+
<i>C. turgidula</i> Grun.	+	+	+	+	+
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kütz.	—	—	+	+	—
<i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	—	—	+	—	—
<i>D. hiemale</i> (Lyngb.) Heib.	+	+	+	+	+
<i>D. lineare</i> Grun.	—	—	+	+	+
<i>D. vulgare</i> Bory	+	+	+	+	+
<i>D. vulgare</i> var. <i>lineare</i> Grun.	+	+	+	+	+
<i>Diatomella balfouriana</i> Grev.	—	—	+	+	+
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cl.	+	+	+	+	+
<i>D. interrupta</i> (Kütz.) Cl.	—	—	+	+	—
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrb.) Kütz.	—	—	+	—	+
<i>Eunotia</i> var. <i>bidens</i> Grun.	+	+	+	—	—
<i>E. veneris</i> (Kütz.) O. Mull.	—	—	+	—	+
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	+	+	+	—	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>F. pinnata</i> Enr.	—	—	+	+	+
<i>Gomphonema capitatum</i> Enr.	+	+	+	—	—
<i>Mastogloia elliptica</i> (Ag.) Cl.	+	+	+	—	—
<i>M. Smithii</i> Thw.	—	—	+	+	—
<i>M. braunii</i> var. <i>braunii</i> Grun.	+	+	+	—	+
<i>Melosira ambigua</i> (Grun.) O.Mull	—	—	—	+	—
<i>M. binderana</i> Kutz.	+	+	+	+	+
<i>M. distans</i> (Ehr.) Kutz.	+	+	—	—	—
<i>M. distans</i> var. <i>alpigena</i> Grun.	—	—	+	+	—
<i>M. islandica</i> O. Mull.	+	+	—	+	—
<i>M. italica</i> (Ehr.) O. Kutz.	—	—	+	+	+
<i>M. sp.</i>	+	+	+	+	+
<i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> O. Müll.	+	+	+	+	—
<i>M. varians</i> Ag.	+	+	—	+	—
<i>Meridion circulare</i> (Grev.) Ag.	—	+	+	+	+
<i>Navicula cari</i> Ehr.	+	+	+	+	+
<i>N. cryptocephala</i> Kutz.	—	+	+	+	+
<i>N. dicephala</i> (Ehr.) W.Sm.	—	+	+	+	+
<i>N. diluviana</i> Krasske	—	+	+	+	—
<i>N. graciloides</i> A. Mayer	+	+	+	+	+
<i>N. hungarica</i> var. <i>linearis</i> Ostr.	—	+	+	+	+
<i>N. placentula</i> f. <i>lanceolata</i> Grun.	—	+	+	+	—
<i>N. Reinhardtii</i> (Grun.) Cl.	—	—	+	+	+
<i>N. salinarum</i> Grun.	+	+	—	+	+
<i>N. sp.</i>	+	+	+	+	+
<i>N. spicula</i> Hickie	—	—	+	+	—
<i>N. viridula</i> Kutz.	—	—	+	+	—
<i>Neidium productum</i> (W. Sm.) Cl.	+	+	—	+	—
<i>Nitzschia angustata</i> (W. Sm.) Grun.	—	—	—	+	—
<i>N. denticula</i> Grun.	+	+	+	+	+
<i>N. epizthemioides</i> Grun.	+	+	+	+	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>N. gracilis</i> Hantzsch	—	—	+	+	+
<i>N. Hantzschiana</i> Rebenh.	+	+	+	+	+
<i>N. intermedia</i> Hantzsch	—	—	+	+	+
<i>N. lanceolata</i> W. Sm.	—	—	+	+	+
<i>N. linearis</i> W. Sm.	—	—	+	+	—
<i>N. paleacea</i> Grun.	—	—	+	+	+
<i>N. spectabilis</i> (Ehr.) Ralfs	—	—	+	+	—
<i>N. sublinearis</i> Hust.	—	—	—	+	—
<i>N. thermalis</i> Kutz.	—	—	—	+	+
<i>N. vermicularis</i> (Kutz) Grun.	—	—	+	+	—
<i>Rhoicosphaenia curvata</i> (Kutz.) Grun.	+	+	+	+	+
<i>Rhizosolenia longiseta zacharias</i>	—	+	+	+	+
<i>R. eriensis</i> H.L.Sm.	—	+	+	+	+
<i>Skeletonema costatum</i> Grev. Cl.	+	+	+	+	—
<i>Stauroneis acuta</i> W. Sm.	—	—	+	+	—
<i>S. anceps</i> Ehr.	—	—	+	+	+
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.	+	+	+	+	+
<i>S. dubius</i> (Fricke) Hust.	+	+	+	—	—
<i>S. Hantzschii</i> Grun.	—	+	+	+	+
<i>S. subsalsus</i> (A. Cl.) Hust.	—	—	+	—	—
<i>Surirella tenera</i> var. <i>nervosa</i> A.S.	—	+	+	+	—
<i>S. gracilis</i> (W. Sm.) Grun	—	+	+	+	+
<i>S. Capronii</i> Breb.	—	+	+	+	—
<i>Synedra acus</i> Kutz.	—	+	+	+	—
<i>S. Gaillonii</i> (Bory) Ehr.	—	+	+	+	+
<i>S. tabulata</i> (Ag.) Kutz.	—	—	—	+	—
<i>S. pulchella</i> var. <i>lanceolata</i> O. Meara	—	+	+	+	+
<i>S. tabulata</i> var. <i>fasciculate</i> (Kutz.) Grun.	—	+	—	+	+
<i>S. tabulata</i> var. <i>acuminata</i> Grun.	—	+	+	+	+
<i>S. tabulata</i> var. <i>parva</i> (Kutz.) Grun.	+	+	+	+	+
<i>S. ulna</i> (Nitzsch) Ehr.	—	+	+	+	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>S. nana</i> Meist.	—	+	+	+	+
Dinophyta					
<i>Cryptomonas Marssonii</i> Skuja	+	+	—	—	+
<i>Chilomonas paramaecium</i> Her.	—	+	+	—	—
<i>Cyathomonas truncata</i> (Fres.) From.	+	—	—	—	—
<i>Glenodiniopsis steinii</i> (Lemm.) Wolosz.	—	+	+	+	+
<i>Glenodinium</i> Ehrenberg, 1836	—	—	+	+	—
<i>G. borgei</i> (Lemm.)	—	+	+	+	+
<i>G. penardii</i> Lemm.	—	+	+	+	+
<i>G. berolinense</i> (Lemm.) Lind	—	—	+	+	+
<i>G. gymnodinium</i> Penard	+	+	+	+	+
<i>Gymnodinium aeruginosum</i> Stein	—	+	+	+	+
<i>G. penardiforme</i> (Lindem.) Schiller	—	+	+	+	+
<i>G. pulvisculus</i> (Ehr.) Stein	—	—	+	+	+
<i>Gonyostomum latum</i>	—	+	+	+	+
<i>Peridinium</i> Ehrenberg, 1830	+	+	+	+	+
<i>P. aciculiferum</i> Lemm.	—	—	+	+	+
<i>P. inconspicuum</i> Lemm.	—	—	+	—	+
<i>P. latum</i> Paul.	+	+	—	—	—
<i>P. orbiculare</i> Paul.	+	+	—	+	—
<i>P. subsalsum</i> Ostenf.	—	—	+	+	+
Euglenophyta					
<i>Euglena caudata</i> Hubner.	+	—	—	+	+
<i>E. oblonga</i> Schmitz	—	—	—	+	+
<i>E. obtuso-caudata</i> I. Kissel.	—	—	—	+	
<i>E. pisciformis</i> Klebs	—	—	—	+	+
<i>E. proxima</i> Daug.	+	+	—	—	—
<i>E. granulata</i> (Klebs).	+	+	—	—	—
<i>E. texta</i> (Duj.) Hubner	—	—	—	+	—
<i>E. viridis</i> Ehr.	+	+	—	+	—
<i>Eutreptia pyrenoidifera</i> Matv.	—	+	—	—	—
<i>E. viridis</i> Perty	—	+	+	+	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Phacus orbicularis</i> Hubner	—	—	+	+	+
<i>Trachelomonas</i> Ehrenberg, 1835	+	+	+	+	+
<i>T. oblonga</i> Lemm.	—	—	—	+	+
<i>T. ovata</i> Roll	—	—	+	+	+
<i>T. subverucosa</i> Defl.	+	+	—	—	—
<i>T. var. arnata</i> (Ehr.)	—	—	—	+	+
Chrysophyta					
<i>Centritractus rotundatus</i> var. <i>belonophrus</i>	—	—	—	+	+
<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs.	+	+	—	—	—
<i>Dictyocha speculum</i> Ehr.	—	—	—	+	+
<i>Dinobryon spirale</i> Iwan.	+	+	—	—	—
<i>D. sertularia</i> Ehr.	+	+	—	—	—
<i>D. divergens</i> Imh.	+	+	—	—	—
<i>Goniochloris smithii</i> (Bourr.) Fott	—	—	+	+	+
<i>G. triradiata</i> Pasch.	—	—	—	+	+
<i>Mallomonas denticulata</i> Matv.	+	+	—	—	—
<i>M. caudata</i> Iwan.	+	+	—	—	—
<i>M. elegans</i> Lemm.	+	—	+	—	+
<i>Stenokalyx laticollis</i> Conr.	+	+	—	—	—
<i>S. densata</i> Schmid.	+	—	+	—	—
<i>Tribonema affine</i> G.S. West	+	+	—	+	+
<i>T. angustissimum</i> Pasch.	—	—	+	+	+
<i>T. vulgare</i> Pasch.	—	—	+	+	+
Xanthophyta					
<i>Botryococcus Braunii</i> Kutz.	—	—	+	—	+
<i>Centritractus belonophorus</i> Lemm.	—	+	+	—	—
<i>Ophiocytium cochleare</i> A. Braun	+	+	—	+	+
<i>Oph. Capitatum</i> Wolle	+	+	+		
<i>Tribonema affine</i> West.	—	+	+	+	+
<i>T. minus</i> West.	+	+	—	—	+

