

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ І. І. МЕЧНИКОВА

Ю. М. Джуртубаєв, В. В. Заморов,  
М. П. Заморова, Т. В. Урбанська

**МАКРОЗООБЕНТОС  
ПРИДУНАЙСЬКОГО ОЗЕРА КИТАЙ  
І УМОВИ ЙОГО ІСНУВАННЯ**

*МОНОГРАФІЯ*

**ОДЕСА  
ОНУ  
2019**

УДК 574.587:591.5(285)(282.243.7.05)(477.74)

Рекомендовано до друку вченою радою  
ОНУ імені І. І. Мечникова.  
Протокол № 9 від 28.05.2019 р.

***Рецензенти:***

**О. В. Федоненко**, доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної біології та водних ресурсів Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара;

**П. М. Царенко**, доктор біологічних наук, член-кор. НАН України, завідувач відділу фікології, ліхенології та бріології Інституту ботаніки імені М. Г. Холодного НАН України;

**В. П. Гандзюра**, доктор біологічних наук, професор кафедри екології та зоології ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка.

**Джуртубаєв Ю. М.**

Макрозообентос придунайського озера Китай і умови його існування : монографія / Ю. М. Джуртубаєв, В. В. Заморев, М. П. Заморова, Т. В. Урбанська ; наук. ред. М. М. Джуртубаєв. – Одеса : Одес. нац. ун-т ім. І. І. Мечникова, 2019. – 170 с.

ISBN 978-617-689-297-7

Монографія присвячена одному з найбільших озер України – озеру Китай і є лімнологічним, гідроекологічним оглядом цієї водойми. Розглянуто фізико-географічну та гідролого-гідрохімічну характеристики озера, його макрозообентос у зв'язку з екологічними умовами, що склалися в озері. Також розглянуто живлення риб-бентофагів та дано оцінку рибопродуктивності озера за станом його макрозообентосу.

Монографія призначена для гідробіологів, іхтіологів, екологів, викладачів і студентів біологічних і екологічних спеціальностей університетів України.

УДК 574.587:591.5(285)(282.243.7.05)(477.74)

ISBN 978-617-689-297-7

© Джуртубаєв Ю. М., Заморев В. В., Заморова М. П., Урбанська Т. В., 2019

© Одеський національний університет імені І. І. Мечникова, 2019

## ЗМІСТ

<b>ВСТУП</b> (Ю. М. Джуртубаєв).....	4
<b>ГЛАВА 1.</b> Загальна лімнологічна характеристика придунайських озер України.....	10
<b>1.1.</b> Фізико-географічна та гідролого-гідрохімічна характеристики (Ю. М. Джуртубаєв, Т. В. Урбанська).....	10
<b>1.2.</b> Населення придунайських озер (Ю. М. Джуртубаєв, В. В. Заморов).....	23
<b>ГЛАВА 2.</b> Гідрологічна та гідрохімічна характеристики озера Китай (Ю. М. Джуртубаєв, Т. В. Урбанська).....	44
<b>ГЛАВА 3.</b> Макрозообентос озера Китай (Ю. М. Джуртубаєв).....	74
<b>3.1.</b> Таксономічна характеристика макрозообентосу.....	75
<b>3.2.</b> Кількісна характеристика .....	92
<b>3.3.</b> Вплив факторів середовища на макрозообентос озера.....	114
<b>ГЛАВА 4.</b> Іхтіофауна та оцінка рибопродуктивності озера Китай за станом макрозообентосу.....	125
<b>4.1.</b> Іхтіофауна (В. В. Заморов, М. П. Заморова).....	125
<b>4.2.</b> Живлення та трофічні зв'язки риб-бентофагів (В. В. Заморов, М. П. Заморова, Ю. М. Джуртубаєв).....	130
<b>4.3.</b> Оцінка рибопродуктивності озера Китай за станом його макрозообентосу (В. В. Заморов).....	141
<b>УЗАГАЛЬНЕННЯ</b> (В. В. Заморов).....	146
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ</b> .....	151

## ВСТУП

У пониззі Дунаю на його лівому березі в межах Одеської області України розташовані численні придунайські озера. Площа тільки п'яти найбільших – Кагула, Ялпуга, Кугурлуя, Котлабуха і Китаю – становить 450 км<sup>2</sup>, а об'єм – понад 800 млн. м<sup>3</sup> [Швебс, Ігошін, 2003]. Тут також є багато невеликих озер, на 1–2 порядки величин менших за площею та об'ємом. Проте вони мають чимале екологічне й економічне значення – характеризуються значним видовим багатством своєї біоти; на деяких озерах ведеться обмежений рибний промисел.

Придунайські озера – найбільший озерний район України. Велика площа й об'єм роблять їх важливим природним фактором, який впливає на клімат всього регіону. Досить собі уявити, що замість сотень квадратних кілометрів водного дзеркала і сотень мільйонів тонн води на цьому місці – посушливий степ. Від стану озерних екосистем значною мірою залежить загальна екологічна ситуація в Придунав'ї. Вода озер використовується для зрошення, а також, у ряді випадків, для водопостачання. Зокрема, потреба міста Болграда в питній воді в основному забезпечується за рахунок озера Ялпуг [Хилтон, 2002].

У придунайських озерах мешкають сотні видів рослин та тварин, які формують фіто- та зоопланктон, фіто- та зообентос, нектон, інші життєві форми гідробіонтів і напівводної рослинності, обумовлюють велике видове багатство озер. Разом із численними рукавами та протоками дельти Дунаю озера утворюють єдину й надзвичайно складну екосистему [Біорізноманітність..., 1999; Заморов, Джуртубаев и др., 2014].

Великі придунайські озера мають важливе значення як рибогосподарські водойми. До середини другої половини ХХ століття вони були частиною природної заплавної системи з прозорою водою, безліччю вищої водної рослинності та невеликим навантаженням біогенних речовин. В уловах домінували сазан *Cyprinus carpio* (Linnaeus), що припливав у заплаву з Дунаю, щука *Esox lucius* Linnaeus, лин *Tinca tinca* (Linnaeus), сом *Silurus glanis* Linnaeus, ін.

[Рыбалко, де Грааф, 2002]. Проте в 1960–1973 рр. для захисту прилеглих до Дунаю територій від затоплення під час водопілля та паводків, для регулювання рівня води в озерах в інтересах сільського господарства була споруджена 215-кілометрова система дамб і каналів, на яких, як і на багатьох природних протоках, споруджено 21 шлюз. Одамбування заплави порушило її гідрологічний режим, зменшилася рибопродуктивність, зокрема, через порушення нерестових шляхів риби і знищення близько 10 тис. га нерестовищ [Дьяков и др., 2009]. Загалом понад 28 тис. га заплавної землі було осушено й перетворено на польдери для вирощування сільськогосподарських культур і розведення риби у ставках. Для поліпшення ситуації на придунайських озерах стали практикувати зариблення, раніше в значних масштабах, а сьогодні, за складної економічної ситуації, в значно менших об'ємах. У число домінуючих у промислі видів увійшли карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch), лящ *Abramis brama* (Linnaeus), а також товстолобик білий амурський *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes) і товстолобик строкатий південнокитайський *Aristichthys nobilis* (Richardson), білий амур *Stenopharyngodon idella* (Valenciennes) та інші види риби, які краще витримують сучасні умови мешкання [Рыбалко, де Грааф, 2002].

У зв'язку з частковою ізоляцією озер від Дунаю відбулася помітна перебудова їхніх екосистем. Зменшилася кількість видів понто-каспійського комплексу, перш за все ракоподібних і моллюсків, більш чутливих до змін, що відбулися. Населення придунайських водойм, раніше переважно лиманного типу, все більше набуває озерного вигляду [Харченко, Воликов, 1977; Ляшенко, Воликов, 2001; Воликов, 2005].

Історію придунайських озер в екологічному відношенні можна розділити на два нерівних за тривалістю періоди – до і після одамбування [Джуртубаев и др. 2010; Джуртубаев, Джуртубаев, 2011; Джуртубаев и др., 2012]. У перший період, що тривав століття, дунайська вода надходила в придунайські водойми, проходячи через потужний природний біофільтр із заростей очерету *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та інших заплавної рослин. Значна

частина забруднень, завислих речовин, якими багата дунайська вода, вилучалася цим природним фільтром [ Зайцев; 1992; Зайцев и др. 1989; Тимченко, Новиков, 1993а]. У нинішній період, що триває вже кілька десятиліть, дунайська вода надходить в озера по каналах і протоках зі шлюзами, а зазначений біофільтр практично втратив своє значення. За умов, що склалися, насамперед унаслідок антропогенного впливу в придунайських озерах повільно посилюється замулення дна, забруднення, мінералізація, а також обміління і заростання озер, що особливо помітне останніми роками.

Макрозообентос – важлива складова екосистем придунайських озер. Він характеризується значним видовим багатством; більшість видів макрозообентосу – кормові об'єкти риб-бентофагів [Гринбарт, 1967]. Ряд бентосних форм – двостулкові молюски, губки – активні фільтратори, які відіграють важливу роль у біологічному самоочищенні водойм. Нарешті, деякі види є показовими організмами рівня сапробності водойм.

Як і вся біота, макрозообентос більшості великих придунайських озер сформувався та існував тривалий час в умовах, близьких до лиманних. Після одамбування заплавної зони він виявився в інших екологічних умовах, коли на перші ролі вийшли інші, ніж раніше, фактори середовища, змінилася і змінюється інтенсивність багатьох із них.

Усе це неминуче позначилося як на окремих видах донних тварин, так і на макрозообентосі загалом. Важливо мати чітке уявлення про сучасний стан макрозообентосу придунайських озер, про можливі його зміни в майбутньому як в якісному, так і в кількісному відношенні у зв'язку з динамікою абіотичних факторів озерного та річкового середовища з антропогенним впливом.

Придунайські озера помітно відрізняються одне від одного за гідрологічним і гідрохімічним режимами, біотою, зокрема, за макрозообентосом.

Мета цієї монографії, написаної на основі власних досліджень авторів і даних літератури, – охарактеризувати макрозообентос озера Китай – найбільш неблагополучного в екологічному відношенні

серед п'яти найбільших озер у сучасних умовах. Вивчено видовий склад макрозообентосу озера, його часову мінливість. Розглянуто основні закономірності розподілу видів макрозообентосу різних екологічних зон озерної бенталі. Також вивчена динаміка кількісного розвитку макрозообентосу в сезонному та міжрічному аспектах. Виявлено домінантні види макрозообентосу, розглянуто його значення як кормової бази риб-бентофагів. Проаналізовано багаторічну динаміку гідрологічних і гідрохімічних показників, розглянуто вплив деяких з них на макрозообентос озера Китай.

Макрозообентос зібраний в 42 експедиціях кафедри гідробіології та загальної екології Одеського національного університету імені І. І. Мечникова (далі – ОНУ) у 2006–2012 рр. Усього на озері Китай нами зібрано й оброблено за загальноприйнятими методиками 272 бентосні проби, які були проаналізовані з урахуванням гідрологічних і гідрохімічних характеристик водойми [Руководство..., 1977; Методические..., 1984; Обобщённый..., 1990; Гусева, Молчанова и др., 1999; Мониторинг..., 2001; Дубняк, 2003; Методи..., 2006; Заморов, Джуртубаев та ін., 2012]. На озерній літоралі проби зібрані на глибині до 0,7–0,9 м, на віддаленні від лінії урізу, як правило, до 40 м. Для збору матеріалу використовували шкребок завширшки 0,3 м, гідробіологічний сачок із трикутною рамкою зі стороною 0,3 м. Фільтруючий матеріал обох знарядь збору – млиновий газ № 36. Обома знаряддями обловлювали ділянки протяжністю 1,0 м. У субліторалі, на відкритих ділянках (плесах), проби збирали з човна штанговим дночерпаком із площею розкриття 0,02 м<sup>2</sup>; у кожній точці брали по 2–3 дночерпаки. Також використовували малу озерну драгу з трикутною рамкою (сторона – 0,2 м) і мішком із того ж млинового газу.

Крім того, проводилося вимірювання температури води, відбиралися проби води на мінералізацію та кількість розчиненого кисню. Основний матеріал з гідрології та гідрохімії озера зібрано та опрацьовано в Дунайському басейновому управлінні водних ресурсів (ДБУВР), місто Ізмаїл. Усього зібрано 146 проб, виконано

2112 вимірювань. У монографії також наводяться архівні дані ДБУВР.

Для аналізу використані також нормативи ГОСТ 2274-82 (Питна вода. Гігієнічні вимоги до якості води в централізованому питному і технічному водопостачанні); ГОСТ 2761-84 (Джерела централізованого господарсько-питного водопостачання. Гігієнічні, технічні вимоги та правила вибору), ГОСТ 17 1.5.05-85 (Охорона природи. Гідросфера. Загальні вимоги до відбору проб поверхневих і морських вод, льоду і атмосферних опадів); Інструкція з відбору і підготовки проб води та ґрунту для проведення вимірювань у лабораторіях Держводгоспу України, СанПіН 2.1.4.1175-02 (Гігієнічні вимоги до якості води нецентралізованого водопостачання. Санітарна охорона джерел), ДСанПіН 2.2.4.-171-10 (Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною) та ін. Використано також нормативи, які прийняті Євросоюзом [Council..., 1978; 1980; 1998]. Для кожного показника розраховували середню величину ( $M$ ), а також її похибку ( $\bar{m}$ ); повторність вимірювань не менш 12.

Іхтіологічний матеріал збирали з використанням сіток, неводів, ятерів, волокуші та вудок. Для оцінки чисельності молоді комерційних видів риби і непромислових видів іхтіофауни в озерах Кагул, Ялпуг, Кугурлуй і Китай у 2011–2012 рр. у жовтні проводили облови волокушею (довжина 15 м, висота 1,5 м, розмір вічка 6–8 мм). Площа облови однією волокушею становила приблизно 600 м<sup>2</sup>. При розрахунку кількості риби на одиницю площі облови приймали коефіцієнт уловистості волокуші 0,5. Проаналізовано більше 60 іхтіологічних проб.

Назви риби різних таксонів, їхній ранг і систематичне положення наведені за Ю. В. Мовчаном [2011].

Повний біологічний аналіз риби здійснювали за іхтіологічними методиками. При проведенні аналізу вимірювали загальну та стандартну (промислову) довжину риби (см), масу її тіла (г), визначали стать, стадію зрілості статевих залоз, їх масу (г). Для визначення віку коропових риби відбирали луску, в бичкових риби –

отоліти. Первинні дані розмірно-масової характеристики корошових риб із промислових уловів озера Китай надані Одеським центром Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства і океанографії (ОдЦ ПівденНІРО) Державного агентства рибного господарства України.

Проаналізовано 253 харчові грудки риб з озера Китай (карась звичайний, короп, лящ, бичок пісочник). Загалом проведено біологічний аналіз (неповний і повний) 10600 екземплярів риб.

Автори дякують колегам з Інституту гідробіології НАН України Волікову Ю. М., Маковському В. В., Санжаку Ю. О. за допомогу у визначенні олігохет і личинок хірономід, а також співробітникам ДБУВР Курилову І. В. і Ромалійському Г. А. за надані матеріали з гідрології і гідрохімії озера Китай.

Сподіваємося, що монографія буде корисною студентам, гідробіологам, іхтіологам, екологам, а також усім, хто цікавиться природою північно-західного Причорномор'я, українського Придунав'я.

# ГЛАВА 1

## ЗАГАЛЬНА ЛІМНОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР УКРАЇНИ

### 1.1. Фізико-географічна та гідролого-гідрохімічна характеристики

У лімнології озера розглядаються як різної форми і величини улоговини, заповнені водою. Їхня водна маса або постійно перебуває в спокої, або повільно поточна в цій улоговині, не має безпосереднього з'єднання з морем [Константинов, 1986]. Озера – водойми із замкнутим водообміном – є прикладом лентічного водного середовища (від лат. *lenis* – спокійний).

З часів роботи Ф. А. Фореля [1912] як озеро зазвичай розглядається водойма з досить глибокою центральною частиною, у яку, на відміну від ставків, не проникає прибережна (літоральна) флора.

Із декількох існуючих варіантів розподілу озерної бенталі на екологічні зони жоден із них не є загальноприйнятим. У даній роботі використана схема, запропонована Тінеманном [Thienemann, 1925]. В озерній улоговині виділяють прибережну мілководну підводну терасу, що переходить у крутий звал глибин, який, у свою чергу, переходить у найглибшу частину дна – котел. Відповідно виділені озерна літораль, сублітораль, профундаль. Озерна літораль – прибережне мілководдя, де зосереджені напівводні (повітряно-водні) з плаваючим на поверхні води листям та занурені рослини. На озерній літоралі, як правило, найбільш сприятливі умови і найбільша різноманітність біотопів. Тут зазвичай можна виявити більшість видів макрзообентосу, що мешкають в озері. В субліторалі вже практично немає макрофітів, але можуть бути мікрководорості. Ґрунти дна, як і на літоралі, – різні піски, гравій, каміння, а також щільні мули з багатою домішкою крупного детриту або раковин моллюсків. Зообентос, як правило, бідніший літорального. У профундалі дно вкрите м'якими дрібнозернистими ґрунтами, насамперед мулами.

Видове багатство тут зазвичай невелике, але чисельність і біомаса макрозообентосу можуть бути значними. Профундаль, куди не проникає світло в потрібній для рослин кількості, є тільки у глибоких озерах [Тимм, Тимм, 1986].

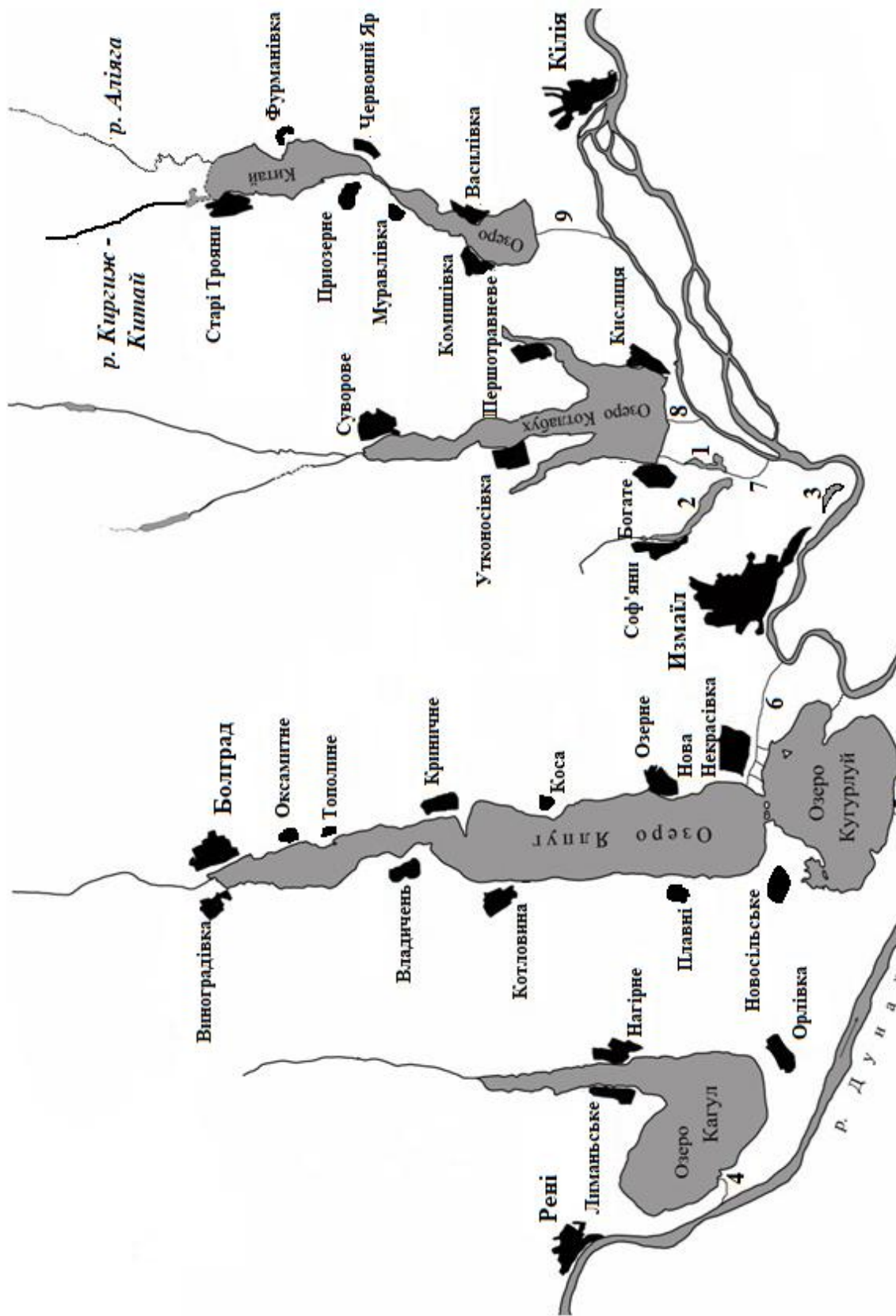
Придунайські озера мілководні, тому область бенталі за межами літоралі ми розглядаємо як сублітораль.

На ділянці від міста Рені до міста Кілія налічується близько 20 озер, назви яких вказані на сучасних картах масштабу 1:100000 Київської картографічної фабрики, в тому числі п'ять найбільших: Кагул, Ялпуг (найбільше озеро України), Кугурлуй, Котлабух і Китай. У різних наукових публікаціях та картах назви деяких озер пишуться по-різному, наприклад: Котлабух – Катлабуг. Ми прийняли назви, наведені на зазначених вище картах. Крім того, вони використовувалися під час виконання міжнародного проекту Євросоюзу TACIS WW SCRE 1/N1 «Придунайські озера: стале збереження і відновлення природного стану і екосистем», у якому брали участь більшість авторів монографії.

Серед великої кількості малих озер, назви яких вказані на картах, Кецелул-Мік, Кецелул-Маре, Дервент, Вереча, Курчувате, Софьян, Лунг, Криве та ін. Деякі з них практично повністю заросли очеретом, наприклад, озеро Бартиця, інші внаслідок господарської діяльності (будівництва дамб, доріг і т. п.) втратили частину своєї площі [Джуртубаев, Джуртубаев, 2012б; Заморов и др., 2014]. Є чимало й «безіменних» озер. Так, В. Д. Романенко [2004] вказує, що всього налічується 26 придунайських озер.

Більшість великих придунайських озер витягнуті в меридіональному напрямку, примикають до дунайської заплави. Озера пов'язані з Дунаєм шлюзованими протоками і штучними каналами, основні з них показані на рисунку 1.

Придунайські озера зазвичай ділять на дві групи. Перша включає озера (до недавнього часу, по суті, – лимани), що лежать у межах корінного берега Дунаю і є продовженням долин річок, які колись впадали в давній естуарій Дунаю – величезний лиман, який мав затоки – нинішні водойми Кагул, Ялпуг, Котлабух, Китай та ін. Їх



**Рис. 1. Карта-схема придунайських озер**

1 – озеро Лунг; 2 – озеро Соф'ян; 3 – озеро Криве; 4 – протока Вікета; 5 – протока Скунда; 6 – протока Велика Репіда; 7 – канал «Громадський»; 8 – канал «Желявський»; 9 – канал «Кофа».

утворенню сприяла відносна стабілізація рівня Чорного моря за останні тисячі років. У цей час центральна частина естуарію наповнювалася дунайськими наносами, що й призвело до перетворення заток у лимани. Утворення прісноводних лиманів Дунаю і початок формування його дельти відноситься до кінця новоевксинського часу та початку давньочорноморського періоду. Першими виявилися відрізними від моря Кагул і Ялпуг, значно пізніше – Софьян, Котлабух і Китай [Марковский, 1955; Михайлеску, 1990].

Інтенсивне збільшення дельти Дунаю ізолювало та віддалило сучасні придунайські водойми на десятки кілометрів від берега [Владимирова, Зеров, 1961; Михайлеску, 1990; Тимченко, Новиков, 1993а, 1993б].

Згадані вище річки існують і понині, але зараз вони маловодні, часто пересихають, багато з них високомінералізовані. Якість води в річках останніми десятиліттями значно погіршилася, деякі водотоки, за спостереженнями співробітників ДБУВР, перетворилися на дренажно-стічні канали.

Долини озер Кагул, Ялпуг, Котлабух і Китай глибоко врізані в плато, тому їхні східні та західні береги високі та круті, значною мірою глинисті. Північні береги низькі, берегова лінія прилягає до дна долин річок, що впадають в озера. Південні береги також низькі; в більшості озер вони утворені алювіальними наносами дунайської заплави. В Ялпугу південний берег сформований низьким піщаним пересипом, що відокремлює його від озера Кугурлуй. У ньому чітко збереглися ознаки кіс, якими відшнуровувалися придунайські водойми при формуванні дельти Дунаю [Клер, 1925; Владимирова, Зеров, 1961]. На даний час пересип перетворений на дамбу з автодорогою і мостами над протоками, що забезпечують зв'язок Ялпуга і Кугурлуя. Тому нерідко в літературі використовується назва Ялпуг – Кугурлуй, тобто підкреслюється, що ці два озера утворюють єдиний водний об'єкт.

Озеро Кугурлуй і досить велика кількість малих озер (Картал, Градешка, Дервент, Лунг, Довге) належать до другої групи – до

заплавних озер. Морфометричні характеристики п'яти найбільших придунайських озер представлені в таблиці 1.

Таблиця 1

**Морфометричні характеристики придунайських озер**  
[Швебс, Ігошін, 2003]

Озеро	Площа водозбору, км <sup>2</sup>	Площа дзеркала, км <sup>2</sup>	Довжина, км	Максимальна ширина, км	Глибина, м		Об'єм, млн. м <sup>3</sup>
					середня	максимальна	
Кагул	941	90,0	25,0	8,0	2,0	7,0	180,0
Ялпуг	4300	149,0	38,0	7,0	2,6	6,0	387,0
Кугурлуй	4430	82,0	20,0	10,0	1,0	2,0	82,0
Котлабух	1290	68,0	21,0	6,0	0,7	4,0	47,0
Китай	1410	60,0	25,0	3,0	1,7	5,0	102,0

Наведені різними авторами характеристики озер іноді помітно відрізняються. Це пояснюється насамперед, кількістю води, що надходить в озера з Дунаю під час водопілля і паводків, їхнім рівнем, який впливає на величину площі дзеркала та інші характеристики водойми.

Найбільші придунайські озера нерідко об'єднують у єдину категорію заплавних водойм [Швебс, Ігошін, 2003]. Багато фахівців рибного господарства стверджують, що придунайські озера після їх зарегулювання перетворилися на величезні рибні ставки, які дають рибну продукцію внаслідок їх регулярного зариблення [Рибалко; де Грааф; 2002]. Однак у цьому випадку термін «ставок» не відповідає даній категорії водойм; про відмінності озер від ставків уже говорилося вище.

Фахівці Державного агентства водних ресурсів України, Одеського обласного управління та Дунайського басейнового управління водних ресурсів розглядають ці водойми як водосховища за рядом ознак: накопичення певних об'ємів води, регулювання і підтримання рівня води, контрольовані витрати води на зрошення, скидання потрібних об'ємів води в Дунай у певний час. Таким чином, категорії водних об'єктів багато в чому визначаються інтересами користувачів їхніми ресурсами – водними, рибними. Але, як показано з позицій гідробіології та гідроекології [Харченко, Воликов, 1977;

Ляшенко, Воликов, 2001], в умовах, що склалися після завершення будівництва дамб, біота цих водойм поступово набуває типово озерного вигляду.

Великий внесок у вивчення гідрологічної та гідрохімічної характеристик придунайських озер, пониззя Дунаю і його дельти внесли співробітники Інституту гідробіології НАН України. Підсумки їхніх досліджень представлені в монографії «Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов» [1993].

Комплексне дослідження придунайських озер в умовах, що склалися після завершення будівництва системи дамб, проведено в 2000–2001 рр. в рамках проекту TACIS співробітниками ОНУ, в тому числі – кафедри гідробіології та загальної екології (далі – кафедра), а також Одеського філіалу Інституту біології південних морів (нині – Інститут морської біології НАН України), Українського наукового центру екології моря та ін. У результаті були вивчені гідрологічний і гідрохімічний режими, здійснено оцінку якості води озер за гідрохімічними показниками (табл. 2, 3).

Придунайські озера мілководні, їхня середня глибина становить 0,7–2,6 м, максимальна досягає 7,0 м під час водопілля і сильних паводків [Гидроэкология..., 1993; Швобс, Ігошін, 2003].

Мілководність – один із факторів, що визначають гідрологічну і гідрохімічну характеристики озер. Загалом їхній гідрохімічний режим залежить від комплексу факторів, серед яких одним із найважливіших є вплив Дунаю. При цьому притоки нижнього Дунаю істотно не впливають на характер водного режиму, сформованого на середньому Дунаї [Алмазов, 1962].

Води Дунаю містять велику кількість завислого матеріалу; твердий стік досягає  $83 \cdot 10^6$  т у рік [Зайцев, Гаркавая и др., 1989]. Добові значення каламутності в дельті коливаються від декількох грамів до 2–3  $\text{кг} \cdot \text{м}^{-3}$  води [Тимченко, Новиков, 1987; 1993а]. За даними цих авторів, які взяли за основу вихідної каламутності дунайської води в Кислицькому рукаві в період наповнення озер (лютий – квітень) у середньому в об'ємі  $140\text{--}240 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$  води, з Дунаю в найбільші озера щорічно повинні надходити 65,4 тис. т дунайських

**Інтервали зміни основних гідрологічних і гідрохімічних показників у придунайських озерах у 2001 році**  
[Деньга, Мединец, 2002]

Параметри	Інтервали зміни показника протягом року					ГДК			
	Ялпуг	Кугурлуй	Кагул	Китай	Котлабух	питне водопостачання		рибогосподарське використання	
						ГОСТ..., 1982	Council..., 1998	Обобщённый..., 1980	Council..., 1978
O <sub>2</sub> , %	73–211	73–146	86–109	92–102	97–115	–	–	–	–
O <sub>2</sub> , мг/л	0,5–17,9	6,8–13,4	7,6–12,1	61–11,8	7,0–12,9	–	5,0	6,0	4,0
Кальцій мг/л	25–51	25–42	37–50	13–144	14–120	–	100	180	–
Магній мг/л	22–98	15–45	19–36	71–222	13–160	–	50	50	–
Na + K, мг/л	126–713	54–199	20–77	269–699	114–450	–	212	170	–
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	190–325	73–229	172–204	154–261	179–280	–	–	–	–
Cl <sup>-</sup> , мг/л	110–330	34–145	27–68	208–550	27–432	350	250	300	–
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> , мг/л	146–520	64–282	42–126	530–1650	227–956	500	250	100	–
Мінералізація, мг/л	670–1560	385–917	336–544	1290–3490	617–3110	1000	1500	1000	–
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л	0,02–0,37	0,06–0,36	0,03–0,14	0,07–0,58	0,08–0,27	–	0,5	0,5	<0,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0,000–0,017	0,00–0,030	0,00–0,017	0,00–0,011	0,00–0,030	–	0,1–0,5	0,020	<0,03
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0,007–1,00	0,003–0,70	0,007–1,37	0,030–0,75	0,040–1,23	–	50	9,1	–
Азот загальний, мг/л	0,1–4,3	0,1–3,9	–	–	–	–	–	–	–
Кремній, мг/л	0,5–29	0,1–51	0,5–4,0	0,7–7,6	0,5–4,8	10	–	–	–
Фосфати, мг/л	0,005–0,110	0,015–0,056	0,003–0,083	0,004–0,0160	0,005–0,150	–	–	–	–
Фосфор загальний, мг/л	0,01–0,36	0,03–0,18	0,01–0,06	0,03–0,19	0,02–0,11	–	–	–	0,4
БСК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /л	0,26–6,50	0,56–7,80	1,31–6,0	4,9–14,2	1,64–6,80	3,0	–	6,0	6,0
pH, од.	6,65–8,95	6,75–8,85	8,11–8,51	8,11–8,62	8,25–8,70	6,5–8,5	6,5–9,5	6,5–9,0	6–9
Мутність (завислі речовини), мг/л	2,4–11,0	3,5–47,0	–	–	–	+0,25 к фону	–	+0,27 к фону	–
Прозорість, м	0,2–3,7	0,2–2,1	0,2–1,8	0,12–0,4	0,25–0,6	–	–	0,3	1,0

**Оцінка критеріїв якості води придунайських озер у 2001 році за гідрохімічними показниками**  
[Деньга, Мединец, 2002]

Критерій якості	Озера				
	Ялпуг	Кугурлуй	Кагул	Китай	Котлабух
Критерій мінералізації	Клас якості III Категорія якості 4 β - мезогалінні	Клас якості II категорія якості 2 Гіпогалінні – олігогалінні	Клас якості II категорія якості 2 Гіпогалінні – олігогалінні	Клас якості V категорія якості 7 β-мезогалінні	Клас якості IV категорія якості 6 β-мезогалінні
Критерій іонного складу	Сульфатні	Гідрокарбонатні	Гідрокарбонатні	Сульфатні	Сульфатні
Критерій забруднення компонентами сольового складу	Клас якості IV Категорія якості 6	Клас якості II Категорія якості 34	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості II Категорія якості 7	Клас якості II Категорія якості 7
pH	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості III Категорія якості 5
Амоній	Клас якості II Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості I Категорія якості 1	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 5
Нітрати	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості I Категорія якості 1
Фосфати	Клас якості III Категорія якості 4	Клас якості III Категорія якості 4	Клас якості II Категорія якості 2	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості II Категорія якості 2
Кисень	Клас якості IV Категорія якості 6	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості II Категорія якості 3	Клас якості II Категорія якості 3
БСК <sub>5</sub>	Клас якості III Категорія якості 4	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 2	Клас якості III Категорія якості 5	Клас якості II Категорія якості 2

завислих наносів, у тому числі 41,5 тис. т в Ялпуг–Кугурлуй, 11,4 тис. т – в озеро Котлабух, 6,9 тис. т – в озеро Кагул і 5,6 тис. т – в озеро Китай.

Приблизно 10–20% даного матеріалу, а це, головним чином, частинки піщаної і мулистих фракцій, акумулюються у протоках і каналах, що з'єднують озера з Дунаєм, поступово заповнюючи їх. Таким чином, у зазначені озера за рік надходить 52–59 тис. т завислих речовин.

За даними зазначених авторів, у зонах, прилеглих до гирл протоків і каналів, акумулюється до 90–95% завислих речовин, що надходять до озер. Наші дослідження, насамперед у озерах Кагул і Китай, підтверджують цей висновок.

Ґрунти дна придунайських озер досить різноманітні. Вирішальним фактором у формуванні донних відкладень придунайських водойм Ю. М. Марковський [1955] вважав розвиток у них вищої водної рослинності. Проте слід враховувати [Тимченко, Новиков, 1993б], що для рослинності з кореневою системою донні відкладення – це свого роду ґрунт, характер якого може впливати на їхній розвиток. Тому ймовірно, що в початковий період утворення водойм, тобто затоплення гирлових частин, які впадали в древній естуарій річок, у формуванні донних відкладень велике значення мали процеси переробки берегів і дна, а також завислі речовини річок, тоді ще більш багатководних.

Сформовані відкладення слугували субстратом для розвитку тих чи інших видів водної рослинності. Загалом у більшості придунайських озер існує типовий для прісноводних водойм ґрунтовий комплекс із переважанням за площею залягання піщаних і глинистих мулів. Мули зазвичай займають центральні ділянки й облямовані прибережною смугою замулених пісків, а також пісками з домішкою глини. На самому мілководді трапляються відкладення перемитих пісків (Ялпуг, Кагул), піски з галькою, як, наприклад, в озері Китай. Навіть у найменш замуленому озері Ялпуг мулові відкладення займають 59% його площі. В інших озерах площі замулення становили: Котлабух – 75,5%; Китай – 87,4%; Кагул –

88,0%; Кугурлуй – 100%; Лунг – 100%, що дозволяє вважати значне замулення характерною рисою цих водойм [Марковский, 1955].

В озері Кагул М. З. Владимиров та І. К. Тодераш [1979] вважають основними біотопами дна сірий мул, пісок і замулений пісок. У період наших досліджень на більшій частині субліторалі домінували темно-сірий мул; у північній частині та у верхів'ї озера, – чорний мул. У пониззі були великі ділянки мулистого піску.

На значній частині літоралі на глибині до 0,7–0,9 м і на відстані від урізу до 50–80 м залягає, головним чином, мулистий пісок, що чергується з ділянками сірого та чорного мулу, а також піску з черепашником.

Наші спостереження, проведені у 2006–2012 рр., виявили тенденцію до збільшення частки мулистих фракцій у мулисто-піщаному ґрунті пониззя озера, що є наслідком зміни його гідрологічного режиму після спорудження дамб.

В озері Ялпуг домінуючим ґрунтом субліторалі є темно-сірий мул, який займає близько половини площі дна озера, головним чином, центральну частину водойми з глибинами від 2,0 м і більше [Оливари, 1961]. На глибині 0,75–2,5 м є великі ділянки замуленого піску між центральною частиною та глинисто-піщаним і мулисто-піщаним прибережжям.

У період наших досліджень на бентосних станціях субліторалі залягав, в основному, темно-сірий мул; у пониззі – мулистий пісок із домішкою черепашки. Глибина коливалася від 2,0 м у верхів'ї восени, до 5,8 м у середній частині озера навесні.

На літоралі ґрунти більш різноманітні порівняно з відкритою частиною озера. Домінує мулистий пісок, на окремих ділянках залягає мулистий ґрунт, галечник, замулена бита черепашка, в затишних місцях – мул. Нами зафіксовані ділянки чорного мулу, який раніше для озера Ялпуг не вказувався. В Ялпузі найбільш розвинені, порівняно з іншими озерами, піщані відкладення, які навіть утворюють ряд кіс [Марковский, 1955]. У пониззі, в районі дамби, що розділяє Ялпуг і Кугурлуй, вузькою смугою розташовані розсипи

гальки і гравію як із боку Ялпуга, так і з боку Кугурлуя. Це антропогенний субстрат, наслідок будівництва зазначеної дамби.

В озері Кугурлуй ґрунти дна сформовані переважно чорним мулом з великою кількістю рослинних залишків. На частку сірого мулу припадає близько 7% площі озерного дна.

Озеро Кугурлуй відрізняється від інших придунайських озер України наявністю декількох невеликих островів, найбільшим із яких є острів Піщаний (рис. 2). При середньому рівні води він здіймається над водною поверхнею озера, але зникає під водою під час сильних паводків. Решта островів – Шкелька, Круглий, Стрілка та інші навіть при нормальному середньому рівні води ледь виступають над поверхнею.



**Рис. 2. Розташування островів на озері Кугурлуй**

Тут і на деяких інших підвищеннях дна залягають різні піски – карбонатні, складені черепашковим детритом та інші. Звичайні також

невеликі ділянки піщаних мулів із різною часткою черепашкового детриту [Владимирова, 1961; Сучков, Федорончук и др., 2002].

У період наших досліджень у місцях збору проб на субліторалі в північній частині озера залягав темно-сірий і чорний мул; у південній частині – мул із черепашником.

В озері Котлабух дно одноманітне, плоске, з поступовим поглибленням до середньої частини, де глибина (в межень) досягає 2,0 м. К. С. Владимирова і К. К. Зеров [1961], В. В. Тімченко і Б. І. Новиков [1993б] ділять ґрунти дна на дві групи: пісок різного ступеня замулення (24,5% площі дна) та мули піщані і глинисті – 75,5%. Зазначені автори не наводять для Котлабуха чорний мул.

Під час наших досліджень чорний мул, часто з рослинними залишками, був уже досить звичайним, займав значні площі у верхів'ї, в середній частині озера, в Гасанській і Ташбунарській затоках. Очевидно, що після спорудження дамб створюються сприятливі умови для формування чорного мулу. У пониззі відзначені мулистий пісок, сірий мул, черепашник.

У літоральній зоні Котлабуха домінував мулистий пісок, а також мули з рослинними залишками. У пониззі озера теж залягає піщано-черепашковий ґрунт, який у деяких місцях перетворюється на суцільні розсипи порожніх раковин молюсків, головним чином, черевоногих роду *Viviparus*.

В озері Китай 86,8–87,4% площі дна займають різні мули – тонкий сірий мул, мул із домішкою черепашнику та інші. [Владимирова, Зеров, 1961]. За В. В. Тімченко і Б. І. Новиковим [1993б], мули тут піщані та глинисті, а також є піски різного ступеня замулення. Порівняно з іншими розглянутими придунайськими озерами мули озера Китай виявилися найбільш продуктивними – вміст органічних речовин у них перевищує 11% абсолютно сухої маси. В ході досліджень ми відзначили домінування темно-сірого мулу на всіх ділянках озера. У верхів'ї частина дна зайнята замуленою черепашкою, зокрема, проти села Старі Трояни.

На літоралі озера Китай домінував мулистий пісок, сірий мул. У районі гирла каналу «Кофа» і біля дамби у центральній частині озера

виявлені ділянки чорного мулу. В ряді місць, наприклад, у районі села Василівка близько розташовані порівняно невеликі ділянки сірого і глинистого мулів, глинистого піску, черепашки.

У середньому за сезон температура води в озерах становила навесні 15 °С, влітку – 23 °С, восени – 17 °С. Взимку озера зазвичай замерзають, температура води під льодом від -0,5 °С до +5,0 °С [Владимирова, Зеров, 1961; Джуртубаев, Урбанская и др., 2016].

Прозорість води може значно коливатися (0,1–3,7 м за диском Секкі) залежно від кількості завислих речовин у воді, «цвітіння» та інших причин [Деньга, Мединец, 2002]. З урахуванням малої глибини озер і, як наслідок, частою значною взмучуваністю донних відкладів прозорість води задовільна.

Озера долини Дунаю за характером їх водного режиму поділяються на чотири групи: 1 – озера, які отримують воду за рахунок паводків і річкового водопілля; 2 – озера, що рясно живляться водою джерел; 3 – озера з власним гідрографічним басейном; 4 – ізольовані озера, які живляться схиловими стоками. Мінералізація коливається між 250 мг·л<sup>-1</sup> (перша група) і 2000–3000 мг·л<sup>-1</sup> (четверта група) [Гэштеску, Брайер, 1969а; 1969б]. Озера, на яких проведені наші дослідження, належать до першої групи. Однак не у всіх цих водоймах мінералізація низька.

У літературі придунайські озера зазвичай характеризуються як прісноводні. Але лише Кагул і Кугурлуй відповідають цій категорії. Решта, згідно з класифікацією [Алєкин, 1970], є олігогалінними водоймами. Найбільша середньорічна мінералізація в період досліджень відзначена в озері Китай – 5232 мг·дм<sup>-3</sup>. У найбільш опрісненому Кагулі мінералізація не перевищувала 551,4 мг·дм<sup>-3</sup>.

За складом аніонів досліджувані озера ділять на дві групи: перша – Ялпуг, Котлабух, Китай – з переважним внеском сульфатів; друга – Кугурлуй і Кагул – з переважним внеском гідрокарбонатів [Деньга, Мединец, 2002].

Кисневий режим в озерах у цілому сприятливий для озерної фауни. Так, у період робіт за проектом TACIS у 2000–2001 рр.

кількість розчиненого у воді кисню коливалася від  $6,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  до  $17,9 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ; насичення киснем – від 73% до 211% (табл. 2).

У всіх озерах відзначено перевищення ГДК по сульфатах і БСК<sub>5</sub>. В озері Китай, крім того, зафіксовано перевищення по кальцію, магнію, сумі натрію і калію, хлор-іону, мінералізації, амонійному азоту і рН. Схожа ситуація склалася і в озері Котлабух. Краще становище спостерігалось в озерах Кагул і Кугурлуй, де відзначалися періодичні перевищення ГДК по сульфатах, БСК<sub>5</sub> і рН, а в Кугурлуй – ще й по нітратах. Рівень токсичності води і донних відкладень придунайських озер, як правило, були нижчими, ніж у Дунаї. В озерах більш висока токсичність зазвичай формується у верхів'ях і пониззях [Дятлов, 2002].

Інтегральна оцінка гідрохімічних показників придунайських озер показала, що найбільш несприятлива екологічна ситуація склалася в озерах Китай і Котлабух. Дещо краща ситуація в Ялпузі. Екосистема озера Кугурлуй характеризується помітно кращою якістю, але вона не зберігається протягом року і погіршується в літній період. Якість води в озері Кагул практично весь рік відповідає нормативам за гідрохімічними показниками [Деньга, Мединец, 2002].

## **1.2. Населення придунайських озер**

Гідробіологічні дослідження гирлових ділянок річок, що впадають у північно-західну частину Чорного моря і прилеглих водойм, зокрема, зообентосу, почалися на рубежі ХІХ–ХХ століть [Остроумов, 1897; 1898; Зернов, 1909]. Було встановлено, що в пониззі Дунаю живуть численні каспійські види; О. О. Остроумов уперше назвав цю фауну «реліктовою». За матеріалами С. О. Зернова, що піднявся по Дунаю до Ялпуга, був представлений список молюсків-«каспійців» [Милашевич, 1908].

Тривалий час у пониззі Дунаю і на озерах дослідження проводили румунські фахівці – вивчали представників каспійської фауни та отримали деякі узагальнюючі відомості про озерну фауну в цілому [Vorcea, 1924; Văcesco, 1934]. Були розпочаті кількісні дослідження зообентосу. Одна з перших таких робіт присвячена

макрозообентосу озера Кагул, у якій автор [Lepsi, 1932] прийшов до сумнівного, на наш погляд, висновку, що донна фауна цієї водойми складається, в основному, з личинок хірономід. У цілому ж більшість робіт цих років була присвячена вивченню видового складу водної фауни. Кількісні характеристики практично не розглядалися [Марковский, 1955].

