

Міністерство освіти і науки України
Дніпровський державний аграрно-економічний університет

Р. О. НОВІЦЬКИЙ

ІНВАЗІЇ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ РИБ У ДНІПРОВСЬКІ ВОДОСХОВИЩА

*100-річному ювілею
ДДАЕУ (1922–2022 рр.)
присвячується*

Рекомендовано до друку
вченою радою Дніпровського державного аграрно-економічного
університету від 23 грудня 2021 р. (протокол № 4)

Рецензенти:

Сон М. О. – старший науковий співробітник Інституту морської біології Національної академії наук України, д-р біол. наук;

Жуков О. В. – професор кафедри ботаніки і садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького, д-р біол. наук, професор;

Худий О. І. – доцент кафедри біохімії та біотехнології Інституту біології, хімії та біоресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича, д-р біол. наук.

Новіцький Р. О.

Інвазії чужорідних видів риб у дніпровські водосховища: монографія.
Дніпро: ЛІРА, 2021. 280 с.

ISBN 978-966-981-597-2

У монографічній праці висвітлено отриману оцінку інвазійних процесів в екосистемах дніпровських водосховищ та їх придаткової системи, визначено масштаби, спрямованість та наслідки сучасного інвазійного процесу у водосховищних екосистемах України. Уперше для каскаду дніпровських водосховищ проведено інвентаризацію чужорідних видів риб, з'ясовано структуру іхтіоценозів водосховищ Дніпра внаслідок інвазій чужорідних видів риб. З'ясовано, що інвазія, натуралізація і розповсюдження чужорідних видів у дніпровських водосховищах є єдиним екологічним процесом. Основною водою-донором для дніпровських водосховищ виступає Чорне море. Визначено шляхи поширення інвазійних видів і швидкість інвазійного процесу в екосистемах дніпровських водосховищ. Встановлено райони та водоїми-донори, час виявлення та натуралізації чужорідних видів, вектори їх занесення, хронологію і спрямованість розселення видів в дніпровських водосховищах. Проведено порівняльну оцінку адаптивних можливостей чужорідних видів риб у водоїмах-реципієнтах. Доведено, що для чужорідних видів властива значна екологічна пластичність під час натуралізації в різних типах водоїм. Досліджено ступінь інвазійності цих видів залежно від їх еколого-фізіологічних та популяційних характеристик, визначено найбільш небезпечні види-інвайдери. Проаналізовано роль провідних природних та антропогенних чинників, що викликають трансформацію іхтіоценозів. Виявлено чинники, які сприяють натуралізації видів у складі рибного населення водосховищних екосистем (подібність екологічних умов водоїм-донорів та водоїм-реципієнтів, наявність вільної трофічної ніші, умов відтворення вселенця, відсутність конкуренції тощо). Вперше для каскаду дніпровських водосховищ проаналізовано взаємовідносини аборигенних видів риб з видами-інвайдерами. Доведено, що для чужорідних видів властивий агресивний характер освоєння нових стацій і значна трофічна та біотопічна конкуренція з аборигенними видами. Розроблено систему моніторингу інвазійного процесу в гідросистемах для інформаційного забезпечення підготовки й прийняття управлінських рішень.

УДК 597.583.1+591.524.1(477)

© Р. О. Новіцький, 2021

© Дніпровський державний

аграрно-економічний університет, 2021

© ЛІРА, 2021

ЗМІСТ

Вступ.....	6
Список термінів і понять.....	10
РОЗДІЛ 1.	
ЗООГЕОГРАФІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ТА ВОДНІ	
РЕСУРСИ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я	14
1.1. Зоогеографічне районування	14
1.2. Водні ресурси.....	17
РОЗДІЛ 2.	
МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	32
РОЗДІЛ 3.	
ІНВАЗІЇ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ПОНТО-КАСПІЙСЬКОМУ БАСЕЙНІ	38
3.1. Вплив трансгресій Чорного й Каспійського морів у постльодовиковий період на формування фаун.....	39
3.2. Роль гідрографічної мережі басейну Дніпра в розселенні понто-каспійської фауни	42
3.3. Походження видів і масштаби інвазій.....	46
РОЗДІЛ 4.	
ІСТОРІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ІНВАЗІЙНИХ РИБ У ВОДОСХОВИЩАХ	
НИЖНЬОГО ТА СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА.....	55
4.1. Іхтіологічні та рибогосподарські дослідження	56
4.2. Інтродукція безхребетних і риб.....	59
4.3. Сучасні дослідження інвазій.....	69
РОЗДІЛ 5.	
СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ПРИДНІПРОВ'Я	
І МІСЦЕ У НІЙ ІНВАЗІЙНИХ ВИДІВ	73

5.1. Таксономічне різноманіття риб.....	74
5.2. Екологічні комплекси та географічні типи фауни круглоротих та риб.....	94
5.3. Кількісний та якісний стан іхтіофауни водосховищ Середнього та Нижнього Дніпра.....	98
5.3.1. Сучасні зміни у складі іхтіофауни Дніпровського (Запорізького) водосховища.....	104
5.3.2. Зміни у складі іхтіофауни Кам'янського водосховища і каналу «Дніпро-Донбас».....	113
5.4. Промислове використання водних біоресурсів.....	123

РОЗДІЛ 6.

ОСНОВНІ ПРИЧИНИ ТА МЕХАНІЗМИ ІНВАЗІЙ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ВОДОЙМИ ПРИДНІПРОВ'Я.....

6.1. Вектори розповсюдження чужорідних видів.....	130
6.1.1. Розповсюдження чебачка амурського <i>Pseudorasbora parva</i> Temminck et Schlegel, 1846 у водоймах України.....	137
6.1.2. Філогеографія і фенотипічне різноманіття сонячного окуня <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758).....	140
6.2. Механізми інвазій і стратегії успішної адаптації видів.....	150
6.3. Темпи інвазій.....	169

РОЗДІЛ 7.

РОЛЬ ЧУЖОРІДНИХ РИБ У НОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ

ТА ЇХ ВКЛЮЧЕННЯ ДО СКЛАДУ ФАУН ВОДОЙМ-РЕЦІПІЄНТІВ.....

7.1. Вплив чужорідних видів на іхтіокомплекси.....	171
7.2. Наслідки інтродукцій та інвазій чужорідних видів риб у дніпровські водосховища.....	194
7.2.1. Потенційно корисні вселенці та аутакліматизанти.....	197
7.2.2. Функціонально небезпечні вселенці. «Чорна книга» Придніпров'я.....	205

РОЗДІЛ 8.	
ПЕРСПЕКТИВИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ЧУЖОРІДНИХ	
ВИДІВ У ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ.....	211
8.1. Моніторинг чужорідних видів у водоймах.....	213
8.2. Законодавчі і адміністративні заходи щодо попередження інвазій.....	218
ВИСНОВКИ	221
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	225
ДОДАТКИ.....	261

ВСТУП

Наприкінці ХХ століття інтенсифікація світового сільського господарства і промисловості призвела до глобальних антропогенних перетворень екологічних систем. Одними із провідних чинників трансформацій природних екосистем визнано біологічні інвазії видів, які були прямо чи опосередковано викликані гідробудівництвом на великих ріках, створенням високопродуктивних агроценозів, торгівлею сільськогосподарською продукцією, туризмом, регіональними війнами, аквакультурою, спортивним полюванням і рибальством [23].

Експансія чужорідних видів риб у басейни найбільших рік Східної Європи набула масового вибухового характеру. За останні 60 років кількість видів в усіх східноєвропейських ріках зростає в 1,5 рази [185; 389]. На сьогодні в басейнах великих рік Європи нараховується 58 інвазійних видів риб. Спостерігається збільшення темпів розповсюдження чужорідних видів риб у прісноводних екосистемах за останні 10–15 років [23; 390]. Доведено, що характер темпів і синхронності інвазій чужорідних видів риб, їх активна натуралізація у великих прісноводних басейнах є прямим наслідком процесу глобального потепління [389].

На сучасному етапі проблема чужорідних видів для Європи має виняткове екологічне та соціально-економічне значення. Кількість глобальних екологічних катаклізмів, які викликані інвазіями різних видів тварин і рослин, постійно зростає. Показовими є, наприклад, швидкі інвазії в нові місця мешкання і натуралізація колорадського жука *Leptinotarsa decemlineata* (Insecta, Coleoptera), гребневика мнеміопсиса *Mnemiopsis leidyi*, ротаня-головешки *Percocottus glenii*. Сучасним прикладом успішної експансії чужорідного виду в новій екосистемі є проблема Великих Озер США, в яких інвазія бичка-кругляка *Neogobius*

melanostomus (Osteichthyes, Perciformes) загрожує існуванню понад 10 аборигенних видів риб [283; 286; 316; 331].

Доведено, що тільки одне випадкове вселення мнеміопсиса в Азовське і Чорне моря спричинило рибному промислу України і Росії збитки, які оцінюються мінімум у \$ 400 млн/рік. Не менш вражаючі наслідки випадкового занесення з баластними водами із Японського моря в Чорне молюска рапана *Rapana thomassiana*, який фактично підірвав запаси найбагатших устричних банок чорноморського прибережжя [257; 268].

Підрахунки у США показали, що збитки, які на початку XXI століття завдаються економіці країни видами-вселенцями, можна оцінити в \$ 120 млрд/рік [367].

Фауни біоценозів України кожного року піддаються значним трансформаціям і перебудовам, у тому числі від інвазій і подальшої натуралізації видів-аутакліматизантів та інтродуцентів. На сьогодні у складі іхтіофауни Чорного моря знайдено 23 види екзотів, які потрапили сюди із Середземного моря і потім поступово адаптувалися в естуаріях найбільших рік України [52]. Кадастрові та моніторингові дослідження на ріках і водосховищах України дали змогу встановити [42; 389], що на сучасному етапі в басейні Дніпра нараховують 36 видів риб, які можуть розглядатися як чужорідні. Причому понад 62 % з них вже сьогодні набули статусу натуралізованих видів. На сьогодні до таких видів тварин України належать такі небажані і функціонально небезпечні представники фауни як гребневик *Mnemiopsis leidyi* (Tentaculata, Lobata), черевоногий молюск рапана *Rapana thomassiana* (Gastropoda, Hypsogastropoda), голландський краб *Rhithropanopeus harrisi* і китайський мохнаторукий краб *Eriocheir sinensis* (Crustacea, Decapoda), сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Osteichthyes, Perciformes), чебачок амурський *Pseudorasbora parva* (Osteichthyes, Cypriniformes), сомик американський *Ictalurus nebulosus* (Osteichthyes, Siluriformes), ротан-головешка *Percottus glenii* (Osteichthyes, Perciformes), єнотовидний собака *Nyctereutes procyonoides* (Mammalia, Carnivora) і багато інших [20; 21; 23; 52; 261; 298; 380; 383; 394].

На акваторіях басейнів Азовського і Чорного морів надзвичайно активно розширює свій ареал рибеїдний великий баклан *Phalacrocorax carbo* (Aves, Pelecaniformes), темпи зростання популяцій якого і негативний вплив на біоценози набули катастрофічного характеру [69].

Таким чином, стрімке зростання кількості чужорідних видів, які самостійно або внаслідок інтродукції (як навмисної, так і випадкової) потрапляють у Дніпро з Чорного та Азовського морів, їх успішна натуралізація у дніпровських водосховищах та додатковій системі рік, потенціально функціональна небезпека багатьох видів для природних і штучних водних екосистем обумовлюють значну ймовірність подальшого просування небажаних інвазійних тварин на захід Європи.

Об'єктом дослідження є закономірності трансформації іхтіоценозів дніпровських водосховищ в умовах інтродукції та інвазій чужорідних видів риб, інтенсивної антропо-техногенної перебудови гідробіоти, надмірного промислового навантаження, а також внаслідок впливу інших абіотичних та біотичних чинників.

Предметом дослідження є іхтіоценози дніпровських водосховищ та сукупність різноманітних екологічних чинників, які впливають на видове багатство, чисельність, стан популяцій іхтіофауни.

Мета роботи – з'ясування наслідків інвазій чужорідних видів риб для іхтіоценозів дніпровських водосховищ, їх структури та функціонування, визначення масштабів і спрямованості сучасного інвазійного процесу у водосховищних екосистемах України.

Для досягнення поставленої мети в роботі поставлено та розв'язано такі *завдання*:

– оцінити сучасний стан структури іхтіоценозів дніпровських водосховищ, встановити особливості та характер їх змін у ретроспективі;

- проаналізувати роль природних та антропогенних чинників, що викликають трансформацію іхтіоценів;
- провести інвентаризацію чужорідних видів риб, з'ясувати їх видовий склад, чисельність та шляхи поширення в екосистемах дніпровських водосховищ;
- з'ясувати хронологію і спрямованість розселення чужорідних видів у дніпровських водосховищах;
- проаналізувати взаємовідносини аборигенних видів риб з видами-інвайдерами;
- провести порівняльну оцінку адаптивних можливостей чужорідних видів риб у водоймах-реципієнтах, дослідити ступінь інвазійності цих видів залежно від їх еколого-фізіологічних та популяційних характеристик;
- розробити систему моніторингу інвазійного процесу у гідроекосистемах для інформаційного забезпечення підготовки й прийняття управлінських рішень.

СПИСОК ТЕРМІНІВ І ПОНЯТЬ

На сьогодні в біологічній літературі, яка присвячена розповсюдженню видів за межі історичного ареалу, їх пристосуванню в нових екологічних умовах, існує значна кількість термінів, які тлумачать поняття «інвазія», «експансія», «чужорідний вид», «вид-розселенець» тощо.

Сучасна наукова термінологія піддається постійній еволюції внаслідок розвитку наших знань, які потребують періодичного оновлення і коригування наукової інформації. В цій роботі використано термінологію, яка визнана в рамках Конвенції про біологічне різноманіття [110], положень Європейської комісії (European Commission) (2004), пропозицій Спеціальної Комісії по чужорідним видам [322], а також застосовується широким загалом учених [4; 5; 261; 268; 269; 280; 287; 288; 302; 307; 347; 349; 350; 360–362].

Акліматизація (acclimatization) – комплекс пристосувальних реакцій виду, які дають йому закріпитися в новому місці існування.

Ареал (area, natural habitat, range) – область розповсюдження (мешкання) виду, роду або іншого таксону тварин чи рослин.

Аутакліматизація – самостійне розповсюдження організмів, яке викликане природними переміщеннями видів за межі їх звичайного існування (природне поширення ареалу).

Біологічне забруднення (БЗ) – вселення чужорідних видів тварин, рослин і мікроорганізмів у природні угруповання внаслідок діяльності людини (інтродукції). Під терміном «БЗ» ми розуміємо вселення (інвазію) так званого «шкідливого» для людини виду. Наслідки БЗ, на відміну від інших видів техногенного впливу (наприклад, забруднення водних об'єктів стічними водами), мають, як правило, незворотний характер. Це обумовлює особливу небезпеку такого антропогенного

впливу і визначає специфіку заходів боротьби з БЗ – вони повинні бути превентивними [291].

Біологічні інвазії – всі випадки розповсюдження організмів, які викликані або діяльністю людини (інтродукції), або природними переміщеннями видів за межі їх звичайного існування (природне поширення ареалу). Інвазії здійснюються завдяки адаптації виду і кінцевої його натуралізації в нових екологічних умовах.

Вектори інвазій – способи і напрями біологічних інвазій. Умовно поділяються на природні і антропогенні. *Природні вектори* забезпечують самостійне розповсюдження популяцій чужорідних видів, яке призводить до повільного освоєння ними біотопів у колонізованих раніше водоймах або проникнення з однієї водойми в іншу. До *антропогенних векторів* належить будь-яка діяльність людини, яка пов'язана з переміщенням води (наприклад, баластних вод суден, в яких можуть бути різні живі організми) або занурених об'єктів (з дорослими особинами та молоддю організмів-обростателів) між водними басейнами [4].

Інвазійний коридор – шлях розповсюдження чужорідного виду між регіоном-донором (див. нижче) і регіоном-реципієнтом.

Інвазійний чужорідний вид означає такий чужорідний вид, інтродукція та/або розповсюдження якого загрожує біологічному різноманіттю (видам, місцям мешкання або екосистемам).

Інвайдер (*invader*) – чужорідний вид-агресор, який в зоні своєї натуралізації витісняє аборигенний (нативний) вид (або види).

Інтродукція – антропогенне переміщення (пряме або опосередковане) чужорідного виду за межі його природного ареалу (минулого або сучасного). Інтродукції видів можуть бути *навмисними*, коли чужорідний вид навмисно переміщується або випускається за межі його природного розповсюдження (ареалу), або *ненавмисними*, коли інтродукція відбувається випадково, але завдяки діяльності людини [291]. Стосовно риб, формами спрямованої інтродукції можуть бути тільки

а) рибництво; б) випуск об'єктів декоративного рибництва (акваріумістики) у природні водойми [23].

Лат-фаза – час від першого проникнення особин чужорідного виду у водойму-реципієнт (див. **Регіон-реципієнт**) до його натуралізації.

Надбаний ареал – зони розселення виду за межами первісного ареалу.

Натуралізація (naturalization, establishment) – кінцева фаза акліматизації нового для певного біоценозу виду і захоплення ним екологічної ніші в угрупованні [64]. Для видів, які натуралізувалися в екосистемах, притаманне подолання репродуктивного бар'єра і утворення відносно стійких популяцій у нових біотопах.

Натуралізований вид (established (synonym: naturalized)) – це занесений (вселений) вид, популяції якого в дикій природі є такими, що вільно мешкають, самостійно підтримуються і відтворюються, не залежать від антропогенного чинника.

Первісний ареал (історичний, нативний) – ареал виду до неолітичної революції другої половини голоцену – періоду, коли господарська діяльність людини почала формувати транспортні шляхи і трансформувати ландшафти [23].

Правило «десяти» (tens rule) – теорія, яка оцінює успіх інвазії. Згідно з правилом «десяти», на кожну зі стадій інвазійного процесу переходить лише 10 % видів: 10 % із занесених видів затримуються в місцях заносу (зустрічаються повторно); із них 10 % можуть адаптуватися в місці заносу і лише 10 % останніх мають змогу розповсюдитись далі і стати «агресорами» [404; 405].

Реакліматизація (reacclimatization) – введення в біоценози видів, які зникли в них раніше внаслідок дії катастрофічних природних або антропогенних факторів.

Регіон-донор – регіон, з якого переміщується чужорідний живий організм.

Регіон-реципієнт – регіон, в який переміщується чужорідний живий організм. Для водних екосистем використовують терміни «водойма-донор» та «водойма-реципієнт».

Чужорідний вид живого організму – це вид, підвид або таксон нижчого рангу, який інтродукований за межі його природного розповсюдження (минулого або сучасного ареалу), його будь-яка частина, гамети, насіння, яйця або життєві стадії таких видів, які можуть виживати і розмножуватися [291]. У зарубіжній та вітчизняній літературі крім цього терміну часто використовують поняття «alien», «alien species», «foreign», «nonindigenous species» (відповідно «чужий», «чужі види», «чужоземець», «немісцеві види»). Розглядаються такі категорії чужорідних видів [297; 321; 323; 408; 415]: **дистантні (дальні) (distant aliens)** – такі види, які ніколи не мешкали на певній території басейну; **близькі (nearly aliens)** – мешканці басейну або прилеглих районів, розповсюдження яких відбувається самостійно або підтримується інтродукціями; **випадкові (casual)** – види, знахідки яких на певній території були зафіксовані не більше двох разів; **інвазійні (invasive)** – неодноразово зареєстровані види у різних районах, які не утворили стабільні структури, які б самопідтримувалися; **криптогенні (cryptogenic)** – види, які не мають будь-якого визначеного статусу вселенців.

Екзот, екзотичний вид («exotic species») – чужорідний вид, який з'явився у фауні певної країни (континенту) з інших країн (з інших континентів) [23].

РОЗДІЛ 1

ЗООГЕОГРАФІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ТА ВОДНІ РЕСУРСИ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я

Згідно з сучасними уявленнями територія України належить до Європейської та Середземноморської підобластей Палеарктичної області [38; 262].

1.2. Зоогеографічне районування

Степовий округ займає значну частину центральної та південної України до Прикарпаття і Гірського Криму. В Україні степ збігається приблизно з Південною Україною (крім Кримських гір) та продовженням гір на південний схід – Передкавказзям. Степова зона займає майже 300 000 км² (40 %) української суцільної етнічної території і 460 000 км² (48 %) усіх українських земель [133]. Степ охоплює Причорноморську низовину, південні частини Придніпровської височини та Придніпровської низовини, Донецьку і Приазовську височини, а також рівнини Криму (рис. 1.1).

Степовий округ поділяється на райони: *Дунайсько-Дністровський* (на південний захід від Дністровського лиману); *Центральний* (від Дністровського лиману до Дніпра); *Присивасько-Кримський* (межа на півночі проходить на 20 км південніше дельти Дніпра до Каховського водосховища, на сході – за лінією: Запоріжжя – оз. Молочне, на півдні межує з Гірським Кримом); *Дніпровсько-Донецький* (розміщується на сході від Центрального і Присивасько-Кримського районів до



Рис. 11. Схема зоогеографічного районування України (за [262]):

I – Східноєвропейський округ Європейсько-Західносибірської лісової провінції: а – східна степова (Приазовська) ділянка і Донецька підділянка; II – Карпатський округ; III – округ Гірського Криму; 1 – підділянка Волинського Полісся, Центрального Полісся; 2 – лісостеповий округ; 3 – підобласть Аридно-Середземно-Центральноазійська: а – Західна степова, або Північно-Причорноморська ділянка; б – Азово-Чорноморська ділянка річкових долин і морського побережжя; в – Сивасько-Приазовська підділянка.

лінії з півночі на південь відповідно $36^{\circ}30'$ – 38° східної довготи); **Донецький** (від Дніпровсько-Донецького району до лінії, яка проходить в 10–15 км від правобережжя р. Сіверський Донець); **Донецько-Донський** (від Донецького району до північно-східної і східної меж України).

Виділяють також *район Нижньодніпровських пісків* (поблизу м. Херсон) і *Дунайсько-Дністровсько-Дніпровський заплавий район* (понижзя Дніпра від Каховського водосховища до Чорного моря, а також смуги в понижзях Дністра і Дунаю).

Згідно з зоогеографічним районуванням України, яке запропонував М. М. Щербак [262], степове Придніпров'я належить

до двох зоогеографічних ділянок: Західного степового, або Північно-Причорноморського, та Східного степового (Приазовського) Аридно-Середземноморсько-Центрально-азійської підобласті.

У межах степового Придніпров'я територіально розміщуються Дніпропетровська і Запорізька адміністративні області, які разом входять до так званого Придніпровського економічного району [214].

Територія району знаходиться у межах двох регіонів: Українського щита і Причорноморської западини. Основна частина території Придніпровського економічного району розташована на Придніпровській низовині. Поверхня Дніпропетровської області – хвиляста рівнина заввишки до 200 м, дуже розчленована глибокими долинами річок, балками і ярами, Запорізької – слабо розчленована рівнина із західним схилом до долини Дніпра та Азовського моря. На території степового Придніпров'я протікає р. Дніпро з численними ріками-притоками.

Дніпропетровська область розташована у межах Причорноморської (Понтичної) степової геоботанічної провінції [206; 214]. Поверхня, в основному, рівнинна. На заході регіону розташована Придніпровська височина (висота до 209 м). До південно-східних меж області доходять відроги Приазовської височини. У центральній частині розташована Придніпровська низовина, що на півдні переходить у Причорноморську низовину.

Клімат степового Придніпров'я є помірно-континентальним зі спекотним посушливим літом та малосніжною зимою. Із заходу на схід температури січня змінюються від -2 до -9°C , температури липня – від $+20$ до $+24^{\circ}\text{C}$. Середньодобова температура дорівнює $+8,3^{\circ}\text{C}$, річна амплітуда – $27,6^{\circ}\text{C}$. Тривалість безморозного періоду – 191 доба. Для Дніпропетровської області взимку характерні чередування морозів та відлиг. Область характеризується великим тепловим балансом. Річний радіаційний баланс дорівнює $50\text{--}57$ ккал/см². Тривалість вегетаційного періоду – 210–245 діб. Річна сума температур повітря вища $+10^{\circ}\text{C}$ – 2800–3600° [60; 61; 205; 250].

У порівнянні з іншими зонами України степова зона одержує найбільшу кількість сонячного тепла, але найменшу кількість опадів. Переважна їх більшість випадає у весняно-літній період, причому річна сума опадів зменшується з північного заходу на південний схід – від 450 до 300 мм. Такі незначні показники опадів є причиною маловодності степових річок.

У Дніпропетровській області переважають звичайні та південні чорноземи (до 48 % площі області), є також лучно-чорноземні, лучні солонцюваті, дернові, піщані та інші ґрунти. Еродованість земель досягає 41,2 %, причому на Дніпровсько-Сурському межиріччі цей показник сягає 70–80 %) [214]. Область розташована в межах зони різнотравно-типчакково-ковилових степів.

У Запорізькій області серед зональних типів ґрунтів переважають чорноземи (75 % площі області): на півночі — чорноземи звичайні, на півдні — південні та південні солонцюваті, майже повністю розорані. У заплавах річок, на берегах лиманів та піщаних косах поширені солончакові ґрунти.

1.2. Водні ресурси

Згідно зі ст. 3 Водного кодексу України, усі води (водні об'єкти) на території України становлять її водний фонд. До водного фонду України належать: 1) поверхневі води: природні водойми (озера); водотоки (річки, струмки); штучні водойми (водосховища, ставки) і канали; інші водні об'єкти; 2) підземні води та джерела; 3) внутрішні морські води та територіальне море [50; 51].

За запасами власних водних ресурсів Україна є однією з найменш забезпечених країн у Європі (1,0 тис. м³ на одну людину). В Англії цей показник досягає 5 тис. м³, Франції – 3,5, Швеції – 2,5, Німеччині – 2,5, у європейській частині колишнього Радянського Союзу – 5,9 тис. м³ [130; 190; 191].

Водні ресурси Придніпров'я складаються із середньорічного стоку води з території та надходження на її територію річкових вод із суміжних територій. У середній за водністю

рік ресурси місцевого стоку складають близько $0,87 \text{ км}^3$, надходження із суміжних територій – $50,6 \text{ км}^3$, тобто загальний річковий стік складає $51,47 \text{ км}^3$ [263]. За даними Державної гідрометеорологічної служби України, потенційні місцеві ресурси поверхневих та підземних вод складають $56,2 \text{ км}^3$.

Водозабезпеченість території Дніпропетровської області низька, складає від 10 до 50 тис. км^3 на 1 км^2 площі на рік. Ресурси місцевого стоку в розрахунку на одного мешканця в рік дуже малі – $0,45 \text{ тис. м}^3$ [263].

Головною рікою гідрографічної мережі Дніпропетровської та Запорізької областей є Дніпро, що поділяє області на дві частини: лівобережжя та правобережжя. У межах Придніпров'я розташовані три водосховища дніпровського каскаду: Дніпродзержинське, Дніпровське (Запорізьке) та Каховське.

Гідрографічна мережа басейну р. Дніпро в межах Дніпропетровської області представлена 317 річками, 127 водосховищами та 3450 ставками загальною місткістю $1238,56 \text{ млн м}^3$ (без урахування каскаду водосховищ на Дніпрі). На території Запорізької області протікає 109 річок довжиною понад 10 км кожна. У межах області розташовано 846 озер та 27 водосховищ [153–156].

Природні водойми: водотоки, озера, підземні води. У Дніпропетровській області нараховується понад 200 малих річок довжиною понад 10 км. Основними є Самара, Вовча, Бик, Оріль, Мокра Сура, Інгулець, Базавлук, Саксагань, Кільчень та інші.

Найзначнішими притоками Дніпра, басейни яких повністю розташовані у межах області (на правобережжі), є р. Мокра Сура (довжиною 136 км) та р. Базавлук (157 км). До найбільших річок області, які входять до басейну Дніпра, можна також віднести Оріль (довжина в межах області 292 км), Вовчу (219 км), Інгулець (150 км), Самару Дніпровську (187 км), Саксагань (144 км), Кільчень (109,6 км).

Поверхневий стік малих річок становить близько 1,6 млрд м^3 , у тому числі $0,83 \text{ млрд м}^3$ – місцевий стік [130].

За даними аналізів паспортизації малих річок та обстеження їх у натурі [263], загальний стан річок можна охарактери-

зувати таким чином: 26 річок загальною довжиною понад 385 км майже повністю замулені й втратили своє значення водних джерел (Омельник, Водяна, Любимівка, Тернівка, Ворона та ін.), 88 річок загальною довжиною 1873 км повністю зарегульовані системою малих водосховищ та ставків (Кам'янка, Берестова, Тармарка, Чаплинка, Тритузна, Артилерійська та ін.), ріки Суха Сура, Широка, Чортотлик використані під будівництво водойм-накопичувачів стічних вод міст Кривий Ріг та Кам'янське, ріки Самара, Вовча, Оріль, Базавлук, Саксагань, Інгулець, Кам'янка мають постійний плін води (за винятком маловодних років) і є основними джерелами водопостачання в різних районах Дніпропетровської області.

Ріку Оріль віднесено до природно-заповідного фонду України.

У межах Запорізької області загальна довжина всіх 978 водотоків складає 5789,9 км (середніх та малих річок – 2877,6 км). Відповідно до вимог статті 79 Водного кодексу України, середніми річками (площа водозбору 2000 км²) області є Гайчур, Конка і Молочна (загальна довжина 459,0 км). Малі річки (площа водозбору менше 2000 км²) – це 62 річки загальною довжиною 2396,2 км.

До північної групи водотоків рік Придніпров'я належать притоки ріки Вовчої (річки Гайчур та Верхня Терса), р. Конка, р. Янчекрак, р. Карачекрак, р. Велика Білозерка та інші (всього 25 річок). До південної групи річок Приазов'я належать річки Великий та Малий Утлюк, Молочна, Берда, Обіточна, Лозоватка, Джебельня, Домузла, Корсак та інші (всього 40 річок).

На півдні Запорізька область омивається водами Азовського моря, берегова лінія якого в межах області складає понад 300 км.

Озера і лимани. На території України налічується близько 20 тис. озер, у тому числі 7 тис. з площею від 0,1 км² і більше, 43 – з площею від 10 км² і більше. За даними Земельного кадастру, загальна площа земель, зайнятих озерами і прибережними замкнутими водоймами, становила 6,3 тис. км², з них близько 80 % вкрито солоними озерами і лиманами.

Прісні озера використовуються для задоволення місцевих потреб: зрошення, розведення риби, водоплавних птахів та цінних хутрових звірів, а також як накопичувачі прісної води. Солоні озера є джерелом хімічної сировини, кухонної солі, лікувальних грязей. Озера мають також велике рекреаційне значення.

Озера і лимани в межах регіону досліджені недостатньо. В Дніпропетровській області озер мало, вони невеликі за розміром, неглибокі і розташовані в долинах Дніпра, Самари Дніпровської, Орілі. Більшість озер розташовано у заплаві р. Оріль на території Магдалинівського та Царичанського районів. Найвідоміші з них: Холодне, Криве, Орлове, Дальній Лиман та інші.

Найбільшим озером області є Солоний Лиман, розташований у заплаві р. Самара Дніпровська на території Новомосковського району біля с. Знаменівка. Великими є озеро Пойменне (площею 205 га), Богуслав (130 га), Лебедайка (83 га), Осипівський Лиман (61,7 га), Котовське (61 га), Піщане (50 га).

До природно-заповідного фонду України належать озера Солоне-1 (площею 20 га), Солоне-2 (1,5 га), Горбове (5 га), Со-мівка (7 га), Горіхове (3 га), Лопатка-1 (1 га), Лопатка-2 (0,5 га), Литвинове (1 га), Сокілки (30 га), Мала Хата (1,5 га), Уступ (4,8 га).

На території Запорізької області є також 4 лимани: Білозерський, Утлюкський, Тубальський та Молочний. Загальна площа водного дзеркала становить 655,5 км². Серед лиманів Запорізької області статус об'єкта комплексного призначення має Білозерський лиман.

Підземні води. Ресурси підземних вод на території регіону є в обмеженій кількості і формуються в межах Царичанського, Магдалинівського, Новомосковського, Павлоградського та Петропавлівського районів – в алювіальних відкладах річок та в піщаних відкладах палеогену. Загальні ресурси прісних та солонуватих вод складають менше 5 % загального водовикористання Дніпропетровської області [263].

Штучні водойми: водосховища, ставки, канали. В Україні штучні водойми створювались здавна, особливо з часів заселення південних маловодних районів. Прискорений темп

їх спорудження припадає на період інтенсивного розвитку народного господарства і обумовлений, зокрема, потребами гідроенергетики, промисловості, сільського і рибного господарства. До 1950 року загальна довжина штучних водойм не перевищувала 100 тис. га, а їх повний об'єм – 1,4 млрд м³, тобто було зарегульовано не більше 3 % річного стоку України. На початку 1960-х років площа водного дзеркала ставків і водосховищ України збільшилась удвічі, а об'єм – майже в 3 рази. На сучасному етапі навіть без водосховищ на Дніпрі і Дністрі площа штучних водойм порівняно з 1950-м роком зростає в п'ять, а їх загальний об'єм – у 8 разів [130].

Загальна акумулююча ємність водосховищ і ставків України на 11 % перевищує об'єм середніх багаторічних ресурсів місцевого річкового стоку (без урахування водосховищ на Дніпрі і Дністрі – 22 %) (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

Водосховища і ставки в басейнах деяких річок України (за [190])

Басейн річки	Водосховища				Ставки		
	кількість, шт.	площа водного дзеркала, тис. га	об'єм, млн м ³		Кількість, шт	площа водного дзеркала, тис. га	об'єм, млн м ³
			загальний	корисний			
Дунай	34	55,5	1288	603,1	573	3,9	52,4
Дністер	43	24,5	3295	2147	2597	16,7	205
Південний Буг	174	29,5	843	669	6330	43,4	667
Дніпро	510	775	46020	20278	12570	115,9	1584
Причорноморський басейн	18	23,2	596	288	840	6,9	76,7
Сіверський Донець	128	41,1	1971	1633	1659	11,2	191
Приазовський басейн	74	8,6	433	379	631	4,9	112
Річки Криму	20	3,6	336	298	708	3,1	64,2
Інші	91	2,5	319,1	316,4	1175	4,0	58,9

На сьогодні на території України налічується 1101 водосховище. При заповненні їх до позначки нормального підпертого рівня сумарна площа водної поверхні становить 9660 км², загальний об'єм – 55,2 млрд м³. На малих річках України побудовано понад 28 тис. ставків сумарною площею 2120 км² і повним об'ємом понад 3 млрд м³.

Таким чином, водосховища і ставки займають площу 11782 км² і утримують 58,2 млрд м³ води. Це означає, що штучні водойми акумулюють такий об'єм води, який перевищує стік Дніпра і ресурси місцевого стоку України в середні за водністю роки.

Із загальної кількості водосховищ 90 % мають об'єм не більше 10 млн м³, 8 % – від 10 до 100 млн м³ і тільки 2 % – понад 100 млн м³ [191].

Розподіл штучних водойм по території України нерівномірний. Найбільшу площу вони займають у районах лісостепової і степової зони (Кіровоградська, Полтавська, Дніпропетровська).

Найменші площі їх водного дзеркала – у Волинській, Закарпатській, Івано-Франківській областях і в Криму [53].

У межах Дніпропетровської області розташовано три великі дніпровські водосховища – Каховське, Дніпровське (Запорізьке) і Кам'янське (Дніпродзержинське), 127 середніх (Карачунівське, Христофорівське, Південне, Кресівське, Макортівське та ін.) та малих водосховищ, з яких основними є водоймища Верхньодніпровського (Новомиколаївське, Першотравневе, Вільногірське, Акимівське, Дніпровське), Нікопольського (Лошкарівське, Кіровське, Шолоховське-1, Шолоховське-2, Криничуватівське, Борисівське, Первомайське), Томаківського (Миколаївське, Кисличуватівське, Стрюківське), Апостолівського (Слав'янське, Михайлозаводське, Новотрудівське, Зеленолузьке) районів.

Усі дніпровські водосховища та більшість малих водосховищ виконують енергетичні, водно-транспортні, водозабезпечувальні, рибогосподарські завдання.

Каховське водосховище – перше у каскаді дніпровських водосховищ, розташоване у степовій зоні України на ділянці Дніпра від м. Запоріжжя до Нової Каховки. Воно простяглось у межах Дніпропетровської, Запорізької та Херсонської об-

ластей. Заповнення водосховища відбувалось після побудови греблі Каховської ГЕС протягом 1955–1958 років.

Довжина Каховського водосховища – 230 км, довжина берегової лінії складає 896 км. Середня ширина водойми – 9,4 км (максимальна досягає 25 км). Найбільша глибина становить 24 м (середня – близько 8,4 м). Загальна площа Каховського водосховища складає 2155 км².

Каховському водосховищу властива найменша у каскаді дніпровських водосховищ проточність (не більше 1,6 см/с), водообмін не перевищує 2–3 разів протягом року. У зв'язку з цим та внаслідок складної морфометрії водосховище є дуже замуленим (понад 80 % акваторії), середня товщина мулу досягає 0,18 м (при найбільшій товщині 1,0 м).

У межах Дніпропетровської області розташована північна зона середньої частини водосховища, яка тягнеться понад 140 км. З Каховським водосховищем межують Томаківський, Нікопольський та Апостолівський райони Дніпропетровщини.

Береги Каховського водосховища високі, порізані ярами та долинами степових річок, які стали глибокими затоками. Найбільші з них – Рогачинська, Новопавлівська, Чортомлицька, Василівська тощо. Основними ріками-притоками водосховища є Базавлук, Чортмлик, Томаківка, Конка та інші, значно менші.

На берегах водосховища розміщено великі міста – Нікополь, Кам'янка Дніпровська, Каховка, Берислав, Дніпрорудний.

Дніпровське (озеро імені В. І. Леніна, Запорізьке) водосховище засноване у 1931 році внаслідок перекриття р. Дніпро греблею ГЕС ім. В. І. Леніна в районі м. Запоріжжя.

Русло р. Дніпро в межах Дніпропетровської області прорізає Український кристалічний щит, тут ріка утворює вузьку й глибоку долину із крутими схилами, численними кам'яними грядками, що перетинають русло. Це визначило каньйоноподібну форму створюваного водосховища, яке на сьогодні при порівняно невеликій площі акваторії є найглибшим у каскаді дніпровських водосховищ.

Берегова лінія водосховища довжиною близько 360 км (без заток) дуже порізана, особливо в нижній частині водойми,

де долини балок і ярів перетворилися на затоки [8; 11; 138]. На сучасному етапі спостерігається значна постійна ерозія берегів, особливо в середній і нижній частинах водосховища, причому розмиву та ерозійним процесам піддається 77 % периметра водойми [11; 66; 67; 263].

Довжина водосховища становить 128,5 км, мінімальна ширина (створ поблизу с. Вовніги) – 0,6 км, максимальна ширина у створі с. Олександрівка – о. Самарський сягає 4,5 км. За проєктними даними, площа Дніпровського водоймища при НПГ – 410 км², хоча нині вона фактично значно менше (більше ніж на 25 %) [8; 11].

Середня глибина водосховища становить 8 м, максимальна глибина спостерігається біля греблі Дніпрогесу – 53 м, висота НПГ – 51,4 м. Нижня частина Дніпровського водоймища винятково глибока і явно виражена літораль відсутня.

Вода у Дніпрі має високий ступінь мінералізації – 190–387 мг/л, а в гирлі р. Самара та Самарській затоці цей показник підвищений до 2000 мг/л. У липні вода прогрівається до +25–27°C; ріка замерзає у листопаді – грудні, а скресає у березні. Водосховище забезпечує тижневе і добове коливання стоку; при цьому рівень води коливається до 2,9 м.

Дніпровське водосховище належить до числа рівнинних, озерно-річкового типу, транзитно-акумулятивних волзько-дніпровського класу [51; 66]. Відповідно до класифікацій водосховищ світу, Дніпровське водосховище належить до складних каньйоноподібних заплавно-долинних водосховищ [8; 96], які виникають у межах відрізків річкових долин, що мають численні притоки.

На берегах водосховища розміщено великі міста – Кам'янське, Новомосковськ (на Самарській затоці водосховища), Дніпро, Запоріжжя.

Кам'янське (Дніпродзержинське) водосховище є четвертим у каскаді дніпровських водосховищ (за течією Дніпра) й розміщено у межах Полтавської, Кіровоградської та Дніпропетровської областей, на середній ділянці Дніпра, по річищу вниз за

течією від м. Кременчук. Заповнення чаші водосховища після будівництва греблі ГЕС почалося в 1964 році.

Водосховище має довжину 114 км, ширину – 16 км, площа становить 567 км², найбільша глибина дорівнює 16 м (середня – 4,3 м). За формою чаші його відносять до долинних, за розмірами – до великих, за глибиною – до водойм незначно глибоких. Берегова лінія водосховища значно порізана численними невеликими затоками, які виникли при затопленні балок та ярів.

Верхня частина Кам'янського водосховища (близько 30 км) являє собою руслову ділянку з великою кількістю островів та проток. Глибина ділянки не перевищує 6–7 м [263]. Довжина середньої частини складає 49 км. На ній розташовано озероподібне центральне розширення, утворене разом із Ворсклянською мілководною затокою. Глибини цієї ділянки сягають 10–15 метрів. Нижня частина водосховища, довжиною 35 км, складається із трьох невеликих озероподібних розширень, останнє з яких – пригреблева ділянка. Глибина зростає до 16 м.

Літоральна зона займає близько 31,0 % площі водойми, зосереджена, в основному, в середній частині Кам'янського водосховища [263].

У водосховищі зосереджено 2,45 км² води, обмін якої здійснюється 18–20 разів протягом року.

У межах Дніпропетровської області розташовано акваторії нижньої ділянки середньої частини та вся нижня частина Кам'янського водосховища.

Найбільшими ріками-притоками Кам'янського водосховища є Псьол та Ворскла, які впадають зліва. Праві притоки – річки Омельник, Домоткань та Самоткань. З водосховища бере початок канал «Дніпро – Донбас». На берегах водосховища розміщено великі міста – Кременчук, Горішні Плавні (колишне м. Комсомольськ), Верхньодніпровськ.

Карачунівське водосховище розташовано у Криворізькому районі Дніпропетровщини в місці злиття річок Бокова і Боконенька з Інгульцем. Заповнене у 1931 році з метою накопичення питної води для Криворізького регіону. Площа водойми – 4480,5

га, максимальна глибина (на фарватері) – 20 м, мінімальна – 3 м, максимальна ширина – 1,3 км, мінімальна – 50 м, площа мілководних ділянок – 0,7 тис. га, довжина берегової лінії – 59 км.

Макортівське водосховище розташовано на річці Саксагань у межах П'ятихатського та Софіївського районів Дніпропетровської області. Гребля на річці Саксагань будувалася в 1930-ті роки без урахування інтересів рибного господарства. Основне призначення водосховища: питне, комунально-побутове, промислове, сільськогосподарське водопостачання; на сьогодні важливу роль відіграє у впровадженні промислового та любительського рибальства.

Водосховище каньйоноподібне, у прибережній частині мілководне, по берегах – вихід скельних пород. Площа водосховища – 1384 га, довжина берегової лінії складає 131 км.

Південне водосховище. Збудовано в 1961 році, входить до комплексу каналу «Дніпро – Кривий Ріг». Загальна площа складає 1130 га, довжина – 13,2 км, ширина – 0,6–0,8 км (максимальна не перевищує 1,2 км), максимальна глибина – 24 м (середня – 12 м).

Зеленодольське водосховище. Є штучним ставком-охолоджувачем Криворізької ТЕС, який побудовано з метою водопостачання ГРЕС для технологічних потреб. Живлення водою здійснюється з каналу «Дніпро – Кривий Ріг» за допомогою насосної станції відкритим каналом. З іншими водоймами не сполучається. Загальна площа водосховища – 900 га, максимальна глибина – 12 м (середня глибина – 2,5 м).

Христофорівське водосховище розташовано у Криворізькому районі, між греблями на нижній ділянці річки Боковенька поблизу селищ Христофорівка і Павлівка. Площа – 82 га, довжина – 3 км, ширина – 0,25 км, максимальна глибина сягає 5 м (середня глибина – 1,9 м).

Ставки. Велике рибогосподарське значення у Дніпропетровській області мають 1490 ставків – штучних водойм, які використовуються як регульовальні ємності для цілей водопостачання, сільського і рибного господарства та зрошення. Більшість ставків області побудовано в 1940–1950-ті роки, а та-

кож наприкінці 1990-х років внаслідок зарегулювання багатьох малих річок [138; 263]. Фактична площа переважної кількості ставків варіює від 1 до 5–7 га.

Багато ставків розташовано у Криничанському, Криворізькому, Павлоградському, Солонянському, Васильківському, Новомосковському, Дніпропетровському, Петропавлівському, Синельниківському, Апосто-лівському районах Дніпропетровської області.

По Запорізькій області налічується 28 водосховищ та 1174 ставки. Загальний об'єм водосховищ – 74,78 млн м³, площа водного дзеркала – 2474,2 га. Серед них є такі великі водосховища як Бердянське на р. Берда, Білозерське, Калинівське та Чапівське на р. Велика Білозерка. Вони утворені для утримання весняної повені і для запобігання наслідкам шкідливої дії вод на розташовані нижче населені пункти, промислові об'єкти; під час літньої межени – підтримання необхідного рівня води для риборозведення.

На балансі Запорізького обласного управління водними ресурсами є два водосховища: Козаче (використовується як ставок-накопичувач) та Кайінкулакське.

Канали. Розвиток міст України, промислових районів та зрошувального землеробства спричиняє зростання попиту на воду, для задоволення якого в Україні побудовано вісім великих каналів загальною довжиною 1190 км, потужністю 21,1 млрд м³ щорічної подачі (табл. 1.2).

Канали транспортують воду в маловодозабезпечені регіони України для задоволення потреб населення, промисловості і сільськогосподарського виробництва, тобто є об'єктами, що характеризуються значним безповоротним водовідбором із природних водних об'єктів [51].

Канали мають штучне русло правильної форми з відносно постійним профілем і стабільною глибиною води. Наявність твердого покриття великою мірою визначає умови життя гідробіонтів [55].

Гідробіологічний режим каналів визначається характером їх водних джерел – річок, водосховищ на них та технічними па-

Таблиця 1.2

Основні канали України (за [191])

Найменування	Джерело забору	Довжина, км	Пропускна здатність, $\frac{\text{м}^3/\text{с}}{\text{млн м}^3/\text{рік}}$	Основне призначення
Північно-Кримський канал	р. Дніпро, Каховське водосховище	400,3	$\frac{300,0}{4200}$	Водопостачання міст Керч, Феодосія, Сімферополь та інших. Технічне водопостачання промислових підприємств; зрошення – 395,9 тис. га, обводнення – 660 тис. га Північного Криму
Головний Каховський магістральний канал	р. Дніпро, Каховське водосховище	129,7	$\frac{520,0}{8200}$	Водопостачання населених пунктів, промислових підприємств Херсонської і Запорізької областей, зрошення
Дніпро – Інгулець	р. Дніпро, Кременчуцьке водосховище	150,0	$\frac{37,0}{1003}$	Водопостачання промислових підприємств Кривбасу
Дніпро – Донбас	р. Дніпро, Кам'янське (Дніпродзержинське) водосховище	263,0	$\frac{120,0}{2743}$	Комплексне (питне і технічне) водопостачання Донбасу і Харківського промрайону
Дніпро – Кривий Ріг	р. Дніпро, Каховське водосховище	42,95	$\frac{41,0}{929}$	Водопостачання населення і промисловості Кривбасу, зрошення, риборозведення

раметрами штучних водотоків: швидкістю течії, морфометрією, роботою гідротехнічних споруд, режимом водоподачі.

Важливою особливістю каналів є регульований режим водоподачі. На відміну від річок, у які вода надходить з водозбірної площі, в каналах водозбірна площа відсутня. По довжині

каналів відбувається скорочення стоку і зменшення швидкості течії внаслідок водовідбору споживачами [191].

На території Придніпров'я для здійснення міжбасейнового перекидання річкового стоку було споруджено канали «Дніпро – Донбас», «Дніпро – Кривий Ріг», «Дніпро – Інгулець», Каховський магістральний канал, водовід «Дніпро – Західний Донбас».