Видовий склад зоопланктону ДБЕС

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
1	2	3	4	5	6
Rotatoria					
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+	+	+	+
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	+	+	+	+	+
<i>Br. calyciflorus</i> Pallas	+	+	+	+	+
<i>Br. diversicornis</i> Daday	+	+	+	+	+
<i>Br. plicatilis</i> Müller	—	—	—	+	+
<i>Br. quadridetatus brevispinus</i> Ehrenberg	—	—	+	—	—
<i>Br. urceolaris</i> Müller	+	+	+	+	+
<i>Euchlanis deflexa</i> Gosse	—	—	+	+	—
<i>E. dilatata</i> Ehrb.	+	+	—	—	+
<i>Filinia longiseta</i> Ehrb.	+	+	+	+	+
<i>F. maior</i> Colditz	—	—	+	—	—
<i>F. terminalis</i> Plate	+	—	—	—	+
<i>Hexarthra mira</i> Hudson	—	—	+	+	—
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	+	+	+	+	+
<i>K. hiemalis</i> Carlin	—	—	+	+	—
<i>K. quadrata</i> Müller	+	+	+	+	+
<i>K. testudo</i> Ehrenberg	+	+	+	+	—
<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott	+	+	—	—	+
<i>Lecane luna</i> Müll.	+	—	—	—	—
<i>Mutillina ventralis</i> Ehrenberg	—	+	+	+	—
<i>M. marcacantha</i> Gosse.	+	—	—	—	—
<i>M. spinigera</i> Ehrb.	+	—	—	—	—
<i>Notholca acuminata</i> Ehrenberg	—	+	+	+	—
<i>Polyarthra platyptera</i> Ehrenberg	—	—	—	+	—
<i>P. trigla</i> Ehrb.	+	—	—	—	+
<i>P. vulgaris</i> Carlin	+	+	—	—	+
<i>Synchaeta grandis</i> Zacharias	+	—	—	—	—
<i>S. pectinata</i> Ehrenberg	—	+	+	+	—
<i>S. stylata</i> Wierzejski	+	—	—	—	—
<i>Testudinella patina</i> Müll.	+	—	—	—	—
<i>Trichocerca stylata</i> Gosse	+	+	+	+	+

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
Cladocera					
<i>Bosmina coregoni</i> Baird	+	+	+	+	+
<i>B. crassicornis</i> Lilljeborg	—	+	+	+	—
<i>B. kessleri</i> Uljan.	+	—	—	—	+
<i>B. longirostris</i> Müller	+	+	+	+	+
<i>B. longispina</i> Leydig	—	+	+	+	—
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard	—	—	—	+	+
<i>Cercopagis pengoi</i> Ostroumov	+	+	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> Müller	—	—	+	+	+
<i>Corniger maeoticus</i> Pengo	+	+	—	—	—
<i>Daphnia cucullata</i> f. <i>berolinensis</i> Sch.	+	—	—	—	—
<i>D. hyalina</i> Leydig	+	—	—	—	+
<i>D. longispina</i> Müller	+	+	+	+	+
<i>D. magna</i> Straus Müller	+	+	+	+	—
<i>D. pulex</i> Leydig	+	+	+	+	—
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liévin	+	+	—	—	+
<i>Eurycercus lamellatus</i> Müller	+	—	—	—	+
<i>Latona setifera</i> Müller	—	—	+	+	—
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	+	+	+	—	+
<i>Moina rectirostris</i> Leydig	+	+	+	+	+
<i>Pleopsis polyphemoides</i>	—	—	—	+	+
<i>Podonevadne camptonyx globosa</i> Sars	—	—	+	+	—
<i>P. trigona intermedia</i> Sars	—	—	+	+	—
<i>P. trigona ovum</i> Sars	+	+	+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i> Linnaeus	+	+	+	+	—
<i>Sida crystallina</i> Müller	+	+	+	+	+
<i>Simocephalus vetulus</i> Müller	+	—	—	—	+
<i>Simocephalus serrulatus</i>	+	—	—	—	—
Copepoda					
<i>Acanthocyclops vernalis</i> Fisch.	+	—	—	—	+
<i>Acartia clausi</i>	—	—	—	+	+
<i>Calanipeda aquae-dulcis</i> Kritsch.	+	+	+	+	+
<i>Canthocamptus microstaphylinus</i> Wolf	—	—	+	+	+
<i>Cyclops</i> Müller O.F., 1785	—	+	+	+	—