Вітчизняні гідробіологічні та іхтіологічні дослідження в регіоні розгорнулися, в основному, в другій половині ХХ століття.

### **Фітопланктон**

Систематичне вивчення фітопланктону придунайських озер було розпочато Я. В. Роллом у 1949 р. Він звернув увагу на велику різницю по роках кількості видів фітопланктону в озерах. Так, наприклад, у озері Кагул у 1949 р. було виявлено 84 види фітопланктону, в 1958 р. – тільки 62; у озері Китай, відповідно, 154 і 131 вид [Ролл, 1961].

За даними Л. Є. Костикової [1969], у озерах знайдено 503 види водоростей, представлених 655 внутрішньовидовими таксонами, в тому числі в Кагулі – 240, Ялпузі – 253, Кугурлуї – 153, Котлабузі – 284, Китаї – 352. За видовим багатством домінували синьозелені (Cyanophyta) (в мікробіології – ціанобактерії) – 95, евгленофітові (Euglenophyta) – 108, діатомові (Bacillariophyta) – 140 і зелені (Chlorophyta) – 218 видів і внутрішньовидових таксонів.

В озері Китай, якому присвячена ця монографія, виявлено 66 таксонів видового та внутрішньовидового рангу синьозелених, 44 – евгленофітових, 18 – динофітових (Dinophyta), 17 – золотистих (Chrysophyta), 75 – діатомових, 5 – жовто-зелених (Xanthophyta) і 137 таксонів зелених водоростей [Костикова, 1969].

До найбільш звичайних, масових видів у більшості озер відносяться синьозелені *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Cuspidothrix ussaczevii* (Proschk.-Lavr.) P. Rajaniam et al. (= *A. elenkinii* Kissel.), *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Elenk., *Oscillatoria planctonica* Wołosz., види р. *Anabaena* та ін.; діатомові *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen (= *Melosira granulata* (Ehrenb.) Ralfs),

*Aulacoseira italica* (Ehrenb.) Simonsen (= *M. italica* (Ehrenb.) Kütz.), види родів *Nitzschia*, *Synedra*, *Flagillaria*, *Cyclotella*; зелені *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew. (= *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brèb.), *Pandorina morum* (Müller) Bory, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegew. (= *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh.) та ін. Деякі з них викликають «цвітіння» води.

Дослідження різних авторів виявили тенденцію зростання загальної біомаси фітопланктону озер з роками. Наприклад, в озері Кагул у 1973–1974 рр. біомаса становила  $2,4 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Борш, Яловицкая, 1979]; влітку 2000 р. біомаса в середньому склала  $10,6 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  при коливаннях  $4,4\text{--}33,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Ковалёва, Полищук и др., 2002].

В озері Китай відзначається масовий розвиток водоростей у квітні, спад – у травні, а потім знову масовий розвиток у вересні, коли їх чисельність досягала 498 270 тис. кл·дм<sup>-3</sup>, а біомаса –  $35095 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Домінували синьозелені водорості за рахунок масового розвитку *C. ussaczevii* (*A. flosaquae*) та *O. planctonica*. За їх масового розвитку озеро Китай зберегло вигляд, властивий йому десятиліття назад [Иванов, 1993]. Сира біомаса фітопланктону в озері Китай улітку 2000 р. становила  $46,84 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . На частку фітопланктону озера припадало 63,9% загальної біомаси планктону [Ковалёва, Полищук и др., 2002].

Дослідження фотосинтетичної активності та вмісту пігментів планктонних водоростей показало, що вміст хлорофілу «а» в воді озера у 2000–2001 рр. становив у середньому навесні –  $39,54 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , влітку –  $69,00$  і восени –  $30,40 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У всі сезони озеро Китай за цим показником займає серед придунайських озер перше місце. Інші озера поступаються Китаю навесні та восени на порядок величин, влітку – в 4–6 разів. Протягом усього вегетаційного періоду концентрація хлорофілу «а» в озері Китай відповідала гіпертрофному типу водойм. Як і в інших придунайських озерах, у Китаї фотосинтез водоростей протікає по всій водній товщі. Продукція фітопланктону навесні становила  $32,17\text{--}123,80 \text{ мг С} \cdot \text{м}^{-3}$  на годину, в середньому по озеру –  $72,98$ ; восени, відповідно, –  $78,19\text{--}121,08 \text{ мг С} \cdot \text{м}^{-3}$  на годину, у середньому по озеру –  $95,19 \text{ мг С} \cdot \text{м}^{-3}$  на годину [Ковалёва, Мединец, 2002].

## Зоопланктон

Зоопланктон придунайських озер України вивчався в середині – у другій половині ХХ століття М. Л. Підгайко [1957, 1961], В. В. Поліщуком [1974], А. І. Набережним [1979], Г. В. Парчуком [1993], Л. М. Поліщуком [2002] та ін.

Зоопланктон придунайських озер і річки Дунай близькі за своїм таксономічним складом. Із 171 форми зоопланктону руслової частини пониззя Дунаю більше половини є спільними з озерами [Цееб, 1961; Поліщук, 1974]. Занесення їх в озера відбувається під час водопілля і паводків. Так, через протоку Вікета в озеро Кагул потрапляє до 40 форм зоопланктону, більшість яких знаходить в озері сприятливі для себе умови. Чисельність зоопланктону, який заноситься в озеро, навесні перевищує 88 тис. екз. · м<sup>-3</sup> [Набережный, 1979].

Зоопланктон придунайських озер складається, в основному, з прісноводних і солонуватоводних видів, причому чисельність і біомаса озерного зоопланктону поступово зростають [Поліщук, 2002]. У другій половині 50-х років минулого століття склалася тенденція заміни веслоногих ракоподібних гіллястовусими [Підгайко, 1957; Поліщук, 1974]. Стало збільшуватись значення коловерток; як правило, в угрупованнях переважала *Asplanchna priodonta* Gosse. Види-«каспійці» зазвичай не досягають значного розвитку.

В озері Китай у 1989 р. були виявлені 53 таксономічні одиниці видового і внутрішньовидового рангів із коловерток Rotatoria, гіллястовусих Cladocera та веслоногих Copepoda ракоподібних. Домінували коловертки – 39 таксонів [Парчук, 1993]. У цей час озеро Китай помітно випереджало інші придунайські озера: в Кагулі було знайдено 38, Ялпузі – 35, Кугурлуї – 36, Котлабузі – 44 види та внутрішньовидових таксонів. У 2000–2001 рр. Л. М. Поліщук [2002] виявив в озері Китай 56 таксонів зоопланктону, але Китай виявився в ці роки лише четвертим, пропустивши вперед озера Кугурлуї з 89 таксонами, Ялпуг (77) і Кагул (72).

Як і в інших озерах, у Китаї у структурі зоопланктону представлені різні екологічні форми – евритермні та стенотермні,

еври- та стеногалінні,  $\alpha$ - і  $\beta$ -мезосапоби, хижакки, всеїдні, фітопланктофаги та ін.

До числа найбільш звичайних видів зоопланктону озера Китай належать: коловертки *Brachionus calyciflorus* Pallas, *B. angularis* Gosse, *Polyarthra remata* Scoricov, *Keratella quadrata* (Müller), наупліуси веслоногих, молоді особини циклопів та ін. [Парчук, 1993; Полищук, 2002].

Як і в інших придунайських озерах, у планктонних пробах озера Китай трапляється чимало представників мікро- та мейобентосу, що опинилися в товщі води внаслідок хвилювання і взмучуваності донних відкладень. Їх перебування в товщі води рекомендується вважати для мілководних прісних водойм не випадковим, а короткочасним, що періодично повторюється. Перебуваючи певний час у пелагіалі, донні організми вступають у взаємовідносини з тваринами відкритої води (харчуються самі, з'їдаються іншими, тощо) і на деякий час стають компонентами планктону [Рив'єр, 1975].

Чисельність і біомаса зоопланктону в озері Китай помітно коливається по сезонах і роках. У 1989 р. їх весняні значення склали 1042,0 тис.екз. $\cdot$ м<sup>-3</sup> і 1,43 г $\cdot$ м<sup>-3</sup>; влітку чисельність скоротилася до 164,0 тис. екз. $\cdot$ м<sup>-3</sup>, біомаса – до 0,63 г $\cdot$ м<sup>-3</sup>. Очевидно, така динаміка визначається цілою низкою чинників – живленням планктоном рибами, масовим розвитком сезонних домінуючих видів (наприклад, весняний спалах чисельності коловерток *K. quadrata* – до 460 тис. екз. $\cdot$ м<sup>-3</sup>, *B. calyciflorus* – до 310 тис. екз. $\cdot$ м<sup>-3</sup>) [Парчук, 1993]. У 2000–2001 рр. весняна чисельність склала 166,33 тис.екз. $\cdot$ м<sup>-3</sup>, біомаса – 0,76 г $\cdot$ м<sup>-3</sup>; влітку вони досягали зазначених вище максимальних значень.

### **Мікрофітобентос**

У складі мікрофітобентосу придунайських озер К. С. Владимірова [1957, 1961] виявила 461 вид із різновидами; домінували діатомові, зелені, й синьозелені водорості. Але в 2000–2001 рр. у придунайських озерах знайдено тільки 134 види мікрофітобентосу, представлених 146 різновидами [Герасимюк,

Ковтун, 2002]. У цей час домінували діатомові – 115 видів, представлених 127 різновидами. Переважали прісноводні види; стосовно рН середовища – алкаліфіли. Чисельність і біомаса водоростей мікрофітобентосу в придунайських озерах змінювалися в широких межах: від 2,74 млн. кл.м<sup>-2</sup> на деяких станціях всіх озер до 176,64 млн. кл.м<sup>-2</sup> в озері Кугурлуй, а також від 0,0052 г·м<sup>-2</sup> в Ялпузі до 2,1472 г·м<sup>-2</sup> в озері Китай [Герасимюк, Ковтун, 2002].

К. С. Владимірова [1961] виявила для озера Китай 292 види і різновиди мікрофітобентосу: синьозелених (Cyanophyta) – 42; діатомових (Bacillariophyta) – 153; еугленофітових (Euglenophyta) – 26, зелених (Chlorophyta) – 71. В озері, загалом, знайдено 63% видів мікрофітобентосу придунайських озер – за цим показником Китай серед них займав у цей час перше місце.

У 2000–2001 рр. озеро Китай за видовим багатством мікрофітобентосу ділило третє-четверте місце з Ялпугом – по 63 види. До домінуючих видів належали синьозелені *Spirulina major* Kütz. ex Gomont, *Phormidium ambiguum* Gomont; діатомові *Navicula cryptocephala* Kütz., *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Nitzschia triblionella* var. *levidensis* (W. Sm.) Grunow та ін.

За відношенням до мінералізації води у 2000–2001 рр. переважною групою були прісноводні види – 71,4% загальної кількості видів мікрофітобентосу. На частку солонуватоводних видів припадало 15,8%, видів із не встановленою галобністю – 12,8% видового складу [Герасимюк, Ковтун, 2002]. За чисельністю домінували синьозелені (71%), по біомасі – діатомові водорості (83%).

### **Макрофіти**

Основним домінуючим компонентом природних екосистем пониззя Дунаю й озер, що істотно впливає на гідробіонтів і умови їхнього існування, є вища водна та повітряно-водна рослинність [Клоков, Дьяченко, 1993].

На загальному стані придунайських водойм позначається зниження обводнення території, обумовлене ослабленням водопілля і паводків на Дунаї. Крім суто природних причин, це відбувається і

внаслідок акумуляції великих об'ємів води в румунських водосховищах [Воликов, 2004].

У даний час занурена рослинність розвивається в придунайських озерах на менших, ніж раніше, площах, звичайно на плесах за стіною очерету і у «вікнах» у заростях повітряно-водної рослинності. Мінімальні площі зайняті реліктами водної флори – рослинами з плаваючим листям [Клоков, Дьяченко, 1993].

Внаслідок зміни умов мешкання в озерах у останні десятиліття змінилися едифікатори зануреної рослинності. На перші ролі вийшли кушир занурений – *Ceratophyllum demersum* L., рдесник гребінчастий *Potamogeton pectinatus* L. та інші види. Основними ценозоутворювачами повітряно-водної рослинності є очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., очерет озерний *Schoenoplectus lacustris* (L.) і рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* L. У Карталі та Кугурлуї поширені ценози водяного горіха *Trapa natans* L. із зануреною і вільноплаваючою рослинністю [Клоков, Дьяченко, 1993; Ковтун, Ткаченко, 2002]. За нашими спостереженнями, водяний горіх утворює суцільні зарості на великій площі в протоці Руській (озеро Кагул); багато його в протоці Табачелло. В озері Кугурлуй ми постійно відзначали велику кількість латаття білого *Nymphaea alba* L.

У Ялпузі угруповання зануреної рослинності мають переважно полідомінантну структуру, натомість у озері Кугурлуй відзначена тенденція до утворення монодомінантних заростей [Миничева, Дриманова и др., 2002].

У Ялпузі та Кугурлуї виявлено 26 видів зелених водоростей, у тому числі *Cladophora fracta* Kütz., *C. glomerata* (L.) Kütz., *Enteromorpha compressa* (L.) Grev. та інші; 11 – синьозелених і два види харових; 27 видів квіткових рослин Magnoliophyta і два види папоротеподібних Polypodiophyta – *Azolla caroliniana* Willd і *Salvinia natans* (L.) [Ковтун, Ткаченко, 2002]. За нашими спостереженнями, азолла, і особливо сальвінія, часто досягають дуже великої чисельності, покривають суцільним килимом значні ділянки водної поверхні деяких проток і каналів, а іноді й деяких озер, наприклад, сальвінія в Кугурлуї [Джуртубаев, Джуртубаев и др., 2012]. Біомаса

макрофітів досягає значних величин. Наприклад, у системі Ялпуг – Кугурлуй середня біомаса макрофітів у серпні 2000 р. варіювала від  $1250 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  до  $17560 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  сирої маси [Ковтун, Ткаченко, 2002].

Вища водна рослинність озера Китай, як і інших придунайських озер, зазнала певних змін після спорудження системи дамб. Більшою мірою вони торкнулися зануреної рослинності, яка найбільш чітко відображає загальний екологічний стан водойми [Мяэметс, 1980; Клоков, Дьяченко, 1993].

Раніше придунайські озера заростали дуже сильно, за винятком озера Китай. Якщо у 50–60-ті роки минулого століття, наприклад, озеро Кугурлуй заростало на 100%, то озеро Китай – лише на 15%. За даними І. Л. Корелякової [1967, 1968], Китай заростав на 21%. Але вже в 80-ті роки минулого століття, площа, яка була зайнята повітряно-водною рослинністю, становила в озері Китай  $7,4 \text{ км}^2$  (13,6% площі озера); а занурена рослинність і із плаваючим листям займала  $0,2 \text{ км}^2$ , тобто 0,4% площі даного озера [Клоков, Дьяченко, 1993].

Говорячи про вищу водну рослинність, К. К. Зеров [1961] зазначив, що у обох частинах озера переважали прибережні очеретяні та рогозові зарості, великі ділянки яких займали значні частини західного і східного берегів. Серед домінуючих видів – очерет звичайний, очерет озерний, рогіз вузьколистий.

Другий підводний ярус у цих заростях утворювали водопериця колосова *Myriophyllum spicatum* L., рдесник гребінчастий, кушир занурений, валіснерія спіральна *Vallisneria spiralis* L., різуха морська *Najas marina* L. та ін. На ділянках, не зайнятих очеретово-рогозовими заростями, розвивалися підводні рослини – валіснерія, різуха, рдесник гребінчастий [Зеров, 1961].

Загалом, за нашими спостереженнями, зарості повітряно-водної рослинності, смугою від десятків до 200–300 м шириною, займають до 70% довжини берегової лінії. Від прибережної смуги заростей у напрямку відкритої частини озера розташовані великі плями очерету, рогозу, комишу, які зростають до глибини до 1,5 м.

Підводна рослинність займає невеликі площі на різних ділянках озера; перш за все, на озерній літоралі. За нашими спостереженнями

рослинність помітно деградує. Наприклад, у пониззі в 2006–2008 рр., ми спостерігали великі зарості куширу зануреного, який давав притулок численним безхребетним і дрібним риbam – колючкам (Gasterosteidae), морським голкам (Syngnathidae), іноді щипавкам (Cobitidae). Зарості куширу тут поки що зберігаються, хоча й у пригніченому стані, але скоротилися на порядок величин [Заморов, Джуртубаев и др., 2014].

Детальна інформація про фіто- та зоопланктон, мікрофітобентос, вищу водну рослинність наведена у монографіях «Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов» [1993] і «Гидроэкологическая характеристика придунайских озёр Украины» [2014].

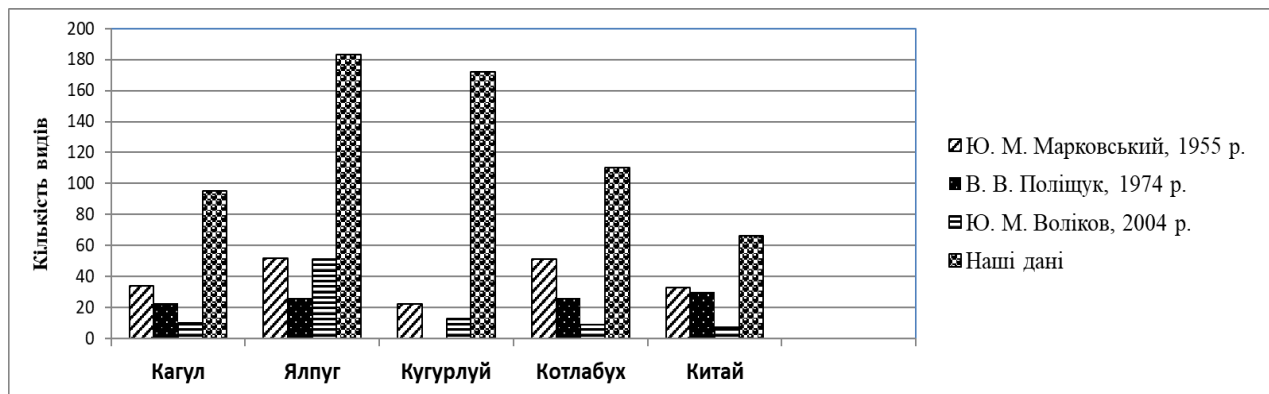
### **Макрозообентос**

Серед великої кількості робіт, присвячених зообентосу придунайських озер, важливе місце займає фундаментальне дослідження Ю. М. Марковського [1955]. Продовженням цієї роботи було вивчення макрозообентосу озер Г. А. Оліварі [1961]. У цей час більшість великих придунайських водойм за своїми природними характеристиками відповідали лиманам. Живлення бентосоїдних риб і кормові ресурси придунайських водойм вивчав С. Б. Гринбарт [1964, 1967]. Він встановив, що майже всі види макрозообентосу (крім великих екземплярів скожок і беззубок) є цінними кормовими об'єктами риб-бентофагів.

Гідрофауну пониззя Дунаю, включаючи зообентос придунайських озер, вивчали В. В. Поліщук [1974], Т. А. Харченко [1993] та ін.

У 2006–2012 рр. кафедра проводила на озерах Кагул, Ялпуг, Кугурлуй, Котлабух і Китай вивчення макрозообентосу в режимі цілорічного моніторингу. Також досліджували макрозообентос малих озер Лунг і Криве, каналів і проток, що з'єднують озера із Дунаєм [Джуртубаев, 2013, 2014, Джуртубаев, 2017; Джуртубаев, Джуртубаев и др., 2010, 2012а; Джуртубаев, Джуртубаев, 2011а, 2011б; 2012б; 2014, 2015а, 2015б; Джуртубаев, Заморова и др., 2011; Джуртубаев, Заморов и др., 2012; Dzhurtubaev, Dzhurtubaev et al., 2018].

Ю. М. Марковський [1955] загалом для придунайських озер вказав 108 донних і придонних видів, Ю. М. Воліков [2004] – 60 видів. Як видно із рис. 3, за даними Ю. М. Марковського, найбільша кількість видів зазначена в Ялпузі та Котлабузі, за даними Ю. М. Волікова, – у Ялпузі.



**Рис. 3. Кількість видів макрозообентосу в придунайських озерах за даними різних авторів**

Нами виявлено значно більше видів, очевидно, внаслідок більшої уваги, приділеної нами літоральним зонам озер. Крім того, слід враховувати тривалість досліджень (2006–2012 рр.) у режимі цілорічного моніторингу, що також сприяло збільшенню списку знайдених видів.

У результаті наших досліджень, проведених у 2006–2012 рр., виявлено 174 види та підвиди макрозообентосу; крім того, в 22-х випадках визначення доведено до більш високих таксонів, кожний з яких враховувався як один вид. Знайдені види належать до 7 типів, 12 класів, 30 рядів, 67 родин і 136 родів (табл. 4).

Найбільш численні членистоногі (58,7% загальної кількості видів), серед яких домінували комахи – 42,8% та ракоподібні – 14,3%; а також червононогі молюски – 14,3%. Максимальна кількість видів виявлена в озері Ялпуг – 183, мінімальна – в озері Китай (66) у 2006–2009 рр., які були більш сприятливі в екологічному плані (табл. 5).

Усі виявлені види траплялися на літоралі озер, на мулистому піску. На мулистих ґрунтах субліторалі знайдено 80 видів. Виходячи з аналізу доступної нам літератури, 60 видів наводяться для озер

вперше, в тому числі олігохет – 7 видів, бабок (личинки) – 13, хірономід (личинки) – 8 видів та ін.

Таблиця 4

**Таксономічний спектр макрозообентосу придунайських озер України**

Тип	Кількість таксонів				
	класи	ряди	родини	роди	види і підвиди
Spongia	1	1	1	1	1
Cnidaria	1	1	1	1	1
Plathelminthes	1	1	1	1	2
Annelida	3	3	9	23	37
Tentaculata	1	1	1	1	1
Arthropoda	3	14	38	87	115
Mollusca	2	9	16	22	39
Усього	12	30	67	136	196

Таблиця 5

**Розподіл таксонів макрозообентосу по придунайських озерах**

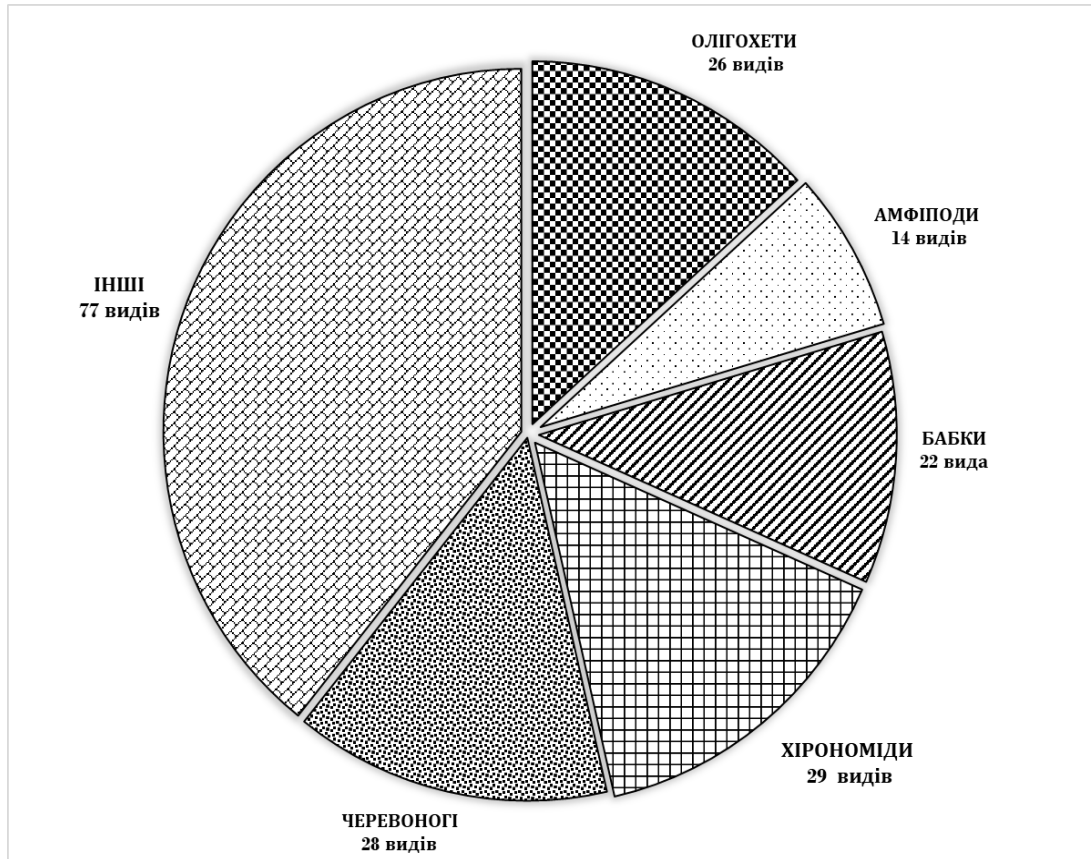
Озеро	Кількість таксонів					
	типи	класи	ряди	родини	роди	види і підвиди
Кагул	6	10	25	55	79	95
Ялпуг	7	12	28	61	126	183
Кугурлуй	7	12	27	64	118	172
Котлабух	4	9	25	49	86	110
Китай*	4	9	23	38	62	66

Примітка\*: дані по озеру Китай за 2006–2009 рр.

Серед комах найбільш численні хірономіди – 29 видів і бабки – 22 види, тобто на ці дві групи припадає 58% усіх виявлених видів Insecta, або 26% усього видового складу макрозообентосу. Таким чином, п'ять груп – олігохети, амфіподи, бабки, хірономіди та червоногі молюски – утворюють 60% видового складу макрозообентосу (рис. 4).

У всіх озерах виявлені – губка *Spongilla lacustris*, поліхета *Hurania invalida*, 5 видів олігохет, 3 види п'явок, ізопода *Asellus aquaticus*, 5 видів амфіпод, мізиди *Limnomysis benedeni* та *Paramysis intermedia*, личинки одного виду бабок *Ischnura elegans*, одного виду одноденок *Cloëon dipterum*, напівтвердокрилі *Ranatra linearis* і *Sigara*

*striata*, личинки шести видів хірономід, одного виду волохокрильців *Phryganea bipunctata*, вісім видів черевоногих молюсків, три види двостулкових молюсків, – всього 40 видів, тобто близько 20% видового складу макрозообентосу придунайських озер.



**Рис. 4. Кількість видів домінуючих таксономічних груп макрозообентосу придунайських озер у 2006–2012 рр.**

Дані про виявлення окремих видів макрозообентосу в тому чи іншому озері (хоча б один випадок знахідок) за час досліджень наведені в таблиці 6. Дані по озеру Китай належать до 2006–2009 рр., після чого кількість видів помітно скоротилася, що буде розглянуто нижче.

Зменшення кількості видів макрозообентосу в ряду Ялпуг (183) – Кугурлуй (172) – Котлабух (110) – Кагул (95) – Китай (66) у цілому відповідає якості води за гідрохімічними показниками. Виявлення найбільшої кількості видів у Ялпугі можна пояснити його великою довжиною – близько 38 км – і різноманітністю умов у ньому. Кількість видів макрозообентосу в озері Китай у 2012 р. зменшилася до 12.

**Таксономічна характеристика макрозообентосу придунайських озер  
у 2006–2012 рр. (наші дані)**

Таксон	Усього видів і підвидів	Кількість видів і підвидів по озерах				
		Кагул	Ялпуг	Кугурлуй	Котлабух	Китай
Spongia	1	1	1	1	1	1
Hydrozoa	1	0	1	1	0	0
Turbellaria	2	2	2	2	0	0
Polychaeta	2	2	2	2	1	2
Oligochaeta	26	10	26	26	18	8
Hirudinea	9	4	9	9	4	3
Bryozoa	1	1	1	1	0	0
Isopoda	1	1	1	1	1	1
Amphipoda	14	10	14	14	9	6
Anisopoda	1	0	0	0	0	1
Mysidacea	8	5	6	3	6	5
Cumacea	2	2	2	1	0	1
Decapoda	2	1	1	1	2	1
Odonata	22	6	19	19	8	7
Ephemeroptera	5	3	5	5	3	2
Plecoptera	2	0	2	2	0	0
Heteroptera	11	6	9	10	6	3
Coleoptera	5	1	5	5	4	1
Diptera (Chironomidae)	29	11	29	23	19	6
інші Diptera	6	5	4	6	3	0
Trichoptera	4	2	4	5	3	2
Acarina (Hydracarina)	3	0	2	3	1	1
Gastropoda	28	15	28	23	16	10
Bivalvia	11	7	10	10	5	5
Усього	196	95	183	172	110	66

До спорудження дамб озера не були настільки ізольовані одне від одного. В період весняного водопілля та паводків «велика вода» фактично об'єднувала придунайські водойми в єдину систему, що сприяло потраплянню в озера одних і тих же видів. У даний час, очевидно, слід очікувати зменшення видової подібності макрозообентосу озер, що вже спостерігається щодо зоопланктону [Полищук, 2002]; помітні зміни відбуваються в нектоні [Зеленин, Владимирів, 1979]. В останні роки наших спостережень відзначено скорочення видового складу макрозообентосу в озері Китай унаслідок збільшення мінералізації.

Під час наших досліджень макрзообентос характеризувався значною видовою подібністю. Найбільше значення коефіцієнта Чекановського–Серенсена (0,76) було відзначено для пари Ялпуг–Кугурлуй, які формують єдину водну систему. Найменші показники зафіксовані для озера Китай – 0,51 з Ялпугом та 0,65 – з Кагулом. В озері Китай, де, як вказано вище, склалася несприятлива екологічна ситуація, коефіцієнт видової подібності макрзообентосу становив: з озером Кагул – 0,65; Ялпугом – 0,51; Кугурлуєм – 0,52; Котлабухом – 0,61.

Багаторічні дослідження макрзообентосу, які проведені зарубіжними авторами на Дунаї, у його дельті, озерах і протоках [Macan, 1979; Neemann, Pöcke et al., 1995; Šporka, Nagi, 1998; Vadineanu, Cristofor et al., 2000; Popescu-Marinescu, 2004, 2005; Raunović, Simić et al., 2005; Humpesch, Fesl, 2005; Grabowski, Pešič, 2007; Martinović-Vitanović, Djikanović et al., 2007; Trichkova, Tuufekchiva et al., 2013], дозволяють стверджувати про значне поширення знайдених нами видів по всьому дунайському регіону. Причому кількість видів, загальних для придунайських озер Одеської області та інших ділянок, включаючи Румунію, Болгарію, Угорщину, Словаччину, Хорватію, Австрію, Німеччину, дуже велика. Наприклад, виходячи з фауністичного огляду олігохет Дунаю (52 види) [Atanacković, Šporka et al., 2013; Adamek, Zahradkova et al., 2013], можна відзначити 30% загальних видів. Деякі автори [Moog, Ronar et al., 1994] вказують на домінування у фауні олігохет та хірономід, що відповідає нашим даним. Загалом можна говорити про досить велику схожість видового складу макрзообентосу придунайських озер і Дунаю, його рукавів і проток. Усі досліджені групи характеризуються високою (30–50% та більше) подібністю видового складу макрзообентосу придунайських озер. Значна подібність видового складу зообентосу пониззя Дунаю та придунайських озер пояснюється тісним зв'язком цих водних об'єктів протягом століть. У той же час види-реофіли завжди віддавали перевагу лотічному середовищу.

Деякі автори [Popescu–Marinescu, 2002; Paunović, Csanyi et al., 2007] вказують на помітну роль у бентофауні Дунаю видів понто-каспійського комплексу, на ділянках у сотнях кілометрів від гирла річки. Так, поліхета *Hyrpania invalida* знайдена в Чехії [Straca, Špacek et al., 2015]. У придунайських озерах у середині ХХ століття налічувалося 43 види і підвиди «каспійців» [Марковский, 1955]. Нами в придунайських озерах зафіксований лише 21 вид каспійського комплексу. На його збіднення у зв'язку з антропогенним впливом раніше вказував Ю. М. Воліков [2001]. У найбільш мінералізованих озерах – Китаї та Котлабузі – нами до 2010 р. виявлено, відповідно, 14 і 15 видів «каспійців». У інших озерах кількість видів цього комплексу коливалася від 18 в Кагулі до 20 – в Ялпузі.

Кількість видів у більшості озер на літоралі зростає від верхів'їв до пониззя. Виняток становить Кугурлуй, у якому максимум – 129 видів і підвидів, відзначений у верхів'ї озера. Ми пояснюємо таку ситуацію його зв'язком із пониззям Ялпуга, де було знайдено 160 видів, що є найбільшою величиною для окремих ділянок усіх придунайських озер.

За межами літоралі види розподіляються більш-менш рівномірно; відмінність у більшості випадків становила 9–15 видів, тоді як, наприклад, у Ялпузі на літоралі у верхів'ї знайдено 63 види, в середній частині озера – 140, у пониззі – 160 видів.

Сезонна динаміка видового складу більшості груп макрзообентосу практично не простежувалася на відміну від кількісних показників – чисельності та біомаси, сезонні значення яких значно відрізнялися. Виняток становили личинки бабок, червоногі молюски та деякі інші групи. Наприклад, в озері Ялпуг кількість видів бабок коливалася від чотирьох взимку до 17 влітку; червоногих молюсків – від 16 взимку до 28 влітку.

Відомо, що в озерах, не схильних до сильного забруднення та антропогенного пресу, сезонні зміни біомаси можуть коливатися в п'ятикратних межах, багаторічні – навіть у двадцятикратних [Алимов, 1991].

Середньорічні значення чисельності та біомаси загалом в озерах, за нашими даними, коливалися від 1735 екз. $\cdot$ м<sup>-2</sup> та 97,63 г $\cdot$ м<sup>-2</sup> в Ялпузі до 857 екз. $\cdot$ м<sup>-2</sup> та 14,41 г $\cdot$ м<sup>-2</sup> в озері Китай у 2006–2009 рр. [Джуртубаєв, 2017]. У 2012 р. ці показники на літоралі озера Китай зменшилися до 352 екз. $\cdot$ м<sup>-2</sup> і 3,26 г $\cdot$ м<sup>-2</sup> влітку, що склало абсолютний мінімум чисельності та біомаси в літні місяці для усіх озер за весь період досліджень. Середньорічні кількісні показники макрзообентосу різних екологічних зон і ділянок озер наведені в таблиці 7.

У субліторалі динаміка кількісних показників досить різноманітна, вона залежить від форми озера, мінералізації води, ряду інших чинників. У Кагулі та Китаї чисельність і біомаса зростали від верхів'я до пониззя. В озері Ялпуг максимальні показники були зафіксовані в середній частині озера. Дещо менші показники відзначені в його пониззі в результаті зменшення в цій частині озера чисельності та біомаси ракоподібних, хірономід, молюсків, порівняно з його середньою частиною.

В озері Кугурлуй чисельність і біомаса по всій акваторії субліторалі були однакові, відмінності не виходили за величину помилки їхніх середніх значень. Очевидно, це пояснюється округлою формою озера, коли умови на всій площі дна різняться значно менше, ніж в інших, сильно витягнутих озерах.

На літоралі в більшості озер відзначена загалом аналогічна динаміка кількісних показників. Однак, в Ялпузі максимальна чисельність і біомаса зафіксовані в пониззі. У Кугурлуйі кількісні показники макрзообентосу були практично однакові на усій літоралі (табл. 7).

У всіх озерах на літоралі та в більшості озер у субліторалі чисельність макрзообентосу зростала від зими до літа і знижувалася восени. Максимальна чисельність на літоралі відзначена в Ялпузі влітку на мулистому піску – 3225 екз. $\cdot$ м<sup>-2</sup>, мінімальна – в озері Китай на аналогічному ґрунті у цей же сезон – 346 екз. $\cdot$ м<sup>-2</sup> (2006–2009 рр.). У субліторалі максимум чисельності зафіксований в озері Кагул

влітку на мулистому ґрунті –  $1933 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ ; мінімум відзначений в озері Китай взимку 2009 р., де вона склала  $673 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ .

Таблиця 7

**Середньорічні значення чисельності ( $\text{екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ ) і біомаси ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$ ) макрозообентосу придунайських озер по екологічним зонам і ділянкам (наші дані)**

Ділянка	Сублітораль			Літораль		
	n	чисельність	біомаса	n	чисельність	біомаса
<b>Кагул</b>						
верхів'я	21	$1305 \pm 52,0$	$24,17 \pm 0,96$	28	$1657 \pm 41,0$	$74,90 \pm 2,25$
середня частина	66	$1500 \pm 45,0$	$35,31 \pm 1,05$	45	$1959 \pm 58,0$	$84,35 \pm 2,52$
понижзя	66	$1565 \pm 51,0$	$40,84 \pm 1,20$	30	$2170 \pm 88,0$	$95,38 \pm 2,87$
у середньому по озеру		$1457 \pm 47,0$	$33,44 \pm 1,06$		$1929 \pm 72,0$	$84,88 \pm 3,40$
<b>Ялпуг</b>						
верхів'я	74	$1210 \pm 46,0$	$64,53 \pm 2,56$	58	$1660 \pm 50,6$	$62,10 \pm 1,86$
середня частина	74	$1726 \pm 52,0$	$132,70 \pm 3,96$	58	$2127 \pm 64,0$	$101,48 \pm 4,04$
понижзя	74	$1368 \pm 45,0$	$102,42 \pm 4,80$	58	$2314 \pm 72,5$	$122,53 \pm 4,88$
у середньому по озеру		$1435 \pm 48,3$	$99,88 \pm 4,10$		$2034 \pm 62,0$	$95,37 \pm 3,80$
<b>Кугурлуй</b>						
верхів'я	66	$800 \pm 24,0$	$41,85 \pm 1,68$	22	$1924 \pm 61,0$	$70,05 \pm 2,80$
середня частина	42	$860 \pm 32,0$	$41,49 \pm 1,60$	22	$1820 \pm 55,0$	$70,32 \pm 2,80$
понижзя	44	$850 \pm 30,0$	$40,93 \pm 1,23$	22	$1757 \pm 53,5$	$67,96 \pm 2,04$
у середньому по озеру		$836 \pm 25,5$	$41,42 \pm 1,60$		$1834 \pm 56,2$	$69,44 \pm 2,76$
<b>Котлабух</b>						
верхів'я	44	$1490 \pm 46,0$	$33,22 \pm 1,32$	22	$914 \pm 28,0$	$10,25 \pm 0,35$
середня частина	86	$2506 \pm 80,0$	$33,82 \pm 1,60$	70	$1098 \pm 34,5$	$14,37 \pm 0,60$
понижзя	66	$1540 \pm 52,5$	$44,00 \pm 1,32$	48	$1685 \pm 51,0$	$50,48 \pm 1,60$
у середньому по озеру		$1845 \pm 58,0$	$31,01 \pm 0,99$		$1239 \pm 48,5$	$25,05 \pm 1,00$
<b>Китай (2006–2009 рр.)</b>						
верхів'я	54	$752 \pm 24,0$	$9,65 \pm 0,36$	36	$628 \pm 20,0$	$11,74 \pm 0,45$
середня частина	54	$828 \pm 24,8$	$7,93 \pm 0,32$	20	$740 \pm 23,0$	$15,15 \pm 0,62$
понижзя	54	$1056 \pm 35,0$	$11,21 \pm 0,44$	54	$1140 \pm 44,5$	$31,21 \pm 1,24$
у середньому по озеру		$879 \pm 28,0$	$9,12 \pm 0,36$		$836 \pm 27,0$	$19,70 \pm 0,80$

Примітка: n – кількість проб

Біомаса макрозообентосу на літоралі в усіх озерах збільшувалася від зими до літа і зменшувалася восени. Найбільша біомаса була зафіксована в Ялпузі улітку на муристо-піщаному ґрунті –  $151,0 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ . Найменша, як зазначено вище, зафіксована в озері Китай

– 3,26 г·м<sup>-2</sup> (2012 р.). У субліторалі більшості озер біомаса зростала від зими до осені; в Китаї – від зими до весни, потім вона залишалася стабільною. Найбільша біомаса у субліторалі Ялпуга була зафіксована восени на мулистому ґрунті – 171,15 г·м<sup>-2</sup>, найменша в озері Китай також на мулистому ґрунті – 7,05 г·м<sup>-2</sup>.

За чисельністю в більшості випадків домінували олігохети і хірономіди. В субліторалі частка олігохет становила від 20,1% загальної чисельності (Котлабух, осінь) до 68,4% (Китай, зима), частка хірономід – від 16,9% (Ялпуг, весна) до 61,2% (Котлабух, зима). На літоралі частка олігохет коливалася від 27,3% (Ялпуг, літо) до 68,4% (Китай, зима), частка хірономід – від 16,4% (Ялпуг, весна) до 49,7% (Кугурлуй, зима).

За біомасою в субліторалі в більшості випадків домінували двостулкові молюски – від 25,3% (Китай, весна) до 89,7% (Ялпуг, літо), на літоралі – черевоногі молюски – від 15,6% (Кугурлуй, зима) до 72,5% (Ялпуг, літо).

Про роль окремих видів у структурі бентосних угруповань можна судити за індексом щільності  $\sqrt{pb}$ , де  $p$  – частота зустрічальності виду,  $b$  – його середня біомаса. В числі домінуючих видів у всіх озерах були черевоногі молюски *Viviparus contectus*, *Planorbarius corneus*, *Lymnaea stagnalis*, *Bithynia tentaculata*; двостулкові молюски *Unio pictorum*, *Dreissena polymorpha*; олігохети *Limnodrilus claparedianus*, *Potamogeton hammoniensis*; хірономіди *Chironomus plumosus*, *Ch. dorsalis*, *Cryptochironomus gr. defectus*, *Cricotopus gr. silvestris*, *Tanypus punctipennis*. В Ялпузі та Китаї це ще мізиди *Limnomysis benedeni*, *Paramysis intermedia*; в озері Китай – також голландський краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata*.

### **Іхтіофауна**

Іхтіофауна пониззя Дунаю, його дельти нараховує 95 видів. Сімнадцять із них занесені до Червоної книги України, сім видів – до Європейського Червоного списку. Промислове значення мають 25–28 видів [Чёрная, Дьяков и др., 2008].

До середини ХХ століття придунайські озера характеризувалися дуже високою рибопродуктивністю – до 118,9 кг.га<sup>-1</sup>, в середньому 45–60 кг.га<sup>-1</sup>. Цьому сприяла багата кормова база, наявність великих мілководь. Основу промислу становили аборигенні види: короп *Cyprinus carpio* Linnaeus, щука *Esox lucius* Linnaeus, карась золотий *Carassius carassius* (Linnaeus), лящ *Abramis brama*, лин *Tinca tinca*, плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Linnaeus) та ін. [Рыбалко, де Грааф, 2002 ]. Внаслідок скорочення чисельності риб та різкого падіння уловів через зміни умов у озерах для відновлення продуктивності їх стали зариблювати карасем сріблястим *Carassius gibelio*, коропом, а на початку 80-х років минулого століття – далекосхідними видами: товстолобиком білим амурським *Hypophthalmichthys molitrix*, строкатим південнокитайським *Aristichthys nobilis* і білим амуром *Stenopharyngodon idella*.

За результатами досліджень нашої кафедри, а також виходячи із аналізу літератури [Стойловський, Майков, 2000; Шекк, 2003], загалом для придунайських озер за період із початку 60-х років ХХ століття по 2012 р. відомі знахідки 63 видів риб із 15 родин і 10 рядів (табл. 8).

На коропоподібних припадає 55,8% родів і 50,8% видів риб, які відзначені у придунайських озерах; на окунеподібних – 19,2% і 25,4% відповідно.

Найбільше видів (48) було відзначено на початку 60-х років, коли наслідки спорудження дамб ще не проявилися повною мірою. Надалі зі списку випали обидва види осетрових: стерлядь прісноводна *Acipenser ruthenus* Linnaeus і севрюга звичайна *A. stellatus* Pallas; представник родини корошових – бобирець звичайний *Petroleuciscus borysthenticus* (Kessler), гольян звичайний *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus), підуст звичайний *Chondrostoma nasus* (Linnaeus); щипавка дунайська золотиста з родини в'юнових *Sabanejewia bulgarica* (Drensky). Після 1979 р. в озерах не виявлені представники родини бичкових – бичок-кніповичія довгохвостий *Knipowitschia longicaudata* (Kessler) і бичок-трав'яник змієголовий *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas).

## Таксономічний спектр іхтіофауни придунайських озер України

Ряд	Кількість		
	родини	роди	види
Осетроподібні Acipenseriformes	1	1	2
Вугроподібні Anguilliformes	1	1	1
Оселедцеподібні Clupeiformes	1	2	3
Коропоподібні Cypriniformes	2	28	32
Сомоподібні Siluriformes	1	1	1
Щукоподібні Esociformes	2	2	2
Кефалеподібні Mugiliformes	1	2	2
Атериноподібні Atheriniformes	1	1	1
Колючкоподібні Gasterosteiformes	2	3	3
Окунеподібні Perciformes	3	10	16
Усього	15	51	63

У середині та другій половині періоду, який аналізується, в озерах були виявлені вирезуб причорноморський *Rutilus frisii* (Nordmann) і головень європейський *Squalius cephalus* (Linnaeus) із корошових, судак волзький, або берш, *Sander volgensis* (Gmelin) [Шекк, 2003]. У 1997–1999 рр. в озері Кугурлуй були відзначені два види родини кефалевих – лобань *Mugil cephalus* Linnaeus та піленгас *Liza haematocheilus* (Temminck et Schlegel) [Стойловський, Майков, 2000]. Останнім часом в озерах знайдені види, які раніше були відсутні, – атерина чорноморська *Atherina pontica* (Eichwald) та бичок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas). Список видів риб, які зараз мешкають у придунайських озерах, представлений у главі 4.