Магістральний канал «Дніпро – Донбас» є штучною гідротехнічною спорудою, збудованою у 1970–1980 рр. з метою забезпечення водою східних регіонів України. На території Дніпропетровської області канал практично повністю проходить по заплаві р. Оріль – лівобережної притоки Дніпра. Розпочинається канал головною водозабірною спорудою (ГВС) по лівому березі Кам'янського водосховища. На першій ділянці каналу розташовано дюкерні переходи через р. Оріль. Від ГВС до насосної станції № 1 вода надходить самопливом, далі – за допомогою насосних станцій. На трасі каналу «Дніпро – Донбас» знаходяться 12 насосних станцій, які переміщують водні маси по всій акваторії каналу (до його впадіння в р. Сіверський Донець). По руслу ріки вода подається до Райгородської греблі, потім 4 насосними станціями водні маси переміщуються по каналу «Сіверський Донець – Донбас» (довжина його 122 км, ширина – 40 м) до міста Макєєвки з розподілом її для промислових районів Донецької області.

Швидкості течії води по трасі каналу «Дніпро – Донбас» не перевищують 10–20 см/с. В межах акваторії каналу в Харківській області створено два водосховища – Орільківське і Краснопавлівське [46].

З моменту побудови каналу і пуску його першої черги (1982 р.) відбулися негативні зміни у цій штучній гідроекосистемі: погіршення гідрологічного режиму, якості і санітарних характеристик води, замулення, заростання водною рослинністю тощо. В окремі роки влітку і взимку спостерігалися явища задухи, періодично виникає «цвітіння» води [55; 118]. Багато-річні дослідження каналів України свідчать про те, що процеси продукування надлишкової біомаси створюють серйозні

біологічні перешкоди експлуатації каналів [55; 198; 308]. Ця проблема перетинається із загальними процесами евтрофікації як штучних водойм, так і малих та середніх рік степової зони України [46; 118].

Канал «Дніпро – Донбас» був розрахований на значні витрати води, але використовувався максимум на 30 % своїх можливостей. В останній час канал експлуатується з навантаженням не більше 10 % [44].

Каховський магістральний канал – одна з найбільших в Європі гідротехнічних споруд, яка споруджена в 1979 р. для зрошування сільськогосподарських угідь та водопостачання сільських населених пунктів Херсонської і Запорізької областей. Цей штучний 130-кілометровий канал свій початок бере з Каховського водосховища поблизу м. Каховка.

Вода у магістральний канал подається Головною насосною станцією (ГНС) продуктивністю понад 530 м³/с на висоту 24,3 м [46].

На Каховському магістральному каналі побудовано чотири шлюза-регулятора, 12 випусків води в міжгосподарські канали. Наприклад, з Каховського каналу починаються магістральні канали Приазовської, Сірогозької, Генічеської, Каланчацької і Перекопської зрошувальних систем.

Каховський магістральний канал забезпечує зрошенням Херсонську, Запорізьку області та Автономну Республіку Крим.

Для боротьби із заростанням каналу вищою водною рослинністю і погіршенням гідрологічного режиму, якості і санітарних характеристик води протягом 2009–2011 рр. у Каховський магістральний канал заселено 83 тонни зарибку рослиноїдних риб (білий амур, білий та строкатий товстолобики, гібрид коропа) середньою наважкою 25 г, загальною кількістю 4 млн шт. Проведені заходи сприяли зменшенню заростання водною рослинністю до 15 % площі акваторії каналу (за даними Управління Головного Каховського магістрального каналу Держводагентства України за 2014 р.)

Крім вищезазначеного, на балансі Запорізького управління водних ресурсів знаходяться *Центральний скидний ко-*

лектор довжиною 17,6 км та насосна станція, яка призначена для відводу паводкових та ливневих вод з Тимошівського та Михайлівського подів з територією 204,9 тис. га і дренажних вод із загальної площі 6519 га; *Східний скидний канал* – відводить поверхневі і ґрунтові води, починаючи з північно-східної межі с. Дніпровка до затоки Каховського водосховища (довжина каналу – 15,7 км, глибина – 2,5–4 м). Канал протрасований по подовій частині масиву «Кам'янський Під». На каналі знаходиться аванкамера та насосна станція для перекачування дренажної води у Каховське водосховище. В 2,5 км від скиду знаходиться водозабір Благовіщенської зрошувальної системи; *Західний скидний канал* (довжина каналу 15,45 км, глибина – до 6 м) – відводить поверхневі і дренажні води. Канал починається на північно-західній частині країни с. Дніпровка та тягнеться до болота Блоква.

Таким чином, водні ресурси досліджуваного регіону представлено трьома водосховищами дніпровського каскаду – Каховським, Дніпровським (Запорізьким) та Кам'янським, 426 річками, 127 водосховищами та 3450 ставками. У межах регіону дослідження розташовано 846 озер. Для здійснення міжбасейнового перекидання річкового стоку на території Придніпров'я було споруджено канали «Дніпро – Донбас», «Дніпро – Кривий Ріг», «Дніпро – Інгулець», Каховський магістральний канал, водовід «Дніпро – Західний Донбас».

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛ, МЕТОДИ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження за темою виконували протягом 2004–2015 рр. на кафедрі зоології та екології факультету біології, екології та медицини Дніпропетровського (нині – Дніпровського) національного університету імені Олеся Гончара, в 2015–2017 рр. – на кафедрі водних біоресурсів та аквакультури Дніпропетровського (нині – Дніпровського) державного аграрно-економічного університету (ДДАЕУ). Іхтіологічні і рибогосподарські дослідження на водоймах басейну Дніпра (дніпровських водосховищах, ріках-притоках, каналах, ставках) здійснювали протягом 13 років (2004–2016 рр.) (рис. 2.1.)

Аналізували матеріали з біології інвазійних видів, відібрані на Канівському, Кременчуцькому, Кам'янському, Дніпровському, Каховському водосховищах, каналі «Дніпро-Донбас» в ході виконання науково-дослідних робіт на контрольно-спостережних пунктах НДІ біології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара (ДНУ імені Олеся Гончара), Інституту рибного господарства Національної аграрної академії наук (НААН).

На верхній частині Дніпровського водосховища в межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» дослідження здійснювалися в рамках виконання науково-дослідних програм НДІ біології ДНУ ім. О. Гончара. Іхтіологічні матеріали отримували за відповідними дозволами на спеціальне використання риб та інших водних живих ресурсів з правом вилучення біологічного матеріалу.

Під час польових досліджень використовували єдину методику відбору матеріалу і ідентичні знаряддя лову. Матеріал



Рис. 2.1. Місця відбору іхтіологічних проб на дніпровських водосховищах:

1 – гирло р. Десна (2007 р.); 2 – р. Десенка в межах м. Київ (2005–2006 рр.); 3–4 – озеровидна частина Кременчуцького водосховища (2013 р.); 5–6 – нижня ділянка каналу «Дніпро-Донбас» до с. Котовка (2015–2017 рр.); 7–8 – середня ділянка каналу, Орільківське і Краснопавлівське водосховища (2014–2015 рр.); 9 – нижній б'єф Дніпровського водосховища (2006–2008 рр.); 10 – Діївські плавні Дніпровського водосховища (2005–2007 рр.); 11 – Самарська затока Дніпровського водосховища (2005–2009 рр.); 12 – гирло р. Мокра Сура (2007–2009); 13–14 – середня ділянка Дніпровського водосховища до с. Федорівка (2004–2008 рр.); 15 – нижня ділянка Дніпровського водосховища до с. Павлокічкас (2004–2008 рр.); 16 – верхня частина Каховського водосховища в межах м. Запоріжжя і с. Балабине (2008–2011). Назви міст і водосховищ наводяться відповідно до їх найменувань у роки дослідження (2005–2017).

відбирали у весняно-осінній період року, проводили контрольні іхтіологічні облови ставними сітками ($a=32-120$ мм), неводами ($a=36-75$ мм).

Відбір малькових проб здійснювали в липні – серпні у прибережній зоні дрібновічковим неводом (довжиною 15,0 м, з вічком 0,7 см у «крилах» і 0,3 см у кулі), а також мальковою тканиною-«волокушою» з мельничного газу № 7 (довжина – 10 м, висота – 1 м). Аналізували також улови рибалок-аматорів та підводних мисливців, іхтіологічний матеріал отримували із браконьєрських знарядь лову (верші, ятері, ставні сітки) під час здійснення природоохоронних рейдів. Обсяг зібраного матеріалу наведено в табл. 2.1.

У роботі використано матеріали з банку даних Інституту рибного господарства НААН за 2006–2014 рр., НДІ біології ДНУ

Таблиця 2.1

Загальна кількість проаналізованих уловів у рамках дослідження

Знаряддя лову	Дніпровські водосховища					Канал «Дніпро-Донбас»	Разом
	Каховське	Дніпровське	Камянське	Кременчуцьке	Канівське		
Зяброві сітки (32–120 мм)	44	388	112	32	12	46	634
Мальковий волок (7 мм)	22	576	142	16	38	24	818
Закидний невід (36–75 мм)	–	12	–	–	–	–	12
Любительські знаряддя*	462	1085	589	102	86	356	2680
Браконьєрські знаряддя**	102	214	186	43	14	68	627
Всього	630	2275	1029	193	150	494	4771

Примітка. *Поплавочні, донні вудки, спінінг, зимова вудка;

** Верші, ятері, зяброві сітки, сіткопідйомники.

імені Олеся Гончара за 1996–2012 рр., щорічні звіти Управління екології та природних ресурсів у Дніпропетровській області за 2000–2006 роки, матеріали Дніпропетровського та Запорізького управлінь з охорони, відтворення водних живих ресурсів та регулювання рибальства (облдержрибінспекцій).

Досліджено понад 5200 дорослих та молодих особин риб 19 інвазійних видів. Депозитарієм наших зборів є фонди відділу біомоніторингу та охорони природи НДІ біології ДНУ імені Олеся Гончара. Окремі екземпляри та колекторські матеріали надано фонду Національного науково-природничого музею Національної академії наук України (м. Київ).

Обробку зібраного матеріалу проводили відповідно до загальноприйнятих стандартних методик іхтіологічних досліджень [132; 140; 141; 196; 204; 208; 242; 256]. Вивчали видовий склад іхтіофауни досліджуваних водойм, вік риб, індивідуальні характеристики кожної особини.

Морфологічні виміри здійснювали на свіжому матеріалі [140; 204]. Визначали масу тіла риб, вгодованість, вимірювали довжину тіла до кінця лускового покриву.

Виміри виконано за стандартними методиками, які пропонуються для риб родин коропові, окуневі та бичкові, штангенциркулем з точністю до 0,1 мм: D_1 – число променів у першому спинному плавці; D_2 – число променів у другому спинному плавці; A – кількість променів у анальному плавці; P – кількість променів у грудному плавці; V – число променів у черевному плавці; C – число променів у хвостовому плавці; $sp.br.$ – число зябрових тичинок; $f.br.$ – кількість зябрових пелюсток; $app.pyl.$ – число пілоричних придатків; $Vert.$ – число хребців; $convert$ – число тулубових хребців; $pl.vert$ – кількість хвостових хребців; $Icor$ – довжина тулуба; H – найбільша висота тіла; h – найменша висота тіла; iH – найбільша товщина тіла; $Ccor$ – охоплення тіла; ad – антедорсальна відстань; aP – антепектральна відстань; av – антевентральна відстань; aA – антеанальна відстань; pl – довжина хвостового стебла; PV – пектровентральна відстань; VA – вентроанальна відстань; ID_1 – довжина основи першого спинного плавця; ID_2 – довжина основи другого спинного плавця;

ця; hD_1 – висота першого спинного плавця; hD_2 – висота другого спинного плавця; lA – довжина основи анального плавця; hA – висота анального плавця; lP – довжина грудного плавця; lV – довжина черевного плавця; lC_1 – довжина верхньої лопаті хвостового плавця; lC_2 – довжина нижньої лопаті хвостового плавця; lc – довжина голови; lr – довжина риля; do – діаметр ока; po – позаочна відстань; io – ширина лоба; ho – висота лоба; hol – висота голови через середину ока; hD – висота голови біля потилиці; mx – довжина верхньої щелепи; mn – довжина нижньої щелепи.

Для вивчення особливостей живлення інвазійних видів риб проаналізовано понад 320 кишково-шлункових трактів дорослих особин. Вміст кишківників під час камеральної обробки групували за окремими харчовими об'єктами, компоненти живлення визначали до виду, вимірювали і зважували на аналітичних вагах [142; 221].

Експериментальні спостереження за поведінкою чебачка амурського *Pseudorasbora parva*, сонячного окуня *Lepomis gibbosus* проводили в акваріумах місткістю 100–170 л протягом 90 діб. Під час спостережень відзначали етологічні реакції риб, характер живлення, орієнтацію в акваріумі, міжвидові та внутрішньовидові взаємовідносини риб.

Крім цього, в роботі узагальнено багаторічні власні і опубліковані матеріали щодо часу і районів знайдення чужорідних видів, їх адаптації та натуралізації, шляхів і векторів занесення, впливу інвайдерів на екосистеми дніпровських водосховищ.

З вітчизняних та зарубіжних літературних джерел використано відомості про походження чужорідних видів, про стан природних і штучних гідроекосистем до масового розвитку в них чужорідних видів (The «100 of the Worst» list of DAISIE [410], European Network on Invasive Alien Species [412], the SEBI «List of worst Invasive Alien Species threatening biodiversity in Europe» [408]). Аналізували особливості біології та екології, функціональної ролі чужорідних видів риб у межах ареалу.

Систематику та номенклатуру видових назв риб представлено у відповідності з їх валідністю по сучасних іхтіологічних дослідженнях [131; 144; 145; 147; 280; 294; 354; 408; 415].

Для оцінки можливих впливів на аборигенну фауну водосховищ України сформовано Чорний список видів за алгоритмом В. Є. Панова зі співавторами [362]. Причому включення виду в Чорний список базували на інформації про його екологічний, соціально-економічний вплив не тільки в межах басейну Дніпра, але й в інших регіонах Європи.

Ступінь фауністичної подібності різних водосховищ, водойм та їх ділянок по видовому складу родин оцінювали за допомогою коефіцієнта подібності Серенсена – Чекановського [197] за формулою:

$$K_{sc} = 2c/a + b,$$

де a – кількість видів, які є тільки в одному угрупованні; b – кількість видів, які є тільки в іншому угрупованні; c – кількість спільних для обох угруповань видів.

Обробку і аналіз результатів здійснювали з використанням статистичних методів [126; 143; 197; 200; 201; 260; 365; 366; 407] і пакетів прикладних програм Microsoft Excel for Windows та STATISTICA 10.0.

Дослідження проводили з дотриманням норм біоетики відповідно до положення «Європейської конвенції про захист хребетних тварин, яких використовують для експериментальних та інших наукових цілей» (Страсбург, 1986). Під час проведення польових та лабораторних досліджень не порушували вимоги «Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі» (Бернська конвенція [111]), Закону України «Про охорону навколишнього середовища» [93], Закону України «Про тваринний світ» [95].

РОЗДІЛ 3

ІНВАЗІЇ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ПОНТО-КАСПІЙСЬКОМУ БАСЕЙНІ

Поняттям «біологічні інвазії» можна назвати всі випадки розповсюдження організмів, які викликані або діяльністю людини (інтродукції), або природними переміщеннями видів за межі їх звичайного існування (природне поширення ареалу). Біологічні інвазії є одним з основних аспектів антропогенної швидкої зміни навколишнього природного середовища [264; 385–387]. На сьогодні чужорідні види є другою за значущістю загрозою для біорізноманіття екосистем після знищення місць мешкання, вони сприяють втраті біорізноманіття і деградації екологічних систем [23; 369; 404 та інші].

За сучасними уявленнями [134; 135; 287], чужорідний вид є інвазійним, якщо він *«...розповсюджується за участю людини або без, по природних та напівприродних місцях мешкання, викликаючи значні зміни в їх складі, структурі чи екосистемних процесах, або спричиняючи значний економічний збиток господарській діяльності людини»*.

Загальновідомо, що далеко не кожен чужорідний вид, який натуралізувався в новому регіоні, набуває статусу інвазійного. Тільки окремі нові для екосистем види успішно проходять усі етапи процесу вторгнення і стають інвазійними [341; 404]. В літературі по біологічних інвазіях наголошено, що натуралізацією закінчується в середньому близько 10 % інвазій, але тільки 10 % «натуралізантів» викликають значні екологічні або економічні наслідки (так зване «правило десяти») [404].

Приклади біологічних інвазій антропогенного характеру (інтродукцій) відомі з давніх часів. Древні єгиптяни, римляни,

китайці перевозили риб з однієї водойми в іншу, розводили їх у неволі з гастрономічних, естетичних або ритуальних міркувань.

Існують такі типи інвазій: природне розселення видів внаслідок зміни ландшафтів і клімату; навмисна інтродукція, реінтродукція та акліматизація «корисних» видів; випадкове занесення видів (із сільськогосподарською продукцією, з іншими видами-інтродуцентами, баластними водами тощо).

Основними джерелами різноманітних антропогенних інвазій на сьогодні є будівництво водних каналів, декоративне рибицтво (акваріумістика), аквакультура та марікультура, перевезення організмів з водяним баластом та в угрупованнях тварин-оброствателів корпусів суден [3; 35; 268; 269; 380; 381].

3.1. Вплив трансгресій Чорного й Каспійського морів у постльодовиковий період на формування фаун

У палеогені на місці сучасного Дніпровського басейну існувало море Тетіс, яке сполучалось зі Світовим океаном [148; 149]. Під час неогену площа цього величезного водоймища поступово скорочувалася, причому його невідворотна регресія призвела до того, що в середньоміоценовий час Тетіс розділився на східну і західну частини. У верхньому міоцені зв'язок західної частини з океаном переривається і утворюється значний за площею внутрішньоконтинентальний Сарматський басейн, який досягав 49° широти (території сучасного м. Кременчук). По всьому простору басейну відбуваються опріснення водних мас і збіднення морської фауни.

Верхньосарматське море змішується з Меотичним, яке знову сполучається зі Світовим океаном. Тільки з початку пліоцену знову формується внутрішньоконтинентальний басейн – Понтичне море, яке було за розмірами менше Сарматського. Фауна Понтичного моря в той час значно відрізнялася від фауни попередніх басейнів.

Наприкінці нижнього пліоцену відбулася регресія Понтичного басейну і утворення на його основі Дакійської, Чорноморської та Каспійської частин.

За твердженнями С. А. Яковлева [266], коливання рівнів цих морів спричинялися не стільки тектонічними причинами, скільки зледеніннями, які наступали періодично. В льодовикові епохи, внаслідок зв'язування величезних мас води, наставали пониження рівнів води древніх морів, а після танення криги починались підвищення рівнів. Саме в цей час неодноразово відбувався зв'язок між Чорноморським та Каспійським басейнами.

Сучасний гідрографічний вигляд Волги, Дону, Дніпра, Дунаю, Дністра виник понад 10 тисяч років тому по завершенні останнього великого заледеніння Російської рівнини – Валдайського. У цей самий період відбулося формування сучасного складу іхтіофаун розглянутих рік. Оскільки покривне заледеніння безпосередньо торкалось тільки верхніх ділянок басейнів, вважається, що основним чинником, який визначив нинішній склад іхтіофауни, стали геогідрократичні трансгресії Світового океану (у нашому випадку – трансгресії Чорного й Каспійського морів у постльодовиковий період). Л. С. Берг [18] на підставі спільності походження й подібності складу прісноводних іхтіофаун річкових басейнів південного стоку Центральної й Східної Європи й Приуралля обґрунтував уявлення про велику Понто-Каспійсько-Аральську провінцію Середземноморської іхтіогеографічної підобласті.

За дослідженнями К. Ф. Кесслера [101; 102], південні моря населяє особлива «понто-аральсько-каспійська» фауна, яка за багатьма рисами в цих басейнах тотожна. Спільними видами Чорного, Азовського і Каспійського морів є рибець *Vimba vimba*, тюлька *Clupeonella cultriventris*, тарань *Rutilus rutilus*.

У результаті основу сучасних іхтіофаун Волги, Дону й Дніпра склали види понто-каспійського та бореально-рівнинного іхтіофауністичних комплексів з деякими збереженими видами стародавнього верхньотретичного комплексу та з незначними включеннями представників арктичного прісноводного та

бореально-передгірного комплексів. У таксономічному відношенні домінуючою групою стали коропові. Відповідно до палеонтологічних досліджень риб з відкладень четвертинного періоду [266] можна констатувати, що із часу завершення останніх великих Хвалинської та Новокаспійської трансгресій видовий склад іхтіофаун річок Понто-Каспійського стоку в цілому завершив своє формування й у такому вигляді зберігся практично незмінним аж до середини ХХ століття.

Особливістю басейну Дніпра (як, до речі, й інших великих річкових басейнів Понто-Каспійського регіону) є багатство різних реліктових видів (переважно морського походження) історично розміщених здебільшого в пониззях басейну. Багато з них на сучасному етапі стрімко збільшили свої ареали в басейні Дніпра.

Наприклад, до початку глобальних втручань людини у природний гідрологічний режим Дніпра розповсюдження в басейні великої кількості реліктових видів, які були пов'язані з водоймами-залишками Паратетіса, обмежувалося зоною порогів, яка пізніше була затоплена у процесі створення каскаду водосховищ. Більшість цих реліктів належить до солоноватоводної та евригалінної ендемічної фауни, яка сформувалася в давніх водоймищах-попередниках Азово-Чорноморського басейну, а також плейстоценовими імігрантами з Каспійського моря. Ці види, які мешкали в Новоевксинському басейні, неодноразово скорочували свої ареали в Чорному морі під час вторгнення в Чорне море солоних середземноморських вод, що в подальшому сформувало їх ізольовані реліктові ареали в лиманах і дельтах річок Азово-Чорноморського регіону. Частина таких видів (які є більш рухомими, ніж більшість понто-каспійських видів, у тому числі бички і амфіподи) і до затоплення порогів мешкали в середній частині Дніпра, але із видів, які сформувалися в морських водоймах-попередниках Понто-Каспійського басейну, широке розповсюдження в річках і їх притоках отримали тільки річкові раки [127; 128; 158].

До цих реліктових груп близькими за екологією є інші безхребетні паратетісного походження, які почали значно раніше

освоювати прісні води: дрейсена *Dreissena polymorpha*, різноманітні *Melanopsidae*, *Lithoglyphidae* та інші. Під час останнього наступу льодовика такі види значно скоротили свої ареали. Характер розповсюдження таких видів у Понто-Каспійському регіоні є різноманітним у різних річкових басейнів, але порожисті зони для них не були складними зоогеографічними бар'єрами ані у Дніпрі, ані в інших великих ріках. Разом з тим у басейні Дніпра вони, ще до початку масштабних втручань в його гідрологічний режим, не формували безперервного ареалу в зоні вище порогів і практично не зустрічалися в ріках-притоках.

Ще однією цікавою групою морського походження в басейні Дніпра є «атлантичні» види, мешкання яких тут пов'язане з четвертичними сполученнями Чорного і Середземного морів, – колючка мала південна *Pungitius platygaster*, колючка триголкова *Gasterosteus aculeatus* і риба-голка чорноморська пухлощока *Syngnathus nigrolineatus*, атерина *Atherina boyeri pontica*.

3.2. Роль гідрографічної мережі басейну Дніпра в розселенні понто-каспійської фауни

Варто зазначити, що з 1930–1940-х рр. басейни всіх річок, а особливо Дніпра й Волги, їх екосистеми, у тому числі рибне населення, піддалися впливу двох потужних антропогенних факторів – зарегулюванню стоку та масової інтродукції нових видів риб і безхребетних.

У результаті розгорнутого в СРСР з 1930-х років великомасштабного гідробудівництва ріки Дніпро і Волга в наступні 50 років були зарегульовані майже на усій протяжності своїх основних стоків і перетворені в ланцюжок водоймищ переважно озерно-руслового типу.

У цей час на Волзі налічується 9 великих водоймищ, які пролягають майже від витоку до Волго-Ахтубинської заплави, на Дніпрі – 6 водосховищ від впадіння р. Прип'ять у Верхній Дніпро і практично до Дніпровсько-Бугського лиману.

Перетворення р. Дніпро на каскад водосховищ загальною площею водяного дзеркала понад 6974 км² на сьогодні є причиною значної зміни гідрологічного режиму ріки внаслідок трансформації морфології басейну, природної сезонності повені, змін об'ємів прісного стоку в Чорне море тощо [218].

На ділянках водосховищ значно зменшилися швидкості течії, змінилася гідродинаміка водних мас, збільшилася теплоємність водних мас, підвищилася мінералізація й значно ускладнилася біотопічна структура [66]. Майже всі греблі, споруджені на розглянутих ріках, оснащені судновими шлюзами, що обумовило виникнення особливого типу гідродинаміки в районі пригреблевих б'єфів – зворотних течій. Ця обставина, очевидно, виявилась однією з найбільш істотних для забезпечення ауторозселення багатьох видів водних безхребетних і риб, що мають планктонних личинок і пелагічну ікру.

Істотну роль відіграло створення на Волзі, Дніпрі та Дону й у їхніх басейнах теплових електростанцій та теплоцентралей, скидні теплі води яких створюють у відповідних ділянках водоймищ зони підвищених температур.

Одночасно з побудовою гребель ГЕС був досягнутий план по створенню Єдиної водотранспортної глибоководної системи Європейської частини СРСР. Волгу було перетворено в найбільшу транзитну водну магістраль, яка сполучила басейни Чорного, Каспійського, Білого і Балтійського морів. В єдину водотранспортну артерію об'єдналися ріки Дон, Волга, Ока, Кама, Москва, Шексна, Нева, Сухона, Північна Двина, а також такі крупні озера як Біле, Селігер, Ладозьке, Онезьке, Кубенське.

На Дніпрі водорозподільчий канал поєднав найбільшу притоку Верхнього Дніпра р. Прип'ять з р. Західний Буг (притока р. Вісла), а в нижній течії Дніпра судноплавним каналом було забезпечено зв'язок з Азовським морем. Після закінчення періоду понто-каспійських трансгресій на нижніх ділянках річок чітко визначились крупні річкові пороги – Жигульовські на Волзі, Запорізькі на Дніпрі та пороги Цимлянської злучини на Дону [249; 251]. В літературі зазначено, що ці пороги почали відігравати певну роль в обмеженні розселення естуарних

видів вгору за течією, а створення водосховищ ліквідувало ці, раніше непереборні для більшості видів, препони [107; 148; 149].

Створення водосховищ призвело також до ліквідації природних ґрунтових гідрохімічних бар'єрів у вигляді заплавних терас, що обумовило зростання мінералізації води у волзьких водосховищах майже у два рази в порівнянні з періодом до зарегулювання. Інтенсивний розвиток промисловості, який значно підсилювався у другій половині ХХ століття, хімізація сільського господарства та значне збільшення площі зрошуваних земель виявилися безпосередніми причинами постійного зростання трофності водосховищ.

Ріка Дніпро і каскад дніпровських водосховищ є важливою частиною центрального Європейського інвазійного коридора проникнення понто-каспійських видів у Центральну і Західну Європу [302; 362; 363; 395] завдяки системі каналів, які поєднують Дніпро з балтійським басейном [361; 333; 334; 380; 381; 383].

Наприкінці ХVІІІ – на початку ХІХ століття на території Білорусі на р. Прип'ять – крупній притоці верхнього Дніпра – було побудовано два основних канали, які сполучали ріку з водотоками балтійського басейну: Дніпрово-Бузький і Дніпро-Неманський канали.

Перший з них відіграє важливу роль у проникненні понто-каспійської фауни із басейну Дніпра у басейн Балтійського моря [334; 383].

Роль другого каналу, як можливого шляху інвазії понто-каспійських видів, значно менша. По-перше, судноплавство по Дніпро-Неманському каналу було менш інтенсивним; по-друге, цю гідротехнічну споруду повністю зруйнували під час Другої світової війни [334]. Але ще до зруйнування каналу два балтійських види риб проникли в р. Прип'ять, ймовірно по цій гідроспоруді, тому що переважно зустрічаються в річці в районі входу в канал [334; 380].

Необхідно зазначити, що альтернативним маршрутом розселення чужорідних видів між Верхньою Прип'яттю і Західним Бугом, можливо, є район Шацьких озер, які сполучаються з обома басейнами за допомогою зрошувальних систем. Внас-

лідок такого сполучення, крім розширення ареалу в Шацьких озерах дрейсени поліморфної, яка, ймовірно, була занесена з верхів'я Прип'яті, в 2009–2010 рр. спостерігалась експансія ротаня-головешки і сомика американського з Копаяувської зрошувальної системи на Західному Бузі у верхні озера Шацької групи [20; 225].

Крім цього, через систему каналів для зрошення і перекидання стоку водних мас, які побудовані на нижній ділянці, Дніпро також є великим донором інвазій чужорідних видів у басейн Азовського моря і далі – в ріку Волгу.

Важливим чинником у розповсюдженні видів також стало інтенсивне судноплавство, максимальний розвиток якого спостерігався в 1980–90-х роках [268, 380].

Зазначимо, що в середині 1960-х років у басейні Дніпра було проведено масштабну інтродукцію різних видів макрозообентосу, переважно понто-каспійського походження, з пониззя ріки у водосховища для збільшення кормової бази риб [84; 85; 87]. Це обумовило різке збільшення чисельності чужорідних видів у середній і верхній частині Дніпра [314; 380].

Всі ці чинники сприяли швидкому розповсюдженню понто-каспійської і іншої фауни як у самому басейні, так і її проникненню в інші басейни [268; 314; 380].

Крім водосховищ – штучно створених великих гідросистем, – такими самими штучними біотопами стали численні системи зрошення і перекидання стоку прісних вод. У басейні Дніпра створено Каховський канал, Краснознаменська і Інгулецька зрошувальні системи, системи перекидання стоку рік до промислових регіонів у басейни Південного Бугу (канал «Дніпро – Кривий Ріг») і Дону (канал «Дніпро – Донбас»), система Північно-Кримського каналу, який забезпечує водою Кримський півострів, тощо [190; 191; 218]. Ці штучні екосистеми були заселені понто-каспійськими видами, які прийшли з новоутворених водосховищних екосистем.

Таким чином, створена система різних каналів сприяла розповсюдженню чужорідної фауни з басейну Дніпра – і в басейн Балтійського моря, і в басейни річок Південний Буг і Дон.

3.3. Походження видів і масштаби інвазій

Процес інтродукцій нових для фауни вищезазначених річок видів тварин інтенсивно відбувається починаючи з 1950-х рр. Великі рибоводно-ставкові господарства в басейнах середніх і нижніх течій річок, зони скидання теплих вод ТЕС, ТЕЦ, промислових підприємств та самих водойм-охолоджувачів виявилися не тільки місцем для цілого ряду цілеспрямованих інтродукцій теплолюбних господарсько-цінних видів риб і безхребетних, але й надійним прихистком для випадкових вселенців, які потрапили у водойми за допомогою зусиль акваріумістів або як випадковий матеріал при навмисних вселеннях об'єктів рибництва.

У ХХ–ХХІ століттях інвазії тварин стали звичайним явищем, але впродовж останніх трьох десятиліть швидкість розповсюдження багатьох тварин та їх натуралізація в нових умовах існування набули повсюдного катастрофічного характеру [23; 389].

Аналіз літературних даних [6; 7; 18; 74] і власних багаторічних матеріалів з оцінки видового багатства Дніпра, Волги, Дону, Кубані показав, що на сьогодні кількість видів зростає в усіх ріках у середньому в 1,5 раза [42; 162; 185; 228; 231].

Потужні антропогенні зміни, хоча й викликали нерідко значне скорочення ареалів у межах розглянутих рік і катастрофічне зниження чисельності у багатьох видів, насамперед осетрових, а також у факультативних реофілів з інших родин, однак не призвели до повного зникнення практично жодного з них. Єдиними винятками із цього правила, очевидно, є шип *Acipenser nudiventris* – в усіх трьох ріках та атлантичний осетр *Acipenser sturio* – у ріках Азово-Чорноморського басейну, оскільки у даний час їхні природні популяції невідомі. Ці види зберігаються тільки у вигляді заводських рибоводних стад. Безперечно, що настільки швидке зростання видового багатства риб обумовлено навалюю нових видів. Проведені протягом останніх 20 років кадастрові й моніторингові обстеження водойм і водотоків басейнів Волги, Дону й Дніпра,

а також літературні дані щодо інвазій риб у ці басейни [185; 389] дозволили встановити, що до теперішнього часу в басейнах розглянутих рік налічується в цілому 61 вид риб (2 класів, 15 рядів, 25 родин, 47 родів риб та рибоподібних), які можуть розглядатися як інвазійні. З них більше половини вже набули статусу натуралізованих (табл. 3.1). Найбільша кількість видів з'являється та розселяється по басейнах Волги (43 види) та Дніпра (36), в Доні – трохи менше (23).

Таблиця 3.1

Інвазійні види міног і риб у басейнах річок Волга, Дон і Дніпро

Види та їх таксономічне положення	Вектори інвазій риб		
	Дон-Манич	Волга	Дніпро
CEPHALASPIDOMORPHI PETROMYZONTIFORMES Petromyzontidae BONAPARTE, 1832			
1. <i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931) – мінога українська	–	I (або P)	–
PISCES OSTEICHTHYES ACIPENSERIFORMES Acipenseridae BONAPARTE, 1832			
2. <i>Acipenser ruthenus</i> (Linnaeus, 1758) – стерлядь	R	R	R
3. <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt, 1833 – осетер російський	–	R	R
4. <i>Acipenser nudiventris</i> Lovetsky, 1828 – шип	–	R	–
5. <i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869 – осетер сибірський	A	A	A
6. <i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771 – севрюга	–	R	–
7. <i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758) – білуга	–	R	R
Polyodontidae BONAPARTE, 1832			
8. <i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792) – лопатоніс	–	A	A

Продовження табл. 3.1

Види та їх таксономічне положення	Вектори інвазій риб		
	Дон-Манич	Волга	Дніпро
CLUPEIFORMES Clupeidae CUVIER, 1816			
9. <i>Alosa caspia</i> (Eichwald, 1838) – пузанок каспійський	–		–
10. <i>Alosa immaculate</i> (Bennett, 1835) – пузанок чорноморський		–	–
11. <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840) – тюлька чорноморсько-азовська			
SALMONIFORMES Salmonidae RAFINESQUE, 1815			
12. <i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758 – кумжа	–	R	–
13. <i>Oncorhynchus keta</i> (Walbaum, 1792) – кета	–	A	–
14. <i>O. mykiss</i> (Walbaum, 1792) – мікіжа	–	A	–
Coregonidae COPE, 1872			
15. <i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758) – ряпушка європейська	–	I&P	–
16. <i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789) – пелядь	–	A	–
Osmeridae REGAN, 1913			
17. <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758) – корюшка	–		–
ANGUILLIFORMES Anguillidae RAFINESQUE, 1810			
18. <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758) – вугор	A	A	A
CYPRINIFORMES Cyprinidae BONAPARTE, 1832			
19. <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758) – рибець	–	A	–
20. <i>Leuciscus borysthenicus</i> (Kessler, 1859) – бобирець дніпровський, калінка	–	–	R
21. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844) – товстолобик білий	A	A	A
22. <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846) – товстолобик строкатий	A	A	A

Продовження табл. 3.1

Види та їх таксономічне положення	Вектори інвазій риб		
	Дон-Манич	Волга	Дніпро
23. <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782) – гірчак	–	P	–
24. <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844) – білий амур	A	A	A
25. <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846) – амур чорний	A	A	A
26. <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846) – чебачок амурський	A	–	A
27. <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 – короп	R	R	R
28. <i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch, 1782) – карась сріблястий	–	–	R
Catosmonidae COPE, 1871			
29. <i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1819) – буфало короткорилий	A	A	A
30. <i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844) – буфало довгорилий	A	A	A
31. <i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1820) – буфало чорний	A	A	A
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae BONAPARTE, 1838			
32. <i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859) – гамбузія хольбрукська	–	A	A
33. <i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859 – гупі	A	A	A
ATHERINIFORMES			
Atherinidae GÜNTER, 1861			
34. <i>Atherina boyeri pontica</i> Risso, 1826 – атерина чорноморська	–	–	I
BELONIFORMES			
Adrianichthyidae ROSEN&PARENTI, 1981			
35. <i>Oryzias sinensis</i> Chen, Uwa et Chu, 1989 – медака	–	–	A
MUGILIFORMES			
Mugilidae BONAPARTE, 1831			
36. <i>Lisa haematocheilus</i> (Temminck & Schlegel, 1845) – піленгас	A	–	–

Продовження табл. 3.1

Види та їх таксономічне положення	Вектори інвазій риб		
	Дон-Манич	Волга	Дніпро
SYNGNATHIFORMES Syngnathidae RAFINESQUE, 1810			
37. <i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827 – голка-риба чорноморська пухлощока			
GASTEROSTEIFORMES Gasterosteidae BONAPARTE, 1831			
38. <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859) – колючка південна			-
39. <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758 – колючка триголкова	-		
PERCIFORMES Percidae CUVIER, 1816			
40. <i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788) – берш	-	-	A
Moronidae JOHNSON, 1984			
41. <i>Morone saxatilis</i> (Walbaum, 1792) – смугастий окунь	A	-	-
Centrarchidae BLEEKER, 1859			
42. <i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802) – великоротий окунь	-	A	-
43. <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) – сонячний окунь	A	-	A
Cichlidae BLEEKER, 1859			
44. <i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852) – тилapia	A	A	A
Eleotrididae REGAN, 1911			
45. <i>Perccotus glenii</i> Dubowski, 1877 – ротань-головешка	A	A	A
Gobiidae BONAPARTE, 1832			
46. <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874) – пуголовка зірчаста	-		-
47. <i>Benthophiloides brauneri</i> (Beling et Iljin, 1927) – пуголовочка Браунера	-	-	

Закінчення табл. 3.1

Види та їх таксономічне положення	Вектори інвазій риб		
	Дон-Манич	Волга	Дніпро
48. <i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814) – мартовик	–	–	I
49. <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) – бичок пісочник	I	I	–
50. <i>Neogobius kessleri</i> (Günther, 1861) – бичок-головач	I	I	–
51. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) – бичок-кругляк	–	–	I
52. <i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857) – бичок-гонець	–	–	I
53. <i>Neogobius syrman</i> (Nordmann, 1840) – бичок ширман	–	I	–
54. <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814) – бичок цуцик	–	I	–
55. <i>Knipowitschia longicaudata</i> (Kessler, 1877) – бичок кніповічія довгохвостий	–	–	I
56. <i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916) – бичок кніповічія кавказький	–	–	I
57. <i>Ponticola (Neogobius) ratan</i> (Nordmann, 1840) – бичок ратан	–	–	I
Channidae BERG, 1940			
58. <i>Channa argus</i> (Cantor, 1842) – змієголов	–	A	A
PLEURONECTIFORMES Pleuronectidae RAFINESQUE, 1815			
59. <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758) – камбала річкова	I	I	I
SILURIFORMES Ictaluridae GILL, 1861			
60. <i>Ameiurus nebulosus</i> (Le Sueur, 1819) – сомик американський	–	–	A
61. <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818) – сомик каналний сом	A	A	A

Примітка. **A** – види риб, які спрямовано або випадково інтродуковані; **R** – реінтродуценти; **I** – аутовселенці; **P** – реліктові види-аутовселенці; «–» – вид для певного басейну не є чужорідним вселенцем.

За характером появи в басейнах Дніпра, Дону та Волги всі виявлені види-вселенці були кваліфіковані за трьома основними категоріями: **A** – види, які спрямовано або випадково інтродуковані людиною, материнський ареал яких безпосередньо не стикається з басейнами розглянутих трьох рік; **R** – види, що раніше жили у водоймах даного басейну, та які в цей час реінтродукуються людиною; **I** – види, що саморозселяються (аутоакліматизанти) по басейнах із прилягаючих історичних ареалів, серед яких ми виділяємо ще особливу самостійну групу видів – **P** – реліктові види, які самостійно розширюють свої ареали в межах басейнів (рис. 3.1).

Більшість видів-вселенців у басейнах трьох річок походять із двох джерел – Далекого Сходу (кета, амурські коропові – товстолобики, амури, амурський чебачок, ротань-головешка, змієголов, піленгас, медака) та Північної Америки (чукучанові, гамбузієві, ікталурові, моронові та центрархові). Основна зона

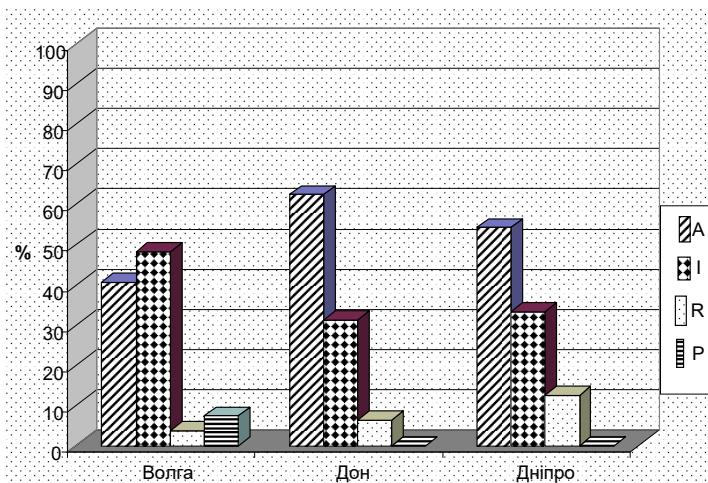


Рис. 3.1. Співвідношення видів-вселенців у прісноводних басейнах Волги, Дону та Дніпра:

A – види, які спрямовано або випадково інтродуковані людиною; **R** – види, що раніше жили у басейні, та реінтродуковані види; **I** – види-аутоакліматизанти; **P** – реліктові види-саморозселенці

вселення цих видів припадає на басейни нижніх ділянок річок і тут же спостерігається їхня натуралізація [381].

Деякі з видів-вселенців не тільки успішно натуралізувалися у басейнах, але й у цей час здійснюють уже самостійне просування по них – головешка-ротан *Perccottus glenni*, амурський чебачок *P. parva*. Серед аутоакліматизантів домінують понто-каспійські прісноводні, солонуватоводні та морські види (представники *Clupeiformes*, *Perciformes*, окремі види: колючки, атерина чорноморська *Atherina boyeri pontica*, чорноморська пухлощока риба-голка *Syngnathus abaster*). Всі вони характеризуються виразною спрямованістю розселення – від пониззя до верхів'їв рік.

Взагалі інвазії з півночі виявилися вкрай незначними за кількістю видів і були відзначені тільки в басейні Волги.

З півночі у Волгу проникли та просунулися вниз волзькими водосховищами (Рибінське, Горьковське, Куйбишевське, Саратовське) тільки ряпушка *Coregonus albula* та снеток *Osmerus eperlanus*. Вгору й униз по басейну Волги успішно розширюють свої ареали такі реліктові види, як гірчак *Rhodeus amarus* та українська мінога *Eudontomyzon mariae*.

Всі три розглянуті ріки виконують роль інвазійних потоків та функції транзитних коридорів (рис. 3.2).

По системі Волго-Донського каналу відбувається обмін видами між Азово-Чорноморським і Каспійським басейнами – бичок-головач *Neogobius kessleri* у цей час проник у Дон, а чорноморська пухлощока риба-голка *S. abaster* ще в 1960-ті роки проникла з Азовського моря у Волгу та у Каспійське море.

Таким чином, особливістю басейну Дніпра й інших великих річкових басейнів Понто-Каспійського регіону є багатство різних реліктових видів, історично розміщених здебільшого в пониззях басейну. На сучасному етапі багато реліктів стрімко збільшили свої ареали в басейні Дніпра.

Ріка Дніпро і каскад дніпровських водосховищ є важливою частиною центрального Європейського інвазійного коридору проникнення понто-каспійських видів у Центральну і Західну Європу.

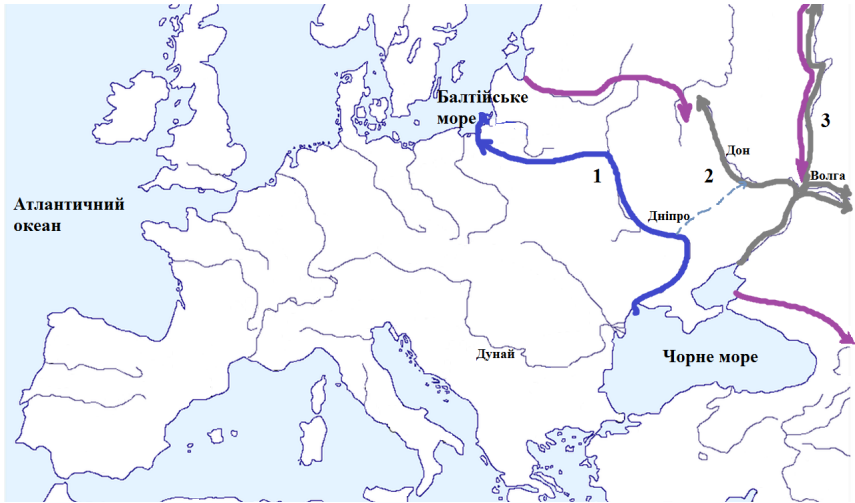


Рис. 3.2. Найважливіші шляхи інвазії (транзитні коридори) чужорідних видів риб у басейни рік Дніпро (1), Дон (2), Волга (3)

Більшість видів-вселенців у басейнах Дніпра, Волги і Дону походять із двох джерел – Далекого Сходу (кета, товстолобики, амури, чебачок амурський, ротань-головешка, змієголов, піленгас, медака) та Північної Америки (чукучанові, гамбузієві, ікталурові, моронові та центрархові).

РОЗДІЛ 4

ІСТОРІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ІНВАЗІЙНИХ РИБ У ВОДОСХОВИЩАХ НИЖНЬОГО ТА СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА

Наприкінці ХХ століття інтенсифікація світового сільського господарства і промисловості призвела до глобальних антропогенних перетворень екологічних систем. Одними з провідних чинників трансформацій природних екосистем визнано біологічні інвазії видів, які були прямо чи опосередковано викликані гідробудівництвом на великих ріках, створенням високопродуктивних агроценозів, торгівлею сільськогосподарською продукцією, туризмом, регіональними війнами, аквакультурою, спортивним полюванням і рибальством [23; 390; 401; 404].

Фауни біоценозів України кожного року піддаються значним трансформаціям і перебудовам, у тому числі від інвазій і подальшої натуралізації видів-аутакліматизантів та інтродуцентів.

На сучасному етапі проблема чужорідних видів для Європи має виняткове екологічне, сільськогосподарське та соціально-економічне значення. Кількість глобальних екологічних катаклізмів, які викликані інвазіями різних видів тварин і рослин, постійно зростає.

Таким чином, стрімке зростання кількості чужорідних видів, які самостійно або внаслідок інтродукції потрапляють у Дніпро з Чорного та Азовського морів, їх успішна натуралізація у дніпровських водосховищах та додатковій системі річок, потенціально функціональна небезпека багатьох видів для природних і штучних водних екосистем обумовлюють значну

імовірність подальшого просування небажаних інвазивних тварин на захід Європи.

4.1. Іхтіологічні та рибогосподарські дослідження

Перші відомості про риб Дніпра дав ще в V столітті до н. е. Геродот у праці «Мельпомена» [54]. Науковий нарис іхтіофауни у вихідних умовах існування річкового періоду зробив у 1787 році А. Гюльденштедт [315]. Наприкінці XIX століття більш фундаментальні і докладні відомості про іхтіофауну Дніпра (в тому числі і його порожистої ділянки) навів К. Ф. Кесслер у своїх наукових працях «Естественная история губерний Киевского учебного округа: Рыбы» [101] і «Путешествие с зоологической целью к северному берегу Черного моря и в Крым в 1858 году» [102].

Уточнення та більш конкретна інформація про рибне населення р. Дніпро в межах майбутнього водосховища на початку XX століття наведено у праці П. Ємельяненка [78].