Видовий склад	Пониззя Дніпра	Дніпровський лиман			Бузький лиман
		Схід. район	Центр. район	Захід. район	
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.	+	—	—	—	+
<i>Cyclops strenuus</i> Fisch.	+	—	—	—	+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	+	—	—	—	—
<i>Diaptomus</i> Westwood, 1836	—	+	+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	+	—	+	+	—
<i>Eudiaptomus coeruleus</i> Fischer	—	—	—	+	+
<i>Eurytemora affinis</i> Poppe	+	+	—	—	—
<i>E. hirundoides</i>	+	—	+	—	+
<i>E. velox</i> Lill.	+	+	+	+	—
<i>Halectinosoma abrau</i> Krichagin	—	—	+	—	—
<i>Heterocope caspia</i> Sars	+	+	+	+	+
<i>H. saliens</i> Lill.	+	—	—	—	—
<i>Mesocyclops leuckartii</i> Claus	+	—	—	—	—
<i>Nauplius</i> Müller O.F., 1785	+	+	+	+	+
<i>Nitocra lacustris</i> Schmankewich	—	—	+	—	—
<i>Paracalanus parvus</i>	—	—	—	+	+

Додаток В

Видовий склад фітопланктону вирощувальних рибогосподарських водойм
рибовідтворювальних заводів півдня України

№	Види	Форма клітин	Центрична структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
	Cyanobacteria					
1	<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet & Flahault	Ц	KH	250		
2	<i>Anagnostidinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Strunický, Bohunická, J.R.Johansen & J.Komárek	Ц	KH	250	β	1,75
3	<i>Anathece clathrata</i> (West & G.S.West) Komárek, Kastovsky & Jezberová	E	KHH	128	β	1,7
4	<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	Ц	KH	250	β	1,7
5	<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	Ц	KH	250		
6	<i>Aphanocapsa grevillei</i> (Berkeley) Rabenhorst	K	KHH	150		
7	<i>Aphanothece stagnina</i> (Sprengel) A.Braun	E	KHH	128	α-χ	0,65
8	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützinger) Nägeli	K	KHH	26	α	1,2
9	<i>Coelomorion pusillum</i> (Van Goor) Komárek	E	KHH	52	β	1,9
10	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	K	KHH	29	β-α	1,6
11	<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	Ц	KH	250	β	2
12	<i>Dolichospermum flosaquae</i> (Brébisson ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	K	KH	250	β	2
13	<i>Dolichospermum lemmermannii</i> (Richter) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	E	KH	250		2
14	<i>Dolichospermum scheremetieviae</i> (Elenkin) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	K	KH	250		
15	<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	Ц	KH	250	α	3
16	<i>Gloeocapsa punctata</i> Nägeli	K	KHH	52		
17	<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i> (Schmidle) Compère	Ц	KH	250	α-β	1,5
18	<i>Jaaginema geminatum</i> (Schwabe ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	Ц	KH	250		
19	<i>Leptolyngbya foveolaria</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	Ц	KH	150	α	3
20	<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová	K	KHH	52		
21	<i>Limnithrix redekei</i> (Goor) Meffert	Ц	KH	250	β-α	1,6
22	<i>Merismopedia convoluta</i> Brébisson ex Kützinger	K	KHH	26	β-α	
23	<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan	K	KHH	16	β	1,9
24	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützinger) Kützinger	K	KHH	250	β	1,75

№	Види	Форма клітин	Ценогічна структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
25	<i>Microcystis pulverea</i> (H.C.Wood) Forti	К	КНН	120	о-β	1,6
26	<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek	К	КНН	250	β	2
27	<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	Ц	КН	250	α	2,85
28	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	Ц	КН	250	β	2,2
29	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber–Pestalozzi) Schwabe	Ц	КН	30		
30	<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara	Ц	КН	30		
31	<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	Е	КНН	52	β	2
32	<i>Spirulina laxa</i> G.M.Smith	Ц	КН	250		
	Bacillariophyta					
33	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	Е	Од	42	о-β	1,65
34	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	Ц	КН	156	β	1,8
35	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	П	Од	24	β-α	2,35
36	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	П	Од	58	о-β	1,5
37	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	Е	Од	26	β	1,35
38	<i>Cocconeis</i> sp.	Е	Од	13		
39	<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	П	Од	123	α	3
40	<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) D.M.Williams & Round	П	Од	78	β	2,2
41	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	Ц	Од	5	β	2
42	<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin	П	Од	70		
43	<i>Cylindrotheca gracilis</i> (Brébisson ex Kützing) Grunow	П	Од	97		
44	<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh	П	Од	79		
45	<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	П	Од	34	χ-о	0,5
46	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	П	Од	52		
47	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	П	Од	60	β	1,85
48	<i>Encyonema elginense</i> (Krammer) D.G.Mann	П	Од	32		
49	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	П	Од	50		
50	<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenberg) Kützing	П	Од	92	о	1
51	<i>Epithemia sores</i> Kützing	П	Од	37	β	2
52	<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange–Bertalot	П	Од	66	β	1,85
53	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	П	Од	79	о-β	1,4
54	<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange–Bertalot	П	Од	92	β	2,1
55	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	П	Од	37	β	1,65
56	<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M.Williams & Round	П	Од	55	χ	0,2
57	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	П	Од	32	о	1,15
58	<i>Gomphonema angustum</i> C.Agardh	П	Од	39	о	0,7

№	Види	Форма клітин	Ценогічна структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
59	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	П	Од	21	β	2
60	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	П	Од	34		
61	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	П	Од	26	β	1,85
62	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	П	Од	23	β	1,95
63	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	П	Од	34	β	2,2
64	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	П	Од	34		
65	<i>Hippodonta luneburgensis</i> (Grunow) Lange–Bertalot, Metzeltin & A.Witkowski	П	Од	18		
66	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	П	Од	13	α	2,7
67	<i>Luticola mutica</i> (Kützing) D.G.Mann	П	Од	26		
68	<i>Melosira varians</i> C.Agardh	Ц	КН	21	β	1,85
69	<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse	П	Од	26		2,3
70	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	П	Од	29	β–α	2,6
71	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	П	Од	45	α	2,7
72	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	П	Од	47	β–o	1,65
73	<i>Navicula radiosa</i> Kützing	П	Од	34	o–β	1,6
74	<i>Navicula veneta</i> Kützing	П	Од	26	α	2,7
75	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	П	Од	66	β–α	2,4
76	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	П	Од	92	α	2,7
77	<i>Nitzschia acicularis</i> var. <i>closterioides</i> Grunow	П	Од	32		
78	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	П	Од	29		
79	<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	П	Од	52		
80	<i>Nitzschia obtusa</i> W.Smith	П	Од	210		
81	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	П	Од	45		
82	<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow	П	Од	24		
83	<i>Placoneis elginensis</i> (W.Gregory) E.J.Cox	П	Од	16		
84	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	П	Од	32		
85	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange–Bertalot	П	Од	18	β	1,85
86	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	П	Од	55	β	2
87	<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	П	Од	80	β	2
88	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	Ц	Од	29	α	2,7
89	<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	П	Од	158	β–α	2,35
90	<i>Tryblionella angustata</i> var. <i>acuta</i> (Grunow) Bukhtiyarova	П	Од	52	β	
91	<i>Tryblionella apiculata</i> W.Gregory	П	Од	60		
92	<i>Ulnaria danica</i> (Kützing) Compère & Bukhtiyarova	П	Од	105		
93	<i>Ulnaria oxyrhynchus</i> (Kützing) Aboal	П	Од	55		
94	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	П	Од	131	β	1,95
	Cryptophyta					
96	<i>Cryptomonas caudata</i> J.Schiller	Е	Од	21		