Проведений нами морфометричний аналіз бичків з Ялпуга і Одеської затоки показав достовірні відмінності в них по більшості ознак. Очевидно, формування морфометричних характеристик бичка кругляка із озера Ялпуг є результатом генетичної дивергенції, зумовленої необхідністю пристосування до іншого набору та інших характеристик зовнішніх факторів. Успішна натуралізація бичка кругляка в Ялпузі та Кугурлуй може створити нову екологічну проблему. За певних умов, цей вид може трохи потіснити корошових риб, які є бентофагами, у їхній екологічній ніші та скласти

їм істотну конкуренцію за їжу [Заморов, Джуртубаев и др., 2004, 2006а, 2006б, 2007, Заморов и др., 2005].

Із 63 зафіксованих у придунайських озерах видів риб протягом зазначеного періоду в усіх озерах зустрічалися: плітка, краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus), верховка звичайна *Leucaspius delineatus* (Heckel), верховодка звичайна *Alburnus alburnus* (Linnaeus), карасі золотий та сріблястий, гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch), короп, лящ *Abramis brama* (Linnaeus), плоскирка європейська *Blicca bjoerkna* (Linnaeus), щука, сонячна риба синьозяброва *Lepomis gibbosus* (Linnaeus), судак *Sander lucioperca* (Linnaeus), окунь *Perca fluviatilis* (Linnaeus).

## ГЛАВА 2

### ГІДРОЛОГІЧНА ТА ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКИ ОЗЕРА КИТАЙ

Як відзначалось вище, основний матеріал щодо гідролого-гідрохімічної характеристики озера Китай зібраний ДБУВР. У роботі представлені дані за такими параметрами: температура води, прозорість, завислі речовини, мінералізація, розчинений кисень, БСК<sub>5</sub> біхроматна і перманганатна окиснюваність, загальний фосфор, азот нітратний, азот амонійний, натрій + кальцій, магній, рН. Наведено також загальну інформацію про феноли, АПАР та нафтопродукти у воді озера.

Проби ДБУВР відбирали, як правило, із періодичністю в один місяць у середній частині озера у районі Червоноярської головної насосної станції і для порівняння – в скороченому обсязі в пониззі озера, на південь від села Василівка (рис. 5).



Рис. 5. Місця збору проб на озері Китай: ● – ОНУ, ■ – ДБУВР

Під час експедицій кафедри відбирали проби води для визначення її мінералізації і кількості розчиненого в ній кисню; вимірювали температуру води.

### **Температура води**

Температура є важливим гідрологічним і екологічним фактором, значною мірою визначає швидкість, а також і напрямок змін якості води. Температура води впливає на характер фізико-хімічних, біохімічних, біологічних процесів, від яких залежить кисневий режим та інтенсивність процесу самоочищення водойм. Температура води – «спусковий механізм» нересту багатьох видів риби. Вона визначає особливості термічного режиму водойм і запаси тепла, які утримуються водними масами. Існує прямий кореляційний зв'язок між середньорічною температурою води і показниками зростання риби [Страдомская, 1977; Таубе, Баранова, 1983; Романенко, 2004; Тимченко, 2006].

У 2004–2016 рр. було проведено 152 вимірювання температури води. Середньорічна температура в озері Китай за 13-річний період досліджень перебувала в межах 12,8–17,3 °С (табл. 9). Максимальна температура води – 34 °С зафіксована 25.07.2011 р. і 25.06.2012 р. в середній частині озера, коли температура повітря на сонці сягала 46–48 °С. Зазвичай температура води не перевищувала 29 °С. Мінімальні температури, як правило, позитивні, не перевищували 3,5 °С. Найменша температура (-0,5 °С) зафіксована 08.02.2005 р.; у 2009 і 2012 роках вона становила 0 °С. У 2014–2015 рр. матеріал зібрано тільки в літньо-осінній період (липень – листопад), що, безсумнівно, вплинуло як на середнє, так і на крайні значення. Дещо окремо стоїть 2016 рік, коли була зафіксована зимова температура значно більша, порівняно з іншими роками. Мінімальна температура води в другій половині лютого становила 8 °С.

У пониззі озера, в районі села Василівка, середня літньо-осіння температура води в 2014–2015 рр. і весняно-літня температура в 2016 р. коливалася в межах 17,3–20,0 °С. У цілому температура води в озері перебувала в межах температурного діапазону для водойм даного регіону.

Таблиця 9

## Температура води в озері Китай у 2004–2016 рр. (n = 12)

Температура води, °С	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня за рік (M ± m̄)	12,8± 0,51	13,1± 0,52	14,0± 0,56	15,8± 0,63	15,8± 0,63	13,3± 0,55	13,5± 0,54	13,5± 0,54	15,3± 0,61	13,4± 0,53	17,3± 0,82	17,0± 0,80	17,1± 0,81
Максимальна	26,0	27,0	28,0	27,0	29,0	26,0	29,0	34,0	34,0	25,0	29,0	24,0	29,0
Мінімальна	1,0	-0,5	3,5	2,0	3,0	2,0	0,0	1,0	0,0	1,0	7,0	6,0	8,0

Примітка: M – середня величина, m̄ – похибка середньої величини

Таблиця 10

## Прозорість води в озері Китай у 2004-2016 рр. (n = 12)

Величина прозорості (за шрифтом), см	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня за рік (M ± m̄)	12,2 ± 0,50	17,1 ± 0,68	15,8 ± 0,63	11,0 ± 0,44	11,3 ± 0,45	12,5 ± 0,50	10,8 ± 0,43	10,8 ± 0,43	7,5 ± 0,30	5,7 ± 0,22	6,5± 0,27	5,9± 0,24	5,6 ± 0,23
Максимальна	30,0	30,0	26,0	22,0	28,0	28,0	30,0	22,5	27,5	8,5	7,5	9,5	12,5
Мінімальна	4,0	3,5	5,0	3,5	5,0	4,0	4,0	2,5	2,0	2,5	6,0	3,5	2,5

Примітка: див. табл. 9

## **Прозорість води**

Прозорість води – один із найважливіших абіотичних факторів водних екосистем. Від прозорості, кольору води залежить її здатність пропускати сонячне світло, необхідне для фотосинтетичної діяльності водоростей та квіткових рослин. Вона також визначає різні поведінкові реакції багатьох гідробіонтів.

Відомо [Романенко, 2004], що за допомогою диска Секкі можна оцінювати відносну прозорість води з точністю до 5%. При гідробіологічних дослідженнях на водоймах доцільно використовувати диск Секкі, коли враховується товщина усього водяного шару, через який видно цей 30-см білий диск. З іншого боку, для аналізу санітарно-гігієнічних характеристик води у лабораторних умовах використовується прилад Снеллена (так звана прозорість по шрифту). Але при цьому аналізується вода тільки з конкретної глибини – в водоймах глибиною до 5,0 м (це 0,3–0,5 м влітку і біля нижньої поверхні льоду взимку), згідно із зазначеними вище нормативними документами.

В озері Китай у 1988–1990 рр. прозорість, яку вимірювали диском Секкі, становила в середньому 0,2 м [Тимченко, Новиков, 1993а]. У 2000–2001 рр. вона коливалася в межах 0,1–0,4 м [Деньга, Мединец, 2002].

У період наших досліджень було виконано 140 вимірювань прозорості води за шрифтом. Середньорічні значення прозорості коливалися від 5,6–5,7 см у 2013 і 2016 рр. – до 17,1 см у 2005 р. (табл. 10). Згідно з ГОСТ 2761-84, прозорість повинна становити не менше 30 см. Така величина зафіксована у 2004, 2005 та 2010 рр. Але в ці роки в половині випадків вона не перевищувала 7,0 см, що зумовило невеликі середньорічні значення. Мінімальна прозорість (2,0–2,5 см) була відзначена у 2011–2013 рр. (табл. 10).

У 2005 і 2006 рр. відзначені найбільші середньорічні величини прозорості (17,1 та 15,8 см відповідно). В указані роки прозорість лише тричі була менше 10 см, а більше 20 см – 6 разів у 2005 р. та 4 рази – у 2006 р. З 2007 по 2011 роки середньорічна прозорість становила 10,8–12,5 см. Але, незважаючи на значну максимальну

величину в окремі роки, прозорість по місяцях у 30–50% випадків не перевищувала 7,5 см. Загалом, як видно з таблиці 10, починаючи з 2012 р., середньорічна прозорість була стабільно низькою – 5,6–7,5 см. Максимальна прозорість у 2012 р. становила 27,5 см, після чого не перевищувала 12,5 см (2016 р.), перебуваючи зазвичай у межах 7,2–8,5 см. Мінімальні величини були в межах 2,0 см (також у 2012 р.) та 4,0 см (2015 р.).

У пониззі, в районі села Василівка, прозорість вимірювали в 2014–2016 рр. Середньорічна величина цього показника була в межах 6,5–8,5 см, що значно краще, ніж у середній частині озера. Максимальна прозорість води в пониззі досягала 10,0 см (жовтень 2014 р.), мінімальна – 5,5 см у липні 2016 р. Зниження прозорості води в озері Китай у 2012–2016 рр. значною мірою пояснюється помітним збільшенням вмісту завислих речовин, що буде відзначено далі.

Як правило, максимальні значення прозорості припадали на січень – лютий, коли ще не розвинені фіто- і зоопланктон і немає інтенсивного надходження дунайської води в озеро під час водопілля. Мінімальні значення фіксувалися в різні роки з березня по жовтень. Такий широкий розкид мінімальних величин у часі ми пов'язуємо з особливостями динаміки води й характеристикою біологічних процесів озера в різні роки.

Загалом, із 140 вимірювань прозорості у 75 випадках (54%) ситуацію можна оцінити як вкрай несприятливу. Причому їхня кількість із роками поступово зростає.

### **Завислі речовини**

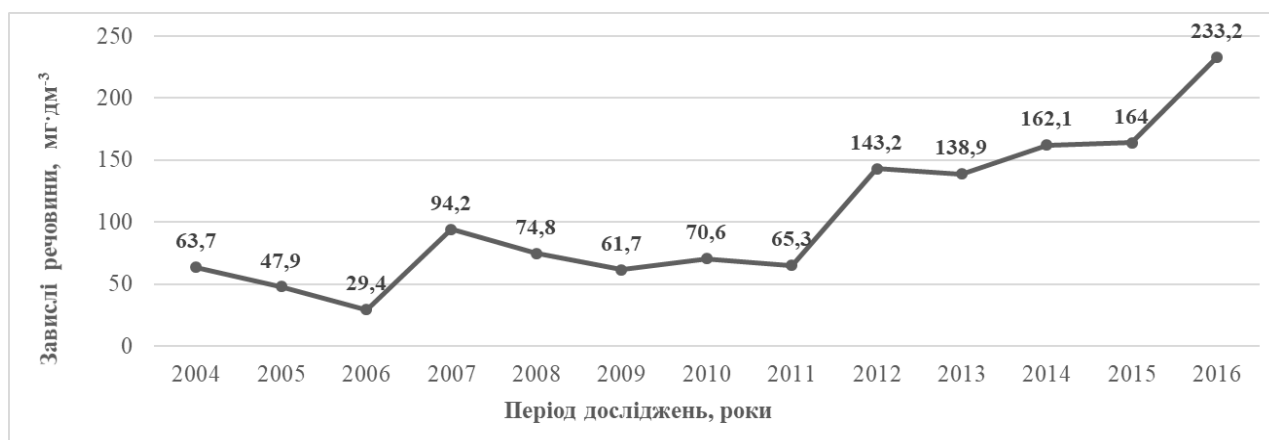
Специфічна особливість води Дунаю в гирловій області, як зазначалося вище, – високий, порівняно з іншими річками регіону, вміст завислих речовин [Тимченко, Новиков, 1993а].

Відомо, що каламутність води впливає на багато сторін екологічного стану водойм та водотоків, зокрема пониззя Дунаю та придунайських озер. Великий вміст зважених мінеральних частинок обмежує розвиток планктону, зокрема через зниження прозорості

води. З іншого боку, завислі частинки адсорбують велику кількість забруднень – важких металів, пестицидів, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин та ін. У цьому випадку дунайські води виступають як фактор концентрування токсинів і, водночас, самоочищення озер і пониззя Дунаю [Тимченко, Новиков, 1993а]. Можна сказати, що завислі у воді речовини – своєрідна «палиця із двома кінцями».

Зазвичай у воді Дунаю в завислому стані містяться мулисті частинки розміром 0,005–0,15 мм, на частку яких припадає 85–90% загального об'єму суспензій. Частинок більших – піщаних і глинистих – у дунайській воді незначна частка, і містяться вони приблизно в однаковій кількості. Лише в окремих випадках частка глинистих частинок може досягати 14%, або не виявляється зовсім. Зафіксовані також випадки, коли піщана фракція досягала 30% загального складу принесених Дунаєм завислих наносів. У зонах, що примикають до гирл водоподаючих каналів, у озерах, у тому числі в Кагулі, Котлабузі, Китаї, річний шар мулонакопичення становить 0,28–0,70 мм [Тимченко, Новиков, 1993а].

У досліджуваній період проведено 140 вимірювань вмісту завислих речовин у воді озера Китай. Їх середньорічна кількість коливалася від 29,4 мг·дм<sup>-3</sup> у 2006 році до 233,2 мг·дм<sup>-3</sup> у 2016 р. (рис. 6).



**Рис. 6. Середньорічна кількість завислих речовин в озері Китай у 2004–2016 рр.**

Мінімальне значення зафіксовано в лютому 2005 р. –  $1,8 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , максимальне – в вересні й жовтні 2016 р. – відповідно –  $622,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  та  $599,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

У 2004–2006 рр. спостерігалася поступове зменшення кількості завислих речовин, яка скоротилася вдвічі – з  $63,7 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  до  $29,4 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У ці роки наповнення озера дунайською водою здійснювалося у об'ємах близько 26 млн.  $\text{м}^3$ . Внутрішньорічні коливання кількості завислих речовин збігалися з часом наповнення і скиданням води озера в Дунай, кількість суспензії збільшувалася.

Протягом 2007 р. кількість завислих речовин у воді Китаю була невеликою, проте різке її збільшення в серпні до  $372,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  визначило й помітне збільшення середньорічного показника – до  $94,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Починаючи з 2007 р., кількість завислих речовин зростає й досягає максимальних значень влітку – на початку осені, в період постійного рівня води і його повільного зниження за рахунок випаровування.

Період 2008–2011 рр. характеризувався стабільними показниками середньорічної кількості завислих речовин у воді ( $61,7$ – $74,8 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ), після чого їхня кількість різко зросла до  $143,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2012 р. і продовжувала збільшуватися до зазначеного середньорічного максимуму –  $233,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2016 р., що стало однією із причин помітного зниження прозорості води у ці роки. У 2012 р. в озеро надійшло лише 5 млн.  $\text{м}^3$  дунайської води, у 2013 р. – 54,85 млн.  $\text{м}^3$ . Очевидно, об'єм річкової води, що надходить в озеро, не завжди визначає кількість завислих речовин у воді озера. Цей показник залежить як від кількості суспензії, яка надходить із дунайською водою, так і від різних внутрішніх процесів у водоймі [Джуртубаев, Урбанская и др., 2016].

У районі села Василівка, в пониззі озера, середньорічна кількість завислих речовин також зростала з 2014 р. ( $117,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ) до  $135,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2016 р. Максимальні значення теж збільшувалися від  $160,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у липні 2014 р. до  $184,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у липні 2016 р. Мінімальні показники коливалися від  $75,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у листопаді 2014 р. до  $85,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у квітні 2016 р.

Таким чином, середньорічна кількість завислих речовин у воді озера Китай у 2012–2016 рр. зросла у 1,6 рази, а порівняно з 2011 р., останнім перед початком цього зростання, – у 3,6 рази.

### **Мінералізація води**

Мінералізація води – ще один із найважливіших факторів, що визначає видовий склад та видове багатство гідробіонтів будь-яких природних водних об'єктів, у тому числі озер, а нерідко й розподіл видів по акваторії водойм. У придунайських озерах щодо стосовно до мінералізації домінуючою групою населення є прісноводні види, тому для багатьох із них збільшення мінералізації води погіршує умови їхнього існування.

Серед придунайських озер Китай характеризується найбільшою мінералізацією. На другому місці за цим показником – озеро Котлабух. Так, у 2001 р. мінералізація в озері Китай досягала  $3490 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , в Котлабузі –  $3110 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У даний час величина мінералізації в озері Китай, як правило, помітно перевищує таку в Котлабузі. Наприклад, за даними кафедри, в листопаді 2014 року у верхів'ї озера Китай, в районі села Старі Трояни, вона становила  $5500 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , тоді як у цей час у Котлабузі у верхній частині озера на південь від смт Суворове –  $2230 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

Через особливості конфігурації берегової лінії південне плесо озера більше схильне до розпрісняючої дії Дунаю. Хоча, на думку М. В. Товбіна, М. Б. Фельдман та ін. [1961], вплив Дунаю не є визначальним фактором у гідрохімічному режимі озера. Північне плесо значною мірою схильне до впливу стоку високомінералізованих малих річок Аліяга та Киргиж-Китай, які впадають в озеро. Мінералізація цих періодично пересихаючих річок дуже сильно залежить від їх водності, змінюється від  $3500\text{--}3800 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  до  $7600 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  і більше [Гопченко, Белаш, 2005; Гопченко, Медведєва, 2007]. За даними ДБУВР, у 2010 р. мінералізація річки Аліяга в середньому становила  $8219 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

Величина мінералізації, як правило, помітно відрізняється за ділянками озера, причому на відміну від інших досліджених

придунайських озер, вона періодично досягає максимальних значень не в верхів'ї, а в середній частині водойми.

Так, за даними М. В. Товбіна, М. Б. Фельдман та ін. [1961] у пониззі озера влітку 1958 р. мінералізація склала  $1146,4 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , у середній частині водойми, в районі села Червоний Яр –  $1348,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , ближче до верхів'я, біля села Фурманівка, –  $1265,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . За даними Є. Д. Гопченка та Ю. С. Медведєвої [2008], у 2007 р. у пониззі озера Китай мінералізація протягом року коливалася в межах  $2000,0$ – $4000,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , у середній частині склала близько  $6000 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , а у верхів'ї у кінці літа – початку осені досягала  $8000,0$ – $8500,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  (останнє – розрахункові дані). Мінімальні середні для цього озера значення зафіксовані в січні – березні й склали близько  $3700 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Максимальні значення відмічені в кінці серпня – на початку вересня, становили близько  $6250 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , потім середня мінералізація знижувалася до грудня та становила  $4200,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

У досліджуваний період нами проведено 140 вимірювань мінералізації води. В умовах озера Китай, де мінералізація, на відміну від цілого ряду інших факторів, помітно відрізняється на його окремих ділянках, відповідні проби необхідно брати також у верхів'ї та пониззі озера, а не тільки у його середній частині, як до недавнього часу це робилося співробітниками ДБУВР. Проте, отримані за тривалий період часу результати дозволяють уявити загальну картину мінералізації озера Китай і тенденції її зміни.

Загалом, в аналізований період рівень мінералізації в озері поступово підвищувався; невеликі коливання не впливали на загальну картину (рис. 7).

У 2004–2006 рр. середньорічна величина мінералізації не перевищувала  $3500 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ; у період весняного водопілля опускалася до  $2833 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Період 2007–2009 рр. також характеризувався відносною стабільністю, але величина мінералізації була в середньому вже на рівні  $4500 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

У 2010 р. середньорічне значення мінералізації знизилося до  $3597,9 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  при коливаннях від  $3853,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  в кінці липня до  $3191,4 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у середині квітня. Необхідно відзначити, що, за даними

кафедри, в серпні 2010 р. на ділянці села Старі Трояни – села Фурманівка мінералізація склала  $4060,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , а в районі села Василівка –  $3910,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .



**Рис. 7. Середньорічні величини мінералізації в озері Китай у 2004–2016 рр.**

У 2011 р. цей показник склав  $3913,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  при коливаннях від  $4449,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  на початку грудня, до  $3342,6 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  в середині березня. Улітку в точці спостережень мінералізація була в межах  $3729,9\text{--}4105,6 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У той же час, за даними кафедри, у верхів'ї озера вона досягала  $6000,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

У 2012 р. середньорічне значення мінералізації досягало максимуму за аналізований період –  $5232,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , у верхів'ї мінералізація склала  $6360 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Значна величина мінералізації в 2012 р. багато в чому пояснювалася ненадходженням дунайської води в озеро через закриті шлюзи, внаслідок господарських спорів орендаторів озера.

Після деякого зменшення мінералізації з 2014 р. почався її новий підйом до  $4688,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2016 р. При цьому її максимальна величина склала  $5371,2 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у вересні, а мінімальна –  $4197,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у червні. У пониззі озера в районі села Василівка середньорічна мінералізація зростала від  $2199,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2014 р. до  $32354,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2016 р. Максимальне значення при цьому склало  $3420,3 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у липні 2016 р. мінімальне –  $1813,8 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2014 р. [Джуртубаев, Урбанская и др., 2016]; тобто максимальні та мінімальні величини мінералізації в цей час не були прив'язані до певних сезонів або місяців.

В даний час величина мінералізації в озері залежить насамперед від об'ємів надходження дунайської води й величини випаровування. Вилучення води на зрошення в розрахунок не брали у зв'язку з його практично повною відсутністю. Вплив річок Аліяга та Киргиж-Китай – нестабільний фактор внаслідок їх частого та тривалого пересихання.

Граничне значення мінералізації для поверхневих джерел водопостачання становить 1000–1500 мг·дм<sup>-3</sup> [Council ..., 1980, Council ..., 1998]. Виходячи з цього, у даний час озеро не придатне навіть для деяких форм рибогосподарського використання – для розведення прісноводних риб мінералізація не повинна перевищувати 1000 мг·дм<sup>-3</sup>.

### **Розчинений кисень**

Кисень – один із найважливіших розчинених газів, присутніх у водному середовищі. Кисневий режим значною мірою визначає хіміко-біологічний стан водойми. Концентрація кисню визначає, наприклад, розмір окисно-відновного потенціалу, швидкість і спрямованість хімічного та біологічного окислення органічних і неорганічних сполук. Вміст кисню у воді при 0 °С і тиску 1 атм. становить 10,29 см<sup>3</sup>·дм<sup>-3</sup> або 34,9% загального об'єму розчинених газів, тоді як у атмосфері – лише 20,95% [Романенко, 2004].

У континентальних водоймах, як і у водному середовищі загалом, кисневий режим має досить чітко визначені особливості. Зміст розчиненого у воді кисню має досить широкий діапазон коливань – від перенасичення води киснем до дефіциту і практично до повної його відсутності. Гідробіонти періодично відчувають його дефіцит. Мінімальний вміст, який забезпечує нормальний розвиток риб, складає близько 5 мг·дм<sup>-3</sup>, його зниження до 2 мг·дм<sup>-3</sup> викликає масову загибель багатьох видів риб. Згідно із зазначеними вище нормативними документами, ГДК розчиненого кисню в водоймах господарсько-питного призначення повинна бути не менше 4,0 мг·дм<sup>-3</sup>–6,0 мг·дм<sup>-3</sup>; у водоймах рибогосподарського призначення – не менше 4,0 мг·дм<sup>-3</sup> у зимовий час і не менше 6,0 мг·дм<sup>-3</sup> улітку.

Протягом тривалого періоду часу кількість кисню у воді озера Китай відповідає зазначеним нормативам. Так, у 1949 і 1958 рр. у літньо-осінній період кількість розчиненого кисню була в межах 8,5–10,9 мг·дм<sup>-3</sup> [Товбин, Фельдман и др., 1961]; у 1988–1990 рр. – 7,8–17,5 мг О<sub>2</sub> дм<sup>-3</sup> [Енаки, Журавлєва, 1993]. У 2001 р. кількість кисню у воді озера становила 6,1–11,8 мг·дм<sup>-3</sup> [Деньга, Мединец, 2002].

У період наших досліджень проведено 140 вимірювань розчиненого кисню. Визначення проведено за класичною методикою Вінклера. Середньорічні показники коливалися від 9,2–9,3 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у 2014 і 2015 рр. до 11,4 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у 2009 р. Трохи поступалися 2004, 2005 і 2008 рр. – по 11,3 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> (табл. 11).

У 2010–2016 рр. середньорічна кількість розчиненого кисню не перевищувало 10,7 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>.

Помітно коливалися внутрішньорічні величини цього показника. Наприклад, у 2012 р. максимальна кількість розчиненого кисню склала в лютому 23,7 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>, мінімальна – 6,1 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у липні. Цей мінімум значною мірою пояснюється високою температурою озерної води (26,0 °С) що знизило розчинність кисню. За даними кафедри температура води на літоралі озера в районі на південь від села Василівка 25 червня, як зазначено вище, в полудень досягала близько + 34 °С.

У 2015 р. у районі села Червоний Яр максимальна величина розчиненого кисню склала 19,5 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> (березень, червень), мінімальна – 7,5 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> (травень). У пониззі, в районі села Василівка, в 2014–2016 рр. середньорічний вміст розчиненого кисню склав 8,3 (2016 р.) – 10,8 (2014 р.) мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>; мінімальне значення – 7,6 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> зафіксовано в червні 2016 р., максимальне – 12,2 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у листопаді 2014 р.

В усі роки максимальні величини розчиненого кисню припадали на зиму – перші місяці весни внаслідок низької температури води, що сприяло підвищенню розчинності кисню, що надходить з атмосфери, а також через весняний «спалах» фітопланктону. Мінімальні показники припадали зазвичай на осінь внаслідок зниження чисельності фітопланктону, інших внутрішніх процесів у водоймі.

Кількість розчиненого кисню у воді озера Китай у 2004–2016 рр. (n = 12)

Величина розчиненого кисню, мгО <sub>2</sub> ·дм <sup>-3</sup>	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня за рік (M ± m)	11,3 ± 0,45	11,3 ± 0,45	10,7 ± 0,42	10,7 ± 0,42	11,3 ± 0,45	11,4 ± 0,45	10,5 ± 0,42	10,7 ± 0,42	10,2 ± 0,40	10,6 ± 0,42	9,2 ± 0,38	10,7 ± 0,42	9,3 ± 0,38
Максимальна	15,7	15,7	13,9	14,7	15,5	18,9	15,5	13,8	23,7	13,8	11,0	12,3	12,6
Мінімальна	9,0	8,7	7,7	6,9	9,5	8,5	6,1	6,4	6,1	7,9	8,0	8,2	4,5

Примітка: див. табл. 9

Рис. 8. Середньорічна величина БСК<sub>5</sub> (мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.

Насичення води киснем становило 86–102%, що також свідчило про сприятливий кисневий режим озера.

У цілому, протягом 2004–2016 рр. середньорічні величини розчиненого кисню відрізнялися незначно, що дозволило вважати кисневий режим стабільним і сприятливим для гідробіонтів, маючи на увазі наведені вище значення ГДК. Однак, говорячи про кисневий режим озера, не можна забувати, що періодично відбуваються замори риби і зообентосу, які багато в чому є результатом щорічної температурної дихотомії і, як наслідок, температурної та щільнісної стратифікації води, що виключає її вертикальне перемішування.

### **БСК<sub>5</sub> – біохімічне (біологічне) споживання кисню**

Важливий гідрохімічний показник, який визначає кількість кисню, що витрачена на аеробне біохімічне окислення мікроорганізмами і розкладання нестійких органічних сполук у воді. Часто використовуються показники – повне БСК, звичайно БСК<sub>20</sub> (за 20 діб) і БСК<sub>5</sub> (за 5 діб), яке становить близько 70% БСК<sub>повн</sub>. За нормативами для водойм господарсько-питного водокористування та рибогосподарського призначення БСК<sub>повн</sub> не повинно перевищувати 3 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>; для водойм господарсько-побутового призначення – не більше 6 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>. БСК<sub>5</sub> становить, відповідно, 2 і 4 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>. Нерідко значення 3 і 6 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> відносять до БСК<sub>5</sub>.

У ході досліджень виконано 149 вимірювань. Коливання цього показника складали від 2,0 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у січні 2005 р. до 19,5 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у вересні 2015 р. У середньорічному вираженні БСК<sub>5</sub> коливалося від 5,6 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у 2005 р. до 13,7 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> у 2016 р. (рис. 8). Відзначимо для порівняння, що у 2001 р. коливання становили 4,9–14,2 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup> [Деньга, Мединец, 2002].

Приймаючи, що величина БСК<sub>5</sub> не повинна перевищувати гранично допустиму величину в 6 мг О<sub>2</sub>·дм<sup>-3</sup>, нами було встановлено 133 випадки її перевищення (95% кількості вимірювань), частота яких зростала від 2004 до 2016 року.

Більших значень досягали внутрішньорічні коливання БСК<sub>5</sub>. Так, у 2005 р., коли середньорічне значення БСК<sub>5</sub> було найменшим,

коливання по місяцях склали від 2,0 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$  у січні до 9,9 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$  у липні; у 2008 р. (невеликий пік БСК<sub>5</sub> у середньому за рік) – 5,1 і 11,0 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$ , відповідно в січні та вересні. У 2012 р., коли БСК<sub>5</sub> досягло 11,3 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$ , в 10 випадках із 12 цей показник перевищував 9,3 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$ ; мінімальне значення зафіксовано в січні – 4,9 мг  $O_2 \cdot \text{дм}^{-3}$  [Джуртубаев, Урбанская и др., 2016].

Загалом, як видно з рис. 8, БСК<sub>5</sub> має тенденцію до зростання, що свідчить про погіршення якості води та умов існування гідробіонтів.

### **Біхроматна окиснюваність або хімічне споживання кисню (ХСК)**

Даний метод використовують для визначення концентрації органічних речовин у воді. Показником їх вмісту є кількість кисню, витрачена на окислення органічної речовини біхроматом калію (біхроматна окиснюваність) або перманганатом калію (перманганатна окиснюваність). Як відомо, біхромат калію взаємодіє як із легко-, так і з важкоокиснювальними органічними речовинами. Перманганатна окиснюваність відображає, в основному, кількість органічних і частково гумусових сполук, що легко окислюються [Романенко, 2004]. Зіставлення цих показників дає уявлення про кількісний склад органічних речовин у природних водах. Загалом, окиснюваність – вельми зручний комплексний параметр, що дозволяє оцінити загальне забруднення води органічними речовинами.

У ході досліджень виконано 140 вимірювань ХСК. У жодній із проб величина біхроматної окиснюваності не відповідала вимогам нормативних документів – до 30 мг  $O \cdot \text{дм}^{-3}$ .

Мінімальне значення – 59,7 мг  $O \cdot \text{дм}^{-3}$  було зафіксовано в лютому 2010 р., максимальне – в середині 2011 р. (277,1 мг  $O \cdot \text{дм}^{-3}$ ). Тобто допустиме значення постійно перевищувалося в 2–9 разів. Середньорічні величини біхроматної окиснюваності в аналізованій період коливалися від 101,0 мг  $O \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2005 р. до 176,8 мг  $O \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2012 р. (рис. 9).



**Рис. 9. Середньорічні величини біхроматної окиснюваності (мг O·дм<sup>-3</sup>) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.**

Як видно, коливання середньорічних показників біхроматної окиснюваності має хвилеподібний характер із тенденцією зростання. Помітне зменшення цього показника у 2009–2010 рр. пов'язане, очевидно, з надходженням значних об'ємів дунайської води: 39,31 млн. м<sup>3</sup> у 2009 р. і 43,64 млн. м<sup>3</sup> у 2010 р. (дані ДБУВР).

Подальше різке збільшення величини біхроматної окиснюваності у 2011 р. (середньорічна – близько 155, максимальна – 277,1 мг O·дм<sup>-3</sup> у вересні) відбулося, очевидно, через акумуляцію органічних речовин в озері.

У пониззі, в районі села Василівка, середньорічна величина ХСК коливалася від 106,0 мг O·дм<sup>-3</sup> у 2014 р. до 171,3 мг O·дм<sup>-3</sup> у 2015 р. В останньому випадку мінімальне значення ХСК складало 122,8 (березень), максимальне – 214,1 мг O·дм<sup>-3</sup> (червень).

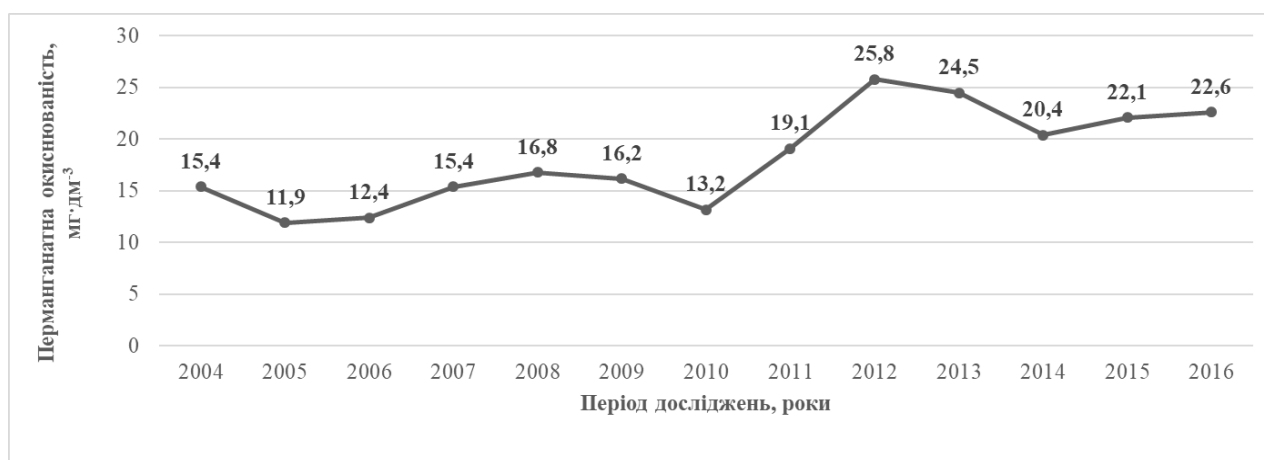
За величиною мінімальних значень ХСК у озері Китай весь період досліджень можна розділити на два часові відрізки: 2004–2010 рр., коли мінімальне значення ХСК не перевищувало 100 мг O·дм<sup>-3</sup>, і 2011–2016 рр., коли цей показник перевищував 100 мг O·дм<sup>-3</sup>.

У 1988–1990 рр. її величина в озері Китай коливалася в межах 13,4–56,0 O·дм<sup>-3</sup>, у середньому складала 29,6 O·дм<sup>-3</sup> [Енаки, Журавлєва, 1993]. Як видно, значення біхроматної окиснюваності в 2004–2016 рр. збільшилося в порівнянні з 1988–1990 рр. на порядок величин.

## Перманганатна окиснюваність

Під час досліджень проведено 140 визначень. Загалом спостерігалася картина, аналогічна динаміці ХСК (рис. 10).

Величина перманганатної окиснюваності жодного разу не відповідала нормі – до 5 мг О·дм<sup>-3</sup>. В окремі місяці зафіксовано перевищення гранично допустимих величин – від 1,5 до 8,5 разів; по середньорічних показниках – від 2,4 до 5,2 разів. Найменші значення – (7,3 мг О·дм<sup>-3</sup>) було відзначено в квітні 2010 р., найбільше (42,7 мг О·дм<sup>-3</sup>) – у квітні 2012 р.



**Рис. 10.** *Середньорічні величини перманганатної окиснюваності (мг О·дм<sup>-3</sup>) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.*

У пониззі, в районі Василівки мінімальні значення перманганатної окиснюваності зростали від 12,9 мг О·дм<sup>-3</sup> у червні 2014 р. до 17,3 мг О·дм<sup>-3</sup> у лютому 2016 р.; максимальні – від 16,6 мг О·дм<sup>-3</sup> у жовтні 2014 р. до 33,7 мг О·дм<sup>-3</sup> у червні 2015 р.

Середньорічні величини перманганатної окиснюваності коливалися від 11,9 О·дм<sup>-3</sup> у 2005 р. до 25,8 мг О·дм<sup>-3</sup> у 2012 р. (рис. 10). Таким чином, її величина в досліджуваній період збільшилася удвічі. У пониззі середньорічні значення перманганатної окиснюваності зростали з 14,8 мг О·дм<sup>-3</sup> у 2014 р. до 22,6 мг О·дм<sup>-3</sup> у 2016 р.

Загалом, відзначено зниження перманганатної окиснюваності з 15,4 мг О·дм<sup>-3</sup> у 2004 р. до мінімуму середньорічних значень у 2005 р.; поступове зростання до 2008 р., зниження в 2009–2010 рр., різке зростання в 2011 р. і стабілізація в зоні максимум в 2012–

2016 рр. У 1988–1990 рр. середньорічна величина була в межах 9,3–17,3 мг О·дм<sup>-3</sup> і в середньому становила 11,7 мгО·дм<sup>-3</sup> [Енаки, Журавлєва, 1993], тобто відповідала 2005 р.

### Загальний фосфор

Фосфор, який є одним з найважливіших біогенних елементів, – один із чинників, що впливають на життєдіяльність гідробіонтів і лімітують продуктивність водойм. Надлишок фосфору в озерній воді сприяє розвитку її евтрофікації, надлишкового приросту рослинної біомаси водних об'єктів. При цьому може відбуватися зміна трофічного статусу водойми, збільшення каламутності, мінералізації, зростання чисельності бактерій [Бульон, 1987].

Виконано 140 вимірювань. У 2004–2016 рр. середньорічний вміст загального фосфору у воді озера Китай коливався від 0,046 мг·дм<sup>-3</sup> у 2014 р. до 0,135 мг·дм<sup>-3</sup> у 2016 р. (рис. 11).

Мінімальна кількість – 0,012 мг·дм<sup>-3</sup> – зафіксована в листопаді 2014 р. максимальна – 0,250 мг·дм<sup>-3</sup> – в листопаді 2016 р. Гранично допустима концентрація (ГДК) загального фосфору при різному використанні водних об'єктів, відповідно до зазначених вище нормативних документів, становить 0,2–0,4 мг·дм<sup>-3</sup>. Тобто, за весь період з 2004 по 2016 рр., середньорічні показники жодного разу не перевищували допустимий рівень.



Рис. 11. *Середньорічні концентрації загального фосфору (мг·дм<sup>-3</sup>) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.*

В окремі місяці зафіксовано лише чотири випадки невеликого перевищення ГДК (при нормі  $0,2 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ): у листопаді 2004 р. –  $0,215 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ; у жовтні 2011 р. –  $0,234$ , у вересні 2012 р. –  $0,232 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  і листопаді 2016 р. –  $0,250 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . Як видно з рисунку 11, у 2004–2010 рр. середньорічні величини вмісту загального фосфору змінювалися незначно. Межі коливань склали  $0,061\text{--}0,077 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . Різке і значне збільшення його вмісту відбулося в 2011 р. – (до  $0,093 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ) і продовжилося в 2012 р. У 2014 р. вміст загального фосфору зменшився до  $0,046 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ , після чого настав різкий підйом до вказаного вище максимуму.

У пониззі середній вміст загального фосфору становив  $0,055\text{--}0,061 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ; максимальна й мінімальна його кількість зафіксована у 2014 р., відповідно,  $0,100 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  (листопад) і  $0,037 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  (червень).

Вміст загального фосфору у воді озера Китай відносно стабільний протягом тривалого часу. У 1988–1990 рр. він становив  $0,017\text{--}0,180 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ , у середньому –  $0,089 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  [Енаки, Журавлєва, 1993]. У 2001 р. у середньому по озеру його вміст коливався від  $0,030$  до  $0,190 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  [Деньга, Мединец, 2002].

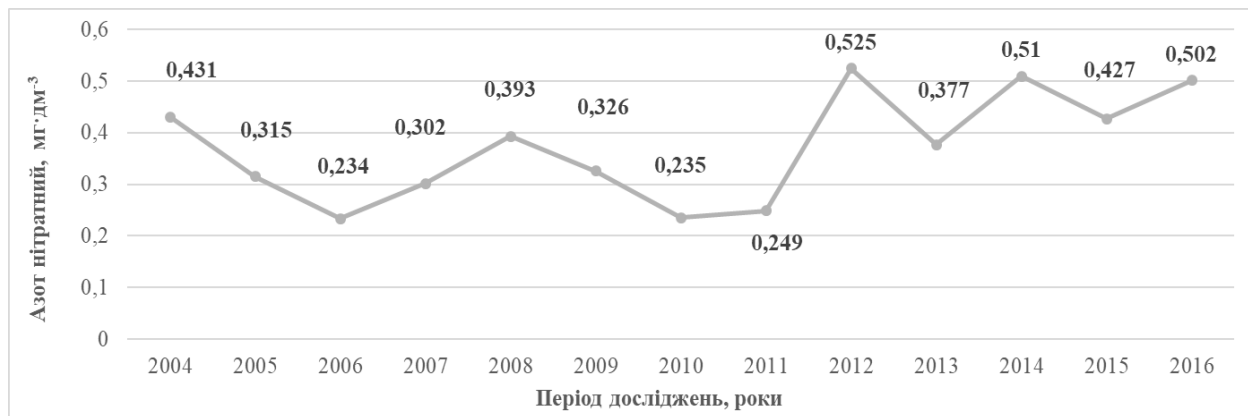
### **Азот нітратний**

Азот, як один з найважливіших біогенних елементів, зокрема у формі нітрату, істотно впливає на біологічну продуктивність водних екосистем. Він обумовлює підвищену продуктивність фітопланктону, фітобентосу, квіткових водних рослин. Дефіцит мінерального азоту приводить до зниження інтенсивності фотосинтезу рослин. У той же час надлишок сполук азоту часто є причиною евтрофікації, забруднення водойм [Романенко, 2004].

У 2004–2016 рр. виконано 130 вимірювань. Не було виявлено жодного перевищення ГДК, яка становить  $50 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . Середньорічний вміст азоту нітратного коливався від  $0,234 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у 2006 р. до  $0,525 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у 2012 р. (рис. 12).

Найменше його значення зафіксовано в лютому 2010 р. –  $0,015 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ; максимальне в жовтні 2004 р. ( $3,110 \text{ мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ). Сезонна динаміка вмісту азоту в воді залежить від умов у конкретному озері й,

очевидно, від його розташування. Наприклад, в озері Пейси (Чудське озеро) ця динаміка протилежна виявленій нами – максимум азоту фіксувався в зимовий період [Punning, Karanen 2009; Buhvestova, Kangur et al., 2011].



**Рис. 12.** *Середньорічні концентрації азоту нітратного (мг·дм<sup>-3</sup>) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.*

Із рис. 12 видно, що середньорічний вміст азоту нітратного мав досить складну динаміку. Виділялися чотири піку: у 2004, 2008, 2012 і 2014 рр. – відповідно, 0,431; 0,393, 0,525 і 0,510 мг·дм<sup>-3</sup>. Крім мінімуму в 2006 р. виділявся період мінімальних значень у 2010–2011 рр. (0,235–0,249 мг·дм<sup>-3</sup>).

Середньорічний вміст азоту нітратного в пониззі озера в 2014–2016 рр. був у межах 0,272–0,427 мг·дм<sup>-3</sup>; максимальне значення зафіксовано в серпні 2015 р. (0,639 мг·дм<sup>-3</sup>), мінімальне – в червні 2014 р. (0,113 мг·дм<sup>-3</sup>).

І. Г. Єнакі і Л. А. Журавльова [1993] вказували, що в озері Китай сезонна динаміка вмісту азоту нітратного характеризувалася зменшенням від зими до літа і збільшенням восени. За їхніми даними, у 1988–1990 рр. вміст азоту нітратного в озері Китай становив 0,020–1,330 мг·дм<sup>-3</sup>, у середньому 0,472 мг·дм<sup>-3</sup>. У період наших досліджень зазначена тенденція, в цілому, зберігалася, проте в ряді випадків (лютий 2005, 2010) фіксували зимовий мінімум – 0,070 та 0,015 мг·дм<sup>-3</sup>, відповідно, і літній максимум (серпень 2007 р. – 0,690 мг·дм<sup>-3</sup>; липень 2008 – 0,740 мг·дм<sup>-3</sup>; серпень 2015 р. – 0,639 мг·дм<sup>-3</sup>). У пониззі озера мінімум вмісту азоту нітратного в

2015–2016 рр. також припав на літні місяці. Ймовірно, те, що спостерігається в озері Китай, значною мірою визначається антропогенним впливом, не завжди сезонною періодичністю, наприклад, інтенсивністю стоку з прилеглої території, з водозбірної площі в цілому. Середній вміст азоту нітратного у воді озера Китай в період наших досліджень склав  $0,363 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

### Азот амонійний ( $\text{NH}_4^+$ )

Цей біогенний елемент бере активну участь у процесах, що протікають в пелагіалі й бенталі. Зазвичай його концентрація в водоймах зменшується навесні, а влітку зростає, оскільки інтенсивніше розкладаються органічні речовини. Підвищення кількості амонійного азоту помітно впливає на санітарний стан водойм. ГДК азоту амонійного в різних джерелах визначається по-різному. Наприклад, для водойм рибогосподарського значення від  $0,2$  до  $0,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Council ..., 1978; Обобщённый..., 1990], для питного водопостачання –  $0,5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Council ..., 1980; 1998].

У період досліджень виконано 130 вимірювань. Середньорічні концентрації азоту амонійного не перевищували ГДК (рис. 13).