Цілеспрямовані дослідження порожистої ділянки Дніпра почалися з 1926–1927 рр., коли за клопотанням професора Д. О. Свіренка була організована гідробіологічна станція. Перший виїзд для дослідження ріки відбувся у травні 1928 року. Співробітниками станції та державної іхтіологічної станції (м. Херсон) були проведені копіткі дослідження іхтіофауни, які стали основою для характеристики вихідного складу риб з подальшим порівнянням його трансформації під час зарегулювання Дніпра. За цей час опубліковано наукові праці І. Я. Сироватського і П. К. Гудімовича [235], Ф. Ф. Єгермана [76], Д. О. Белінга [12–14], І. Б. Паншина [192], Й. І. Короткого [115] про результати науково-дослідної роботи станції, про склад іхтіофауни водосховища, його рибопродуктивність і рибальство на дніпрових порогах від Нікополя до Дніпродзержинська.

Зокрема, І. Сироватський і П. Гудімович у своїй праці «Рыболовство в районе Днепровских порогов» [235] у складі іхтіокомплексу порожистої частини відзначали 33 види і 1

підвид. Дослідження, які були проведені співробітниками Дніпропетровської біологічної станції пізніше, в 1927–1928 роках, поповнили список ще 8 новими видами (в основному, представниками прибережно-водних і придонних стацій – бичковими і в'юновими).

На початку 1930-х років Й. І. Коротким доповнено отримані Дніпропетровською біологічною станцією іхтіологічні дані. В 1933 році він відзначає знахідку нового для іхтіофауни Середнього Дніпра вида *Benthophilus maeoticus* Kuzn., який був відловлений в річці вище порога Вільний [115]. Крім того, Й. І. Короткий реєструє на акваторії Дніпра в межах від м. Нікополь до м. Дніпропетровськ ще кілька видів риб, що дає змогу зазначити у складі іхтіофауни порожистого Дніпра 46 видів і 1 підвид риб [112]: мінога українська, білуга, севрюга, руський осетер, стерлядь, оселедець чорноморський, плітка, тарань (підвид), вирезуб, ялець, головень, в'язь, красноперка, білизна (жерех), вівсянка, лин, підуст дніпровський, пічкур, вусач дніпровський, верховодка, бистрянна, плоскирка, лящ, клепець, синець, рибець, чехоня, гірчак, карась (золотий. – Прим. автора), сазан, голець, в'юн, щиповка, сом, вугор, щука, судак, окунь, йорж, носар, бичок-кругляк, бичок-головач, бичок-пісочник, бичок-цуцик, колючка (багатоголкова. – Прим. автора), мишок, голка-риба морська.

На початку ХХ століття на водоймах Придніпров'я розпочинається боротьба зі збудниками та переносниками небезпечної хвороби – малярії. Під керівництвом проф. Л. В. Рейнгарда в цей період (1930–1935 рр.) на додаткових водоймах Дніпра в межах Дніпропетровської області проводилися масштабні роботи по вселенню гамбузії *Gambusia holbrooki*, пов'язані із впровадженням у практику біологічних заходів боротьби з малярійним комаром [114; 211; 212].

За спогадами професора ДДУ О. Л. Бельгарда [17, с. 22], спостерігались періоди, коли через це захворювання на роботу на заводи і фабрики, на навчання в заклади освіти виходило не більше половини від усієї кількості працюючих.

Під керівництвом Л. В. Рейнгарда поглиблено вивчалися біологічні особливості та екологія малярійного комара з метою розробки ефективних засобів боротьби з цим переносником захворювання. На основі отриманих даних спільно з дніпропетровськими медиками були розроблені практичні заходи щодо переривання біологічного циклу розвитку малярійного плазмодія – збуджувача малярії [211].

У 1930-му році Л. В. Рейнгард разом з учнями здійснили успішну акліматизацію на водоймах Дніпропетровщини живородної гамбузії, яку в межах СРСР акліматизував у 1925 році проф. Н. П. Рухадзе [цит. за 211]. До України *Gambusia holbrooki* була завезена із водойм Середньої Азії [114; 211]. Ця риба активно споживала личинок малярійного комара, перериваючи таким чином біологічний цикл розвитку переносника небезпечної хвороби.

Роботи по боротьбі із малярією тривали до другої половини 1930-х років. Даючи оцінку цьому напрямку науково-практичних досліджень, академік Є. Н. Павловський, один із відомих світових паразитологів, організатор практичної паразитології та вчення про вогнища паразитичних захворювань, писав: *«Слід визнати, що роботи по паразитології в Дніпропетровському університеті правильно зорієнтовані та відповідають питанням практики»* [цит. за 210].

На початку 1930-х років розпочалися масштабні роботи із зарегулювання русла р. Дніпро і створення першого в СРСР великого штучного водосховища. Дніпровське (озеро імені В. І. Леніна, Запорізьке) водосховище засновано в 1931 році внаслідок перекриття р. Дніпро греблею ГЕС у районі м. Запоріжжя. З 1937 року почало наповнюватися.

Результати вивчення перших стадій становлення гідрофауни, в тому числі й іхтіофауни, в умовах зарегулювання порожистої частини Дніпра і первинного формування гідрологічного режиму водосховища включені в монографію проф. Д. О. Свіренка «Дніпровське водосховище» [224]. В роботах Й. І. Короткого [112–114] наведено детальні відомості про іхтіофауну порожистого Дніпра, її зміни під впливом побудування

греблі Дніпрельстану, про характеристику іхтіокомплексу новоствореного водосховища.

Ложе Дніпровського водосховища було заповненим до серпня 1941 року, коли гребля Дніпрогесу була зруйнована радянськими військами, що відступали під час Другої світової війни. На кілька років був відновлений режим порожистого Дніпра. Повторно за період свого існування водосховище було заповнене після відбудови греблі гідроелектростанції в 1947 році [138].

Після зарегулювання Дніпра зі складу іхтіокомплексу зникли прохідні і напівпрохідні види риб, деякі реофіли (всього 8 видів) новоствореного водосховища. Отримали численний розвиток представники лімнофільного комплексу, більшість з яких належить до категорії промислових (плітка, щука, сом, в'язь, окунь). Реофільний комплекс спостерігається лише на верхній ділянці з річковим режимом, який частково зберігся. Видовий склад рибного населення Дніпровського водосховища скоротився до 38 видів [41].

4.2. Інтродукція безхребетних і риб

Наприкінці 1940-х років у регіоні почались роботи по збагаченню кормової бази для риб шляхом акліматизації та інтродукції представників фауни безхребетних у рибогосподарські водойми [86; 87].

Перші роботи зі збагачення фауни безхребетних у басейні Дніпра відбулися в 1947 році, коли в середню частину Ленінського (Дніпровського) водосховища був переселений представник кумових *Pseudocuma cercaroides* із нижнього Дніпра [87].

В 1948–1950-ті роки тривали роботи з переселення мізид, гамарид, поліхет із пониззя Дніпра в Ленінське водосховище, верхній та середній Дніпро та його притоки. В Дніпровське і створене пізніше Дніпродзержинське (1963–1964 рр.) водосховища, в криворізькі малі водосховища (Кресовське, Південне, Карачунівське) вселяли представників донної фауни: поліхет *Hypania invalida*, *Hypania kowalewskyi*, молюска *Monodasna*

colorata, амфіпод *Chaetogammarus warpachowskyi*, *Amathillina cristata*, ракоподібних – мізид *L. benedeni*, *P. lacustris*, *Hemimysis anomala*, кумових – *Pseudocuma cercaroides* [84–87; 89, 90; 129].

Відлов ракоподібних для дослідного вселення у водойми Криворізького басейну відбувався у Дніпровському водосховищі та в пониззі (лиmanoподібній частині) р. Інгулець [87], який є правою притокою Дніпра.

Протягом 1949–1950 років співробітниками Інституту гідробіології АН УРСР проведено заходи по переселенню в Середній Дніпро із Дніпровсько-Бузького і Дунайського лиманів гамарид *Dikerogammarus haemolaphes*, *Pontogammarus robustoides*, *P. crassus*, *P. obesus* і деяких молюсків – *Micromelania lincta* і *Monodacna pontica*. Акліматизовані бокоплави вже на початку 1950-х років розповсюдились на ділянці Середнього Дніпра від р. Сула до гирла р. Оріль [129].

У 1956–1957 роках співробітниками Інституту гідробіології АН УРСР проведено роботи зі збагачення фауни безхребетних Каховського водосховища, яке на той час формувалося. Із пониззя Дніпра і Інгульця, а також Дніпровського лиману до водосховища було перевезено 36 млн особин донних безхребетних – мізид, гамарид, корофіїд, кумацей, молюсків [84].

Більшість акліматизованих видів безхребетних успішно натуралізувались і створили потужні ценози у Каховському водосховищі. За матеріалами Г. А. Оліварі (1968), інтродукований *Pontogammarus maeoticus* масово заселив піщані мілководдя водосховища; його чисельність восени 1959 року досягала 4160–16800 екз/м², а біомаса – 17,2–54,0 г/м².

Під час масових перевезень донних безхребетних у Каховське водосховище були випадково занесені деякі планктонні організми з *Cladocera*: *Corniger maeoticus*, *Cercopagis tenera*, *Podon ovum* [84].

Збагачення водойм басейну Дніпра відбувалося не лише за рахунок інтродукційних заходів, але й шляхом самостійного проникнення видів в нові ареали. Цьому сприяло утворення каскаду водосховищ і каналів (особливо створення каналу «Дніпро – Кривий Ріг») [32; 85]. Також розширенню ареалу певних

організмів сприяв масових рух річкового транспорту. П. О. Журавель [84] зазначав, що такі нові для Ленінського водосховища види як *Dreissena bugensis* і *Cordylophora caspia* (*Coelenterata*) занесені у водоймище, імовірно, саме водним транспортом.

Всього у водойми басейну Дніпра з 1947 по 1966 роки було вселено (або стихійно розповсюдились) 44 види безхребетних, які належали до 10 родин, у тому числі *Coelenterata* – 1 вид, *Oligochaeta* – 3 види, *Mollusca* – 5 видів, *Cladocera* – 3 види, *Gammaridae* – 9 видів, *Corophiidae* – 5 видів, *Cumacea* – 5 видів, *Mysidacea* – 6 видів, *Decapoda* – 4 види [32].

На тлі успіху акліматизаційних робіт зі збагачення кормової для риб фауни безхребетних постало питання більш раціонального використання кормових ресурсів у природних та штучних водоймах України. Вперше про збагачення іхтіофауни невеликих водосховищ для раціонального використання кормових ресурсів написав О. Є. Євтюхін [75], який провів успішні практичні роботи по вселенню судака та напівпрохідного виду – тарані в озеро Буйвоча на Північному Кавказі.

Про можливість вселення тарані у водосховища Криворізького басейну вказували П. О. Журавель, Г. Б. Мельников та А. М. Чапліна [87].

Практично перші роботи по вселенню напівпрохідних риб лиманно-морського комплексу в водоймища України здійснив професор Українського НДІ рибного господарства (м. Київ) Н. Д. Білий, який успішно заселив у кримські водосховища тарань, ляща і судака із пониззя Дніпра [15; 16; 22].

На початку інтродукційних робіт особлива увага приділялася вселенню сигових та рослиноїдних риб (табл. 4.1). У 1930-ті роки на Дніпровському водосховищі розпочалися роботи по акліматизації сигових риб: рипуса ладозького *Coregonus albula ladogensis*, сига чудського *Coregonus lavaretus maraenoides*, сига-лудоги *Coregonus lavaretus ludoga* (звичайний сиг).

Таблиця 4.1

Результати вселення риб у водосховища дніпровського каскаду

Види	Роки інтродукції	Водойма-реципієнт	Мета інтродукції	Підсумки інтродукції	Посилання
ACIPENSERIDAE – ОСЕТРОВИ					
<i>Acipenser güldenstaedtii</i> осетер російський	1962–1964	Ленінське водосховище	Е	N	[139]
SALMONIDAE – ЛОСОСЕВИ					
<i>Coregonus albula ladogensis</i> рипус ладозький	1932	р. Дніпро (майбутнє Ленінське водосховище)	Е, Р	N	Овчинник, 1933 [цит. за 32]
<i>Coregonus lavaretus maraenoides</i> сиг чудський	1932	р. Дніпро (майбутнє Ленінське водосховище)	Е, Р	N	Овчинник, 1933 [цит. за 32]
<i>Coregonus lavaretus ludoga</i> сиглудога (звичайний сиг)	1934	р. Дніпро (майбутнє Ленінське водосховище)	Е, Р	N	[138]
CLUPEIDAE – ОСЕЛЕДЦЕВИ					
<i>Alosa maeotica</i> чорноморсько-азовський пузанок	1953–1954	Ленінське водосховище	Р	N	[43]
CYPRINIDAE – КОРОПОВИ					
<i>Rutilus rutilus rutilus</i> тараня	1956–1957	Каховське водосховище	Р, В	A	[16]
	1959–1961, 1964	Ленінське водосховище	Р, В	A	[32; 139]
	1964	водойми майбутнього Дніпродзержинського водосховища	Р, В	A	
<i>Rutilus frisii kutum</i> кутум каспійський	1958, 1960	пониззя Дніпра	Е	N	[81; 82]
		Каховське водосховище	Е	N	[48; 81; 82]
<i>Vimba vimba</i> рибець звичайний	1959–1963	Ленінське водосховище	Р, В	A	[31; 32; 37]
	1964–1966	Дніпродзержинське водосховище	Р, В	A	

Закінчення табл. 4.1

Види	Роки інтродукцій	Водойма-реципієнт	Мета інтродукції	Підсумки інтродукції	Посилання
<i>Cyprinus carpio</i> амурський сазан	1966–1967	Кременчуцьке водосховище	P	A	Карпевич, Бокова, 1968 [цит. за 43]
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> білий товстолобик	1954–1956	Каховське водосховище	B, P	R	[45; 48]
	1966–1968	Ленінське, Дніпродзержинське водосховища			[41]
<i>Aristichthys nobilis</i> строкатий товстолобик	1954–1956	Каховське водосховище	B, P	R	[45; 48]
	1966–1968	Ленінське, Дніпродзержинське водосховища			[41]
<i>Ctenopharyngodon idella</i> білий амур	1954–1956	Каховське водосховище	B, P	R	[45; 48]
	1966–1968	Ленінське, Дніпродзержинське водосховища			[41]
	1972–1974	Запорізьке водосховище			[41]
POECILIIDAE – ГАМБУЗІЄВИ					
<i>Gambusia holbrooki</i> гамбузія	1930–1933	Дніпро, річки Самара, Кільчень, Татарка	B	N	[114; 211]
CHANNIDAE – ЗМІЕГОЛОВИ					
<i>Channa argus</i> змієголов амуруський	1958–1961	Придаткові водойми Дніпра	P, B	N	[48; 49]
CENTRARHIDAE – ЦЕНТРАРХОВИ					
<i>Lepomis gibbosus</i> сонячний окунь	1983	придаткова водойма р. Мокра Сура – притоки Дніпровського водосховища	E, C	A	[171; 173]

Примітка. Мета інтродукції: P (production) – для отримання рибної продукції; B (biomelioration) – для біомеліоративних цілей; C (catch anglers) – для любительського рибальства; E (experiment) – експеримент. **Результати інтродукції:** A (acclimatization) – вид акліматизований; R (dependent on artificial reproduction) – вид повністю залежить від штучного відтворення; N (unsuccessful) – подальшої натуралізації не відбулося.

У 1932–1934 роках в Ленінське водосховище були вселені: ікра рипуса ладозького в кількості 1864 тис. екз [32, 36], ікра і личинки сига чудського (850 тис. екз) і сига-лудоги (1625 тис. екз). Крім ікри і личинок сигових риб, у Дніпро вселяли і плідників *C. lavaretus maraenoides* (40 особин) [цит. за 32].

Ці роботи не привели до подальшої натуралізації сигових риб у Дніпровському водосховищі [36]. Відсутність позитивних результатів дослідники пояснювали нестабільністю екологічних умов водосховища, що створювалося, недостатньою розробкою біотехніки інтродукційних робіт, невідповідністю температурних умов і природних можливостей для нереста сигових риб [32; 33].

Після Другої світової війни інтродукційні роботи на водоймах Придніпров'я були відновлені. Масштаб робіт значно збільшився і за об'єктами акліматизації, і за кількістю пересадок, і за об'ємом акліматизаційних робіт. У 1948–1952 рр. Київським і Дніпропетровським інститутами гідробіології в Карачунівське водосховище був вселений судак звичайний *Sander lucioperca*, де він швидко натуралізувався [138]. Потім у 1954–1955 роках судак був успішно переселений із Карачунівського водосховища у Христофорівське та Кресовське водоймища [138; 139].

Впродовж 1950–1951 років акліматизаційні роботи по вселенню сигових риб на Ленінському водосховищі відновились. У Дніпро і його водосховище знову були вселені сиг чудський, рипус ладозький, сиг-лудога (звичайний сиг) [138]. Акліматизація відбулася тільки у сига чудського, який в Ленінському водосховищі одинично зустрічався до 1960-х років [139]. У більш пізніх публікаціях дослідників у списках іхтіофауни Придніпров'я *Coregonus lavaretus maraenoides* є відсутнім [41; 244; 246].

З 1959 по 1963 роки в Ленінському водосховищі здійснювалися успішні роботи із вселення рибця *Vimba vimba*, якого потім акліматизують у Дніпродзержинському водосховищі [32; 36; 37; 139].

У 1953–1954 роках було здійснено спробу інтродукувати в Ленінському водосховищі пузанка *Alosa caspia nordmanni*, яка виявилася безуспішною [139]. Немає цього виду і в іхтіофауніс-

тичних списках 1960–1970-х років [32; 41]. Але на початку 1980-х років В. Л. Булахов зі співавторами [244] знову відзначив для фауни Дніпровського (Запорізького, Ленінського) водосховища пузанка дунайського *Caspiolosa caspia nordmanni* (сучасна назва – пузанок чорноморсько-азовський *Alosa maeotica*. – Прим. автора). В результаті подальших контрольних біологічних обловів на всій акваторії Дніпровського водосховища впродовж 1990–2010 рр., після ретельних морфометричних досліджень усіх оселедцевих, які потрапляли в улови, наявність пузанка у складі іхтіофауни водоймища не зареєстровано [173; 180]. За нашими припущеннями [184], за пузанка дунайського В. Л. Булаховим зі співавторами помилково прийнято малотичинкову форму оселедця чорноморсько-азовського прохідного, який на сьогодні мешкає у водосховищі.

Створення каскаду дніпровських водосховищ в цей час сприяло розширенню природного ареалу інших видів риб. У 1955–1956 роки в новостворене Каховське водосховище проникла тюлька чорноморсько-азовська *Clupeonella cultriventris*, яка швидко натуралізувалась у водосховищі і набула промислового значення [32; 37]. В 1958 році тюлька з'являється вище за каскадом – спочатку в Ленінському водосховищі, а потім – у Середньому Дніпрі і Кременчуцькому водосховищі (1959) [32; 139].

За три роки після появи в Ленінському водосховищі тюльки *C. cultriventris* у складі іхтіофауни відзначається ще один представник оселедцевих – оселедець чорноморсько-азовський *Alosa pontica pontica*, який одночасно реєструється і в уловах на Середньому Дніпрі [37].

Необхідно зазначити успішні акліматизаційні роботи із вселення у водойми Придніпров'я напівпрохідного виду – тарані *Rutilus rutilus rutilus*. З 1956 по 1958 роки в Каховське водосховище із Нижнього Дніпра перевезено близько 150 млн ікринок тарані [16], в 1959–1961 і в 1964 роках у Ленінське і Дніпродзержинське водосховища були вселені личинки, цьогорічки, річняки, плідники тарані, а також її 55,7 млн ікринок [32; 139]. Тарань була акліматизована також у Карачунівське і Макортівське водосховища, а також у Кресівське [84].

Роботи із вселення *R. rutilus rutilus* у каскад дніпровських водосховищ можна вважати найуспішнішими серед усіх акліматизаційних іхтіологічних заходів на Придніпров'ї. Цей вид набув важливого промислового значення в Каховському, Дніпровському, Дніпродзержинському та Кременчуцькому водосховищах. Наразі на внутрішніх прісноводних водоймах плітка (тараня) формує до 50 % усього щорічного промислового вилову [189; 220].

Наприкінці 1990-х – на початку 2000-х років частка тарані у промислового вилученні рибних запасів у Придніпров'ї складала 44,3–60,7 % [252], а в 2008–2009 рр. питома частка плітки в загальних уловах скоротилася до 23,0–30,0 % на тлі підвищення в уловах відносної частки малоцінних короткоциклових видів [77].

На початку 1950-х років в Україні значного розвитку набули роботи з інтродукції амурських рослиноїдних риб, у першу чергу білого товстолобика *Hypophthalmichthys molitrix*, строкатого товстолобика *Aristichthys nobilis*, білого амура *Ctenopharyngodon idella* [43; 49].

З Васильєвського нерестово-виросного господарства амурські рослиноїдні риби (товстолобики) вселені в Каховське водосховище [43]. Амурський сазан був інтродукований у Кременчуцьке водосховище [43]. Наприкінці 1960-х років білий амур і товстолобики були вселені і в Дніпродзержинське, і в Дніпровське водосховища, де увійшли до складу іхтіокомплексів [41].

У той же час відбулися практичні роботи по вселенню в Ленінське водосховище осетера російського *Acipenser güeldens-taedtii* [32], але цей вид у водоймищі не натуралізувався.

Всього с початку ХХ століття до кінця 1960-х років у водоймища Дніпровського басейну (враховуючи верхів'я Дніпра і його пониззя) було вселено 27 видів риб та 3 гібрида, які належали до 9 родин. Інтродукція відбулась більше ніж на 40 водоймах. На 19 водоймищах акліматизувались і пройшли стадію натуралізації 14 вселених видів риб, у тому числі: тарань – у Каховському, Ленінському та Дніпродзержинському водосховищах, рибець – в Ленінському водосховищі; судак –

у Христофорівському та Кресівському водосховищах (Криворізький басейн); лящ – у Кресівському [32].

В. Л. Булахов [32] зазначав, що абсолютно новими видами в басейні Дніпра наприкінці 1960-х років стали райдужна форель, пелядь, сигові риби, кутум, білий амур, товстолобики, карась сріблястий, сазан амурський, американський сом, гамбузія, змієголов, великоротий американський окунь.

Враховуючи успішний досвід інтродукції багатьох видів риб у дніпровські водосховища, а також появу саморозселенців (тюлька), до 1965 року іхтіофауна Запорізького (Дніпровського) водосховища нараховувала 43 види риб [171; 173], хоча інші дослідники для періоду 1959–1969 років наводили менший список круглоротих і риб – 37 видів [246].

На початку 1970-х років у Запорізьке водосховище з численних ставкових господарств почав спонтанно проникати карась сріблястий *Carassius auratus* Bloch, якого випадково доставляли в Україну разом із молоддю амурських рослинодічних риб із Далекого Сходу [49].

Зазначимо, що у працях іхтіолога Й. І. Короткого [112; 113] цей вид у складі іхтіокомплексу порожистого Дніпра не відзначався. Було наголошено про наявність одного виду карася, яким, безперечно, є *Carassius carassius* [174]. Немає згадки про карася сріблястого й у працях С. П. Федія «Рыбы и рыбный промысел Нижнего Днепра» [247, с. 103], А. Н. Чапліної «Ихтиофауна Самарского водохранилища после его восстановления», Г. Б. Мельникова «Ихтиофауна озера Ленина (Днепровского водохранилища) после его восстановления» [138, с. 165]. Але інші дослідники вказують на присутність у складі іхтіофауни незарегульованого Дніпра і новоствореного Дніпровського водосховища обох видів карасів: і звичайного *C. carassius*, і сріблястого *C. auratus gibelio* [19; 77; 96; 234], що, на нашу думку, є хибним твердженням. Вважаємо, що в період з порожистого Дніпра до початку 1970-х років у водоймах Придніпров'я мешкав тільки один вид р. *Carassius* – *C. carassius*.

Карась сріблястий з'явився у ставках Придніпров'я внаслідок потужних рибогосподарських заходів, які почали пла-

ново проводити громадські мисливсько-рибальські організації – Українське товариство мисливців та рибалок (УТМР) та Військове товариство мисливців та рибалок (ВТМР). Згідно зі статутами цих найстаріших громадських організацій України, вони повинні щорічно проводити компенсаційні зариблення закріплених водойм. Найчастіше ці заходи відбувалися з використанням коропових риб: коропа європейського та карася сріблястого, пізніше (з 1970-х років) – рослиноїдних риб – білого амура та товстолобиків.

Інтродукційні та періодичні рибогосподарські заходи на Дніпровському водосховищі та його додатковій системі, багата кормова база, відмінні можливості для відтворення обумовили успіх акліматизації *C. auratus gibelio* у нових для нього екологічних умовах. Наприкінці 1970-х років популяція карася сріблястого почала активно нарощувати чисельність і освоювати всю акваторію водоймища. За десятиріччя *C. auratus gibelio* став одним з найбільш значущих об'єктів промислу в Придніпров'ї. На сьогодні він є провідним видом промислового рибальства на Дніпровському та Каховському водосховищах (2–3 місце за обсягами уловів).

У 1972 році вперше як компонент іхтіокомплексу Дніпровського водосховища відзначається берш (судак волзький) *Sander (Stizostedion) volgensis* Gmel. – напівпрохідний вид, який до побудови греблі Дніпрогесу населяв нижню течію та передгірлові акваторії Дніпра, Дунаю, Дністра і піднімався для нересту у верхні ділянки річок [247]. Після будівництва греблі Каховської гідроелектростанції він натуралізувався в Каховському водосховищі і став осілим видом. У промисловій статистиці на Дніпровському водосховищі він реєструється з 1974 року [41; 168; 170; 244]. Натуралізація цього виду у водосховищі відбулася успішно і вже наприкінці 1980-х років берш став значущим видом у промислі [168; 170; 178].

Дослідження динаміки якісного і кількісного складу іхтіофауни Дніпровського водосховища дало змогу В. Л. Булахову зі співавторами [41] визначити в іхтіофауні Дніпровського водосховища 47 видів і підвидів риб, які належали до 12 родин.

Зміни у складі рибного населення водосховища досліджували впродовж наступних 1980–1989 років; найбільш значними публікаціями в цей час є праці В. Л. Булахова, С. М. Тарасенко, О. О. Христова, В. М. Кочета [34; 40; 80; 236; 244].

4.3. Сучасні дослідження інвазій

Значні кліматичні зміни на планеті, активна гідробудівна діяльність людини, масштабне переселення та інтродукція тварин у новостворені гідроекосистеми призвели до стрімкого поширення за межі природних історичних ареалів багатьох видів-гідробіонтів. За останні два десятиріччя опису біологічного різноманіття фауни Придніпров'я, в тому числі й дніпровських водосховищ та їх придаткових систем, присвячена значна кількість наукових публікацій.

Передусім необхідно назвати наукові роботи В. Л. Булахова, О. О. Христова, В. М. Кочета, Д. Л. Бондарєва, Р. О. Новіцького, в яких досліджено історичний розвиток гідробіоценозів регіону, наведено кадастрову оцінку іхтіоценозів Дніпровського водосховища і його приток, рибогосподарську характеристику дніпровських водосховищ, оцінку нових видів безхребетних і риб регіону [8; 28; 29; 33; 39; 42; 160; 161; 165–167; 173; 174; 176; 177; 180–184; 227; 229; 239; 253; 271; 272; 355–358; 381; 382; 389; 391 та інші].

Необхідно зазначити декілька колективних монографій учених Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара, які опубліковані в 2000–2016 рр. і присвячені питанням біорізноманіття різних екосистем Придніпров'я.

У 2000 році під редакцією А. І. Дворецького побачила світ монографічна праця «Запорожское водохранилище» [96], в якій розглядалася динаміка гідробіологічних процесів у водоймищі, наводилася характеристика зообентосу, зоопланктону, іхтіофауни Запорізького (Дніпровського) водосховища.

У 2008 році вийшла фундаментальна праця В. Л. Булахова і колективу авторів «Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces)»

[42], в якій наведено найбільш повні відомості про характеристику природних умов області, водних ресурсів, видового складу іхтіофауни природних та штучних водойм, екологічних комплексів, популяційної структури, сучасного стану, кадастру таксонів, функціональної ролі круглоротих та риб у екосистемах, розглянуто важливі питання біологічного різноманіття круглоротих та риб у водоймах Придніпров'я, використання риб у промислі, любительському рибальстві, для штучного відтворення рибних ресурсів Дніпропетровської області, а також як біоіндикаторів стану навколишнього природного середовища, надано практичні рекомендації щодо охорони та збагачення іхтіофауни регіону.

У монографії зазначено, що іхтіологічними дослідженнями на порожистому Дніпрі і у складі іхтіофауни Дніпровського (Ленінського, Запорізького) водосховища та його притоків під час усієї офіційної історії досліджень на водоймищі реєструвалося 75 видів риб [42].

Водні екосистеми природних і штучних водойм Придніпров'я досліджують співробітники-гідробіологи Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара – професор О. В. Федоненко, доценти О. М. Маренков, Т. С. Шарамок, Н. Б. Єсіпова, які вивчають особливості гідрохімічного, гідробіологічного, мікробіологічного режимів водоймища, його екологіко-токсикологічний стан, досліджують біологічні характеристики промислових видів риб, їх паразитофауну [73; 77; 248; 265 та інші].

Результати комплексних моніторингових досліджень екосистеми Запорізького водосховища за 1999–2009 рр. наведено у монографії «Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах» [77].

Значущими є гідробіологічні та рибогосподарські напрацювання вчених Дніпровського державного аграрно-економічного університету. Враховуючи вагоме наукове підґрунтя і перспективи розвитку рибогосподарського напрямку в регіоні, університет у 2011 році заснував кафедру водних біоресурсів та аквакультури. Її ініціатором і першим завідувачем став доктор

біологічних наук, професор, віце-президент Радіоекологічного товариства України А. І. Дворецький. Разом з великим колом організаційних справ щодо функціонування кафедри, підбором колективу викладачів науковцями кафедри визначено найбільш поширені забруднювачі Дніпровського водосховища та річок його басейну, досліджено хвостостовища на березі р. Коноплянка, де накопичилося близько 42 млн тонн радіоактивних відходів. Особливу увагу приділено аграрному виробництву Придніпров'я, який є істотним забруднювачем водойм. Приділено увагу дослідженню екологічного стану малих водосховищ області, у тому числі Карачунівського, Шолохівського, Південного, водойм-охолоджувачів Криворізької ГРЕС.

А. І. Дворецьким розроблено Програму розвитку рибного господарства Дніпропетровської області на 2010–2014 рр. За планом науково-дослідної роботи кафедри і в контексті Програми паралельно співробітниками кафедри водних біоресурсів та аквакультури виконано рибогосподарський розділ держбюджетної теми «Збалансований (сталий) розвиток агросфери і його технологічне та інформаційне забезпечення в умовах техногенно-навантажених територій» (№ 0115U 002284). Проведено гідробіологічні дослідження на ставках Синельниківського, Петриківського районів області, у водоймах-охолоджувачах Запорізької АЕС (м. Енергодар).

Восени 2016 року завідувачем кафедри водних біоресурсів та аквакультури ДДАЕУ обрано професора кафедри, кандидата біологічних наук Р. О. Новіцького. Напрями досліджень кафедри розширюються: співробітники беруть участь в інвентаризації та паспортуванні водних об'єктів Дніпропетровщини, розробці наукових біологічних обґрунтувань, вивченні іхтіокомплексу гідротехнічного каналу «Дніпро – Донбас», біомеліоративній діяльності на каналі (2015–2020 рр.) та Дніпровському водосховищі (з 2016 р.). Кафедра бере безпосередню участь у виконанні Дніпропетровської обласної комплексної програми (стратегії) екологічної безпеки та запобігання змінам клімату на 2016–2025 рр. (№ 680–34/VI від 21.10.2015 р.).

Співробітники кафедри водних біоресурсів та аквакультури ДДАЕУ працюють над виконанням держбюджетної теми «Еколого-економічне забезпечення сталого використання водних біоресурсів Придніпров'я» (№ 0117U 004292), вивчають особливості рекреаційного рибальства в регіоні, масштаби і розповсюдження чужорідних риб у водоймах Придніпров'я.

Р. О. Новіцький у 2019 році у спеціалізованій вченій раді при Інституті гідробіології НАН України захистив докторську дисертацію «Масштаби, спрямованість та наслідки інвазій чужорідних видів риб у дніпровські водосховища».

У 2020–2022 рр. співробітники кафедри водних біоресурсів та аквакультури ДДАЕУ виконують завдання держбюджетної теми «Оцінка сучасного стану рекреаційного природокористування та розробка ефективної стратегії сталого використання водних біоресурсів України» (реєстраційний номер № 0120U 102381, науковий керівник – проф. Новіцький Р. О.).

Тваринний склад дніпровських водосховищ постійно поповнюється новими видами безхребетних і риб, які проходять складний шлях аклімації, адаптації та натуралізації. Проблеми оцінки життєздатності інвазійних видів в умовах степової зони України присвячені нові напрямки зооекологічних досліджень, які пропонують здійснювати біохімічне оцінювання стресостійкості інвазійних видів (у тому числі риб) – основну реакцію організму на зміни сталих компонентів середовища [176; 234; 319; 356 та інші].

РОЗДІЛ 5

СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ ДНІПРА І МІСЦЕ В НІЙ ІНВАЗІЙНИХ ВИДІВ

Вивчення стану екосистем має велике практичне і теоретичне значення, обумовлює не тільки процес пізнання, але і формує правильні взаємовідносини людини і довкілля. Неабиякий інтерес у цьому плані мають створені людиною так звані модифіковані екосистеми, які утворюються в результаті масштабної перебудови історично утворених природних ландшафтів. У ХХ столітті у зв'язку з інтенсивним гідробудівництвом такими системами стали численні водосховища, які виникли внаслідок зарегулювання стоку великих річок [32; 35]. Найбільший науковий інтерес викликають перші штучні водосховища, на яких до їх створення почали проводитись перші іхтіологічні та рибогосподарські дослідження, а в подальшому досліджувалися процеси трансформації історично утворених природних ландшафтів.

Гідробіота надзвичайно чутливо реагує на зміну гідрологічних, гідрохімічних та інших параметрів існування, стан рибного населення Дніпра піддається впливу різноманітних чинників антропогенного походження, тому наукові дослідження механізмів і спрямованості перебудови водосховищних екосистем, зміни складу зооценозів (особливо іхтіоценозів) у ХХ–ХХІ століттях стають нагальною проблемою.

Польовий іхтіологічний матеріал для розділу відбирався на різних ділянках дніпровських водосховищ та ріках-притоках: гирло р. Десна (2007 р.); р. Десенка в межах м. Києва (2005–2006 рр.); озероподібна частина Кременчуцького водосховища (2013 р.); нижня ділянка каналу «Дніпро – Донбас» до с. Котовка (2015 р.); середня ділянка каналу «Дніпро – Донбас», Орільків-

ське і Краснопавлівське водосховища (2014–2015 рр.); нижній б'єф Дніпровського водосховища (2006–2008 рр.); Діївські плавні Дніпровського водосховища (2005–2007 рр.); Самарська затока Дніпровського водосховища (2005–2009 рр.); гирло р. Мокра Сура (2007–2009); середня ділянка Дніпровського водосховища до с. Федорівка (2004–2008 рр.); нижня ділянка Дніпровського водосховища до с. Павлокічкас (2004–2008 рр.); верхня частина Каховського водосховища в межах м. Запоріжжя і с. Балабине (2008–2011 рр.).

Для написання розділу використано наукові публікації, які підготовлені автором особисто, а також у співавторстві [42; 183–186; 239; 271; 272; 303; 381; 382; 389; 391].

5.1. Таксономічне різноманіття риб

Загальне наявне різноманіття різних екосистематичних груп круглоротих і риб дніпровських водосховищ і їх придаткових водойм представлено одним рядом круглоротих та 13 рядами кісткових риб, які включають разом 20 родин, 57 родів та 75 видів.

Єдиний ряд круглоротих – Міногоподібні – представлений єдиною родиною, єдиним родом і єдиним видом – міногою українською (*Eudontomyzon mariae*), відносно риб складає відповідно 7,7; 5,3 та 1,3 %.

Ряд Осетроподібних (*Acipenseriformes*) протягом історичного часу включав 6 видів (7,9 % від усього видового складу іхтіофауни, який існував на всьому часовому просторі), а зараз усього 2 види (2,6 %), в тому числі із одного аборигенного виду – стерляді (*Acipenser ruthenus*) і одного адвентивного – веслоноса (*Polyodon spatula*), якого розводять у термальній водоймищі Зеленодольської ТЕЦ, а також у Петриківському рибгоспі. Інші 4 види Осетроподібних зі складу іхтіофауни області після спорудження Запорізької і Каховської греблі зникли.

Раніше ряд *Acipenseriformes* включав 2 родини і 3 роди.

Ряд Оселедцеподібних (*Clupeiformes*) на сучасному етапі складається із 3 видів, які вважають адвентивними. В пониззі

Дніпра вони зустрічалися і до зарегулювання його течії, але після утворення Запорізького і Каховського водосховищ у цих водоймах Оселедецьподібні не реєструвалися. Лише з кінця 1950-х років представники цього ряду стали постійними мешканцями названих водосховищ – оселедець чорноморсько-азовський (*Alosa pontica*) і пузанок дунайський (*A. caspia nordmanni*), тюлька азовсько-чорноморська (*Clupeonella cultrivensis*), яка ще зустрічається у Кам'янському водосховищі і в пониззі додаткової системи вказаних водосховищ.

Структурно цей ряд складається з однієї родини і 2 родів.

Ряд Лососеподібних (*Salmoniformes*) в різні періоди налічував 4 види, які належали 2 родинам (Лососеві – *Salmonidae* і Сигові – *Coregonidae*) та 2 рядам (*Salmo* і *Coregonus*) з 2 видами в кожному. Видовий склад цього ряду складається з одного аборигенного прохідного виду – лосось чорноморський – *Salmotrutta labrax*, який випав зі складу іхтіофауни після зарегулювання стоку Дніпра, і 3 адвентивних види, які були інтродуковані, в основному, в 1950-ті роки, але до теперішнього часу не збереглися (за винятком форелі райдужної, яка розводиться в деяких рибгоспах).

Ряд Щукоподібних (*Esociformes*) представлений в умовах області монотипічним родом з одним аборигенним видом – щукою звичайною (*Esox lucius*).

Ряд Коропоподібних (*Cypriniformes*) є найбільш різноманітним у таксономічному плані, складається з 3 родин (Коропові – *Cyprinidae*, Баліторові, або Слижеві – *Balitoridae* і В'юнові – *Cobitidae*) із відповідною кількістю родів 25, 1 і 2. У різні періоди ряд налічував 36 видів, з яких 33 види включала родина коропових, один вид – Баліторові і 2 види – В'юнові. Складається цей ряд, в основному, з аборигенів (25 видів, що складає 80 %). Решта, 7 видів, є адвентивними видами інвазійного (3) й інтродукованого (4) походження (відповідно чебачок амурський, пічкур білоплавцевий, шемая чорноморська і тараня, карась сріблястий, товстолобик білий і строкатий). Із аборигенів після спорудження Дніпродзержинського водосховища

випала зі складу іхтіофауни марена дніпровська (*Barbus barbustorystenicus*).

Найчисленніші роди *Leuciscus* (4 види: ялець звичайний *L. leuciscus*; головень *L. cephalus*; бобирець звичайний *L. borystenicus*; в'язь *L. idus*), *Rutilus* (2 види і один підвид: плітка *R. rutilus*, тараня *R. r. heckeli*, вирезуб *R. frisii*), *Abramis* (3 види: лящ *A. brama*, клепець *A. sapa* і синець *A. ballerus*) і *Carassius* (2 види: карась золотий або звичайний *C. carassius* і карась сріблястий *C. gibelio*). Решта родів представлена одним видом (див. табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Таксономічне різноманіття круглоротих і риб у водоймах Придніпров'я: I – протягом ХХ ст. (1901–2000 рр.), II – у 2001–2014 рр.

Різноманіття	показники	періоди	Риби															
			Круглороти															
			<i>Petromyzoniformes</i>	<i>Acipenseriformes</i>	<i>Clupeiformes</i>	<i>Salmoniformes</i>	<i>Ecociformes</i>	<i>Cypriniformes</i>	<i>Siluriformes</i>	<i>Anguilliformes</i>	<i>Mugiliformes</i>	<i>Cyprinodontiformes</i>	<i>Gadiformes</i>	<i>Gasterosteiformes</i>	<i>Syngnathiformes</i>	<i>Perciformes</i>		
Видове	співвідношення, %	I	100	8,0	4,0	5,3	1,3	48,0	2,7	1,3	1,3	1,3	1,3	2,7	1,3	21,3		
		II	100	3,1	4,7	1,6	1,6	53,1	3,1	1,6	1,6	0	1,6	3,1	1,6	23,4		
	положення	I	1	3	5	4	8-13	1	6-7	8-13	8-13	8-13	8-13	6-7	8-13	2		
		II	1	4-6	3	7-13	7-13	1	4-6	7-13	7-13	0	7-13	4-6	7-13	2		
Родове	співвідношення, %	I	100	5,4	3,6	3,6	1,8	50	3,6	1,8	1,8	1,8	1,8	3,6	1,8	19,6		
		II	100	3,8	3,8	1,9	1,9	51,9	3,8	1,9	1,9	0	1,9	3,8	1,9	21,2		
	положення	I	1	3	4-7	4-7	8-13	1	4-7	8-13	8-13	8-13	8-13	4-7	8-13	2		
		II	1	3-6	3-6	7-13	7-13	1	3-6	7-13	7-13	0	7-13	3-6	7-13	2		
Родинне	співвідношення, %	I	100	10,5	5,3	10,5	5,3	15,8	10,5	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	15,8		
		II	100	11,1	5,6	5,6	5,6	16,7	11,1	5,6	5,6	0	5,6	5,6	5,6	16,7		
	положення	I	1	3-5	6-13	3-5	6-13	1-2	3-5	6-13	6-13	6-13	6-13	6-13	6-13	1-2		
		II	1	3-4	5-13	5-13	5-13	1-2	3-4	5-13	5-13	0	6-13	6-13	6-13	1-2		

Ряд Сомоподібних (*Siluriformes*) раніше складався з одного аборигенного виду – сом (*Silurus glanis*). Нині в його складі 2 родини – Сомові (*Siluridae*) і Ікталурові (*Ictaluridae*), яких по одному роду і одному виду – названий сом і сом каналний (*Ictalurus punctatus*), що інтродукований і розводиться у водоймах рибгоспів, а за деякими відомостями, зустрічається в каналі «Дніпро – Кривий Ріг» й іноді потрапляє в малі річки Правобережжя області.

Ряди Кефалеподібних (*Mugiliformes*), Тріскових (*Gadiiformes*), Голкоподібних (*Syngnathiformes*) і Коропозубих (*Cyprinodontiformes*) склалися з одного виду. Лише Тріскоподібні включали аборигенний вид (*Lota lota*). Решта складається з адвентивних видів. Інвазійні види представлені атериною (*Atherina atherina*) і голкою-рибою чорноморською пухлощогою (*Syngnathus abaster nigrolineatus*) та інтродукованим видом – гамбузією (*Gambusia affinis*), яка була вселена в природні водойми (переважно в заплавні озера), де проіснувала лише в 1930–1940-і роки.

Ряд Колючкоподібні (*Gasterosteiformes*) включає одну родину Колючкові (*Gasterosteidae*) з двома родами, де в кожному по одному виду: абориген – колючка мала південна, або багатоголючкова, яку часто хибно називають дев'ятиколючковою, та інвазійний вид – колючка триголкова (*Gasterosteus aculeatus*).

Ряд Окунеподібних (*Perciformes*) включає на сучасному етапі 3 родини з 11 родами та 16 видами. Родина Центрархових (*Centrarchidae*) складається з одного інвазійного виду – сонячної риби, або сонячного окуня (*Lepomis gibbosus*), яка була навмисно занесена до водойм Дніпропетровщини акваріумістами. Вперше сонячний окунь був знайдений у глибоководних кар'єрних водоймах, звідки він проник у деякі малі річки правобережжя Дніпра.

У другій родині Окуневих (*Percidae*) зафіксовано 4 роди. Рід *Sander* (раніше – *Stizostedion*) містить 2 види: аборигена – судака звичайного (*Sander lucioperca*) і адвентивного виду інвазійного походження – берша, або судака волзького (*S. volgensis*). Роди *Perca* та *Percarina* включають по одному виду – аборигена оку-

ня річкового (*Perca fluviatilis*) і інвазійного виду, який проник у дніпровські водосховища із Дніпровсько-Бузького лиману – перкарину чорноморсько-азовську (*Percarina demidoffi*). Рід *Gymnocephalus* (раніше називався *Acerina*), включав 2 аборигенних види, з яких йорж звичайний є поширеним видом, а носар (йорж донський) після зарегулювання Дніпра в районі Кременчука і Дніпродзержинська зник із складу іхтіофауни Дніпропетровської області.

Родина Бичкових (*Gobiidae*) – найрізноманітніша з Окуне-подібних, включає 6 родів з 9 видами, з яких бичок-пісочник, або бичок-бабка (*Neogobius fluviatilis*), бичок-цуцик (*Proterorhinus marmoratus*) і пуголовка зірчаста (*Benthophilus stellatus*) є аборигенними, решта – бичок-кругляк, бичок-головач (рід *Neogobius*), бичок-гонець, бичок-кнут, або мартовик (рід *Mesogobius*), пуголовка Браунера (рід *Benthophiloides*) і кніповічія (рід *Knipowitschia*) належать до адвентивних видів інвазійного походження, які проникли до водосховищ Дніпра з Дніпровсько-Бузького лиману.

Таким чином, таксономічне різноманіття протягом всього ХХ і початку ХХІ сторіччя у круглоротих було незмінним і за всіма таксонами складало 100 %. Відносно риб таксономічне різноманіття постійно мінялося.

З урахуванням змін у процесі формування іхтіофауни перше місце за видовим і родовим різноманіттям протягом усього часу і нині займає ряд Коропоподібні (відповідно 48,0 і 13,1 % до всього складу риб та 50,0 і 51,9 % від усієї кількості родів). Родинне різноманіття риб водойм степового Придніпров'я представлено у табл. 5.1.

На другому місці за видовим та родовим різноманіттям перебуває ряд Окунеподібних (21,3 % видового різноманіття за весь час досліджень в області і 23,4 % – у теперішній час та відповідно 19,6 і 21,2 % родового різноманіття).

На третьому місці за видовим різноманіттям протягом усього часу (особливо в першій половині ХХ сторіччя) перебувають Осетроподібні (8,0 %), але після зарегулювання стоку Дніпра вони зайняли разом із Сомоподібними і Колючкоподібними

4–6-те місця (протягом усього часу займали 6–7-ме місце). Лососеподібні змінили своє 4-те місце (за рахунок випадіння прохідних і невдалого процесу натуралізації інтродукованих риб) на 7–8-ме (35,3 % раніше й 1,6 % сучасного видового різноманіття).

На 5-му місці за видовим різноманіттям протягом усього часу перебували Оселедцеподібні, які нині перейшли на 3-тє місце (з 4,0 % до 4,7 % видового різноманіття). Родове різноманіття відповідно піднялося з 4–7-го місця на 3–6-те місце (3,6 % та 3,8 % відповідно). На останньому місці за вказані відрізки часу розташувалися Щукоподібні, Вугроподібні, Кефалеподібні, Тріскоподібні і Голкоподібні (розподілили 8–13-те та 7–13-те місце).

На сучасному етапі зовсім зник ряд Коропозубих.

Родове різноманіття у своїй основі має подібну тенденцію. Домінантне місце за родинним різноманіттям посідають, як указувалося вище, Коропоподібні й Окунеподібні, потім Осетроподібні, Сомоподібні (відповідно до часу 3–5-е та 3–4-е місце).

Лососеподібні протягом усього часу (в основному, в першій половині ХХ сторіччя) займали 3–5-те місця, в теперішній час розділили останні місця (з 5-го по 13-те) з Оселедцеподібними, Вугроподібними, Кефалеподібними, Тріскоподібними, Голкоподібними та Колючкоподібними.

Таким чином, за біорізноманіттям домінантне положення займають Коропоподібні, субдомінантне – Окунеподібні, решта – другорядне і третьорядне положення.

Зміни видового складу риб протягом всього часу ХХ і початку ХХІ століття були обумовлені такими причинами: природними – зміною клімату, обмілінням малих річок і озер; антропогенними: зарегулюванням стоку річок, зростанням ступеня мінералізації води за рахунок забруднення водойм, інтродукційними роботами.