№	Види	Форма клітин	Ценогічна структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
97	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	Е	Од	8	α	3,1
98	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	Е	Од	18	$\alpha-\beta$	1,6
99	<i>Rhodomonas pusilla</i> (H.Bachmann) Javornicky	Е	Од	5		
	Miozoa					
101	<i>Glenodinium</i> sp.	Е	Од	24		
102	<i>Glochidinium penardiforme</i> (Er.Lemmermann) Boltovskoy	Е	Од	32		
103	<i>Unruhodium penardii</i> (Lemmermann) Gottschling	Е	Од	26		
	Ochromyza					
104	<i>Bumilleria spirotaenia</i> Pascher	Ц	КН	160		
105	<i>Chromulina</i> sp.	К	Од	10		
106	<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs	К	Од	8	$\alpha-\beta$	1,4
107	<i>Goniochloris mutica</i> (A.Braun) Fott	Ко	Од	10	β	
108	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner	Е	Од	26	α	1,3
109	<i>Mallomonas</i> sp.	Е	Од	13		
110	<i>Ochromonas charkowiensis</i> Matvienko	Е	Од	10		
111	<i>Ochromonas mutabilis</i> Klebs	Е	Од	8		
112	<i>Ochromonas pyriformis</i> Matvienko	Е	Од	10		
113	<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	Е	Од	39	α	1
114	<i>Pseudokephyrion ovum</i> (Pascher & Ruttner) Conrad	Е	Од	8		
115	<i>Tetraëdriella regularis</i> (Kützing) Fott	Ко	Од	29		
	Charophyta					
116	<i>Cosmarium impressulum</i> Elfving	Е	Од	26		
117	<i>Cosmarium meneghinii</i> Brébisson ex Ralfs	Е	Од	13		
118	<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson	Е	Од	32		
119	<i>Cosmarium turpinii</i> Brébisson	Е	Од	58		
120	<i>Elakatothrix genevensis</i> (Reverdin) Hindák	Е	Це	13	β	
121	<i>Mougeotia parvula</i> Hassall	Ц	КН	208		
122	<i>Staurostrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	Ко	Од	34		
	Chlorophyta					
123	<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair	Ц	Це	13		
124	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	Ц	Це	45		
125	<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B.Turner) Lemmermann	Ц	Це	32	β	2
126	<i>Ankyra ancora</i> (G.M.Smith) Fott	Е	Од	52		
127	<i>Ankyra ancora</i> f. <i>spinosa</i> (Korshikov) Fott	Е	Од	66		
128	<i>Ankyra judayi</i> (G.M.Smith) Fott	Е	Од	110	β	2
129	<i>Ankyra ocellata</i> (Korshikov) Fott	Е	Од	32		
130	<i>Carteria klebsii</i> (P.A.Dangeard) Francé	Е	Од	16	β	
131	<i>Carteria multifilis</i> (Fresenius) O.Dill	Е	Од	16	ρ	4
132	<i>Characium ornithocephalum</i> A.Braun	Е	Од	18		
133	<i>Chlamydomonas globosa</i> J.W.Snow	Е	Од	8		
134	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> P.A.Dangeard	Е	Од	13	α	3,15

№	Види	Форма клітин	Ценогічна структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
135	<i>Chlamydomonium pluricocum</i> (Korshikov) Ettl & Komárek	Е	Од	32		
136	<i>Chlorococum infusionum</i> (Schrack) Meneghini	К	Це	201		
137	<i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J.H.Belcher & Swale	Ц	Од	49		
138	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	К	Це	24	β	2
139	<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli	Е	Це	21		
140	<i>Coenochloris pyrenoidosa</i> Korshikov	К	Це	13		
141	<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	Е	Це	10	β	
142	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	Е	Це	8	α-β	1,75
143	<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.H.Hegewald	Е	Це	20		
144	<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	Е	Це	29	β	2
145	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	Е	Це	26	β	2
146	<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald	Е	Це	13	β	2
147	<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	Е	Це	26	β	2
148	<i>Desmodesmus perforatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald	Е	Це	12		
149	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	К	Це	18	β	
150	<i>Franceia tenuispina</i> Korshikov	К	Од	10		
151	<i>Geminellopsis fragilis</i> Korschikov	Ц	КН	40		
152	<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz	К	Це	37	β-α	
153	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	Е	Це	26	β	
154	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	Е	Од	10		
155	<i>Lagerheimia wratislawiensis</i> Schröder	Е	Од	39	β	
156	<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) T.S.Garcia	Ц	Од	29	β	
157	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	К	Це	18	β	2
158	<i>Microglana monadina</i> Ehrenberg	Е	Од	16	β	2,2
159	<i>Monactinus simplex</i> var. <i>echinulatum</i> (Wittrock) Pérez, Maidana & Comas	Ко	Це	26		
160	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	Ц	Од	66		
161	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková–Legnerová	Ц	Од	26		
162	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková–Legnerová	Ц	Од	52		
163	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	Ц	Од	78		
164	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková–Legnerová	Ц	Од	8	β-α	
165	<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S.West) Komárková–Legnerová	Ц	Од	37		
166	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	К	Це	26	β	2,15

№	Види	Форма клітин	Ценогична структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
167	<i>Neglectella solitaria</i> (Wittrock) Stenclová & Kastovsky	Е	Це	21	β	
168	<i>Oedogonium</i> sp.	Ц	КН	250		
169	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	Е	Це	18	β—о	1,6
170	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	К	Це	37	β	2
171	<i>Pectinodesmus pectinatus</i> (Meyen) E.Hegewald, M.Wolf, Al.Keller, Friedl & Krienitz	Е	Це	26		
172	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	Ко	Це	74	β	1,7
173	<i>Phacotus coccifer</i> Korshikov	К	Од	29		
174	<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Diesing	К	Од	11	β	2
175	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korshikov) E.Hegewald & Deason	Е	Це	13	β	
176	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	Ко	Це	52	β	1,85
177	<i>Pteromonas angulosa</i> (H.J.Carter) Lemmermann	Е	Од	10	β	
178	<i>Raphidocelis sigmoidea</i> Hindák	Е	Це	16		
179	<i>Scenedesmus caudato-aculeolatus</i> Chodat	Е	Це	20	β	2
180	<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda	Е	Це	26	β	2
181	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	Е	Це	20		
182	<i>Scenedesmus</i> sp.	Е	Це	20		
183	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	Е	Од	52	β	
184	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov	Е	Од	18	β	
185	<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	Е	Це	18		
186	<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott	Е	Це	10	β	
187	<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korshikov) Bourrelly	К	Це	39		
188	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E. Hegew.	Ко	Це	29	β	1,75
189	<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M.Smith) Korshikov	Е	Це	48		
190	<i>Tetradesmus dimorphus</i> (Turpin) M.J.Wynne	Е	Це	26	β	
191	<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	Е	Це	32	β	2,2
192	<i>Tetradesmus wisconsinensis</i> G.M.Smith	Е	Це	20		
193	<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	Ко	Це	18	β	2
194	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	Ко	Це	13	β	2,15
195	<i>Tetraselmis cordiformis</i> (H.J.Carter) F.Stein	Е	Од	21		
196	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	Ко	Це	16		
197	<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	Ко	Це	10		
198	<i>Topaczevskiella nautococcoides</i> Massjuk	К	Це	37		
199	<i>Willea apiculata</i> (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	Е	Це	52	β	2,2
	Euglenozoa					
200	<i>Euglena clara</i> Skuja	Е	Од	42	о	
201	<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz	Е	Од	58	β—о	
202	<i>Euglena korshikovii</i> Gojdic	Е	Од	16		
203	<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	Е	Од	52	α—ρ	4,5
204	<i>Euglena</i> sp.	Е	Од	39		