**Рис. 13.** Середньорічні концентрації азоту амонійного ( $\text{мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ) у воді озера Китай у 2004–2016 рр.

Після помітного зниження концентрації  $\text{NH}_4^+$  із  $0,378 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2004 р. до  $0,196 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2005 р. протягом ряду років середньорічні показники не перевищували  $0,253 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Після слабкого піку в

2009 р. і зниження в 2010 р. настав тривалий період збільшення концентрації  $\text{NH}_4^+$  до  $0,392 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2014 р., після чого цей показник знову зменшився. Проте, максимальні значення концентрації азоту нітратного –  $0,590 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у червні 2015 р. і  $0,401 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у травні 2016 р. – перевищували такі в 2010–2014 рр. і в більшості випадків у 2004–2009 рр. Максимальна концентрація азоту нітратного зафіксована в травні 2004 р. –  $0,916 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ; мінімальна – в лютому 2011 р. –  $0,082 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У пониззі середньорічна концентрація  $\text{NH}_4^+$  зменшувалася від  $0,352 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2014 р. при максимумі  $0,458 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у червні до  $0,195 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2016 р. при максимумі  $0,207 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у квітні.

У 1989–1990 рр. вміст азоту нітратного в озері Китай був у межах  $0,390\text{--}0,758 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , склавши в середньому  $0,505 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Енаки, Журавлєва, 1993]. Середнє значення концентрації  $\text{NH}_4^+$  у 2014–2016 рр. становило лише  $0,327 \text{ г} \cdot \text{дм}^{-3}$ , що істотно нижче за показник 1988–1990 рр. У 2001 р., за даними експедиції TACIS, цей показник складав близько  $0,325 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ .

### **Натрій + калій**

Відомо, що іони  $\text{Na}^+$  і  $\text{K}^+$  належать до компонентів розчиненої мінеральної речовини поверхневих вод суші. Концентрація  $\text{Na}^+$  знаходиться зазвичай у межах  $0,6\text{--}300,0 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  залежно від фізико-географічних умов, геологічних особливостей водного об'єкта та інтенсивності антропогенного впливу на нього. Вміст калію звичайно нижче ніж натрію, і не перевищує  $20 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Вміст натрію і калію нормується залежно від форми використання водного басейну. ГДК  $\text{Na}^+$  для водних об'єктів господарсько-питного призначення становить за різними нормативами  $200\text{--}212 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , при рибогосподарському використанні водойм –  $120\text{--}170 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Вміст  $\text{K}^+$  нормується у воді рибогосподарських водойм –  $50 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  [Council ..., 1980; 1998; Обобщённый..., 1990; Руководство..., 1995; РД 52.24. 514–2002].

Виконано розрахунковим методом 140 визначень  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ . Як видно з таблиці 12, у період досліджень вміст  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  у воді озера постійно перевищував ГДК. У 2004–2006 рр. він був у межах  $651,1\text{--}$

677,3 мг·дм<sup>-3</sup>; у подальшому помітно зростає і не був нижче 729,9 мг·дм<sup>-3</sup> (2010 р.). Найбільші значення зафіксовані нами в 2012 і 2016 рр. (1113,7 і 1020,5 мг·дм<sup>-3</sup> відповідно).

Абсолютний максимум склав 1459,6 мг·дм<sup>-3</sup> у вересні 2012 р. У 2012 р., крім постійних абіотичних і антропогенних факторів впливу на екосистему озера, додався факт недопуску дунайської води в озеро під час водопілля, про що вже говорилося вище.

Великими числами виражені й мінімальні показники. Найменша концентрація Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> відзначена в травні 2006 р., і складала 559,1 мг·дм<sup>-3</sup>. У пониззі озера, біля села Василівка, концентрація Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> досягла абсолютного мінімуму за час наших досліджень – 382,2 мг·дм<sup>-3</sup> у червні 2014 р. Максимальне значення виявлено в липні 2016 року (761,6 мг·дм<sup>-3</sup>).

Цікаво відзначити, що в 1988–1990 рр. концентрація Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> в озері Китай була в межах 94,2–489,6 мг·дм<sup>-3</sup>, у середньому складала 227,3 мг·дм<sup>-3</sup> [Енаки, Журавлєва, 1993]. У 2001 р. вміст Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup> складав 269,0–699,0 мг·дм<sup>-3</sup>.

### **Кальцій (Ca<sup>2+</sup>)**

Ca<sup>2+</sup> – іонна форма, яка характерна для маломінералізованих природних водойм. ГДК Ca<sup>2+</sup> встановлена для водойм рибогосподарського використання – 180 мг·дм<sup>-3</sup> [Обобщённый..., 1990]. Для питної води ГДК Ca<sup>2+</sup> не встановлено.

У ході досліджень виконано 140 вимірювань Ca<sup>2+</sup>. Середньорічні показники вмісту Ca<sup>2+</sup> у воді озера коливалися від 107,6 мг·дм<sup>-3</sup> у 2014 р. до 159,6 мг·дм<sup>-3</sup> у 2007 р. (табл. 13). Відносно велика концентрація кальцію спостерігалася в 2006–2009 рр. і складала 149,9–159,6 мг·дм<sup>-3</sup>. На цей же період припали й максимальні показники: в лютому 2006 р., жовтні 2007 р., квітні 2008 р. і січні 2009 р. Тобто однозначна прив'язка максимальних значень до певного місяця і навіть сезону не була зафіксована. Аналогічна картина з мінімальними значеннями Ca<sup>2+</sup> зафіксована у 2010 р.

Таблиця 12

Вміст натрію  $\text{Na}^+$  + калію  $\text{K}^+$  у воді озера Китай у 2004–2016 рр. (n = 12)

$\text{Na}^+ + \text{K}^+$ , мг·дм <sup>-3</sup>	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня величина за рік (M ± m)	651,1 ± 26,04	664,2 ± 26,56	677,3 ± 27,09	954,0 ± 38,16	909,0 ± 36,36	934,1 ± 37,36	729,9 ± 29,19	827,1 ± 33,08	1113,7 ± 4,54	845,0 ± 33,80	818,1 ± 32,72	925,4 ± 37,01	1025,5 ± 40,82
Максимальна	713,9	728,3	760,9	13338,0	1032,0	1112,1	842,2	983,8	1459,6	1077,8	969,6	1120,6	1179,0
Мінімальна	577,9	623,4	559,1	739,5	643,1	778,8	585,7	701,8	861,9	738,1	626,3	732,1	879,6

Примітка: див. табл. 9

Таблиця 13

Вміст кальцію  $\text{Ca}^{2+}$  у воді озера Китай у 2004–2016 рр. (n = 12)

$\text{Ca}^{2+}$ , мг·дм <sup>-3</sup>	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня величина за рік (M ± m)	126,6 ± 5,06	139,1 ± 5,56	149,9 ± 638	159,6 ± 6,38	155,0 ± 6,20	155,9 ± 6,23	116,9 ± 4,67	112,6 ± 4,50	116,9 ± 4,67	113,4 ± 4,53	107,6 ± 4,30	118,3 ± 4,73	133,0 ± 5,32
Максимальна	140,9	150,0	170,9	191,0	172,1	187,4	140,3	132,3	157,9	126,9	116,6	138,5	154,5
Мінімальна	111,9	127,5	137,0	123,8	103,2	138,1	93,2	99,0	83,6	106,0	90,2	101,4	124,2

Примітка: див. табл. 9

Широкі коливання концентрації  $\text{Ca}^{2+}$  в озері Китай зафіксовані й у 1988–1990 рр. – від 29,4 до 111,6  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  при середньому значенні 65,5  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  [Енаки, Журавлєва, 1993]. Відзначимо, що вміст  $\text{Ca}^{2+}$  у воді озера на час наших досліджень суттєво зріс. Однак, дещо відокремлено стоїть пониззя озера, де перш за все відчувається вплив дунайської води, що надходить через канал «Кофа». Середньорічна концентрація  $\text{Ca}^{2+}$  у 2014–2016 рр. тут склала 74,3–92,9  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ , максимальні значення були в межах 84,2 (листопад 2014 г.) – 94,8  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  (квітень 2016 г.), мінімальні коливалися від 62,3  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у червні 2014 р до 91,0  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у червні 2016.

### **Магній ( $\text{Mg}^{2+}$ )**

Серед елементів другої групи періодичної системи елементів Менделєєва магній за своїми хімічними властивостями найбільш близький до кальцію. Вміст магнію в поверхневих водах суші значною мірою залежить від характеру ґрунтів водозбірної площі. Природна вода, в якій розчинена значна кількість гідрокарбонатів і сульфатів кальцію та магнію, відрізняється підвищеною жорсткістю [Романенко, 2004].

Обов'язковий для дотримання параметр згідно з «Директивою щодо якості питної води» 80/778 / ЄС [Council ..., 1980] ГДК  $\text{Mg}^{2+}$  становить 50  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . Ця ж величина прийнята як ГДК для рибогосподарських водойм [Обобщенный..., 1990].

У ході досліджень виконано 140 вимірювань  $\text{Mg}^{2+}$ . Середньорічні показники вмісту  $\text{Mg}^{2+}$  в озері Китай коливалися від 196,9  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у 2004 р. до 356,4  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  у 2012 р. (табл. 14). Якщо не враховувати 2012 р., про особливості якого говорилося вище, середньорічний вміст  $\text{Mg}^{2+}$  у більшості випадків не опускався нижче 248  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . У пониззі озера цей показник становив 138,9  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ , але в 2016 р. вже досягнув 196,9  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$  із липневим максимумом 209,0  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ . Максимальна кількість  $\text{Mg}^{2+}$  на постійній станції ДБУВР зафіксована в жовтні 2012 р. – 446,3  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ , мінімальна в січні 2008 р. (166,1  $\text{мг}\cdot\text{дм}^{-3}$ ).

Вміст  $Mg^{2+}$  в озері Китай найвищий серед найбільших придунайських озер України. Так, у період досліджень його середньорічна величина, за даними ДБУВР у Кагулі становила 27,5–34,1  $mg \cdot dm^{-3}$ , Ялпузі – 57,7–68,9  $mg \cdot dm^{-3}$ , Кугурлуї – 34,2–45,4  $mg \cdot dm^{-3}$ . Значно більше  $Mg^{2+}$  в Котлабузі: 117,1–166,9  $mg \cdot dm^{-3}$ . У 1988–1990 рр. концентрація  $Mg^{2+}$  в озері Китай коливалася від 25,5 до 120,3  $mg \cdot dm^{-3}$ , склавши в середньому 77,0  $mg \cdot dm^{-3}$  [Енаки, Журавлєва, 1993]; у 2001 р. була в межах 71,0–222,0  $mg \cdot dm^{-3}$  [Деньга, Мединец, 2002].

## **pH**

Згідно із зазначеними нормативними документами, величина рН для питного водопостачання і рибогосподарського використання водойм обмежена значеннями 6,50–8,50 (9,00). У 2004–2016 рр. середньорічна величина рН коливалася від 8,20 в 2008–2009 рр. до 8,70 у 2012 р. (рис. 14). Мінімальна величина рН – 7,85 відзначена в грудні 2008 р., максимальна (9,10) у вересні 2012 р. У 2012 році значення рН були особливо великі: із щомісячних 12 вимірювань у восьми величина рН перевищувала 8,50, у п'яти – 8,84.

Графік рН чітко розділяється на кілька частин: із 2004 по 2008–2009 рр. середньорічна величина рН знизилася з 8,49 до 8,20. Потім спостерігався досить різкий ступінчастий підйом до зазначеного максимуму в 2012 р.

Надалі величина рН знижувалася до 8,40 у 2016 р., пройшовши через стрибок до 8,60 у 2015 р. Загалом протягом тривалого періоду часу величина рН практично постійно знаходилася в межах норми: у 1988–1990 рр. – 7,50–9,20 [Енаки, Журавлєва, 1993], у 2001 р. – 8,11–8,62 [Деньга, Мединец, 2002].

## **Феноли**

Належать до високонебезпечних речовин, входять у II клас небезпеки. ГДК фенолів для водних об'єктів господарсько-харчового та культурно-побутового водокористування – 0,001  $mg \cdot dm^{-3}$ . Така ж ГДК для рибогосподарських водойм [Г.Н.2.1.5.689–98.].

Вміст магнію  $Mg^{2+}$  у воді озера Китай у 2004–2016 рр. (n = 12)

Магній, мг·дм <sup>-3</sup>	Роки												
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Середня величина за рік (M ± m)	196,9 ± 6,79	211,9 ± 8,476	229,2 ± 9,16	281,9 ± 11,27	292,2 ± 11,68	289,3 ± 11,57	248,8 ± 9,95	262,0 ± 10,48	356,4 ± 14,25	283,2 ± 11,32	263,6 ± 10,54	264,9 ± 10,59	299,9 ± 12,00
Максимальна	215,5	231,5	272,5	382,5	342,5	351,8	277,2	330,3	446,6	362,7	291,6	310,7	357,1
Мінімальна	174,7	188,3	183,6	201,7	166,1	240,4	233,4	220,1	277,2	254,3	206,7	219,2	264,3

Примітка: див. табл. 9



Рис. 14. Середньорічні показники рН води озера Китай у 2014–2016 рр.

У 2004–2011 рр. середньорічний вміст фенолів у воді озера Китай коливався в межах 0,001 (2006 р.) – 0,003 мг·дм<sup>-3</sup> (2007–2009 рр.). У 2012–2016 рр. їхній вміст зростав і становив від 0,0049 мг·дм<sup>-3</sup> (2014 р.) до 0,0083 мг·дм<sup>-3</sup> (2015 р.). Максимальний вміст фенолів у ці роки зафіксовано в серпні 2015 р. – 0,0148 мг·дм<sup>-3</sup>, мінімальний – 0,0023 мг·дм<sup>-3</sup> у червні 2014 р. Слід зазначити, що в несприятливому за своїм гідрологічним режимом 2012 р. середньорічна величина фенолів склала 0,0057 мг·дм<sup>-3</sup>, максимальна – 0,0140 мг·дм<sup>-3</sup> у травні. Мінімальна кількість фенолів зафіксована в червні та грудні по 0,0008 мг·дм<sup>-3</sup>. У квітні феноли не зафіксовані.

У пониззі, в районі села Василівка, середньорічні показники склали від 0,0050 мг·дм<sup>-3</sup> у 2014 р. до 0,0049 мг·дм<sup>-3</sup> у 2016 р. Максимум зафіксований у липні 2016 р. – 0,0053 мг·дм<sup>-3</sup>, мінімум – 0,0035 мг·дм<sup>-3</sup> у жовтні 2014 р.

### **Нафтопродукти**

Якщо ситуація з фенолами у воді озера Китай дуже неблагополучна, то з нафтопродуктами картина інша. ГДК для більшості нафтопродуктів становить 0,1 мг·дм<sup>-3</sup>. Але для деяких сортів нафти цей показник досягає 0,3 мг·дм<sup>-3</sup> [СанПіН 2.1.5. 980–00].

У 2004–2016 рр. середньорічний вміст нафтопродуктів в озері коливався від 0,013 мг·дм<sup>-3</sup> у 2005 р. до 0,028 мг·дм<sup>-3</sup> у 2016 р. Мінімум нафтопродуктів відзначений у червні 2005 р. (0,005 мг·дм<sup>-3</sup>) та листопаді 2016 р. (0,006 мг·дм<sup>-3</sup>); така ж величина зафіксована в червні цього ж року в пониззі озера. Максимальні показники відзначені в вересні 2007 р. (0,286 мг·дм<sup>-3</sup>). У серпні цього ж року зафіксована величина 0,174 мг·дм<sup>-3</sup>, а в вересні 2016 року – 0,150 мг·дм<sup>-3</sup>. У цілому в період досліджень не виявлено річних, сезонних закономірностей вмісту нафтових продуктів у озері.

### **Аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР)**

Одна з основних груп поверхнево-активних речовин (ПАР). ГДК АПАР, згідно з вище зазначеними нормативними документами, становить 0,5 мг·дм<sup>-3</sup>.

У 2014–2016 рр. середньорічний вміст АПАР у воді озера Китай становив від  $0,055 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2009 р. до  $0,283 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  у 2005 р., а в квітні цього року відзначена найбільша величина –  $0,429 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Мінімальне значення для цього року зафіксовано в лютому –  $0,205 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , що більше для середньорічних і більшості середньомісячних показників за весь період досліджень. Цікаво, що вже в наступному 2006 р. вміст АПАР не перевищував  $0,134 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , склавши в середньому за рік  $0,072 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . У 2004 р. цей показник у середньому за рік склав  $0,214 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  при максимумі  $0,302 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Мінімальний вміст АПАР зафіксовано в червні 2016 р. ( $0,016 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ).

Дані по фенолу, нафтопродуктах і АПАР представлені за архівними даними ДБУВР.

Розглянуті нами показники належать до найважливіших факторів, що визначають гідрологічну і гідрохімічну ситуацію в озерах і дозволяють управляти якістю води у водоймах [Spears, Carvalho et al., 2007]. На їхню величину впливають як внутрішньоводоемні процеси, так і ситуація на водозбірних площах озер, погода. Наприклад, помітно збільшується концентрація азоту в воді внаслідок взмулювання донних відкладів [Kristensen, Søndergaard et al., 1992], виявлено вплив на концентрацію азоту прибережної рослинності [Canham, Pace et al., 2012]. На концентрацію загального фосфору в воді помітно впливають температура і рівень води в озері, фотосинтетична активність водоростей, вітер [Tammesorg, Möls et al., 2014].

Відносно благополучна ситуація в озері Китай у період досліджень зберігалася по розчиненому у воді кисню, загальним фосфору, азоту нітратному та рН. Причому невеликий вміст азоту та фосфору не обов'язково означає невисокий рівень забруднення, а може пояснюватися уповільненням ряду внутрішньоводоемних процесів [Tiberti, Tartari et al., 2010]. У літню пору швидко асимілюються нітрати, особливо в евфотічному шарі [Tsunogai, Daita et al., 2011].

По більшості розглянутих у роботі гідрологічних і гідрохімічних характеристик простежувалося погіршення екологічної ситуації в озері Китай від 2004–2005 рр. до 2012–2016 рр. Причому в більшості

випадків краща ситуація спостерігалася в 2005 р., найгірша – 2012 р. Останнє, як зазначалося вище, – наслідок аномально високої температури повітря та води, а також антропогенного впливу – закриття шлюзів і недопуск дунайської води в озеро у водопілля.

Коротка фізико-географічна характеристика озера Китай та каналів наведено в главі 3.

### ГЛАВА 3

## МАКРОЗООБЕНТОС ОЗЕРА КИТАЙ

Озеро Китай розташоване на північний захід від міста Кілії. Площа озера, залежно від рівня води, коливається від 50–51 км до 55–60 км. Довжина озера досягає 25 км, максимальна глибина – до 5,0 м. Дуже різняться дані за об'ємом озера: 72,5–125,0 млн. м<sup>3</sup> [Владимирова, Зеров, 1961; Молодецкий, Борисевич, и др., 2000.; Швебс, Ігошін, 2003; Гопченко, Белаш, 2005]. У нашій роботі прийнята площа озера 60 км<sup>2</sup>, а об'єм 102 млн. м<sup>3</sup> [Швебс, Ігошін, 2003].

Озеро складається з двох плесів – північного й південного, з'єднаних вузькою протокою (рис. 15).



Рис. 15. Карта-схема озера Китай

Бентосні станції: ● – на озерній літоралі; ▲ – в субліторалі;  
С – канал «Старотроянський».

Тут споруджено дамбу з автодорогою і шлюзом-регулятором. Дамба ще більше ізолює північне плесо від південного, тому водообмін у північній частині озера значно гірший.

Для перекидання високомінералізованої води з північного плеса в південне, з подальшим скиданням у Дунай, у 1985–1987 рр. був побудований канал «Старотроянський». Канал прокладений уздовж західного берега озера Китай від розділової греблі біля села Приозерне до південної околиці села Старі Трояни. Довжина каналу 8250 м. Ширина по дзеркалу при максимальному рівні – 32 м, ширина по дну – 10 м. Пропускна здатність каналу 3,5–16,0 м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>. На каналі побудований шлюз-регулятор закритого типу двосторонньої дії з переїздом.

Із Дунаєм озеро Китай з'єднується через річкову протоку і далі через канал «Кофа», за яким під час водопілля в озеро надходить близько 17 млн. м<sup>3</sup> води. Крім того, влітку насосною станцією «Кофа», в роки її функціонування до 2008 р., подавалося ще близько 47 млн. м<sup>3</sup> води [Вишневський, 2000]. Це середній повний об'єм озера Котлабух. За цими числами можна судити про величину випаровування, а також вилучення води на зрошення до 2008–2010 рр. Довжина каналу «Кофа» – 3500 м, ширина по дну становить 15 м, по дзеркалу – 30 м. Пропускна здатність каналу досягає 30–35 м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>. Характеристики каналів наведені ДБУВР.

У нашій роботі як верхів'я прийнята акваторія північного плесу від його північного берега до південної околиці села Фурманівка. Як пониззя прийнята акваторія південного плесу, до північних околиць сіл Комишівка і Василівка.

### **3.1. Таксономічна характеристика макрозообентосу**

Кількість видів макрозообентосу озера Китай, вказане різними авторами, сильно коливається. Так, Ю. М. Марковський [1955] виявив у озері Китай 33 види макрозообентосу. В період досліджень по проекту ТАСІС в озері за межами літоральної зони знайдено 20 видів макрозообентосу [Джуртубаєв, Ковтун, 2002]: турбелярій – 1 вид, олігохет – 4, п'явок – 1, амфіпод – 4, мізид – 1, хірономід – 3,

червоногих моллюсків – 3 і двостулкових – 3 види. Ю. М. Воліков [2004] у 1990–1999 рр. в озері Китай виявив 7 видів: 2 види олігохет, 4 – хірономід і один вид із родини Seratorogonidae. Більшість авторів вказують на найменшу кількість видів макрозообентосу в Китаї серед п'яти найбільших придунайських озер. Лише Ю. М. Марковський поставив на останнє місце Кугурлуй з 22 видами.

У 2006–2012 рр. нами виявлені губки – 1 вид, поліхети – 2, олігохети – 8, п'явки – 3, ізоподи – 1, амфіподи – 6, мізиди – 5, кумові – 1, десятиногі – 1, клішненосні ослики – 1, бабки (личинки) – 7, одноденки (личинки) – 2, напівтвердокрилі – 3, жуки (личинки) – 1, хірономіди (личинки) – 6, волохокрильці (личинки) – 2, кліщі – 1, червоногі моллюски – 10 і двостулкові моллюски – 5 видів, усього 66 видів (табл. 15).

Таблиця 15

**Таксономічний склад макрозообентосу озера Китай**

Таксони	Роки				Відзначено вперше	Види понто-каспійського комплексу
	2006–2009	2010	2011	2012		
1	2	3	4	5	6	7
<b>Spongia</b> Spongillidae <i>Spongilla lacustris</i> Linnaeus, 1758	+	–	–	–		
<b>Polychaeta</b> Ampharetidae <i>Hypania invalida</i> (Grube, 1860)	+	–?	–?	–		+
<i>Hypaniola kowalewskii</i> (Grimm, 1887)	+	–?	–?	–		+
<b>Oligochaeta</b> Naididae <i>Dero digitata</i> (O. F. Müller, 1773)	+	–	–	–	+	
<i>Ophidonais serpentina</i> (O. F. Müller, 1773)	+	+	+	–		
<i>Nais elinguis</i> O. F. Müller, 1773	+	+	+	–		
Tubificidae <i>Potamotrix hammoniesis</i> (Michaelsen, 1901)	+	+	+	+		

1	2	3	4	5	6	7
<i>Psammoryctides albicola</i> (Michaelsen, 1901)	+	-	-	-		
<i>P. barbatus</i> (Grube, 1861)	+	+	+	+		
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparede, 1862	+	+	+	-		
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller, 1773)	+	-	-	-		
<b>Hirudinea</b>						
Piscicolidae						
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1761)	+	+	-	-		
Glossiphoniidae						
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	?	-		
Erpobdellidae						
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	-		
<b>Isopoda</b>						
Asellidae						
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
<b>Amphipoda</b>						
Gammaridae						
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichw., 1841)	+	-	-	-		
<i>D. villosus</i> (Sowinskyi, 1894)	+	+	+	-		+
<i>Pontogammarus robustoides</i> (G. Sars, 1894)	+	+	+	+		+
<i>Chaetogammarus warpachowskyi</i> (G. Sars, 1894)	+	+	+	-		+
Corophiidae						
<i>Corophium curvispinum</i> (G. Sars, 1895)	+	+	+	-		+
Talitridae						
Talitridae <i>gen. sp.</i>	+	-	-	-		
<b>Tanaidacea (Anisopoda) gen. sp.</b>	+	-	-	-		
<b>Mysidacea</b>						
Mysidae						
<i>Limnomysis benedeni</i> Czern., 1882	+	-	-	-		+
<i>Paramysis intermedia</i> (Czern., 1882)	+	+	+	+		+
<i>P. lacustris</i> (Czern., 1882)	+	-	-	-		
<i>P. ullskyi</i> (Czern., 1882)	+	-	-	-		+
<i>P. kessleri sarsi</i> Derzhavin, 1924	+	-	-	-		+
<b>Cumacea</b>						
Pseudocumidae						
<i>Pterocuma pectinata</i> (Sowinskyi, 1893)	+	-?	+	-		+
<b>Decapoda</b>						
Xanthidae						
<i>Rhithropanopeus harrisi tridentata</i> (Maitland, 1879)	+	+	+	+		
<b>Odonata</b>						
Coenagrionidae						
<i>Ischnura elegans</i> (V. Linden, 1823)	+	+	+	+		
<i>I. pumilio</i> (Charpentier, 1825)	+	-	-	-		
<i>Cenagrion pulchellum</i> (V. Linden, 1823)	+	+	+	+		
<i>C. scitulum</i> (Rambur, 1842)	+	-	-	-	+	+
Platycnemidae						
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	+	+	-	-		
Aeschnidae						
<i>Aeschna grandis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+		

1	2	3	4	5	6	7
Libellulidae						
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
<b>Ephemeroptera</b>						
Baetidae						
<i>Cloëon dipterum</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	-		
Heptageniidae						
<i>Heptagenia sp.</i>	+	-	-	-		
<b>Heteroptera</b>						
Nepidae						
<i>Ranatra linearis</i> Linnaeus, 1758	+	+	-	-		
Corixidae						
<i>Sigara striata</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+		
Pleidae						
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817	+	+	-	-	+	+
<b>Coleoptera</b>						
Dytiscidae						
<i>Dytiscus marginalis</i> Linnaeus, 1758	+	-	-	-		
<b>Diptera</b>						
Chironomidae						
<i>Tanypus punctipennis</i> Meigen, 1818	+	+	+	-		
<i>Procladius ferrugineus</i> Kieffer, 1919	+	-	-	-		
<i>Cricotopus gr. silvestris</i> Fabricius, 1794	+	-	-	-		
<i>Cryptochironomus gr. defectus</i> Kieffer, 1821	+	+	+	+		
<i>Chironomus plumosus</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+		
<i>Polypedilum gr. nubeculosum</i> Meigen, 1818	+	-	-	-		
<b>Trichoptera</b>						
Hydroptilidae						
<i>Tricholeiochiton fagesii</i> (Guinard, 1879)	+	-	-	-	+	
Phryganeidae						
<i>Phryganea bipunctata</i> Retzius, 1783	+	-	-	-	+	
<b>Acarina (Hydracarina)</b>						
Acarina <i>gen. sp.</i>	+	-	-	-	+	
<b>Gastropoda</b>						
Viviparidae						
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	+	-	-	-	+?	
Bithyniidae						
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
<i>B. leachi</i> (Sheppard, 1823)	+	+	-	-		
Lymnaeidae						
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
<i>L. auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
<i>L. palustris</i> (O. F. Müller, 1774)	+	+	-	-		
<i>L. ovata</i> (Draparnaud, 1805)	+	+	-	-		
<b>Physidae</b>						
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-		
Planorbidae						
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	-	+?	

Продовження таблиці 15

1	2	3	4	5	6	7
Bulinidae <i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+		
<b>Bivalvia</b>						
Unionidae <i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–		
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	–	–		
<i>Sinanodonta woodiana</i> Lea, 1834	+	–	–	–	+	
Cardiidae <i>Hypanis pontica</i> (Eichw., 1835)	+	–	–	–		+
Dreissenidae <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	+	+	–	–		+
<b>Усього</b>	<b>66</b>	<b>37</b>	<b>23</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>14</b>

Як видно, за видовим багатством переважали червоногі молюски, олігохети, бабки, амфіподи і хірономіди. У субліторалі знайдено 23 види, на літоралі – усі 66.

Як зазначено, наведені дані відносяться до 2006–2009 рр., коли гідролого-гідрохімічний режим озера був більш сприятливий для макрзообентосу (див. главу 2). У ці роки видовий склад макрзообентосу був стабільним. Зі збільшенням мінералізації, погіршенням гідролого-гідрохімічної ситуації в цілому, кількість видів різко скоротилося до 37 у 2010 р. і до 23–12 видів у 2011–2012 рр. [Джуртубаев, Джуртубаев и др., 2017], що показано також в узагальнюючій таблиці 16.

Таблиця 16

**Кількість видів макрзообентосу на літоралі озера Китай в різні роки досліджень**

Таксони	Роки			
	2006–2009	2010	2011	2012
Spongia	1	–	–	–
Annelida	13	8	6	2
Crustacea	15	7	7	3
Insecta	21	12	8	6
Acarina	1	–	–	–
Gastropoda	10	8	2	1
Bivalvia	5	2	–	–
<b>Усього видів</b>	<b>66</b>	<b>37</b>	<b>23</b>	<b>12</b>

Так, наприклад, із літоральних проб зникла губка *S. lacustris*, яка у 2006–2009 рр. траплялася в 20% проб у середній частині озера і в 30–35% проб у пониззі. Очевидно, крім мінералізації на її зустрічальність вплинуло зростаюче замулення, причому не тільки дна, але й мертвих і живих субстратів, піднятих над дном. Зокрема, багато суспензії осідало на куширі. У 2006–2009 рр. його зарості в пониззі давали притулок дрібним черевоногим, катушкам, живородкам, мізидам, личинкам бабок, крабам, олігохетам, личинкам хірономід, личинкам жука-плавунця, бокоплавам, водяним клопам *Sigara*, личинкам одноденок, а також морським голкам, щипавкам, колючкам, дрібним бичкам та ін. Чисельними були олігохети – тубіфіциди. У даний час більшість названих гідробіонтів тут відсутні, деякі – нечисленні.

Із багатих видами груп відзначимо кільчастих червив, кількість видів яких скоротилося із 13 у 2006–2009 р. до 6 у 2011–2012 рр., удвічі зменшилася кількість видів ракоподібних, у 2,6 рази – комах. У 5 разів зменшилася кількість видів черевоногих молюсків і з 5 видів до нуля – двостулкових.

В усі роки досліджень кількість видів макрзообентосу зменшувалася від пониззя до верхів'я озера – ділянці з найбільшою мінералізацією води, найбільш складної у гідрологічному і гідрохімічному відношеннях. Так, у найбільш сприятливій для макрзообентосу 2006–2009 рр. кількість видів на літоралі зменшилася із 66 в пониззі до 18 у верхів'ї, в субліторалі – з 23 видів до 11 у верхів'ї (табл. 17).

Наприклад, кількість видів комах скоротилося в чотири рази – з 21 виду в пониззі до п'яти у верхів'ї. Так само значно зменшилася кількість видів ракоподібних – із 15 у пониззі до 4 у верхів'ї. Якщо в пониззі ми виявили 10 видів черевоногих молюсків, то в верхів'ї в наших зборах вони були відсутні.

Аналогічна тенденція зафіксована і в субліторалі. Виняток становили комахи, представлені личинками трьох видів хірономід.

Поліхети *H. invalida* і *H. kowalewskyi* траплялися на літоралі в 2006–2009 рр., при цьому їхня чисельність, біомаса і частота

зустрічальності були невеликі. Зокрема, кількість особин першого виду – 40 екз.·м<sup>-2</sup> у літньо-осінній період, взимку і навесні їх було вдвічі менше, біомаса коливалася в межах 0,02–0,23 г·м<sup>-2</sup>. Сезонних закономірностей динаміки біомаси зафіксувати не вдалося. Частота зустрічальності коливалася від 10 до 25%. Другий вид настільки ж нечисленний – до 15–20 екз. м<sup>-2</sup> і 0,01–0,18 г·м<sup>-2</sup>; частота зустрічальності в ці роки становила 10–20%. З 2010 р. обидва види у пробах не траплялися. Хоча, можливо, вони були представлені в субліторалі, але мали незначну частоту зустрічальності. У 2012 р., коли проби вдалося зібрати тільки в літоралі, достовірно встановлено відсутність поліхет в цій зоні.

Таблиця 17

**Кількість видів макрозообентосу на різних ділянках озера Китай у 2006–2009 рр.**

Групи бентосу	Усього видів	Літораль			Сублітораль		
		верхів'я	середня частина	пониззя	верхів'я	середня частина	пониззя
Spongia	1	–	1	1	–	–	1
Annelida	13	7	9	13	3	3	7
Crustacea	15	4	11	15	3	6	6
Insecta	21	5	12	21	3	3	3
Acarina	1	–	–	1	–	–	–
Gastropoda	10	–	1	10	–	3	3
Bivalvia	5	2	2	5	2	3	3
Усього видів	66	18	36	66	11	18	23

Із восьми виявлених у озері Китай видів олігохет *D. digitata*, *O. serpentina*, *P. hammoniensis*, *P. barbatus* і *L. udekemianus* траплялися і в інших великих придунайських озерах – Кагулі, Ялпузі, Кугурлуї, Котлабузі. Три види – *N. elinguis*, *P. albicula* і *T. tubifex* були відсутні в пробах з Кагулу. Останній вид не знайдений і в Котлабузі. Загалом, усі вісім видів звичайні в нашому регіоні.

У субліторалі знайдено чотири види – *O. serpentina*, *P. hammoniensis*, *P. barbatus* і *L. udekemianus*. Ю. М. Воліков [2004] виявив *T. tubifex* і *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede. Останній у наших пробах не траплявся, але був знайдений в інших чотирьох озерах. Імовірно, цей вид живе і в озері Китай, але має низьку

чисельність і частоту зустрічальності. Зазначені чотири види траплялися в половині проб на мулистих ґрунтах по всьому озеру цілий рік, по 2011 р. включно.

Інша ситуація на літоралі. Усі вісім видів олігохет постійно знаходили на мулистому і мулисто-піщаному ґрунтах, серед рослин у 2006–2009 рр. У 2010–2011 рр. на всій літоралі влітку знаходили лише п'ять видів: *P. hammoniensis*, *P. barbatus*, *L. udekemianus*, *O. serpentina* і *N. elinguis*. Їхня частота зустрічальності становила 40–50%. У 2012 р. на літоралі у верхів'ї олігохет виявити не вдалося; в середній частині та в пониззі знайдені тільки *P. hammoniensis* і *P. barbatus*, частота зустрічальності кожного становила не більше 30%.

Із класу п'явок виявлені риб'яча п'явка *P. geometra*, слимакоп'явка *G. complanata* і найбільш звичайна в нашому матеріалі *E. octoculata* – мала несправжня кінська п'явка. Усі вони знайдені також й в інших придунайських озерах.

Два види із трьох зазначених – *P. geometra* і *G. complanata* – вказав Ю. М. Марковський [1955] для «прісноводних лиманів і поємних водойм Дунаю». *E. octoculata* – єдиний вид п'явок, знайдений у озері Китай в субліторалі в 2000–2001 рр. [Джуртубаев, Ковтун, 2002]. Вона рідко траплялася в цій зоні в 2006–2009 рр. Очевидно, у відкриту частину озера особини цього виду потрапляють з літоралі на фрагментах очерету, що переносяться, на стеблах і серед коріння якого вона звичайна на літоралі.

На літоралі всі три види виявлені тільки в пониззі, в тому числі в роки з найменшою мінералізацією озерної води (2006–2009 рр.). У цей час найбільш часто зустрічалися (до 80% проб) *E. octoculata* і *G. complanata*, які були численні протягом року, включаючи зиму, особливо *E. octoculata*. Риб'яча п'явка потрапляла не більше ніж у 30% проб, але була відносно численна – до 5–6 екз. у пробі. Усі види траплялися на дні серед залишків рослин, а також на очереті та м'якій підводній рослинності. *E. octoculata* часто потрапляла на бетонних конструкціях шлюзу і опор мосту в гирлі каналу «Кофа». У 2010 р. ще знаходили всі три види. У 2011 р. в пониззі в невеликій кількості

траплялася *E. octoculata* з частотою зустрічальності до 30%. У 2012 р. п'явок на літоралі Китаю виявити не вдалося.

Ракоподібні в макрозообентосі озера Китай були представлені шістьма рядами: Isopoda, Amphipoda, Mysidacea, Cumacea, Decapoda і Tanaidacea (Anisopoda). Усього знайдено 15 видів (табл. 15, 18).

Таблиця 18

**Кількість видів ракоподібних на різних ділянках озера Китай  
у 2006–2009 рр.**

Таксони	Усього видів	Літораль			Сублітораль		
		верхів'я	середня частина	пониззя	верхів'я	середня частина	пониззя
Ізоподи	1	–	1	1	–	1	1
Амфіподи	6	2	4	6	3	3	4
Мізиди	5	1	4	5	–	1	1
Кумові раки	1	–	1	1	–	–	–
Десятиногі раки	1	1	1	1	–	1	1
Клішненосні ослики	1	–	–	1	–	–	–
Усього	15	4	11	15	3	6	7

Усі 15 видів знайдені в 2006–2009 рр. У 2010–2011 рр. відзначено по сім видів ракоподібних, у 2012 р. кількість видів на літоралі скоротилося до трьох (табл. 16). Найбільш багаті видами амфіподи і мізиди, відповідно шість і п'ять видів. Окремі ряди представлені в наших зборах одним видом кожен. У верхів'ї озера знайдено лише чотири види на літоралі і три – в субліторалі.

Єдиний вид ізопод – водяний ослик *A. aquaticus* у 2006–2009 рр. був виявлений на літоралі, головним чином у понищі, де його частота зустрічальності в весняно-осінній період становила 40–60%. У пробах знаходили до 10 екземплярів. У середній частині озера частота зустрічальності й кількість особин була в середньому вдвічі меншою. Поза літораллю поодинокі знахідки зафіксовані в середній частині та понищі озера.

Ю. М. Марковський [1955] указував водяного ослика для прісноводних лиманів і поємних водойм Дунаю. У загальному списку Ю. М. Волікова [2004] цей вид наводиться, але тільки для озера

Ялпуг. Не відмічав цей вид для озера Китай також В. В. Поліщук [1974].

У наступні роки ізоподи поза літораллю не траплялися. На літоралі в 2010 р. вид відзначений тільки в пониззі. У 2011–2012 рр. цей вид у пробах взагалі не зустрічався. Очевидно, в зв'язку зі збільшенням мінералізації його чисельність і частота зустрічальності скоротилися до мінімуму.

У 2006–2009 рр. на літоралі знайдено п'ять видів амфіпод з родин Gammaridae і Corophiidae (табл. 15), а також в одиничних екземплярах представники родини Talitridae, численні в зоні запліску. У субліторалі знайдено чотири види; не виявлені *P. robustoides*, а також *C. curvispinum* у середній частині озера і у верхів'ї. У субліторалі амфіподи траплялися на мулистому піску по всій акваторії. Навесні та влітку їхня частота зустрічальності складала 30–40%; восени цей показник скоротився до 20% і практично не змінювався взимку, хоча в зимових пробах амфіподи траплялися в одиничних екземплярах. У верхів'ї і середній частині в цей час у одиничних екземплярах траплялися *D. haetobaphes* і *D. villosus*. На літоралі всі шість видів знайдені в пониззі, *D. haetobaphes* і *Ch. warpachowskyi* – у верхів'ї озера. Їх знаходили на мулистому піску, на куширі і стеблах очерету, на каменях з водоростевим обростанням. Ю. М. Воліков [2004] амфіпод для озера не вказував.

У 2010–2012 рр. картина розподілу амфіпод на літоралі дещо змінилася. У 2010 р. у верхів'ї знайдені *D. villosus* і *Ch. warpachowskyi*, в середній частині озера до них додався *P. robustoides*, у пониззі відзначений тільки *D. villosus*. У пониззі та середній частині озера зустрічався також *C. curvispinum*. У 2011 р. в середній частині озера траплялися чотири види з п'яти названих вище; *D. haetobaphes* в пробах був відсутній; у верхів'ї та пониззі виявлені *D. villosus* і *Ch. warpachowskyi*. У 2012 р. в пониззі знайдений тільки *P. robustoides*. Представників родини Talitridae в літоральних пробах у 2010–2012 рр. не зафіксовано. Можливо, така картина пояснюється різким скороченням частоти зустрічальності й чисельності амфіпод на літоралі. Загалом, в озері Китай знайдено

43% від загальної кількості видів амфіпод, виявлених у придунайських озерах у 2006–2012 рр.

Влітку 2008 р. у пониззі, біля гирла каналу «Кофа», відзначені кілька екземплярів клішненосних осликів *Tanaidacea* (*Anisopoda*), занесених, очевидно, з Дунаю.

Кумові в наших пробах представлені видом *P. pectinata*, який був досить звичайний у 2006–2009 рр. Частота зустрічальності становила 20–40%. У 2011 р. вона не перевищувала 15%. Відсутність виду в пробах 2010 року – скоріше, випадковість. У 2012 р. *P. pectinata* в літоральних пробах достовірно був відсутній.

Усі п'ять видів мізид (табл. 15) виявлені на літоралі в 2006–2009 рр. Більшість із них, крім *P. lacustris*, відзначалися для озера раніше [Марковский, 1955]. Усього ж Ю. М. Марковський для «прісноводних лиманів і заплавлених водойм Дунаю» вказав вісім видів і підвидів мізид. Нами в п'яти найбільших придунайських озерах також знайдено вісім видів. У той же час в окремих роботах мізиди для озера Китай взагалі не вказувалися [Воликов, 2004]. У субліторалі в 2000–2001 рр. по всьому озеру в невеликих кількостях знаходили *P. intermedia* [Джуртубаев, Ковтун, 2002]. Цей вид траплявся протягом усього періоду наших досліджень (крім 2012 р.) на всіх ділянках субліторалі. На літоралі усі п'ять видів у 2006–2009 рр. знаходили в пониззі, у верхів'ї траплявся тільки *P. intermedia*, який не був відзначений там у 2012 р. Загалом кількість видів мізид після 2009 р. в наших пробах різко скоротилася, знаходили тільки *P. intermedia*.

Десятиногі в зборах представлені голландським крабом *Rh. harrisi tridentata*. Цей вид-вселенець уперше виявлений доцентом Одеського державного університету А. К. Макаровим у 1937 р. у Дніпровсько-Бузькому лимані. Час появи краба в озері Китай не встановлено. Ймовірно, він з'явився в цій водоймі приблизно в той же час; у 1955 р. вид у великій кількості був виявлений в Румунії [Гринбарт, 1964]. У наших зборах краб із частотою зустрічальності близько 50% попадався по всій озерній літоралі на каменях, мулистому піску, в заростях очерету. У пробах домінували дрібні (до

10 мм) особини; в окремих випадках, за даними Є. О. Наум [2011] та Д. О. Наум [2011], величина карапаксу досягала 27–28 мм. Краб не знайдено лише одного разу – у верхів'ї влітку 2012 р. У субліторалі він зустрічався по всій акваторії. Часто траплявся на рибальських сітках, де ушкоджував рибу.

З 84 видів комах, знайдених у придунайських озерах у період наших досліджень, в озері Китай виявлено 21 вид, тобто 25% їх загальної кількості. Це, як указано вище, сім видів бабок Odonata (личинки), два – одноденок Ephemeroptera (личинки), три – напівтвердокрилих Heteroptera, один вид – жуків Coleoptera (личинки і імаго), шість – хірономід Diptera (личинки), два види – волохокрильців Trichoptera (личинки). Розподіл комах по акваторії озера в роки їх максимальної представленості (2006–2009 рр.) показано в таблиці 19.

Таблиця 19

**Кількість видів комах макрозообентосу на різних ділянках озера Китай у 2006–2009 рр.**

Таксони	Усього видів	Літораль			Сублітораль		
		верхів'я	середня частина	пониззя	верхів'я	середня частина	пониззя
Бабки (личинки)	7	2	2	7	–	–	–
Одноденки (личинки)	2	–	1	2	–	–	–
Напівтвердокрилки	3	–	3	3	–	–	–
Жуки (личинки)	1	–	–	1	–	–	–
Двокрилі – хірономіди (личинки)	6	3	6	6	3	3	3
Волохокрильці (личинки)	2	–	–	2	–	–	–
Усього	21	5	12	21	3	3	3

Усі види зафіксовані на літоралі в пониззі. У середній частині озера кількість видів комах скоротилася майже удвічі, у верхів'ї – в чотири рази. У субліторалі виявлені лише личинки трьох видів хірономід, які траплялися від верхів'я до пониззя.

Бабки представлені личинками *I. elegans*, *I. pumilio*, *C. pulchellum*, *C. scitulum*, *P. pennipes*, *A. grandis* і *L. quadrimaculata*. У

2006–2009 рр. у пониззі знайдені всі сім видів. Частота зустрічальності становила 50–70%. Але, навіть у ці відносно сприятливі роки у верхів'ї виявлені лише *P. pennipes* і *L. quadrimaculata*.