Увесь час умовно можна розподілити на чотири періоди, в яких відбувалися найбільш інтенсивні процеси змін видового складу риб. До *першого періоду* можна віднести 1901–1950 роки, які характеризувалися незначним впливом різних ан-

тропогенних чинників. Ще його в загальних рисах можна охарактеризувати як період, що передував масштабному процесу зарегулювання стоку р. Дніпро.

Спорудження греблі Дніпрогесу у 1930-ті роки, її руйнування і повторне відбудування впливало на різноманіття іхтіофауни лише в короткий проміжок часу (впродовж 1933–1941 років – початковий етап формування іхтіофауни при формуванні водосховищних умов, і в 1941–1947 роках – відновлення іхтіофауни у зв'язку з поновленням річкового періоду під час зруйнування греблі). На постійній основі формування іхтіофауни в Запорізькому водосховищі розпочалося після 1947 року і до 1950-го не мало значних змін.

Другий період охоплює 1950–1975 роки, які характеризувалися значним зростанням масштабів техногенно-антропогенного, антропічного та рекреаційного впливу на тлі масштабного зарегулювання стоку р. Дніпро та деяких малих річок (Інгулець, Саксагань та ін.), спорудження іригаційних систем – каналів «Дніпро – Донбас» і «Дніпро – Кривий Ріг». На початку цього періоду виконувалися інтенсивні роботи з інтродукції риб – лососевих, деяких корошових та ікталурієвих.

Третій період (1975–2000 рр.) характеризувався посиленням техногенного впливу, інтенсивним процесом розорювання берегової лінії і значним обмілінням малих водойм, зарибленям різних типів водойм аборигенними та інтродукованими видами риб, вирощуванням багатьох видів риб на теплих водах ТЕЦ з подальшим випуском їх для нагулу в природні водні системи.

Четвертий період (2001 р. – сучасний етап) припадає на зміну державної власності на приватну; починається етап інтенсифікації робіт з екологічної реабілітації трансформованих екосистем.

Аналіз видового складу риб протягом усього часу і за окремими періодами дає можливість навести динаміку різноманіття іхтіофауни у водоймах Дніпропетровської області (табл. 5.2). За всі роки спостережень різноманіття риб коливалося у значних межах: із складу аборигенної іхтіофауни, який налічував 47

Таблиця 5.2

Динаміка різноманіття іхтіофауни водойм степового Придніпров'я протягом XX і початку XXI ст., кількість видів

Групи риб за походженням	Етапи				
	1-й (до початку XX ст.)	2-й (1926–1937 роки)	3-й (1938–1955 роки)	4-й (1950-ті – кінець 1970- х років)	5-й (кінець 1970-х років – сучасний етап)
Аборигени	47	47	43	40	47
Із них випало	0	4	3	0	7
Залишилося	47	43	40	40	40
Адвентивні види	0	9	23	25	28
Інтродуковані	1	4	8	8	11
У даний період	1	6	4	0	–
Усього у періоді	1	6	8	8	–
Випали	1	2	0	0	3
Натуралізува- лися	0	4	8	8	8
Інвазійні	0	5	15	2	17
У даний період	0	5	10	17	–
Усього в періоді	0	5	15	17	–
Випали	0	0	0	0	0
Натуралізува- лися	0	5	15	17	17
На кінець пе- ріоду	48	58	66	65	75
Залишилося	47	52	63	65	65

видів, випали 7 видів (переважно прохідні та реофільні форми: білуга, шип, осетер російський, севрюга, лосось чорноморський, вирезуб, марена дніпровська і носар). За цей самий час з різним успіхом було інтродуковано 11 видів риб.

У перший період (в 1930-ті роки) з метою боротьби з малярійним комаром (під час його личинкового розвитку в водоймах) його існування в природних водоймах пригнічувалося шляхом постійного випуску в озера молоді гамбузій, які вирощувались у спеціальних «гамбузіальниках» (штучних басейнових водоймах). Після припинення постійного штучного поповнення популяції гамбузії наприкінці 1940-х років цей вид припинив існування у природних водоймах.

Таким чином, у першому періоді існувало в різних водоймах області 48 видів риб, а наприкінці – вихідна кількість досягла 47 видів. У другому періоді були інтродуковані 6 видів риб (сиг чудський, рипус ладозький, тараня дніпровська, карась сріблястий, амур білий, товстолобик білий).

Із них сиг чудський та рипус ладозький проіснували у ставках Синельниковського та Софіївського районів Дніпропетровської області 10–15 років і зникли.

У природних водоймах їх інтродукція була невдалою. Таким чином, під час другого періоду за рахунок інтродукційних робіт іхтіофауна області поповнилася 4 видами. В той же час почався процес інвазії інших видів риб у природні води.

Протягом другого періоду за рахунок самовселення з'явилося додатково ще 5 видів риб: голка-риба чорноморська пухлощока, тюлька азовсько-чорноморська, берш, бичок-кругляк, бичок-головач. Усі вони натуралізувалися. Із числа аборигенів у другому періоді випало 4 види (білуга, шип, севрюга, вирезуб).

Унаслідок вказаних змін за весь період зустрічалося 52 види риб, залишилося також 52 види, в тому числі 43 аборигенних і 9 – адвентивних (див. табл. 5.2). У третьому періоді були, в основному, завершені інтродукційні роботи на водоймах області. В цей час уселено 3 види – веслоніс для розведення в термальних водах ТЕЦ, форель райдужна – в ставкових рибних господарствах і товстолобик строкатий для вселення у ставки та водосховища. Всі види натуралізувалися.

У цей самий період спостерігається найінтенсивніша інвазія видів, внаслідок чого у водоймах (переважно у водосховищах)

з'явилося 10 нових видів: оселедець азовсько-чорноморський, пузанок дунайський, пічкур білоплавцевий, шемая, колючка триголкова, атерина чорноморська, риба сонячна (або окунь сонячний), перкарина, бичок-гонець, бичок-мартовик. Загалом іхтіофауна водойм області поповнилася новими 13 видами. Із аборигенів випало 3 види. Протягом усього періоду існувало 66 видів, а під кінець періоду їх кількість зменшилась до 63.

У четвертому періоді інтродукційні роботи не проводилися.

На сучасний момент іхтіофауна водойм Дніпропетровської області (в тому числі – дніпровських водосховищ) нараховує 65 видів: 40 видів-аборигенів (61,5 %) та 25 адвентивних (38,5 %) [42; 173; 180].

Таким чином, протягом усього часу у водоймах області існувало 75 видів і формування фауни риб відбувалося за рахунок аборигенів (62,7 %) та адвентивних видів (37,3 %), в тому числі за рахунок інтродуцентів – 14,6 % і видів-самовселенців – 22,7 %. Аборигенні й адвентивні види серед різних рядів круглоротих і риб займають різне положення (табл. 5.3).

Повне домінування аборигенних видів спостерігається у Міногороді, Щукоподібних, Вугроподібних і Тріскоподібних. Усі вони в умовах області є монотипічними. У решти рядів (з урахуванням усіх існуючих видів протягом всього часу) аборигени займають домінуюче положення у Осетроподібних (83,1 %) і Короподібних (77,8 %).

Сомоподібні і Голкоподібні представлені порівну аборигенними й адвентивними видами.

Абсолютне домінування адвентивних видів (100 %) спостерігається у Оселедецьподібних, Лососеподібних, Голкоподібних, Кефалеподібних та зниклих інтродуцентів – Коропозубих.

Помітне домінуюче положення адвентивні види займають серед представників Окунеподібних (62,5 %) завдяки інтенсивному процесу інвазії представників родини бичкових.

Таблиця 5.3

**Сучасне різноманіття круглоротих і риб водойм степового
Придніпров'я**

Походження і стан	Petromyzoniformes	Acipenseriformes	Clupeiformes	Salmoniformes	Ecociformes	Cypriniformes	Siluriformes	Anguilliformes	Gadiformes	Gasterosteiformes	Syngnathiformes	Cyprinodontiformes	Mugiliformes	Perciformes	По всіх рядах
Аборигенні види:	1/100	5/83,3	-	1/25	1/100	28/77,8	1/50	1/100	1/100	1/50	-	-	-	6/87,5	47/62,7
Зниклі	-	4/66,7	-	-	-	1/2,8	-	-	-	-	-	-	-	1/6,3	6/7,9
Зникаючі	1/100	1/16,7	-	-	-	6/17,6	-	1/100	-	-	-	-	-	-	9/11,8
Рідкісні	-	-	-	-	-	9/25,0	-	-	1/100	-	-	-	-	-	10/13,2
Звичайні	-	-	-	-	1/100	9/25,0	-	-	-	1/50	-	-	-	2/12,5	14/18,4
Масові	-	-	-	-	-	3/8,3	-	-	-	-	-	-	-	3/18,7	6/7,9
Адвентивні:	-	1/16,7	3/100	4/79	-	8/22,2	1/50	-	-	1/50	1/100	1/100	10/62,5	10/62,5	28/37,3
Зниклі	-	-	-	3/75,0	-	-	-	-	-	-	-	1/100	-	-	4/5,3
Зникаючі	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7/43,7	9/11,8
Рідкісні	-	1/16,7	2/67,7	1/25,0	-	-	1/50	-	-	1/50	-	-	1/100	1/6,3	11/14,5
Звичайні	-	-	1/33,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2/12,5	7/9,2
Масові	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Усі види	1	6	3	4	1	36	-	1	1	2	-	1	1	16	75
Зниклі	-	4/66,7	-	3/75,0	-	1/28	-	-	-	-	-	1/100	-	1/63	10/13,2
Вразливі	1/100	2/39,3	-	1/25,0	-	8/22,2	-	-	-	-	-	-	-	7/43,7	20/26,3
Рідкісні	-	-	2/63,7	-	-	12/33,3	1/50	-	1/100	1/50	-	-	1/100	1/6,3	19/25,0
Звичайні	-	-	1/33,3	-	1/100	12/33,3	1/50	-	-	1/50	1/100	-	-	4/25,0	21/27,6
Масові	-	-	-	-	-	3/8,3	-	-	-	-	-	-	-	3/18,7	6/7,9

Примітка. Перша цифра у таблиці – кількість видів ряду у водоймах Придніпров'я; друга – процентна частка виду в окремому ряді.

Охоронний статус у різних рядах різний. Міногоподібні включають один зникаючий вид. Серед Осетроподібних за весь період зникло 4 види і один вид є зникаючим. Короподібні один вид втратили, 6 перебувають на стадії зникнення, а 9

видів є рідкісними. Вугроподібні представлені єдиним зникаючим видом, Тріскоподібні – рідкісним. В Окунеподібних один вид зник. Решта аборигенних видів названих та інших рядів не мають офіційного охоронного статусу.

Адвентивні види у зв'язку із процесом акліматизації в нових умовах у багатьох рядах оцінюються як зникаючі, вразливі та рідкісні, але не мають офіційного охоронного статусу. Серед них повністю натуралізовані і займають положення звичайних видів: тюлька і оселедець у Оселедецеподібних, голка-риба чорноморська пухлощока – у Голкоподібних, бичок-головач – у Окунеподібних.

Порівняння різноманіття різних таксонів зі світовою та українською іхтіофауною свідчить, що воно має помірно високій рівень. Так, кількість рядів круглоротих (табл. 5.4) стосовно відповідного показника для світової фауни складає 50 % і 100 % української. Кількість рядів Кісткових риб порівняно зі світовою фауною складає понад п'яту частину (21,7 %), а стосовно всіх риб (Хрящових і Кісткових) – понад шосту частину (17,6 %), стосовно іхтіофауни України – відповідно 72,2 і 61,9 %.

Зі змінами таксономічного статусу значно зростають розбіжності в біорізноманітті іхтіофауни. Так, відносно різноманіття родин (див. табл. 5.4) родинне розмаїття круглоротих області порівняно зі світовою фауною складає 16,7 % і повністю співпадає з українською фауною.

Серед усього надкласу Риб світу загальна родинна різноманітність регіону дорівнює 3,8 %, українська – 39,6 %, а стосовно класу Кісткових – відповідно 4,2 і 44,2 %.

Родове різноманіття круглоротих світу і регіону співпадає лише на 8,3 %, а видове – на 1,7 %. У той же час із фауною України родове різноманіття повністю співпадає, а видове має розбіжність у 50 %.

Родове різноманіття надкласу риб світової фауни і регіону співпадає лише на 1,39 %, Кісткових риб – 1,43 %. Указана подібність різноманіття регіону стосовно України досить висока і складає 62,9 і 64,4 %.

Таблиця 5.4

**Загальна порівняльна характеристика різноманіття таксонів
круглоротих і риб Придніпров'я зі світовою та українською
іхтіофауною**

Круглороті та риби	Ранг таксонів							
	ряди		родини		роди		види	
	кількість	%	кількість	%	кількість	%	кількість	%
Круглороті								
Світу	2	100	6	100	12	100	59	100
України	1	50	1	16,7	1	8,3	2	3,4
Регіону	1	50	1	16,7	1	8,3	1	1,7
Те саме відносно України	–	100	–	100	–	100	–	50
Риби (Хрящові та Кісткові)								
Світу	74	100	495	100	4036	100	23600	100
України	21	28,3	48	9,7	89	2,21	169	0,72
Регіону	13	17,6	19	3,8	56	1,39	75	0,32
Те саме відносно України	–	61,9	–	39,6	–	62,9	–	44,4
Кісткові риби								
Світу	60	100	451	100	3890	100	23000	100
України	18	30	43	9,5	87	2,23	169	0,73
Регіону	13	4,7	19	4,2	56	1,43	75	0,33
Те саме відносно України	–	72,2	–	44,2	–	64,4	–	45,5

Видове різноманіття регіону зі світовою фауною риб усього надкласу складає 0,32 %, Кісткових риб – 0,33 %, з українською фауною – відповідно 44,4 і 45,5 %.

Висока схожість у різноманітті регіональної й української іхтіофауни обумовлюється значною мірою однотипністю найбільших водних екосистем – водосховищ одного Дніпровського басейну.

За рядами круглоротих і риб (клас Кісткових риб), що зафіксовані в різні періоди протягом XX та XXI сторіч, подібність родинна, родова і видова зі світовою й українською досить різна і неоднозначна (табл. 5.5). Повна родинна світова подібність різноманіття спостерігається для Осетроподібних (100 %). Висока світова подібність щодо родинного різноманіття характерна для Міногоподібних, Оселедцеподібних, Щукоподібних (по 33,3 %) і Кефалеподібних (25,0 %).

Середня подібність – у Тріскоподібних (16,7 %), Голкоподібних (14,3 %), Коропоподібних (11,5 %). Низька родова подібність характерна для Лососеподібних (8,7 %), Сомоподібних (6,3 %), Вугроподібних (4,2 %) і дуже низька в Окунеподібних (1,8 %).

Порівняно з українською іхтіофауною родинне різноманіття досить високе. Повне співпадання родинного різноманіття (100 %) спостерігається у Міногоподібних, Осетроподібних, Лососеподібних, Коропоподібних, Сомоподібних, Вугроподібних, Тріскоподібних, Голкоподібних. Половинна така подібність виявлена в Оселедцеподібних, Щукоподібних та Кефалеподібних. На третьому місці (33,3 %) родинна різноманітність співпадає у Лососеподібних. Лише в Окунеподібних ця подібність найнижча – 15,8 %. Родова різноманітність подібності у різних рядів значно знижується, особливо порівняно зі світовою іхтіофауною.

Найвище співпадіння родової подібності зі світовою іхтіофауною спостерігається в Осетроподібних (50 %), дещо бідніша вона у Щукоподібних (25 %), середня у Міногоподібних (12,5 %), у Коропоподібних (7,6 %), низька – у Тріскоподібних (3,5 %), Оселедцеподібних (2,8 %), Лососеподібних (2,2 %) і Кефалеподібних (1,6 %), дуже низька – у Сомоподібних (0,5 %) та Окунеподібних (0,8 %). Повне співвідношення родового різноманіття відзначається для Міногоподібних, Осетроподібних, Коропоподібних, Вугроподібних, Тріскоподібних, Лососеподібних і Карпозубоподібних. Порівняно з українською іхтіофауною родова різноманітність у Сомоподібних досягає 66,7 %, в Оселедцеподібних, Щукоподібних, Голкоподібних, Кефалеподібних – по 50 %, найменша – в Окунеподібних (29,7 %).

Таблиця 5.5

**Подібність (%) родинної, родової та видової різноманітності
круглоротих і риб Дніпропетровської області за рядами з
іхтіофауною світу та України**

Ряди	Іхтіофауна	Різноманітність		
		родинна	родова	видова
<i>Petromyzoniformes</i>	світу	33,3	12,5	3,1
	України	100,0	100,0	50,0
<i>Acipenseriformes</i>	світу	100,0	50,0	21,4
	України	100,0	100,0	83,3
<i>Clupeiformes</i>	світу	33,3	2,8	1,2
	України	50,0	50,0	50,0
<i>Salmoniformes</i>	світу	8,7	2,2	0,7
	України	33,3	100,0	50,0
<i>Esociformes</i>	світу	33,3	25,0	9,1
	України	50,0	50,0	50,0
<i>Cypriniformes</i>	світу	11,5	7,6	1,0
	України	100,0	100,0	83,7
<i>Siluriformes</i>	світу	6,3	0,5	0,17
	України	100,0	66,7	66,7
<i>Anguilliformes</i>	світу	4,2	0,9	0,28
	України	100,0	100,0	100,0
<i>Gadiformes</i>	світу	16,7	3,1	0,6
	України	100,0	100,0	100,0
<i>Syngnathiformes</i>	світу	14,3	1,7	0,55
	України	100,0	50,0	33,3
<i>Cyprinodontiformes</i>	світу	10,0	1,0	0,16
	України	100,0	100,0	100,0
<i>Mugiliformes</i>	світу	25,0	1,6	0,4
	України	50,0	50,0	20,0
<i>Perciformes</i>	світу	1,8	0,8	0,25
	України	15,8	29,7	59,3

Видове різноманіття за рядами порівняно зі світовою фауною найбільше співпадає лише в Осетроподібних (21,4 %), більш-менш помітне у Щукоподібних (9,1 %, низьке у Оселедцеподібних (1,2 %) і Коропоподібних (1,0 %) і дуже низьке у решти рядів (у межах 0,16–0,7 %).

Родова подібність у різноманітності іхтіофауни за родинами (табл. 5.6) порівняно зі світовою фауною, є лише у Вугрових та Щукових.

Висока вона в Осетрових і Сигових – по 50 %), Колючкових (40 %) і Окуневих (33,3 %); середня – у Лососевих (20 %), Миневих (11,1 %), Ікталурових (10,0 %), низька – у Коропових (9,1 %), Баліторових (6,7 %), Центрархових (5,0 %) і дуже низька – у Голкових та В'юнових (по 2,0 %), Атеринових (3,3 %).

Порівняно з українською та світовою іхтіофауною родова подібність дуже висока. Так, повністю стовідсоткове родове різноманіття за родинами співпадає у Міногових, Осетрових, Сигових, Щукових, Коропових, Баліторових, В'юнових, Сомових, Вугрових, Миневих, Колючкових, Атеринових, Центрархових. Досить висока вона у Окуневих (80,0 %), Лососевих та Бичкових (по 66,7 %), половинна (50,0 %) в Оселедцевих, Ікталурових та Голкових.

Видове різноманіття за родинами порівняно зі світовою іхтіофауною значно поступається родовому. Найбільш високе воно у Колючкових (25,0 %), Щукових (20,0 %) і Осетрових (19,2 %); середнє – у Сомових (5,6 %), Ікталурових і Вугрових (по 5,3 %), Міногових (3,6 %), Миневих (3,3 %), Центрархових (3,1 %) і низьке у Лососевих (2,1 %), Оселедцевих (1,9 %), Коропових (1,8 %), Окуневих (1,4 %) і В'юнових (1,1 %). У решти видів дуже низьке (в межах 0,7–0,8 %).

Відносно української іхтіофауни видове різноманіття Дніпропетровщини за родинами повністю співпадає у Щукових, Баліторових, Сомових, Вугрових, Миневих, Колючкових і Центрархових. Високе воно в Осетрових (83,3 %), у Коропових (84,6 %), у Лососевих (75,0 %), Сигових і В'юнових (по 66,7 %) і Окуневих (60 %). Наполовину ця різноманітність співпадає у Міногових,

Таблиця 5.6

Подібність (%) родового та видового різноманіття круглоротих і риб Дніпропетровської області за родинami з іхтіофауною світу та України

Родини	Подібність родового різноманіття у родин		Подібність видового різноманіття у родин	
	світової іхтіофауни	іхтіофауни України	світової іхтіофауни	іхтіофауни України
<i>Petromyzonidae</i>	16,7	100,0	3,6	50,0
<i>Acipenseridae</i>	50,0	100,0	19,2	83,3
<i>Clupeidae</i>	3,6	50,0	1,9	50,0
<i>Salmonidae</i>	20,0	66,7	2,1	75,0
<i>Coregonidae</i>	50,0	100,0	1,8	66,7
<i>Polyodontidae</i>	50,0	100,0	50,0	100,0
<i>Esocidae</i>	100,0	100,0	20,0	100,0
<i>Cyprinidae</i>	9,1	100,0	1,8	84,6
<i>Balitoridae</i>	6,7	100,0	0,8	100,0
<i>Cobitidae</i>	14,3	100,0	1,0	66,7
<i>Siluridae</i>	12,5	100,0	5,6	100,0
<i>Ictaluridae</i>	10,0	50,0	5,3	50,0
<i>Anguillidae</i>	100,0	100,0	5,3	100,0
<i>Lotidae</i>	11,1	100,0	3,3	100,0
<i>Gasterosteidae</i>	40,0	100,0	25,0	100,0
<i>Syngnathidae</i>	2,0	50,0	0,7	33,3
<i>Poeciliidae</i>	5,0	100,0	0,7	100,0
<i>Atherinidae</i>	3,3	100,0	0,7	33,3
<i>Centrarchidae</i>	5,0	100,0	3,1	100,0
<i>Percidae</i>	33,3	80,0	1,4	60,0
<i>Gobiidae</i>	3,0	66,7	1,1	56,3

Оселедцевих, Сомових і майже наполовину в Окуневих (56,3 %). Найнижча вона у Голкових та Атеринових (по 33,3 %).

Видова подібність різноманітності за родами значно більша (табл. 5.7).

Таблиця 5.7

**Подібність видового різноманіття круглоротих і риб водойм
Придніпров'я з іхтіофауною світу та України, %**

Роди	Подібність з іхтіофауною	
	світу	України
<i>Eudontomyzon</i>	25,0	50,0
<i>Huso</i>	50,0	100
<i>Acipenser</i>	21,1	80
<i>Polyodon</i>	100	100
<i>Alosa</i>	14,3	40
<i>Clupeonella</i>	25,0	100
<i>Salmo</i>	5,9	66,7
<i>Coregonus</i>	3,7	50,0
<i>Esox</i>	20,0	100
<i>Rutilus</i>	37,5	75,0
<i>Leuciscus</i>	11,8	66,7
<i>Rhoxinus</i>	5,6	50,0
<i>Scardinius</i>	25,0	100
<i>Ctenopharyngodon</i>	100	100
<i>Aspius</i>	50,0	100
<i>Leucaspilus</i>	33,3	100
<i>Tinca</i>	100	100
<i>Chondrostoma</i>	5,6	100
<i>Pseudorasbora</i>	100	100
<i>Gobio</i>	4,3	33,3
<i>Romanogobio</i>	50,0	100
<i>Barbus</i>	0,9	33,3
<i>Chalcalburnus</i>	11,1	100
<i>Alburnus</i>	16,7	100
<i>Alburnoides</i>	25,0	100
<i>Blicca</i>	100	100
<i>Abramis</i>	75,0	100
<i>Vimba</i>	100	100

Закінчення табл. 5.7

Роди	Подібність з іхтіофауною	
	світу	України
<i>Pelecus</i>	50,0	100
<i>Rhodeus</i>	14,3	100
<i>Carassius</i>	100	100
<i>Cyprinus</i>	33,3	100
<i>Hypophthalmichthys</i>	100	100
<i>Aristichthys</i>	100	100
<i>Barbatula</i>	1,6	100
<i>Cobitis</i>	2,7	50,0
<i>Misgurnus</i>	11,1	100
<i>Silurus</i>	20,0	100
<i>Ictalurus</i>	12,5	100
<i>Anguilla</i>	5,3	100
<i>Lota</i>	100	100
<i>Pungitius</i>	25,0	100
<i>Gasterosteus</i>	50,0	100
<i>Syngnathus</i>	2,0	50,0
<i>Gambusia</i>	5,6	100
<i>Atherina</i>	3,6	33,3
<i>Lepomis</i>	50	100
<i>Stizostedion (Sander)</i>	40,0	66,7
<i>Perca</i>	50,0	100
<i>Percarina</i>	100	100
<i>Gymnocephalus</i>	66,7	66,7
<i>Knipowitschia</i>	33,3	100
<i>Neogobius</i>	25,0	50,0
<i>Mesogobius</i>	33,3	100
<i>Proterorhinus</i>	50,0	100
<i>Benthophiloides</i>	100	100
<i>Benthophilus</i>	25,0	100

При порівнянні зі світовою фауною повністю співпадає кількість видів у родів амура (*Stenopharyngodon*), лина (*Tinca*), чебачка амурського (псевдорасбори) (*Pseudorasbora*), плоскирки (*Blicca*), рибця (*Vimba*), карася (*Carassius*), миня (*Lota*), перкарини (*Percarina*) і пуголовки Браунера (*Benthophiloidae*).

Така висока подібність пояснюється дуже малою кількістю видів у роді у світовій фауні (1–2 види).

Висока видова подібність спостерігається також для роду ящів (*Abramis*) і йоржів (*Gymnocephalus*) – 66,7 %, видова подібність у родів білуги (*Huso*), краснопірки (*Scardinius*), білизни (*Aspius*), романогабії (*Romanogobio*), чехоні (*Pelecus*), колючок триголкових (*Gasterosteus*), окуня (*Perca*), сонячної риби (*Lepomis*) і тупорилик бичків (*Proterorhinus*), у бичків роду *Neogobius*. Середня подібність спостерігається у плітки (*Rutilus*) – 37,5 %, судака (*Sander*) – 40,0 %. На третину ця подібність співпадає у вівсянки (*Leucaspis*), коропа (*Cyprinus*), довговусих бичків (*Knipowitschia*), бичків роду *Mesogobius*.

На 25 % співпадає видова подібність у прісноводних міног (*Eudontomyzon*), тюльки (*Clupeonella*), бистрянки (*Alburnoides*), багатоголкових колючок (*Pungitius*) і зірчастих пуголовок (*Benthophilus*).

Близька до цього подібність у осетра (*Acipenser*) – 21,1 %, щуки (*Esox*) і сома (*Silurus*) – по 20 %. Незначна подібність у прохідних оселедців (*Alosa*) – 14,3 %, яльців (*Leuciscus*) – 11,8 %, шемаї (*Chalcalburnus*) і в'юнів (*Misgurnus*) – по 11,1 %, каналного сома (*Ictalurus*) – 12,5 %, гірчака (*Rhodeus*) – 14,3 %. Низька у лососів (*Salmo*), сигів (*Coregonus*), гольянів (*Phoxinus*), підустів (*Chondrostoma*), пічкурів (*Gobio*), щипавок (*Cobitis*), гольців (*Barbatula*), вугра (*Anguilla*), морських голок (*Syngnathus*), атерини (*Atherina*) – в межах 1,6–5,9 %. Дуже низька у вусачів (*Barbus*) – 0,9 %.

Порівняно з українською фауною ця подібність є ще вищою. Повністю видова різноманітність співпадає у родів – *Huso*, *Clupeonella*, *Esox*, *Scardinius*, *Stenopharyngodon*, *Aspius*, *Leucaspis*, *Tinca*, *Chondrostoma*, *Gobio*, *Chalcalburnus*, *Alburnus*, *Alburnoides*, *Blicca*, *Abramis*, *Vimba*, *Pelecus*, *Rhodeus*, *Carassius*, *Cyprinus*, *Barbatula*, *Misgurnus*, *Silurus*, *Ictalurus*, *Anguilla*, *Lota*,

Pungitius, Gasterosteus, Lepomis, Perca, Percarina, Knipowitschia, Mesogobius, Proterorhinus, Benthopiloides, Benthophilus.

Досить висока видова різноманітність – у *Acipenser* (80 %), *Rutilus* (75,0 %), *Salmo, Leuciscus, Stizostedion, Gymnocephalus (Acerina)* – по 66,7 %. Наполовину співпадає у *Eudontomyzon, Coregonus, Phoxinus, Cobitis, Syngnathus, Neogobius*. Середня подібність спостерігається у *Alosa* (40,0 %) і *Gobio, Barbus i Atherina* – по 33,3 %.

Таким чином, біорізноманіття риб і круглоротих, які населяють водойми степового Придніпров'я, в тому числі й дніпровські водосховища, за всіма систематичними категоріями досить високе та має помітно високу подібність основних таксонів зі світовою та дуже високу – із українською іхтіофауною.

5.2. Екологічні комплекси та географічні типи фауни круглоротих та риб

У зоогеографічному відношенні Придніпров'я розташоване в аридних умовах Середземноморсько-Центральноазійської підобласті Палеарктичної області. У цій підобласті вона займає західно-степову, або північно-причорноморську ділянку та східно-степову, або Приазовську ділянку степової провінції Понтійського округу Азово-Чорноморського району [262]. Територія Дніпропетровської області згідно з розподілом території Палеарктики Л. С. Бергом [18], належить до Дунайсько-Кубанської ділянки Понто-Каспійсько-Аральської провінції Чорноморського округу.

У Доно-Кубанській провінції спостерігається найвище різноманіття іхтіофауни, тому що вона безпосередньо межує з Північноєгейською і Колхідо-Анатолійською ділянками, які перебувають у контакті з Каспійським округом на сході і Західнобалканською провінцією на заході.

Положення Дунайсько-Кубанської ділянки обумовило змішаний характер сформованої в історичному просторі іхтіофауни. Характерно, що в самій ділянці більш серединне положення займає Дніпро з його притоками, а це призвело до повної від-

сутності тут риб-ендемів, хоча загалом їх у Чорноморському окрузі достатня кількість (*Endontomyzon danfordi*, *E. mariae*, *Hucho hucho*, *Umbra kramaeri*, *Aspro zingel*, *A. streber*, *Gymnocephalus acerinus*, *G. schraetser*, *Mesogobius gymnotrachelus*). Із вказаних ендемів, характерних для округу, у водоймах Дніпропетровщини виявлено лише два – *E. mariae* і *G. acerinus*, які внаслідок зарегулювання стоку Дніпра майже зникли.

У Дніпровському басейні зустрічається багато видів риб, характерних як для всієї ділянки, так і для округу провінції та підобласті в цілому, що обумовлено поєднанням у четвертинний період басейнів Дніпра, Дону і Волги (види родів *Huso*, *Alosa*, *Clupeonella*, *Barbus*, *Chalcalburnus*, *Alburnoides*, *Rhodeus*, *Cyprinus*, *Silurus*, *Sander*, *Gymnocephalus*, *Neogobius* та ін.). Центральне розташування області й посушливий середній клімат зумовили особливі характерні риси географічних типів іхтіофауни. Урахування всіх видів риб, які існували в останній історичний період (XIX–XX та початок XXI сторіччя) та які з'явилися як інтродуценти і самовселенці, дає змогу охарактеризувати географічні типи та екологічні комплекси риб і круглоротих за останні 100 років.

Географічні типи іхтіофауни. У межах водойм Придніпров'я іхтіофауна за своїми центрами походження розподіляється на шість географічних типів: *широко розповсюджений* (риби розповсюджені по всій провінції), *понтотокаспійський*, *середземноморський*, *арктичний*, *амурський* (далекосхідний), *американський* (табл. 5.8, Додаток А). Домінуюче положення займають Понтотокаспійський та широко розповсюджений тип іхтіофауни (відповідно 32,0 та 30,7%), субдомінантне – середземноморський (25,3%).

Решта географічних типів займають другорядне положення (в межах 2,7–5,3%). Саме домінантні і субдомінантні типи утворені здебільшого з автохтонної іхтіофауни. Така закономірність у розподілі домінантних і субдомінантних географічних типів іхтіофауни спостерігається і за різними водними екосистемами.

Арктичний, амурський і американський типи фауни, за винятком одного виду (минь), у різних водоймах представлені,

Таблиця 5.8

**Географічні типи круглоротих і риб у водосховищах Нижнього та Середнього Дніпра за останні 100 років
(% до кількості видів у водоймах)**

Географічний тип	Водні екосистеми						Усі водні екосистеми
	річкові		озерні		водосховищні		
	повноводні	маловодні	степові	лісові	дніпровські	криворізькі	
Круглороті							
Середземноморський	100	–	–	–	100	–	100
Риби							
Широко розповсюджений	28,9	31,8	48,4	38,4	30,5	27,7	30,7
Понтокаспійський	34,2	40,9	31,3	31,6	33,9	29,8	32,0
Середземноморський	31,5	27,3	25,0	20,0	27,1	25,5	25,3
Арктичний	26	–	–	–	1,7	4,3	5,3
Амурський (далекосхідний)	–	–	–	–	5,1	6,4	4,0
Американський	2,6	–	5,3*	5,3*	–	6,4	2,7

Примітка. *Інтродукований вид гамбузія (*Gambusia holbrooki*) зник.

в основному, адвентивними видами з різними коливаннями різноманітності. У річкових системах арктичний і американський типи склалися всього з одного виду (по 2,6 % відповідно – *Lota lota* і *Lepomis gibosus*), а амурський тип зовсім відсутній. У маловодних річкових системах ці три географічні типи відсутні.

У сучасних озерних екосистемах ці типи також відсутні, але в період організації інтенсивної боротьби з малярійними комарами раніше (1940-ві роки) в озерах зустрічався й американський тип фауни (гамбузія хольбрукська).

У великих дніпровських водосховищах присутні географічні типи. Домінантні і субдомінантні типи в сумі складають 91,5 %.

Амурський тип за рахунок акліматизованих видів (*Stenopharyngodon*) складає 5,1 %, а аборигенний арктичний складається тільки з одного виду – 1,7 %.

У межах водосховищ присутні всі шість типів фауни, де домінуючу групу складають широко розповсюджені, Понтокаспійський і середземноморський типи (25,5–29,8 %), решта типів – у межах 4,3–6,4 % (див. табл. 5.8).

Екологічні комплекси. Своєрідність водних екосистем, представлених різними типами водойм – від малих річок і магістральних водних каналів до великих водосховищ, обумовили значне різноманіття екологічних комплексів риб (табл. 5.9).

У зв'язку з зарегулюванням Дніпра і деяких малих річок домінуюче положення займають лімнофіли (68,1 %). Реофіли і генеративно-реофільні разом складають 27,7 %, у тому числі справжні реофіли – 20,8 %, генеративно-реофільні – 6,3 %.

Таблиця 5.9

Екологічні комплекси круглоротих і риб Дніпропетровської області (% від кількості видів у водоймі)

Екологічні комплекси	Водні екосистеми								За всіма водними екосистемами
	річкові		озерні		водосховищні		ставкові		
	Повноводні	Маловодні	степові	лісові	дніпровські	криворізькі	річкові	балкові	
Круглороті:									
Реофіли	100	–	–	–	100	–	–	–	100
Риби:									
Справжні реофіли	37,5	18,2	18,8	10,5	23,7	17,9	16,7	–	20,8
Генеративно реофіли	7,9	–	–	–	11,8	10,7	–	–	6,9
Лімнофіли	55,3	81,8	81,3	89,5	57,6	66,0	83,3	100	68,1
Морські та солонуватководні	5,7	–	–	–	6,2	6,4	–	–	4,2

Морські та солонуватоводні риби складають всього 4,2 %. Але в різних типах ці дані можуть коливатися в різних межах.

В усіх водоймах переважають лімнофіли (55,3–100 %). Абсолютною більшістю вони представлені у ставках, сформованих у балкових системах, потім у лісових озерах, особливо в старицевих (89,5 %), у ставках, утворених на руслах малих річок (83,3 %), маловодних річках, які часто пересихають у багатьох місцях (81,8 %), і в посушливих озерах (81,3 %).

Справжні реофіли зустрічаються скрізь, крім балкових ставків. Найбільша їх кількість спостерігається в повноводних річках (37,5 %) і дніпровських водосховищах (23,3 %), де їх верхів'я подібні до річкових систем. У маловодних річках, малих водосховищах (криворізького типу), в озерах, які під час повені з'єднуються з річками, і в річкових ставках частка реофілів коливається в межах 16,7–18,5 %. Лише в озерах старицевого типу, де з'єднання їх із річками відбувається рідко, – всього 10,5 %.

Генеративно-реофіли, які нагулюються в озероподібних водоймах, а розмножуються на течії, представлені лише у водосховищах (10,7–11,8 %) та в паводкових річках (7,8 %).

5.3. Кількісний та якісний стан іхтіофауни водосховищ Середнього та Нижнього Дніпра

В останні 30 років вплив різних антропогенних чинників на іхтіофауну посилюється і викликає ефекти різного роду: як негативні, так і позитивні. До негативного впливу слід віднести техногенні й антропогенні чинники, пов'язані здебільшого з порушенням цінності водних систем та їх забрудненням. До негативних можна віднести і так звані рекреаційний чинник, при якому спостерігається зростання відвідуваності водойм, антропічного тиску на окремі водойми, вплив незаконного рибальства, у тому числі браконьєрства.

До позитивних належать чинники, які сприяють збільшенню різноманіття іхтіофауни як шляхом інтенсивного рибництва за рахунок використання нових видів у рибному господарстві,

так і опосередкований вплив на можливість природного самовселення риб під дією нових екологічних факторів.

Ретроспективний аналіз видового різноманіття дніпровських водосховищ в різні періоди дає можливість навести загальну схему стану риб і круглоротих у Придніпров'ї.

За рівнем антропогенного тиску, що викликає значні зміни в якісному і кількісному складі іхтіофауни, можна виділити чотири етапи:

I – етап помірного антропогенного тиску до моменту інтенсивного зарегулювання Дніпра (1901–1950 рр.);

II – етап інтенсивного зарегулювання стоку великих і малих річок та інтенсифікації дії техногенного тиску (1951–1974 рр.);

III – етап інтенсивних змін русел малих річок за рахунок створення іригаційних систем і максимального техногенного впливу в місцях розташування техногенних джерел (1975–2000 рр.);

IV – етап посилення рекреаційного впливу і перехід від суспільної до приватної форми власності господарювання у водних системах (2001 р. – сучасний період).

На першому етапі нараховувалося разом з акліматизованою гамбузією 48 видів і підвидів риб. Стан їх здебільшого був на досить високому рівні або задовільний, лише прохідні риби, які рідко піднімалися вище м. Нікополь по Дніпру, складала незначну кількість. Кількість видів з дуже високою щільністю складала 27,0 %, а з високою – 33,3 %, що разом становило понад половину видів риб (60,3 %). На цьому етапі в 1930-х роках був уселений для боротьби з малярійним комаром південноамериканський вид – гамбузія.

На другому етапі випали 6 видів: п'ять видів аборигенного походження (прохідні риби) та один адвентивний вид, зазначений вище (гамбузія). Кількість видів з дуже високою щільністю скоротилася до 17 %, а кількість видів із високою щільністю скоротилася всього до 32,1 %. В той же час кількість видів із середньою щільністю зросла до 20,7 %, з низькою – до 13,2 % (в обох випадках зросла майже у 1,2 раза), з дуже низькою – до 17,0 % (у 1,8 раза).

На третьому етапі зі складу іхтіофауни випало 5 видів (3 види аборигенного походження та 2 адвентивних види з числа інтродукованих). Відносна значна кількість видів з дуже високою і високою щільністю знижується. Загальна кількість риб продовжує зростати за рахунок інтродукції і особливо за рахунок інвазійних процесів.

На четвертому етапі кількість видів з дуже високою, високою і середньою щільністю знижується з одночасним зростанням кількості видів з низькою та дуже низькою щільністю. Випадання видів не спостерігається, а загальна кількість їх у зв'язку з продовженням інвазійного процесу зросла до 62 видів.

Загалом порівняно з вихідним (першим) періодом кількість видів із дуже високою щільністю скоротилася у 3,3 раза та з високою – у 1,6 раза. В той же час кількість видів із середньою щільністю зросла у 1,3, низькою – у 2,3 і дуже низькою – у 4,8 раза.

Незважаючи на зростання загального видового різноманіття іхтіофауни, чисельний склад риб дуже збіднився. Лише відтворювальні рибоводні заходи – інтродукція цінних промислових риб, оптимізація нерестовищ за рахунок виставлення штучних гнізд, вирощування зарибка в рибних господарствах дозволяє підтримувати промислові запаси в більш-менш стабільній чисельності.

Зменшення кількісного складу риб у першу чергу викликано антропогенними чинниками, серед яких найнегативнішу роль відіграє техногенне й агрогенне забруднення водойм. Найбільш чітко цей вплив можна простежити в різних водних екосистемах залежно від рівня забруднення. Цей вплив вищий у тих водних системах, у яких відсутня або слабка течія води. Так, у повноводних річках з помірною або високою швидкістю течії вплив техногенного забруднення менший.

Порівняння темпів збіднення різноманіття і чисельності риб у різних екосистемах з однаковим рівнем техногенного забруднення свідчить про певне значення структури екосистем у збереженні популяцій риб.

Найуразливішими є відкриті водні екосистеми, розташовані у степових (польових) просторах, де техногенне забруднення синергічно поєднується з отрутохімікатами і посилює негативний вплив. До цього, як додатковий негативний антропогенний чинник, приєднується розорювання берегової зони майже до урізу води, що сприяє обмілінню водойм і погіршенню гідрохімічного режиму. Це насамперед степові озера і маловодні річки, які часто пересихають. У більш сприятливих умовах перебувають лісові озера, які найчастіше є старицевими та які більш глибоководні, з наявністю джерел, і більше захищені від руйнування міцними кореневими системами.

Найсприятливіші умови для нормального гідрохімічного очищення і формування комплексу водних тварин-біофільтраторів утворюються в повноводних річках, які мають до того ж помірну швидкість течії. В таких умовах різні компоненти забруднення більш інтенсивно перемішуються у воді, зменшуючи концентрацію інгредієнтів забруднення, вода збагачується на кисень, процеси розкладу органіки з виділенням вуглекислоти і метану уповільнюються. В таких водоймах негативний вплив слабшає, що і зумовлює більш сприятливі умови для збереження різноманіття і чисельності риб.

Другим важливим чинником збіднення біорізноманіття іхтіофауни є поширений засіб браконьєрства – так званий *електролов*, при якому уражається електричним струмом доросла риба та гине маса молоді риб (від мальків і цьоголіток та дво-, триріччяків), а також велика кількість водних безхребетних, що формують природну кормову базу для риб. Така ситуація спостерігалась на середній течії р. Оріль, яка в 1970-ті роки вважалась найчистішою річкою Європи. На ній впродовж 1980-х – початку 1990-х років браконьєри масово використовували електролов, внаслідок чого загальна кількість риби зменшилась у десятки разів. Головень, який був тут масовим видом, став рідкісним. Кількість плітки, краснопірки зменшилась майже в 5 разів, запаси верховодки і бистрянки російської зменшилась в 20–40 разів. Пічкур звичайний і ялець звичайний майже зникли.

Вказані особливості впливу забруднення й інших антропогенних чинників на водні екосистеми позначається на загальному різноманітті іхтіофауни і в конкретних екосистемах зокрема. Крім утворення гідрохімічного і гідрологічного механізму, здатного протистояти негативному впливу антропогенних чинників, велике значення має рибпромислова характеристика різних типів водойм. Як правило, велике рибпромислове значення мають у сучасних умовах лише водосховища.

Малі річки та озера перестали відігравати промислове значення і залежно від цього ніяких рибогосподарських заходів не застосовується. Внаслідок цього ці річки з кожним роком перестають відігравати репродуктивну роль і для водосховищ. У той же час різноманіття іхтіофауни водосховищ зросло. Але й тут відстежується тісний зв'язок із рівнем рибогосподарських заходів. Найбільше вони застосовуються у великих водосховищах (дніпровських), меншою мірою – в малих водосховищах (Карачунівське, Макортівське, Південне та ін.). Відповідно до цього різноманіття іхтіофауни у великих водоймах зросло на 34,1%, а в малих – лише на 8,8%.

Такі водойми як маловодні річки, степові і лісові озера не поповнюються цінними промисловими рибами або поповнюються незначною кількістю адвентивних видів інвазійного походження.

Зміна кількісного складу іхтіофауни обумовлює перехід деяких видів риб до категорії зникаючих і рідкісних. Темпи переходу від масових видів риб до звичайних, а звичайних до рідкісних дуже інтенсивні.

Найбільш уразливими виявилися реофільні риби і літофіли. В першому випадку швидкість течії річок уповільнилися або залишилась такою самою на незначних територіях. Кількість риб-реофілів зменшилася у 20–30 разів. Нерестовища для літофілів перебувають у незадовільному стані, більшість з них замулені, відсутність регуляторної повені спричиняє зменшення нерестових угідь. Тому кількісний склад риб-літофілів у різних водоймах зменшився в 10–20, а чисельність фітофілів скоротилася в 3–5 разів.

У Додатку Б наведено характеристику сучасного стану іхтіокомплексу Дніпровського водосховища.

Наразі у фауні водойм Дніпропетровщини з числа риб-аборигенів зникли 8 видів. Це перш за все риби-реофіли з прохідного і напівпрохідного екологічного комплексу, які «випали» зі складу іхтіокомплексів у зв'язку із зарегулюванням стоку Дніпра в районі Запоріжжя і Нової Каховки. Зникли такі цінні осетрові риби як білуга, шип, осетер російський, севрюга, із лососевих – лосось чорноморський, вирезуб та марена дніпровська – із коропових, йорж донський (носар) – із окуневих, у зв'язку із зарегулюванням середньої течії Дніпра (в районі Кременчука та Кам'янського). Перейшли в стан рідкісних і зникаючих, крім видів, що занесені в різні Червоні списки МСОП, Європи та України (мінога українська, стерлядь, шемая, берш), такі аборигенні види, які раніше були масовими і звичайними – гольян озерний, в'язь, бистрянга російська, голець (слиж) європейський, вугор річковий, минь. Близькі до переходу в стан рідкісних, вразливих і зникаючих такі аборигенні види як ялець звичайний, білизна, підуст звичайний, клепець, синець, рибець, чехоня.

На сьогодні 12 видів круглоротих і риб Придніпров'я занесено в Червону книгу України (2009): мінога українська *Eudontomyzon mariae*, стерлядь *Acipenser ruthenus*, бистрянга російська *Alburnoides bipunctatus rossicus*, ялець звичайний *Leuciscus leuciscus*, гольян озерний *Eupallasella percnurus*, карась звичайний (золотий) *Carassius carassius*, минь *Lota lota*, берш (судак волзький) *Sander volgensis*, йорж-носар *Gymnocephalus acerinus*, перкарина *Percarina demidoffii*, бичок пуголовочка Браунера *Benthophiloides brauneri*, бичок зірчаста пуголовка *Benthophilus stellatus*.

Необхідно зазначити, що на сторінки додатків Бернської конвенції (III) включено види, які за своєю чисельністю в умовах дніпровських водосховищ не викликають занепокоєння, але з продовженням погіршення стану річок можуть бути кандидатами для занесення їх до Червоних регіональних списків, а згодом – і до Червоної книги України (з риб-аборигенів – це

плоскирка, щипавка звичайна, сом звичайний, з риб-саморозселенців – колючка триголкова, голка-риба чорноморська пухлощока, бичок-головач та інші).

5.3.1. Сучасні зміни у складі іхтіофауни Дніпровського (Запорізького) водосховища

На сьогодні клас Круглоротих (*Cyclostomata*) безпосередньо у фауні Дніпровського водосховища не представлений. Останні знахідки міноги української (*Eudonmyzon mariae*) в Самарській затоці водосховища датуються 1980 роком [244]. 30 років потому єдиний екземпляр живої дорослої міноги знайдено в лівій притоці Дніпра – р. Оріль (поблизу смт. Царичанка) [42].