№	Види	Форма клітин	Ценотична структура	Макс. лінійний розмір клітин	Зона сапробності	Індекс сапробності
205	<i>Euglenaformis proxima</i> (P.A.Dangeard) M.S.Bennett & Triemer	Е	Од	55	α -р	4
206	<i>Euglenaria anabaena</i> (Mainx) Karnkowska & E.W.Linton	Е	Од	32		
207	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	Е	Од	118	β	2
208	<i>Lepocinclis constricta</i> Matvienko	Е	Од	37		
209	<i>Lepocinclis elongata</i> (Svirenko) W.Conrad	Е	Од	58		
210	<i>Lepocinclis fusiformis</i> (H.J.Carter) Lemmermann	Е	Од	37	β	2
211	<i>Lepocinclis hispidula</i> (Eichwald) Daday	Е	Од	34		
212	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	Е	Од	37	α - β	2,7
213	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	Е	Од	39		
214	<i>Notosolenus steinii</i> (Klebs) Schroeckh, W.J.Lee & D.J.Patterson	Е	Од	18		
215	<i>Phacus caudata</i> var. <i>minor</i> Drezepolski	Е	Од	26		
216	<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	Е	Од	32		
217	<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & A.Karnkowska-Ishikawa	Е	Од	79	α - β	
218	<i>Phacus skujae</i> Skvortsov	Е	Од	16		
219	<i>Pseudoperanema macromastix</i> (Conrad) J.Larsen	Е	Од	52		
220	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	Е	Од	10	β	2

Примітки:

Форма клітин: Е – еліпсоїд, К – куля, Ко – конус, П – призма, Ц – циліндр

Ценотична структура: Од – одноклітинні, Це – ценобіальні, КН – колоніальні нитчасті, КНН – колоніальні ненитчасті;

Таксономію водоростей подано згідно з міжнародним електронним каталогом AlgaeBase.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ**Колективні монографії**

1. Шерман І. М., **Кутіщев П.С.** Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових коропових Дніпровського лиману: наук. моногр. Херсон : Грінь Д.С., 2013. 247 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та написання монографії)*
2. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації: наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 300 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання гідрохімічних і гідробіологічних проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
3. Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Біологічні основи рибогосподарської експлуатації оселедцевих (Clupeidae) Дніпровсько-Бузької гирлової системи: наук. монографія. Херсон: Грінь. Д.С., 2016. 208 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання іхтіологічних і гідробіологічних проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
4. Шерман І.М., Гейна К.М., Козій М.С., **Кутіщев П.С.**, Воліченко Ю.М. Рибальство та рибництво трансформованих річкових систем півдня України: наук. монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2017. 345 с. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)*
5. Щербак В.І., Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Морозова А.О., Семенюк Н.Є., Луценко Д.А. Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною: монографія. Херсон: ФОП Вишемирський В.С., 2019. 200 с. *(Відбір та камеральна обробка гідрохімічних, гідробіологічних проб, іхтіологічного*

- матеріалу. Участь в узагальненні натурних даних та написанні монографії).
6. **Kutishchev P.S.**, Korzhov Ye.I., Honcharova O.V. Retrospective analysis and forecast of the main abiotic factors of the environmental conditions of ichthyofauna of the Dnipro-Buh estuary ecosystem. *Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies*: Scientific monograph. Riga, Latvia : «Baltija Publishing», 2022. P. 476–497. (Експедиційний відбір гідрохімічних проб, проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
 7. Lavrenko S. O., **Kutishchev P. S.** Lavrenko N. M. Complex technologies for the simultaneous cultivation of plant products and aquaculture products. *Topical issues of the development of veterinary medicine and breeding technologies*: Scientific monograph. Riga, Latvia : «Baltija Publishing», 2022. P. 498–525. (Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
 8. **Kutishchev P.**, Honcharova O. Scientific and Practical Analysis of the State of the Natural Feed Base in Ponds of Southern Ukraine under Conditions of Transformation of Abiotic and Biotic Factors. *Scientific research in modern conditions of instability*: Monographic series «European Science». Book 24. Part 3. Karlsruhe : ScientificWorld-NetAkhatAV, 2023. pp. 96–113. (Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії)
 9. **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V., Koziy M.S. Wintering of carp in polyculture under the impact of global warming in Southern Ukraine. *Scientific research in modern conditions of instability*: Collective monographs. Book 32. Part 1. Karlsruhe : ScientificWorld-NetAkhatAV, 2024. pp. 75–93. (Проведення експериментального дослідження, проведення іхтіологічного аналізу, визначення біохімічних показників крові риб, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні матеріалів та написанні монографії).

**Статті у наукових виданнях, що включені до міжнародної
наукометричної бази даних Scopus**

10. **Kutishchev P.S.**, Geina K.M., Sherman I.M., Volichenko Yu.M. Actual State of Phytoplankton of the Dnieper-Bug Mouth Area. *Hydrobiological Journal*. 2018. Vol. 54 (5). P. 3–16. (*Експедиційний відбір проб фітопланктону, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
11. Shcherbak V., Sherman I., Semeniuk N., **Kutishchev P.** Autotrophic communities' diversity in natural and artificial water-bodies of a river estuary – A case-study of the Dnieper–Bug Estuary, Ukraine. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2020. Vol. 20. P. 112–122. (*Участь у проведенні натурних досліджень, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q2)
12. Shevchenko I.V., Korzhov Ye.I., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V., Shevchenko V.Yu. Effect of Abiotic Factors upon Morphological Variability of *Fleuria lacustris* Larvae (Diptera, Chironomidae). *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (5). P. 15–22. (*Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
13. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I., Sherman I.M., **Kutishchev P.S.** Characteristics of the autotrophic link of the Kardashyn Liman of the Dnieper-Bug Estuary (Ukraine). *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (3). P. 30–45. (*Участь у проведенні натурних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
14. Semenyuk N.Ye., Morozova A.O., Sherman I.M., **Kutishchev P.S.** Phytoepiphyton as Biological Indicator of Spatial and Temporal Changes in Water Salinity in the Lower Reaches of the Dnieper River. *Hydrobiological Journal*. 2020. Vol. 56 (4). P. 3–18. (*Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
15. **Kutishchev P.S.**, Geina K.M., Honcharova O.V., Korzhov Ye.I. Zooplankton Spatial Distribution in the Dnieper-Bug Estuary. *Hydrobiological Journal*. 2021.