У 2010 р. кількість видів бабок зменшилася до п'яти. У верхів'ї відзначені ті ж два види, в середній частині знайдені *I. elegans*, *Ae. grandis* і *L. quadrimaculata*; у пониззі із семи видів були відсутні *P. pennipes* і *L. quadrimaculata*. Зустрічальність личинок бабок становила в верхів'ї та середній частині – 15–25 %, у пониззі – 25–50%. Кількість личинок у пробах, насамперед, у верхів'ї і середній частині, не перевищувала трьох екземплярів. У більшості випадків личинок знаходили на дні й на рослинах у пониззі, хоча кушир був у пригніченому стані – замулення самих рослин було вже помітним. У 2011–2012 рр. знайдено лише по три види в середній частині і в пониззі: поодинокі екземпляри *I. elegans*, *C. pulchellum*, *Ae. grandis* з частотою зустрічальності 15–20%.

Хірономіди представлені личинками шести видів: *T. punctipennis*, *P. ferrugineus*, *C. gr. silvestris*, *C. gr. defectus*, *Ch. plumosus*, *P. gr. nubeculosum*. Усі вони знайдені в 2006–2009 рр. на літоралі в пониззі й у середній частині озера, у верхів'ї – тільки *T. punctipennis*, *C. gr. defectus* і *Ch. plumosus*; усі виявлені на мулистопіщаному ґрунті.

У субліторалі знайдені *T. punctipennis*, *P. ferrugineus* і *Ch. plumosus*, зазначені і в попередніх роботах [Марковский, 1955; Поліщук, 1974; Джуртубаев, Ковтун, 2002; Воликов, 2004]. Відзначимо, що Ю. М. Марковський для озера Китай відзначав усього вісім видів хірономід, В. В. Поліщук – шість, Ю. М. Воликов – чотири види.

У 2010–2011 рр. у літоралі озера знайдено три види. У верхів'ї виявлений лише *T. punctipennis*, у середній частині озера до нього додався *C. gr. defectus*, а в пониззі – *Ch. plumosus*. У 2012 р. у верхів'ї личинки хірономід не зафіксовані; в середній частині та пониззі були знайдені *C. gr. defectus* і *Ch. plumosus*, частота зустрічальності яких становила, відповідно, 30 і 25%.

Із 11 знайдених у придунайських озерах видів напівтвердокрилих Heteroptera в озері Китай виявлені лише три: *R. linearis*, *S. striata*, *P. minutissima* (табл. 15). Перші два види звичайні в усіх придунайських озерах. *P. minutissima*, крім озера Китай, виявлена також в Ялпузі та Кугурлуї. Усі три види знайдені в 2006–2010 рр. у пониззі та середній частині озера в літоральній зоні, де вони траплялися на мулисто-піщаному ґрунті із залишками рослин, а також у заростях куширу.

Частота зустрічальності Heteroptera коливалася від 80% (*S. striata* в пониззі) до 25% (решта види). У 2011 р. у пониззі в одиничних екземплярах у 30% проб виявлено тільки *S. striata*; у 2012 р. її частота зустрічальності скоротилася вдвічі, в пробах цей вид попадався в одиничних екземплярах. Якщо в 2006–2010 рр. *S. striata* знаходили на різних субстратах, то в 2011–2012 рр. – тільки серед куширу.

Одноденки *C. dipterum* і *Heptagenia* sp. у 2006–2009 рр. зустрічалися на літоралі в пониззі на рослинах і мулистому ґрунті, а *C. dipterum* – на тих же субстратах і в середній частині озера. У 2012 р. одноденки в озері Китай не виявлені. Імаго і личинки жука-плавунця *D. marginalis*, а також личинки волохокрильців – *T. fagesii*, *Ph. bipunctata* – в одиничних екземплярах траплялися в 2006–2009 рр. у пониззі; відповідно, на дні серед рослин і на каменях.

Павукоподібні представлені водними кліщами *Hydrocarina* gen. sp.; траплялися в пониззі на літоралі в літні місяці 2006–2007 рр.

Черевоні молюски Gastropoda є однією з найчисленніших у видовому відношенні груп макрозообентосу придунайських озер. Як уже зазначалося вище (розділ 1.2.; табл. 6), у п'яти озерах нами виявлено 28 видів черевоніх молюсків. У озері Китай їх знайдено 10 видів (табл. 15).

Порівняно з іншими озерами, фауна черевоніх тут найбідніша; більше того, усі 10 видів знайдені в 2006–2009 рр. На невелику кількість видів черевоніх у озері Китай звернув увагу В. В. Поліщук [1974]; у Ю. М. Марковського та Ю. М. Волікова вказівки на знахідки черевоніх у озері Китай відсутні. Під час

робіт за проектом TACIS у субліторалі озера знайдені *Th. fluviatilis*, *L. naticoides* і *B. tentaculata*.

Розподіл видів червононогих молюсків по акваторії в період їх найбільшої видової представленості показано в таблиці 20.

Таблиця 20

**Розподіл видів червононогих молюсків у озері Китай у 2006–2009 рр.**

Види	Літораль			Сублітораль		
	верхів'я	середня частина	пониззя	верхів'я	середня частина	пониззя
<i>V. contectus</i>	–	–	+	–	–	+
<i>B. tentaculata</i>	–	+	+	–	+	+
<i>B. leachi</i>	–	–	+	–	–	–
<i>L. stagnalis</i>	–	–	+	–	–	+
<i>L. auricularia</i>	–	–	+	–	–	–
<i>L. palustris</i>	–	–	+	–	–	–
<i>L. ovata</i>	–	–	+	–	–	–
<i>Ph. fontinalis</i>	–	–	+	–	–	–
<i>P. corneus</i>	–	–	+	–	–	+
<i>A. vortex</i>	–	–	+	–	–	–
Усього	–	1	10	–	1	4

Як видно з таблиці 20, по-перше, на літоралі в пониззі траплялися усі 10 видів. У середній частині озера – тільки *B. tentaculata*, а в літоралі верхів'я червононогі були відсутні. Така ж ситуація відзначена і для субліторальної зони. По-друге, в списку видів 2006–2009 рр. були відсутні зазначені раніше *Th. fluviatilis* і *L. naticoides*. Можливо, ці два види не виявлені в зв'язку з дуже низькою частотою їх зустрічальності. Види, знайдені в субліторалі, очевидно, переносяться у відкриту частину озера потоками води з рослинами та іншим плавцем.

Усі червононогі молюски були звичайні на мулистому піску із залишками рослин, у заростях куширу, на стеблах очерету. Живородок *V. contectus*, як і деякі інші види часто знаходили на бетонних конструкціях мостів і шлюзів у гирлі каналу «Кофа» і в середній частині озера.

За час наших досліджень кількість видів швидко скоротилося від 10 видів у 2006–2009 рр. до двох у 2011 р. і одного в 2012 р. (табл. 15, 16).

У 2010 р. на літоралі в пониззі було знайдено вісім видів. Із наведеного списку випали *V. contectus* і *Ph. fontinalis*. У верхів'ї та середній частині озера черевоногі молюски не були виявлені. У 2011 р. в пониззі озера знайдено тільки *P. corneus* і *A. vortex*, їх частота зустрічальності не перевищувала 20%. Відзначимо, що в пробах була відсутня *B. tentaculata*, тоді як у 2006–2009 рр. її частота зустрічальності в пониззі наближалася до 100% при значній чисельності, а в середній частині озера вона склала близько 50%. У 2012 р. зафіксовані поодинокі знахідки *P. corneus* на літоралі в пониззі озера.

Усі види виявлені в літній час. Загалом чіткої сезонної динаміки видового складу черевоногих у озері Китай не виявлено. Очевидно, головний абіотичний фактор, що визначає в умовах озера Китай видовий склад молюсків, – мінералізація та її динаміка.

Сказане ілюструє наступна добірка наших спостережень у 2007–2008 рр. – черевоногі виявлені під час двох з шести експедицій, у квітні та серпні; були відсутні в зборах бентосу в лютому, червні, жовтні та грудні; у 2009 р. – їх не було в пробах тільки в лютому і червні; у 2010 р. виявлені в лютому, квітні, червні, серпні; були відсутні в жовтні та грудні. У 2011 і 2012 рр. зафіксовані поодинокі знахідки черевоногих у квітні та червні.

У більшості випадків черевоногі молюски не входили в число домінуючих видів за чисельністю груп макрозообентосу озера [Джуртубаєв, Джуртубаєв и др., 2012]. На це свого часу звертав увагу Ю. М. Воліков [2005], який до кількісних домінант макрозообентосу озера відніс лише олігохет і хірономід. Безсумнівно, тут позначається уже зазначена вище найбільш несприятлива серед досліджуваних придунайських озер гідролого-гідрохімічна ситуація.

В озері Китай виявлено п'ять видів двостулкових: *U. pictorum*, *A. cygnea*, *S. woodiana*, *H. pontica* і *D. polymorpha* (табл. 15). Вид-інтродуцент *S. woodiana* (рис.16) знайдений у пониззі на мулистому піску в 2006–2009 рр. Нами зафіксовано його розселення на ділянці від гирла каналу «Кофа» до сіл Комишівка і Василівка.

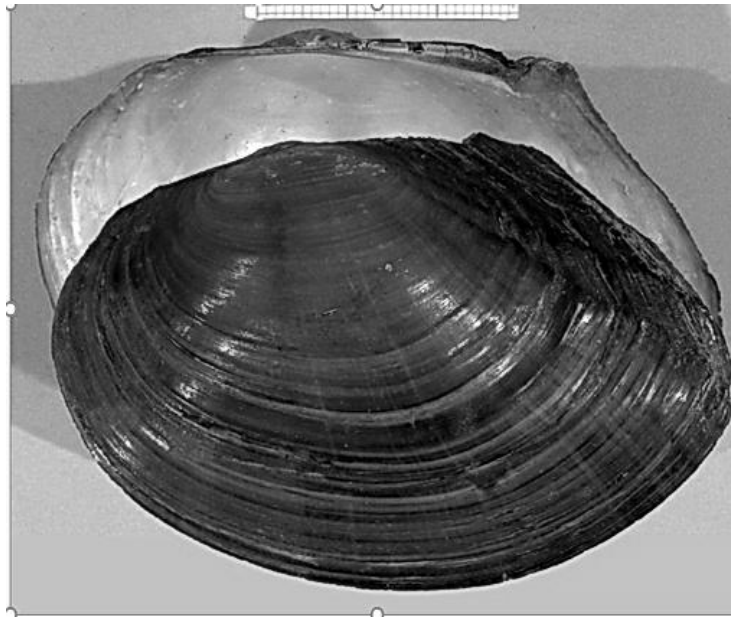


Рис. 16. *Sinanodonta woodiana* Lea, 1834

Довжина раковин *S. woodiana* становила 6,0–6,5 см, чисельність сягала 0,4 екз.·м<sup>-2</sup>. Загалом цей вид широко розповсюдився в європейських водах [Корнюшин, 2002; Ляшенко, Синицина и др., 2005; Straca et al., 2015]. Вважається, що молюск міг проникнути у придунайські водойми України, поширюючись униз за течією Дунаю із Румунії [Юришинец, Корнюшин, 2001].

Кількість видів двостулкових на літоралі зменшувалася від п'яти в 2006–2009 рр. до двох – у 2010 р. та до повної їх відсутності в пробах у 2011–2012 рр. (табл. 21).

Таблиця 21

**Кількість видів двостулкових молюсків озера Китай у період досліджень**

Роки	Усього видів	Літораль			Сублітораль		
		верхів'я	середня частина	пониззя	верхів'я	середня частина	пониззя
2006–2009	5	2	2	5	2	3	3
2010	2	–	–	2	–	1	1
2011–2012	–	–	–	–	–	–	–

На літоралі в 2006–2009 рр. постійно траплялася більшість видів, крім *S. woodiana*. *D. polymorpha* розташовувалася на стеблах очерету майже біля дна і утворювала суцільний оброст заввишки до 20–30 см. У той же час на каменях і бетонних конструкціях у пониззі

та середній частині озера ці молюски не утворювали суцільної «щітки». Розмір раковин становив 5–15 мм. Молоді особини до 2–3 мм траплялися на куширі та інших рослинах. Частота зустрічальності дрейсени становила від 20% у верхів'ї до 80% у пониззі в усі сезони.

Крім дрейсени, по всій літоралі з частотою зустрічальності до 20% знаходили *U. pictorum*. У субліторалі в цей час виявлені *U. pictorum*, *D. polymorpha*, а в середній частині та в пониззі також *H. pontica*. Зустрічальність гіпанісу протягом року становила близько 10%; двох інших видів – удвічі більше. Усі три види знайдені в одиничних екземплярах. Така ж картина спостерігалася в 2000–2001 рр. [Джуртубаев, Ковтун 2002]. У 2010 р. на літоралі в пониззі в одиничних екземплярах виявлені *A. cygnea* і *D. polymorpha*. Дрейсена була представлена різнорозмірними, отже, різновіковими особинами; беззубка – тільки молодими молюсками (4–5 см). Очевидно, значення мінералізації, інших факторів середовища наближалися в цей час до меж екологічної валентності цього виду.

У субліторалі після 2009 р. картина також змінилася: в середній частині озера та в пониззі зрідка траплялася в невеликих кількостях *D. polymorpha*. Скойки, беззубки, серцевидки-гіпаніси в пробах були відсутні. Про вплив збільшення мінералізації на розмноження, осідання та інші біологічні характеристики *H. pontica* говорилося й раніше [Марковський, 1955].

### 3.2. Кількісна характеристика

Аналізуючи роботи минулих років, відзначимо, що Ю. М. Марковський [1955] звернув увагу на велику представленість кумових раків у травні 1950 р. на мулисто-піщаному ґрунті, де їх чисельність становила  $79800 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ , а біомаса –  $75,2 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  при тому, що загальна чисельність та біомаса становили  $89200 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$  і  $92,8 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ . У цей час кумові становили до 81% загальної біомаси макрозообентосу на мулисто-піщаному ґрунті. Було підкреслено також велике значення в біомасі в цілому по озеру личинок хірономід – до 68%, олігохет – більше 20% в окремих випадках. Зазначено також на великі

коливання кількісних показників макрозообентосу по окремих станціях і сезонах. Останнє підтвердилося в 2000–2001 рр. в ході проекту TACIS [Джуртубаев, Ковтун, 2002]; чисельність і біомаса на різних станціях відрізнялися на 1–2 порядки величин. За чисельністю в ці роки домінували личинки хірономід *Ch. plumosus* і олігохет *P. barbatus* – до 49% і 24% відповідно, за біомасою – двостулкові молюски *D. polymorpha* – 24% влітку і *H. pontica* – 16% навесні.

Наприкінці літа 1958 р., за даними Г. А. Оліварі [1961], в бентосі озера домінували двостулкові молюски *Hydranthis pontica* (у автора – *Monodacna*), біомаса яких досягала  $653,0 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  при чисельності  $500 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ . Чисельність личинок хірономід становила  $400\text{--}2200 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ , біомаса –  $0,15\text{--}11,9 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ . У той же час на частку кумових раків припадало від 0,01% загальної біомаси на замуленому піску до 0,1% на мулі в середній частині водойми. Біомаса личинок хірономід і амфіпод становила близько  $0,3 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  і  $0,15 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  відповідно.

Ю. М. Воліков [2005], навпаки, підкреслював велике значення хірономід у чисельності та біомасі макрозообентосу озера:  $795 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$  і  $2,50 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ . Ракоподібних та молюсків не розглядав як домінуючі групи. Олігохети зберігали своє багаторічне домінування ( $1770 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$  і  $0,91 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ ). Про лідерство личинок хірономід і олігохет говорив і В. В. Поліщук [1974].

У ході наших досліджень була відзначена досить висока стабільність кількісних показників макрозообентосу в субліторалі та літоралі в 2006–2009 рр., нерідко в межах помилки середніх значень чисельності та біомаси, а також значне їх коливання в 2010–2012 рр. Загальна кількісна характеристика субліторального макрозообентосу озера Китай у 2006–2009 рр. представлена в таблиці 22.

В усі сезони чисельність збільшувалася від верхів'я до пониззя. Максимальна середня чисельність зафіксована в пониззі влітку – близько  $1500 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ , мінімальна – взимку в верхів'ї (близько  $570 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ ). Загалом, ймовірно у зв'язку з величиною мінералізації, верхів'я в усі сезони – зона мінімальної чисельності, а пониззя – максимальної. Інакше змінювалася біомаса.

**Кількісні показники макрозообентосу озера Китай в сезонному і просторовому аспектах у субліторалі у 2006–2009 рр.**

Сезони	Ділянки озера			У середньому по озеру
	верхів'я	середня частина озера	пониззя	
Зима	$571 \pm 22,84$	$688 \pm 27,52$	$760 \pm 30,40$	$673 \pm 26,92$
	$6,51 \pm 0,26$	$6,76 \pm 0,27$	$7,87 \pm 0,31$	$7,05 \pm 0,28$
Весна	$797 \pm 25,00$	$878 \pm 30,00$	$978 \pm 33,00$	$884 \pm 30,00$
	$9,85 \pm 0,30$	$8,45 \pm 0,30$	$11,40 \pm 0,34$	$9,90 \pm 0,30$
Літо	$816 \pm 25,00$	$901 \pm 30,00$	$1481 \pm 50,00$	$1066 \pm 32,00$
	$7,70 \pm 0,25$	$8,30 \pm 0,30$	$13,10 \pm 2,00$	$9,70 \pm 0,30$
Осінь	$823 \pm 25,00$	$843 \pm 27,00$	$1003 \pm 31,00$	$890 \pm 30,00$
	$9,65 \pm 0,30$	$8,20 \pm 0,28$	$12,45 \pm 0,40$	$10,10 \pm 0,30$
У середньому	$752 \pm 28,80$	$828 \pm 33,12$	$1056 \pm 42,24$	$879 \pm 35,16$
	$8,43 \pm 0,33$	$7,93 \pm 0,31$	$11,21 \pm 0,44$	$9,19 \pm 0,36$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Навесні та восени мінімум припадав на середню ділянку, де внаслідок специфіки берегової лінії склалися несприятливі гідрохімічні умови, взимку і влітку – на верхів'ї. Найбільша біомаса в усі сезони спостерігалася в пониззі, з літнім піком – 13,1 г·м<sup>-2</sup> (табл. 22).

Взимку за чисельністю лідирували олігохети, в середньому по озеру 277 екз.·м<sup>-2</sup> і личинки хірономід – 303 екз.·м<sup>-2</sup> (табл. 23).

На ці групи припадало понад 86% загальної чисельності макрозообентосу. За біомасою домінували хірономіди – 2,04 г·м<sup>-2</sup> (28,9%), трохи поступалися їм двостулкові молюски та олігохети (1,98 г·м<sup>-2</sup> і 1,37 г·м<sup>-2</sup> відповідно).

У середньому зимова чисельність макрозообентосу склала в ці роки 673 екз.·м<sup>-2</sup>, біомаса – 7,05 г·м<sup>-2</sup>. Навесні кількісні показники макрозообентосу помітно зросли (табл. 22, 24).

Порівняно із зимою середня чисельність макрозообентосу збільшилася на 31%, а біомаса – на 40,5%.

Частка олігохет у загальній чисельності в середньому зросла до 45,2%, а хірономід зменшилася до 37,2%. На це вплинуло більш активне живлення риб, а також збільшення значень інших груп бентосу. Наприклад, взимку частка амфіпод у чисельності не

перевищувала 9%, навесні зросла до 11,3%, (100 з 884 екз.·м<sup>-2</sup>). У біомасі найбільше значення мали двостулкові молюски – 25,3% (2,50 з 9,90 г·м<sup>-2</sup>), але в відносних показниках це на 3% менше, ніж зимою. Частка червононогих молюсків, навпаки, зросла більш ніж на 6%.

Таблиця 23

**Кількісна характеристика основних груп макрозообентосу в субліторалі озера Китай у зимовий період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{320 \pm 10,80}{1,25 \pm 0,05}$	$\frac{300 \pm 12,00}{1,40 \pm 0,05}$	$\frac{300 \pm 12,00}{1,40 \pm 0,05}$	$\frac{277 \pm 11,08}{1,37 \pm 0,05}$
Амфіподи	$\frac{60 \pm 2,40}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{60 \pm 2,40}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{60 \pm 2,40}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{60 \pm 2,40}{0,60 \pm 0,02}$
Мізиди	$\frac{10 \pm 0,40}{0,06 \pm 0,002}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,06 \pm 0,002}$	$\frac{15 \pm 0,60}{0,10 \pm 0,004}$	$\frac{12 \pm 0,48}{0,07 \pm 0,002}$
Хірономіди	$\frac{250 \pm 10,00}{1,90 \pm 0,07}$	$\frac{300 \pm 12,00}{2,00 \pm 0,08}$	$\frac{360 \pm 14,40}{2,22 \pm 0,08}$	$\frac{303 \pm 12,12}{2,04 \pm 0,08}$
Червоногі молюски	$\frac{9 \pm 0,36}{0,85 \pm 0,03}$	$\frac{6 \pm 0,24}{0,80 \pm 0,03}$	$\frac{10 \pm 0,40}{1,30 \pm 0,05}$	$\frac{8 \pm 0,32}{0,98 \pm 0,03}$
Двостулкові молюски	$\frac{12 \pm 0,48}{1,85 \pm 0,07}$	$\frac{12 \pm 0,48}{1,90 \pm 0,07}$	$\frac{15 \pm 0,60}{2,20 \pm 0,08}$	$\frac{13 \pm 0,52}{1,98 \pm 0,07}$
Всього	$\frac{571 \pm 22,84}{6,51 \pm 0,26}$	$\frac{688 \pm 27,52}{6,76 \pm 0,27}$	$\frac{760 \pm 30,40}{7,87 \pm 0,31}$	$\frac{673 \pm 26,92}{7,05 \pm 0,28}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Таблиця 24

**Кількісна характеристика основних груп макрозообентосу на субліторалі озера Китай у весняний період 2006-2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{360 \pm 12,00}{1,80 \pm 0,07}$	$\frac{400 \pm 15,00}{2,00 \pm 0,07}$	$\frac{440 \pm 15,00}{2,20 \pm 0,08}$	$\frac{400 \pm 15,00}{2,00 \pm 0,07}$
Амфіподи	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$
Мізиди	$\frac{8 \pm 0,25}{0,05 \pm 0,01}$	$\frac{8 \pm 0,25}{0,05 \pm 0,01}$	$\frac{33 \pm 1,20}{0,20 \pm 0,01}$	$\frac{16 \pm 0,50}{0,10 \pm 0,01}$
Хірономіди	$\frac{286 \pm 10,00}{2,00 \pm 0,07}$	$\frac{343 \pm 15,00}{2,40 \pm 0,09}$	$\frac{357 \pm 15,00}{2,50 \pm 0,09}$	$\frac{329 \pm 15,00}{2,30 \pm 0,07}$
Червоногі молюски	$\frac{20 \pm 2,00}{2,00 \pm 0,07}$	$\frac{15 \pm 1,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{25 \pm 2,00}{2,50 \pm 0,09}$	$\frac{20 \pm 2,00}{2,00 \pm 0,07}$
Двостулкові молюски	$\frac{23 \pm 2,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{12 \pm 2,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{25 \pm 2,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{19 \pm 2,00}{2,50 \pm 0,09}$
Всього	$\frac{797 \pm 25,00}{9,85 \pm 0,30}$	$\frac{878 \pm 30,00}{8,45 \pm 0,30}$	$\frac{978 \pm 33,00}{11,40 \pm 0,34}$	$\frac{844 \pm 30,00}{9,90 \pm 0,30}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Влітку середня по субліторалі чисельність досягала максимуму – 1066 екз.·м<sup>-2</sup> (табл. 22, 25). У цей час помітно збільшилася кількість личинок хірономід (до 471 екз.·м<sup>-2</sup>), мізид (до 67 екз.·м<sup>-2</sup>) та інших груп.

Таблиця 25

**Кількісна характеристика основних груп макрозообентосу в субліторалі озера Китай у літній період 200–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{300 \pm 10,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{300 \pm 10,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{600 \pm 20,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{400 \pm 15,00}{2,00 \pm 0,07}$
Амфіподи	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$
Мізиди	$\frac{50 \pm 2,00}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{50 \pm 2,00}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{100 \pm 5,00}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{67 \pm 3,00}{0,40 \pm 0,02}$
Хірономіди	$\frac{343 \pm 15,00}{2,40 \pm 0,09}$	$\frac{428 \pm 15,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{643 \pm 20,00}{4,50 \pm 0,15}$	$\frac{471 \pm 15,00}{3,30 \pm 0,11}$
Черевоні молюски	$\frac{15 \pm 1,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{15 \pm 1,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{30 \pm 1,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{20 \pm 1,00}{2,00 \pm 0,07}$
Двостулкові молюски	$\frac{8 \pm 1,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{8 \pm 1,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{8 \pm 1,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{8 \pm 1,00}{1,00 \pm 0,05}$
Усього	$\frac{816 \pm 25,00}{7,70 \pm 0,25}$	$\frac{901 \pm 30,00}{8,30 \pm 0,30}$	$\frac{1481 \pm 50,00}{13,10 \pm 2,00}$	$\frac{1066 \pm 32,00}{9,70 \pm 0,30}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Порівняно з весною у верхів'ї і середній частині озера кількість олігохет помітно зменшилася, але ще більш помітно зросла в пониззі, через що середня чисельність (400 екз.·м<sup>-2</sup>) залишилася незмінною. Зберегли свою чисельність амфіподи (гамаріди і корофіїди), черевоні молюски. У чотири рази зросла кількість мізид, але удвічі зменшилася чисельність двостулкових молюсків. Помітно збільшилася чисельність личинок хірономід – приблизно на 150 екз.·м<sup>-2</sup>. саме хірономіди забезпечили загальне зростання чисельності макрозообентосу влітку.

Біомаса трохи зменшилася, але відмінність із весняним значенням не достовірна. Трохи прибавили хірономіди і мізиди. Біомаса двостулкових молюсків зменшилася до 1,0 г·м<sup>-2</sup>. Частка олігохет у загальній чисельності склала влітку 37,5%, хірономід –

44,2%. За біомасою домінували хірономіди (34,0%), а також олігохети і червоногі молюски – по 20,0% загальної біомаси.

Восени зафіксовано спад чисельності (табл. 22, 26), біомаса трохи підвищилася порівняно з літом, однак, збільшення не достовірне. Більше ніж на 150 екз.·м<sup>-2</sup> зменшилася кількість личинок хірономід унаслідок виїдання їх рибами, вильоту імаго, ін.

Таблиця 26

**Кількісна характеристика основних груп макрозообентосу в субліторалі озера Китай у осінній період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{340 \pm 15,00}{1,70 \pm 0,07}$	$\frac{380 \pm 15,00}{1,90 \pm 0,07}$	$\frac{300 \pm 12,00}{1,50 \pm 0,05}$	$\frac{340 \pm 15,00}{1,70 \pm 0,07}$
Амфіподи	$\frac{130 \pm 5,00}{1,30 \pm 0,05}$	$\frac{100 \pm 5,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{160 \pm 5,00}{1,60 \pm 0,07}$	$\frac{130 \pm 5,00}{1,30 \pm 0,05}$
Мізиди	$\frac{50 \pm 3,00}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{67 \pm 3,00}{0,40 \pm 0,01}$	$\frac{83 \pm 4,00}{0,50 \pm 0,02}$	$\frac{67 \pm 3,00}{0,40 \pm 0,02}$
Хірономіди	$\frac{264 \pm 10,00}{1,85 \pm 0,06}$	$\frac{271 \pm 10,00}{1,90 \pm 0,06}$	$\frac{407 \pm 15,00}{2,85 \pm 0,10}$	$\frac{314 \pm 10,00}{2,20 \pm 0,08}$
Червоногі молюски	$\frac{20 \pm 1,00}{2,00 \pm 0,07}$	$\frac{10 \pm 1,00}{1,00 \pm 0,05}$	$\frac{30 \pm 1,20}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{20 \pm 0,08}{2,00 \pm 0,07}$
Двостулкові молюски	$\frac{19 \pm 0,80}{2,50 \pm 0,09}$	$\frac{15 \pm 1,00}{2,00 \pm 0,08}$	$\frac{23 \pm 1,00}{3,00 \pm 0,10}$	$\frac{19 \pm 0,08}{2,50 \pm 0,09}$
Усього	$\frac{823 \pm 25,00}{9,65 \pm 0,30}$	$\frac{843 \pm 27,00}{8,20 \pm 0,28}$	$\frac{1003 \pm 31,00}{12,45 \pm 0,49}$	$\frac{890 \pm 30,00}{10,10 \pm 0,30}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Скоротилася в середньому з 400 до 340 екз.·м<sup>-2</sup> чисельність олігохет; чисельність амфіпод збільшилася з 100 до 130 екз.·м<sup>-2</sup>. Оскільки риби напередодні зими активно харчувалися, це зростання – результат розмноження ракоподібних. Чисельність двостулкових збільшилася в середньому до 19 екз.·м<sup>-2</sup>. Відповідно до змін чисельності на третину зменшилася біомаса личинок хірономід; до 2,5 г·м<sup>-2</sup> збільшилася біомаса двостулкових молюсків.

Єдиної схеми зміни кількісних показників окремих груп макрозообентосу в цілому не виявлено. Найважливішими факторами, що їх визначають, в озері Китай є: трофічний (виїдання бентосу рибами), біологічний (особливості розмноження, розвитку особин окремих видів), абіотичні (мініралізація, рівень води та ін.).

Олігохетно-хірономідний комплекс, як видно з таблиці 27, займає домінуючу позицію за чисельністю: 670 екз.·м<sup>-2</sup> або 77,5% від загальної кількості в середньому за вегетаційний період 2006–2009 рр.

Таблиця 27

**Кількісна характеристика основних груп макрозообентосу в субліторалі озера Китай у середньому за вегетаційний період у 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Чисельність, екз.·м <sup>-2</sup>	Біомаса, г·м <sup>-2</sup>
Олігохети	320 ± 10,00	1,90 ± 0,06
Амфіподи	110 ± 5,00	1,10 ± 0,04
Мізиди	50 ± 3,00	0,30 ± 0,01
Хірономіди	350 ± 15,00	2,60 ± 0,10
Червоногі молюски	20 ± 2,00	2,60 ± 0,5
Двостулкові молюски	15 ± 2,00	2,00 ± 0,08
Усього	865 ± 30,00	9,90 ± 0,30

Але в даних умовах озера цей комплекс лідирує і за біомасою, розділяючи перше-друге місце з червононогими та двостулковими молюсками: 4,5 г·м<sup>-2</sup> проти 4,6 г·м<sup>-2</sup> або 45,5% біомаси в середньому за вегетаційний період. Безумовними аутсайдерами за чисельністю були червоногі та двостулкові молюски в силу несприятливих для них умов за межами літоралі озера Китай (20 і 15 екз.·м<sup>-2</sup> відповідно). Найменшою середньою біомасою за вегетаційний період зазначених років характеризувалися мізиди (0,30 г·м<sup>-2</sup>).

На літоралі озера Китай у 2006–2009 рр. в усі сезони загальна чисельність збільшувалася від верхів'я до пониззя (табл. 28).

Взимку помітно виділялися олігохети – 262 екз.·м<sup>-2</sup>, або 68,4% загальної чисельності в середньому по озеру (табл. 29). Хірономіди утворювали лише 20% загальної чисельності (в субліторалі – 45%). Очевидно, позначилися зимові умови на мілководді.

Максимальна чисельність зафіксована влітку в пониззі: близько 2000 екз.·м<sup>-2</sup>; мінімальна – взимку в верхів'ї (347 екз.·м<sup>-2</sup>). Літораль у верхів'ї в усі сезони – зона мінімальної чисельності, в пониззі – максимальної.

Таблиця 28

**Кількісні показники макрозообентосу на літоралі озера Китай у сезонному і просторовому аспектах у 2006–2009 рр.**

Сезони	Ділянки озера			У середньому по озеру
	верхів'я	середня частина озера	понижзя	
Зима	$\frac{347 \pm 13,88}{3,59 \pm 0,14}$	$\frac{387 \pm 15,48}{3,82 \pm 0,15}$	$\frac{416 \pm 16,64}{4,04 \pm 0,16}$	$\frac{383 \pm 15,32}{3,82 \pm 0,15}$
Весна	$\frac{755 \pm 30,20}{11,29 \pm 0,45}$	$\frac{815 \pm 32,60}{13,01 \pm 0,52}$	$\frac{1124 \pm 44,84}{20,30 \pm 0,81}$	$\frac{898 \pm 36,92}{14,87 \pm 0,80}$
Літо	$\frac{760 \pm 30,00}{16,55 \pm 0,65}$	$\frac{970 \pm 37,60}{24,03 \pm 0,94}$	$\frac{1978 \pm 74,72}{55,05 \pm 2,17}$	$\frac{1236 \pm 47,44}{31,88 \pm 1,25}$
Осінь	$\frac{650 \pm 26,00}{15,74 \pm 0,62}$	$\frac{805 \pm 32,20}{22,87 \pm 0,91}$	$\frac{1070 \pm 42,80}{46,08 \pm 1,84}$	$\frac{841 \pm 33,64}{28,23 \pm 1,12}$
У середньому	$\frac{628 \pm 25,00}{11,74 \pm 0,46}$	$\frac{740 \pm 29,48}{15,84 \pm 0,63}$	$\frac{1140 \pm 44,76}{31,21 \pm 1,24}$	$\frac{836 \pm 33,08}{19,70 \pm 0,78}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Таблиця 29

**Кількісні показники основних груп макрозообентосу на літоралі озера Китай у зимовий період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Понижзя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{245 \pm 9,80}{1,30 \pm 0,05}$	$\frac{270 \pm 10,80}{1,40 \pm 0,05}$	$\frac{270 \pm 10,80}{1,40 \pm 0,05}$	$\frac{262 \pm 10,48}{1,37 \pm 0,05}$
Амфіподи	$\frac{90 \pm 12,00}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,30 \pm 0,01}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,30 \pm 0,01}$
Мізиди	$\frac{6 \pm 0,24}{0,04 \pm 0,001}$	$\frac{6 \pm 0,24}{0,04 \pm 0,001}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,06 \pm 0,002}$	$\frac{7 \pm 0,28}{0,05 \pm 0,002}$
Декаподи	$\frac{6 \pm 0,24}{1,55 \pm 0,06}$	$\frac{6 \pm 0,24}{1,60 \pm 0,06}$	$\frac{6 \pm 0,24}{1,63 \pm 0,06}$	$\frac{6 \pm 0,24}{1,59 \pm 0,06}$
Хірономіди (личинки)	$\frac{60 \pm 2,40}{6,40 \pm 0,01}$	$\frac{75 \pm 3,00}{0,48 \pm 0,01}$	$\frac{100 \pm 4,00}{0,65 \pm 0,02}$	$\frac{78 \pm 3,12}{0,51 \pm 0,02}$
Усього	$\frac{347 \pm 13,88}{3,59 \pm 0,14}$	$\frac{387 \pm 15,48}{3,82 \pm 0,15}$	$\frac{416 \pm 16,64}{4,04 \pm 0,16}$	$\frac{383 \pm 15,32}{3,82 \pm 0,15}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Максимальне значення біомаси зафіксовано влітку в пони́ззі (55,05 г·м<sup>-2</sup>); мінімальне – взимку в верхів'ї (3,59 г·м<sup>-2</sup>). Але, як видно з таблиць 22 і 28, середньорічна чисельність макрозообентосу на літоралі та субліторалі в середньому по озеру практично однакова (836 ± 33 та 879 ± 35 екз.·м<sup>-2</sup>).

На літоралі середня по озеру чисельність взимку помітно менша, ніж на субліторалі, але значно більша влітку. Біомаса макрозообентосу літоралі суттєво перевершує таку субліторалі, перш за все, внаслідок великої кількості моллюсків.

Це ж стосується і загальної зимової чисельності макрозообентосу на літоралі в середньому по озеру – 383 екз.·м<sup>-2</sup> (у субліторалі 673 екз.·м<sup>-2</sup>). Взимку на літоралі дуже нечисленні мізиди – в середньому 7 екз.·м<sup>-2</sup> і декаподи (голландський краб) – у середньому шість дрібних екземплярів на 1 м<sup>2</sup>.

На окремих ділянках озера чисельність коливалася незначно, від 347 екз.·м<sup>-2</sup> у верхів'ї до 416 екз.·м<sup>-2</sup> у пониззі. Чисельність окремих груп у пониззі або збігалася, або в кілька разів перевищувала таку в середній частині озера.

Біомаса макрозообентосу в цей час була дуже мала – в середньому по озеру вона становила 3,82г·м<sup>-2</sup>, коливалася від 3,59 г·м<sup>-2</sup> у верхів'ї до 4,04 г·м<sup>-2</sup> у пониззі (табл. 29). Домінували краби та олігохети, відповідно, 41,6% і 35,9% від загальної біомаси. Молюски у списку кількісно домінуючих груп узимку були відсутні.

Навесні кількість груп організмів на літоралі озера та їхні кількісні показники помітно збільшувалися (табл. 28, 30). Середня загальна чисельність сягала майже 900 екз.·м<sup>-2</sup>. Помітні її відмінності по ділянках літоралі: у верхів'ї – 755 екз.·м<sup>-2</sup>, у середній частині – 815 екз.·м<sup>-2</sup>, а в пониззі – в півтора рази більше, ніж у верхів'ї.

Навіть мінімальна чисельність у верхів'ї майже вдвічі перевищувала зимовий максимум, відзначений у пониззі. Навесні майже вдвічі зросла чисельність олігохет, більше ніж удвічі – хірономід. Ці дві групи утворювали 72,9% загальної чисельності в середньому по літоралі. Численні амфіподи – 12,5%.

З іншого боку, чисельність мізид, декапод, личинок бабок і одноденок, напівтвердокрилих і черевоногих моллюсків не перевищувала 15 екз.·м<sup>-2</sup> для групи. Особливо нечисленими були черевоногі – в середньому 6 екз.·м<sup>-2</sup>, а також личинки бабок і одноденок – по 7 екз.·м<sup>-2</sup>. Певною мірою це пов'язано з розподілом цих груп на озерній літоралі: одноденки, напівтвердокрилі були

відсутні в пробах з верхів'я, а черевоногі – ще й у середній частині озера.

Таблиця 30

**Кількісні показники основних груп макрозообентосу на літоралі озера  
Китай у весняний період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Поліхети	$30 \pm 1,20$ $0,14 \pm 0,005$	$30 \pm 1,20$ $0,12 \pm 0,004$	$40 \pm 1,60$ $0,23 \pm 0,009$	$33 \pm 1,32$ $0,16 \pm 0,006$
Олігохети	$400 \pm 16,00$ $2,10 \pm 0,08$	$400 \pm 16,00$ $2,15 \pm 0,08$	$620 \pm 24,80$ $3,05 \pm 0,12$	$473 \pm 18,92$ $2,43 \pm 0,09$
Амфіподи	$100 \pm 4,00$ $0,90 \pm 0,03$	$115 \pm 4,60$ $1,10 \pm 0,04$	$120 \pm 4,80$ $1,15 \pm 0,04$	$112 \pm 4,48$ $1,05 \pm 0,04$
Мізиди	$9 \pm 0,36$ $0,06 \pm 0,002$	$9 \pm 0,36$ $0,06 \pm 0,002$	$20 \pm 0,80$ $0,14 \pm 0,005$	$13 \pm 0,52$ $0,09 \pm 0,003$
Декаподи	$15 \pm 0,60$ $2,40 \pm 0,09$	$15 \pm 0,60$ $2,40 \pm 0,09$	$15 \pm 0,60$ $2,45 \pm 0,09$	$15 \pm 0,60$ $2,42 \pm 0,09$
Бабки (личинки)	$6 \pm 0,24$ $0,31 \pm 0,01$	$6 \pm 0,24$ $0,32 \pm 0,01$	$8 \pm 0,32$ $0,33 \pm 0,01$	$7 \pm 0,28$ $0,32 \pm 0,01$
Одноденки (личинки)	–	$10 \pm 0,40$ $0,01 \pm 0,0004$	$10 \pm 0,40$ $0,01 \pm 0,0004$	$7 \pm 0,28$ $0,01 \pm 0,0004$
Напівтвердокрилі	–	$10 \pm 0,4$ $0,02 \pm 0,0008$	$20 \pm 0,80$ $0,04 \pm 0,001$	$10 \pm 0,4$ $0,02 \pm 0,0008$
Хірономіди (личинки)	$165 \pm 6,60$ $1,20 \pm 0,04$	$190 \pm 7,60$ $2,61 \pm 0,10$	$190 \pm 7,60$ $2,60 \pm 0,10$	$182 \pm 7,28$ $2,14 \pm 0,08$
Черевоногі молюски	–	–	$18 \pm 0,72$ $2,00 \pm 0,08$	$6 \pm 0,24$ $0,67 \pm 0,02$
Двостулкові молюски	$30 \pm 1,20$ $4,18 \pm 0,16$	$30 \pm 1,20$ $4,22 \pm 0,16$	$60 \pm 2,40$ $8,30 \pm 0,33$	$40 \pm 1,60$ $5,57 \pm 0,22$
Усього	$755 \pm 30,20$ $11,29 \pm 0,45$	$850 \pm 32,60$ $13,01 \pm 0,52$	$11,21 \pm 44,84$ $20,30 \pm 0,81$	$898 \pm 35,92$ $14,87 \pm 0,60$

Примітка: над рискою – чисельність, екз·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Середня весняна біомаса (14,87 екз<sup>-2</sup>) майже учетверо перевищувала зимові значення; по окремих ділянках помітно відрізнялася: від 11,29 г·м<sup>-2</sup> у верхів'ї до 20,30 г·м<sup>-2</sup> у пониззі.

За біомасою домінували двостулкові молюски *D. polymorpha* – 5,57 г·м<sup>-2</sup> (37,5% загальної біомаси), олігохети, декаподи (*Rh. harrisi tridentata*) – по 16,3%, хірономіди – 14,5%.

Влітку кількісні показники літорального макрозообентосу досягли максимуму. Середня чисельність становила понад 1200 екз.·м<sup>-2</sup>, біомаса – близько 32,0 г·м<sup>-2</sup> (табл. 28, 31).

Таблиця 31

**Кількісні показники макрозообентосу на літоралі озера Китай у літній період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Поліхети	<u>40 ± 1,60</u> 0,30 ± 0,01	<u>40 ± 1,60</u> 0,30 ± 0,01	<u>60 ± 2,40</u> 0,55 ± 0,02	<u>47 ± 1,88</u> 0,38 ± 0,01
Олігохети	<u>330 ± 13,20</u> 1,60 ± 0,06	<u>330 ± 13,20</u> 1,55 ± 0,06	<u>700 ± 28,00</u> 3,51 ± 0,14	<u>453 ± 18,12</u> 2,22 ± 0,08
П'явки	<u>10 ± 0,40</u> 0,21 ± 0,01	<u>15 ± 0,70</u> 0,30 ± 0,04	<u>20 ± 0,80</u> 0,42 ± 0,01	<u>15 ± 0,70</u> 0,31 ± 0,01
Амфіподи	<u>100 ± 4,00</u> 1,00 ± 0,04	<u>120 ± 4,80</u> 1,15 ± 0,04	<u>120 ± 4,80</u> 1,15 ± 0,04	<u>113 ± 4,52</u> 1,12 ± 0,04
Мізиди	<u>30 ± 1,20</u> 0,18 ± 0,007	<u>30 ± 1,20</u> 0,18 ± 0,007	<u>30 ± 1,20</u> 0,18 ± 0,007	<u>30 ± 1,20</u> 1,18 ± 0,007
Кумові	–	–	<u>60 ± 2,00</u> 0,06 ± 0,01	<u>20 ± 0,70</u> 0,02 ± 0,001
Десятиногі	<u>30 ± 1,20</u> 3,6 ± 0,14	<u>70 ± 2,80</u> 6,10 ± 0,24	<u>50 ± 2,00</u> 6,00 ± 0,24	<u>50 ± 2,00</u> 5,23 ± 0,20
Бабки (личинки)	<u>10 ± 0,40</u> 0,50 ± 0,02	<u>10 ± 0,40</u> 0,53 ± 0,02	<u>20 ± 0,80</u> 0,92 ± 0,03	<u>13 ± 0,52</u> 0,65 ± 0,02
Одноденки (личинки)	–	<u>10 ± 0,40</u> 0,01 ± 0,0004	<u>20 ± 0,80</u> 0,02 ± 0,0008	<u>10 ± 0,40</u> 0,01 ± 0,0004
Напівтвердокрилі	–	<u>20 ± 0,80</u> 0,04 ± 0,001	<u>40 ± 1,60</u> 0,08 ± 0,003	<u>20 ± 0,80</u> 0,04 ± 0,001
Хірономіди (личинки)	<u>160 ± 6,40</u> 1,05 ± 0,04	<u>200 ± 8,00</u> 1,20 ± 0,04	<u>600 ± 24,00</u> 3,55 ± 0,14	<u>320 ± 12,80</u> 1,93 ± 0,07
Черевоні моллюски	–	<u>20 ± 0,80</u> 0,22 ± 0,008	<u>48 ± 1,92</u> 16,30 ± 0,65	<u>23 ± 0,92</u> 5,51 ± 0,22
Двостулкові моллюски	<u>50 ± 2,00</u> 8,11 ± 0,32	<u>90 ± 3,60</u> 12,40 ± 0,40	<u>180 ± 7,20</u> 22,11 ± 0,88	<u>107 ± 4,28</u> 14,21 ± 0,56
Усього	<u>760 ± 30,00</u> 16,55 ± 0,65	<u>955 ± 37,60</u> 23,98 ± 0,52	<u>1948 ± 74,72</u> 54,90 ± 2,17	<u>1221 ± 47,44</u> 31,81 ± 1,25

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Порівняно з весняним періодом удвічі зросла біомаса макрозообентосу, хоча в цей час на мілководді годується молодь риб. Кількість амфіпод залишилася на весняному рівні, незважаючи на виїдання рачків рибами.