Протягом 1990-х років у регіоні спостерігається потужний процес саморозселення багатьох понто-каспійських видів риб [381], таких як атерина чорноморська *Atherina boyeri pontica* (1990), бичок мартовик *Mesogobius batrachocephalus* (1995) [174]. У водосховищах Дніпра з'являється випадковий інтродуцент – чебачок амурський *Pseudorasbora parva* (1992). Впродовж 1990–1996 років склад іхтіофауни Дніпровського водосховища та його притоків поповнився 4 новими видами риб [42], а в 2002–2016 роках – ще п'ятьма: сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (2002), бичок Браунера *Benthophiloides brauneri* (2005), бичок-кніповічія кавказький *Knipowitschia caucasica* та бичок ратан *Ponticola ratan* (2006), перкарина чорноморська *Percarina demidoffi* (2016) (табл. 5.10).

Влітку 2006 р. у складі іхтіокомплексу Дніпровського водосховища вперше зареєстрований бичок Браунера *B. brauneri*. Раніше цей вид не вказувався у жодному фауністичному списку видів риб Дніпровського (Запорізького, Ленінського, озера Леніна) водосховища [19; 113; 173].

За результатами іхтіологічних малькових обловів у липні – серпні 2008 року *Benthophiloides brauneri* вже реєструвався на чотирьох станціях верхньої ділянки водосховища [180].

20.06.2006 р. співробітник Національного науково-природничого музею України А. В. Паньков на акваторії Дніпровського водосховища (сел. Перун, Волнянський район За-

Таблиця 5.10

Інвазійні види риб та інтродуценти в Дніпровському водосховищі

№ № п/п	Види риб-вселенців, самовселенців та інтродуцентів, рік появи у водосховищі	Етапи існування Дніпровського водосховища [39]				
		1	2	3	4	5
1	Тюлька азово-чорноморська <i>Clupeonella cultriventris</i>	-	+++	++	++	++
2	Карась сріблястий <i>Carassius auratus</i>	-	-	++	+++	+++
3	Товстолобик білий <i>Hipophthalmichthys molitrix</i>	-	-	++	++	++
4	Товстолобик строкатий <i>Aristichthys nobilis</i>	-	-	++	++	++
5	Білий амур <i>Stenopharyngodon idella</i>	-	-	+	+	+
6	Бобирець дніпровський <i>Leuciscus boristhenicus</i>	-	-	-	+	+
7	Чебачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	+++	+++
8	Канальний сомик <i>Ictalurus punctatus</i>	-	-	-	+	+
9	Американський сомик <i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	-	-	+
10	Атерина чорноморська <i>Atherina boyeri pontica</i>	-	-	-	++	++
11	Колючка триголкова <i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	+	+	+
12	Берш <i>Sander volgensis</i>	-	-	++	+++	+
13	Перкаріна чорноморська <i>Percarina demidoffi</i>	-	-	-	-	+
14	Сонячний окунь <i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	+++
15	Бичок-гонець <i>Mesogobius gymnotrachelus</i>	-	-	+	++	++
16	Бичок мартовик <i>Mesogobius batrachocephalus</i>	-	-	-	+	++
17	Бичок Браунера <i>Benthophiloides brauneri</i>	-	-	-	-	+
18	Бичок кніповічя кавказький <i>Knipowitschia caucasica</i>	-	-	-	-	+
19	Бичок ратан <i>Ponticola ratan</i>	-	-	-	-	+
	Всього видів в період досліджень	38	37	47	52	57

Примітка. **1** – перший етап (до зарегулювання стоку і будівництва Дніпрогесу); **2** – другий етап (1937–1963 рр., після зарегулювання стоку і до створення каскаду водосховищ); **3** – третій етап (1964–1980 рр., режим каскаду і початок інтенсивного антропогенного навантаження); **4** – четвертий етап (1981–2000 рр., функціонування в режимі максимального антропогенного навантаження); **5** – п'ятий етап (2001 – до сьогодні, функціонування в режимі стабільного навантаження); – вид відсутній, + – вид представлений одиничними особинами, ++ – вид із середньою чисельністю, +++ – вид з високою чисельністю.

порізької області) зареєстрував першу знахідку для Дніпра бичка кніповічії кавказького *Knipowitschia caucasica* [193; 194].

У 2015 р. ще одна доросла особина *K. caucasica* була відловлена Г. Л. Гончаровим (Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна) у штучній водоймі (озеро Садкове поблизу с. Котовка Магдалинівського району Дніпропетровської області) (ННПМ НАНУ, інв. № 9976). Це дає змогу наголосити, що вид необхідно включити до складу сучасної прісноводної іхтіофауни України.

Влітку 2011 року на акваторії Дніпродзержинського водосховища поблизу гирла каналу «Дніпро – Донбас» співробітником Інституту рибного господарства НААН України О. В. Діденком відловлено 7 особин бичка-ратана *Ponticola ratan* (ННПМ НАНУ, інв. № 9353), який раніше не зустрічався в іхтіофауні Придніпров'я (Дніпровського і Дніпродзержинського (Кам'янського) водосховищ зокрема) [345].

Перші знахідки *P. ratan* у Дніпровському водосховищі належать Д. Л. Бондареву і датуються літом 2015 р. Дві особини бичка упіймані любительськими знаряддями лову на акваторії ріки в межах м. Дніпро (ННПМ НАНУ, інв. № 10239), ще дві особини – в 2016 році поблизу с. Сухачівка (ННПМ НАНУ, інв. № 10241).

У 2016 році на Дніпровському водосховищі спостерігається поява ще одного, нового для іхтіокомплексу виду – перкарини чорноморської *Percarina demidoffi* (ННПМ НАНУ, інв. № 10238), яка потрапляє в улови рибалок-любителів на верхній ділянці водоймища [357].

Таким чином, впродовж 2002–2016 рр. склад іхтіофауни Дніпровського водосховища та його притоків поповнився 5 новими видами риб: сонячний окунь *L. gibbosus* (2002), бичок Браунера *B. brauneri* (2005), бичок-кніповічія кавказький *K. caucasica* (2006) та бичок ратан *P. ratan* (2006), перкарина чорноморська *P. demidoffi* (2016) (рис. 5.1).

Необхідно зазначити, що всі нові для іхтіофауни Дніпровського водосховища види зареєстровані на акваторії верхньої та середньої ділянок водосховища. На нашу думку, затоплені дніпровські пороги, які мають протяжність від м. Дніпро до м.

Запоріжжя, є своєрідним рефугіумом для всіх понто-каспійських видів, що піднімаються вгору по каскаду водосховищ Дніпра, а також багатьох чужорідних видів. Наявність великої кількості балок і заток, великі глибини, менший пресинг з боку людини щодо інших ділянок Дніпра обумовлюють успіх адаптації і подальшої натуралізації різних гідробіонтів на цій акваторії.

У сучасному фауністичному комплексі хребетних Дніпровського водосховища Риби (Pisces) представлені класом Кісткових риб (*Osteichthyes*), підкласом Променеперих (*Actinopterygii*), які разом включають 13 рядів. На сьогодні у складі іхтіофауни водосховища нараховується 57 видів риб (15 родин) [175].

Впродовж XX – на початку XXI століть склад іхтіофауни порожистого Дніпра і Дніпровського (Ленінського, Запорізького) водосховища нараховував 65 видів риб (не враховані види, які були інтродуковані у водоймище, але не натуралізувалися, – сигчудський, форель тощо).

За 85-річний період існування водосховища з фауни риб зникли 11 видів і зареєстровано появу 19 нових видів риб (саморозселенців та інтродуцентів), більшість з яких натуралізувалися й до сьогодні мешкають у водоймищі. Динаміка екологічної структури іхтіоценозу свідчить, що зміни більшою мірою торкнулись понто-каспійського морського та північноамериканського прісноводного фауністичних комплексів. Кількість видів риб, які належать до цих комплексів, за останні 35 років збільшилася відповідно в 1,8 та 3,0 раза (табл. 5.11).

У складі екологічних груп по місцезнаходженню в умовах водосховища (порівняно з рікою) збільшилося значення видів-лімнофілів, що є характерним при перетворенні річкової екосистеми на водосховищну.

На сучасному етапі різко змінилася представленість видів в екологічних групах по живленню: видів-зоопланктофагів збільшилося в 2,5 раза, хижаків – в 1,8 раза, зоофагів – в 1,7 раза, еврифагів – в 1,3 раза.

Необхідно зазначити, що в 1990-х роках у Дніпровському водосховищі була кризова ситуація з хижими рибами при наявності вільних екологічних «ніш» зоопланктофагів і хижаків-



1



2



3



4



5

Рис. 5.1. Нові види риб Дніпровського водосховища, знайдені у 2002–2016 рр.:

1 – *L. gibbosus*; 2 – *V. brauneri* (фото Р. Новицького); 3 – *K. caucasica* (фото Г. Гончарова); 4 – *P. ratan* (фото Л. Маніло); 5 – *P. demidoffi* (фото А. Александрова)

Таблиця 5.11

**Динаміка змін фауністичних комплексів порожистого Дніпра
та Дніпровського водосховища**

Фауністичні комплекси	Етапи існування Дніпровського водосховища				
	до 1931 р.	1937–1963	1964–1980	1981–2000	2001 – теперішній час
Арктичний прісноводний	1	1	1	1	1
Арктичний морський	0	0	1	1	1
Бореальний рівнинний	13	10	11	10	10
Китайський рівнинний	0	0	3	4	4
Північноамериканський прісноводний	0	0	0	1	3
Понто-каспійський морський	7	4	9	12	16
Понто-каспійський прісноводний	16	15	15	16	16
Третинний рівнинний прісноводний	8	7	7	7	6
Δп	–	–8	+2	+7	+12
Всього видів	45*	37	47	52	57
Усереднений індекс змін (УІЗ)	–	0,18	0,04	0,16	0,27

Примітка. п – кількість видів; Δп – зміна кількості видів порівняно з кількісним складом риб порожистого Дніпра; * – без урахування міноги української.

зоофагів, які на початку 2000-х почали активно заповнюватися новими видами риб – хижакками, зоофагами і зоопланктофагами.

Після значного зниження видового різноманіття риб після побудови греблі Дніпрогесу і поступового перетворення ріки на каскад водосховищ (період 1937–1964 рр.) з початку 1960-х років кількість нових видів у водоймищі постійно зростає.

Адаптація і натуралізація самовселенців і випадкових інтродуцентів у водоймищах Дніпра часто відбувається на тлі

дестабілізації кількісно-якісного складу популяцій багатьох аборигенних видів.

Впродовж 1964–1980 років поповнення видового складу Дніпровського водосховища відбувалося, в основному, за рахунок риб-інтродуцентів і випадкових вселенців, більшість з яких (78 %) мала ресурсне значення (промисловоцінні види).

А вже з початку 1990-х років рибне населення водосховища збагачується майже повністю за рахунок непромислових короткоциклових видів (80,0 %) (рис. 5.2).

Також з 1964 року зростає сукупний усереднений індекс змін іхтіоценозу Дніпровського водосховища, який на сьогодні досяг показника 0,27 (27,0 % трансформації вихідної іхтіофауни ріки).

Це свідчить про високий рівень трансформації іхтіоценозу ріки внаслідок її зарегулювання, появи та натуралізації нових видів риб у Дніпровському водосховищі та його притоках, найбільшими з яких є річки Самара і Оріль.

Ріка Самара є притокою I порядку Дніпра, впадає у Дніпровське водосховище в межах м. Дніпро, її гирло утворює з водосховищем єдину у гідроекологічному відношенні систему – Самарську затоку, або Самарське плесо [11].

Сучасний стан екосистеми р. Самари є унікальним, що пов'язано з тривалістю і рівнем дії антропогенних стресорів. Масштабний прес на її біотичні компоненти триває вже більше 80-ти років.

Одним із найпотужніших антропогенних факторів, що впливають на річки лівобережжя Дніпра в межах Дніпропетровської області, є скид високомінералізованих вод із шахт Західного і Центрального Донбасу.

Мінералізація скидних вод досягає 11 г/л, а мінералізація вод р. Самара – 4,5 г/л, що не може не впливати на живе населення річок та їх заплавної системи [118; 119].

За період досліджень 2004–2010 рр. в середній течії р. Самара та її заплавах озерах зареєстровано 25 видів риб, що належать до 8 родин. У складі іхтіофауни найбільш поширені представники родини Коропові (*Cyprinidae*) – 13 видів (52 %

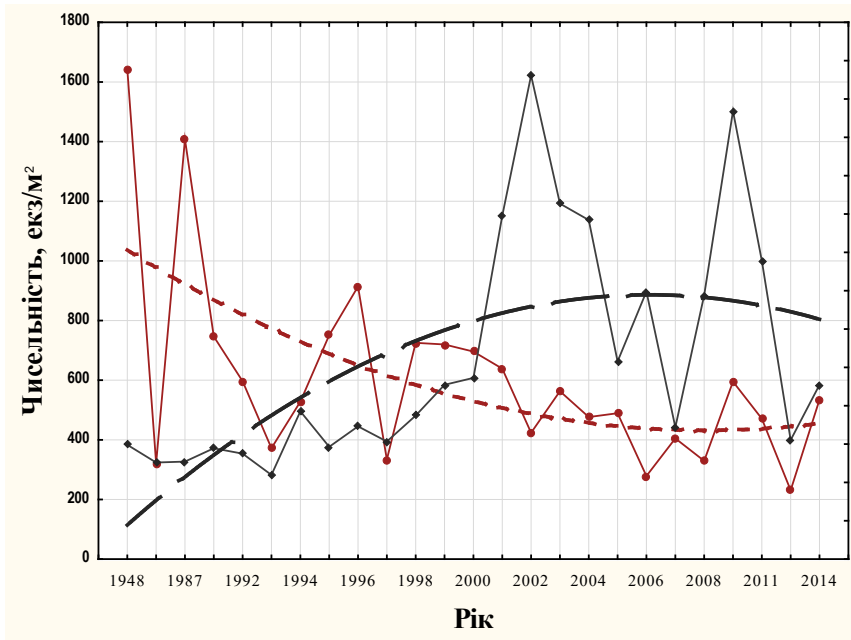


Рис. 5.2. Динаміка багаторічних змін чисельності непромислових видів риби:

(—◆—) порівняно з промисловоцінними видами (—●—) у Дніпровському водосховищі. - - - - та - - - - тренди змін чисельності відповідно непромислових і промисловоцінних риби

загального видового складу). До родини Бичкові (*Gobiidae*) належать 4 види, по 2 види – з родин В'юнові (*Cobytidae*) та Колючкові (*Gasterosteidae*), по 1 виду – з родин Щукові (*Esocidae*), Голкові (*Syngnathidae*), Центрархові (*Centrarchidae*), Окуневі (*Percidae*).

Всі досліджені види риби належать до семи фауністичних комплексів, у тому числі два комплекси (по 1 виду – чебачок амурський та сонячний окунь) представлені адвентивною іхтіофауною (Далекий Схід Євразії та Центральна Америка).

Більшість видів, зареєстрованих під час досліджень, є або-ригенами Самари та її заплави. З адвентивних видів наявні чебачок амурський, карась сріблястий, колючка триголкова,

бичок-гонець, бичок-кругляк, сонячний окунь. Останній представник американського фауністичного комплексу реєструється в р. Самара з 2010 р. На даний момент сонячний окунь проходить процес натуралізації у водоймах Дніпропетровської області і розповсюджується з півдня на північ.

Ріка Оріль завдяки відносній віддаленості від промислових підприємств і незначного господарського освоєння є найменш забрудненою і трансформованою серед приток I порядку Кам'янського водосховища. На початку 1960-х років нижня течія р. Оріль була штучно відведена по руслу р. Протовч у Дніпровське водосховище у зв'язку з будівництвом греблі Дніпродзержинської ГЕС і створенням Дніпродзержинського (Кам'янського) водосховища. Наступне будівництво гідротехнічного каналу «Дніпро – Донбас» у 1970-ті роки в її заплаві обумовило значний вплив на біоту Орілі, в тому числі на іхтіофауну.

Згідно з дослідженнями і ретроспективними даними (1948–2010 рр.), повний склад іхтіофауни р. Оріль включає 50 видів риб і 1 вид круглоротих. На сучасному етапі реєструється 44 види риб і один вид круглоротих [119].

Поповнення видового різноманіття забезпечується видами з широким спектром пристосувань (карась сріблястий), толерантними до підвищення рівня мінералізації у малих ріках регіону (тюлька чорноморсько-азовська, атерина чорноморська, колючка триголкова, бичок мартовик), а також інтродуцентами (товстолобиком білим, товстолобиком строкатим, амуром білим) і чужорідним видом (чебачком амурським). Необхідно зазначити, що триває зростання чисельності функціонально загрозливого виду – гірчака *R. amarus* з 386,0 у 1990–2000 рр. до 445,76 екз./100 м² у 2000–2010 роках. Молодь цінних у функціональному та ресурсному відношеннях видів – судака та коропа (сазана) – на мілководдях Орілі не реєструється вже протягом 25 років.

Таким чином, протягом всього часу у водоймах Дніпропетровської і частини Запорізької області існувало 75 видів риб і формування іхтіофауни відбувалося за рахунок аборигенів

(62,7%) та адвентивних видів (37,3%), у тому числі за рахунок інтродуцентів – 14,6% і видів-самовселенців – 22,7%.

На нашу думку, трансформація складу рибного населення Дніпровського водосховища в найближчому майбутньому буде тривати, причому збільшення кількості видів риб відбуватиметься за рахунок понто-каспійських саморозселенців і, можливо, екзотичних інтродуцентів.

5.3.2. Зміни у складі іхтіофауни Кам'янського водосховища і каналу «Дніпро – Донбас»

Кам'янське водосховище утворено в 1962 р. внаслідок перекриття р. Дніпро греблею ГЕС поблизу с. Романкове. Його заповнення почалось у 1963 році і тривало до 1964 р. до проектного рівня 64 м. Довжина водосховища складає 114 км, ширина варіює від 2 до 8 км, площа при позначці НПГ у 64 м складає 56,7 тис. га; середня глибина досягає 4,3 м (максимальна – 19 м). Кам'янське водосховище характеризується значною мілководністю (площа мілководь з глибинами менше 2 м складає понад 30%) і високою проточністю (водообмін здійснюється до 20 разів на рік) [46; 97; 191].

Внаслідок мілководності Кам'янського водосховища, різноманіття заплав і заток у ньому спостерігається підвищене заростання прибережних ділянок вищою водною і жорсткою надводною рослинністю. Надмірне заростання мілководь з високотрофними ґрунтами призводить до втрати рибогосподарської цінності угідь [103; 104].

У середній частині Кам'янського водосховища мілководдя, на які впливає водозабір каналу «Дніпро – Донбас», представлені частіше заплавами ділянками річок, що впадають у Дніпро (Ворскла, Самоткань та інші). Особливе значення мають Келібердянські та Солошенські заплави (1,9 тис. га), Ворсклянська (8 тис. га) та Орлянська (7 тис. га), які знаходяться на лівому березі водосховища, а також Успенська заплава (понад 2,6 тис. га) і затока Мішуриного Ріг – на правому березі [103]. Необхідно зазначити, що канал «Дніпро–Донбас», який досягає максимальної потужності 120 м³/с, має здатність впливати на заплавні

ділянки лівобережної заплави (особливо Орлянські мілководдя, де відтворюються деякі цінні промислові види риб (лящ, судак, плітка та інші). Прямий вплив каналу «Дніпро-Донбас» можливий на мілководні ділянки лівобережної заплави, які розташовані навколо аванканалу, а також на 4–5 км вище. Ці ділянки мають переважно мулисто-піщане, інколи піщане дно, незначні зарості рдесника та уруті. Молодь багатьох видів риб (не менше 26 видів) тримається у місцях розмноження плідників і може підходити в район водозабору, і навіть (на перших личинкових етапах розвитку) заходити в аванканал, а потім крізь вічко захисної рибоспороди (2x2 мм) одинично заходити в магістральний канал [104]. За результатами досліджень 1989–1990 років [103], такими видами є личинки верховодки, тюльки, інколи окуня і судака, що пов'язано з особливістю екології розмноження цих видів риб.

Видовий склад іхтіофауни Кам'янського водосховища станом на 1989 р. складав 52 види риб [19], але за кілька десятиріч потому іхтіокомплекс водосховища поповнилися новими видами, в першу чергу представниками Атеринових (атерина чорноморська), Бичкових (мартовик, кніповічія, ратан), Центрархових (сонячний окунь).

З урахуванням змін у складі іхтіофауни сучасний іхтіокомплекс Кам'янського водосховища складається з 57 видів риб.

Основою сировинної бази промислу Кам'янського водосховища є карась сріблястий, лящ, плітка та рослиноїдні риби (товстолобик білий, амур білий). В останні роки динаміка кількісних показників промислових стад риб має позитивний характер, що зумовлює збільшення промислової рибопродуктивності Кам'янського водосховища до 16,9 кг/га [151].

Згідно з результатами досліджень О. Б. Назарова і А. В. Борисенка [151], основу іхтіомаси у водосховищі (46,6 % від загальної) перш за все формує лящ, а загальна іхтіомаса промислових видів риб (без урахування тюльки) станом на 2013 р. оцінювалась дослідниками в 70,4 кг/га.

Промислові улови риб у Кам'янському водосховищі в останні 5 років постійно зростають, причому основним чинником збільшення вилову є чужорідний вселенець карась сріблястий [151].

Іхтіофауна каналу «Дніпро – Донбас». Іхтіофауна штучно утвореного на початку 1980-х років каналу «Дніпро – Донбас» формувалась на основі іхтіокомплексу Дніпродзержинського водосховища, біота якого, у свою чергу, знаходилася у процесі інтенсивного формування після його будівництва і повного залиття ложа створеної водойми (1964 р.). Основна мета будівництва каналу – забезпечення якісною водою регіонів України з недостатньою забезпеченістю питної водою (Харківська, Донецька області), а також цілей сільськогосподарського зрошення.

У процесі експлуатації каналу (з 1982 р.), особливо після економічної перебудови держави, значно змінилися вихідні параметри даної штучної екосистеми, яка повністю функціонувала в режимі, обумовленому людською діяльністю.

У першу чергу почав змінюватися гідрологічний режим, який за останні два десятиріччя практично повністю змінився.

В останні роки подавання води по трасі каналу здійснюється вкрай неритмічно, з великими перервами (більш 1 і до 9 місяців), обсяги прокачування води значно зменшилися. Це дозволяє класифікувати водойму в даний час як більш типову лімнічну (озероподібну) систему, на відміну від лотичної (річкової) у перше десятиріччя існування каналу.

Слід зазначити, що в окремі періоди спостерігається значне прокачування обсягів води, однак, це тільки дещо пригнічує розвиток окремих лімnofільних груп гідробіонтів, не дозволяючи повноцінно розвиватися представникам реofільної групи.

Гідроекосистема каналу «Дніпро – Донбас» з моменту її створення і в даний час функціонує як штучно створена система з параметрами, практично повністю обумовленими людською діяльністю.

Для останніх років характерна висока динамічність показників, їх неритмічність (невідповідність природним циклам гідробіонтів). У першу чергу це стосується гідрологічного режиму, обумовленого обсягами і строками прокачування води

по каналу. Більшу частину часу протягом року спостерігається функціонування водойми як лімничної (озероподібної) системи, а в окремі періоди (від кількох часів до тижнів) – як лотичної (річкової) системи. Біотичні компоненти (усі ланки – від планктону до риб) не встигають змінюватися відповідно до цих змін, тому вони функціонують у напруженому режимі, що значно відрізняється від оптимального для більшості живих організмів.

Слід зазначити, що іхтіофауна каналу «Дніпро – Донбас», як і всі інші біотичні компоненти цієї штучної екосистеми, в останнє десятиріччя зазнала значних змін як у якісному складі, так і у структурі іхтіокомплексу, кількісних параметрах популяцій риб.

На основі проведених досліджень можна констатувати, що екосистема водойми в даний час більшою мірою функціонує як озероподібна, без достатнього водообміну і за відсутності течії (за винятком вітро-хвильового перемішування). Все це значно погіршує як самоочисну здатність води, так і її санітарно-гігієнічні характеристики, а також вихідні умови існування гідробіонтів, у тому числі риб. Морфометрична будова каналу обумовлює наявність значних глибин (понад 4 м), що може спричинити явища задухи, як влітку, так і взимку. Таким чином, загальні умови існування гідробіонтів, в тому числі і риб, можна вважати наближеними до критичних, що обумовлює розробку особливої стратегії ведення рибоводної меліорації і господарства. Разом із тим в окремі періоди протягом досить тривалого часу по каналу відбувається нетривала за часом, але інтенсивна прокачка води. Це здійснюється нерівномірно і неритмічно, що не дозволяє оптимізувати гідрологічний режим, хоча частково поліпшує якість води і гідрологічний режим.

Наприкінці 1980-х років у районі водозабору каналу на Дніпродзержинському (Кам'янському) водосховищі і в самому магістральному каналі «Дніпро – Донбас» було знайдено 34 види молоді риб, які належали до 10 родин. Найбільш представлена родина Коропові, до якої належать 16 видів, інші родини (Оселедцеві, Окуневі, Щукові, Сомові, Бичкові, Колючкові, В'юнові, Голкові, Тріскові) представлені 1–6 видами [103].

Коваль М. В. зі співавторами [103; 104; 108] зазначає, що морська голка пухлощока чорноморська *Syngnathus abaster* вперше з'явилася в магістральному каналі тільки в 1985 р., причому її молодь на ранніх етапах розвитку знайдена влітку 1989 р.

У каналі *S. abaster* знайшла сприятливі умови існування і за кілька років освоїла всю акваторію гідротехнічної споруди, в тому числі і акваторії Орільківського та Краснопавлівського водосховищ. За нашими даними, її поява поблизу греблі Краснопавлівського водосховища відбулася не пізніше 1994 року, тобто швидкість її розповсюдження по каналу досягла 52 км/рік. Звичайно, швидкість розповсюдження *S. abaster* прямо залежала від інтенсивності прокачування водних мас по каналу, яке здійснювалося з потужністю 80–120 м³/с до 2–3 разів на рік.

За кілька років потому В. А. Денщик [68] вперше зареєстрував морську голку пухлощоку в р. Сіверський Донець поблизу м. Северодонецька (Луганська область) як новий для басейну ріки вид іхтіофауни.

Дослідники іхтіофауни Сіверського Донця зазначають [258; 259], що потрапляння до басейну ріки пухлощокої риби-голки *Syngnathus abaster* відбулося саме завдяки каналу «Дніпро – Донбас».

Крім цього виду, по каналу з Кам'янського водосховища до Краснопавлівського водосховища, а потім – в р. Сіверський Донець потрапляють також тюлька азово-чорноморська *Clupeonella cultriventris*, і бичок-головач *Neogobius kessleri* [57].

Коваль М. В. зі співавторами [103; 104; 108] зазначають, що наприкінці 1980-х вперше знаходять у каналі «Дніпро – Донбас» поодинокі особини бичка кніповічії (в 1987 році). А вже в 1989 році його чисельність в каналі значно збільшилась.

Під час проведення влітку 2014–2015 р. іхтіологічних досліджень нами у складі іхтіофауни каналу «Дніпро – Донбас» та Орільківського і Краснопавлівського водосховищ в його складі зареєстровано 33 види риб.

Сучасний видовий склад іхтіофауни каналу «Дніпро – Донбас» дещо збіднений, що обумовлюється відсутністю умов для

повноцінного існування видів реофільного та деяких видів лімнофільного комплексів, вкрай обмеженими площами природних нерестовищ. На окремих ділянках видове різноманіття варіює від 7 до 17 видів.

З визначеного складу рибного населення каналу 19 видів риб мають ресурсне (господарське) значення, є об'єктами промислового лову і любительського рибальства. З групи цінних ресурсних видів зазначимо наявність ляща та судака, популяція коропа формується на основі періодичних зариблень з можливістю наступного природного відтворення і формування усталеної популяції.

Усереднений показник загальної чисельності молоді риб на мілководдях каналу складає 927,1 екз/100 м², біомаса – 2245,4 г/100 м². Це доволі високі показники для водойм такого типу, а також для водойм зі штучно спрямованим руслом.

Разом із тим висока чисельність риб у літоралі обумовлена надмірним розвитком на окремих ділянках функціонально небезпечного гірчача *Rh. amarus* та малоцінної верховодки *A. alburnus* – відповідно 18,6 % та 21,8 % від загальної чисельності риб у прибережжі.

Зі складу іхтіофауни два види – *Rh. amarus* та *P. parva* – є загрозливими для усталеного функціонування іхтіоценозу, особливо прибережних угруповань риб. У літоралі каналу здійснюється нерест, інкубація ікри та подальший нагул молоді всіх представників іхтіокомплексу. Гірчак і чебачок амурський, чисельність якого сягає 74,28 екз/100 м² мілководь, є трофічними конкурентами молоді інших видів, у тому числі і промисловоцінних.

Видів, що занесені до Червоної книги України (2009), дослідженнями не встановлено. Зареєстрований один вид з Червоної книги Дніпропетровської області (2011) – бобирець дніпровський *Leuciscus borysthenicus* Kessler, 1859 (категорія – вразливий вид).

За походженням представники іхтіофауни належать до 5 фауністичних комплексів. Найбільш представленим є, природно, Понтокаспійський прісноводний фауністичний комплекс (10 видів). На другому місці – бореальний рівнинний комплекс (6

видів), далі йде Понтокаспійський морський – 5 видів. Китайський рівнинний комплекс повністю складається з адвентивних видів (4 види). Третинний рівнинний прісноводний комплекс налічує 3 види.

Більшість зареєстрованих видів належать до лімнофільного екологічного комплексу. Реофільних видів – усього три. 20 видів риб (62,5% видового складу) є аборигенними видами Дніпра. Це доволі високий показник для штучних водойм. На всіх обстежених ділянках спостерігається оптимізований розвиток та формування сталих популяцій туводних риб. Особливо це стосується таких видів: плітка, плоскирка, краснопірка, щука, окунь, лин.

Темп розмірно-вагового зростання окуня, плітки, судака, плоскирки свідчить про наявність оптимальних умов розвитку даних типових для регіону видів. Із всіх форм вказаних видів зареєстровано певну кількість прибережноводної форми плітки (23% від загальної чисельності виду). Але це не тугоросла форма, це – звичайна вихідна форма плітки, причому переважаюча кількість екземплярів має ознаки швидкоростучої форми плітки, наближеної до водосховищної форми (77% від чисельності всіх досліджених особин виду). Параметри довжини особин цієї форми у модальних вікових роках 4+ – 5+ коливаються від 18,0 см до 22 см з вагою 0,16–0,22 кг, тоді як прибережноводна форма плітки, як вказувалося вище, складає 23% від сумарної чисельності виду, має параметри 16–18 см з вагою 0,08–0,09 кг у віці 6+ років (табл. 5.12).

Позитивна картина спостерігається і щодо окуня, карася сріблястого, плоскирки і судака, популяції яких також характеризуються значними темпами росту. По цих видах взагалі не визначено тугорослі або прибережноводні форми (навіть їх одиничні екземпляри). Отримані дані, безумовно, свідчать про збереження на акваторії каналу продуктивного потенціалу всіх форм туводних видів регіону.

Слід особливо підкреслити, що отримані дані співпадають з параметрами навіть більш продуктивних південних водосхо-

Таблиця 5.12

Порівняльна характеристика усереднених параметрів риб з різних ділянок каналу «Дніпро-Донбас» та з гідрологічно та морфологічно подібних ділянок річок регіону

Види риб	Порівняльні параметри									
	Усереднений розмір риб одного віку, см					Усереднена вага риб одного віку, кг				
	Ділянки каналу					Ділянки каналу				
	1а	1б	2а	2б	Річки	1а	1б	2а	2б	Річки
Щука	42,0	–	–	–	32,5	–	–	–	–	0,4
Пілітка (пелагічна форма)	23,5	21,5	19,0	18,0	18,0	0,24	0,2	0,15	0,11	0,1
Пілітка (прибережна форма)	18,0	15,5	15,0	14,0	10,0	0,09	0,06	0,04	0,06	0,02
Краснопірка	20,5	–	–	9,0	–	0,16	–	–	–	0,02
Головень	22,0	–	–	–	8,0	0,18	–	–	–	0,025
Линь	32,0	–	25,5	17,0	15,0	0,67	–	0,18	0,13	0,09
Верховодка	11,0	–	–	5,0	–	0,02	–	–	–	0,005
Плоскірка	18,0	13,0	12,5	13,0	11,0	0,11	0,11	0,04	0,04	0,04
Лящ	27,0	–	23,0	20,0	16,0	0,3	–	0,25	0,16	0,12
Карась сріблястий	15,0	16,5	25,0	25,0	13,0	0,12	0,13	0,45	0,45	0,1
Судак	25,5	21,5	26,5	27,0	25,0	0,22	0,15	0,26	0,27	0,22
Окунь	18,5	16,5	17,0	18,0	12,5	0,15	0,1	0,13	0,4	0,04

Примітка. Назви досліджених ділянок: 1а – Петриківська; 1б – Мотилівська; 2а – Лисковська; 2б – Преображенська.

вищ області, створених на малих та середніх річках (Макор-тівське, Південне, Шолохівське, Світлогірське водосховища).

У той же час безпосередньо на руслових ділянках інших малих та середніх річок Придніпров'я реєструються або виключно осілі та тугорослі форми вищезазначених видів риб, або спостерігається повне їх домінування (до 80 % від чисельності виду).

Отримані результати щодо динаміки іхтіокомплексів «Дніпро – Донбас», безперечно, свідчать про наявність потужного потенціалу акваторії каналу як у плані збереження біорізноманіття іхтіофауни, так і раціонального використання існуючого природного рівня біопродукції, в тому числі за рахунок більш повного засвоєння природної кормової бази з ефектом біомеліорації при регулярному зарибленні (поліпшення якості води, зменшення рівня заростання, вилучення детриту тощо).

В останні роки у складі іхтіокомплексів каналу «Дніпро – Донбас» зареєстровано 6 видів чужорідних риб, з яких три види у природному стані не відтворюються (*H. molitrix*, *A. nobilis*, *C. idella*). Зариблення цими видами далекосхідного комплексу дозволяє більш повно формувати біомеліоративний ефект за рахунок вилучення надлишків рослинної біомаси.

Так, зокрема, влітку 2014–2015 рр. спостерігалась відсутність суцільного заростання акваторій досліджених ділянок водною і надводною рослинністю, прозорість води в серпні сягала 2 м і більше (за диском Секкі).

Інші три чужорідних види з'явилися у водоймах Дніпропетровської області в різні часи. Так, карась сріблястий *S. auratus gibelio* активно розповсюджувався, в тому числі як об'єкт рибництва, у водойми в 1960–1970-х роках. На сьогодні цей невибагливий до умов існування, наявності корму і відтворення вид є фоновим видом більшості водних екосистем Дніпропетровщини, основою промислу та основним об'єктом вилучення рибалками-любителями.

Інший чужорідний вид – чебачок амурський *P. parva* – був випадково завезений разом із рослиноїдними рибами і натуралізувався у водоймах регіону, в тому числі проник і освоїв біотопи каналу «Дніпро – Донбас». З 1990-х років *P. parva* є одним

з найбільш поширених і численних видів у прибережних угрупованнях риб майже будь-якої водойми (водосховища, ріки, ставка).

Негативним фактом є поодинокі випадки траплення в уловах рибалок-любителів і спортсменів на каналі «Дніпро – Донбас» дорослих особин сонячного окуня *Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758 – чужорідного виду, який в останнє десятиріччя інтенсивно освоює усі типи водойм Придніпров'я.

Ймовірно, в гідросистемі каналу цей вид з'явився орієнтовно в 2008–2009 рр. внаслідок навмисного випуску акваріумістами (акваторія поблизу м. Перещепине). Весною 2011 року 2 дорослі особини *L. gibbosus* потрапили в улови рибалок-спортсменів, які проводили на каналі поблизу м. Перещепине спінінгові змагання.

Майже одночасно з його виявленням у складі іхтіофауни каналу «Дніпро – Донбас» Г. О. Шандіков [258], на підставі усного повідомлення від рибалки-любителя, повідомив про появу у басейні Сіверського Донця адвентивного для фауни України *L. gibbosus*. Пізніше І. В. Загороднюк [88] повідомив про вилов сонячного окуня у р. Сіверський Донець у 2011 році поблизу м. Северодонецьк, але знову на підставі тільки усних повідомлень рибалок-любителів.

Необхідно зазначити, що ще три представника родини бичкових (бички *M. batrachcephalus*, *N. gymnotrachelus*, *N. melanostomus*) є саморозселенцями, які потрапили до каналу «Дніпро – Донбас» з Кам'янського водосховища і самостійно розселилися по всіх ділянках штучного водоймища, насамперед завдяки сезонному прокачуванню води по руслу каналу.

Бичок-головач *Neogobius kessleri* після реєстрації його у складі іхтіофауни каналу М. В. Ковалем зі співавторами [104; 108] повільно освоює всю акваторію гідротехнічного водоймища і восени 2008 року він зустрічається у Краснопавлівському водосховищі [58], що належить до водогосподарської системи каналу «Дніпро – Донбас».

5.4. Промислове використання водних біоресурсів

Згідно зі статтями 20 та 25 Закону України «Про тваринний світ» одним із різновидів використання об'єктів тваринного світу є рибальство [95] – добування риби та водних безхребетних.

В останні роки кількість юридичних і фізичних осіб, що здійснюють промисел на нижній частині водосховищ каскаду Дніпра, коливається. Наприклад, на Каховському, Дніпровському та Кам'янському водосховищах (у межах Запорізької, Дніпропетровської, Кіровоградської та Полтавської областей) в 2015–2017 рр. було зареєстровано 124 користувача, які об'єднали понад 1630 промислових рибалок (за даними Державного агентства рибного господарства www.darg.org.ua).

Промислове вилучення водних біоресурсів проводиться з переважним застосуванням таких знарядь лову: ставних сіток, ятерів і ставних неводів. Поріжні сітки використовують на окремих ділянках каскаду водосховищ, закидні неводи та тюлькові трали застосовують дуже обмежено [30]. Щорічне промислове вилучення водних біоресурсів у водосховищах Нижнього та Середнього Дніпра не є сталим і його обсяги значно варіюють кожного року (рис. 5.3. і табл. 5.13).

За промисловим значенням у складі іхтіоценозів Дніпровського та Кам'янського водосховищ відзначимо такі види риб: промислові – 16 видів, цінні промислові – 3 види, малоцінні промислові – 2 види. Інші види із складу іхтіофауни належать до категорії непромислових. Деякі представники непромислової групи (в першу чергу бичкові) є об'єктами любительського рибальства.

Основними промисловими видами (видобуток обсягом понад 10 т) на акваторії Дніпровського водосховища в останнє десятиріччя є 6 туводних промислових видів, а також рослиноїдні і малоцінні види – верховодка та тюлька. За показником вилову серед частикових домінують плітка, карась сріблястий, білий та строкатий товстолобики, лящ, плоскирка [30; 188].

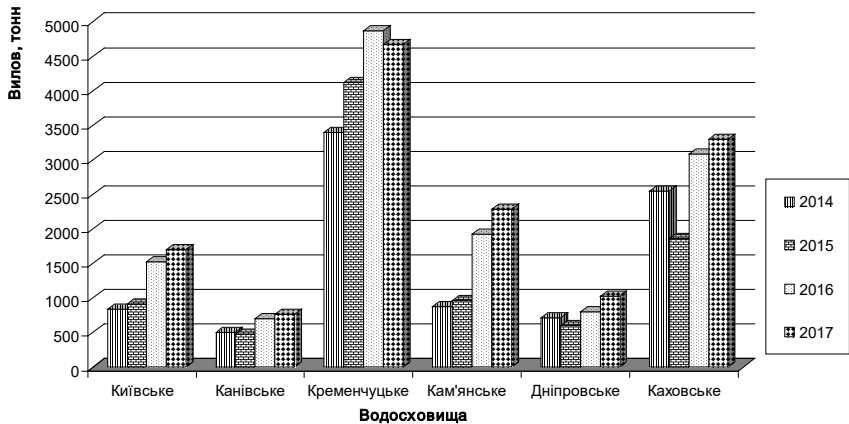


Рис. 5.3. Виллови водних біоресурсів у дніпровських водосховищах (2014–2017 рр.), тонн

Таблиця 5.13

Обсяги вилову водних біоресурсів на дніпровських водосховищах у межах Дніпропетровської області, т (2010–2014 рр.)

Водосховища	Роки				
	2010	2011	2012	2013	2014
Каховське (в межах області)	532,9	628,0	681,3	656,6	552,5
Всього по Каховському водосховищу	2365,6	2278,4	2413,3	2550,1	1860,0
Дніпровське (в межах області)	506,6	575,0	604,7	611,3	525,3
Всього по Дніпровському водосховищу	667,6	675,9	706,1	714,9	600,3
Дніпродзержинське (в межах області)	–	341,9	338,0	222,9	212,2
Всього по Дніпродзержинському водосховищу	898,9	1002,4	956,0	879,3	963,7

Провідним видом промислу у водосховищах дніпровського каскаду є вид-вселенець – карась сріблястий (27,3 % загального вилову). На частку рослиноїдних риб припадає близько 5 % загального вилову (рис. 5.4).

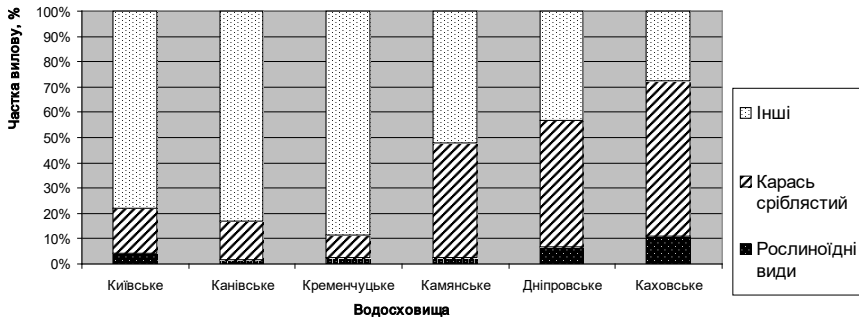


Рис. 5.4. Частка видів-вселенців (рослиноїдних і карася сріблястого) у загальних уловах у дніпровських водосховищах (2014–2017 рр.), %

Необхідно зазначити, що для Дніпровського водосховища характерне досить нерівномірне рибпромислове навантаження на акваторію. В останні 10 років на верхній ділянці водосховища практично не проводиться регулярний промисловий лов, у тому числі й експедиційний лов при наявності значних концентрацій багатьох промислових видів риб.

Промислова рибопродуктивність водоймища за останні роки зростає і складає 16,9 кг/га [151].

У Кам'янському водосховищі основними об'єктами промислу є 17 видів риб: плітка *Rutilus rutilus*, в'язь *Leuciscus idus*, краснопірка *Scardinius erythrophthalmus*, білий амур *Ctenopharyngodon idella*, білизна *Aspius aspius*, верховодка *Alburnus alburnus*, плоскирка *Blicca bjoerkna*, лящ *Abramis brama*, синець *Abramis ballerus*, чехоня *Pelecus cultratus*, сріблястий карась *Carrasius auratus gibelio*, короп *Cyprinus carpio*, білий товстолобик *Aristichthys nobilis*, строкатий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix*, сом *Silurus glanis*, судак *Sander lucioperca* і окунь *Perca fluviatilis*.

Сучасний стан промислової іхтіофауни Кам'янського водосховища склався таким чином: основу іхтіоценозу становить малоцінний промисловий вид карась сріблястий (43 % від загального складу уловів). Частка плітки становить 35 % від

загального складу уловів, судака – 8 %, коропа – 3 %, плоскирки – 9 %. Основу промислової рибної продукції стабільно формують аборигенні види, і лише в останні роки спостерігається збільшення уловів вселених рослиноїдних риб.

Промисловий вилов чинить на стадо промислових риб різноманітний вплив. При вилученні частини стада вилов підвищує забезпеченість їжею розрідженої частини стада, що залишилася. Це пов'язане зі зміною темпу зростання особин, віку досягнення статевої зрілості і граничного віку. Селективний вилов, який вилучає з популяції певну її частину, позначається на зміні структури популяції і на її відновних властивостях. Вилов неминуче змінює інтенсивність, а інколи і характер дії стада риб на її кормову базу, створює сприятливі умови для живлення інших видів риб – конкурентів промисловоцінних видів.

В останні роки на біотопах нижньої ділянки Кам'янського водосховища спостерігається інтенсифікація рибогосподарської діяльності, що призводить до підвищеного пресингу на водні біогідроценози і рибне населення зокрема.

Посилення антропогенного впливу на водосховища призводить до порушення стабілізації екогідросистем, причому акумулятивний ефект таких водоймищ обумовлює різке збільшення рівня евтрофування, забруднення води і донних відкладень, що призводить до дестабілізації всієї екосистеми.

Ознаки дестабілізації екосистеми Дніпровського водосховища при збільшенні антропогенного навантаження помітні з 1980-х років [42]. В цей період значно погіршилась якість води: підвищився вміст пестицидів, солей важких металів, біогенів. Спостерігаються захворювання і порушення в гаметогенезі риб, погіршення темпів їх росту. Одночасно спостерігаються зміни у співвідношенні і динаміці чисельності різних видів риб.

Для моніторингу і оцінки стану прісноводних екогідросистем в останні роки застосовують так званий метод фазового портрета [237; 238; 398], який дає змогу виявити стійкі та нестійкі зони функціонування угруповання (наприклад, рибного

населення) і наочно представити його динаміку у нормі і під впливом негативних чинників.

Для аналізу змін у структурі угруповання використовуються дані щодо відносного багатства видів у пробі. При опису перебудов в угрупованні тварин структурним фазовим портретом системи є крива, яка свідчить про її поведінку в координатах H і dH/dt , де H – індекс Шеннона [237]. Якщо угруповання знаходиться далеко від стійкого рівноважного стану, фазові портрети мають вигляд куполоподібної кривої, що характеризує рух системи від стану «меншого різноманіття» до стану «більшого різноманіття», або увігнутої дуги від вихідного стану до іншого, яке має менше різноманіття (наприклад, внаслідок надмірного вилову). Поблизу рівноважного стану динаміка угруповання на фазовому портреті має вигляд кільцевої траєкторії з невеликою амплітудою, або вигляд спіралі, яка закручується чи розкручується (рис. 5.5).

На фазовому портреті структури уловів риб Дніпровського водосховища (див. рис. 5.5б) на початку його функціонування (1950-ті роки) траєкторія системи – куполоподібна крива, яка характерна для систем, що формуються, зі зростанням швидкості зміни різноманіття.

Циклічна траєкторія навколо зони стійкого стану, який відповідає різноманіттю уловів риб 2,5–2,6 біт, припадає на 1960-ті роки, а також повторюється між 1975–1980 рр.

Але в період до 1985 року спостерігається тенденція до виходу рибного населення зі стійкого стану.

Це зниження різноманіття уловів можна прямо пов'язати з підвищенням впливу комплексу антропогенних і кліматичних чинників, перш за все внаслідок зпрацювання рівня водосховища, збільшення об'єму промислових уловів тощо.

З 1985 р. траєкторія системи на фазовому портреті відповідає спіралі, яка розкручується, що свідчить про збільшення антропогенного впливу на водоймище.