- Vol. 57 (6). P. 17–30. (*Експедиційний відбір проб, камеральне опрацювання проб, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
16. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Korzhov Y. A Method to Increase the Viability of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) Stocking of the Aquatories Under the Influence Advanced Biotechnologies. *Aquaculture Studies*. 2021. Vol. 21 (4). P. 139-148. (*Аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
 17. Shcherbak V.I., Semenyuk N.Ye., **Kutishchev P.S.**, Lutsenko D.A., Koziychuk E.Sh. Phytoplankton Characteristics in Various Ecosystems of the Dnieper River: Abiotic Factors and Phytoplankton Taxonomic Diversity. *Hydrobiological Journal*. 2024. Vol. 60, N 4. P. 3–23. (*Експедиційний відбір проб фітопланктону, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q3)
 18. Novitskyi R., Hapich H., Maksymenko M., **Kutishchev P.**, Gasso V. Losses in fishery ecosystem services of the Dnipro river Delta and the Kakhovske reservoir area caused by military actions in Ukraine. *Frontiers in Environmental Science*. 2024. Vol. 12. P. 1–13. (*Участь у проведенні натурних досліджень, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті*) (Q1)

Статті у наукових фахових виданнях України та інших виданнях

19. Шерман І.М., Гейна К.М., Кутіщев С.В., **Кутіщев П.С.** Екологічні трансформації річкових гідроекосистем та актуальні проблеми рибного господарства. *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 4. С. 5–16. (*Камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті*).
20. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.** Динаміка вікової структури щуки (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) пониззя Дніпра у зв'язку з промислом. *Рибогосподарська наука України*. 2014. №1. С. 5–15. (*Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті*)

21. Шерман І.М., Кутіщев С.В., **Кутіщев П.С.** Проблеми екологічних трансформацій гідрологічного режиму Дніпровського лиману та перспективи біологічної меліорації. *Таврійський науковий вісник*. 2014. № 87 С. 196–201. *(Камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*.
22. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.** Біологічна характеристика щуки (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) пониззя Дніпра в сучасних умовах. *Рибогосподарська наука України*. 2015. № 1. С. 34–44. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
23. Шерман І.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Живлення і трофічні взаємовідносини краснопірки (*Scardinius erythrophthalmus* L.) Дніпровського лиману. *Таврійський науковий вісник*. 2015. № 89. С 206–212. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
24. Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М. Особливості живлення цьоголіток коропових в контрольованих умовах у зв'язку з зарибленням Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Таврійський науковий вісник*. 2016. № 95. С. 161–167. *(Проведення натурних досліджень, відбір іхтіологічного матеріалу, камеральне опрацювання проб, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
25. **Кутіщев П.С.** Біозабруднення Дніпровсько-Бузької естуарної системи гіллястовусим ракоподібним *Cercoragis pengoi*. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2019. Вип. 1. С. 28–33. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті)*
26. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., Кутіщев П.С., Шерман І.М. Особливості зимівлі цьоголіток коропа та рослиноїдних риб в умовах півдня України. *Таврійський науковий вісник*. 2019. № 108. С. 224–230. *(Проведення*

- експерименту, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
27. Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Динаміка змін основних рибничо-біологічних показників рибопосадкового матеріалу коропа та рослиноїдних риб як реакція на клімат сучасної зими півдня України. *Таврійський науковий вісник*. 2019. № 109. С. 225–232. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
 28. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Обґрунтування рибогосподарського використання малих водосховищ Миколаївської області. *Таврійський науковий вісник*. 2020. № 115. С. 3-11. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
 29. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Ковальов Ю.І. Технологічні аспекти використання інтенсивних технологій при товарному вирощуванні коропа (*Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)). *Рибогосподарська наука України*. 2021. 1(55). С. 5–21. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
 30. Гончарова О.В., Sekiou О., **Кутіщев П.С.** Фізіолого-біохімічні аспекти адаптаційно - компенсаторних процесів організму гідробіонтів під впливом технологічних чинників. *Рибогосподарська наука України*. 2021. 4 (58). С.101–114. *(Проведення експериментальних досліджень, аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
 31. **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Гончарова О.В., Козлов Л.В. Екологічна оцінка якості води Дніпровсько-Бузької естуарної системи за гідрохімічними показниками. *Таврійський науковий вісник*. 2021. № 120. С. 323–335. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідрохімічних проб, камеральне*

- опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
32. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Потенційні можливості та аналіз рибогосподарського використання Явкінського водосховища. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2021. №1(9). С. 127–136. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних і гіdroхімічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
 33. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Гідробіологічна характеристика малих водосховищ Миколаївської області. *Таврійський науковий вісник*. 2021. № 117. С. 324–327. *(Проведення натурних досліджень, відбір гідробіологічних і гіdroхімічних проб, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та участь у написанні статті)*
 34. **Kutishchev P.**, Honcharova O., Korzhov Y. Technological aspects of the introduction of nanotechnology in aquaculture for stocking of reservoirs. *Scientific Collection «InterConf»*. 2021. Vol. 56. P. 209–212. *(Аналіз літературних джерел, узагальнення матеріалів, участь у написанні статті)*
 35. Korzhov Ye.I., Shevchenko I.V., Aleksenko T.L., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V. The influence of changes of the hydrological regime on the formation of macrozoobenthos communities of the Southern Buh within the village of Myhia. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2021. Vol. 11 (7). P. 129–136. *(Аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті)*
 36. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Кормова база вирощувальних ставів Херсонського виробничо-експериментального заводу по розведенню молоді частикових риб. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип. 2(14). С. 65–85. *(Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).*

37. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.** Аспекти формування потенціалу та розвитку української аквакультури на фоні євроінтегрування інноваційних рішень. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип.1(13). С. 52–63. (Узагальнення матеріалів та участь у написанні статті).
38. **Кутіщев П.С.**, Дяченко В.В. Особливості живлення промислового стада товстолобиків Дніпровського лиману. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2024. Вип. 1(15). С. 56–68. (Проведення натурних досліджень, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).
39. **Кутіщев П.С.**, Коржов Є.І., Гончарова О.В. Вплив гідрохімічних показників рибогосподарських водойм на якість рибопосадкового матеріалу в умовах Херсонського виробничо-експериментального заводу з вирощування частикових риб. *Рибогосподарська наука України*. 2024. 3 (69). С. 63–81. (Проведення натурних досліджень, відбір проб води, камеральне опрацювання матеріалу, узагальнення матеріалів та написання статті).
40. Pichura V., Potravka L., **Kutishchev P.** Consequences of Sabotage of the Kakhovka Dam on the Waters of the Dnipro-Buh Estuary and the Black Sea. *Natural Built Social Environment Health*. Vol. 1(1). 2025. P.134–160. (Участь у проведенні натурних досліджень, аналіз літературних джерел, участь в узагальненні отриманих даних та написанні статті).