Помітно побільшало мізид і крабів. Майже подвоїли свою чисельність личинки хірономід; у 2,7 рази – двостулкові молюски, більшість яких – молоді дрейсени. Лідируючі за чисельністю олігохети, хірономіди, амфіподи і двостулкові молюски становили 83,7% від загальної чисельності. Коливання біомаси по ділянках літоралі улітку велике – від 16,55 г·м<sup>-2</sup> у верхів'ї до 54,90 г·м<sup>-2</sup> у пониззі. Скрізь велике значення за біомасою мали двостулкові молюски: від 46% у пониззі до 52% у середній частині.

Восени 2006–2009 рр. середня чисельність різко скоротилася до 841 екз·м<sup>-2</sup>, практично до весняного значення, при цьому, біомаса зменшилася незначно, склавши близько 30 г·м<sup>-2</sup>. За чисельністю восени домінували олігохети та хірономіди (320 і 200 екз·м<sup>-2</sup> відповідно) при невеликих коливаннях на окремих ділянках; двостулкові молюски, головним чином, дрейсена (117 екз·м<sup>-2</sup>) при коливаннях від 40 екз·м<sup>-2</sup> у верхів'ї до 230 екз·м<sup>-2</sup> в пониззі (табл. 32). Названі групи становили 75,2% загальної чисельності.

Зменшилася біомаса олігохет – до 1,52 г·м<sup>-2</sup>, амфіпод – до 0,60 г·м<sup>-2</sup>, хірономід – до 1,28 г·м<sup>-2</sup>. Біомаса двостулкових залишилася без змін. Молюски та краби утворювали 85,0% від загальної біомаси, на частку *Rh. harrisi tridentata* припало 18,9%.

Кількісні показники літорального макрозообентосу в середньому за вегетаційний період наведені в таблиці 33.

Як і в субліторалі, помітно виділяються групи, які домінували за чисельністю. Це олігохети (44,6%) і личинки хірономід – 25,1% від загальної кількості. Нечисленні личинки бабок і одноденок, а також червоногі молюски. Їхня кількість у середньому за вегетаційний період однакова на літоралі і субліторалі.

Подібна кількість амфіпод; мізид на літоралі удвічі менша, а двостулкових молюсків майже в шість разів більше. Останнє пояснюється великою кількістю дрейсен, які поселяються на підводних частинах стебел очерету та інших субстратах. Загальна кількість бентосних організмів в середньому у вегетаційний період на літоралі та субліторалі схожа, розходження близькі до межі достовірності.

**Кількісні показники основних груп макрозообентосу на літоралі озера  
Китай у осінній період 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Верхів'я	Середня частина озера	Пониззя	У середньому по озеру
Олігохети	$\frac{300 \pm 12,00}{1,45 \pm 0,05}$	$\frac{300 \pm 12,00}{1,50 \pm 0,06}$	$\frac{360 \pm 14,40}{1,62 \pm 0,06}$	$\frac{320 \pm 12,80}{1,52 \pm 0,06}$
Амфіподи	$\frac{60 \pm 2,40}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{65 \pm 2,60}{0,63 \pm 0,02}$	$\frac{65 \pm 2,60}{0,63 \pm 0,02}$	$\frac{63 \pm 2,52}{0,60 \pm 0,02}$
Мізиди	$\frac{30 \pm 1,20}{0,19 \pm 0,007}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,19 \pm 0,007}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,19 \pm 0,007}$	$\frac{30 \pm 1,20}{0,19 \pm 0,007}$
Декаподи	$\frac{30 \pm 1,20}{3,80 \pm 0,15}$	$\frac{80 \pm 3,20}{6,22 \pm 0,24}$	$\frac{50 \pm 2,00}{6,00 \pm 0,24}$	$\frac{53 \pm 2,12}{5,34 \pm 0,21}$
Бабки (личинки)	$\frac{10 \pm 0,40}{0,55 \pm 0,02}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,55 \pm 0,02}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,60 \pm 0,02}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,56 \pm 0,02}$
Одноденки (личинки)	–	$\frac{10 \pm 0,40}{0,01 \pm 0,0004}$	$\frac{10 \pm 0,40}{0,01 \pm 0,0001}$	$\frac{7 \pm 0,28}{0,01 \pm 0,0001}$
Напівтвердокрилі	–	$\frac{30 \pm 1,20}{0,04 \pm 0,001}$	$\frac{40 \pm 1,60}{0,08 \pm 0,003}$	$\frac{23 \pm 0,92}{0,04 \pm 0,001}$
Хірономіди (личинки)	$\frac{180 \pm 7,20}{1,15 \pm 0,04}$	$\frac{180 \pm 7,20}{1,15 \pm 0,04}$	$\frac{240 \pm 9,60}{1,60 \pm 0,06}$	$\frac{200 \pm 8,00}{1,28 \pm 0,05}$
Черевоніг молюски	–	$\frac{20 \pm 0,80}{0,28 \pm 0,01}$	$\frac{35 \pm 1,40}{12,20 \pm 0,48}$	$\frac{18 \pm 0,72}{4,16 \pm 0,11}$
Двостулкові молюски	$\frac{40 \pm 1,60}{8,00 \pm 0,32}$	$\frac{80 \pm 3,20}{12,30 \pm 0,49}$	$\frac{230 \pm 9,20}{23,15 \pm 0,92}$	$\frac{117 \pm 4,68}{14,48 \pm 0,57}$
Усього	$\frac{650 \pm 26,00}{15,74 \pm 0,62}$	$\frac{805 \pm 32,20}{22,87 \pm 0,91}$	$\frac{1070 \pm 42,80}{46,08 \pm 1,84}$	$\frac{841 \pm 33,64}{28,23 \pm 1,12}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз.·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Біомаса відрізняється значно, на літоралі вона більша майже в 2,5 рази. Домінують двостулкові та черевоніг молюски, а також краб *Rh. harrisi tridentata*. Названі організми утворюють 80% біомаси; олігохети та хірономіди – 13,2%.

У наступні роки кількісні показники макрозообентосу на літоралі озера зазнали значних змін (табл. 34).

Як видно з таблиць 28 і 34, загальна чисельність макрозообентосу в 2010 р. збільшилася в 1,4 рази, а біомаса зменшилася в 2,4. Збільшення чисельності відбулося за рахунок збільшення кількості дрібних олігохет та ін., зменшення біомаси – за рахунок скорочення числа відносно великих та важких молюсків.

Надалі в середньому по озеру чисельність скоротилася майже в п'ять разів: із 1656 екз.·м<sup>-2</sup> у 2010 р. до 352 екз.·м<sup>-2</sup> у 2012 р. Біомаса

зменшилася в чотири рази – з  $13,0 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$  до  $3,3 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ . На зниження кількісних показників вплинуло зростання мінералізації води. На погіршення екологічних обставин вказує і зростання величини перманганатної та біхроматної окиснюваності, про що говорилося вище. Зіграли свою роль і недопуски води в озеро під час водопілля, що приводило до осушення великих ділянок дна і не тільки літоралі.

Таблиця 33

**Кількісні показники основних груп макрозообентосу на літоралі озера  
Китай у середньому за вегетаційний період у 2006–2009 рр.**

Групи організмів	Чисельність, екз·м <sup>-2</sup>	Біомаса, г·м <sup>-2</sup>
Олігохети	416 ± 16,64	2,06 ± 0,08
Амфіподи	96 ± 3,84	0,92 ± 0,03
Мізиди	26 ± 1,05	0,18 ± 0,007
Декаподи	39 ± 1,56	4,33 ± 0,17
Бабки (личинки)	10 ± 0,40	0,51 ± 0,02
Одноденки (личинки)	8 ± 0,32	0,01 ± 0,0004
Хірономіди (личинки)	234 ± 9,36	1,12 ± 0,04
Червоногі молюски	16 ± 0,64	3,45 ± 0,13
Двостулкові молюски	88 ± 3,52	11,42 ± 0,45
Усього	933 ± 37,32	24,00 ± 0,96

Таблиця 34

**Чисельність (екз·м<sup>-2</sup>) і біомаса (г·м<sup>-2</sup>) макрозообентосу на літоралі озера  
Китай влітку 2010–2012 рр.**

Ділянки озера	2010 р.		2011 р.		2012 р.	
	екз. ·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз. ·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз. м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>
Верхів'я	1085±43,40	2,95±0,11	935±37,40	3,93±0,15	–	–
Середня частина	1445±57,80	9,17±0,36	1190±47,60	6,12±0,24	495±19,44	2,83±0,11
Пониззя	2439±97,56	27,06±1,08	1414±56,56	10,38±0,14	561±22,32	6,93±0,27
У середньому по озеру	1656±66,24	13,06±0,52	1180±47,20	6,81±13,84	352±13,84	3,26±0,13

Усе це показує, наскільки вразливі озерні екосистеми, незважаючи на їх відносно великі розміри.

У 2010 і 2011 роках чітко простежувалося збільшення чисельності та біомаси літорального макрозообентосу від верхів'я до пониззя озера. У 2012 р. бентос на літоралі у верхів'ї не виявлений. Деталізація узагальнених даних таблиці 34 наведена в таблицях 35–37.

У 2010 р. найбільшою чисельністю в середньому на літоралі характеризувалися олігохети –  $807 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$  (49,8% від загальної кількості). Найбільш численні були види родини Tubificidae, в 2010 і 2011 рр. кількість особин окремих видів досягала  $200\text{--}240 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ . Середня чисельність олігохет зменшилася в 2012 р. до  $130 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ ; біомаса скоротилася з  $0,19 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$  до  $0,07 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ .

Чисельність ракоподібних у 2010 р. в середньому по озеру склала  $206 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$  (12,4% загальної чисельності), причому більше половини припадало на амфіподи. У 2011 р. амфіподи становили 37,5%, в 2012 р. – 8,0% загальної кількості ракоподібних. У 2012 р. домінували мізиди –  $80 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ , тобто 66,7% кількості ракоподібних. Очевидно, мізиди виявилися більш стійкими до сформованих у бенталі умов.

Голландський краб у 2010–2012 рр. був нечисленним. Максимум ( $30 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ ) відзначений у 2011 р. у верхів'ї і пониззі озера. Але біомаса в пониззі була на два порядки меншою, ніж у верхів'ї (табл. 36), внаслідок домінування молодих дрібних (3,0–3,5 мм) особин. Біомаса ракоподібних у середньому по літоралі зменшилася з  $2,52 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$  у 2010 р. до  $0,45 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$  у 2012 р., через відсутність деяких груп, а також невелику загальну чисельність (табл. 35–37).

У 2010 р. найбільшою чисельністю в середньому на літоралі характеризувалися олігохети –  $807 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$  (49,8% від загальної кількості). Найбільш численні були види родини Tubificidae, у 2010 і 2011 рр. кількість особин окремих видів досягала  $200\text{--}240 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ . Середня чисельність олігохет зменшилася в 2012 р. до  $130 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ ; біомаса скоротилася з  $0,19 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$  до  $0,07 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ .

Серед комах за кількісними показниками домінували бабки і хірономіди. У 2010 р. їхня чисельність була помітно вищою порівняно з 2006–2009 рр. та склала, відповідно, 110 і  $280 \text{ екз.}\cdot\text{м}^{-2}$ .

**Чисельність (екз·м<sup>-2</sup>) і біомаса (г·м<sup>-2</sup>) макрозообентосу на літоралі озера Китай влітку 2010 р.**

Таксони	Верхів'я		Середня частина озера		Пониззя		У середньому по озеру	
	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>
Oligochaeta	880 ± 36,00	0,21 ± 0,01	820 ± 33,00	0,20 ± 0,01	720 ± 29,00	0,16 ± 0,01	807 ± 32,28	0,19 ± 0,007
Hirudinea	–	–	–	–	54 ± 16,00	0,57 ± 0,01	18 ± 0,72	0,18 ± 0,007
Isopoda	–	–	–	–	45 ± 1,80	0,18 ± 0,01	15 ± 0,60	0,06 ± 0,01
Amphipoda	105 ± 4,20	0,63 ± 0,03	135 ± 6,00	0,76 ± 0,03	120 ± 5,00	0,72 ± 0,03	120 ± 4,80	0,70 ± 0,002
Mysidacea	–	–	45 ± 2,00	0,23 ± 0,01	90 ± 3,60	0,45 ± 0,02	45 ± 2,80	0,23 ± 0,009
Cumacea	–	–	–	–	50 ± 2,00	0,03 ± 0,01	17 ± 0,68	0,01 ± 0,0004
Decapoda	10 ± 0,40	1,20 ± 0,05	10 ± 0,40	1,85 ± 0,08	6 ± 0,24	1,50 ± 0,06	9 ± 0,36	1,52 ± 0,06
Odonata (личинки)	30 ± 1,20	0,80 ± 0,02	105 ± 4,00	4,70 ± 0,19	195 ± 8,00	7 ± 0,28	110 ± 4,40	4,17 ± 0,16
Ephemeroptera (личинки)	–	–	60 ± 2,40	0,10 ± 0,01	180 ± 7,20	0,28 ± 0,01	80 ± 3,20	0,13 ± 0,005
Heteroptera	–	–	90 ± 3,60	0,93 ± 0,04	168 ± 6,72	1,59 ± 0,07	86 ± 3,44	0,84 ± 0,03
Chironomidae (личинки)	60 ± 3,00	0,11 ± 0,01	180 ± 7,20	0,40 ± 0,02	600 ± 24,00	2,40 ± 0,10	280 ± 11,2	0,97 ± 0,03
Gastropoda	–	–	–	–	144 ± 5,76	2,43 ± 0,01	48 ± 1,92	0,81 ± 0,03
Bivalvia	–	–	–	–	63 ± 2,52	9,75 ± 0,39	21 ± 0,84	3,25 ± 0,13
Усього	1085 ± 43,40	2,95 ± 0,11	1445 ± 57,80	9,17 ± 0,36	2439 ± 97,56	27,06 ± 1,08	1656 ± 66,24	13,06 ± 0,52

**Чисельність (екз·м<sup>-2</sup>) і біомаса (г·м<sup>-2</sup>) макрозообентосу на літоралі озера Китай влітку 2011 р.**

Таксони	Верхів'я		Середня частина озера		Пониззя		У середньому по озеру	
	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>
Oligochaeta	700 ± 28,00	0,17 ± 00,1	680 ± 27,00	0,17 ± 0,01	830 ± 29,00	1,12 ± 0,01	737 ± 24,48	0,49 ± 0,01
Hirudinea	–	–	–	–	5 ± 0,20	1,30 ± 0,05	1 ± 0,04	0,43 ± 0,01
Amphipoda	30 ± 1,20	0,18 ± 0,01	70 ± 3,00	0,42 ± 0,02	25 ± 1,00	0,15 ± 0,01	42 ± 1,68	0,25 ± 0,01
Mysidacea	15 ± 0,60	0,08 ± 0,01	15 ± 0,60	0,08 ± 0,01	15 ± 1,00	0,08 ± 0,01	15 ± 0,60	0,7 ± 0,01
Cumacea	–	–	–	–	90 ± 4,00	0,05 ± 0,01	30 ± 1,20	0,02 ± 0,008
Decapoda	30 ± 1,20	2,0 ± 0,08	15 ± 0,60	0,85 ± 0,03	30 ± 2,00	0,02 ± 0,01	25 ± 1,00	1,02 ± 0,04
Odonata (личинки)	–	–	30 ± 1,20	1,05 ± 0,42	30 ± 1,20	1,50 ± 0,04	20 ± 0,80	0,85 ± 0,03
Ephemeroptera (личинки)	–	–	30 ± 1,20	0,05 ± 0,01	30 ± 1,20	0,05 ± 0,01	20 ± 0,08	0,03 ± 0,01
Heteroptera	–	–	30 ± 1,20	0,30 ± 0,01	30 ± 1,20	0,30 ± 0,01	20 ± 0,08	0,02 ± 0,01
Chironomidae (личинки)	160 ± 6,40	1,50 ± 0,06	320 ± 13,00	3,20 ± 0,13	320 ± 13,00	2,70 ± 0,11	267 ± 10,68	2,47 ± 0,10
Gastropoda	–	–	–	–	9 ± 0,36	2,93 ± 0,12	3 ± 0,12	0,98 ± 0,03
Усього	935 ± 37,40	3,93 ± 0,15	1190 ± 47,60	6,12 ± 0,24	1414 ± 56,56	10,58 ± 0,41	1180 ± 47,20	6,81 ± 0,27

**Чисельність (екз·м<sup>-2</sup>) і біомаса (г·м<sup>-2</sup>) макрозообентосу на літоралі озера Китай влітку 2012 р.**

Таксони	Верхів'я		Середня частина озера		Пониззя		У середньому по озеру	
	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>	екз·м <sup>-2</sup>	г·м <sup>-2</sup>
Oligochaeta	–	–	229 ± 9,00	0,10 ± 0,10	170 ± 6,80	0,01 ± 0,01	130 ± 0,32	0,07 ± 0,01
Amphipoda	–	–	–	–	30 ± 1,20	0,18 ± 0,01	10 ± 0,40	0,06 ± 0,01
Mysidacea	–	–	120 ± 5,00	0,60 ± 0,02	120 ± 4,80	0,60 ± 0,02	80 ± 3,20	0,04 ± 0,01
Cumacea	–	–	–	–	80 ± 3,20	0,05 ± 0,01	27 ± 1,08	0,02 ± 0,01
Decapoda	–	–	6 ± 0,24	0,50 ± 0,02	3 ± 0,12	0,55 ± 0,02	3 ± 0,12	0,35 ± 0,01
Odonata (личинки)	–	–	35 ± 1,40	0,98 ± 0,04	35 ± 1,40	1,30 ± 0,05	23 ± 0,92	0,76 ± 0,01
Heteroptera	–	–	15 ± 0,60	0,15 ± 0,01	30 ± 1,20	0,30 ± 0,01	15 ± 0,60	0,15 ± 0,01
Chironomidae (личинки)	–	–	90 ± 3,60	0,20 ± 0,01	90 ± 3,60	0,20 ± 0,01	60 ± 2,40	0,13 ± 0,01
Gastropoda	–	–	–	–	3 ± 0,12	3,65 ± 0,14	1 ± 0,04	1,22 ± 0,04
Усього	–	–	495 ± 19,44	2,83 ± 0,11	561 ± 22,32	6,93 ± 0,27	352 ± 13,84	3,26 ± 0,13

Таку картину можна пояснити, перш за все, дуже великою чисельністю літаючих імаго, а не умовами в самому озері. Біомаса личинок бабок становила  $4,17 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  (68% біомаси комах). Чисельність і біомаса хірономід у 2010 р. скоротилися порівняно з 2006–2009 рр. (табл. 31, 35).

У 2011 р. чисельність і біомаса личинок бабок, як і в 2010 р., трохи перевищувала аналогічний показник 2006–2009 рр.; чисельність хірономід поступалася такій 2006–2009 рр., але біомаса була більшою. У 2012 р. кількість личинок бабок перевищувало значення 2006–2009 рр. при подібній біомасі.

Червоногі молюски в 2010–2012 рр. траплялися тільки у пробах з пониззя. І якщо в 2010 р. їхня чисельність сягала  $144 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$ , а біомаса –  $2,4 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ . то в наступні роки вони траплялися в поодиноких екземплярах (табл. 35–37).

Двостулкові молюски, що зустрічалися в літні місяці в 2006–2009 рр. по всій літоралі з середньою чисельністю  $107 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$  і біомасою  $14,21 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ , у подальшому були знайдені тільки в 2010 р. у пониззі –  $63 \text{ екз.} \cdot \text{м}^{-2}$  і  $9,75 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$  (*D. polymorpha*).

У таблиці 38 наведені дані по індексу щільності ( $\sqrt{pb}$ ) видів, що утворюють основу бентосних угруповань на мулистому піску літоральної зони озера Китай.

Серед видів, які є лідерами за індексом щільності в 2006–2009 рр., перші шість позицій займали три види молюсків, краб *Rh. harrisi tridentata*, і два види хірономід. Ізоподи *A. aquaticus* і амфіподи характеризувалися порівняно невеликими значеннями індексу щільності.

Але, якщо розглядати індекс щільності наприклад, червононогих молюсків не на всій літоралі в середньому, а тільки в пониззі, де ці види реально присутні, то його значення помітно відрізняється: *V. contectus* – 12,8; *B. tentaculata* – 9,2; *L. stagnalis* – 15,0; *L. ovata* – 10,0 і *P. corneus* – 15,1. Погіршення екологічних умов у озері відбилося на структурі бентоса літоралі за індексом щільності. Кількість врахованих за цим показником видів у 2012 р. скоротилася до 10. *D. polymorpha*, яка лідирувала в 2006–2009 рр., взагалі була

відсутня в цьому списку. Більш ніж втричі скоротився індекс щільності *Rh. harrisi tridentata*, який у 2006–2009 рр. займав друге місце. У 2012 р. цей вид очолював список видів-домінантів із більш ніж скромним показником – 5,0. У 2006–2009 рр. види з таким або близькими значеннями розташовувалися в середині списку. У 2012 р. в більшості випадків частота зустрічальності видів становила 25%. У цих умовах у числі лідерів – личинки усіх трьох видів бабок – *I. elegans*, *C. pulchellum* і *Ae. grandis*. У 2006–2009 рр. перші два види не попали в відповідний список, а *Ae. grandis* посідала останнє місце з  $\sqrt{pb} = 1,9$ .

Таблиця 38

**Домінантна структура угруповань макрозообентосу мулистого піску літоралі озера Китай за індексом щільності ( $\sqrt{pb}$ )**

2006–2009 рр.				2012 р.			
Види	p	b	$\sqrt{pb}$	Види	p	b	$\sqrt{pb}$
<i>D. polymorpha</i>	35	8,06	16,8	<i>Rh. harrisi tridentata</i>	70	0,35	5,0
<i>Rh. harrisi tridentata</i>	50	5,23	16,1	<i>I. elegans</i>	25	0,25	2,5
<i>U. pictorum</i>	20	6,15	11,1	<i>C. pulchellum</i>	25	0,25	2,5
<i>C. gr. defectus</i>	90	0,78	8,4	<i>Ae. grandis</i>	25	0,25	2,5
<i>Ch. plumosus</i>	90	0,75	8,2	<i>P. intermedia</i>	70	0,04	1,7
<i>V. contectus</i>	35	1,90	8,2	<i>P. robustoides</i>	35	0,06	1,5
<i>I. elegans</i>	30	2,10	7,9	<i>P. hammoniensis</i>	25	0,07	1,3
<i>P. corneus</i>	35	1,52	7,3	<i>P. barbatus</i>	25	0,07	1,3
<i>L. stagnalis</i>	35	1,50	7,2	<i>Ch. plumosus</i>	25	0,06	1,2
<i>T. punctipennis</i>	60	0,40	6,7	<i>C. gr. defectus</i>	25	0,05	1,2
<i>P. intermedia</i>	60	0,68	6,4				
<i>B. tentaculata</i>	65	0,13	5,3				
<i>L. benedeni</i>	50	0,50	5,0				
<i>L. ovata</i>	35	0,67	4,8				
<i>P. hammoniensis</i>	50	0,40	4,4				
<i>P. barbatus</i>	50	0,38	4,3				
<i>D. haemobaphes</i>	70	0,27	4,3				
<i>L. udekemianus</i>	50	0,36	4,2				
<i>Ch. warpachowskyi</i>	70	0,26	4,2				
<i>O. serpentina</i>	40	0,30	3,5				
<i>N. elinguis</i>	40	0,30	3,5				
<i>A. aquaticus</i>	35	0,30	3,2				
<i>D. villosus</i>	35	0,18	2,5				
<i>P. robustoides</i>	35	0,18	2,5				
<i>C. curvispinum</i>	35	0,17	2,4				
<i>Ae. grandis</i>	20	0,21	1,9				

Примітка: в таблиці наведені домінуючі та субдомінуючі види;  
*p* – частота зустрічальності, %; *b* – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

Найбільшими значеннями різноманітності (індекс Шеннона) на субліторалі в 2006–2009 рр. характеризувалося пониззя – 2,40 біт/екз. (табл. 39).

У верхів'ї цей показник склав 2,32 біт/екз., в цілому по озеру – 2,39 біт/екз. Індекс вирівняності Пієлу коливався від 0,61 у верхів'ї до 0,81 в пониззі; в цілому по озеру склав 0,63. На літоралі найбільше значення індексу Шеннона зафіксовано в пониззі (3,44 біт/екз.); у середньому по озеру – 3,22 біт/екз. Індекс Пієлу становив від 0,64 у верхів'ї до 0,80 у пониззі; в середньому по озеру – 0,66.

У 2010–2012 рр. збір проб у субліторалі не проводився через незалежні від нас обставини. Крім того, як зазначалося вище, у 2012 р. внаслідок вкрай низького рівня води в озері, його верхів'я було висушеним.

Таблиця 39

**Значення індексів Шеннона і Пієлу для макрозообентосу озера Китай у 2006–2012 рр.**

Показники	Сублітораль				Літораль			
	верхів'я	середня частина озера	пониззя	в середньому по озеру	верхів'я	середня частина озера	пониззя	в середньому по озеру
2006–2009 рр.								
Індекс Шеннона	2,32	2,38	2,40	2,39	3,05	3,21	3,44	3,32
Індекс Пієлу	0,61	0,72	0,81	0,63	0,64	0,75	0,80	0,66
2010 р.								
Індекс Шеннона	–	–	–	–	1,82	2,73	3,45	3,14
Індекс Пієлу	–	–	–	–	0,65	0,76	0,79	0,68
2011 р.								
Індекс Шеннона	–	–	–	–	1,83	2,30	2,50	2,34
Індекс Пієлу	–	–	–	–	0,66	0,69	0,71	0,61
2012 р.								
Індекс Шеннона	–	–	–	–	–	2,03	2,67	2,48
Індекс Пієлу	–	–	–	–	–	0,72	0,80	0,75

Як видно з таблиці 39, індекс Шеннона поступово зменшувався із 2006 по 2011 рік. Деяке його збільшення до 2,48 біт/екз. у 2012 р.

можна пояснити виключенням із досліджень верхів'я озера. Аналогічна ситуація спостерігалася і щодо індексу Пієлу.

Отже, у 2011–2012 рр. відбулося значне скорочення видового складу і кількісних показників макрозообентосу озера Китай. Але, судячи за значеннями індексів Шеннона і Пієлу, решта видів забезпечувала відносну різноманітність і стійкість донних угруповань озера.

### **3.3. Вплив факторів середовища на макрозообентос озера**

Оцінюючи вплив різних чинників (абіотичних, біотичних, антропогенних) на екосистему озера, його біоту, зокрема макрозообентос, слід враховувати процеси, явища як внутрішньоводоемні, так і ті, що відбуваються на водозбірній площі озера. Без урахування ситуації на площі водозбору не можна оцінити і прогнозувати його екологічний стан. Згідно з Водною рамковою директивою ЄС, план із облаштування та управління водозбірною площею – головний інструмент управління гідроекосистемою [EU Water ..., 2000].

Площа водозбору озера Китай–1410 км<sup>2</sup> [Швебс, Ігошин, 2003]. Вона розташована на територіях Ізмаїльського, Кілійського, Татарбунарського, Болградського та Тарутинського районів Одеської області. На площі водозбору міститься кілька десятків діючих тваринницьких і птахівничих ферм. На водозборі розташовуються 13 неорганізованих звалищ побутового сміття загальною площею понад 23 га (дані ДБУВР). Усі ці об'єкти є джерелами забруднення не тільки поверхневих, але й підземних вод, що призводить до надходження забруднень у озеро.

Свій внесок вносять малі річки Киргиж-Китай і Аліяга, що впадають у верхів'я озера. В їхній воді поступово зростає середньорічний вміст завислих речовин, нітратів, хлору, фенолів, та ін. Індекс забруднення вод (ІЗВ) цих річок, за даними ДБУВР, досягає 5,69; що відповідає категорії «брудні» (ГОСТ 27065–86. Якість вод. Терміни та визначення). ІЗВ – агрегований показник, що дозволяє досить точно оцінити екологічну ситуацію у водоймі або водотоці на

предмет їх забруднення, санітарного стану. Він заснований на декількох факторах – концентрації забруднюючих речовин (нітратів, нітритів, амонійного азоту, важких металів, нафтопродуктів, та ін.), трюфності та сапробності водойм.

За величиною водозбірної площі озеро Китай серед найбільших придунайських озер України займає третє місце, поступаючись Кугурлюю (4430 км<sup>2</sup>) і Ялпугу (4300 км<sup>2</sup>). Однак великий розмір водозбірної площі не завжди означає більш важку екологічну ситуацію водойми. Таким прикладом є озеро Кугурлуй, чия водозбірна площа доводиться, головним чином, на плавневі ділянки з відносно невеликим антропогенним навантаженням. Очевидно, це одна з причин того, що в Кугурлуї, який вдвічі поступається за площею Ялпугу, кількість видів макрзообентосу практично однакова: 172 і 183 види, відповідно.

На тісний зв'язок водойм з водозбірною площею звертали увагу багато лімнологів ще на початку ХХ століття [Форель, 1912]. Для більш чіткої, конкретної оцінки впливу на водойму цього зв'язку використовується показник – питомий водозбір:  $\Delta F = F_{в-ру}/F$ ; безрозмірний показник, де  $F_{в-ру}$  – площа водозбору,  $F$  – площа озера, тобто це площа водозбору, що припадає на одиницю дзеркала водойми [Григорьев, 1958]. Вважається, що це один з найважливіших географічних факторів, який визначає структуру водного балансу, співвідношення ролі автохтонних і алохтонних речовин у формуванні якості води, гідрологічну структуру водойми та ін. Чим більша величина питомого водозбору, тим більший вплив на гідрохімічний режим водойми надають ландшафтні умови водозбору і об'єм річкового стоку, який формується на ньому; тим більшою мірою екосистема водойми вразлива щодо забруднення та інших форм антропогенного впливу на навколишню територію водойми. Навпаки, чим менша величина питомого водозбору, тим більше значення у функціонуванні озерної екосистеми мають морфометричні, кліматичні особливості ложа, що визначають інтенсивність процесів енерго- і масообміну водойми через водну поверхню. Питомий водозбір – показник кількісного зв'язку водойми з водозбором або

басейном, який визначає величину надходження різних речовин, рідкого, твердого (ерозійного), хімічного (іонного) стоку з поверхні водозбору, характеризує ступінь можливого впливу на життя водойми, його режим [Григорьев, 1958].

Таким чином, питомий водозбір – це той показник, який певною мірою описує екологічний стан водойми. Озеро Китай за величиною питомого водозбору займає середнє положення з п'яти найбільших придунайських озер: Китай – 23,3; Кагул – 10,5; Ялпуг – 28,9; Кугурлуй – 54,0; Котлабух – 19,0.

Ще один важливий морфологічний показник – коефіцієнт подовження водойми: відношення довжини водойми (L) до його середньої ширини (B). Показник подовження дає уявлення про форму озера; наприклад, мала величина подовження вказує на форму, близьку до круглої [Григорьев, 1958].

Саме за цим показником (10,4) озеро Китай перевищує інші озера. Дана форма помітно впливає на ступінь і швидкість обміління та осушення, перш за все, верхів'я озера при вилученні на зрошення або скидання води в Дунай. У свою чергу, цей процес також помітно впливає на розподіл макрзообентосу, перш за все, на літоралі. Особини сессільних видів (*D. polymorpha*, ін.), а також малорухомих седентарних видів гинуть; вагільні форми йдуть у сублітораль, мігрують з верхів'я в середню частину озера або в пониззя.

Зазначимо для порівняння, що коефіцієнт подовження Кагулу становить 6,7; Ялпуга – 9,7; Кугурлуя – 4,9; Котлабуха – 6,5.

Ще один показник – відношення обсягу водоймища до площі водяного дзеркала  $V/S \cdot m^{-1}$ , тобто середня глибина водойми. Ця характеристика максимально визначає природний потенціал водойми. За інтенсивністю фізико-географічних процесів він добре відображає «активність середовища», що формують еколого-біологічні процеси, пов'язані з трансформацією органічної речовини, різноманітністю і стійкістю біологічної структури. Дослідження даного показника для ранжирування водойм дозволяють визначити екологічний потенціал стійкості водойми і оцінити реакцію екосистеми на антропогенний вплив з урахуванням його природних фізико-географічних процесів.

За інших рівних умов гідробіологічна продукція на одиницю площі водойми тим вище, чим більший об'єм води надходить до неї, тобто чим більша середня глибина водойми. При більшій глибині і, отже, більшому об'єму води з розрахунку на одиницю площі водойми (гектар, ін.) зазвичай більше і валова кількість кисню, біогенних речовин, що містяться в воді і, мабуть, кормових організмів [Кожаєва, Жантеголов и др., 2014 ].

Як видно з таблиці 1, середня глибина озера Китай – 1,7 м ( $V / S = 1,7 \text{ m}^{-1}$ ). Це середній показник серед найбільших придунайських озер.

Таким чином, за більшістю розглянутих морфометричних показників озеро Китай серед п'яти озер займає середнє положення. З огляду тільки на ці чинники, слід було б очікувати аналогічну ситуацію і в характеристиках макрозообентосу озера. Однак, як показано вище, ситуація в озері Китай найгірша. Отже, вирішальними факторами, що визначають картину життя в бенталі озера, є не його морфометричні параметри, а перш за все, абіотичні та антропогенні фактори. Біотичні фактори виступають як внутрішньоводоемні регулятори для макрозообентосу.

Серед абіотичних чинників, які визначають видовий склад і видове багатство макрозообентосу, його кількісний розвиток, в умовах озера Китай найважливішим є величина мінералізації води, її зростання. Як показано вище (табл. 15), кількість видів макрозообентосу в озері скоротилася з 66 у 2006–2009 рр. до 12 у 2012 р. Мінералізація в озері збільшується, по-перше, через виражені зміни гідрологічного режиму, спричинені будівництвом дамб і зміною характеру зв'язку озера з Дунаєм, по-друге, зі збільшенням мінералізації малих річок Киргиж-Китай і Аліяга. Наприклад, у 2007 р. їхня середньорічна мінералізація становила  $7600 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Надалі мінералізація цих річок продовжувала зростати. Наприклад за даними ДБУВР, середньорічна мінералізація в річці Аліяга у 2016 р. становила  $8596,9 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ , досягнувши в лютому  $9323,6 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . Мінімальна мінералізація ( $8267,4 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ) відзначена в листопаді.

Зміна видового багатства макрозообентосу в озері по роках у зв'язку з мінералізацією показана на рис. 17.

Негативна кореляція між мінералізацією води та кількісними показниками макрозообентосу найбільш виражена в літні місяці. На літоралі вона склала для чисельності  $-0,52$  та  $-0,32$  для біомаси; в субліторалі, відповідно,  $-0,25$  і  $-0,41$ . Однак найбільші негативні коефіцієнти кореляції як для чисельності, так і для біомаси відзначені для озер Кагул та Котлабух. У першому мінералізація мінімальна серед усіх п'яти озер, у другому поступається тільки озеру Китай. Очевидно, в озері Кагул, де склалися «найбільш прісноводні» умови, навіть самий незначний ріст мінералізації викликає більш помітну реакцію прісноводної біоти, ніж у озері Китай. В озері Котлабух, очевидно, позначається велика мінералізація у верхів'ї, яка значно перевищує таку в пониззі озера.



Рис. 17. Кількість видів зообентосу озера Китай при різній мінералізації в 2010–2012 рр. ( — — — види; — — — мінералізація)

Як видно з глави 2, протягом усього періоду, який аналізується, вода озера Китай не відповідала нормі по прозорості, яка до того ж поступово зменшувалася. Зростала середньорічна кількість завислих речовин, були постійно перевищені допустимі значення БСК<sub>5</sub>, біхроматної та перманганатної окиснюваності. Відзначено, що при підвищених, але не особливо великих значеннях БСК<sub>5</sub>, величина ХСК цілий рік залишається стабільно високою, що вказує на зниження здатності екосистеми озера до самоочищення, на накопичення у воді

органічних речовин, що важко окислюються, на сильне та стабільне забруднення озера .

Говорячи про видове багатство та кількісний розвиток макрозообентосу озера у зв'язку з ростом мінералізації, можна порівняти ці показники в озері, каналі «Кофа» і в дунайській протоці, що утворюють єдину водну систему (табл. 40).

Таблиця 40

**Кількість видів макрозообентосу у водній системі озера Китай у 2006–2012 рр.**

[Джуртубаев, Наум, 2017; Джуртубаев, Джуртубаев и др., 2017]

Таксони	Кількість видів									
	озеро Китай				канал «Кофа»			протока		
	2006– 2009 рр.	2010 р.	2011 р.	2012 р.	2010 р.	2011 р.	2012 р.	2010 р.	2011 р.	2012 р.
Губки	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Кільчасті черви	13	8	6	2	6	2	2	6	3	5
Ракоподібні	15	7	7	3	4	2	2	5	3	2
Комахи	21	12	8	6	8	4	3	8	6	6
Кліщі	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Червоногі молюски	10	8	2	1	7	–	–	11	3	–
Двостулкові молюски	5	2	–	–	–	–	–	3	–	4
Усього видів	66	37	23	12	25	8	7	33	15	17

Найбільш бідний макрозообентос у викопаному каналі «Кофа», що пояснюється, як мінімум двома причинами. По-перше, дуже слабо розвинене прибережне мілководдя. По-друге, при дотриманні нормального гідролого-гідрохімічного режиму озера двічі на рік відбувається зміна напрямку течії: в озероув весняне водопілля і в зворотний бік – восени, при контрольованому скиданні озерної води. Дунайська вода може надходити в озеро і під час паводків у разі відкриття шлюзів.

Протягом значних часових відрізків по каналу в озеро надходить прісна вода. Наприклад, у 2000–2004 рр., за даними ДБУВР, середньорічна мінералізація дунайської води в районі міста Кілія

коливалася в межах  $308,7 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  (2003 р.) –  $326 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  (2004 р.). Мінімальна мінералізація  $-264 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  зафіксована у 2003 р., максимальна –  $373,7 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$  – у 2002 р. У 2016 р. середньорічна величина мінералізації річкової води склала  $354,1 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ; у січні вона склала  $390,7 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ ; квітні –  $369,2$ ; серпні –  $288,5$ ; жовтні –  $367,8 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ . При скиданні в Дунай до каналу надходить озерна вода підвищеної мінералізації (глава 2; рис. 7). Регулярні значні коливання мінералізації, до того ж, поступово зростаючої в озері, негативно позначаються на макрозообентосі.

Кількість видів макрозообентосу в протоці було практично однаковим з озером у 2010 р. Зменшення кількості видів у протоці в 2011–2012 рр., очевидно, пов'язане з гідрологічними характеристиками Кислицького рукава Дунаю в ці роки. У 2012 р. кількість видів трохи перевищувала таку в 2011 р. і помітніше – кількість видів у озері.

Усі ці причини, на нашу думку, впливають і на кількісні характеристики макрозообентосу (табл. 41). На різке зменшення біомаси макрозообентосу в каналі вплинула, насамперед, відсутність у 2011–2012 рр. молюсків зі значною індивідуальною масою.

Таблиця 41

**Чисельність і біомаса макрозообентосу в водній системі озера Китай у 2010–2012 рр.**

[Джуртубаев, Наум, 2017; Джуртубаев, Джуртубаев и др., 2017]

Водні об'єкти	2010 р.	2011 р.	2012 р.
Озеро Китай	$\frac{1656 \pm 45,00}{13,06 \pm 0,47}$	$\frac{1180 \pm 35,20}{6,81 \pm 0,22}$	$\frac{352 \pm 13,84}{3,26 \pm 0,13}$
Канал «Кофа»	$\frac{908 \pm 28,60}{20,12 \pm 0,53}$	$\frac{496 \pm 15,00}{1,24 \pm 0,04}$	$\frac{477 \pm 13,00}{1,42 \pm 0,04}$
Протока	$\frac{1116 \pm 34,00}{36,12 \pm 1,12}$	$\frac{465 \pm 14,20}{6,46 \pm 0,22}$	$\frac{961 \pm 30,00}{16,08 \pm 0,51}$

Примітка: над рискою – чисельність, екз·м<sup>-2</sup>; під рискою – біомаса, г·м<sup>-2</sup>

За чисельністю домінували олігохети: до 51% у протоці та 67% у каналі. У протоці велике значення мають личинки хірономід – 30% від загальної чисельності макрозообентосу. За біомасою в каналі в 2010 р. переважали молюски: червоногі – до 47%, двостулкові – до

37% загальної біомаси; у 2011–2012 рр. – ракоподібні, до 50% у 2011 р., і личинки комах – до 51% загальної біомаси в 2012 р. У протоці постійно домінували черевоногі молюски – від 50% у 2010 р. до 81% загальної біомаси її макрзообентосу в 2012 р.

У формуванні умов мешкання макрзообентосу озера Китай велике значення має об'єм стоку Дунаю, а отже, кількість води, що надходить в озеро під час водопілля та паводків. За даними І. Г. Єнакі та Л. А. Журавльової [1993], середньорічний об'єм стоку в 1923–1985 рр. становив 208 км<sup>3</sup>. В останні роки водність Дунаю набуває вирішального значення; оскільки насосні станції, що подають воду в озеро, практично не функціонують через відсутність коштів для оплати електроенергії. Деякі станції, в т. ч. одна з розташованих біля озера Китай, знаходяться в занедбаному стані або зруйновані. Раніше насосна станція «Кофа», розташована в місці з'єднання протоки і каналу, як уже вказувалося, подавала в озеро Китай до 47 млн. м<sup>3</sup> дунайської води [Вишневський, 2000]. Останніми роками об'єм води, що надходить в озеро, залежить від водності Дунаю. Але, на жаль, у цей процес втручається антропогенна складова: в окремі роки шлюзи під час водопілля або не відкривалися (2012 р.) або відкривалися невчасно.

Інша сторона питання – кількість завислих речовин, що надходять в озера з дунайською водою. За даними В. М. Тимченка і Б. Н. Новикова [1987, 1993а, 1993б], сумарне надходження суспензії в найбільші придунайські озера за рік, як вказано вище, становить 52,0–65,4 тис. т. у тому числі: в Ялпуг-Кугурлуй – 41,5 тис. т., Котлабух – 11,4 тис. т., Кагул – 6,9 тис. т., Китай – 5,6 тис. т. Основна частина суспензії акумулюється в зонах, прилеглих до водоподаючих каналів і проток, що становлять приблизно 30% площі водойм, завдяки великим заростям очерету та інших водних рослин. До 10–20% завислого матеріалу осідає в самих каналах і протоках. Частина зважених речовин надходить і зі стоками малих річок. Зростаюче замулення робить істотний вплив на видове багатство макрзообентосу всіх придунайських озер. Прикладом є ситуація, яка склалася в пониззі озера Китай, про що вже говорилося вище.

Замулення дна і заростей куширу, який домінував серед зануреної рослинності в 2006–2009 рр., призвело до повного руйнування зазначеного раніше угруповання з черевоногих молюсків, амфіпод, крабів, морських голок, колючок, щипавок.

Певний вплив на макрозообентос надає і стік малих річок, що впадають у придунайські озера. За даними досліджень останніх років, виконаних ДБУВР, у багатоводні роки середньорічне надходження вод малих річок у озера перевищує 56 млн. м<sup>3</sup>, тобто близько 7% сумарного об'єму озер. Наприклад, стік високомінералізованих річок Аліяга і Киргиж-Китай, які впадають в озеро Китай, становить, відповідно, 4,42 і 6,94 млн. м<sup>3</sup>. При цьому слід враховувати, що всі ці річки нерідко пересихають у літню пору. В озеро Китай щорічно з річковим стоком надходить понад 80 тонн солей.

Ще одним із найважливіших абіотичних чинників, які впливають на кількісну представленість макрозообентосу, є температура води. В таблиці 42 наведені середні значення коефіцієнтів кореляції кількісних показників бентосу великих придунайських озері температури води.

Таблиця 42

**Величина коефіцієнтів кореляції між температурою води і кількісними показниками макрозообентосу придунайських озер**

Показники	Кагул	Ялпуг	Кугурлуй	Котлабух	Китай
Літораль					
Чисельність	0,74	0,86	0,93	0,70	0,49
Біомаса	0,72	0,77	0,94	0,44	0,25
Сублітораль					
Чисельність	0,87	0,68	0,55	0,79	0,60
Біомаса	0,46	0,38	0,75	0,45	0,36

Як видно, на літоралі позитивна кореляція між температурою і чисельністю макрозообентосу в більшості випадків виражена помітніше, ніж з біомасою. В Кугурлуї ці показники однакові, що, на нашу думку, значною мірою пояснюється морфометричними характеристиками даної водойми. Подібність відповідних коефіцієнтів у озері Кагул пояснюється його найкращим екологічним

станом. Найбільшу відмінність коефіцієнтів кореляції в Котлабузі та Китаї можна, очевидно, пояснити їх поганим екологічним станом.

Загалом, аналогічна картина спостерігалася в субліторалі озер (табл. 42). Однак, відмінність коефіцієнтів кореляції чисельності та біомаси з температурою значно більша, ніж на літоралі. З усіх озер виділяється Кугурлуй, де коефіцієнт кореляції температури та біомаси набагато перевершує такий для чисельності. Більш виражена позитивна кореляція в даному випадку пов'язана з окремими морфометричними елементами озера, зокрема, з невеликою глибиною водойми і плавним переходом літоралі в його відкриту частину.