Саме на початок 1980-х років припадає поступове збільшення рівнів негативного впливу на екосистему водоймища. У ці роки збільшується кількість захворювань і різних аберацій

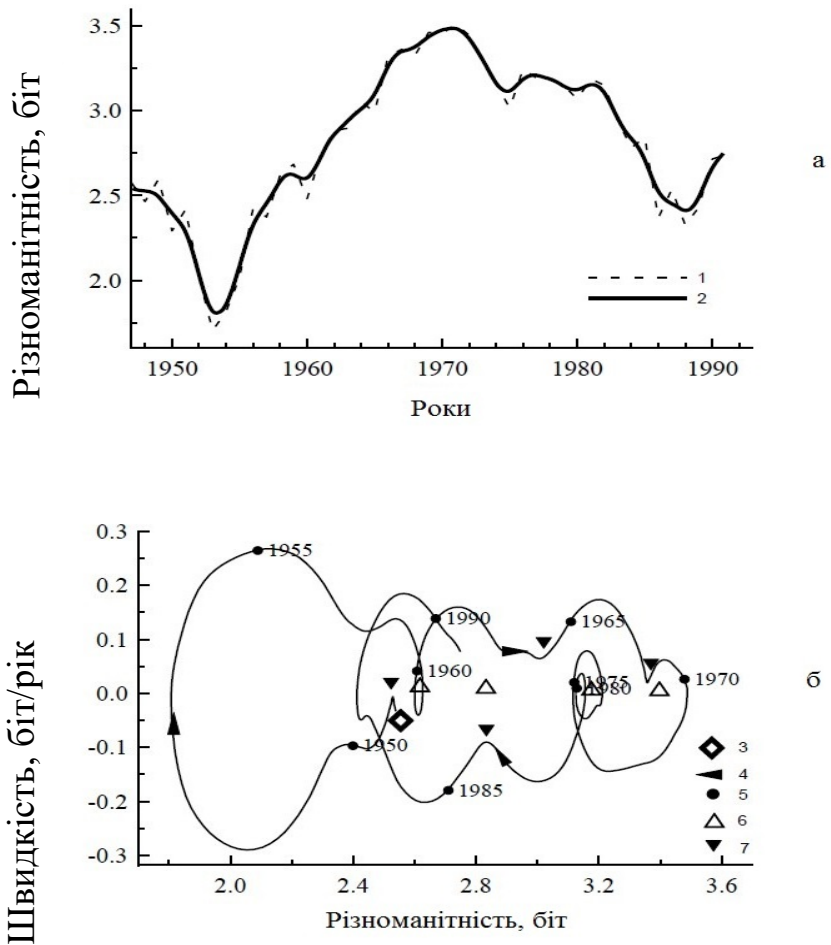


Рис. 5.5. Динаміка різноманітності (а) і динамічний фазовий портрет структури уловів риб (б) Дніпровського водосховища:

1 – вихідні дані; 2 – згладжені дані; 3 – початковий стан; 4 – спрямованість переміщення; 5 – стан системи за рік, який означений цифрою біля кривої; 6 – стійкий стан; 7 – критична точка

риб, зменшується життєздатність видів, спостерігається загибель риби від різних форм забруднення [263].

Крім цього, на тлі техногенного забруднення гідроекосистем (максимум припадає на початок 1990-х років) відбувається криза хижих риби Дніпровського водосховища (щука, судак, сом), які потерпають від деградацій природних нерестовищ, надмірного промислового і любительського вилову [42; 163; 174; 186 та інші].

Таким чином, на початку 1990-х років у Дніпровському водосховищі створюються сприятливі умови для натуралізації багатьох нових видів риби-саморозселенців: як планктофагів (атерина чорноморська) і бентофагів (бичок Браунера, кніповічія, бичок ратан), так і хижаків (бичок мартовик, сонячний окунь, перкаріна).

РОЗДІЛ 6

ОСНОВНІ ПРИЧИНИ ТА МЕХАНІЗМИ ІНВАЗІЙ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ВОДОЙМИ ПРИДНІПРОВ'Я

Стрімке збільшення кількості чужорідних видів тварин у водних екосистемах Європи, яке спостерігається в останні десятиріччя, пов'язують з різноманітними чинниками: інтродукцією видів [261; 314; 361; 362], глобальною зміною клімату [228; 231; 400], будівництвом різного типу каналів і водосховищ [341; 362; 390], збільшенням інтенсивності судноплавства [268; 269; 349; 383], впливом морської та прісноводної аквакультури [285; 349; 350].

6.1. Вектори розповсюдження чужорідних видів

Зарегулювання стоку найбільших рік у багатьох країнах світу, в тому числі і в Україні, використання водних ресурсів в енергетичних, промислових, сільськогосподарських і рекреаційних цілях шляхом утворення і експлуатації водосховищ докорінно змінило історично утворені річкові екологічні комплекси, викликало грандіозну трансформацію водних угруповань і рибного населення зокрема.

Гідробудівництво змінило вигляд річкових долин, гідрологічний, гідрохімічний і гідробіологічний режим річок. Воно обумовило появу водних екосистем нового типу – водосховищ, в яких сформувався особливий екологічний режим, що призвів до перебудови іхтіокомплексів річок, основна спрямованість якої була висвітлена заміною риб-реофілів лімнофілами. Формування їх здійснювалось як за рахунок автохтонних елемен-

тів, так і «завдяки» мігрантам, які розпочали стрімкий процес поширення ареалу лиманних комплексів фауни. Інтенсивне збільшення видових ареалів (особливо серед напівпрохідних представників лиманних комплексів) обумовлено як історичними причинами, так і антропогенною перебудовою водних екосистем.

Створення водосховищ ліквідувало деякі імпедитні чинники (швидкі течії, пороги), що сприяло інтенсифікації процесу розселення лиманної фауни в каскаді водосховищ. Новостворені водосховища за багатьма умовами почали гідрологічно відповідати лиманним і передгірловим водним системам, що значно збільшило можливості аутокліматизації багатьох видів риб і безхребетних.

Ключовими моментами в розповсюдженні понто-каспійських видів (як безхребетних, так і хребетних тварин) у басейні Дніпра стали: а) «лімнізація» ріки завдяки перетворенню її в каскад водосховищ і б) глобальні програми акліматизації багатьох видів кормової для риб понто-каспійської фауни в нових для них водосховищних умовах [32; 84; 381].

Необхідно зазначити, що проникнення чужорідних видів безхребетних і риб у водойми України являє значну проблему. В останні десятиліття нативні види декапод стали однією з найвразливіших груп водних безхребетних у морських, солонуватоводних і прісних водах України [391], які можуть не витримати потужної інвазії чужорідних видів (як це сталося, наприкладі риб, із *C. carassius* після натуралізації інтродукованого *C. auratus gibelio*).

Значною проблемою моніторингу таких видів є те, що ця група екзотичних безхребетних практично не вловлюється стандартними методами екологічного моніторингу. Наприклад, якщо не враховувати навмисно інтродуковані види безхребетних (*Pandalus kessleri* (Czerniavsky, 1878), *Marsupenaeus japonicus* (Bate, 1888) та *Macrobrachium spp.*), то тільки голландський краб *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) серед екзотичних видів декапод інколи потрапляє у знаряддя лову, які офіційно використовують для моніторингу макрозообентосу [391].

Всі публікації по китайському мохнаторукому крабу *Eriocheir sinensis* (Milne-Edwards, 1853) та *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), де вказано джерело отримання матеріалу, базуються на особинах, які передавалися від рибалок або дайверів-аматорів (інколи – від вчених, які реєстрували ці особини як випадкові знахідки, а не під час офіційних моніторингових досліджень їх організацій). Часто екзотичних декапод ловлять під час іхтіологічних досліджень та контрольних ловів.

Ця проблема також притаманна і для чужорідних риб, більшість з яких реєструється не під час контрольної-біологічних обловів, а отримується від рибалок-любителів, спортсменів та натуралістів [42; 159; 173].

Водоймою-донором для новоствореного каскаду дніпровських водосховищ стало Чорне море, звідки у прісноводні ріки потрапили певні види-розселенці (як безхребетні, так і хребетні тварини). Причому Київське водосховище, у свою чергу, стало водоймою-донором понто-каспійської фауни для р. Прип'ять і Верхнього Дніпра [381].

Таку саму роль водоймища-донора чужорідних видів виконало Дніпродзержинське (Кам'янське) водосховище для басейну р. Сіверський Донець. Міжбасейнове «постачання» багатьох видів риб відбулося завдяки гідротехнічному каналу «Дніпро – Донбас», який став шляхом потрапляння у басейн тюльки *S. cultriventris*, голки-риби чорноморської пухлощокої *S. abaster*, бичка-головача *Ponticola kessleri*, сонячного окуня *L. gibbosus* і, ймовірно, бичка кніповічії кавказького *K. caucasica* [58; 59; 179].

Аналіз видового складу макробезхребетних і риб свідчить, що кількість видів (і безхребетних, і риб) зменшується вгору проти течії (рис. 6.1).

Звичайно, понад 50 % видів макрозообентосу і риб-розселенців в дніпровському басейні мають понто-каспійське походження (рис. 6.2).

На відміну від безхребетних, у риб доволі значна частка видів азійського походження, а також – із регіону Північної Європи. Безперечно, в першу чергу це пов'язано з їх інтро-

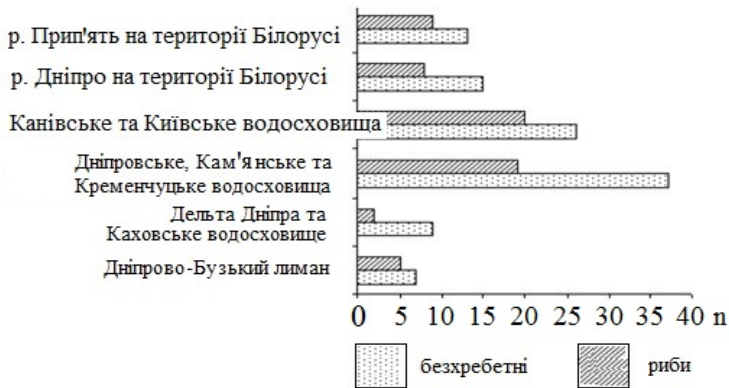


Рис. 6.1. Кількість видів макробезхребетних і риб-розселенців на різних ділянках басейну р. Дніпро

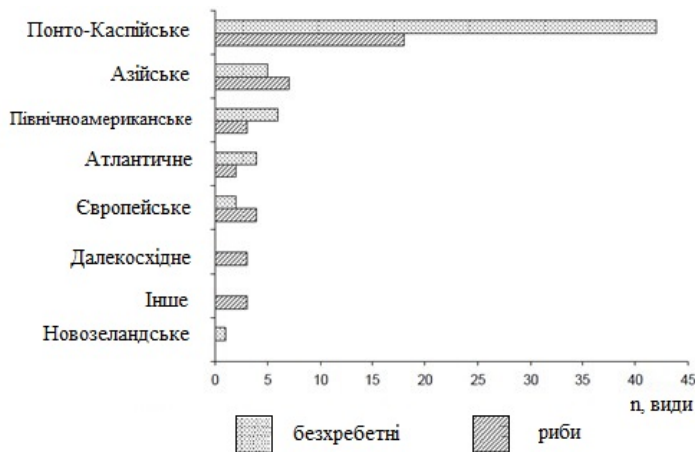


Рис. 6.2. Кількість видів макробезхребетних і риб різного походження в басейні р. Дніпро

дукцією у дніпровські водосховища та додаткові водойми. Основним шляхом розповсюдження для водних безхребетних для естуарної ділянки є судноплавство (рис. 6.3).

Наприклад, у Білорусі максимальну кількість чужорідних макробезхребетних зазначено для річкових портів р. Прип'ять [122; 380; 383]. За даними Г. Б. Александрова і співавторів [268],

судноплавство відіграє основну роль у розповсюдженні більшості чужорідних видів тварин в Україні. Але, поряд з цим, судноплавство відіграє незначну роль як чинник розповсюдження риб, для яких притаманна типова міграція вгору проти течії.

У басейні Дніпра основним вектором для макрозообентосу є процес саморозселення вгору проти течії (див. рис. 6.3). Але необхідно розуміти, що значна кількість (якщо не більшість)

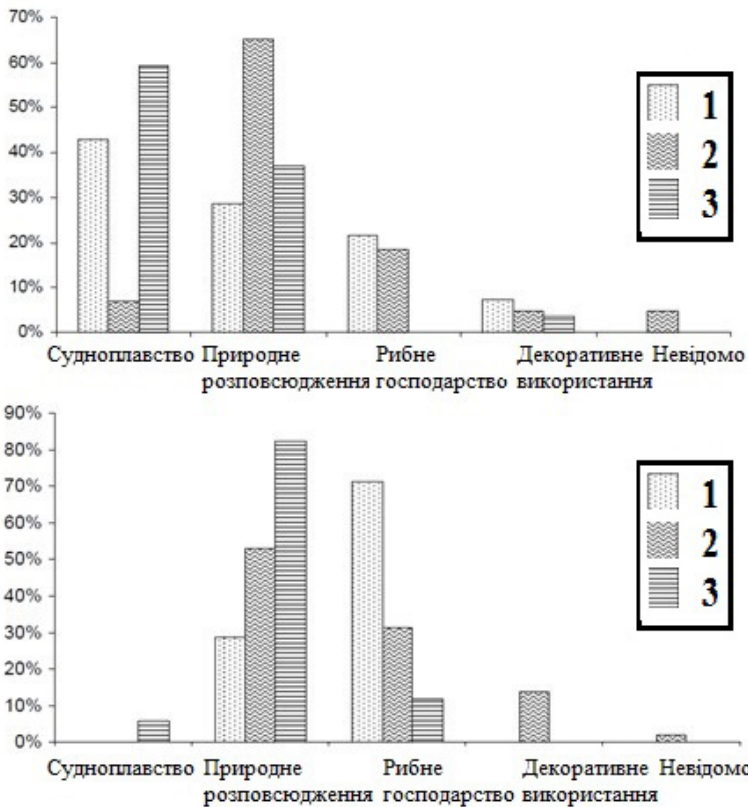


Рис. 6.3. Основні шляхи розповсюдження макробезхребетних (зверху) і риб (знизу) на різних ділянках р. Дніпро:

1 – Дніпрово-Бузький лиман, дельта Дніпра і Каховське водосховище; 2 – Дніпровське, Кам'янське, Кременчуцьке, Канівське і Київське водосховища; 3 – р. Дніпро і р. Прип'ять (Білорусь)

таких випадків у центральних водосховищах каскаду (Дніпровському, Кам'янському, Кременчуцькому) могли бути прихованими, випадковими інтродукціями.

Наприклад, при інтродукції цінних кормових безхребетних у великій кількості до водойм заносили також інші види макрозообентосу [84; 87; 129 та інші].

Подібна ситуація спостерігається і для риб, але в такому разі важливе значення має також спрямована інтродукція певних видів (рис. 6.4).

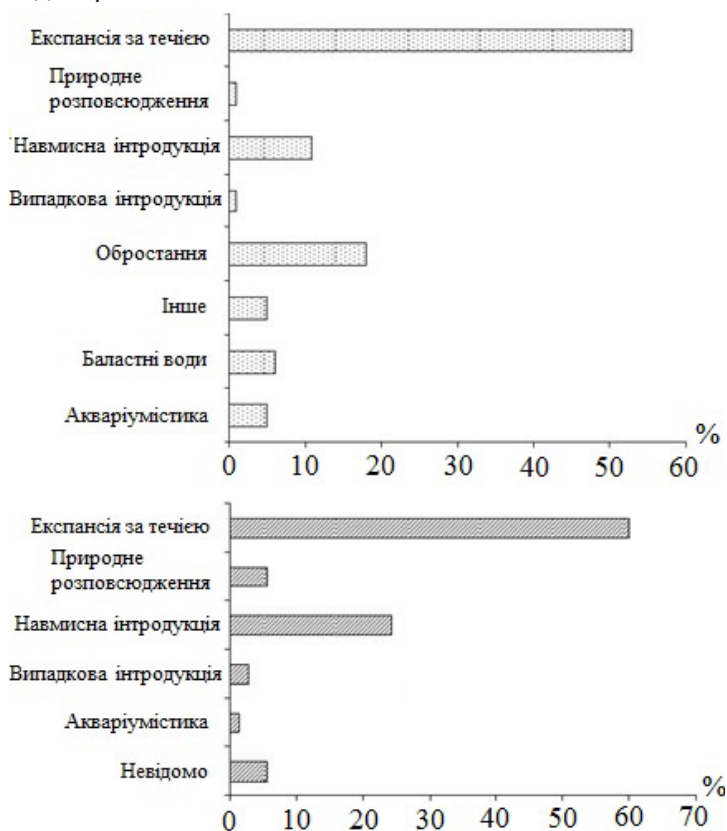


Рис. 6.4. Основні вектори інвазій макробезхребетних (зверху) і риб (знизу) у басейні р. Дніпро

У цілому для дніпровського басейну спостерігається кумулятивне збільшення кількості видів безхребетних і риб – представників чужорідної фауни (рис. 6.5).

Це підтверджується аналогічними дослідженнями у прісноводних водоймах Білорусі [334] і морських водах України [268; 269].

Для різних ділянок басейну р. Дніпро основні вектори, які сприяють розселенню чужорідних видів, істотно різняться. Якщо у водосховищах Середнього Дніпра основним шляхом для водних безхребетних стала масова інтродукція видів для підвищення кормової бази риб, то для верхньої ділянки Дніпра і його притоків (р. Прип'ять) головним вектором розповсюдження є судноплавство і природне розселення (аутакліматизація).

Для пониззя Дніпра, де понто-каспійська фауна є аборигенною, вселення чужорідних видів переважно пов'язано із судноплавством і, особливо, зі скиданням баластних вод. За даними Grigorovich et al. [314], основними шляхами, які сприяють розповсюдженню чужорідних видів у Понто-Каспійському басейні, є інтродукція та судноплавство (відповідно 29 % та 22 %).

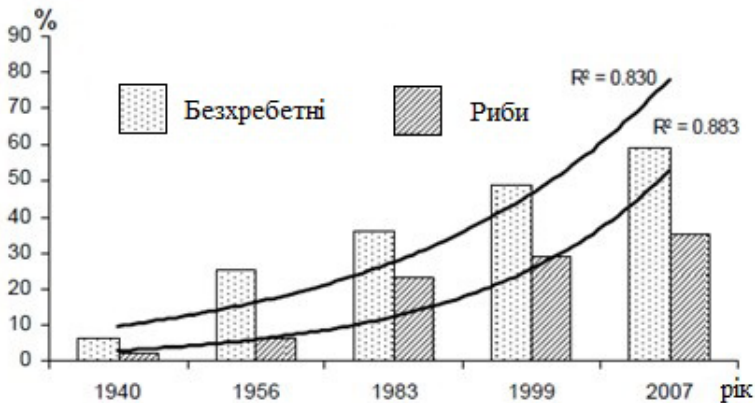


Рис. 6.5. Динаміка кумулятивної кількості чужорідних видів макробезхребетних і риб у басейні р. Дніпро

Причому, за твердженням цих авторів, частка гідротехнічного будівництва серед усіх чинників сягає тільки 14 %.

На нашу думку, для басейну Дніпра будівництво каскаду водосховищ і системи каналів відіграло одну з визначних ролей як для успішного поширення чужорідної фауни в басейні, так і для її проникнення в інші басейни [381].

Деякі дослідники [270] вважають, що суттєвим чинником, який сприяє швидкій колонізації чужорідними видами понто-каспійського комплексу нових місцезнаходжень, є порушеність та забруднення екосистем, що постійно зростають. Наприклад, існує зворотний зв'язок індексу біоконтамінації з екологічною якістю води, які оцінюються за біотичним індексом BMWP [270]. Це дещо відповідає гіпотезі «вакантних ніш» [386], які звільняються нативними видами внаслідок погіршення екологічних умов.

Головною причиною успішної натуралізації видів-вселенців є порушення стійкості екосистем, яке пов'язане з надходженням надлишкової їжі (органічної речовини), що ми відзначаємо під час надлишкового надходження біогенів (євтрофікації), підвищення температури води, (кліматичні зміни) і зменшення гідродинаміки (зарегулювання стоку).

Ще в 1998 р. на прикладі морських систем Б. Г. Александров і Ю. П. Зайцев [269] показали, що особливу перевагу при акліматизації вселенців, а також в їх конкурентній боротьбі з аборигенними видами мають ті, хто має більшу питому продукцію.

Такі самі висновки отримано для континентальних водойм на прикладі озерної форми корюшки та туюльки чорноморсько-азовської і аспектів освоєння ними волзьких водосховищ. Туюлька виявилася більш ефективним вселенцем зі значно більшою швидкістю натуралізації, ніж у корюшки [230].

6.1.1. Розповсюдження чебачка амурського *Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846 у водоймах України

Нашими дослідженнями [42; 177; 184] виявлено, що з моменту появи і адаптації у дніпровських водосховищах деякі чужорідні риби стрімко наростили свою чисельність і біомасу.

На багатьох біотопах водосховищ такі види як *P. parva*, *L. gibbosus*, представники *Gobiidae* стали домінувати в уловах і за чисельністю, і за біомасою (див. Розділ 7).

Чебачок амурський *P. parva* в іхтіофауні України з'явився на початку 1950-х рр. внаслідок випадкового завезення разом з рослиноїдними рибами.

Вперше на території України *P. parva* знайдений в 1962 р. у Кучурганському лимані (ставок-охолоджувач Молдавської ГРЕС), який розташований на кордоні між Молдовою і Україною [255], хоча деякі автори [99; 106] зазначають інший час знаходження виду у прісних водах України (1972 р.).

У 1970-ті роки чебачок амурський розповсюджується в низці додаткових водойм басейну Дніпра і пониззях Дунаю і реєструється дослідниками як новий представник іхтіофауни України [146].

Досить непевною є інформація про строки появи *P. parva* у каскаді дніпровських водосховищ. П. Г. Сухойван і Л. І. Вятчаніна [19] зазначили, що наприкінці 1980-х років *P. parva* вже був наявним для всього каскаду дніпровських водосховищ. Але в Дніпровському (Запорізькому) водосховищі він зареєстрований тільки в 1992 р. [174], хоча у притоці Дніпра І порядку – річці Самара – перший вилов чебачка відбувся влітку 1990 р. (повідомлення В. М. Кочета (табл. 6.1)).

У Кременчуцькому водосховищі перші його улови мальковими знаряддями лову датуються 1996 р. [116], а в Дніпродзержинському (Кам'янському), яке у каскаді знаходиться нижче, – у 2001 р.

Цей факт може бути пояснений спорадичністю і певною вибірковістю наукових малькових обловів (неповний набір обов'язкових станцій на обох берегах водоймища тощо) на всій акваторії Дніпродзержинського (Кам'янського) водосховища, що не дало змогу зареєструвати появу нового виду ще у 1990-х роках [172].

З початку 1990-х років *P. parva* швидко освоює різноманітні штучні і природні водойми Придніпров'я.

Таблиця 6.1

Місце і час перших реєстрацій *P. parva* у водоймах України

Інвентарний номер у фондосховищі ННПМ НАН України (Київ)	Місце і час знаходження	Координати	Автор, колектор
–	Одеська область, Кучурганський лиман (Дністер), біля с. Градениці (?) 10.10.1962 р.	46°36'27.33" N, 29°58'26.42" E	[255]
№ 586	Одеська область, Біляєвський район, біля с. Яськи, ставки Одеського рибкомбінату на р. Турунчук (басейн р. Дністер), 22.05.1972 р.	46°30'04.15" N, 30°03'14.00" E	[106]
№ 333	Одеська область, Кілійський район, біля м. Вилкове, р. Дунай, 16.09–10.10. 1972 р.	45°23'34.89" N, 29°36'36.91" E	А. І. Смірнов – цит. за [147]
№ 2754	Київська область, Києво-Святошинський район, струмок поблизу рибгосподарства «Нивки» на р. Ірпінь (басейн р. Дніпро), 4.05.1982 р.	50°27'38.23" N, 30°16'53.03" E	С. В. Соломко, Ю. Є. Рабцевич – цит за [147]
№ 2944	Чернівецька область, Глибокський район, біля с. Горбова, р. Прут, 18–20.09.1986 р.	48°13'09.71" N, 26°11'48.38" E	Ю. В. Мовчан, Ю. Є. Рабцевич – цит. за [147]
№ 6158	Закарпатська область, Береговський район, біля с. Нове Село, стариця р. Латориця (басейн р. Тиса), 18.04.1999р.	48°14'56.18" N, 22°47'07.47" E	І. І. Козуб – цит. за [147]
–	Верхня течія р. Рось (від витоку до м. Біла Церква), 10.05.2001 р.	49°48'41.98" N, 30°12'08.32" E	[124]
№ 6470	Вінницька область, біля сел. Тиврів, середня течія р. Південний Буг, липень 2001 р.	49°01'28.96" N, 28°30'46.85" E	Ю. В. Мовчан, А. В. Паньков, Ю. Є. Рабцевич – цит. за [147]

Закінчення табл. 6.1

Інвентарний номер у фондосховищі ННПМ НАН України (Київ)	Місце і час знаходження	Координати	Автор, колектор
Фондосховище ГП «Азовський центр ПівденНІРО»	Запорізька область, Приморський район, с. Борисівка, р. Обитічна, 24.07. 2002 г.	46°46'37.08" N, 36°24'44.85" E	[152]
Фондосховище НДІ біології ДНУ ім. Олеса Гончара	Дніпропетровська область, Павлоградський район, с. В'язівка, р. Самара (басейн Дніпра), 20.07.1990 р.	48°38'13.08" N, 35°45'35.95" E	Усне повідомлення В. М. Кочета

На думку деяких дослідників [146; 389], успіх *P. parva* при освоєнні прісноводних екосистем обумовлений його високою екологічною та морфологічною пластичністю.

6.1.2. Філогеографія і фенотипічне різноманіття сонячного окуня *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Сучасні уявлення про процеси і механізми біоінвазій базуються перш за все на аналізі трансконтинентальних вселенців [261; 268; 316; 359; 401 та інші]. Серед прісноводних північноамериканських риб за масштабами експансії в Європі найбільш показовим є представник ендемічної групи центрархових – сонячний окунь (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758). Нативний ареал виду включав басейни Гудзонової затоки, Великих Озер, верхів'я Місісіпі і Місурі та водойми штатів Південна Кароліна та північно-західної частини Джорджії [388].

З 1940-х рр. спостерігається експансія сонячного окуня у водоймах Північної Америки, причому пік розселення припав на 1980–1990-ті рр. На сьогодні його ареал охоплює більшу частину Канади, середню течію Місісіпі, увесь басейн Місурі, майже усі східні та західні штати США [299; 300]. В Європу сонячний окунь був завезений з метою декоративного ставкового та акваріумного рибництва. Перші реєстрації *L. gibbosus* у водоймах Європи зроблено ще наприкінці XIX століття (водойми

Франції, 1877 р.) [273; 276]. Спалах його чисельності і сучасної експансії практично по усіх європейських річкових басейнах спостерігався наприкінці ХХ – на початку ХХІ століть [288; 401].

У Північному Причорномор'ї перші знахідки сонячного окуня зустрічалися у пониззі Дунаю в 1946 р. [91], а за період 1980–2000 рр. відбулося розширення його ареалу практично по усіх прісноводних басейнах Причорномор'я, за виключенням басейну р. Сіверський Донець [70; 71; 145; 195; 293]. Під час вивчення морфологічних особливостей *L. gibbosus* у водоймах Північноамериканського континенту встановлено, що цей вид утворює симпатричні морфоекологічні форми – «пелагічну» і «літоральну», які обумовлені диференціацією передусім пластичних ознак тіла (які відображують пристосування до різних плавальних здібностей [328] і трофічних прихильностей [329]). Взаємозв'язків філогеографічних маркерів (переважно нейтральних за характером локусів, як правило, мітохондріального геному, які віддзеркалюють історію походження популяцій сонячного окуня) з морфоекологічною диверсифікацією, що спостерігалася, виявлено не було. Але хоча і не в усіх досліджених водоймах простежувався позитивний зв'язок морфоекологічних форм з генетичною мінливістю за частотами мікросателітних локусів [402].

Ми визначали походження популяцій *L. gibbosus* у Північному Причорномор'ї, його генетичне і морфологічне різноманіття на основі аналізу мінливості локуса *cyt b* мтДНК і наявність морфоекологічної диференціації сонячного окуня у новоутворених популяціях.

У результаті аналізу мінливості нуклеотидної послідовності всі популяції сонячного окуня Північного Причорномор'я (басейни рік Дніпро, Дністер та Дунай) представлені одним гаплотипом (реєстраційний номер у GenBank, NCBI – KJ513207) [227] (рис. 6.8). Доведено, що внутрішньовидова мінливість відсутня [227].

Філогеографічний аналіз дав змогу встановити, що найбільш родинний гаплотип є в популяції *L. gibbosus* Новогерманського озера басейну р. Потомак (штат Меріленд, США), що дозволяє розглядати її як материнську для популяцій, які досліджувалися в Україні.

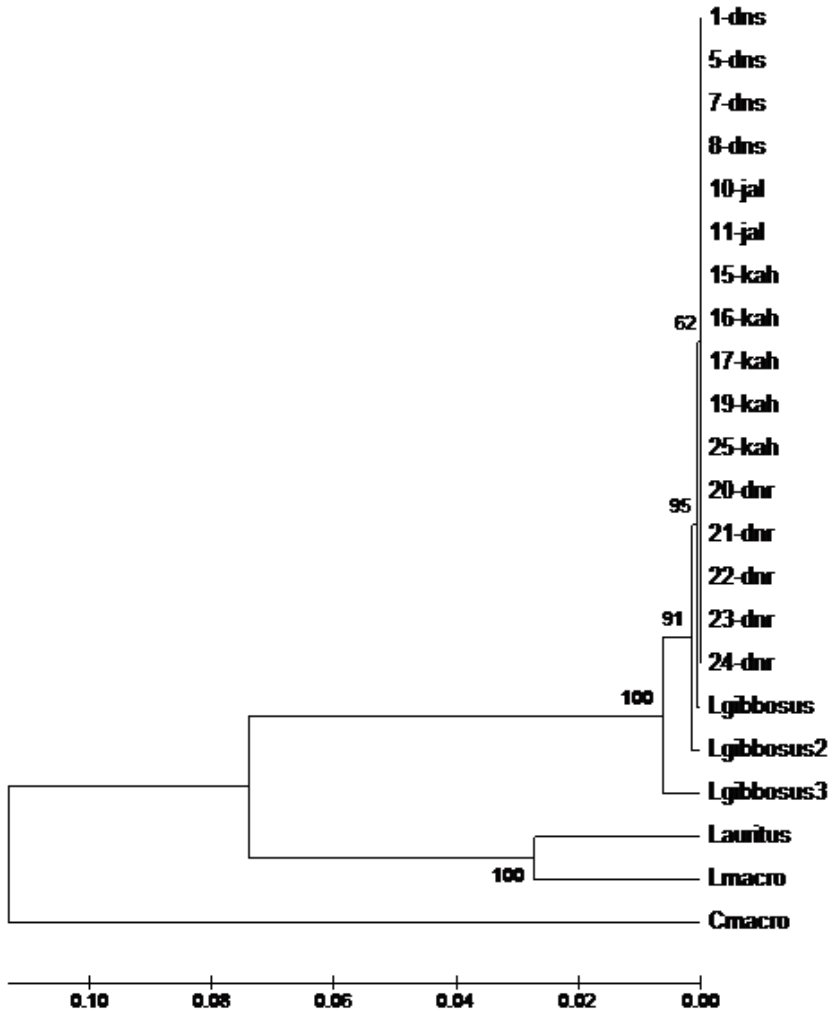


Рис. 6.8. Дендрограма, яка відображає філогенетичні взаємини між виявленими варіантами нуклеотидної послідовності (гаплотипами) цитохрому *b* *L. gibbosus* у популяціях Чорноморського басейну (1–24).

Примітка. У вузлах розгалуджень вказано їх бутстреп-підтримки. Знизу – дистанція за [379]. При побудові схеми використано дані GenBank [416] по *L. gibbosus* з басейнів р. Потомак (Lgibbosus), р. Св. Лаврентія (Lgibbosus2) і верхів'я р. Місичіні (Lgibbosus3), а також гаплотипи *Lepomis auritus* (Lauritus), *L. macrochirus* (Lmacro) та *Centrarchus macropterus* (Cmacro).

По відношенню до природного ареалу сонячного окуня популяція басейну р. Потомак також є новоствореною [300], тобто проникнення і розселення сонячного окуня у водоймах басейнів Дніпра, Дністра і Дунаю відбувалося із вторинного джерела.

Характерною рисою причорноморських популяцій є повна відсутність генетичної мінливості по цьому локусу.

Всі проаналізовані особини з Дунайського, Дністровського лиманів і Дніпровського водосховища р. Дніпро були ідентичні і мали тільки гаплотип KJ513207.

Аналіз морфологічної мінливості показав, що у популяціях *L. gibbosus* у Дунаї (Дунайський лиман – оз. Ялпуг), Дністрі (Дністровський лиман) і Дніпрі (Дніпровське водосховище) за сукупністю 14 меристичних ознак (кількість колючих і гіллястих променів у спинному та анальному плавцях, кількість променів у грудних і черевних плавцях, кількість лусок у бічній лінії, кількість хребців по відділах осьового скелета) ніякої диференціації не знайдено (табл. 6.5).

Всі три популяції були подібні і значною мірою однородні. Морфологічна мінливість за сукупністю меристичних ознак (як екстер'єрних, так і остеологічних) була високооднорідною. Цей стан можна пояснити як генетичною однорідністю сонячного окуня у водоймах, що досліджували, так і відсутністю будь-якої суттєвої диференціації *L. gibbosus* за меристичними ознаками як у вихідній частині ареалу, так і в західноєвропейських популяціях [335].

За пластичними ознаками (як тіла, так і черепа) знайдено достовірну диференціацію виборки із популяції Дніпровського водосховища від популяцій Дунаю та Дністра (рис. 6.9).

Аналіз взаємозв'язків власних значень головних компонент з довжиною тіла (за пластичними ознаками) (рис. 6.10) і з базальною довжиною черепа (за сукупністю пластичних ознак черепа) (рис. 6.11) свідчить, що в усіх випадках спостерігається формування незалежного скаттера, який складається з особин *L. gibbosus* Дніпровського водосховища.

Таблиця 6.5

Мінливість морфологічних ознак *L. gibbosus* водойм Північного Причорномор'я

Показники		Дельта Дунаю, оз. Ялпуг-Кугурлуй, n=52	Дніпровське в-ще, n=11	Дністровський лиман, n=10
Пластичні ознаки				
<i>l</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	90,00–120,00 (101,94 \pm 0,82); 34,92	61,00–84,00 (69,27 \pm 1,83); 36,82	85,00–121,00 (102,50 \pm 3,53); 24,94
<i>c</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	30,00–41,00 (34,64 \pm 0,35); 6,50	21,00–29,00 (23,41 \pm 0,75); 6,24	28,00–41,00 (34,65 \pm 1,26); 15,89
<i>c/l</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,31–0,37 (0,34 \pm 0,002); 0,0002	0,31–0,36 (0,34 \pm 0,004); 0,0002	0,32–0,35 (0,34 \pm 0,003); 0,0001
<i>H</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	42,50–60,00 (49,51 \pm 0,46); 11,00	24,50–40,00 (30,59 \pm 1,29); 18,39	39,00–58,00 (49,65 \pm 1,93); 37,28
<i>H/l</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,43–0,55 (0,49 \pm 0,004); 0,001	0,38–0,49 (0,44 \pm 0,01); 0,001	0,46–0,51 (0,49 \pm 0,01); 0,0003
<i>h</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	14,00–23,00 (17,91 \pm 0,28); 3,96	0,14–0,18 (0,16 \pm 0,005); 0,0002	14,50–23,50 (18,45 \pm 0,84); 7,03
<i>h/l</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,15–0,21 (0,18 \pm 0,002); 0,0002	10,00–13,00 (11,18 \pm 0,33); 1,16	0,16–0,21 (0,18 \pm 0,01); 0,0003
Меристичні ознаки				
<i>D1</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	9,00–12,00 (10,19 \pm 0,10); 0,47	8,00–11,00 (9,91 \pm 0,21); 0,49	8,00–11,00 (9,90 \pm 0,23); 0,54
<i>D2</i>	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	8,00–12,00 (10,67 \pm 0,11); 0,62	10,00–12,00 (10,82 \pm 0,23); 0,56	11,00–12,00 (11,10 \pm 0,10); 0,10

Продовження табл. 6.1

Показ- ники		Дельта Дунаю, оз. Ялпуг-Кугурлуй, n=52	Дніпровське в-ще, n=11	Дністровський лиман, n=10
A1	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	2,00–3,00 (2,69 \pm 0,06); 0,22	2,00–3,00 (2,82 \pm 0,12); 0,16	2,00–4,00 (3,00 \pm 0,15); 0,22
A2	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	8,00–11,00 (9,44 \pm 0,09); 0,41	9,00–11,00 (9,45 \pm 0,21); 0,47	9,00–11,00 (9,40 \pm 0,22); 0,49
P	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	7,00–12,00 (9,54 \pm 0,13); 0,88	6,00–9,00 (7,91 \pm 0,28); 0,89	10,00–12,00 (10,70 \pm 0,21); 0,46
V	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	3,00–8,00 (5,26 \pm 0,14); 0,89	5,00–7,00 (5,27 \pm 0,19); 0,42	5,00–6,00 (5,10 \pm 0,10); 0,10
LL	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	35,00–44,00 (39,81 \pm 0,30); 4,71	36,00–42,00 (38,09 \pm 0,68); 5,09	38,00–43,00 (40,30 \pm 0,50); 2,46
Va	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	12,00–14,00 (12,48 \pm 0,09); 0,45	11,00–13,00 (12,09 \pm 0,16); 0,29	12,00–13,00 (12,10 \pm 0,10); 0,10
Vc	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	16,00–19,00 (18,08 \pm 0,11); 0,58	17,00–19,00 (18,36 \pm 0,20); 0,45	17,00–19,00 (18,30 \pm 0,21); 0,46
Vt	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	29,00–32,00 (30,56 \pm 0,10); 0,53	30,00–31,00 (30,45 \pm 0,16); 0,27	30,00–31,00 (30,40 \pm 0,16); 0,27
Остеологічні ознаки				
BL	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	21,00–28,00 (24,25 \pm 0,25); 2,649	14,00–21,00 (16,22 \pm 0,79); 5,632	22,00–29,50 (25,35 \pm 0,86); 7,392
B¹/BL	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,41–0,48 (0,45 \pm 0,003); 0,001	0,38–0,52 (0,46 \pm 0,02); 0,003	0,41–0,50 (0,44 \pm 0,01); 0,001
B⁴/BL	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,54–0,67 (0,61 \pm 0,01); 0,001	0,56–0,79 (0,64 \pm 0,02); 0,005	0,47–0,66 (0,58 \pm 0,02); 0,003
B³/BL	<i>lim</i> ($M \pm m$); σ^2	0,56–0,69 (0,615 \pm 0,004); 0,001	0,58–0,75 (0,64 \pm 0,02); 0,003	0,57–0,66 (0,61 \pm 0,01); 0,001

Закінчення табл. 6.5

Показ-ники		Дельта Дунаю, оз. Ялпуг-Кугурлуй, n=52	Дніпровське в-ще, n=11	Дністровський лиман, n=10
<i>B</i>²/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,56–0,67 (0,60±0,01); 0,001	0,56–0,75 (0,63 ±0,02); 0,004	0,52–0,66 (0,59±0,01); 0,002
<i>HS</i>¹/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,57–0,70 (0,62±0,01); 0,001	0,47–0,71 (0,59 ±0,02); 0,006	0,55–0,63 (0,59±0,01); 0,001
<i>HS</i>²/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,69–0,86 (0,75±0,01); 0,001	0,67–0,86 (0,72 ±0,02); 0,003	0,66–0,84 (0,73±0,01); 0,002
<i>Hm</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,54–0,69 (0,60±0,01); 0,001	0,44–0,68 (0,54 ±0,02); 0,005	0,55–0,66 (0,58±0,01); 0,001
<i>Pop</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,76–0,93 (0,83±0,01); 0,002	0,72–0,96 (0,80 ±0,02); 0,006	0,75–0,91 (0,81±0,01); 0,002
<i>Op</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,55–0,80 (0,64±0,01); 0,002	0,39–0,64 (0,52 ±0,03); 0,007	0,55–0,86 (0,68±0,03); 0,009
<i>Dc</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,31–0,43 (0,38±0,004); 0,001	0,28–0,46 (0,38 ±0,02); 0,002	0,34–0,41 (0,37±0,01); 0,0004
<i>O</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	0,42–0,62 (0,53±0,01); 0,001	0,39–0,64 (0,51 ±0,02); 0,005	0,48–0,57 (0,52±0,01); 0,001
<i>Cl</i>/<i>BL</i>	<i>lim</i> (<i>M</i> ± <i>m</i>); σ^2	1,06–11,27 (1,44±0,24); 2,421	1,00–1,36 (1,12 ±0,04); 0,014	0,91–1,27 (1,10±0,03); 0,009

Примітка. *M* – середнє значення; *m* – похибка середньої; *lim* – межі коливань; σ^2 – дисперсія. *Va*, *Vc*, *Vt* – кількість хребців у тулубовому, хвостовому відділах і загальна кількість хребців відповідно; *BL* – базальна довжина черепа; *B1*, *B2*, *B3* – відстані між зовнішніми краями відповідно *frontale*, *pteroiticum*, *sphenoticum*; *B4* – ширина черепа на рівні поєднання *frontale* і *pteroiticum*; *HS1* и *HS2* – висоти черепа на рівні відповідно вигину *parasphenoideum* і задньої межі *parasphenoideum*; *Hm* – висота *hyomandibulare*; *Pop* – довжина *praeoperculum* по діагоналі; *Op* – довжина *operculum* по діагоналі; *Dc* – довжина *dentale*; *Cl* – довжина *cleithrum* по діагоналі.

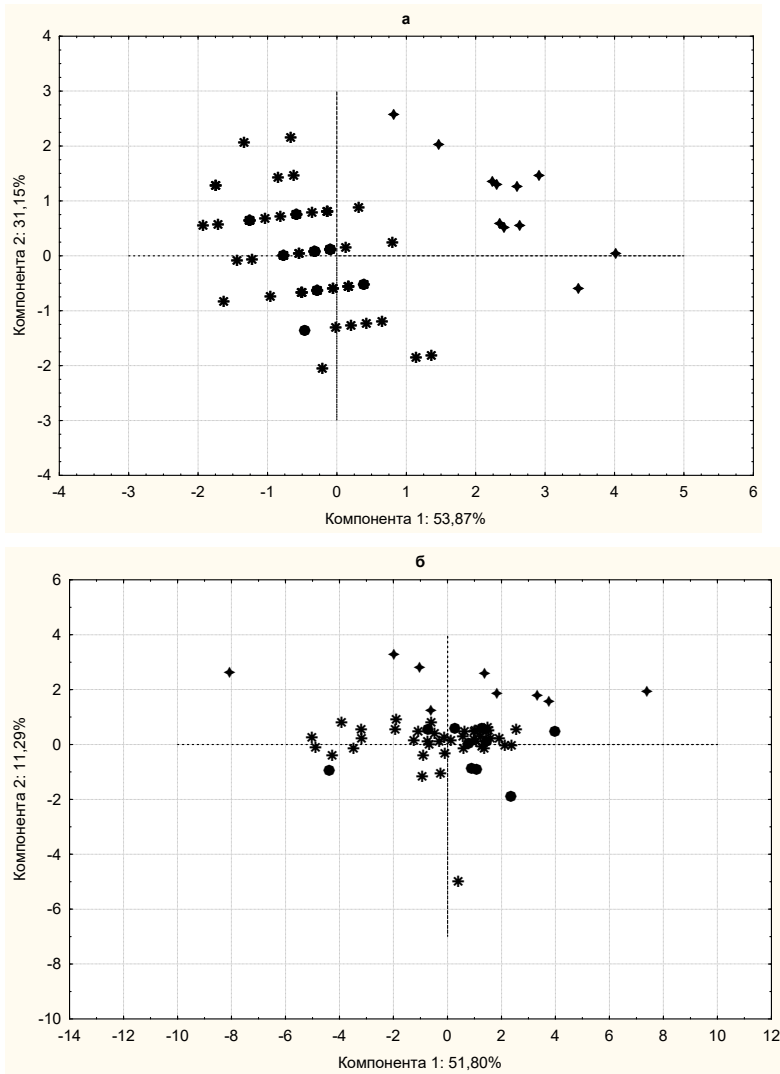


Рис. 6.9. Розподіл особин *L. gibbosus* у просторі головних компонент за сукупністю 4 пластичних ознак тіла (а) і 9 пластичних ознак черепа (б):

- ◆ – Дніпровське водосховище, * – Дунайський лиман (оз. Ялпуг);
- – Дністровський лиман

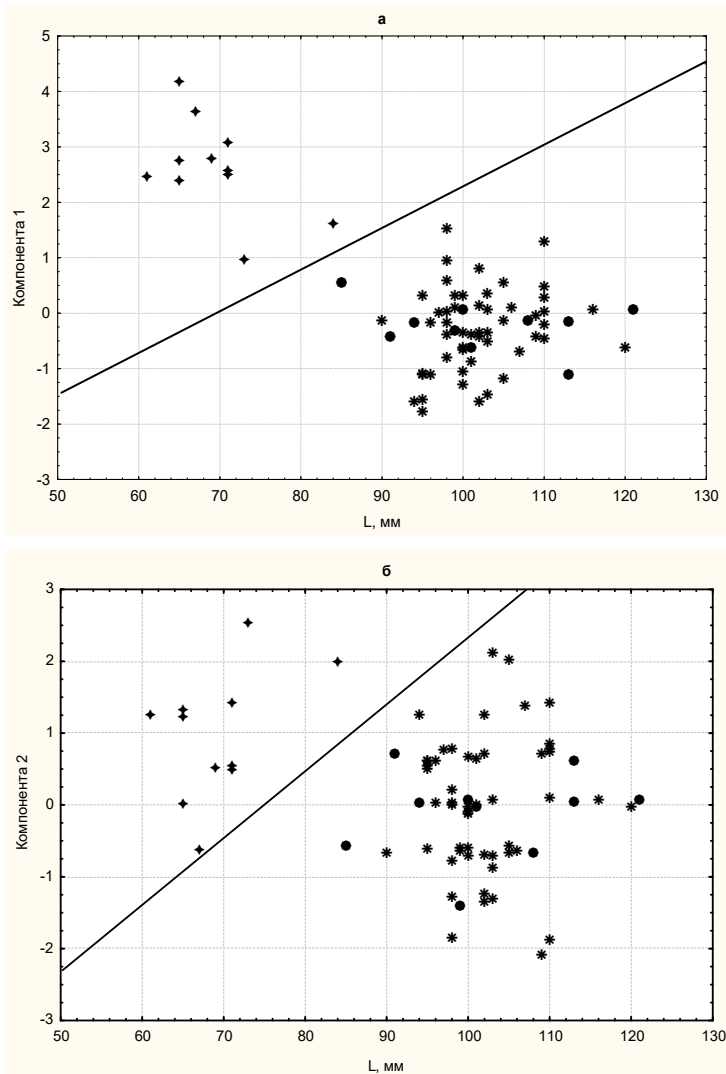


Рис. 6.10. Двовимірний розподіл особин *L. gibbosus* популяції Причорномор'я.

За віссю абсцис – довжина тіла (L), мм; за віссю ординат – значення ГК пластичних ознак тіла, (-----) – межа онтогенетичного каналу. Позначки місць локалізації особин у водоймі див. на рис. 6.9

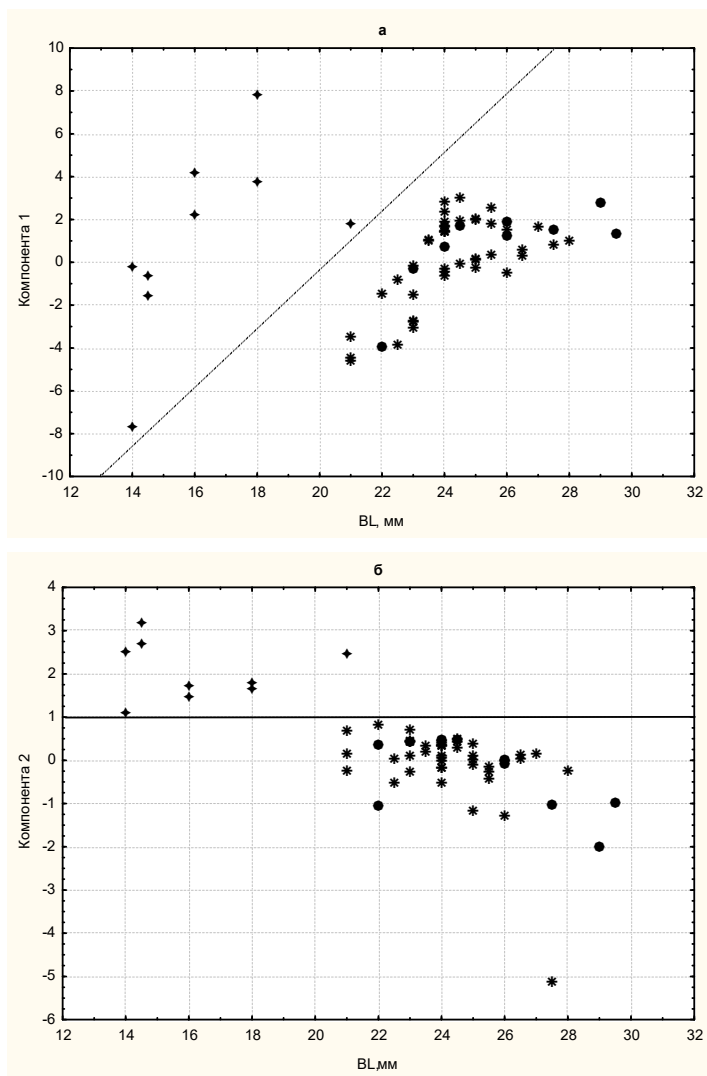


Рис. 6.11. Двовимірний розподіл особин *L. gibbosus* популяцій Причорномор'я.