Патенти та авторські свідоцтва

41. Вітюков Ю.Є., Ляшенко Є.В., **Кутіщев П.С.** Спосіб фіксації вмісту шлунково-кишкового тракту риб: патент на корисну модель №34337 UA: А 61 D 7/00. Опубл. 11.08.2008, бюл. № 15. 4 с.
42. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Спосіб проведення морфометричних вимірювань іхтіологічного матеріалу на різних стадіях розвитку: патент на корисну модель №143484 UA: A01K61/10, G01B7/00, G06F7/00. Опубл. 27.07.2020. Бюл. № 14. 4с.
43. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Спосіб активації вирощування рибопосадкового матеріалу за інноваційно-екологічною технологією:

- патент на корисну модель № 151119 UA: A01K 61/00. Опубл. 08.06.2022. Бюл. № 23. 3 с.
44. Гончарова О. В., **Кутіщев П.С.**, Байдак В.М. Спосіб фіксації риб на різних стадіях онтогенезу: патент на корисну модель № 148305 UA: A61D99/00. Опубл. 21.07.2021. Бюл. № 29. 4 с.
45. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Пристрій для культивування мікроскопічних водоростей з використанням енергозберігаючих технологій: патент на корисну модель № 151054 UA: A01G33/00, C12M3/00, F03G6/00. Опубл. 01.06.2022. Бюл. № 22. 4 с.
46. Гончарова О.В., Параняк Р.П. **Кутіщев П.С.** Спосіб підвищення рибопродуктивності малих водосховищ трансформованих акваторій: патент на корисну модель № 145915 UA: A01K61/10, A23K50/80. Опубл. 06.01.2021. Бюл. № 1. 4 с.
47. Гейна К.М., **Кутіщев П.С.**, Шерман І.М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації: авторське свідоцтво № 64167 від 26.02.2016.
48. **Кутіщев П.С.** Особливості живлення промислових туводних корошових Дніпровського лиману: авторське свідоцтво № 64423 від 10.03.2016.
49. Шерман І. М., **Кутіщев П.С.** Екологія живлення та харчові взаємовідносини промислових корошових Дніпровського лиману: авторське свідоцтво №64832 від 07.04.2016.
50. **Кутіщев П.С.**, Шерман І. М., Гейна К.М. Біологічні основи рибогосподарської експлуатації оселедцевих (Clupeidae) Дніпровсько-Бузької гирлової системи: авторське свідоцтво №76925 від 19.02.2018.
51. Шерман І.М., Гейна К.М., Козій М.С., **Кутіщев П.С.**, Воліченко Ю.М. Рибництво та рибальство трансформованих річкових систем півдня України: авторське свідоцтво № 76927 від 19.02.2018.
52. Шерман І.М., Воліченко Ю.М., **Кутіщев П.С.** Основи прикладної поведінки риб: авторське свідоцтво № 76924 від 10.02.2018.

Матеріали конференцій і тези доповідей

53. Sherman I., **Kutishev P.** The character of feeding of commercial carps of the Dnieper estuary. *I Scientific and Specialist Conference Ecology in service of sustainable development* (26-28th September 2013). Fruška Gora, Andrevlje, 2013. P 19–20.
54. Шерман І.М., **Кутіщев П.С.** Біорізноманіття іхтіофауни дніпровського лиману. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: матеріали VI Міжнар. іхтіолог. наук.-практ. конф. (м. Тернопіль, 9–12 жовтня 2013 р).* Тернопіль: Вектор, 2013. С. 322–324.
55. **Кутіщев П.С.**, Гейна К.М., Шерман І.М. Вікові особливості динаміки харчових взаємовідносин туводних корошових Дніпровського лиману. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали IX Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (м. Одеса, 14-16 вересня 2016 р).* Одеса, 2016. С. 154–157.
56. **Кутіщев П.С.** Нові види безхребетних вселенців Дніпровсько-Бузької естуарної системи. *Кліматичні зміни та сільське господарство: матеріали наук.-практ. конф. (м. Київ, 13-14 березня 2018 р.).* Київ, 2018. С. 329–333.
57. **Kutishchev P.**, Kovalov Y. Perspectives of the use of complete high-quality fish feeds (*Artemia* sp.) from the hypersaline lakes of the north-western black sea region for growing sturgeon fry. *Modern Technologies of Propagation and Restocking of Native Fish Species: International Scientific and Practical Conference* (Mukachevo, May 22, 2019). Mukachevo, Ukraine, 2019. P 32–35.
58. **Кутіщев П.С.**, Gushmanidz A. Особливості розмноження Дніпровського стада *Alosa pontica* (EICHW). *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р).* Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 361–363.
59. **Кутіщев П.С.**, Буренко В.В. Сезонна динаміка зоопланктону Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку:*

- матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р). Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 363–365.
60. **Кутіщев П.С.**, Жарков М.В. Строки нересту щуки (*Esox lucius linnaeus*, 1758) пониззя Дніпра і Дніпровського лиману. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 24–25 жовтня 2019 р). Херсон: ХДАЕУ, 2019. С. 368–371.
 61. Korzhov Ye.I., **Kutishchev P.S.**, Honcharova O.V. Influence of water balance elements change on the salinity regime of the Dnieper-Bug estuary. *Innovative development of science and education: III International Scientific and Practical Conference* (Athens, Greece, 24-26 May, 2020). Athens, Greece: ISGT Publishing House, 2020. P. 225–231.
 62. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Berezovskaya K. Practical aspects of aquaculture under the conditions of euro integration. *About the problems of science and practice, tasks and ways to solve them: Abstracts of VI International Scientific and Practical Conference* (Milan, Italy, October 26-30, 2020). Milan, Italy 2020. P. 18–21.
 63. Коржов Є.І., Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.** Аналіз можливих екологічних та соціально-економічних наслідків скорочення прісноводного стоку до Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Тернопільські біологічні читання. Ternopil Bioscience - 2020*: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., присвяченої 80-річчю хіміко-біологічного факультету ТНПУ ім. В. Гнатюка (м. Тернопіль, 22-23 травня 2020 р.). Тернопіль: Вектор, 2020. С.144–147.
 64. **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В. Інтегративність новітніх технологій у карту експериментальних досліджень в аквакультурі. *Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (м. Київ, 27–29 жовтня 2020 р.). Київ: ПРО ФОРМАТ. 2020. С. 90–92.

65. Коржов Є.І., **Кутіщев П.С.**, Гончарова О.В., Дяченко В. В. Оцінка можливих негативних екологічних наслідків скорочення об'ємів надходження прісних вод до Дніпровсько-Бузького лиману. *Водні системи та збереження їх біорізноманіття*: матеріали III Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Житомир, 3-5 червня 2020 р.). Житомир: ПНУ, 2020. С. 13–15.
66. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Kovalov Yu. Method for increasing the resistance of juvenile fish for stocking the reservoir. *Аквакультура XXI століття – проблеми та перспективи*: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 25-річчю з дня заснування кафедри аквакультури НУБіПУ (м. Київ, 27 травня 2021). Київ : НУБіП, 2021, С.7–9.
67. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Verdinal B., Oberling C. Сезонна динаміка зоопланктону Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, (м. Херсон, 21–22 жовтня 2021 р). Херсон: ХДАЕУ, 2021. С. 342–345.
68. Гончарова О.В., **Кутіщев П.С.**, Гончаров В.В. Сучасні тенденції виробництва продукції аквакультури з маркуванням «ЕКО». *Актуальні проблеми вдосконалення природоохоронних напрямів в науці і освіті очима молодих вчених*: матеріали наукової Інтернет- конференції викладачів, молодих вчених та здобувачів вищої освіти (м. Херсон, 02 - 03 березня 2022 р.). Херсон, 2022. С. 13–16.
69. Гончарова О.В., Коржов Є.І., **Кутіщев П.С.** Технологічні аспекти в контексті інноваційного розвитку та потенціалу української аквакультури. *Продовольча безпека України в умовах війни і післявоєнного відновлення: глобальні та національні виміри*: доповіді учасників міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв, 1 червня 2023 р.). Миколаїв: МНАУ. 2023. С.34–36.
70. **Кутіщев П. С.**, Коржов Є. І. Оцінка збитків заподіяних рибному господарству внаслідок зниження рівня води у Каховському водосховищі в

лютому 2023 року. *Science and technology: problems, prospects and innovations: The 10th International scientific and practical conference* (Osaka, Japan, July 6-8, 2023). Osaka, Japan: CPN Publishing Group, 2023. P. 27–35.