Із біотичних факторів, що впливають на видове багатство і кількісний розвиток макрзообентосу озера Китай, відзначимо наявність вищої водної рослинності та, що важливо, її видовий склад.

Із повітряно-водних рослин у озері Китай очерет *Ph. australis*, займає великі площі на літоралі, де звичайний на її більшій частині. Підводні частини стебел очерету до недавнього часу слугували сприятливим субстратом для обростувачів *D. polymorpha*. При цьому живі молюски часто становили понад 50% їх загальної кількості. Як вже говорилося вище, після 2009 р. дрейссена в пробах не зустрічалася. Серед очерету звичайні бокоплавів Gammaridae, а серед його коренів, як правило, численні олігохети і молодь голландського краба *Rh. harrisi tridentata*. Менш численні рогіз *T. angustifolia* і куга озерна *S. lacustris* були менш привабливі для донного населення як до видового багатства, так і чисельності.

У 2006–2009 рр. до посилення замулення і мінералізації серед зануреної рослинності помітно виділявся кушир занурений *C. demersum*. У його заростях як на дні, так і на самих рослинах траплялися практично всі види макрзообентосу, що мешкають у озері або на відповідних ділянках бенталі. У зимовий період на лежачих на дні фрагментах відмерлого куширу кількість видів макрзообентосу була незмінно більшою, ніж на інших сусідніх субстратах.

У цілому, занурена рослинність займає незначну площу. Зникли зарості валіснерії *V. spiralis*, деградують зарості рдесників *Potamogeton sp.*

Таким чином, повітряно-водна рослинність зберігає, нехай і меншою мірою, велике значення як частина біотичної компоненти озерної екосистеми. Значення м'якої зануреної рослинності поступово знижується у зв'язку з її деградацією, що стало особливо помітно після 2009–2012 рр.

Чого ж слід очікувати в майбутньому? Перш за все, важливим фактором, що впливає на якісний і кількісний розвиток макрозообентосу, є кількість і склад забруднень, а також суспензії, що надходять в озера безпосередньо по каналах, протоках і річках. Другий важливий фактор – рівень води в озерах, який змінюється залежно від природних і антропогенних причин. В озерах повільно збільшується мінералізація. Нарешті, чимале значення має господарська діяльність людини, причому не тільки на берегах водойм, а й на всій площі водозбору. Повторимо, що оцінка і прогноз екологічного стану озер неможливий без урахування ситуації на їх водозбірних площах, що відображено і в Рамковій Директиві ЄС з водних ресурсів [EU Water..., 2000]. Але в даний час розвиток економічної та екологічної ситуації на цих територіях прогнозувати практично неможливо. Проте необхідно відзначити, що представлений раніше прогноз про можливі зміни бентосу озер [Оливари, 1969] значною мірою виправдався. Зокрема, зменшилася кількість видів-«каспійців», відбулися зміни у групі домінуючих видів бентосу. Вселення рослиноїдних видів риб із Далекого Сходу значною мірою змінило картину розподілу м'якої підводної рослинності.

## ГЛАВА 4

### ІХТІОФАУНА ТА ОЦІНКА РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ОЗЕРА КИТАЙ ЗА СТАНОМ МАКРОЗООБЕНТОСУ

#### 4.1. Іхтіофауна

Коротка інформація про рибу пониззя Дунаю, придунайських озер, про зміну умов їх проживання наведена у «Вступі» та в розділі 1.2 «Населення придунайських озер». Нагадаємо, що багато століть дунайські води під час водопілля затоплювали значні території; утворювалися великі нерестовища для риби. У середині літа, коли вода відступала, ці ділянки перетворювалися в пасовища та сіножаті.

Цей природний режим пониззя Дунаю зберігався до середини ХХ століття. В результаті одамбування близько 30 тисяч гектарів заплавної землі були перетворені в польдери. Зв'язок водойм з Дунаєм значно скоротився, зміна екологічних умов помітно позначилася на іхтіофауні, що призвело до скорочення запасів аборигенних видів риби та зниження величин уловів.

Звертаючи, у свою чергу, увагу на рибу озера Китай, ми наводимо для порівняння дані по іхтіофауні та рибопродуктивності інших придунайських озер, на яких проводили дослідження.

У 2001–2012 рр. у придунайських озерах нами виявлено 41 вид риби (табл. 43).

Усі види знайдені в озерній системі Ялпуг-Кугурлуй; 40 видів у озері Котлабух; у Кагулі та Китаю – по 30 видів. Виявлені види відносяться до восьми рядів і 13 родин. У всіх озерах у 2001–2012 рр. траплялось 26 видів риби, що склало 63,4% їх загальної кількості (табл. 43).

В озері Китай виявлені представники рядів Clupeiformes – 1 вид, Cypriniformes – 16 видів, Siluriformes – 1, Esociformes – 1, Gasterosteiformes – 3 і Perciformes – 8 видів. Найбільш багаті видами родини коропових (Cyprinidae) – 15 видів (36,6% кількості видів риби в озері) і бичкових (Gobiidae) – 5 видів (12,2%). Решта родин представлені одним-двома видами.

**Таксономічний склад риб придунайських озер у 2001–2012 рр.  
(наші дані)**

Таксони	Озеро Кітай	Озеро Кагул	Озера Яллуґ-Кугурлуй	Озеро Коглабух
1	2	3	4	5
<b>Вугреподібні Anguilliformes</b>				
<b>Вугреві, прісноводні вугрі Anguillidae</b>				
Річковий вугор європейський <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	+	-
<b>Оселедцеподібні Clupeiformes</b>				
<b>Оселедцеві Clupeidae</b>				
Тюлька чорноморсько-азовська <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+	+
Оселедець чорноморсько-азовський прохідний <i>Alosa pontica</i> (Eichwald, 1938)	-	-	+	+
<b>Короподібні Cypriniformes</b>				
<b>Коропові Cyprinidae</b>				
В'язь європейсько-сибірський <i>Idus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Плітка звичайна <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Краснопірка звичайна <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Верховодка звичайна <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Верховка звичайна <i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	+	+	+	+
Рибець звичайний <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	+
Плоскирка європейська <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Лящ звичайний <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Білизна європейська <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	+
Товстолобик білий амурський <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	+	+	+	+
Товстолобик строкатий південнокитайський <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	-	-	+	+
Чехоня звичайна <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Гірчак європейський <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	+	+	+	+
Чебачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	+	+	+	+
Білий амур східноазіатський <i>Stenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	+	+	+	+
Короп звичайний, сазан <i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Карась звичайний, карась золотий <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Карась сріблястий <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+	+	+
Лин звичайний <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	+

1	2	3	4	5
<b>В'юнові Cobitidae</b>				
Щипавка звичайна <i>Cobitis taenia</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
В'юн звичайний <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	+	+
<b>Сомоподібні Siluriformes</b>				
<b>Сомові Siluridae</b>				
Сом європейський <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
<b>Щукоподібні Esociformes</b>				
<b>Щукові Esocidae</b>				
Щука звичайна <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
<b>Умброві Umbridae</b>				
Умбра звичайна <i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	–	–	+	+
<b>Атериноподібні Atheriniformes</b>				
<b>Атеринові Atherinidae</b>				
Атерина чорноморська <i>Atherina pontica</i> (Eichwald, 1831)	–	–	+	+
<b>Колючкоподібні Gasterosteiformes</b>				
<b>Колючкові Gasterosteidae</b>				
Багатоголкова колючка південна <i>Pungitius platygaster</i> (Kessleer, 1859)	+	–	+	+
Триголкова колючка звичайна <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	+	–	+	+
<b>Голкові Syngnathidae</b>				
Морська голка пухлощока <i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald, 1831	+	+	+	+
<b>Окунеподібні Perciformes</b>				
<b>Центрархові Centrarchidae</b>				
Сонячна риба синьозяброва <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
<b>Окуневі Percidae</b>				
Судак звичайний <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Окунь звичайний <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Йорж звичайний <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	+
<b>Бичкові Gobiidae</b>				
Бичок кругляк <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+
Бичок головац, бичок Кесслера <i>N. kessleri</i> (Gunther, 1861)	+	+	+	+
Бичок пісочник <i>N. fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+
Бичок гонець <i>N. gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	+	–	+	+
Тупоносий бичок західний <i>Proterorhynchus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	–	–	+	+
Бичок-пуголюбок зірчастий <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874)	+	–	+	+
<b>Усього видів</b>	30	30	41	40

В озері Китай усі виявлені види риб траплялися частіше й були більш численні до 2010 року, коли гідролого-гідрологічний режим у озері був більш сприятливий для його біоти. Наприклад, у 2006–2009 рр. у пониззі озера, від гирла каналу «Кофа» до сіл Василівки і Комишівки (правий і лівий береги, відповідно; рис. 15) на ділянках із

заростями куширу була численна пухлощока морська голка *S. nigrolineatus*; у районі села Червоний Яр цей вид був нечисленним, у верхів'ї, в районі села Старі Трояни відзначені його поодинокі екземпляри. Після 2010 року в пониззі біля гирла каналу «Кофа», як зазначалося вище, різко посилюлося замулення, яке значною мірою вплинуло на зарості куширу. У 2010–2012 рр. морська голка траплялася, головним чином, у районі села Василівка, завжди в невеликих кількостях.

До 2010 р. в пониззі озера були також численні представники родини колючкових Gasterosteidae, перш за все триголкова колючка *G. aculeatus*; а в 2006 р. також багатоголкова колючка південна *P. platygaster*. У 2007 р. в пониззі в невеликій кількості траплялась щипавка звичайна *C. taenia*. Усі чотири зазначені види в перші роки наших досліджень були звичайними компонентами зазначеного раніше комплексу риб і безхребетних, приуроченого до заростей куширу. Усі ці види виловлені гідробиологічним сачком з трикутною рамкою і драгою при зборі бентосних проб.

Ряд прикладів зміни іхтіоценоза озера представляє родина коропових. Так, карась звичайний (золотий) *C. carassius* на відміну від сріблястого *C. gibelio* став нечисленним, нині майже не трапляється в уловах. Очевидно, що екологічні умови, що складаються в озері, несприятливі для цього виду.

Якщо говорити загалом про придунайські озера як про озерний район, де його складові – окремі озера – пов'язані великою кількістю фізико-географічних, гідрологічних, гідрохімічних, біологічних і екологічних факторів, можна виділити певні етапи змін їхньої іхтіофауни. Результати наших досліджень на придунайських озерах та аналіз літератури показали, що в різні роки з 1962 р. по 2012 р. в озерах зафіксовано усього 63 види риб з 10 рядів 15 родин та 51 роду [Заморов, Джуртубаєв, др.; 2014]. Нагадаємо, що в 1960-х роках, коли наслідки спорудження дамб ще не виявлялися, було знайдено 48 видів. У цей час в озерах ще траплялися осетрові – стерлядь прісноводна *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758, севрюга звичайна *Acipenser stellatus* Pallas, 1771; коропові – бобирець звичайний

*Petroleuciscus borystenicus* (Kessler, 1859), голяян звичайний *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), а також підуст звичайний *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758), марена звичайна *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), які були відзначені в озері Кагул і в 70-х роках ХХ століття [Состояние..., 1962; Зеленин, Владимиров, 1979].

У середині та другій половині минулого століття в озерах були виявлені вирезуб причорноморський *Rutilus frisii* (Nordmann, 1840), головень європейський *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) з родини корошових, судак волзький (берш) *Sander volgensis* (Gmelin, 1789). У 1997–1999 рр. у Кугурлуї відзначені види кефалевих – лобань *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 та піленгас *Liza haematocheilus* (Temminck et Schlegel, 1845) [Стойловський, Майков, 2000]. Окремо слід згадати про далекосхідні види акліматизанти – товстолобика білого амурського *H. molitrix*, товстолобика строкатого південнокитайського *A. nobilis* та білого амура *C. idella* (див. гл. 1, розділ 1.2).

Третя група – види, які виявляються в озерах за останні десятиліття. Це атерина чорноморська *A. pontica* з родини Atherinidae і представник Gobiidae бичок кругляк *N. melanostomus*. Отримані нами дані дозволяють припустити, що успішна натуралізація останнього виду в озерах може дозволити йому помітно конкурувати з рибами-бентофагами за їжу, зокрема з деякими корошовими. Як відзначали раніше, результати морфологічних досліджень бичкових риб з Ялпуга і Одеської затоки показали достовірні відмінності по більшості ознак. Ми вважаємо, що формування морфологічних характеристик бичка кругляка в придунайських озерах – результат генетичної дивергенції, зумовленої необхідністю пристосування до інших параметрів зовнішніх факторів [Заморов, Джуртубаев и др., 2006а; 2014].

Нагадаємо, що в період з 1960 р. по теперішній час в озері Китай постійно траплялися плітка звичайна *R. rutilus*, краснопірка звичайна *S. erythrophthalmus*, верховка звичайна *L. delineatus*, верховодка звичайна *A. alburnus*, карась звичайний, карась сріблястий, короп звичайний (сазан) *C. carpio*, гірчак європейський *R. amarus*, лящ

звичайний *A. brama*, плоскирка європейська *B. bjoerkna*, сом європейський *S. glanis*, щука звичайна *E. lucius*, сонячна риба синьозяброва *L. gibbosus*, судак звичайний *S. lucioperca*, окунь звичайний *P. fluviatilis*. Що стосується бичкових риб, то в доступній літературі не знайдена достовірна інформація про постійну наявність або відсутність того чи іншого виду родини Gobiidae в озері в зазначений період часу. З дуже великою ймовірністю можна говорити про постійну присутність в озері бичка пісочника.

У таблиці 44 наведені дані уловів мальковою волокушою восени 2012 р., що дає певне уявлення про кількісну представленість риб в озері Китай.

Таблиця 44

**Таксономічний склад, абсолютна (екз.) і відносна (екз./волокуша) чисельність риб у уловах малькової волокушею в озері Китай восени 2012 р. [Заморов, Джуртубаев и др., 2014]**

Види риб	Чисельність	
	абсолютна	відносна
Тюлька чорноморсько-азовська	933	233,0
Плітка звичайна	207	51,8
Краснопірка звичайна	19	4,8
Верховодка звичайна	543	135,8
Карась сріблястий	21	5,3
Гірчак європейський	2	0,5
Короп звичайний	8	2,0
Судак звичайний	2	0,5
Окунь звичайний	52	13,0
Бичок пісочник	698	174,5
Бичок кругляк	2	0,5
Бичок головач	7	1,8
Бичок-пуголовок зірчастий	3	0,8

Як видно, найбільш чисельними є тюлька *C. cultriventris*, бичок пісочник *N. fluviatilis*, верховодка звичайна *A. alburnus* та плітка звичайна *R. rutilus*.

#### **4.2. Живлення та трофічні зв'язки риб-бентофагів**

Одна з найважливіших умов існування риб – їхнє харчування, забезпеченість їжею. Проведені нами дослідження з живлення риб-

бентофагів придунайських озер у цілому в 2010–2012 рр. (короп, лящ, карась сріблястий, плітка, плоскирка, бички – пісочник і кругляк) і додаткова в озері Китай у 2012 р. (короп, лящ, карась сріблястий, бичок пісочник) дозволяють говорити, по-перше, про різноманітність їхніх спектрів харчування, по-друге, про цілком задовільну забезпеченість риби їжею.

Для аналізу матеріалу використовували такі індекси. Індекс таксономічної подібності (ІТП).

$$\text{ІТП} = \frac{H_C}{(H_A + H_B) - H_C} \cdot 100 \%,$$

де  $H_A$  – кількість таксонів кормових об'єктів у раціоні однієї риби;  
 $H_B$  – кількість таксонів кормових об'єктів у раціоні іншої риби;  
 $H_C$  – кількість однакових таксонів харчових об'єктів у раціонах риби, які порівнювались.

Індекс харчової подібності (ІХП), є сумою мінімальних величин відновленої маси (%) однакових об'єктів харчування в раціонах риби, що порівнювались.

Індекс відносної значимості (ІВЗ):

$$\text{ІВЗ} = (d + n) \cdot f,$$

де  $d$  – відновлена маса об'єкту живлення (% від загальної відновленої маси всіх харчових об'єктів у раціоні риби);

$n$  – кількість об'єктів живлення (% від загальної кількості всіх кормових об'єктів у раціоні риби);

$f$  – частота зустрічальності харчових грудок з об'єктом живлення (% від загальної кількості досліджених харчових грудок).

Індекс вибірковості (ІВ):

$$\text{ІВ} = \frac{d}{b},$$

де  $d$  – відновлена маса організму в харчовій грудці, %;

$b$  – маса організму в навколишньому середовищі, %.

Для характеристики напруженості харчових відносин двох будь-яких видів риби щодо відношення до конкретних кормових організмів за добу використовують величину «сили конкуренції»:

$$E = \frac{100 \cdot (e_1 + e_2)}{b} \cdot j \cdot g$$

де  $E$  – напруженість харчових відносин («сила конкуренції») по відношенню до будь-якої групи організмів, яких вживають обидва види;

$e_1$  і  $e_2$  – добові величини вживання обома рибами даної групи організмів в певних вагових одиницях на одиницю площі дна;

$b$  – маса даного харчового організм в навколишньому середовищі на ту ж одиницю площі дна;

$j$  – індекс харчової подібності (ІХП) за даною групою кормових організмів;

$g$  – поправка на географічне положення пасовищ (у частках одиниць).

Величини промислових уловів риб надані Західно-Чорноморським державним басейновим управлінням охорони використання і відтворення водних живих ресурсів та регулювання рибальства (Західно-Чорноморська держрибоохорона) Державного агентства рибного господарства України.

Більшість представників класів Oligochaeta, Crustacea, Insecta і надкласу Pisces були дуже перетравлені, тому вони часто ідентифікувались до достатньо високої систематичної групи – ряду або родини. До роду або виду визначали, в основному, представників типу Mollusca і деяких личинок комах (табл. 45).

Восени 2012 р. в живленні риб-бентофагів озера Китай знайдені кільчасті черви Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), членистоногі Arthropoda (Crustacea, Insecta), молюски Mollusca (Gastropoda, Bivalvia) та хордові Chordata (Pisces).

Найбільша кількість таксонів кормових організмів виявлена в харчових грудках карася сріблястого – 16. Можливо, позначається його більш широка екологічна валентність порівняно з іншими трьома видами, що знайшло відображення в більш широкому спектрі живлення. Найбільша ж кількість таксонів кормових організмів у харчових грудках риб відзначено в озерному комплексі Ялпуг-Кугурлуй: у коропа – 16, ляща – 29, карася – 37, плітки – 16, плоскирки – 15. Найвужчий харчовий спектр мав бичок кругляк – 10 таксонів [Заморов, Джуртубаев и др., 2014].

**Таксономічний склад кормових організмів чотирьох видів  
риб-бентофагів восени 2012 в озері Китай**

Компонент живлення	Риби			
	Короп	Лящ	Карась	Бичок пісочник
1	2	3	4	5
Oligochaeta Oligochaeta gen. sp.	–	+	+	+
Hirudinea Glossiphoniidae <i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus)	+	+	+	–
Piscicolidae <i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus)	–	+	+	–
Arthropoda Isopoda Asellidae <i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus)	+	+	+	–
Crustacea Amphipoda Corophiidae <i>Corophium sp.</i>	–	–	–	+
Gammaridae <i>Gammarus sp.</i>	–	+	+	+
Mysidacea Mysidae <i>Paramysis ullskyi</i> (Czern.)	–	–	–	+
Mysidae gen. sp.	+	+	+	–
Insecta Odonata Coenagrionidae <i>Coenagrion sp.</i>	–	+	–	–
Libellulidae gen. sp.	–	–	+	–
Odonata gen. sp.	–	+	+	–
Trichoptera Trichoptera gen. sp.	–	–	+	–
Heteroptera Notonectidae <i>Notonecta glauca</i> Linnaeus	–	+	+	+
Coleoptera Dytiscidae <i>Hyphydrus sp.</i>	–	+	–	–
Diptera Chironomidae <i>Chironomus sp.</i>	+	+	+	+
Mollusca Gastropoda Neritidae <i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus)	–	–	+	–

продовження таблиці 45

1	2	3	4	5
Melanopsidae <i>Fagotia esperi</i> (Ferussac)	–	–	+	–
Lymnaeidae <i>Lymnaea palustris</i> (O. F. Müller)	–	+	+	+
<i>L. ovata</i> (Draparnaud)	–	+	–	–
Planorbidae <i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus)	–	–	+	–
Bivalvia Dreissenidae <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas)	–	+	+	+
Chordata Pisces Gobiidae gen. sp.	+	–	–	–
Усього	5	14	16	8

Цікаво відмітити, що *Th. fluviatilis*, *F. esperi*, *L. ovata* та *P. planorbis* у бентосних пробах не знайдені.

Індекс таксономічної подібності спектрів живлення чотирьох зазначених видів у озері Китай коливався в широких межах: від 8,3% між коропом і бичком пісочником до 50,0% між лящем і карасем сріблястим (табл. 46).

Таблиця 46

**Індекси таксономічної подібності спектрів живлення (%) риб-бентофагів озера Китай**

Види риб	Короп	Лящ	Карась сріблястий	Бичок пісочник
Короп	////////////////////	26,7	23,5	8,3
Лящ	////////////////////	////////////////////	50,0	29,4
Карась сріблястий	////////////////////	////////////////////	////////////////////	26,3

Як видно з таблиці 45, загальними в харчуванні всіх чотирьох видів риб були лише личинки хірономід *Chironomus sp.* Для будь-яких трьох видів загальними кормовими об'єктами були Oligochaeta, п'явка *G. complanata*, амфіподи *Gammarus sp.*, мізиди Misydae, ізопода *A. aquaticus*, водяний клоп *N. glauca*, черевоногий молюск *L. palustris*, двостулковий молюск *D. polymorpha*.

Найбільшу середню величину ІТП по відношенню до решти трьох видів має лящ – 34,5%, найменшу – короп (19,5%). У карася цей показник склав 33,3%, у бичка пісочника – 26,3%.

При вивченні кількісних показників живлення окремого виду проведено порівняльний аналіз харчових спектрів самців і самок риб. Для цього використовували середні величини індексів таксономічної подібності особин різної статі, окремо для кожного виду, в цілому для всіх озер. Величини цих показників дорівнювали: короп – 72,1%, лящ – 74,3%, карась – 70,9%, плітка – 80,4%, плоскирка – 69,4%, бичок кругляк – 79,8%, бичок пісочник – 75,0%. Враховуючи значну подібність якісного та кількісного складу раціонів самців і самок досліджених риб-бентофагів, подальше вивчення динаміки харчової поведінки даних видів проводили без урахування статі особин.

Найбільш важливим кількісним показником у живленні будь-якого виду тварин є маса спожитого кормового компоненту. Для проведення аналізу за цим показником використовували відносну величину відновленої маси харчового об'єкта в раціоні риб (табл. 47, 48).

Як видно, в коропа звичайного восени по масі в харчовому раціоні переважали молодь бичкових і п'явки. Роль хірономід була мінімальною. У ляща звичайного в харчуванні по масі домінували двостулковий молюск *D. polymorpha*, черевоні молюски родини Lymnaeidae. Хірономіди по масі утворювали незначну частину харчової грудки. У карася звичайного в харчуванні по масі також домінували дрейсени, Lymnaeidae і личинки бабок Odonata, роль яких у харчуванні ляща була мінімальною, а в харчовій грудці коропа вони взагалі відсутні (табл. 47).

У раціоні бичка пісочника навесні різко домінували хірономіди, велика роль Odonata. Влітку максимального значення досягала молодь Gobiidae (55,2%), при тому, що навесні й восени молодь бичкових як кормовий об'єкт у харчуванні пісочника взагалі не фігурує. Восени найбільш важливим кормом була дрейсена, олігохети та різноногі ракоподібні.

Для визначення ступеня подібності живлення риб використовують індекс харчової подібності (ІХП), який базується на відносних величинах маси кормових компонентів у раціонах риб, що порівнюються. Використовуючи цей показник можна оцінити наскільки

важливими були кормові організми, які траплялись у раціонах риб у різні сезони року.

Таблиця 47

**Відносні величини відновленої маси (%) риб-бентофагів восени в озері Китай**

Об'єкти живлення	Риби		
	Короп	Лящ	Карась
Oligochaeta	–	1,7	1,9
Hirudinea	12,1	7,4	4,5
Isopoda	1,2	0,2	0,2
Amphipoda	–	1,5	0,9
Mysidae	1,2	0,9	1,7
Odonata	–	0,9	11,5
Chironomidae	0,6	4,4	7,6
Trichoptera	–	–	3,8
Heteroptera	–	1,5	3,8
Coleoptera	–	9,8	–
Neritidae	–	–	1,1
Melanopsidae	–	–	0,6
Lymnaeidae	–	22,1	11,4
Planorbidae	–	–	9,5
Dreissenidae	–	49,3	41,6
Gobiidae (молодь)	84,8	–	–

Таблиця 48

**Відносні величини відновленої маси об'єктів (%) бичка пісочника за сезонами в озері Китай**

Об'єкти живлення	Сезони року			
	весна	літо	осінь	за весь рік
Oligochaeta	6,0	8,9	18,9	10,4
Amphipoda	2,6	4,9	18,3	7,8
Mysidae	1,2	–	1,3	1,2
Odonata	19,0	6,7	–	11,9
Chironomidae	42,8	24,2	9,0	30,5
Heteroptera	11,2	–	9,4	9,7
Coleoptera	12,4	–	–	7,4
Lymnaeidae	–	–	8,2	2,6
Dreissenidae	4,7	–	34,7	13,8
Gobiidae (молодь)	–	55,2	–	4,6

Говорячи про рибу озера Китай, наведемо для порівняння дані по деяких видах риб-бентофагів з інших придунайських озер. Наприклад, в озерному комплексі Ялпуг–Кугурлуй для коропа звичайного найбільші величини індекса харчової подібності були навесні – на початку літа (61,6%) за рахунок вживання рибами молюсків родини *Cardiidae*. Також раціони риб значно збігалися навесні та восени (59,9%) при активному вживанні дрейсени і кардіїд. У цих же водоймах лящ навесні та влітку інтенсивно виїдав хірономід, личинок бабок (ІХП – 58,7%); у різні періоди літа він у основному споживав також хірономід, личинок бабок, крім того – амфіпод і личинок жуків (ІХП – 70,7%); наприкінці літа і восени головними в раціоні були хірономіди і різноногі ракоподібні (ІХП – 52,8%). В озері Котлабух влітку і восени лящ активно споживав хірономід та личинок жуків (ІХП коливався в межах 78,7–83,4%).

В озерах Ялпуг і Кугурлуй незалежно від сезону головною їжею карася сріблястого була дрейсена і молюски родини *Cardiidae*.

В озері Котлабух риби різних видів значно відрізнялися між собою по вживанню головних за масою кормових об'єктів, які входили до раціонів, що порівнювалися. Найбільша величина ІХП визначена для ляща і плоскирки (30,9 %) за рахунок вживання ними личинок жуків.

Висока харчова подібність була в озері Китай між лящем порівняно з карасем і пісочником (ІХП – 75,4 і 52,9% відповідно) завдяки вживанню дрейсени.

Інтегрованим показником важливості окремого об'єкта живлення в раціоні риб є індекс відносної значимості (ІВЗ, %), який об'єднує в собі усі кількісні характеристики кормових організмів.

У ляща простежується домінування *Dreissenidae* (ІВЗ – 1284%), а у карася – *Chironomidae* і ті ж *Dreissenidae*; ІВЗ, відповідно, становив 1195,5 і 729,3%. З іншого боку, в карася серед об'єктів харчування виділяються два, які мають мінімальні значення: *Isopoda* – 14,2% і *Neritidae* – 13,5% (табл. 49).

Найбільшою величиною ІВЗ у бичка пісочника протягом року характеризувалися личинки хірономід – від 1511% навесні до 6363%

влітку. Друге місце займають дрейсена (ІВЗ – 364,1%) і олігохети (ІВЗ – 345,4%) (табл. 50).

Важливо також враховувати, якому корму риба надає перевагу при активному живленні. Для цього використовують індекс вибірковості [Шорьгин, 1952], який вказує на здатність риби споживати кормові компоненти в іншій пропорції, ніж вони є в навколишньому середовищі.

Таблиця 49

**Величини індексу відносної значимості (%) риб-бентофагів восени в озері Китай**

Об'єкти живлення	Риби		
	Короп	Лящ	Карась
Oligochaeta	–	452	333,2
Hirudinea	692,6	208	100,8
Isopoda	619,4	31	14,2
Amphipoda	–	208	74,4
Mysidae	472,9	168	256,8
Odonata	–	78	318,86
Chironomidae	1032,3	626	1195,5
Trichoptera	–	–	32,7
Heteroptera	–	60	164,5
Coleoptera	–	113	–
Neritidae	–	–	13,5
Melanopsidae	–	–	56,1
Lymnaeidae	–	502	93,7
Planorbidae	–	–	73,1
Dreissenidae	–	1284	729,3
Gobiidae (молодь)	7672,3	–	–

Знову звернемося для порівняння до інших придунайських озер. Згідно з цим показником у цілому за рік в озері Ялпуг коропа найбільш активно вживав дрейсену (1,1), потім – хірономід (0,8). В озері Кугурлуй улюбленою їжею були хірономіди (5,1), а друге місце займала дрейсена (1,1). В озері Китай цього молюска в харчових грудках коропа не знайдено.

Улюбленою їжею ляща в озерах Ялпуг, Кугурлуй та Котлабух були хірономіди (18,6; 8,6; і 5,1 відповідно). В озері Китай він активно вживав дрейсену (2,5%).

В усіх озерах у цілому за рік карась сріблястий надавав перевагу дрейсені, індекс вибірковості коливався від 1 в озері Ялпуг до 2,1 в озері Китай. У першій водоймі його улюбленим кормом можна вважати червононогих молюсків (3,2), а в озері Кугурлуй – амфіпод (1,4).

Таблиця 50

**Величини індексу відносної значимості (%) об'єктів живлення бичка пісочника протягом року в озері Китай**

Об'єкти живлення	Сезони року			За весь рік
	весна	літо	осінь	
Oligochaeta gen. sp.	95,8	879,0	743,3	345,4
Crustacea Amphipoda <i>Corophium sp.</i>	4,4	–	97,3	21,5
Amphipoda <i>Gammarus sp.</i>	9,5	–	76,6	23,2
Amphipoda gen. sp.	–	234,0	–	3,1
Mysidacea <i>Paramysis ullskyi</i>	5,2	–	2,2	3,2
Insecta Odonata <i>Coenagrion sp.</i>	889,4	50,5	–	283,2
Diptera Chironomidae gen. sp.	4780	6363	1511	3678
Heteroptera <i>Notonecta glauca</i>	284,7	–	108,5	204,1
Coleoptera <i>Hydrophilus sp.</i>	25,1	–	–	7,1
Gastropoda <i>Lymnaea palustris</i>	–	–	11,0	1,4
Bivalvia <i>Dreissena polymorpha</i>	67,8	–	1861	364,1
Pisces Gobiidae gen. sp.	–	1158	–	9,7

Для бичка кругляка в озері Ялпуг була характерна достатньо висока активність у розшукуванні та інтенсивному вживанні червононогих молюсків (3,8). В озері Китай бичок пісочник активно використовував як корм хірономід (1,2), а потім двоствулкового молюска дрейсену та різноногих ракоподібних (табл. 51).

**Показники, які характеризують особливості живлення бичка пісочника в озері Китай**

Об'єкти живлення	Показники		
	Відновлена маса об'єктів живлення, %	Маса організмів бентосу в озері, %	Індекс вибірковості
Олігохети	10,4	19,2	0,5
Амфіподи	7,8	11,1	0,7
Мізиди	1,2	3,0	0,4
Хірономіди	30,5	26,3	1,2
Червоногі молюски	2,6	26,3	0,1
Двостулкові молюски	13,6	20,2	0,7

Враховуючи значення кормових організмів у живленні риб, їх кількісні показники в бентосі водойм, а також харчову подібність різних видів риб, можна оцінити ступень конкурентної напруженості. В озерному комплексі Ялпуг–Кугурлуй, де взагалі майже не було конкуренції між рибами, величини цього показника ледве досягали в коропа і ляща – 1,7, карася та бичка кругляка – 1,2.

В озері Котлабух досить висока конкуренція в цілому за корм була між лящем і плоскиркою (60,4), в першу чергу за рахунок споживання личинок жуків; між пліткою і плоскиркою (24,9), при використанні червононогих молюсків.

Найбільш напружені конкурентні відносини між деякими рибами за їжу відзначені в озері Китай. Напруженість конкуренції між лящем і карасем становила 171,4 за рахунок активного використання ними, насамперед, дрейсени, яка була представлена в бентосі цієї водойми невеликою біомасою. Цікаво відзначити, що в бентосних пробах у 2012 р. дрейсена відсутня.

Враховуючи вище зазначене, ми приходимо до висновку, що в придунайських водоймах між промисловими рибами-бентофагами суттєвої харчової конкуренції не існує. Винятком, мабуть, є тільки озеро Китай, де існує напруженість між лящем і карасем при вживанні дрейсени. Таким чином, сучасний стан макрозообентосу водойм дає можливість забезпечити сталий і достатньо високий рівень використання кормової бази рибами-бентофагами, що

дозволяє рекомендувати проведення заходів щодо підвищення рибопродуктивності придунайських озер.

### **4.3. Оцінка рибопродуктивності озера Китай за станом його макрозообентосу**

Придунайські озера в цілому є високопродуктивним природним комплексом. Це особливо справедливо для періоду до спорудження дамб, коли, як вказано вище, рибопродуктивність сягала 118,9 кг/га [Рибалко, де Грааф, 2002]. Біопродуктивність – екологічна, біологічна категорія, яка відображає здатність екосистем, їх окремих елементів забезпечити відтворення живих організмів. Мірою біопродуктивності є величина продукції (біомаси), яка утворюється за одиницю часу. Рибопродуктивність – здебільшого господарська категорія, яка відображає величину біомаси риби й розраховується в кілограмах на гектар водної поверхні. У той же час вона значною мірою залежить від біологічних, екологічних факторів – видового складу риб, біологічних властивостей їхніх популяцій, гідрологічних і гідрохімічних характеристик водойм, кормової бази риб, а також від того, які конкретно об'єкти розглядаються як промислові [Заморов, Джуртубаев и др., 2014].

Для ведення сучасного ефективного рибного господарства необхідне вивчення харчування риб і оцінка ступеня використання їх кормової бази. Таким чином, дослідження макрозообентосу як кормової бази риб-бентофагів, установлення значення окремих кормових об'єктів у харчуванні риб, у їхньому раціоні – важлива умова оцінки потенційної рибопродуктивності озера Китай і забезпечення її підвищення.

У результаті наших досліджень, проведених на придунайських озерах у 2009–2012 рр., була розроблена методика комплексного підходу для розрахунків рибопродуктивності озер за станом їх макрозообентосу в сучасних умовах. Основні моменти розробки представлені в Патенті на винахід ІА 110047С2 «Спосіб оцінки біомаси риб-бентофагів у континентальних водоймах» [Zamorov, Leonchus et al., 2016]. Розроблені

також методичні рекомендації «Оцінка рибопродуктивності придунайських озер станом зообентосу» і програмне забезпечення їх реалізації [Заморов, Джуртубаєв та ін., 2012].

Результати таких досліджень дозволяють, як ми вказали раніше [Заморов, Джуртубаєв и др., 2014], дати відповідь на наступні актуальні питання. Скільки риби можна ловити в тому чи іншому озері? Яка кормова база промислових риб? Якою мірою вона використовується? Як, спираючись на результати таких комплексних досліджень, оцінити рибопродуктивність озера з урахуванням його екологічних особливостей? Що і як необхідно зробити для підвищення рибопродуктивності озера?

Важливим етапом вивчення потенційної продуктивності водойми є оцінка енергетичного еквівалента його кормової бази. У таблиці 52 наведені величини енергетичного еквівалента організмів макрозообентосу озера Китай, а також, для порівняння, інших великих придунайських озер.

Таблиця 52

**Величина енергетичного еквівалента (МДж/га) та біомаси (кг/га) організмів основних груп макрозообентосу за вегетаційний період**

Групи організмів	Китай	Ялпуг - Кугурлуй	Котлабух	Кагул
Олігохети	185,7 (47,5)	332,4 (85,0)	263,9 (67,5)	374,4 (95,8)
Амфіподи	81,1 (27,5)	100,3 (34,0)	88,5 (30,0)	132,8 (45,0)
Мізиди	71,9 (15,0)	220,3 (46,0)	239,5 (50,0)	239,5 (50,0)
Хірономіди	1266,6 (270,0)	1051,9 (226,7)	3381,2 (728,7)	2289,8 (493,5)
Черевоні моллюски	58,8 (26,0)	118,9 (52,6)	55,8 (24,7)	93,8 (41,5)
Двостулкові моллюски	39,8 (20,0)	1552,2 (789,0)	569,1 (286,0)	461,7 (232,0)

Примітка: в дужках – значення кг/га.

В озері Китай величина біопродукції всіх врахованих груп макрозообентосу за вегетативний період склала 1704,0 МДж/га (409,0 кг/га) або 497,3 Мкал/га. Це найменші значення серед п'яти придунайських озер. Найбільший енергетичний еквівалент –

4598,1 МДж/га зафіксований в озері Котлабух, перш за все за рахунок хірономід.

Середня величина енергетичного еквівалента кормових організмів макрозообентосу (кДж/кг) склала: в озері Кагул – 3750, озерному комплексі Ялпуг–Кугурлуй – 2757, озері Котлабух – 3874 та озері Китай – лише 416,7.

Для отримання більш точних даних слід враховувати численних риб-бентофагів, що не є цінними з комерційної точки зору. Нами враховані три види бичків. Це пісочник (на 1 га від 3118 екз. в озері Китай до 4822 екз. в озері Котлабух), головач (до 2818 екз./га в озері Котлабух); кругляк (1536 екз./га в озерному комплексі Ялпуг-Кугурлуй).

Виходячи з власних досліджень живлення бичка пісочника і бичка кругляка, а також з даних літератури по харчуванню бичка головача [Фауна..., 1986], враховуючи середні величини енергетичного еквівалента і добового раціону, розмірно-масову характеристику риб, площу ділянок озер, де вони утворюють скупчення, оцінили кількість макрозообентосу, спожитого цими трьома видами. Енергетичний еквівалент корму пісочника, кругляка і головача в сумі склав: у Кагулі – 2035,2 ГДж (6,2% від загальної величини усього корму), в озерній системі Ялпуг–Кугурлуй – 27445,3 ГДж (35,2%), Котлабузі – 5089,3 ГДж (16,3%), Китаї – 832,8 ГДж (8,1%).

Значне використання кормового макрозообентосу бичковими рибами, на нашу думку, може негативно впливати на продуктивність цінних промислових риб-бентофагів. Ситуацію можна поліпшити проведенням комплексу меліоративних робіт. Наприклад, це збільшення чисельності судака – промислового хижого виду, для якого бички є одним з найважливіших компонентів харчування.

Для визначення потенційної рибопродуктивності озер необхідно знати величини раціонів риби, зокрема, сезонні раціони кожного виду і, перш за все, добовий раціон окремих вікових груп риб, для чого використовували формулу балансу енергії:

$$C = R + L + Q + F,$$

де R – витрати на енергетичний обмін;

L – витрати на пластичний обмін;

Q – витрати енергії на генеративний ріст;

F – незасвоєна частина спожитої їжі.

Враховуючи величину енергетичного еквівалента кормової бази риб-бентофагів придунайських озер, була визначена потенційна чисельність риб, яка може бути забезпечена їжею при даній кормовій базі. Виходячи із загальної чисельності риб усіх видів і їх відносної чисельності в уловах, визначили потенційну чисельність риб кожного виду. Величину потенційної біомаси отримали, множачи кількість риб даного виду на величину їх середньої маси (табл. 53, 54).

Таблиця 53

**Потенційна щільність промислових риб-бентофагів (екз./га) у придунайських озерах**

Вид риби	Озера			
	Китай	Кагул	Котлабух	Ялпуг-Кугурлуй
Короп	8,8	21,7	6,0	1,1
Лящ	2,4	23,0	158,3	31,0
Карась	141,0	156,1	338,1	183,6
Плоскирка	1,6	200,8	26,3	–
Плітка	2,6	284,2	40,2	–
Краснопірка	1,8	203,9	3,7	–
Бичок кругляк	–	–	–	15,7

Таким чином, загальна потенційна чисельність і біомаса зазначених промислових риб-бентофагів становить: у Кагулі – 889,7 екз./га і 115,35 кг/га, Ялпузі–Кугурлуй – 231,4 екз./га і 79,21 кг/га, Котлабузі – 572,6 екз./га і 130,76 кг/га, Китаї – 158,2 екз./га і 63,59 кг/га.

Як видно, найбільша потенційна чисельність промислових риб-бентофагів визначена для озера Кагул – близько 900 екз./га. У той же час Кагул помітно поступається озеру Котлабух за розрахунковою потенційною біомасою. Ця, на перший погляд, невідповідність пояснюється більшою чисельністю в озері Кагул малоцінних видів – плоскирки, плітки, краснопірки. У цей же час потенційна щільність ляща в Котлабузі приблизно у сім разів перевищує таку в Кагулі;

карася – більш ніж удвічі. З іншого боку, потенційна щільність краснопірки в Кагулі в 50 разів вище, ніж у Котлабузі. Найменші показники щільності та біомаси промислових видів риб-бентофагів визначені для озера Китай. У зв'язку з цим доречно, очевидно, знову звернути увагу на той факт, що середня величина енергетичного еквівалента кормових організмів у озері Китай на порядок менше, ніж у будь-якому іншому озері – 416,7 кДж/кг.

В озері Китай лише карась характеризується помітною потенційною щільністю – 141,0 екз./га. Щільність інших видів не перевищує 10 екз./га. В потенційній біомасі лідирують карась – близько 44 кг/га і короп – 18,1 кг/га, завдяки значній індивідуальній масі. Плоскирка, плітка і краснопірка характеризуються мінімальною потенційною біомасою (табл. 54).

Таблиця 54

**Потенційна біомаса промислових риб-бентофагів (кг/га) у придунайських озерах**

Вид риби	Озера			
	Китай	Кагул	Котлабух	Ялпуг- Кугурлуй
Короп	18,01	24,46	4,49	1,62
Лящ	1,23	7,30	54,19	14,10
Карась	43,99	42,71	67,99	63,01
Плоскирка	0,08	10,64	1,39	–
Плітка	0,16	17,39	2,49	–
Краснопірка	0,11	12,85	0,23	–
Бичок кругляк	–	–	–	0,48

Один із найважливіших промислових видів риб придунайських озер – короп звичайний. Як видно з таблиць 53 і 54, серед усіх п'яти озер його потенційна чисельність і біомаса найбільша в озерах Кагул і Китай. У той же час інші важливі промислові види – лящ і карась сріблястий – у цих двох озерах характеризувалися найменшою, порівняно з іншими озерами, потенційною чисельністю і біомасою. Відзначимо, що навіть висока чисельність плоскирки, плітки і краснопірки не вплинула на велику потенційну чисельність і біомасу коропа в озері Кагул.

Таким чином, для підвищення рибопродуктивності комерційно-цінних видів риб-бентофагів у придунайських озерах можна рекомендувати більш інтенсивне зариблення коропом Ялпуга, Кугурлуя і Котлабуха. Це буде сприяти максимально ефективному використанню кормової бази рибами, що, у свою чергу, повинно привести до значного збільшення уловів цінних видів.

Що стосується непромислових видів – бичка кругляка, бичка пісочника і бичка головача, то, як зазначено вище, вони споживають значну частину макрозообентосу. Проте, результати наших досліджень вказують на відсутність у даний час помітної харчової конкуренції між рибами-бентофагами придунайських озер.

## УЗАГАЛЬНЕННЯ

Озеро Китай – одне з великих озер українського Придунав'я, що утворюють найбільший озерний район України. Придунайські озера – унікальний природний комплекс, який характеризується великим видовим багатством гідробіонтів і біорізноманіттям. Загальна площа п'яти найбільших озер – Кагула, Ялпуга, Кугурлуй, Котлабуха і Китаю становить близько 450 км<sup>2</sup>, об'єм – близько 800 млн. м<sup>3</sup>. Це робить придунайські озера важливим природним фактором, який багато в чому визначає клімат і погоду в регіоні. Вода озер використовується для поливу, а в ряді випадків і для водопостачання. Крім цього, на озерах розвинений рибний промисел.

У цілому, озера помітно відрізняються одне від одного по гідролого-гідрохімічним характеристикам. У даний час найбільш благополучні в екологічному плані озера Кагул і Кугурлуй. Більш складна обстановка склалася в Китаї та Котлабузі, причому в озері Китай ситуація найбільш несприятлива. Озеро Ялпуг за своїм гідролого-гідрохімічним режимом займає середнє положення.