За віссю абсцис – базальна довжина черепа (BL), мм; за віссю ординат – значення ГК краніологічних пластичних ознак, (-----) – межа онтогенетичного каналу. Позначки місць локалізації особин у водоймі див. на рис. 6.9

Таким чином, у Дніпровському водосховищі, з одного боку, і в лиманах Дунаю і Дністра, – з іншого, реалізуються два різних алгоритми розвитку як за довжиною і пропорціям тіла, так і черепа. Ці алгоритми розвитку відповідають раніше виявленим у водоймах Північної Америки морфоекологічним формам сонячного окуня, означеним як «пелагічна» і «літоральна» [328; 329]. У загальному вигляді відмінності між формами спостерігаються у тому, що літоральна форма має більші розміри голови і висоти тіла порівняно з пелагічною [377], тому, відповідно до даних таблиці, в Дніпровському водосховищі реалізовано «пелагічну» форму, а в лиманах – «літоральну».

Представлені філогеографічні дані з високим ступенем надійності свідчать, що сонячний окунь прісноводних водойм Північного Причорномор'я походить з району вторинного центру розселення – водойм басейну верхів'я р. Потомак (США).

Основною генетичною особливістю *L. gibbosus* у причорноморських популяціях є надзвичайно низький рівень гаплотипічного різноманіття. Всі популяції представлені одним гаплотипом, який фактично є новим по відношенню до північноамериканських популяцій, але, безперечно, є родинним для них.

На нашу думку, успіх розселення цього північноамериканського виду у Північному Причорномор'ї не залежить від походження і рівня генетичного різноманіття і, імовірно, забезпечений реалізацією власної дискретної морфоекологічної мінливості. При цьому час, який витрачається на досягнення успіху, набагато менший, ніж потребується при зміні генетичної структури популяцій.

6.2. Механізми інвазій і стратегії успішної адаптації видів

Висока еврибіонтність, значна конкурентоздатність, екологічна пластичність вселенця – складові для успішного освоєння нових біотопів видом, його розселення та натуралізації. Одними з найважливіших чинників успіху інвазії чужорідного виду вважають генетичні якості популяції [23; 231 та інші].

Загальновідомим є факт, що успішність адаптації інвазійних тварин у нових умовах прямо обумовлена їх репродуктивними можливостями. Для виживання у водоймі-реципієнті та подальшої ефективної натуралізації риби-вселенці та інвайдери різко збільшують кількість ікри, що відкладається, змінюється число порцій ікри, розширюється спектр живлення, що дає змогу виду освоювати нові стації та підлаштовуватися до нових екологічних умов мешкання.

Інвазійна стратегія видів-інвайдерів та розселенців зазвичай відбувається у декілька етапів (фаз) [23; 231; 347]:

- 1) подолання географічного бар'єра;
- 2) освоєння абіотичних та біотичних особливостей нового біотопу;
- 3) натуралізація виду;
- 4) подолання бар'єрів на шляху розселення;
- 5) освоєння трансформованих екосистем по всій області інвазії;
- 6) освоєння природних екосистем по всій області інвазії.

Тривалість кожного етапу (фази) для певного вида-інвайдера залежить від багатьох причин, у тому числі від кліматичних та гідрологічних умов нової водойми, трансформованості гідроекосистеми, її біорізноманіття, наявності чи відсутності хижаків та видів-конкурентів, наявності умов для ефективного нересту, забезпеченості кормовими ресурсами тощо.

Карась сріблястий *C. auratus gibelio*. У дніпровських водосховищах найбільш успішна стратегія освоєння нових біотопів спостерігається у *C. auratus gibelio* – еврибіонтного, лімнофільного виду з високим рівнем пристосування до різних типів місцеперебувань. Після інтродукційних робіт, проведених на дніпровських водосховищах в 1970-х роках, цей вид різко збільшив чисельність і вже у 1980-ті роки став одним з найбільш значимих видів у промислі. Зустрічається на всіх ділянках водосховищ, їх притоках, має високу чисельність. Нерест виду порційний, середня абсолютна плодючість карася у Дніпровському водосховищі досягає 75–120 тис. ікринок [42].

Сама ікра відкладається у 2–3 прийоми протягом травня – липня. Відповідно, під час контрольної-біологічних уловів спостерігається наявність двох, а іноді й трьох груп молоді з різними розмірно-ваговими показниками. Це дає змогу *C. auratus gibelio* успішно витримувати пресинг хижаків та інших риб-конкурентів, більш успішно освоювати кормові ресурси водойм і нові місця мешкання. Порівняно з вихідними водоймами змінилася статеві структура популяції: частка самців зросла до 40 %. Для Дніпровського водосховища характерною є значна відмінність у статевій структурі популяції *C. auratus gibelio*. У вихідних водоймах популяція карася має значне домінування самок – до 90 % всіх особин [1]. Проведені дослідження визначають інше співвідношення самок і самців: у молодших вікових класах самців більше (52–56 %), у старших вікових класах – більше самок (понад 60 %).

Таким чином, можна зауважити факт адаптивних змін у популяції карася сріблястого у процесі пристосування виду до умов функціонування у водосховищній екосистемі.

Стан поповнення стада стабільний, молодь зустрічається в усіх типах прибережних зон. Її чисельність коливається від 12,8 до 70,5 екз./100 м² (2006–2010 р.). У 2011 р. показник чисельності прибережних угруповань у затоках правобережжя Дніпровського водосховища (нижня ділянка) становив 216,40 екз./100 м², причому чисельність карася сріблястого досягла 17,3 % від загальної чисельності риб літоралі. Показники біомаси *C. auratus gibelio* у прибережжі варіюють від 340,6 до 647,8 г/100 м² і є найбільшими серед молоді риб літоралі.

Цьоголітки *C. auratus gibelio* мають біомасу 209,68 г/100 м², а у віці 1+ показник сягає 63,92 г/100 м² (табл. 6.6).

Стабільний стан популяції і стійкий рівень поповнення щорічно дають змогу отримувати значну промислову віддачу (карась входить до числа п'яти найбільш вагомих у промислі видів).

За останні роки карась сріблястий почав зустрічатися не тільки на мілководних, зарослих рослинністю біотопах, але й

Таблиця 6.6
Видовий склад, вік, чисельність, біомаса та розподіл прибережних угруповань риб нижньої ділянки Дніпровського водосховища (2011 р.)

Види риб	вік	Федорівсько-Запорізький правобережний			загоки правобережя			Орлівсько-Запорізький лівобережний			загоки лівобережя			Всього по нижній ділянці		
		х	%	у	х	%	у	х	%	у	х	%	у	х	%	у
Гірчак	б/в	37,34	9,96	23,14	97,17	28,67	118,57	37,20	17,19	33,12	773,34	69,02	670,10	236,26	31,21	211,23
Плоскярка	0+	7,67	2,05	5,64	5,67	1,67	4,52	0,60	0,28	0,78	1,00	0,09	0,60	3,74	1,02	2,89
Карась сріблястий	0+	66,00	17,61	212,40	33,34	9,84	130,47	42,40	19,59	100,14	123,34	11,01	395,72	66,27	14,51	209,68
	1+	1,00	0,27	7,80	14,34	4,23	137,90	1,60	0,74	11,72	15,00	1,34	98,24	7,99	1,64	63,92
	2+	1,00	0,27	159,20	-	-	-	1,80	0,83	155,86	3,17	0,28	205,27	1,49	0,35	130,08
Короп	0+	1,34	0,36	13,54	-	-	-	1,00	0,46	7,14	2,00	0,18	14,77	1,09	0,25	8,86
	1+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	0,06	170,00	0,17	0,01	42,50
Краснопірка	0+	14,00	3,74	11,34	34,00	10,03	21,10	8,40	3,88	5,70	49,67	4,43	32,64	26,52	5,52	17,70
	1+	2,34	0,62	22,60	1,00	0,30	5,00	1,20	0,55	7,46	19,17	1,71	110,69	5,93	0,80	36,44
	2+	-	-	-	4,00	1,18	77,00	4,40	2,03	102,18	2,67	0,24	38,07	2,77	0,86	54,31
Ляцц	0+	42,34	11,30	59,70	28,67	8,46	47,65	6,80	3,14	11,32	6,50	0,58	11,29	21,08	5,87	32,49
	1+	-	-	-	1,00	0,30	15,20	0,40	0,18	10,84	-	-	-	0,35	0,12	6,51
Пітка	0+	47,67	12,72	74,07	50,67	14,95	98,12	14,80	6,84	25,18	11,00	0,98	18,57	31,04	8,87	53,99
	1+	4,01	1,07	55,40	1,00	0,30	15,50	4,80	2,22	67,32	3,34	0,30	53,20	3,29	0,97	47,86
	2+	0,34	0,09	17,04	-	-	-	0,40	0,18	19,86	0,34	0,03	14,00	0,27	0,08	12,73
Верховодка	б/в	2,67	0,71	17,80	12,00	3,54	32,74	3,00	1,39	24,28	5,00	0,45	48,64	5,67	1,52	30,87
Чебачок амурський	б/в	55,00	14,68	62,44	20,84	6,15	33,57	27,60	12,75	35,56	43,17	3,85	49,62	36,65	9,36	45,30
Щипавка	б/в	25,67	6,85	60,40	5,00	1,48	12,24	7,40	3,42	18,46	22,00	1,96	58,07	15,02	3,43	37,29
Атерина	б/в	0,34	0,09	0,14	1,00	0,30	0,60	9,20	4,25	6,14	-	-	-	2,64	1,16	1,72
Морська голка пухлошока	б/в	11,34	3,03	8,77	7,17	2,12	3,59	0,40	0,18	0,46	3,67	0,33	4,54	5,65	1,41	4,34

Закінчення табл. 6.6

Окунь	0+	0,67	0,18	3,14	2,00	0,59	7,04	0,20	0,09	1,36	-	-	-	0,72	0,22	2,89
	1+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,09	43,00	0,25	0,02	10,75
	2+	-	-	-	-	-	-	0,20	0,09	13,40	-	-	-	0,05	0,02	3,35
Судак	0+	1,67	0,45	8,47	0,67	0,20	5,00	-	-	-	0,67	0,06	1,54	0,75	0,18	3,75
Бичок-мартовик	б/в	0,34	0,09	1,00	-	-	-	-	-	-	0,67	0,06	7,00	0,25	0,04	2,00
Бичок-песочник	б/в	12,00	3,20	15,77	1,67	0,49	8,57	36,00	16,64	46,86	2,34	0,21	5,04	13,00	5,13	19,06
Бичок-головач	б/в	2,00	0,53	4,60	0,34	0,10	2,17	0,40	0,18	0,82	1,00	0,09	3,34	0,94	0,23	2,73
Бичок-тонень	б/в	8,00	2,13	12,04	6,50	1,92	6,17	2,40	1,11	1,28	3,67	0,33	2,94	5,14	1,37	5,61
Бичок-крутляк	б/в	-	-	-	6,67	1,97	18,45	1,40	0,65	5,84	12,00	1,07	64,14	5,02	0,92	22,11
Бичок-чуприк	б/в	30,00	8,01	14,40	4,17	1,23	1,82	2,40	1,11	1,10	14,00	1,25	4,22	12,64	2,90	5,39
Всього		374,75	100,00	870,84	338,89	100,00	802,99	216,40	100,00	714,18	1120,40	100,00	2125,25	512,61	100,00	1128,32
Цінні промислові		45,35	12,10	81,71	30,34	8,95	67,85	8,20	3,79	29,30	9,84	0,88	197,60	23,43	6,43	94,12
Промислові		144,70	38,61	568,63	146,02	43,09	496,65	80,80	37,34	510,96	229,70	20,50	1010,0	150,31	34,89	646,56
Малошні промислов		2,67	0,71	17,80	12,00	3,54	32,74	3,00	1,39	24,28	5,00	0,45	48,64	5,67	1,52	30,87
Непромислові		182,03	48,57	202,70	150,53	44,42	205,75	124,40	57,49	149,64	875,86	78,17	869,01	333,21	57,16	356,78
Цьогорічки		181,36	48,39	388,30	155,02	45,74	313,90	74,20	34,29	151,62	194,18	17,33	475,13	151,19	36,44	332,24

Примітка: х – чисельність, екз/100м²; у – біомаса, г/100 м²; б/в – вік не визначався, - – вид або вікова група не зареєстровані

на руслі водосховищ зі значною течією, на великих глибинах до 15 метрів, де він активно годується [42].

Інвазійна стратегія *C. auratus gibelio* відбувається у кілька етапів:

а) **Початковий етап інвазії** (1–3 роки). Поява поодиноких особин цього виду у нових водоймах внаслідок інтродукції і занесення з рибопосадковим матеріалом. На цьому етапі відбуваються аклімація і пристосування до гідроекологічних умов водоймища, освоєння його кормової бази, нерест. При потраплянні до водойми критично малої кількості *C. auratus gibelio* (не більше 5 особин) адаптації виду у водоймі не відбувається.

Протягом перших двох років існування у нових умовах вид має змогу до ефективного кількарязового нересту, інколи на нерестовищах і разом з іншими видами коропових риб. Зазначено, що порційний нерест притаманний статевозрілим особинам віком 3–6 років (до трьох разів за вегетаційний сезон), зі збільшенням віку карася сріблястого у Дніпрі спостерігається зменшення порційності нересту (до одного-двох за сезон). Це пояснюється виходом дорослих особин вагою понад 200–235 г з-під пресингу інших аборигенних, чужорідних видів та хижаків на мілководдях і їх переходом до мешкання в субліторалі.

б) **Другий етап інвазії** (четвертий – шостий рік) – освоєння молоддю і статевозрілими особинами різних стацій та біотопів водойм, нарощування чисельності виду, збільшення темпів приросту довжини та ваги тіла. На цьому етапі спостерігається включення виду у міжвидові трофічні взаємини, спостерігається елімінація молоді внаслідок включення до раціону хижаків.

Під час внутрішньоводосховищних нерестових міграцій крупний, «глибинний» *C. auratus gibelio* може долати до 10 км у пошуках місць для нересту.

Порівняно з молоддю у статевозрілих карасів збільшується спектр живлення, у тому числі за рахунок макрозообентосу і більшого споживання тваринної їжі. У дніпровських водосховищах крупний карась сріблястий (вагою понад 400 г) активно живиться молоддю інших видів риб, частка яких у харчовій грудці восени досягає 8,3–12,0 % за вагою.

Найбільший приріст ваги тіла спостерігається для особин віком 4+–5+ (до 56–80 г/рік).

в) **третій, заключний етап інвазії** (сьомий – восьмий рік) – спостерігається домінування молоді виду у прибережних угрупованнях риб (разом з гірчаком), освоєння статевозрілими особинами глибоководних ділянок, досягнення максимальних кількісних показників та біомаси. Відбувається конфронтація з аборигенними видами риб, що належали до домінантних та субдомінантних, їх пригнічення внаслідок трофічної конкуренції.

У більшості водойм Придніпров'я освоєння нових місць мешкання карасем відбувається саме за сім – вісім років, враховуючи період акліматизації, адаптації і подальшої натуралізації. У невеликих водоймах видове різноманіття іхтіофауни під впливом *C. auratus gibelio* скорочується, а в деяких водоймищах карась сріблястий стає субдомінантом або домінантом серед 3–5 видів риб, що залишилися.

Зазвичай у цих невеликих водоймах карась утворює так звані тугорослі популяції, для яких характерними є статевозрілі особини довжиною до 10–12 см і вагою близько 35–50 г і менше.

Чебачок амурський *P. parva*. На сьогодні *P. parva* – фітофільний вид, еврифаг, який є представником китайського рівнинного екологічного комплексу, активно продовжує експансію по водоймах Євразії [99; 309; 310].

У внутрішніх водоймах Східної Європи чебачок амурський мешкає понад 40 років. За цей час вид подолав період адаптації, акліматизації і повністю натуралізувався в різних типах водойм.

В іхтіофауні України цей вид з'явився внаслідок випадкового завезення разом з рослиноїдними рибами [99; 106; 255]. Вид стрімко розселився по усьому каскаду дніпровських водосховищ, освоїв додаткову систему, озера та ставки, технічні водойми, магістральні канали.

Значне розширення ареалу *P. parva* пов'язане насамперед з його значною екологічною пластичністю, швидкою адаптацією до нових умов існування, високою плодючістю і репродуктивним потенціалом (порційний нерест), невибагливістю до нерестового субстрату, широким спектром живлення.

Нашими дослідженнями на Дніпровському водосховищі встановлено, що за десять років після знаходження *P. parva* у водоймищі загальна чисельність риб на нижній ділянці в 2002–2004 рр. досягла максимуму – 1037,39 екз./100 м², з яких риби-саморозселенці складають 166,72 екз./100 м². Серед останніх високу чисельність має чебачок амурський (50,62 екз./100 м²).

Показники іхтіомаси у прибережній зоні нижньої ділянки Дніпровського водосховища варіювали у межах 3929,29–4934,70 г/100 м², причому у 2002–2004 рр. домінантним видом у прибережжі водосховища був карась сріблястий (267,65 г/100 м²), а субдомінантом став чебачок амурський (166,87 г/100 м²).

У найбільшому за площею водосховищі дніпровського каскаду – Кременчуцькому – середня багаторічна відносна чисельність чебачка амурського незначна – 8,9 екз./100 м² (близько 0,5 % від загального улову мальковою тканкою) [116].

Пік чисельності чебачка амурського у Кременчуцькому водосховищі спостерігався у 2002–2003 рр. [116]. На сьогодні відбулася натуралізація виду у водосховищі, його чисельність стабілізувалася на показнику 5,0 екз./100 м², причому аналіз контрольних ловів свідчить, що у Кременчуцькому водосховищі за останній час спостерігається зниження загальної чисельності чебачка у літоральній зоні водоймища.

У той же час у водосховищі руслового типу – Дніпровському – чебачок амурський стрімко нарощує чисельність. Середня багаторічна відносна чисельність *P. parva* протягом 1996–2011 рр. досягла показника 46,8 екз./100 м². На окремих ділянках водосховища (район гирлової частини р. Мокра Сура – притоки водосховища, літоралі поблизу сел Військове та Петрово-Свистунове) чисельність *P. parva* перевищувала 420 особин на 100 м² (рис. 6.12, 6.13).

Частка чужорідного *P. parva* у структурі угруповань риб на мілководдях Дніпровського водосховища у 2010-х рр. досягла показника 9,07–32,29 % (рис. 6.14).

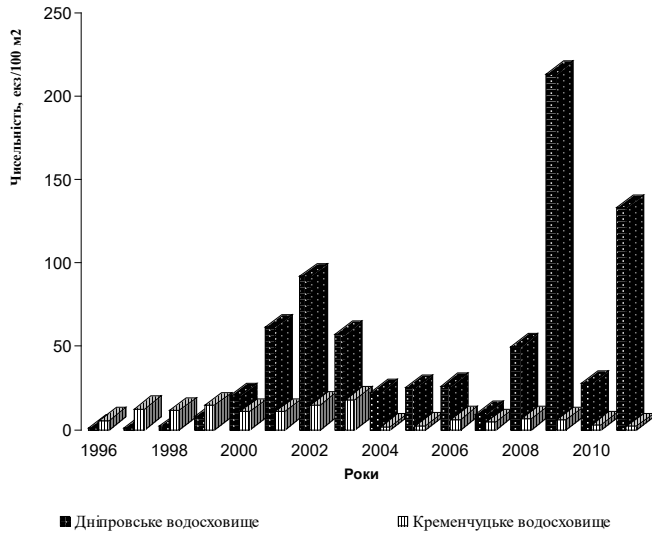


Рис. 6.12. Динаміка чисельності чебачка амурського *P. parva* на мілководдях дніпровських водосховищ

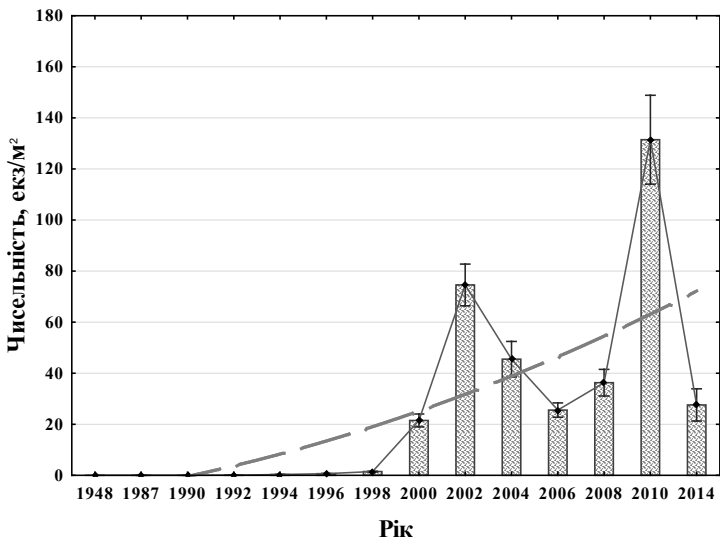


Рис. 6.13. Зміни чисельності *P. parva* на мілководдях Дніпровського водосховища (1996–2014 рр.)

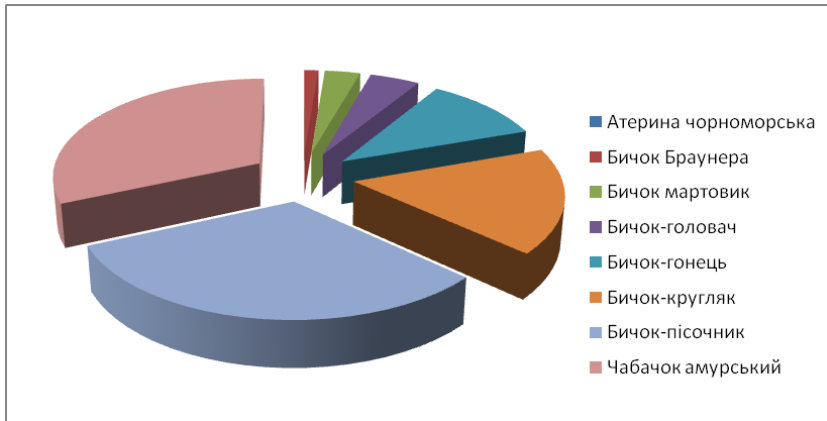


Рис. 6.14. Частка *P. parva* серед молоді короткоциклових риб на мілководдях верхньої ділянки Дніпровського водосховища (2003–2014 рр.)

Зазвичай вид, який пристосовується до абіотичних та біотичних умов нових гідроекосистем, відрізняється від вихідних форм збільшеними розмірами та масою. Це пов'язано із екологічною пластичністю виду та його боротьбою за місця мешкання, нагулу та розмноження.

P. parva в межах вихідного і нового ареалів характеризується такими морфологічними показниками. За даними різних дослідників, його максимальна довжина варіює від 7 до 11 см [116; 145; 245; 337]. Значними розміри *P. parva* у Дніпрі знаходив Д. Карабанов зі співавторами [99]. За його дослідженнями, у 2006 р. у Дніпровському водосховищі зареєстровано особини довжиною 11 см [99]. Максимальні показники лінійного росту для виду (12 см) характерні тільки для водойм Кореї [Ki-Chul et al, 1990 – цит. за 299].

Найбільша маса *P. parva* у ріках і озерах Європи не перевищує 22 г [42; 145].

У 2011 р. влітку на Дніпровському водосховищі (48°23'16.64" N, 35°07'42.03" E) і на р. Самара Дніпровська (48°39'28.44" N, 35°37'59.50" E), а взимку – у ставку с. Миколаївка-1 (48°21'28.69"

N, 34°42'05.38" E) упіймано три особини *P. parva* (1 ♀ і 2 ♂) довжиною 11,0–11,5 см і масою 25,5–27,0 г (рис. 6.15). Вік упійманих риб склав 5 років. Для прісноводних водойм Європи ці розмірно-вагові показники *P. parva* є найбільшими [172].



а



б

Рис. 6.15. Крупна особина чебачка амурського (♀) з Дніпровського водосховища: а) лінійні розміри (довжина тіла); б) маса тіла

Максимальні показники довжини тіла *P. parva*, їх вагових характеристик у водосховищах Дніпра перш за все обумовлені відмінною кормовою базою, слабкою конкуренцією з боку аборигенних видів риб і незначним впливом хижаків.

Інвазійна стратегія *P. parva* у дніпровських водосховищах відбувається, як у випадку з *C. auratus gibelio*, протягом трьох етапів:

а) **початковий етап інвазії** (впродовж 2–3 років). Як і у випадку з *C. auratus gibelio*, поява окремих особин цього виду у нових водоймах відбувається внаслідок інтродукції і занесення з рибопосадковим матеріалом. Спостерігаються непоодинокі випадки навмисного вселення чебачка амурського людиною у штучні водойми (ставки) внаслідок хибного визначення його як молоді амура білого [167].

На цьому етапі відбуваються аклімація і пристосування до гідроекологічних умов водоймища, освоєння його кормової бази, кількарізний впродовж сезону нерест. При потраплянні до водойми критично малої кількості (5–10 особин), адаптація виду у водоймі може тривати довше 3–4 років. Успіх натуралізації виду у зарегульованих ставках залежить від кількості вселених особин. У випадку із рибогосподарським зарибленням потраплення у став 100–120 особин *P. parva* забезпечує 97 % достовірність успіху подальшої натуралізації чебачка, причому розвиток успішної експансії достовірно не залежить від сезону року (весна або осінь).

б) **другий етап інвазії** (третій – четвертий рік) – освоєння молоддю і статевозрілими особинами літоральної зони водойм, нарощування чисельності виду (до показників субдомінування), збільшення темпів приросту довжини та ваги тіла. На цьому етапі спостерігається включення виду у міжвидові трофічні взаємини, елімінація молоді внаслідок включення до раціону хижаків.

Для плідників *P. parva* на цьому етапі спостерігається порційний (двократний) нерест і збільшення середньої індивідуальної абсолютної та відносної плодючості.

в) **третій, заключний етап інвазії** (п'ятий – шостий рік) – спостерігається домінування молоді *P. parva* у прибережній зоні водойм, досягання максимальних кількісних показників та біомаси. Відбувається конфронтація з аборигенними видами риб (у першу чергу з гірчаком, менше – з коропом, щипавкою звичайною), біотопічна, трофічна та репродуктивна конкуренція. Вид активно включається у міжвидові взаємовідносини (у тому числі стає об'єктом живлення рибоїдних птахів, перш за все сірої чаплі *Ardea cinerea* [183], рибалочки *Alcedo atthis*, баклана великого *Phalacrocorax carbo* та інших).

Сонячний окунь *L. gibbosus*. Цей вид є типовим представником північноамериканської фауни, який з'явився у водоймах Європи внаслідок цілеспрямованої інтродукції. В європейських водоймах *L. gibbosus* інтродукований як декоративний вид для ставкового рибництва в 1885–1887 рр. (спочатку – в Германії, а потім – в Угорщині). З рибницьких ставків *L. gibbosus* потрапив у природні водотоки басейнів Рейну, Одери, Дунаю. Доведено, що по Дунаю сонячний окунь розповсюдився до гирла ріки і з'явився в озерах та лиманах, які пов'язані з прибережжям Чорного моря.

На сьогодні сонячний окунь зустрічається як представник інвазійної фауни у водоймах понад 30 європейських країн [137; 275; 290; 312 та інші]. Відповідно до сучасних іхтіофауністичних списків ареал *L. gibbosus* в Україні охоплює всі річкові басейни.

Визначено, що сучасне розповсюдження сонячного окуня по Дніпру відбувається по двох векторах. З пониззя Дніпровсько-Бугського лиману *L. gibbosus* потрапив вверх проти течії по Каховському водосховищу до греблі Дніпрогесу у м. Запоріжжі. У самому водосховищі цей вид з'явився в 2000 р. [240]. Сонячний окунь населив ріки-притоки Нижнього Дніпра (Інгулець, Базавлук, Саксагань, Кам'янку, Конку), потрапив у Каховський магістральний канал.

Але чомусь вверх по каскаду *L. gibbosus* не пішов, що підтверджується результатами щорічних контрольних малькових обловів (1998–2010 гг.) на нижній ділянці Дніпровського водосховища. На жодній з 15 станцій відбору проб на цій ділянці в складі рибного населення ані молодь, ані статевозрілі особи-

ни *L. gibbosus* не реєструвалися [42]. Тому припущення деяких авторів [248] про проникнення сонячного окуня у Дніпровське водосховище з Каховського не відповідає дійсності.

Поява сонячного окуня у Дніпровському водосховищі повністю обумовлена антропоїчним чинником. У 1983 р. кілька екземплярів *L. gibbosus* були випущені акваріумістом-аматором у затоплений гранкар'єр поблизу р. Мокра Сура, яка є правою притокою Дніпра. Орієнтовно на початку 2000-х рр. *L. gibbosus* потрапив у Дніпровське водосховище (перші знахідки датуються 2002 р.) [171]. На користь цього припущення виступає й той факт, що всі знахідки молоді та статевозрілих особин сонячного окуня у 2002–2008 рр. реєструвалися для правобережжя водоймища (балка Башмачка, гребний канал та ж/м Таромський міста Дніпропетровська), і тільки в 2010 році *L. gibbosus* зустрічається в літоралі лівобережжя (ж/м Придніпровський м. Дніпропетровська, р. Самара).

На сьогодні цей вид населив біотопи прибережжя водосховища і деяких його річок-приток 1–3 порядків (Суха Сура, Мокра Сура, Самара Дніпровська, Вовча, Самарчук, Кільчень, Гайчур, Бик), зустрічається у штучних водоймах Дніпропетровської та Запорізької областей (рис. 6.16). Окремі особини *L. gibbosus* вилловлюються рибалками-любителями у гідротехнічному каналі «Дніпро – Донбас», він поодинокі почав зустрічатися у Кам'янському водосховищі, є його знахідки у гирловій частині ріки Оріль.

Необхідно зазначити, що сьогодні у деякі водойми степового Придніпров'я (зарегульовані ріки, ставки) сонячний окунь потрапляє разом із рибопосадковим матеріалом.

Так, у мале водосховище на р. Гайчур поблизу смт. Покровське (Дніпропетровська область) орендатор водоймища у 2005 р. завіз зарибок коропа із Бахчисарайського водосховища (АР Крим). Разом з цінною рибою у водойму випустили близько 30 екз. статевозрілого сонячного окуня. У 2006 рр. завезення й випуск чужорідної риби у нове місце мешкання повторився. У 2011–2013 рр. при осінньому виллові товарної риби з водосховища площею 132 га вилучалося до 300 кг (понад 8500 екз.) *L. gibbosus*.



Рис. 6.16. Сонячний окунь в улові рибалки-любителя на р. Самара (грудень 2018 р.)

За даними О. В. Федоненко та О. М. Маренкова [248, с. 54], влітку чисельність цього літоку *L. gibbosus* у літоральній зоні Дніпровського водосховища досягала 0,04 екз./100 м², причому максимальні показники чисельності були характерні для гирлової частини р. Самара Дніпровська (Самарська затока) – 1,2 екз./100 м².

За нашими даними, на середній ділянці р. Самара чисельність молоді сонячного окуня є вищою – 0,08 екз./100 м², а в захищених прибережжях ріки досягає показника 2,3 екз./100 м².

Під час зимового сезону в окремих природних водоймах Придніпров'я *L. gibbosus* є популярним об'єктом любительського рибальства. Вилов його триває впродовж усієї зими. Перед скресанням криги у великих кількостях (до 15–20 особин/100 м²) тримається в мілководних зонах ставків та каналів (ставки с. Миколаївка (Дніпровський район), Покровське (Покровський район), канал «Дніпро – Донбас» у Петриківському та Царичанському районах Дніпропетровської області). У цей період спостерігається значне переважання самців над самками (8: 1).

Доведено, що у природних водоймах Придніпров'я (ставки, водосховища, малі річки, гідротехнічні споруди тощо) *L. gibbosus* завжди тримається у змішаних зграях з окунем звичайним *Perca fluviatilis* (Perciformes, Percidae), причому у загальній зграї

спостерігаються як молоді особини (від двох років віком), так і особини віком 5–7 років. Це стосується і сонячного, і річкового окуня. Варіювання розмірів *L. gibbosus* у змішаній зграї у ставку с. Миколаївка складало 6–13 см, а *P. fluviatilis* – 10–17 см.

У природних та штучних водоймах сонячний окунь тримається поблизу водяної рослинності на глибині 0,2–1,7 метрів при помірній течії або за її відсутності. Є факти його вилову на глибині 5 метрів (на ставку) та на значній течії (понад 1,5 м/с) на Дніпровському водосховищі та р. Самара. Субстрат стацій його мешкання може бути мулисто-піщаним, мулистим, піщаним, кам'янистим.

До спектра живлення сонячного окуня входять безхребетні та вища водна рослинність, у першу чергу валіснерія та уруть. Крім свіжої зеленої маси вищих рослин, у природних водоймах *L. gibbosus* активно поїдає і торішню, відмерлу рослинність.

В експерименті (рис. 6.17) спостерігається швидка, майже миттєва адаптація молодих особин сонячного окуня (2–4 роки) до перебування в акваріумальних умовах.

Вже за 10–15 хвилин після переміщення *L. gibbosus* з транспортувальної тари до акваріума спостерігається активний



Рис. 6.17. *L. gibbosus* в акваріумальних умовах під час експерименту (2009–2010 рр.)

пошук кормових об'єктів. Після 1 доби утримування в акваріумі починає агресивно відстоювати власну територію перебування, незважаючи на розмір риб-сусідів. Так, сонячний окунь довжиною 4 см активно переслідував і хапав за грудні плавці окуня річкового (12 см), чебачка амурського (7–8 см).

Нами зафіксований факт загибелі карася сріблястого *C. auratus gibelio* внаслідок цілеспрямованих агресивних дій *L. gibbosus* (рис. 6.18). У карантинний акваріум місткістю 60 л для перетримки були одночасно поміщені 1 особина карася сріблястого (довжина тіла 6,5 см) та 1 екземпляр *L. gibbosus* (довжиною 5,0 см).

Під час першої години спільного перебування сонячний окунь відразу почав агресивно відстоювати своє місцеперебування.

L. gibbosus наносив удари у голову карася (перш за все – у очі) та під грудні плавці, хапав за грудні та черевні плавці, активно переслідував жертву по акваріуму. Напади припинилися тільки після загибелі карася (за 55 хвилин після поміщення риб до акваріума).



Рис. 6.18. Загибель карася сріблястого *C. auratus gibelio* (зліва) внаслідок агресії *L. gibbosus* (праворуч зверху). Фото Р. Новіцького (8.10.2012 р.)

Подібна агресивна поведінка *L. gibbosus* спостерігалася нами у експерименті і проти окуня річкового *P. fluviatilis*.

Зазначено, що активність риб та успішність аклімації залежить від віку *L. gibbosus* та температури води. Особини віком старше 4 років при температурі води нижче +22 °С адаптувалися до утримання в акваріумах лише на 2–3 добу перебування.

Під час годування риб, які мешкали в акваріумі, *L. gibbosus* активно заважає годуватися окуню звичайному та чебачку амурському, відбирає корм, відганяє від місця годування. Зареєстровано намагання окремих особин сонячного окуня, які мешкали в акваріумі не більше 1 тижня, годуватися навіть при триманні їх у долонях [177].

В акваріумальних умовах під час експерименту *L. gibbosus* споживав гідрокотилу білоголову *Hydrocotyle leucocephala*, гігрофілу *Hygrophila difformis*, валіснерію американську *Vallisneria americana*, шинерзію річкову *Shinnersia rivularis*, ряску малу *Lemna minor*. Дорослі сонячні окуні (віком 5 років) у 170-літровому акваріумі за 4 доби спожили 210 г свіжої рослинності (переважно *Vallisneria americana* та *Shinnersia rivularis*).

Інвазійна r-стратегія («опортуністична») *L. gibbosus* у дніпровських водосховищах та їх ріках-притоках відбувається за таким сценарієм.

1. Початковий етап інвазії у Дніпропетровській області (впродовж 12–15 років). Інвазія сонячного окуня у водойми Дніпропетровської області і у Дніпровське водосховище зокрема розпочалася потраплянням молоді із штучної водойми-кар'єра до р. Мокра Сура (ймовірно, тільки наприкінці 1990-х років). З моменту навмисного випускання дорослих *L. gibbosus* (не більше 10 особин) у кар'єр (1983 р.) минуло понад 12–15 років. Цей період можна визначити як час аклімації, адаптації та натуралізації суто акваріумних (на той момент) риб у нових для них екологічних умовах.

2. Другий етап інвазії (п'ятнадцятий – двадцятий рік) – стрімке освоєння молоддю і статевозрілими особинами літоральної зони водойм, нарощування чисельності виду (до показ-

ників субдомінування), збільшення темпів приросту довжини та ваги тіла.

Після реєстрації сонячного окуня у Дніпровському водосховищі (початок 2000-х рр.) швидкість інвазії *L. gibbosus* у ріки-притоки різко збільшилась і досягла показника 30 км/рік. У 2002–2004 рр. спостерігалось його просування спочатку по затоках і балках правобережжя Дніпра, а потім, орієнтовно, у 2005–2006 рр. він з'явився і в літоральній зоні лівобережжя (р. Татарка, Самара). У 2010 р. його у значній кількості знаходили у контрольних обловах на середній течії р. Самара за 65 км від гирла ріки. Причому 82,4 % особин сонячного окуня в малькових обловах 2010 р. представлено молоддю вида – дво-трилітками довжиною не більше 3,0–4,5 см. Чотирилітки-самки (3+) в липні 2010 р. мали гонади зі сформованою ікрою (IV стадії зрілості).

Саме на цьому етапі у результаті адаптації до гідроекологічних умов водоймища і освоєння кормової бази спостерігається збільшення кратності нересту сонячного окуня впродовж сезону (з'являється дво-трикратний нерест).

На цьому етапі спостерігається включення виду у міжвидові трофічні взаємини, елімінація молоді та дорослих особин внаслідок включення до раціону рибоїдних птахів – сірої чаплі *Ardea cinerea*, рибалочки *Alcedo atthis*, баклана великого *Phalacrocorax carbo* [183].

3. Третій, заключний етап інвазії (двадцять перший – двадцять четвертий рік) – спостерігається домінування молоді та дорослих особин *L. gibbosus* у прибережній зоні Дніпровського водосховища та його притоки – р. Самара Дніпровська. На окремих біотопах Самари (за 60 км від гирлової ділянки) *L. gibbosus* у 2013–2016 рр. був домінантним видом в уловах (понад 50 % за чисельністю), тоді як у 2009–2010 рр. домінантними видами були *R. amarus* і *P. parva*.

У Дніпровському водосховищі вид досяг максимальних кількісних показників та біомаси, а також максимальних індивідуальних розмірно-вагових характеристик ($m_{\max} = 145$ г).

Відбувається потужна конфронтація з аборигенними видами риб (у першу чергу з гірчаком, менше – з коропом, щи-

павкою звичайною), біотопічна, трофічна та репродуктивна конкуренція. Вид активно включається у міжвидові взаємовідносини (у тому числі стає об'єктом живлення рибоїдних та факультативних хижих риб – щуки звичайної, окуня річкового), споживається рибоїдними птахами – чаплями [183].

6.3. Темпи інвазій

Аналіз темпів інвазій риб у басейнах найбільших рік Європи проводили не за фактом першого знаходження нового виду, а за фактом його натуралізації.

Можна констатувати, що з кінця 1980-х рр. інвазії риб у басейни Дніпра та Волги набули характеру вибухової масової експансії, яка відбувається із прискоренням. Тільки за період з 2000 р. до 2007 р. іхтіофауни обох річок поповнилися рівно у два рази порівняно з усім попереднім часом (з початку 1950-х рр. й до сьогодні).

Склад іхтіофауни дніпровських водосховищ поповнився такими видами риб як пуголовка зірчаста звичайна *Benthophilus stellatus stellatus*, бичок мартовик *Mesogobius batrachocephalus*, голка-риба пухлошока чорноморська *S. abaster*, багатоголкова колючка мала південна *Pungitius platygaster platygaster*, перкарина чорноморська *Percarina demidoffii*, тюлька звичайна чорноморсько-азовська *Clupeonella cultriventris cultriventris*, пузанок азовсько-чорноморський *Alosa caspia nordmanni*, оселедець чорноморський прохідний *Alosa pontica*, берш *Sander volgensis*, атерина південно-європейська чорноморська *A. boyeri pontica*, бичок ратан *Ponticola ratan*, бичок кніповічія кавказький *Knipowitschia caucasica* [42, 175].

Зміна кількісного і якісного складу іхтіоценозу відбувалася в результаті зникнення прохідних і реофільних видів і заміщення реофільного комплексу риб лімнофільним, що є результатом пристосування риб до умов перебування, що змінилися. Зарегулювання Дніпра викликало просування вверх по каскаду водосховищ ряду представників понто-каспійської лиманної фауни, які в підсумку вийшли далеко за межі історично сформованої екологічної зональності.

Такий характер темпів інвазій у басейнах Волги та Дніпра, який обумовлюється переважно прискореним розселенням по басейнах понто-каспійських видів, активною натуралізацією акліматизантів, які раніше мешкали південніше, помітна синхронність інвазій риб у басейнах крупних річок, на нашу думку, є прямим наслідком процесу глобального потепління.

Розрахована швидкість розповсюдження бичка-кругляка *N. melanostomus* із Дніпровського водосховища у Київське складає 10 км/рік, а для тюльки *S. cultriventris* – близько 20 км/рік.

В ріках-притоках Дніпра і каналах швидкість розповсюдження видів значно більша. У каналі «Дніпро – Донбас» чорноморська пухлощока риба-голка *S. abaster* просувалася на 263 км від водозабору до Краснопавлівського водосховища зі швидкістю 52 км/рік.

Швидкість розповсюдження сонячного окуня *L. gibbosus* у Самарі – притоці Дніпра I порядку – складає понад 30 км/рік.

Оцінка швидкості розповсюдження окремих видів у дніпровському басейні має велике значення в моніторингу іхтіофауни і прогнозуванні їх появи в нових гідросистемах.

Поява, масове поширення й натуралізація промислово-цінних видів риб у водосховищних екосистемах є не тільки важливим екологічним фактором успішного функціонування біогідроценозів, але й можливістю впливу на природну рибопродуктивність дніпровських водосховищ. Успішне включення видів-вселенців у процеси функціонування водних екосистем збільшує також ступінь біологічної розмаїтості.

На нашу думку, у каскаді дніпровських водосховищ слід чекати появи (внаслідок навмисних інтродукцій або саморозселення) нових видів риб, які спонтанно розповсюджуються. Підтвердженням цього можуть слугувати факти реєстрації у 2006–2016 рр. у Дніпровському та Кам'янському водосховищах нових видів риб, які проходять стадію адаптації: бичок пуголовочок Браунера *B. brauneri* (2006), бичок кніповічія кавказький *K. caucasica* (2006), бичок ратан *P. ratan* (2011), перкарина чорноморська *P. demidoffi* (2016).

РОЗДІЛ 7

РОЛЬ ІНВАЗІЙНИХ РИБ У НОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ТА ЇХ ВКЛЮЧЕННЯ ДО СКЛАДУ ФАУН ВОДОЙМ- РЕЦІПІЄНТІВ

В екосистемах дніпровських водосховищ нові види з моменту першої появи і під час подальшого процесу адаптації і натуралізації виконують певну функціональну роль. На сьогодні аутакліматизанти та вселенці, такі як тюлька *C. cultriventris*, атерина *Atherina boyeri pontica*, бички – кругляк *N. melanostomus*, пісочник *N. fluviatilis*, гонець *N. gymnotrachelus*, мартовик *M. batrachocephalus*, цуцик *P. marmoratus*, колючка триголкова *G. aculeatus*, мала південна колючка *P. platygaster*, чужорідні інвайдери – чебачок амурський *P. parva*, карась сріблястий *C. auratus gibelio*, сонячний окунь *L. gibbosus*, є важливими компонентами кормової бази хижих риб [20; 144; 239]. Більшість цих видів включена у раціон живлення рибоїдних птахів – чапель, рибалочок, бакланів [42; 120; 183; 232].

Чужорідні види увійшли до складу іхтіокомплексів дніпровських водосховищ як важлива ланка зооценозу, а також набули промислове значення (карась сріблястий, товстолобики, амур білий, а також сонячний окунь – у Дніпровському водосховищі).

7.1. Вплив чужорідних видів на іхтіокомплекси

На сьогодні у складі іхтіофауни дніпровських водосховищ нараховується 21 інвазійний вид риб, натуралізація яких відбулася успішно (19 видів – у Дніпровському водосховищі). Аналіз змін співвідношення видового складу аборигенних та чужорід-

них видів-вселенців у малькових обловах на Дніпровському водосховищі впродовж 65-річного періоду (1948–2012 рр.) показав, що частка видів-вселенців у малькових уловах постійно зростає (з 3% у 1948–1962 рр. до 32% у 2006–2012 рр.) (рис. 7.1).

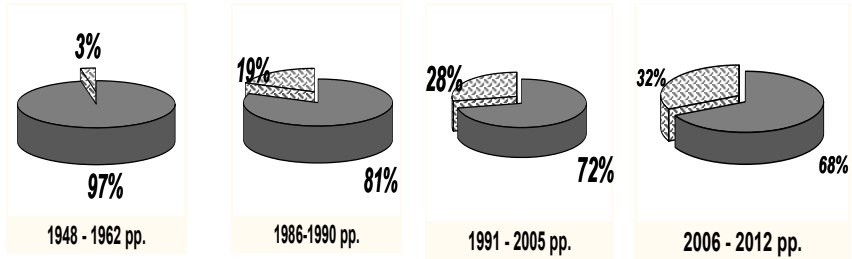


Рис. 7.1. Зміни співвідношення видового складу аборигенних риб та видів-вселенців у малькових обловах на Дніпровському водосховищі (період 1948–2012 рр.), %

У уловах різних років на Дніпровському водосховищі домінуючими видами є карась сріблястий (24,0–34,0% від загальної чисельності чужорідних риб в улові), чебачок амурський (16,0–27,0%) та атерина чорноморська (16,0%) (рис. 7.2).

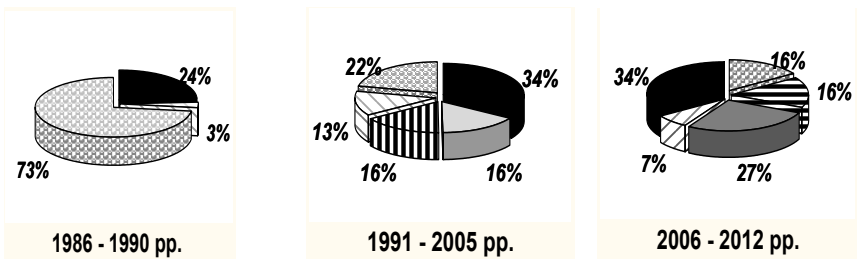


Рис. 7.2. Зміни співвідношення чисельності видів-вселенців у малькових обловах на Дніпровському водосховищі (період 1986–2012 рр.), екз/100 м²:

■ чебачок амурський, ■ карась сріблястий, // голка-риба пухлощока, ■ атерина чорноморська, ■ інші вселенці

Порівняння співвідношення чисельності молоді риб у малькових уловах на Каховському та Дніпровському водосховищах (2009–2012 рр.) показало майже ідентичну картину: частка вселенців на літоралі сягає показника 18,0–20,0 % від загальної кількості риб (рис. 7.3).