71. Honcharova O., **Kutishchev P.**, Astre P. Aspects fondamentaux de l'integration du modele aquaponique. *Екологічний стан навколишнього середовища та раціональне природокористування в контексті сталого розвитку: матеріали Міжнарод. науково-практ. конф. до дня пам'яті доктора сільськогосподарських наук, професора Пилипенка Ю. В. (м. Херсон-Кропивницький, 26-27 жовтня 2023 р.)*. Одеса: Олді+, 2023. С.226-229.

Передані методики, рекомендації, пропозиції, акти впровадження, інші документи

72. **Кутіщев П.С.** Програма розвитку рибного господарства Херсонської області на 2020-2022 роки. відповідно до «Порядку розроблення регіональних цільових програм, моніторингу та звітності про їх виконання зі змінами», затвердженого рішенням XVIII сесії Херсонської обласної ради VII скликання від 01.06.2018 № 862.
73. **Кутіщев П.С.** Науково-обґрунтоване роз'яснення щодо можливих причин зниження кількості виходу річняків рослиноїдних видів риб та коропа після зимівлі 2019 – 2020 рр. «Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб».
74. **Кутіщев П.С., Коржов Є.І.** Оцінка впливу гідротехнічних робіт на представників флори і фауни Дніпровського лиману» Звіту з ОВД «Роботи по відновленню глибин операційної акваторії (ковш) та водного підходу цілісного майнового комплексу «Очаківський рибоконсервний комбінат». № NB-227-21/1-21. 09.03.2021-30.06.2021. ТОВ "СП НІБУЛОН" Миколаївська область, м. Очаків, вул. Рибацька, 9. № NB-227-21/1-21 від 09.03.2021.
75. **Кутіщев П.С., Цуркан Л.В.** Розробка науково-біологічного обґрунтування вирощування коропових видів риб за дволітнім оборотом в умовах ДУ

- "Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб". ДУ "Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових, Херсонська обл., м. Гола Пристань, вул. Ларіонова, 136. № 4/21 від 15.02.2021.
76. **Кутіщев П.С.** Звіт про результати роботи науково-дослідної лабораторії з гідрохімічних, гідробіологічних і іхтіологічних досліджень у вирощувальних ставках ДУ «ХВЕЗ» (2021 – 2022 рр.).
 77. **Кутіщев П.С.** «Впровадження біологічної меліорації для рибогосподарської експлуатації Сивашської скидної системи» (2015 р.).
 78. **Кутіщев П.С.** «Впровадження біологічної меліорації ставу «Чорна долина» Каховського району Херсонської області» (2016 р.). № 5/16 від 01.08.2016
 79. **Кутіщев П.С.** Рибничо-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації ставу «Под Зелений» Херсонської обл. Каховського р-ну». ФОП «Носінов М.Д.», 53211, Дніпропетровська обл., м. Нікополь, вул. Г. Чорнобил 2. № 4/19 від 15.03.2019
 80. **Кутіщев П.С.** «Рибничо-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації Першотравневого водосховища Дніпропетровської області» ТОВ «СпецРибТорг», 73008, м. Херсон, вул. Заводська, 47. № 3/19 від 15.03.2019.
 81. **Кутіщев П.С.** Оцінка впровадження біологічної меліорації для покращення водопропускної здатності Північно-Кримського каналу. Управління Північно-Кримського каналу. № 9/18 від 15.11.2018.
 82. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка комплексу заходів, спрямованих на оптимізацію гідрологічного, гідрохімічного стану технологічної водойми Миколаївської області (Данилівське водосховище) 2020. ТОВ СГВП «НІКАГРОСТАР». м. Одеса, пров. Чайковського 19. Від 05 березня 2020 року № 04/20.
 83. Науково-біологічне обґрунтування рибогосподарської експлуатації Возсіятського водосховища Єланівського району Миколаївської області.

- ФГ «Тандем» Миколаївська обл., Єланецький р-н, сел. Возсіятське, вул. Шкільна, 33. Від 27 квітня 2020 року № 02/20.
84. **Кутіщев П.С.** Удосконалення і контроль технології внесення багатокомпонентних кормів та сухих кормосумішей з метою отримання товарних токопових видів риби на виробничих базах ТОВ «Рибоводна ферма ЮВЕНТ» 2020 р. ТОВ «Рибоводна ферма ЮНИВЕНТ». м. Херсон, пр. Сенявіна 26/28. Від 25 травня 2020 року № 08/20.
 85. **Кутіщев П.С.** Науково-біологічне обґрунтування впливу сучасних абіотичних і біотичних факторів на рівень розвитку природної кормової бази вирощувальних ставів ДУ «Виробничо-експериментальний Дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод ім. академіка С.Т. Артющика». ДУ "Виробничо-експериментальний дніпровський осетровий рибовідтворювальний завод ім. академіка С.Т. Артющика" , Херсонська обл., Білозерський р-н, сел. Дніпровське. № 3/21 від 15.03.2021.
 86. **Кутіщев П.С., Цуркан Л.В.** Розробка науково-біологічного обґрунтування вселення різновікових груп сазана (коропа), товстолобика, сома та ляща у р. Дніпро та Каховське водосховище. Новокаховський рибоводних завод частикових риби , Херсонська обл., м. Нова Каховка, с. Обривка, вул. Зелана, 43. № 2/21 від 13.02.2021. 13.02.2021-30.11.2021.
 87. **Кутіщев П.С.** Звіт про результати роботи науково-дослідної лабораторії з гідрохімічних, гідробіологічних і іхтіологічних досліджень у вирощувальних ставах ДУ «ХВЕЗ» (2021 – 2022 рр.).
 88. Шевченко В. Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка комплексу заходів, спрямованих на оптимізацію гідрологічного, гідрохімічного стану технологічної водойми Миколаївської області (Явкінське водосховище). ТОВ «ОАЗИС БИСАН». м. Миколаїв, вул. В.Чорновола 14. Від 09 липня 2020 року № 11/20.
 89. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Розробка науково-біологічного обґрунтування комплексу заходів, пов'язаних з проведенням біомеліоративних робіт і направленою на поліпшення режиму якості води та екологічного стану Катеринівського водосховища. ТОВ «Гарант Агро»

Миколаївська обл., Веселинівський р-н, с. Катеринівка, вул. Центральна 15.
Від 16 липня 2020 року № 12/20.

90. Шевченко В.Ю., **Кутіщев П.С.** Шепель А.В. Розробка рибничо-біологічного обґрунтування використання рибогосподарських ставів ТОВ «Стройкрок» із застосуванням рибосівозміни. ТОВ «Стройкрок» м. Миколаїв, пр. Богоявленський, 334. Договір № 18-20 30.07-30.08.2020 р.