Більшість великих придунайських озер багато століть були, по суті, лиманами. Створена з 1960 по 1973 рік система дамб уздовж Дунаю суттєво змінила гідрохімічний режим придунайських водойм, їх гідроекологічні характеристики. Раніше більше десяти тисяч гектарів заплави під час водопілля перетворювалися в нерестовища важливих у промисловому відношенні риб. Заплавні рослини були потужним природним біофільтром, на якому затримувалася значна частина зважених речовин і ряд забруднень, що містяться в дунайській воді, яка поступає в озера. Оскільки в даний час дунайська вода надходить в озера по шлюзованим протокам і каналам, то комплекс заплавних рослин фактично втратив своє санітарно-гідробіологічне значення. Усе це посилює замулення дна озер, зростання мінералізації та загального забруднення. При цьому необхідно відзначити два моменти: по-перше, це односпрямований процес, на відміну від так званих закритих лиманів, наприклад – Хаджибейського та Тилігульського лиманів. Зв'язок цих водойм з морем періодичний і здійснюється через окремі водотоки, наприклад,

як обловно-запускний канал Тилігульського лиману. Звичайно, можна сказати, що й на озерах існує схожа ситуація, яка склалася в результаті надходження річкової води в озера у весняне водопілля і паводки, а також внаслідок осінніх скидів озерної води в Дунай. Однак, слід враховувати наступне. Площі окремих придунайських озер можна порівняти із зазначеними лиманами: Кагул – 90 км<sup>2</sup>, Кугурлуй – 82 км<sup>2</sup>, Котлабух – 68 км<sup>2</sup>, Китай – 60 км<sup>2</sup>. Виділяється лише Ялпуг–149 км<sup>2</sup>. Площа Хаджибейського лиману – 70 км<sup>2</sup>, Тилігульського – 80 км<sup>2</sup>. Але внаслідок мілководності озер їхні об'єми багаторазово поступаються названим лиманам: Хаджибейський – 400 млн. м<sup>3</sup>, Тилігульський – 600 млн. м<sup>3</sup>, тоді як об'єм Кугурлуя – 82 млн. м<sup>3</sup>, Котлабуха – 47 і Китаю – 102 млн.м<sup>3</sup>. Обсяг Кагула – 180 млн. м<sup>3</sup>, Ялпуга (в силу великої площі, але не глибини) – 387 млн. м<sup>3</sup>. Тобто в більшості придунайських озер, порівняно з лиманами, в цьому плані можливості протистояти негативному впливу замулення, забруднення, як і іншим негативним факторам помітно менші.

Екосистеми придунайських озер, їх біотичні складові, зокрема, макрозообентос після завершення будівництва дамб і значного скорочення зв'язку озер з Дунаєм, помітно змінилися. Найбільші зміни макрозообентосу відбулися в озері Китай. Наприклад, у 2006–2009 рр. на літоралі озера знайдені усі 66 видів макрозообентосу, виявлені в цей час у озері. У 2010 р. кількість видів скоротилося до 37; а в 2011 і 2012 рр. було знайдено лише 23 і 12 видів відповідно.

Зокрема, в пробах були відсутні такі важливі фільтратори як двостулкові молюски родин Unionidae і Dreissenidae. У 5–6 разів скоротилася кількість видів ракоподібних і кільчастих червв – найважливіших кормових об'єктів риб-бентофагів. З 21 до 6 зменшилася кількість видів комах. Чисельність і біомаса макрозообентосу також помітно зменшилася. Так, у 2006–2009 рр. влітку на літоралі вони становили в середньому, 1221 екз·м<sup>-2</sup> і 31,81 г·м<sup>-2</sup>, а в 2012 р. ці показники склали лише 325 екз·м<sup>-2</sup> і 3,26 г·м<sup>-2</sup>.

Загалом видове багатство макрозообентосу завжди збільшувалося від більш мінералізованого верхів'я до найбільш

розпрісненого пониззя. У 2006–2009 рр., у період найбільшого якісного різноманіття, на літоралі у верхів'ї зустрічалось 18 видів макрозообентосу, в середній частині – 36, у пониззі – усі 66 видів, знайдених у озері. В субліторалі кількість видів макрозообентосу в цей час склала, відповідно, 11, 18 і 23 види.

Унаслідок зазначених змін гідролого-гідрохімічного режиму змінилися підводні ландшафти озера. Зокрема, на багатьох ділянках літоралі зарості вищих підводних рослин (кушир, валіснерія та ін.) або зникли, або перебувають у пригніченому стані (наприклад, зарості куширу). Разом з ними деградували пов'язані з рослинами угруповання безхребетних і риб, як наприклад, у пониззі озера.

Оцінюючи роль окремих видів макрозообентосу в структурі бентосних угруповань за індексом щільності  $\sqrt{pb}$ , встановили, що на мулистому піску літоралі в 2006–2009 рр. домінували молюски *Dreissena polymorpha*, *Unio pictorum*, *Viviparus contectus*, *Planorbarius corneus*, *Lymnaea stagnalis*, *Bithynia tentaculata*, голландський краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata*, *Paramysis intermedia*, *Limnomysis benedeni*, бабки *Ischnura elegans*. У 2012 р. індекс щільності *Rh. harrisi tridentata* знизився з 16,1 до 5,0. Дрейсена, яка лідирувала за індексом щільності (16,8) у 2006–2009 рр., взагалі була відсутня в пробах.

Успішність існування донних та інших угруповань значною мірою залежить від їх таксономічного різноманіття. За нашими даними мінімальні значення індексу Шеннона серед п'яти найбільших озер зафіксовані саме в озері Китай: 3,22 на літоралі і 2,39 – в субліторалі. Максимальні величини відзначені в Ялпузі й Кугурлуї на літоралі – 4,21 і 4,07, та субліторалі – 2,82 і 2,61 відповідно. Індекс вирівнювання Пієлу характеризувався відносно великими значеннями: від 0,61–0,66 в озері Китай до 0,66–0,77 в Ялпузі.

Оцінка абіотичних компонентів екосистеми озера Китай показала, що відносно стабільна ситуація в озері по розчиненому у воді кисню, загальному фосфору, азоту нітратному, рН. По більшості розглянутих показників простежувалося погіршення від 2004 р. до 2016 р., тобто загальна екологічна ситуація стала більш напруженою.

У 2001–2012 рр. в озері Китай нами виявлено 30 видів риб, серед яких домінували коропоподібні Cypriniformes – 16 видів.

До спорудження дамб придунайські озера були високопродуктивними водоймами, рибопродуктивність сягала, в середньому,  $118,9 \text{ кг}\cdot\text{га}^{-1}$ . За розробленою нами методикою, враховуючи величину енергетичного еквівалента кормової бази риб-бентофагів придунайських озер, визначили потенційну чисельність і біомасу риби, які можуть бути забезпечені їжею при наявній кормовій базі. В озері Китай найбільші чисельність і біомаса визначені для карася срібного *Carasius gibelio* ( $141,0 \text{ екз}\cdot\text{га}^{-1}$  і  $43,99 \text{ кг}\cdot\text{га}^{-1}$ ), на другому місці короп *Cyprinus carpio* ( $8,8 \text{ екз}\cdot\text{га}^{-1}$  і  $18,01 \text{ кг}\cdot\text{га}^{-1}$ ), непромислові риби – бички кругляк *Neogobius melanostomus*, пісочник *Neogobius fluviatilis* і головач (бичок Кесслера) *Neogobius kessleri* споживають значну частину макрозообентосу завдяки своїй великій чисельності. Але, судячи з результатів наших досліджень, у даний час більш-менш помітна харчова конкуренція між рибами-бентофагами в озері Китай, а в інших придунайських озерах практично відсутня.

Що ж слід очікувати в майбутньому? Чи витримає екосистема озера потужний «антропогенний удар»? Говорячи про погіршення екологічної ситуації в озері, перш за все мають на увазі зниження його рибопродуктивності. Спробуємо поглянути на ситуацію, що складається в озері, з іншої точки зору. Добре помітні багато ознак антропогенної сукцесії, тим більше враховуючи однонаправленість процесу. З цієї точки зору, біотична складова озерної екосистеми перетворюється, прагнучи відповідати новим абіотичним умовам. При цьому можливі мінімум два варіанти розвитку подій. Перший – біотична компонента озерної екосистеми, яка знаходиться в даний час на межі екологічної кризи, не ввійде в екологічну рівновагу з новим сильно зміненим і багато в чому погіршеним гідролого-гідрохімічними режимом. У такому випадку слід очікувати екологічну катастрофу озера. Другий – сформується екосистема, де абіотичні й біотичні компоненти прийдуть до відповідної рівноваги – гомеостазу системи. Озеро Китай стане солонуватоводною водоймою

зі значною кількістю розчинених у воді органічних та інших речовин, з відповідною іхтіофауною, очевидно, бідною у видовому відношенні і макрзообентосу, види якого зможуть успішно існувати в таких умовах. Тобто це буде водойма в нових умовах, які для нього будуть нормою, а не більш негативним екологічним станом. Дуже велике значення при цьому матиме ситуація на водозбірній площі, а також гідрологічна і гідрохімічна характеристики малих річок, які впадають в озеро.

Автори сподіваються, що ця монографія приверне увагу читачів до екологічних проблем придунайських озер і всього українського Придунав'я.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Алёкин О. А.* Основы гидрохимии / О. А. Алёкин – Л. : Гидрометеоздат, 1970. – 444 с.
2. *Алимов А. Ф.* Сезонные многолетние изменения биомассы зообентоса континентальных водоёмов / А. Ф. Алимов // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 2. – С. 3-9.
3. *Алмазов А. М.* Гидрохимия устьевых областей рек / А. М. Алмазов – К. : Изд-во АН УССР, 1962. – 253 с.
4. *Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління* / під ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко. – К. : Наукова думка, 1999. – 703 с.
5. *Борш З. Т.* Фитопланктон, его первичная продукция и общая деструкция органического вещества / Озеро Кагул / З. Т. Борш, Н. И. Яловицкая; под ред. М. Ф. Ярошенко. – Кишинёв : Штиинца, 1979. – С. 23-32.
6. *Бульон В. В.* Первичная продукция планктона и классификация озёр / В. В. Бульон // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем / под ред. А. Ф. Алимова . – Л. : Наука, 1987. – С. 45-51.
7. *Вишневський В. І.* Річки і водойми України. Стан и використання / В. І. Вишневський – К. : Віпол, 2000. – 376 с.
8. *Владимиров М. З.* Зообентос / Озеро Кагул / М. З. Владимиров, И. К. Тодераш; под ред. М. Ф. Ярошенко. – Кишинёв : Штиинца, 1979. – С. 75-86.
9. *Владимирова К. С.* Микрофитобентос придунайских лиманов // Вопросы экологии . – 1957. – Т. 1 – С. 12-20.
10. *Владимирова К. С.* Фитомикробентос придунайских водоёмов / К. С. Владимирова // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 242-263.
11. *Владимирова К. С.* Физико-географический очерк придунайских лиманов / К. С. Владимирова, К. К. Зеров // Тр. Ин-та гидробиол. АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 185-193.

12. Воликов Ю. Н. Антропогенные изменения в составе донной фауны «каспийского» комплекса макрозообентоса придунайских водоёмов / Ю. Н. Воликов // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. – 2001. – 14, № 3. – С. 33-34.
13. Воликов Ю. Н. Структура и функции макрозообентоса экотонных систем в условиях комплексного использования водоёмов на примере придунайских озёр / Ю. Н. Воликов – Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – К., 2004. – 23 с.
14. Воликов Ю. Н. Изменение количественных показателей развития макрозообентоса придунайских озёр / Ю. Н. Воликов // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. – 2005. – 18, № 3 (26). Сер. Біологія. – С. 64-66.
15. Герасимюк В. П. Микрофитобентос Придунайских озёр / В. П. Герасимюк, О. А. Ковтун // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 81-87.
16. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / под ред. В. Д. Романенко. – К. : Наукова думка, 1993. – 328 с.
17. Г Н. 2.1.5.689-98 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – М. : 1998.
18. Гопченко Є. Д. Особливості водно-солевого режиму придунайських озер (на прикладі озера Китай) / Є. Д. Гопченко, Ю. С. Белаш // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. – 2005. – 18, № 3 (26). – Сер. Біологія. – С. 98-100.
19. Гопченко Є. Д. Особливості водного і солевого режимів оз. Китай у 2007 р. / Є. Д. Гопченко, Медведєва Ю. С. // Вісн. Одеськ. держ. екол. ун-ту. – 2008. – Вип. 6. – С. 129-132.
20. Григорьев С. В. О некоторых определениях и показателях в озёроведении / С. В. Григорьев // Тр. Карельского филиала АН СССР. – 1958. – Вып. XVIII. Мат-лы по гидрологии (лимнологии) Карелии. – С. 29-45.
21. Гринбарт С. Б. Про розповсюдження нового вселенця краба *Rhithropanopeus harrisi* в лиманах Північного Причорномор'я // Праці Одеськ. держ. ун-ту. – 1957. – Т. 147. Сер. біол. наук, вип. 8. – С. 143-176.

22. *Гринбарт С. Б.* Питание бентосоядных рыб и кормовые ресурсы зообентоса Придунайских лиманов (Ялпуг, Кугурлуй) / С. Б. Гринбарт // Тез. докл. I Республ. конф. ВГБО. – К., 1964. – С. 68.
23. *Гринбарт С. Б.* Зообентос лиманов северо-западного Причерноморья и смежных с ними участков моря. / С. Б. Гринбарт – Автореф. дис. ... доктора биол. наук. – Одесса, 1967. – 51 с.
24. *Гусева Т. В.* Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / Т. В. Гусева, Я. П. Молчанова, Е. А. Заика, В. Н. Виниченко, Е. М. Аверочкин – К. : Эколайн, 1999. – 96 с.
25. *Гэштеску П.* Гидрологическая связь между рукавами и озёрами дельты Дуная / П. Гэштеску, А. Брайер // Лимнологические исследования Дуная. – К. : Наук. думка, 1969а. – С. 109-118.
26. *Гэштеску П.* Гидрохимические характеристики озёр, расположенных в дельте Дуная / П. Гэштеску А. Брайер // Лимнологические исследования Дуная. – К. : Наук. думка, 1969б. – С. 119.
27. *Деньга Ю. М.* Гидрохимический режим и качество вод Придунайских озёр / Ю. М. Деньга, В. И. Мединец // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 17-25.
28. *Джуртубаев М. М.* Зообентос Придунайских озёр /М. М. Джуртубаев, О. А. Ковтун // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 107-114.
29. *Джуртубаев М. М.* Моллюски бентоса дунайской протоки Большая Репида / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев, И. И. Радионов // Вісн. Одеськ.нац. ун-ту. – 2010. – Т. 15. вип. 6. Біологія – С. 67-73.
30. *Джуртубаев М. М.* Мейобентос придунайских озёр Одесской области / М. М. Джуртубаев, М. А. Заморова, Ю. М. Джуртубаев // Гидробиол. журн. –2011. – Т. 47, № 5. – С. 106-110.
31. *Джуртубаев М. М.* Брюхоногие моллюски придунайских озер и водотоков Одесской области / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев, В. В. Заморов – Одесса : Печатный дом, 2012. – 128 с.

32. *Джуртубаев М. М.* Некоторые итоги изучения макрозообентоса придунайских озёр Одесской области в современных условиях / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев // Мат-лы III Междунар. науч. конф. Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений. – Херсон, 2012а – С. 45-47.
33. *Джуртубаев М. М.* Современное состояние макрозообентоса придунайских озёр Одесской области. Сообщение 1. / М. М. Джуртубаев, В. В. Заморов, Ю. М. Джуртубаев // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 36-42.
34. *Джуртубаев М. М.* Многолетняя динамика гидрологических и гидрохимических показателей озера Китай (Одесская область, Украина) / М. М. Джуртубаев, Т. В. Урбанская, Ю. М. Джуртубаев // Вісник Дніпропетровськ. ун-ту. – 2016. – Сер. Біол, екол. № 24 (2). – С. 184-191.
35. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос озера Котлабух в современных экологических условиях / Ю. М. Джуртубаев // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2013. – Т. 18, вип. 1. Біологія. – С. 53-59.
36. *Джуртубаев Ю. М.* Брюхоногие моллюски придунайских озёр Одесской области / Ю. М. Джуртубаев // Мат-лы V міжнар. наук. конф. Відновлення порушених природних екосистем – Донецьк, 2014. – С. 64-65.
37. *Джуртубаєв Ю. М.* Макрозообентос придунайських озер в сучасних умовах / Ю. М. Джуртубаєв – Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Одеса, 2017. – 20 с.
38. *Джуртубаєв Ю. М.* Некоторые итоги изучения макрозообентоса придунайских озёр Одесской области / Ю. М. Джуртубаєв, М. М. Джуртубаєв // IV Международная ихтиологическая научно – практическая конференция. Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології. 7-11 сентября 2011. – Одесса. – 2011а. – С. 84-86.
39. *Джуртубаєв Ю. М.* Некоторые лимнологические характеристики придунайских озёр Одесской области в современных условиях / Ю. М. Джуртубаєв, М. М. Джуртубаєв // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. – 2011б. – № 4 (49). – С. 26-31.

40. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос дунайского канала «Общественный» / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев // Вісн. Харківськ. нац. ун-ту. – 2012а. – № 1008. Серія: біологія. – Вип. 15. – С. 124-128.
41. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос придунайского оз. Кривое в условиях антропогенного воздействия / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев // Вісн. Дніпропетровськ. ун-ту. – 2012б. – № 7/1. Т. 20. – С. 28-33.
42. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос озера Котлабух / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев // Мат-лы XIII Междунар. научн.-практич. экол. конф. Биоразнообразие и устойчивость живых систем, 6-11 октября 2014 г., Белгород, Россия. – Белгород, 2014. – С. 86-87.
43. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос дунайских проток Викета и Большая Репида / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту.–2015а. – Сер. Біол. № 3-4 (64). – С. 189-192.
44. *Джуртубаев Ю. М.* Брюхоногие моллюски макрозообентоса придунайских озёр Одесской области / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев // Мат-лы докладов III Всероссийск. заоч. научн.-практич. конф. с международн. участием Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов. 27 марта 2015 г., г. Махачкала. – Махачкала, 2015б. – С. 67-71.
45. *Джуртубаев Ю. М.* Макрозообентос водной системы придунайского озера Китай (Украина) / Ю. М. Джуртубаев, Д. А. Наум // Мат-ли міжнародн. наук.-практич. конф. Теорія і практика сучасної науки. 24-25 лютого 2017 р. м. Дніпро. – Херсон, 2017. – С. 38-41.
46. *Джуртубаев Ю. М.* Влияние величины минерализации воды на макрозообентос придунайского озера Китай (Одесская область, Украина) / Ю. М. Джуртубаев, М. М. Джуртубаев, Т. В. Урбанская // Тернопільські біологічні читання – Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2017. – Тернопіль, 2017. – С. 117-121.
47. *Дубняк С. С.* Засади еколого-гідрологічного моніторингу рівнинних водосховищ / С. С. Дубняк // Наук. пр. УкрНДГМІ.–2003. – Вип. 251. – С. 77-83.

48. Дьяков О. Управление водными ресурсами в украинском Придунавье: Тотальное преобразование пойменных земель и его последствия. / О. Дьяков, Л. Плотницкий, Т. Чёрная // Сер. Интегрированное управление водными ресурсами. – Вып. 3. – Одесса, 2009. – 7 с.
49. Дятлов С. Е. Оценка токсичности воды и донных отложений Придунайских озёр / С. Е. Дятлов // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2, Екологія. – С. 44-52.
50. Енаки И. Г. Гидрохимический режим / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / И. Г. Енаки, Л. А. Журавлёва; под ред. В. Д. Романенко – К. : Наукова думка, 1993. – С. 23-40.
51. Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Чёрного моря у побережья Украины (обзор) / Ю. П. Зайцев // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 4. – С. 3-18.
52. Зайцев Ю. П. Дунай – основной источник евтрофирования Чёрного моря / Ю. П. Зайцев, Г. П. Гаркавая, Д. А. Нестерова, Л. Н. Полищук // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 4. – С. 21-23.
53. Заморов В. В. Вспышка численности бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) в придунайских озёрах / В. В. Заморов, М. М. Джуртубаев, Ю. Н. Олейник, Н. П. Радионова // Мат-лы VIII Международн. научн. экол. конф. Актуальные проблемы сохранения живых систем. – Белгород, 2004. – С. 66-67.
54. Заморов В. В. Естественное вселение бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) в придунайские озёра / В. В. Заморов, Ю. Н. Олейник, М. М. Джуртубаев // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2005. – Т. 15, вип. 5. Біологія. – С. 93-99.
55. Заморов В. В. Ихтиологические исследования на придунайских озёрах / В. В. Заморов, М. М. Джуртубаев, Ю. Н. Олейник, Н. П. Радионова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. – 2006а. – 2 (29). – Сер. Біологія. – С. 19-21.
56. Заморов В. В. Ихтиофауна и эколого-биологическая характеристика пяти промысловых видов рыб придунайских озёр / В. В. Заморов,

М. М. Джуртубаев, С. М. Снигирёв, Ю. Н. Олейник // Причорноморськ. екол. бюл. – 2006б. – № 3-4 (21-22). – С. 517-523.

57. *Заморов В. В.* Гидробиологические и ихтиологические исследования на придунайских озёрах – продолжение научных традиций кафедры гидробиологии и общей экологии Одесского национального университета имени И. И. Мечникова / В. В. Заморов, М. М. Джуртубаев, Н. И. Беленкова // Мат-ли наук. конф. Внесок Одеського національного університету імені І. І. Мечникова у розвиток світової освіти, науки і техніки. – Одеса : Астропринт, 2007. – С. 80-88.
58. *Заморов В. В.* Оцінка рибопродуктивності придунайських озер за станом макрозообентосу. Методичні рекомендації / В. В. Заморов, М. М. Джуртубаєв, Є. Ю. Леончик. – Одеса : Одеський національний університет ім. І. І. Мечникова, 2012. – 40 с.
59. *Заморов В. В.* Гидроэкологическая характеристика придунайских озёр Украины / В. В. Заморов, Ю. М. Джуртубаев, М. А. Заморова, [и др.] Одесса : Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, 2014. – 227 с.
60. *Зеленин А. М.* Ихтиофауна и состояние запасов рыб / Озеро Кагул / А. М. Зеленин, М. З. Владимиров; под ред. М. Ф. Ярошенко – Кишинёв : Штиинца, 1979. – С. 87-100.
61. *Зернов С. А.* Отчёт о командировке в северо-западную часть Чёрного моря для изучения фауны и собирания коллекций для Зоологического Музея Импер. АН / С. А. Зернов // Ежегодник зоол. Музея Импер. АН (1908) – 1909. – 13, № 1/2. – С. 154-166.
62. *Зеров К. К.* Растительность придунайских лиманов / К. К. Зеров // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 210-221.
63. *Иванов А. И.* Фитопланктон придунайских водоёмов / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / А. И. Иванов; под ред. В. Д. Романенко – К. : Наукова думка, 1993. – С. 85-88.

64. *Інструкція з відбору і підготовки проб води та ґрунту для проведення вимірювань в лабораторіях Держводгоспу України.* – К., 2001. – 22 с.
65. *Клер В. О.* К выяснению процесса образования плавневых озёр в дельте Дуная / В. О. Клер // Тр. I Всерос. гидрологич. съезда. – Л. : Авиоиздательство, 1925. – 623 с.
66. *Клоков В. М.* Высшая водная растительность / В. М. Клоков, Т. Н. Дьяченко / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов; под ред. В. Д. Романенко. – К. : Наукова думка, 1993. – С. 41-77.
67. *Ковалёва Н. В.* Исследование фотосинтетической активности фитопланктона в Придунайских озерах в 2001-2002 гг. / Н. В. Ковалёва, В. И. Мединец // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 63-69.
68. *Ковалёва Н. В.* Закономерности соотношения биомассы фито-, бактерио- и зоопланктона в Придунайских озёрах летом 2000 г. / Н. В. Ковалёва, Л. Н. Полищук, В. И. Мединец, Н. В. Дерезюк, Е. И. Газетов // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 100-106.
69. *Ковтун О. А.* Биоразнообразие макрофитов Придунайских озёр Ялпуг и Кугурлуй / О. А. Ковтун, Ф. П. Ткаченко // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 70-74.
70. *Кожаева Д. К.* Влияние глубины водоёмов на их биоэкологические параметры / Д. К. Кожаева, Д. В. Жантеголов, С. Ч. Казанчев // Изв. Оренбургского гос. аграрн. ун-та. – 2014. – Вып. 5 (50). – С. 155-157.
71. *Константинов А. С.* Общая гидробиология / А. С. Константинов – М. : Высшая школа, 1986. – 472 с.
72. *Корелякова И. Л.* Количественная характеристика растительности придунайских водоёмов / И. Л. Корелякова // Гидробиол. журн.– 1967. – Т. 3, № 1. – С. 3-10.
73. *Корелякова И. Л.* Высшая водная растительность придунайских водоёмов как возможная кормовая база для растительноядных рыб / И. Л. Корелякова

// Докл. 10-й юбил. конф. по вопросам лимнологии Дуная. – София : Изд-во Болг. АН, 1968. – С. 181-189.

74. *Корнюшин А. В.* О видовом составе пресноводных двустворчатых моллюсков Украины и стратегии их охраны / А. В. Корнюшин // *Vestnik zoologii*. – 2002. – 36 (1). – С. 9-23.
75. *Костикова Л. Е.* Фитопланктон придунайских лиманов / Л. Е. Костикова – Автореф. дис... канд. биол. наук. – К., 1969. – 19 с.
76. *Ляшенко А. В.* Сапробиологическая характеристика экологического состояния озера-лимана Ялпуг по организмам макрозообентоса / А. В. Ляшенко, Ю. Н. Воликов // *Гидробиол. журн.* – 2001. – Т. 37, № 3. – С. 74-81.
77. *Ляшенко А. В.* Донные беспозвоночные – вселенцы в водоёмы низовий Дуная / А. В. Ляшенко, О. О. Синицина, Е. В. Волошкевич // *Гидробиол. журн.* – 2005. – Т. 41, № 4. – С. 58-67.
78. *Марковский Ю. М.* Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия её существования и пути использования III. Водоёмы Килийской дельты Дуная / Ю. М. Марковский – К.: Изд-во АН УССР, 1955. – 280 с.
79. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / під ред. В. Д. Романенка. – К. : ЛОГОС, 2006. – 408 с.
80. *Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зообентос и его продукция.* – Л. : ГосНИОРХ, 1984. – 52 с.
81. *Милашевич К. О.* Моллюски, собранные за время экспедиции С. А. Зернова на миноносце № 264 на реке Дунай с 28. 06 по 3. 11. 1907 г. / К. О. Милашевич // *Изв. АН.* – 1908. VI, серия 12. – С. 38-56.
82. *Миничева Г. Г.* Оценка современного состояния погружённой растительности озёр Ялпуг и Кугурлуй / Г. Г. Миничева, И. А. Дриманова, М. Н. Косенко // *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту.* – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 181-187.

83. Михайлеску К. Д. Происхождение лиманов дельты Дуная / К. Д. Михайлеску – Кишинёв : Штиинца, 1990. – 164 с.
84. Мовчан Ю. В. Риби України (визначник-довідник). – К. : Наук. думка, 2011. – 420 с.
85. Молодецкий А. Э. Особенности состояния экосистемы озера Китай / А. Э. Молодецкий, Т. Д. Борисевич, С. П. Гайдей // Вода и здоровье. – 2000. – Сб. науч. статей. Одесса : ОЦНТЭИ. – С. 108-111.
86. Мониторинг макрозообентоса. – Eco Grade, 2001. TACIS, LENDELL. –12 с.
87. Мяэметс А. А. Изменения высшей водной растительности / А. А. Мяэметс // Антропогенное воздействие на малые озёра. – Л. : Наука, 1980. – С. 77-85.
88. Набережный А. И. Зоопланктон / Озеро Кагул /А. И. Набережный; под ред. М. Ф. Ярошенко – Кишинёв : Штиинца, 1979. – С. 59-75.
89. Наум Е. А. Голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata* придунайского озера Китай / Е. А. Наум // Тез. VII Междунар. научн. – практ. конф. молодых учёных Pontus Euxinus 2011, Севастополь, 24-27 мая 2011 г. – Севастополь, 2011. – С. 178-179.
90. Наум Д. А. Сравнительная характеристика макрозообентоса различных экологических зон придунайского озера Китай / Д. А. Наум // Тез. VII Междунар. научн.-практ. конф. молодых учёных Pontus Euxinus 2011, Севастополь, 24-27 мая 2011 г. – Севастополь, 2011. – С. 179-180.
91. Обобщённый перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасного уровня воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. – М. : Минрыбхоз: Главрыбвод, 1990. – 46 с.
92. Оливари Г. А. Зообентос придунайских водоёмов / Г. А. Оливари // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 145-165.
93. Оливари Г. А. Возможные изменения бентоса придунайских водоёмов при комплексном их использовании / Г. А. Оливари // Лимнологические исследования Дуная. – К. : Наук. думка, 1969. – С. 292-298.

94. *Остроумов А. А.* О гидробиологических исследованиях в устьях южнорусских рек в 1896 году / А. А. Остроумов // Изв. Импер. Акад. Наук, С-Пб. – 1897. – Т. 6, № 4. – С. 343-362.
95. *Остроумов А. А.* Краткий отчёт о гидробиологических исследованиях в 1897 году / А. А. Остроумов // Изв. Импер. Акад. Наук, С-Пб. – 1898. – Т. 7, № 2. – С. 78-91.
96. *Парчук Г. В.* Зоопланктон / Г. В. Парчук / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов; под ред. В. Д. Романенко. – К. : Наук. думка, 1993. – С. 156-163.
97. *Пидгайко М. Л.* Зоопланктон придунайских водоёмов / М. Л. Пидгайко – Киев : Изд-во АН УССР, 1957. – 99 с.
98. *Пидгайко М. Л.* О формировании зоопланктона придунайских водоёмов / М. Л. Пидгайко // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – № 36. – С. 20-24.
99. *Поліщук В. В.* Гідрофауна пониззя Дунаю в межах України / В. В. Поліщук – К. : Наук. думка, 1974. – 420 с.
100. *Полищук Л. Н.* Тенденции современного развития зоопланктона придунайских озёр украинской дельты Дуная / Л. Н. Полищук // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 88-99.
101. *РД 52. 24. 514-2002.* Методика расчёта суммарной молярной (массовой) концентрации ионов натрия и калия, суммарной массовой концентрации ионов в водах / Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2009. – 13 с.
102. *Ривьер И. К.* Зоопланктон и нейстон / И. К. Ривьер // Методика изучения биогеноценозов внутренних водоёмов; под ред. Ф. Д. Мордухай-Болтовского. – М. : Наука, 1975. – С. 138-157.
103. *Ролл Я. В.* Фитопланктон придунайских водоёмов / Я. В. Ролл // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – № 36. – С. 222-229.
104. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко – К. : Генеза, 2004. – 664 с.

105. *Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши* / под ред. А. Д. Семёнова. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.
106. *Руководство по методам исследования качества вод. Т. 1. Гидрохимия* / под ред. А. В. Яцык, др. – К. : УНИИВЭП, 1995. – 201 с.
107. *Рыбалко В. Я. Будущее рыбного хозяйства* / В. Я. Рыбалко, Г. де Грааф – ТАСИС. – 2002. – 5 с.
108. *Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення* / СанПіН 2.1.5.980.-00.
109. *Состояние запасов рыб и рака придунайских водоёмов и мероприятия по их увеличению: Отчёт ОдО АзЧерНИРО.* – 1962. – 290 с.
110. *Стойловський В. П. Сучасний стан іхтіофауни придунайських озер Каргал і Кугурлуй, перспективи охорони і використання* / В. П. Стойловський, Є. В. Майков // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2000. – Т. 5, вип. 1. Біологія. – С. 177-183.
111. *Страдомская А. Г. Температура* / А. Г. Страдомская // *Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши* / под ред. А. Д. Семёнова. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – С. 19-21.
112. *Сучков И. А. Батиметрическая съёмка озёр Ялпуг и Кугурлуй* /И. А. Сучков, Н. А. Федорончук, И. Г. Золоторёва, М. В. Корнилов, В. И. Мединец // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 33-37.
113. *Таубе П. Р. Химия и микробиология воды: Учебник для студентов вузов* / П. Р. Таубе, А. Г. Баранова. – М. : Высшая школа, 1983. –280 с.
114. *Тимм В. Я. О терминологии озёрной бентали* / В. Я. Тимм, Т. Э. Тимм // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 6. – С. 40-45.
115. *Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоёмов Украины* / В. М. Тимченко – К. : Наукова думка, 2006. – 381 с.
116. *Тимченко В. М. Взвешенное вещество Дуная и придунайских водоёмов* / В. М. Тимченко, Б. Н. Новиков // Гидробиологические исследования

- Дуная и придунайских водоёмов: Сб. науч. тр. – К. : Наук. думка, 1987. – С. 3-14.
117. *Тимченко В. М.* Взвешенное в воде вещество – ключевой эколого-гидрологический элемент устьевого участка Дуная и придунайских водоёмов / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / В. М. Тимченко, Б. Н. Новиков; под ред. В. Д. Романенко – К. : Наукова думка, 1993а. – С. 10-17.
118. *Тимченко В. М.* Донные отложения Дуная и придунайских водоёмов / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / В. М. Тимченко, Б. И. Новиков; под ред. В. Д. Романенко – К. : Наук. думка, 1993б. – С. 17-22.
119. *Товбин М. В.* Гидрохимическая характеристика придунайских водоёмов / М. В. Товбин, М. Б. Фельдман, Ю. Г. Майстренко // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 204-209.
120. *Фауна Украины.* В 40-а т. Т. 8. Рыбы. Вып. 5. Окунеобразные (бычководные), скорпенообразные, камбалообразные, присоскообразные, удильщикообразные / А. И. Смирнов – К. : Наук. думка, 1986. – 320 с.
121. *Форель Ф. А.* Руководство по озёроведению (общая лимнология) / Ф. А. Форель – С-Пб. : Типография В. Ф. Киршбаума, 1912. – 196 с.
122. *Харченко Т. А.* Макрозообентос / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / А. Т. Харченко; под ред. В. Д. Романенко. – К. : Наукова Думка, 1993. – С. 164-179.
123. *Харченко Т. А.* Макрозообентос левобережных водоёмов нижнего Дуная в условиях их комплексного хозяйственного использования / Т. А. Харченко, Ю. Н. Воликов // Гидробиол. журн. – 1977. – Т. 33, № 5. – С. 37-45.
124. *Хилтон Д.* Лучшая вода для лучшей жизни. – Проект ТАСИС «Озёра нижнего Дуная». – 2002. – 8 с.
125. *Цееб Я. Я.* Зоопланктон советского участка Дуная, его рукавов и заливов / Я. Я. Цееб // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 70-93.

126. Чёрная Т. Природные ресурсы Украинского Придунавья. / Т. Чёрная, О. Дьяков, Д. Плотницкий // Neighbourhood Programme Romania-Ukraine. – Серия: Интегрированное управление водными ресурсами. – Вып. 2. – Одесса, 2008. – 7 с.
127. Швєбс Г. І. Каталог річок і водойм України / Г. І. Швєбс, М. І. Ігошин – Одеса : Астропринт, 2003. – 389 с.
128. Шекк П. В. Ретроспективный анализ и современное состояние ихтиофауны и рыбных промыслов дельты Дуная / П. В. Шекк // Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. – 2003. – Т. 8, вип. 11. Екологія. – С. 55-83.
129. Шорыгин А. А. Питание и пищевые взаимоотношения рыб Каспийского моря. – М. : Пищепромиздат, 1952. – 268 с.
130. Юришинец В. И. Новый для фауны Украины вид двустворчатых моллюсков *Sinanodonta woodiana* (Bivalvia, Unionidae), его диагностика и возможные пути интродукции / В. И. Юришинец, А. В. Корнюшин // Вестн. зоологии. – 2001. – 35, № 1. – С. 79-84.
131. Adamek Z. The respons of benthic macroinvertebrate and fish assemblages to human impact along the lower stretch of the rivers Marava and Dyje (Danube basin, Czech Republic) / Z. Adamek, S. Zahradkova, P. Jurajda, J. Barnardova, Z. Juraidova, M. Janač, D. Nemejcova // Croatian journ of Fisheris. – 2013. – 71. – P. 93-115.
132. Atanacković A. D. Oligochaeta of the Danube River – a faunistical review / A. D. Atanacković, F. Šporka, B. Csányi, B. M. Vasiljević, J. M. Tomović, M. M. Paunović // Biologia.–2013. – 68 / 2/ - Sect. Zool. – P. 269-277.
133. Băcesco M. Contribution a l'etabe des Mysides de la mer Noire, ainsi que des limans et de lacs en retation avec la mer on avec le Donube / M. Băcesco // Ann. Sci. Univ. Jassy. – 1934. – Vol. 19, № 1/4. – P. 317-330.
134. Borcea I. Fauna Surviuante de type Caspien dans des limans d'eau douce de Roumanie. Nota preliminară / I. Borcea // Ann. Sci. Univ. jassy. –1924. – 13, № 3-4. – P. 207-223.

135. *Buhvestova, O.* Nitrogen and phosphorus in Estonian rivers discharging into Lake Peipsi: estimation of loads and seasonal and spatial distribution of concentrations / O. Buhvestova, K. Kangur, M. Haldna, T. Möls // *Estonian Journ. of Ecology*. – 2011. 60(1), 18-38.
136. *Canham, C. D.* Nitrogen deposition and nitrogen concentrations: a regional analysis of terrestrial controls and aquatic linkages. / C. D. Canham, M. L. Pace, K. C. Weathers, E. W. McNeil, B. L. Bedford, L. Murphy, S. Quinn // *Ecosphere*. – 2012. 3(7), P. 1-16.
137. *Council Directive 78/659 EEC* 18 July 1978 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. – *Official Journal of the European Communities*, 1978. – L. 222. – P. 1-10.
138. *Council Directive 80/778 EEC* 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*, 1980. – L. 223. – P. 11-29.
139. *Council Directive 98/83 EEC* 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. – *Official Journal of the European Communities*, 1998. – L. 330. – P. 32-54.
140. *Dzhurtubaev Yu. M.* Faunistic characteristics of Macrozoobenthos of Danube Lakes in Ukraine / Yu M. Dzhurtubaev, M. M. Dzhurtubaev, V. V. Zamorov, M. A. Zamorova // *Hydrobiological Journ.* – 2018. – Vol. 54. № 6. – P. 34-41.
141. *EU Water Framework Directive 2000 / 60 / EC* – 327, 22 December 2000, pp. 1-73.
142. *Grabowski M.* New data on the distribution and checklist of fresh – and brackishwater Gammaridae, Pontogammaridae and Behningiellidae (Amphipoda) in Bulgaria / M. Grabowski, V. Pešič // *Lauterbornia*. – 2007. – 59 – S. 53-62.
143. *Humpesch U.* Biodiversity of macrozoobenthos in a large river, the Austrian Danube, including quantitative studies in a free – flowing stretch below Viena: a short review / U. Humpesch, Ch. Fesl // *Freshwater Forum*. – 2005. – **24**. – P. 3–23.

144. *Kristensen, P.* Resuspension in a shallow eutrophic lake. / P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Jeppesen // *Hydrobiologia*. – 1992. – 228(1), 101-109.
145. *Lepsi I.* Lacurile din sudul Basarabiei (Geologie, morfologie, fiziografie, biologie) / I. Lepsi // *Bull. Mus nat. hist. natur. din Chişinau*. – 1932. – Fasc. 4. – P. 110-227.
146. *Macan T. T.* A key to the nymphes of the British Ephemeroptera / T. T. Macan / Freshwater biological association scientific publication. – 1979. – P. 20-80.
147. *Martinović – Vitanović V.* / Composition and structure of the Oligochaeta (Annelida) in benthic assemblages of the Danuberiver in the Belgrad region during May and October of 2004 // V. Martinović – Vitanović, V. Djikanović, S. Odradović, V. Kalafatic // *Ecologia (Bratislava)*. – 2007. – Vol. 26, № 2. – P. 174-186.
148. *Moog O.* The macrozoobenthos of the River Danube in Austria / O. Moog, M. Ronar, U. H. Humpesch // *Lauterbornia*/ – 1994. – H. 15 – S. 25-51.
149. *Nesemann H.* Distribution of epigean Malacolostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany) / H. Nesemann, M. Pöcke, K. J. Wittmann // *Miscnea zool. Hung.* – 1995. – T. 10. – P. 49-68.
150. *Paunović M.* Results of investigating the macroinvertebrate community of the Danube river on the sector upstream from the Iron Gate (km 1083–1071) / M. Paunović, V. Simič, D. Iakovčev – Todorovič, B. Stojanović // *Arch. Biol. Sci. Belgrade*. – 2005. – 57 (1). – P. 57-53.
151. *Paunović M.* Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) and *C. fluminalis* (Müller, 1774) in Serbia / M. Paunović, B. Csanyi, S. Knezević, D. Nenadić, D. Jakovčev-Todorovič, B. Stojanović, P. Cacić // *Aquatic Invasions*. – 2007. – Vol. 2, Is. 2. – P. 99-106.
152. *Popescu-Marinescu V.* Evolution of Zoobenthic Ponto-Caspian Elements Populations in the Danube, at the Iron Gates / V. Popescu-Marinescu // *Assoc. Danube Res., Tulcea, Limnological Reports*. – 2002. – V. 34, Proceeding of the 34-th Conference, Tulcea, Romania. – P. 347-355.

153. *Popescu-Marinescu V.* Taxonomic composition and numerical density and biomass of the zoobenthos in the Dam lake Iron gates I (Romanian section) in 2002 / V. Popescu-Marinescu // Romanian Journ. of Biology-Zoology. – 2004. – Vol. 49, № 1-2. – P. 59-72.
154. *Popescu-Marinescu V.* Taxonomic composition, numerical density and biomass of the zoobenthos in the Dam lake. Iron gates II (Romanian section) in 2002 / V. Popescu-Marinescu // Romanian Journ. of Biology-Zoology. – 2005. – Vol. 50, № 1-2. – P. 16-23.
155. *Punning, J.M.*, Phosphorus flux in Lake Peipsi *sensu stricto*, Eastern Europe. / J. M. Punning, G. Kapanen // Estonian Journ. of Ecology. –2009. 58 (1), P. 3-17.
156. *Spears, B.M.* Phosphorus partitioning in a shallow lake: implications for water quality management / B. M. Spears, L. Carvalho, D. M. Peterson // Water and Environment Journal. – 2007. 21, P. 47-53.
157. *Šporka F.* The macrozoobenthos of parapotamon – type side arms of the Danube river in Slovakia and its response to floming conditions / F. Šporka, Š. Nagy // Biologia, Bratislava. –1998. – 53/5// – P. 633-643.
158. *Straca M.* First record of the invasive polychaete *Hypania invalida* (Grube, 1960) in the Czech Republic / M. Straca, J. Špaček. P. Pařil // BioInvasions Records.–2015. – Vol. 4, Issue 2. – P. 87-90.
159. *Tammeorg O.* Weather conditions influencing phosphorus concentration in the growing period in the large shallow Lake Peipsi (Estonia/Russia). / O. Tammeorg, T. Möls, K. Kangur //J. Limnol. – 2014. – 73(1), 27–35.
160. *Thienemann A.* Eine limnologische einfahrung / A. Thienemann // Binnengewässer I. – Stuttgart, 1925. – 225 p.
161. *Tiberti R.* Geomorphology and hydrochemisti of 12 Alpine lakes in the Gran paradise National Park, Italy. / R. Tiberti, G. A. Tartari, A. Marchetto // J. Limnol. – 2010. – 69 (2), P. 242–256.
162. *Trichkova T.* Benthic Macroinvertebrate Diversity in Relation to Environmental Parameters, and Ecological Potential of Reservoirs, Danude River Basin, North – West Bulgaria / T. Trichkova, V. Tyufekchiva, L. Kenderov, Y. Vadinova, I.

- Botev, D. Kozuharov, Z. Hubenov, Y. Uzunov, S. Stoichev, S. Cheshmedjiev // Acta Zool. Bulg. – 2013. – 65 (3). – P. 337-348.
163. *Tsunogai, U.* Quantifying nitrate dynamics in an oligotrophic using  $\Delta^{17}\text{O}$ . / U. Tsunogai, S. Daita, D. D. Komatsu, F. Nakagava, A. Tanaka, // Biogeosciences. – 2011. – 8. – P. 687-702.
164. *Vadineanu A.* Structural and functional changes within the benthic communities of Danube Delta lakes / A. Vadineanu, S. Cristofor, Gh. Ignat, C. Ciubuc, G. Rîşnoveanu, Fl. Bodescu, N. Botnariuc // Verh. Inteznat. Verein. Limnol.– 2000. – 27. – P. 2571-2576.
165. *Zamorov V.V.* Method of Evaluation of Potential Numbers and Biomass of Benthos-eating Fishes of Inland Water Bodies Based on Macrozoobenthos state / V. V. Zamorov, Ye. Yu. Leonchyk, M. A. Zamorova, M. M. Dzhurtubaev // Hydrobiological Journ. – 2016. – Vol. 52. № 6. – P. 43-49.



НАУКОВЕ ВИДАННЯ

**Джуртубаєв Юрій Михайлович,  
Заморов Веніамін Веніамінович,  
Заморова Марія Панасівна,  
Урбанська Тетяна В'ячеславівна (ДБУВР)**

**МАКРОЗООБЕНТОС  
ПРИДУНАЙСЬКОГО ОЗЕРА КИТАЙ  
І УМОВИ ЙОГО ІСНУВАННЯ**

*МОНОГРАФІЯ*

*В авторській редакції*

+

Підп. до друку 08.2019. Формат 60x84/16  
Ум. друк. арк. 9,88. Тираж 100 пр.  
Зам. № 1964.

Видавець і виготовлювач  
**Одеський національний університет  
імені І. І. Мечникова**

65082, Україна, м. Одеса, вул. Єлісаветинська, 12  
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 4215 від 22.11.2011 р.  
Тел.: (048) 723 28 39, E-mail:druk@onu.edu.ua