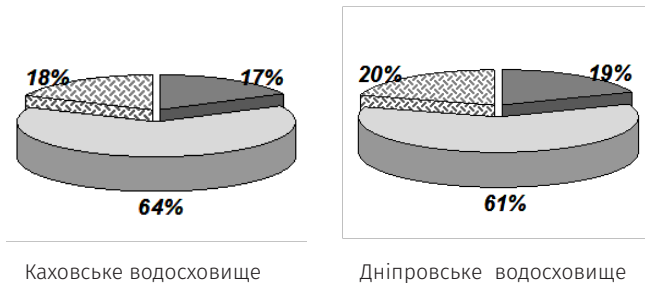


Рис. 7.3. Порівняння співвідношення чисельності молоді риб у малькових уловах на Каховському та Дніпровському водосховищах (2009–2012 рр.), %:

■ непромислові види, ■ промисловоцінні види, ▨ вселенці.

Під час акліматизації вселенців особливу перевагу перед видами-аборигенами мають ті види, які утворюють більш високу питому продукцію. Це підтверджується дослідженнями на прикладі морських екосистем [269] і континентальних водойм [230].

Біомаса іхтіофауни. За результатами контрольних малькових уловів (2005–2010 рр.) усереднену біомасу риб на мілководдях Дніпровського водосховища (у розрахунку г/100 м²) наведено у табл. 7.1.

По всьому водосховищу найбільшу біомасу риб зареєстровано в перші три роки ХХ сторіччя (5018,9–5494,1 т), значно меншу – в останні роки. Найменшу біомасу було зареєстровано в 2004 та в 2007 роках (відповідно 4081,9 та 4169,1 т). Продуктивною зоною є прибережжя, де за рахунок нагулу молоді промислових риб і місць концентрації малоцінних видів утворюється значна біомаса іхтіофауни (табл. 7.2).

Таблиця 7.1

Усереднена біомаса риб (г/100 м³) за результатами контрольних малькових уловів на мілководдях Дніпровського водосховища (2005–2010 рр.)

Види риб	вік	Роки							
		2010	2009	2008	2007	2006	2005		
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8		
Тюлька	б/в	0,59	0,72	0,84	2,28	0,02	0,1		
Вісянка	б/в	26,69	6,21	8,33	2,6	4,33	5,28		
Гурац	б/в	871,14	1466,31	847,98	186,4	874,96	431,42		
	0+	15,09	18,68	8,05	3,34	4,19	15,96		
Плоскирка	1+	2,52	9,24	1,1	4,48	3,82	6,19		
	2+	1,11	0,09	1,14	2,46	0,39	0,02		
Бобирець	б/в	6,3	4,2	1,36	5,77	1,83	1,6		
	0+	1,34	5,12	1,83	2,1	3,04	5,52		
Головень	1+	3,87	3,93	1,68	0,24	2,65	0,24		
	2+	0,36	0,46	0,53	1,26	1,07	0,34		
Білизна	0+	0,33	3,1	0,17	0,38	0,33	0,51		
	б/в	–	–	–	–	0,03	–		
	0+	–	0,06	–	0,04	–	–		
Карась золотий	1+	–	–	–	–	–	–		
	2+	–	–	–	–	–	–		
	0+	6,12	167,59	88,57	7,11	25,37	7,93		
Карась сріблястий	1+	8,47	48,26	5,15	16,83	13,59	12,1		
	2+	0,95	6,92	0,71	0,08	2,45	1,42		

Продовження табл. 7.1

Види риб	вік	Роки							
		2010	2009	2008	2007	2006	2005		
І	2	3	4	5	6	7	8		
	0+	0,02	12,89	1,12	0,01	0,04	0,14		
	1+	–	0,33	0,03	–	0,08	–		
	2+	–	–	0,37	–	0,63	–		
Краснопірка	0+	66,92	78,49	54,11	16,88	11,09	12,66		
	1+	73,12	48,95	28,21	9,1	9,14	19,52		
	2+	19,71	16,75	3,53	5,54	5,54	4,1		
Ляц	0+	1,28	4,62	13,31	9,42	5,93	28,14		
	1+	3,49	3,56	8,32	0,75	9,9	1,86		
	2+	0,09	0,86	0,42	0,74	0,07	0,56		
Синьць	0+	0	0	0	0,03	–	0,01		
	0+	1,46	0,65	0,2	1,5	0,07	0		
	1+	0,46	0,13	0,02	0,04	0,03	0,06		
Товстолобик строкатий	2+	0,34	0,31	0,05	–	–	–		
	1+	–	–	–	–	–	–		
	2+	–	–	–	–	–	–		
Пілітка	0+	11,23	82,56	22,3	149,36	27,58	203,33		
	1+	80,51	25,19	31,81	58,69	85,99	113,22		
	2+	9,64	16,89	6,23	2,1	4,27	8,0		
Товстолобик білий	1+	–	–	–	–	–	–		
	2+	–	–	–	–	–	–		
	6/б	133,1	33,83	46,66	92,31	50,55	35,8		
Чебачок амурський	6/б	27,56	213,23	49,8	9,28	26,24	24,91		

Продовження табл. 71

Види риб	вік	Роки							
		2010	2009	2008	2007	2006	2005		
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8		
В'юн	б/в	-	-	-	-	-	-	-	
Щипавка	б/в	11,63	40,37	5,23	1,48	4,07	17,46		
	0+	-	0,04	0	0,05	-	-		
Сом звичайний	1+	-	0,03	0,02	-	-	-		
	2+	-	0,02	0	-	0,01	-		
	0+	1,37	0,36	0,77	0,91	0,27	0,23		
Шука	1+	1,07	0,37	0,24	0,52	0,63	0,21		
	2+	0,17	0,18	0,13	0,1	0,12	0,02		
Атерина	б/в	79	46,86	2,13	44,46	3	35,73		
Колочка григолова	б/в	2,46	0,27	0,06	0,04	1,01	0,93		
Колочка мала південна	б/в	2,08	3,14	0,71	1,05	0,88	10,34		
Морська голка	б/в	46,47	13,96	5,23	6,81	7,07	5,71		
Йорж звичайний	б/в	0	0	0	12,88	0,06	0,01		
	0+	3,82	2	0,63	2,18	7,59	6,1		
Окунь	1+	19,16	1,08	0,54	0,7	1,22	1,99		
	2+	3,03	0,66	0,01	0,16	0,1	0,08		
	0+	0,16	0,41	0,67	0,17	0,86	2,64		
Сулак	1+	-	-	-	-	-	0,04		
	2+	0,11	-	-	-	-	-		
Бичок пуголовка зірчаста	б/в	-	0,01	0,06	-	-	-		
Бичок мартовик	б/в	0,67	7,66	0,86	0,01	1,33	2,02		

Закінчення табл. 7.1

Види риб	вік	Роки							
		2010	2009	2008	2007	2006	2005		
<i>l</i>	2	3	4	5	6	7	8		
Бичок пісочник	б/в	51,58	50,32	25,53	10,07	26,87	27,69		
Бичок головац	б/в	1,78	4,45	0,83	0,04	0,74	1,07		
Бичок гонєць	б/в	9,38	19,42	6,92	2,69	10,95	35,85		
Бичок кругляк	б/в	11,03	40,61	10,32	1,09	16,21	25,21		
Бичок пулик	б/в	8,61	20,23	10,94	16,09	16,26	5,99		
Всього:		1627,43	2552,58	1305,76	692,62	1274,47	1120,42		
Цінні промислові		5,16	22,67	24,24	11,09	17,51	33,38		
Промислові		332,2	538,11	257,73	286,18	210,58	419,92		
Малоцінні промислові		133,69	34,55	47,5	94,59	50,57	35,9		
Непромислові		1156,38	1937,25	976,29	300,76	995,81	631,22		

Таблиця 7.2

**Динаміка біомаси іхтіофауни Дніпровського водосховища
(2004–2007 рр.)**

Роки	Біомаса, т/водосховище ¹			
	прибережна зона	пелагіальна зона		усього по водосховищу
		промисловий запас	промисловий вилов ²	
2004	1063,9	3018,0	600,3	4081,9
2005	1506,8	3208,8	476,1	4715,6
2006	1344,8	3196,8	547,1	5541,6
2007	1000,3	3168,8	557,0	4169,1
Середньорічна	1660,9	3083,9	480,1	4744,8
Середньорічна, кг/га	323,9	125,1	19,5	159,4

Примітки. ¹Загальна площа водосховища (за даними Дніпродіпровдогоспу, 2005). ²Промисловий вилов входить у загальну кількість промислового запасу.

Багаторічна середня біомаса риб у цій зоні складає 1660,9 т при коливанні показників від 1000,3 до 2529,7 в різні роки. Тут скупчується від 24,0 % до 16 % усієї біомаси риб, при багаторічному середньому показнику 35 %. Враховуючи те, що прибережна зона займає близько 17 % всього водосховища, тут зосереджується біомаса риб у 2,6 раза більша, ніж у пелагіалі, і більша ніж удвічі порівняно з біомасою всього водосховища в цілому. Так, середня багаторічна біомаса риб у прибережній зоні складає 323,9 кг/га, в пелагіальній – 125,1 кг/га, по всьому водосховищу в середньому – 159,4 кг/га.

У Дніпровському водосховищі (табл. 7.3) головна маса іхтіофауни зосереджується у прибережній зоні як у головному ложі, так і в затоках на різних ділянках водосховища. В останніх фіксується деяке переважання. У верхній ділянці водосховища в прибережній зоні заток біомаса риб складає залежно від ступеня заростання макрофітами 305,7–350 кг/га. У головному ложі в подібних системах ця цифра зменшується до 225,3–278 кг/га (менше в 1,3 раза). У середній частині – відповідно 539,6–579,8 кг/га, 210,4–245,2 кг/га (менше в 2,5 раза). У нижній

Таблиця 7.3

**Характеристика біомаси риб у дніпровських водосховищах
(на прикладі Дніпровського водосховища), кг/га**

Ділянка водосховища	Затоки			Головне ложе		
	прибережна зона		пелагіальна зона	прибережна зона		пелагіальна зона
	заросла макрофітами	слабо заросла макрофітами		заросла макрофітами	напів-заросла макро-фітами	
Верхня	350,1	305,7	26,2	278,0	225,3	24,2
Середня	579,8	539,6	34,1	245,2	210,4	29,0
Нижня	159,4	145,8	28,2	420,6	375,2	27,4

частині водосховища з переважанням лімнологічних умов і незначними за площею затоками переважання біомаси риб спостерігається в основному ложі – 375,2–420,6 кг/га проти 145,8–159,4 (більше в 2,6 раза).

У пелагіальній зоні біомаса риб значно поступається літоральним ділянкам і складає всього в затоках на різних ділянках водосховища 26,2–34,5 кг/га, в основному ложі – 24,2–29,0 кг/га, що в середньому становить переважання всього в 1,1 раза. У затоках прибережної зони найбільша концентрація біомаси спостерігається в середній частині водосховища і перевищує таку у верхній і нижній частині у 1,7 і в 3,7 раза. У головному ложі ця закономірність змінюється.

Найвища концентрація біомаси риб спостерігається в нижній ділянці водосховища і перевищує біомасу у верхній і середній частині у 1,6 і у 1,7 раза. В пелагіальній зоні по вертикальній осі водосховища найбільша концентрація біомаси риб спостерігається в середній ділянці як у затоках (34,1 кг/га), так і в головному ложі (29,0 кг/га) і переважає біомасу верхніх

і нижніх ділянок відповідно в 1,3 і 1,1 та в 1,2 і 1,1 раза (див. табл. 7.3).

Залежно від ступеня заростання прибережної зони біомаса риб характерна для більш зарослих ділянок, ніж для малозарослих та напівзарослих. Так, у затоках це переважання у верхній частині водосховища становить 1,15; у середній – в 1,07, у нижній – в 1,9 раза.

В основному ложі водосховища спостерігається також закономірність, коли переважання біомаси риб у більш зарослих біотопах прибережжя складає відповідно у верхній, середній і нижній ділянках у 1,23; 1,17 і в 1,12 раза.

Біомаса риб у проточній зоні пелагіалі через переважання у водосховищі лімнофілів складає всього 22 кг/га, тоді як у більш сповільнених течіях на середній ділянці – 52 кг/га, а в найбільш лімнологічних умовах – у нижній ділянці Дніпровського водосховища – 77,8 кг/га. Дещо поступається біомаса риб у суцільно зарослих макрофітами біотопах порівняно з пелагіальною зоною (відповідно до осі водосховища) – 32; 20; 63 кг/га. Найбільша продуктивність формується у напівзарослих макрофітами біотопах, де підводні зарослі розташовані мозаїчно. Тут біомаса риб поступово збільшується від верхніх до нижніх ділянок водосховища – відповідно 103,9; 196,5; 225,3 кг/га.

Продуктивність. Вважається, що єдиною мірою всіх біогеоценотичних процесів виступає біомаса і продуктивність біотичних компонентів. Саме продуктивність є більш важливим показником, який відображає інтенсивність біопродукційних процесів у системі. Під продуктивністю розуміється лише так звана чиста продукція – приріст продукції за певний період (в основному, за вегетативний чи відтворювальний період). У той же час від чистої продукції відрізняють і так звану питому продукцію, яка відображає приріст продукції до загальної маси.

Чиста продукція іхтіофауни є найвищою у великих водосховищах. Так, у Дніпровському водосховищі вона складає 188 кг/га. У малих повноводних річках вона складає 43 кг/га, тоді як у маловодних – всього 2 кг/га. Це можна пояснити двома чинниками: незначною кількістю плідників у зв'язку

з вилученням як аматорами, так і бракон'єрами більшості риб, які ще не досягли статевої зрілості; відсутністю достатньої кількості нерестовищ. У степових озерах вона значно вища і складає 22 кг/га.

Питома продукція в різних типах водних екосистем дуже відрізняється. Найбільша вона у водосховищах (у Дніпровському – 1,85), менша у повноводних малих річках – 1,35.

Досить низька питома продукція спостерігається у маловодних малих річках і у степових озерах, причому схожість питомої продукції в цих типах водойм обумовлюється їх морфоструктурою у період пересихання русла маловодних річок. У процесі пересихання в багатьох місцях малих річок утворюється велика кількість ізольованих водойм, які за гідрологічними умовами нагадують степові озера. У зв'язку з більш несприятливими відтворювальними умовами і нестабільністю біотопів як чиста, так і питома продукція тут менша (чиста продукція – в 11, питома – в 1,3 раза).

Роль трофічних зв'язків риб у вилученні біологічної продукції. Біомаса і продукція іхтіофауни формується за рахунок споживання як первинної продукції (мікрофлора, фітопланктон, фітобентос, макрофіти), так і за рахунок вторинної (бактерії, найпростіші, зоопланктон, зообентос і хребетні). Врахування об'єктів споживання рибами на різних етапах їх розвитку (починаючи з цьоголіток і до старших вікових груп) і кількісного їх складу, обсягів споживання у відповідному віці і затрат енергії на різні процеси життєдіяльності дозволило встановити загальні величини вилучення біомаси в різних водоймах (табл. 7.4).

Загальні обсяги вилучення рибами біомаси досить значні, їх величина залежить як від типу водних екосистем, наявності різноманіття кормових ресурсів, так і від кількісного складу іхтіофауни і затрат нею енергії.

Таблиця 7.4

Характеристика обсягів вилучення біомаси різних функціональних компонентів і елементів у водоймах Дніпропетровської області, т/га

Вікові групи риб	Функціональні компоненти та елементи	Водойми				
		водосховище	малі річки		озера	
		Дніпровське	повно-водні	мало-водні	степові	лісові
Цьоголітки	Автотрофний компонент системи	7,065	3,994	1,101	6,062	5,758
	Фітопланктон	4,403	2,467	0,686	2,603	1,932
	Фітобентос	2,201	1,263	0,343	2,668	2,555
	Макрофіти	0,461	0,264	0,072	0,791	0,871
	Гетеротрофний компонент системи	44,133	25,215	6,887	26,862	32,067
	Зоопланктон	33,125	19,003	5,164	19,832	23,186
	Зообентос	10,830	6,197	1,715	7,017	8,865
	Хребетні	0,205	0,015	0,08	0,013	0,016
	Вся біомаса	51,198	29,209	7,988	32,924	37,825
Молодь (1+ – 3+, 4+)	Автотрофний компонент системи	17,820	16,327	3,148	13,948	17,067
	Фітопланктон	4,286	2,405	0,757	2,933	2,546
	Фітобентос	8,459	7,910	1,694	5,867	7,914
	Макрофіти	5,075	6,012	0,697	5,148	6,607
	Гетеротрофний компонент системи	94,965	46,922	16,763	45,714	51,254
	Зоопланктон	20,527	15,314	4,663	12,092	16,586
	Зообентос	73,197	31,514	12,076	33,583	34,617
	Хребетні	1,241	0,094	0,024	0,039	0,051
	Вся біомаса	112,785	63,249	19,911	59,662	68,321
Статевозрілі	Автотрофний компонент системи	124,130	60,157	16,435	67,461	51,555
	Фітопланктон	38,119	5,652	2,539	8,712	5,956

Закінчення табл. 7.4

Вікові групи риб	Функціональні компоненти та елементи	Водойми				
		водосховище	малі річки		озера	
		Дніпровське	повно-водні	мало-водні	степові	лісові
	Фітобентос	56,689	33,107	10,823	39,762	29,407
	Макрофіти	29,322	21,398	3,073	18,987	16,192
	Гетеротрофний компонент системи	860,271	343,586	50,374	152,142	151,565
	Зоопланктон	49,847	35,126	2,205	11,392	8,769
	Зообентос	759,599	297,963	47,434	129,729	137,887
	Хребетні	50,825	10,497	0,735	3,021	4,909
	Вся біомаса	984,401	403,743	66,809	219,603	195,120
Всі вікові групи	Автотрофний компонент системи	149,015	80,478	20,684	87,471	74,380
	Фітопланктон	46,808	10,524	3,982	14,248	10,434
	Фітобентос	67,349	42,280	12,860	48,297	40,276
	Макрофіти	34,858	97,674	3,842	24,926	23,670
	Гетеротрофний компонент системи	999,369	415,723	74,024	218,738	232,886
	Зоопланктон	103,499	69,443	12,032	43,316	48,541
	Зообентос	843,599	335,674	61,225	172,329	179,369
	Хребетні	52,271	10,606	0,767	3,073	4,976
Вся біомаса	1148,384	496,201	94,708	306,209	307,260	

Найбільші такі обсяги вилучення спостерігаються у великих водосховищах.

На прикладі Дніпровського водосховища бачимо, що загальна вилучена рибами біомаса протягом року складає понад 1148,4 тонн/га.

Таким чином, трофічна роль іхтіофауни перш за все полягає у вилученні певної маси автотрофної частини системи. Це дещо сповільнює як процес заростання, особливо в озерах

і маловодних річках, так і зменшення інтенсивності «цвітіння», особливо у водоймах з лімнологічними умовами, що викликає стабілізацію екологічних умов.

Особливості живлення чужорідних *L. gibbosus* у штучних та природних умовах. Типовий хижак *L. gibbosus* демонструє високу пластичність у виборі трофічних об'єктів, поводить себе як вид-еврифаг, що споживає різну їжу [177].

В експериментальних умовах було досліджено поведінку чужорідного *L. gibbosus*, 7 особин якого утримували спільно з аборигенними видами – окунем звичайним *P. fluviatilis* (8 особин), краснопіркою *S. erythrophthalmus* (4 особини) і пліткою *R. rutilus* (7 особин), а також чужорідним чебачком амурським *P. parva*. Спостереження проводили у період 06.09.2013–04.03.2014 у трьох акваріумах місткістю по 170 л.

Під час експерименту першу групу *L. gibbosus* годували здебільшого личинками комах (*Chironomidae* та *Sarcophagidae*). Годування проводили 5 разів на тиждень. Підміну води здійснювали два рази на тиждень (по 10 л води). Залишки органічної речовини з дна збирались за допомогою сифона. При загибелі риби замінювали 30 л води та для дезінфекції додавали метиловий зелений. За день після цього з акваріума сифоном збирали органічні рештки.

Під час спостереження реєстрували поведінкові реакції риб, характер живлення, орієнтування в акваріумі, міжвидові та внутрішньовидові взаємини риб. Щоденно вимірювалася температура повітря та води в акваріумах. Результати заносили до спеціального журналу спостережень.

L. gibbosus у природних умовах належить до так званих зграйних риб. Відрізняють два типи зграї: *ієрархічний*, коли у зграї присутній доміант, та *еквіпотенціальний*, коли у зграї доміант (лідер) відсутній [100].

Відомо, що тривале лідерство може виникати у зграях, утворених невеликою кількістю особин, або коли риби тримаються разом тривалий час [100]. В еквіпотенціальних зграях риб особини, які виконують роль короточасних лідерів, першими та з більшою інтенсивністю проявляють поведінкову реакцію

на стимули. Такі особини можуть відрізнятися від інших риб у зграї підвищеною збудженістю та реактивністю, наприклад, періодичним тимчасовим виходом на периферію зграї.

Під час експерименту домінант сонячного окуня *L. gibbosus* (особина D) майже постійно знаходився на периферії зграї, поблизу місця годування, активно відганяючи від нього інших риб. Іноді сонячний окунь ховався у водоростях або за фільтром, звідки спостерігав за місцем годування і попереджував спроби інших риб триматися поблизу кормової точки (рис. 7.4).

Домінант виявляв значну агресію до інших риб, особливо менших за розмірами, активно перешкоджав річковому окуню і чебачку наблизитися до місця годування, навіть при здійсненні годування риб у кількох місцях акваріума.

Відомо, що об'єднання риб у зграї збільшує інтенсивність і ефективність їх живлення, покращує забезпеченість їжею. Зграйність не лише обумовлює зменшення часових затрат на



Рис. 7.4. Домінант (D) – самець *L. gibbosus* в експериментальному акваріумі № 1 у змішаній зграї разом з *P. fluviatilis* та *P. parva*

пошук та виявлення кормових об'єктів, але й збільшує тривалість та ефективність годування, призводить до зростання частки трофічної поведінки у добовому балансі часу [100; 209; 338].

Під час годування риб, які мешкали в акваріумі, *L. gibbosus* активно поїдав корм впродовж більш тривалого часу, ніж інші риби. Рештки корму збиралися з дна акваріуму меншими особинами сонячного окуня. Нами підраховувався бюджет часу, який витрачався на споживання їжі різними рибами в акваріумальних умовах (рис. 7.5).

При активному живленні *L. gibbosus* витрачав на схоплення їжі та пошуки рештків у середньому $68,3 \pm 2,2$ с, *P. fluviatilis* та *R. rutilus* – близько $45,0 \pm 1,8$ с.

Більш тривалі пошуки їжі та трофічна активність сонячного окуня свідчить про кращу ефективність живлення *L. gibbosus* порівняно з аборигенними рибами, про потужну харчову конкуренцію на фоні агресивності до інших видів риб. У результаті експерименту нами встановлено, що під час спільної годівлі риб домінуюча особина *L. gibbosus* може забити до смерті навіть крупнішу за нього особину (наприклад, *P. fluviatilis*, як це сталося на дев'ятій добі спільного перебування в акваріумі).

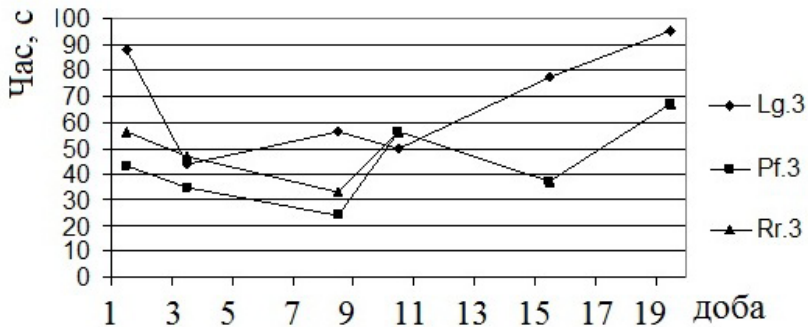


Рис. 7.5. Бюджет часу на споживання їжі різними рибами

в акваріумальних умовах:

Lg – *L. gibbosus*; Pf – *P. fluviatilis*; Rr – *R. rutilus*

На появу корму у воді доміант реагував першим, а всі інші дослідні риби звертали увагу із запізненням на 1–2 с. Після годування під час перерви у годуванні (на вихідних), активність всіх особин риб була підвищеною і вплив доміанта на поведінку інших риб під час годування достовірно не простежувався.

У разі нестачі корму *L. gibbosus* активно споживає водорості (окрім роголистника) і, на відміну від окуня звичайного *P. fluviatilis*, добре живиться сухим кормом.

Підвищення температури води зменшує час пошуку трофічних об'єктів сонячним окунем. В акваріумах № 1 та 3 *L. gibbosus* на пошук їжі при температурі води +17–19 °С витрачав у середньому 6,1±0,4 хв, при підвищенні температури до +23 °С час на пошуки їжі скоротився до 1,1–2,0 хв. В акваріумі № 2 час пошуків їжі окунем *P. fluviatilis* та пліткою *R. rutilus* зі зростанням температури збільшувався (рис. 7.6).

Для змішаної зграї з *L. gibbosus* був характерним максимальний рівень зграйної активності під час годування при температурі води +20 °С. В таких зграях на інтенсивність пошуку харчових компонентів впливає не лише кількість корму, а також видовий та віковий склад зграї, що призводить до посилення конкуренції між особинами у зграї. Проявом такої конкуренції є

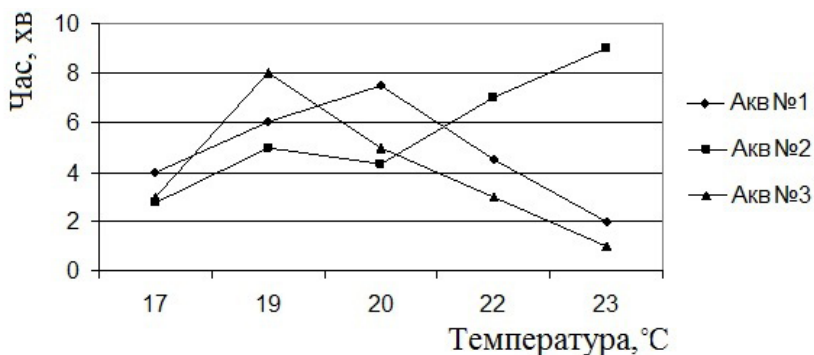


Рис. 7.6. Динаміка витрат на пошуки їжі *L. gibbosus* в акваріумальних умовах:

Акв № 1–3 – відповідно акваріуми № 1–3

скорочення часу, яке витрачається окремою рибою на схоплення, утримання та заковтування об'єктів живлення. Цей ефект стає більше вираженим у зграях з більшою кількістю особин: наприклад, в акваріумі № 1, де розміщено 18 особин різних риб.

Необхідно зазначити, що сонячний окунь повністю адаптувався до штучних умов мешкання і почав активно споживати корм уже до кінця першої доби перебування в акваріумі (рис. 7.7). Для аклімації краснопірки знадобилося два дні, плітки звичайної – три, окуня *P. fluviatilis* – 4 дні.

На нашу думку, швидка етологічна адаптація *L. gibbosus* до нових умов мешкання надає йому перевагу серед аборигенних риб при освоєнні різних стацій і біотопів водного середовища.

Живлення сонячного окуня у природних умовах. Досліджували 93 особини *L. gibbosus*: 26 самців, 42 самки та 24 ювенільні особини, відловлені на Дніпровському водосховищі (Самарська затока) у весняно-літній період 2013 р. Довжина самців варіювала у межах 75–95 мм, самок – 90–110 мм, ювенільних



Рис. 7.7. Динаміка аклімації риб і споживання ними кормів у нових умовах середовища:

Lg – *Lepomis gibbosus*; Pf – *Perca fluviatilis*; Rr – *Rutilus rutilus*; Se – *Scardinius erythrophthalmus*

особин – 65–75 мм. Маса дорослих риб сягала 37,0–45,5 г, нестатевозрілих – 10,7–22,5 г.

L. gibbosus годується як тваринними об'єктами, так і рослинністю. У складі харчової грудки зареєстровано 11 кормових компонентів (табл. 7.5, рис. 7.8), у тому числі водна рослинність, молодь риб, безхребетні (личинки бабок (*Odonata*), веснянок *Ephemeroptera*; ізоподи *Asellus aquaticus*; мізиди (*Mysidae*); личинки *Chironomidae*, гноєвий черв'як (*Eisenia fetida*), дощовий черв'як (*Lumbricus terrestris*). Останні два харчові об'єкти, на нашу думку, є випадковими у спектрі живлення *L. gibbosus*.

За вагою у складі харчової грудки сонячного окуня (понад 50,0 %) домінувала риба (перш за все – молодь риб родини *Cyprinidae*), яка, на наше переконання, у весняний період є основною їжею *L. gibbosus* у Дніпровському водосховищі.

Визначення індексу відносної значущості (ІВЗ, %) як показника значення харчового об'єкта у складі їжі сонячного окуня показало, що весною ІВЗ риб-жертв досягав 3900 %. Велике

Таблиця 7.5

Склад харчової грудки *Lepomis gibbosus* залежно від сезону, %

Компоненти живлення	2013		
	весна, n = 30	літо, n = 38	осінь, n = 24
Личинки <i>Odonata</i> та <i>Ephemeroptera</i>	30,3	–	25,5
Ізоподи <i>Asellus aquaticus</i>	–	58,8	–
Гноєвий черв'як (<i>Eisenia fetida</i>)	6,7	29,4	–
Дощовий черв'як (<i>Lumbricus terrestris</i>)	5,8	–	–
<i>Mysidae</i>	–	–	25,0
Личинки <i>Chironomidae</i>	–	11,8	20,8
Рештки риб (родина <i>Cyprinidae</i>)	25,5	–	18,1
Рештки риб (вид не встановлено)	30,3	–	–
Рештки рослинності	1,4	–	10,6
Частка риб з порожнім кишково-шлунковим трактом	40,0	28,9	33,3

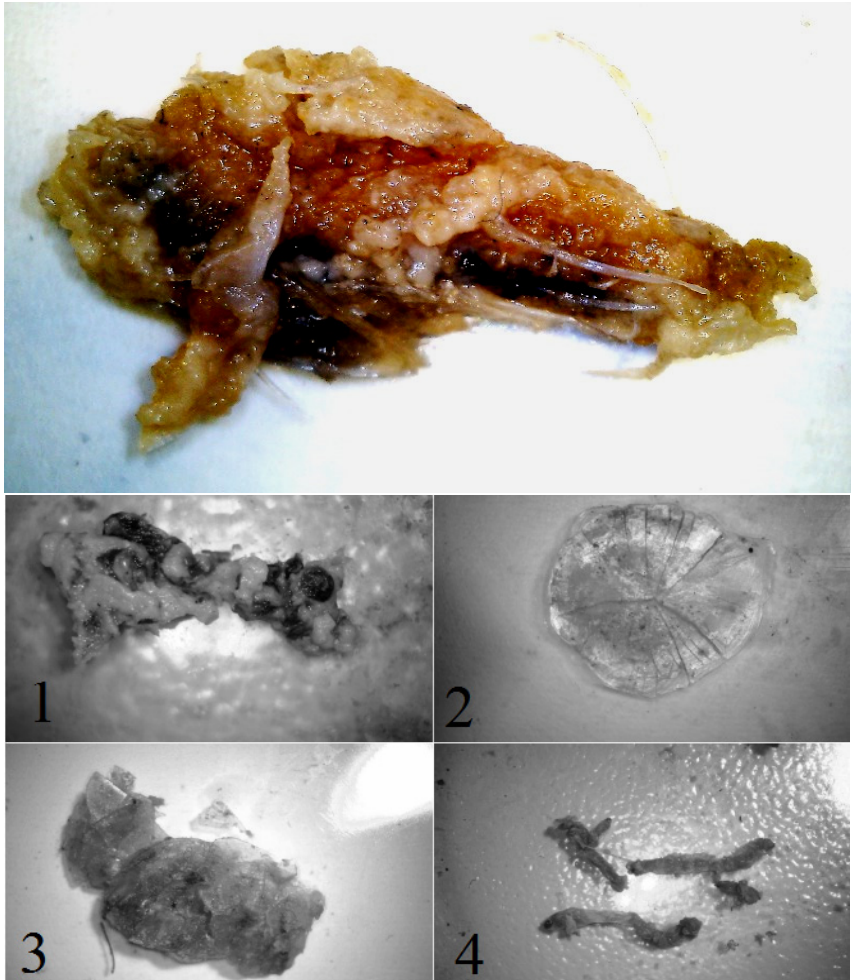


Рис. 7.8. Состав харчової грудки (зверху) сонячного окуня *L. gibbosus* весною:

1 – личинки *Ephemeroptera*; 2, 3 – луска риб родини *Cyprinidae*; 4 – личинки *Chironomidae*

значення мали личинки *Odonata* та *Ephemeroptera*, ІВЗ яких досягав 970 %.

Влітку велике значення як компонента живлення *L. gibbosus* має водяний віслючок *Asellus aquaticus* (Isododa), чий ІВЗ сягає 220 %.

Сонячні окуні, що піддавалися дослідженню влітку 2013 – весною 2014 рр., мали достатньо високий ступінь вгодованості, що свідчить про непогану забезпеченність їжею.

Коефіцієнт вгодованості за Кларк [284] коливався у межах 1,46–1,88; за Фультоном [301] – у межах 1,63–2,07 (табл. 7.6), причому найвищі показники вгодованості сонячного окуня за Кларк і Фультоном були у травні 2014 р. (відповідно 1,88 та 2,07).

Змінюється вгодованість сонячних окунів залежно від їх віку (табл. 7.7). Звертає увагу факт зменшення вгодованості найстарших особин *L. gibbosus* – семиліток (віком 6+).

Отримані результати дають змогу констатувати той факт, що сонячний окунь достатньо успішно натуралізовався у Дніпровському водосховищі та його притоках, має значні передумови для нарощування популяційного потенціалу.

Це підтверджується достатньо високими показниками його біологічних і фізіологічних характеристик, у тому числі вгодованості, характеру та якості живлення.

Таблиця 7.6

Показники вгодованості *L. gibbosus* у Дніпровському водосховищі у різні місяці весни та літа (2013–2014 рр.)

Стать	2013			2014		
	червень	липень	серпень	березень	квітень	травень
♀♀	–	$\frac{1,46}{1,63}$	$\frac{1,65}{1,92}$	–	–	$\frac{1,66}{1,91}$
♂♂	$\frac{1,84}{1,93}$	–	$\frac{1,76}{1,94}$	$\frac{1,68}{1,79}$	$\frac{1,73}{1,88}$	$\frac{1,88}{2,07}$
♀♀ + ♂♂	$\frac{1,84}{1,93}$	$\frac{1,46}{1,63}$	$\frac{1,70}{1,93}$	$\frac{1,68}{1,79}$	$\frac{1,73}{1,88}$	$\frac{1,82}{2,03}$
n	17	15	15	10	22	14

Примітка. Над рискою – вгодованість за Кларк; під рискою – за Фультоном.

Таблиця 7.7

**Показники вгодованості сонячного окуня *L. gibbosus*
у Дніпровському водосховищі залежно від віку**

Стать	Вік (років)			
	4	4+	5+	6+
♀♀	–	<u>1,65</u> 1,92	<u>1,61</u> 1,84	<u>1,56</u> 1,75
♂♂	<u>1,68</u> 1,78	<u>1,70</u> 1,84	<u>1,93</u> 2,14	<u>1,82</u> 1,99
♀♀ + ♂♂	<u>1,68</u> 1,78	<u>1,69</u> 1,86	<u>1,77</u> 1,99	<u>1,76</u> 1,94
n	8	10	12	5

Примітка. Над рискою – вгодованість за Кларк; під рискою – за Фультоном

Трофічна конкуренція чужорідних риб з іншими представниками іхтіофауни. Досліджено трофічну конкуренцію чужорідних і аборигенних видів риб на літоралі Дніпровського водосховища. Доведено, що *P. parva* переважно конкурує за кормові ресурси з бичком-головачом *N. kessleri* (Q досягає 0,94), коропом *C. caprio* (0,91), щипавкою звичайною *C. taenia* (0,87), бичком гонцем *N. gymnotrachelus* (0,74), чорноморською пухлощокою голкою *S. abaster* (0,62), карасем сріблястим *C. auratus gibelio* (0,54), гірчаком *R. amarus* (0,48) і судаком *S. lucioperca* (0,29).

На р. Самара (притока Дніпровського водосховища) гостра конкуренція за кормові ресурси спостерігається між бичковими та іншими видами риб. Коефіцієнти перекривання трофічних ніш багатьох видів риб близькі до одиниці: між бичками та гірчаком (Q досягає 0,99), пліткою (0,95), сонячним окунем (0,94), окунем річковим (0,94), плоскиркою (0,92), карасем сріблястим (0,88), краснопіркою (0,87).

У р. Інгулець (притока Каховського водосховища) *L. gibbosus* є одним із головних конкурентів бичкових риб (перш за все *N. fluviatilis*) за трофічні ресурси (Q сягає 0,97).

Таким чином, у конкуренції між *L. gibbosus* і бичковими за трофічні ресурси на ріках Самара і Інгулець (притоках Дніпра) в останні роки біотопічно і функціонально виграє вид-інвайдер. З 2010 р. чисельність і біомасові показники бичкових на мілководдях цих річок різко зменшується.

Знайдено, що на ділянках малих рік-приток Дніпра (Базавлук, Інгулець, Самара), де різко збільшилася чисельність *L. gibbosus*, у 2011–2012 рр. кількість видів молоді риб на літоралі зменшилася до 4–5 (проти фонових 10–14 видів у 2007–2010 рр.).

Необхідно зазначити також включення чужорідних видів до раціонів живлення хижих риб дніпровського каскаду водосховищ. Чебачок амурський у складі їжі щуки звичайної *Esox lucius* (рис. 7.9) є другорядним об'єктом живлення (14,7% за зустрічами у харчовій грудці) після гірчака (32,4%).

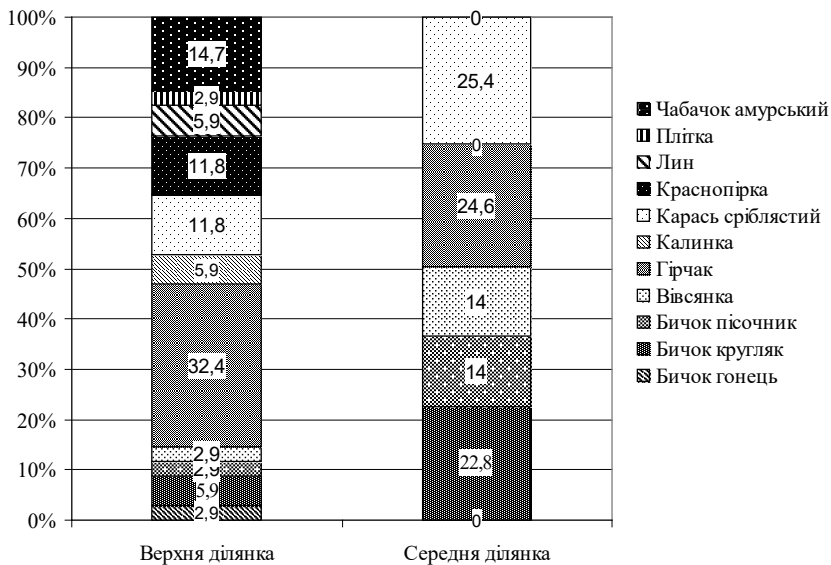


Рис. 7.9. Частка риб-жертв у складі раціону живлення щуки звичайної *E. lucius* на різних ділянках Дніпровського водосховища (літо 2011 р.), %

Молодь і дорослі особини сонячного окуня реєструються у складі компонентів живлення щуки звичайної на р. Самарі Дніпровській та Самарській затоці Дніпровського водосховища, у складі харчової грудки окуня річкового. Є непідтверджені відомості про наявність статевозрілих особин *L. gibbosus* у складі їжі сома європейського.

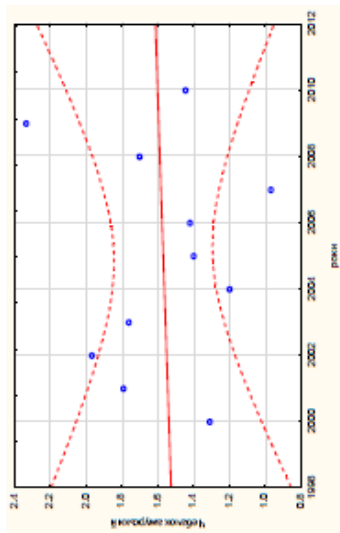
7.2. Наслідки інтродукцій та інвазій чужорідних видів риб у дніпровські водосховища

Поява, масове розповсюдження і натуралізація промисловоцінних видів риб у водосховищних екосистемах є не тільки важливим екологічним фактором функціонування біогідроценозів, але й впливає на рівень природної рибопродуктивності дніпровських водосховищ. Успішне включення видів-аутакліматизантів у процеси функціонування гідроекосистем збільшує ступінь біологічного розмаїття, але гостра конкуренція «чужинців» з нативними видами призводить до зменшення видового складу риб на окремих біотопах.

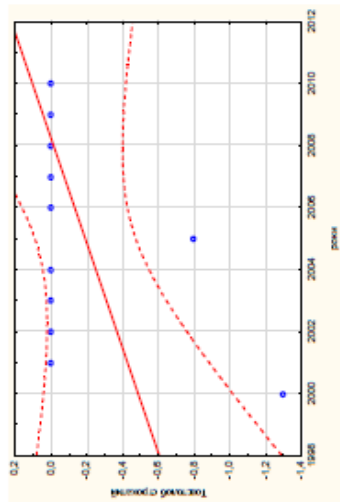
Доведено, що чужорідний *C. gibelio* повсюдно швидко витісняє аборигенного *Carassius auratus* з типових біотопів. Конкуренція за кормові ресурси і стації мешкання розгортається не тільки серед цінних і чужорідних риб, але й між малоцінними та вселенцями. На фоні гострої трофічної конкуренції на середній ділянці р. Самара між сонячним окунем та бичковими (*N. fluviatilis* та *N. melanostomus*) чисельність та біомасові показники останніх з початку 2000-х років різко зменшилися ($p \geq 0,95$).

У той же час чисельність інвазійних видів риб на літоралі дніпровських водосховищ постійно зростає (рис. 7.10).

Необхідно зазначити, що негативний вплив від вселення чужорідних видів в екогідросистеми інколи важко визначити [381; 399]. Шкода від інтродукції зазвичай визначається зниженням чисельності аборигенних видів під впливом чужорідних. Це притаманне як для більшості макробезхребетних, так і для прісноводних та морських риб.

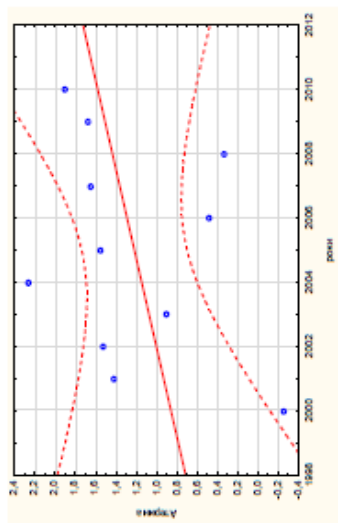


а



б

Рис. 7.10. Динаміка змін чисельності молоді інвазійних риб на мілководдях Дніпровського та Кам'янського водосховища (1998–2012 рр.): а – чебачка амурського; б – товстолиба строкатого; в – атерини чорноморської



в

В. П. Семенченко зі співавторами [381] відзначає практично повне зникнення *Gammarus lacustris* у верхів'ї басейну р. Дніпро, а також різке зниження чисельності двох видів аборигенних гаммарид (*G. lacustris*, *G. pulex*) у водосховищах Дніпра, які пов'язані зі збільшенням чисельності та біомаси понтокаспійських гаммарид (у тому числі *D. vilosus*).

Аналогічна ситуація спостерігається в р. Рейн на території Нідерландів, де *G. pulex* повністю витіснений понтокаспійськими амфіподами [Lueven et al, 2009 – цит. за 381]. Тотожна ситуація спостерігається і з карасем сріблястим *C. gibelio*, який повсюдно швидко витісняє карася звичайного *C. auratus*.

Відомо, що одним із наслідків трансформації тваринного населення внаслідок інвазій є гомогенізація фаун водосховищ і навіть цілих річкових басейнів [63]. Наслідком такої гомогенізації фаун може бути втрата стійкості екосистем до будь-яких природних та антропогенних впливів.

Ми проаналізували динаміку змін частки спільних видів риб в іхтіофауні пониззя Дніпра (в межах Каховського водосховища) та Дніпровського водосховища у зв'язку з інвазіями чужорідних видів. Аналізу піддано масив даних по водосховищах за 1980–2010 рр. (рис. 7.11).

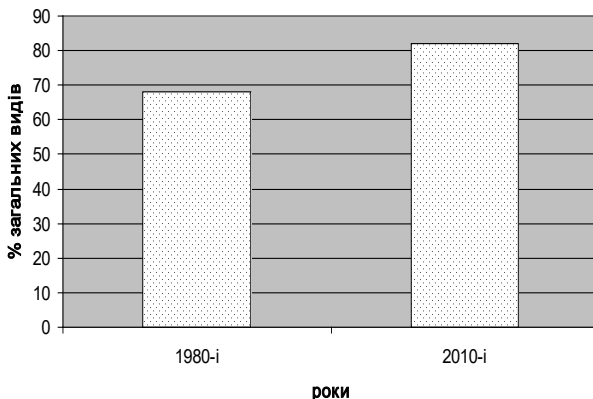


Рис. 7.11. Динаміка змін частки (%) спільних видів риб в іхтіофауні Каховського та Дніпровського водосховищ у зв'язку з інвазіями чужорідних видів

Зазначимо, що вплив чужорідних видів на місцеву фауну достатньо важко оцінити саме у каскаді водосховищ, де природна гідроекосистема є антропогенно деградованою. Нові види – саморозселенці, інтродуценти, інвайдери – сформували принципіально нову екосистему, яка повністю відрізняється від вихідної, річкової. Разом з тим створення водосховищ на Дніпрі дало багатьом понто-каспійським видам перевагу перед нативною, аборигенною фауною. Таким чином, чужі види виступили як «back-seat drivers» [321].

На нашу думку, негативний аспект колонізації чужорідними видами каскаду дніпровських водосховищ криється не у локальних екологічних впливах, а в ризиках їх подальшого розселення у нові регіони.

7.2.1. Потенційно корисні вселенці та аутакліматизанти

Гідробудівництво і створення великих штучних водних екосистем (водосховищ) на акваторії р. Дніпро, що було розгорнуто з кінця 1920-х рр., призвело до дисбалансу основних характеристик вихідної річкової екосистеми. Відбулася докорінна зміна морфологічних, гідрохімічних та гідробіологічних параметрів, що обумовило неврівноважений стан компонентів біоти протягом всього періоду існування водосховищ і вихідних характеристик, притаманних даній річці. Функціонування у штучному, по суті – антропогенному режимі, викликало загальне погіршення якості води. Каскад дніпровських водосховищ, з одного боку, є базовим джерелом водопостачання для промисловості і населених пунктів, з іншого – приймає промислові, комунально-побутові стоки.

Водосховища дніпровського каскаду по теперішній час не можуть самостійно, без регулювання з боку людини налагодити збалансовані взаємовідносини між ланками власних водних екосистем. Проблема відповідності якісних характеристик водних мас, акумульованих у водосховищах, потребам людини пов'язана також і з наближеністю їх до великих промислових агломерацій.

Багаторічний аналіз спостережень за функціонуванням водосховищних екосистем свідчить про те, що якість води та «рівень чистоти» водних ресурсів досягається не заборонаю на будь-які види користування, а насамперед – створенням умов для повноцінного функціонування водної екосистеми у режимі збалансованої взаємодії всіх її складових, в тому числі живих організмів. Саме у процесі оптимальної життєдіяльності всіх ланок гідробіоценозу відбувається поліпшення якості й самоочищення води від небажаних інгредієнтів як автохтонного, так і аллохтонного (зовнішнього) походження (токсикантів, забруднювачів). Збалансована система може перевести в неактивний, достатньо безпечний стан (утилізувати) таку кількість забруднювачів, для нейтралізації яких потрібно було б створити енергоємні очищувальні установки.

Разом з надходженням забруднювачів, основною проблемою штучних водойм з нестабільними гідрофізичними параметрами й особливим термічним режимом є масштабне продукування синьо-зелених водоростей та вищої водної рослинності, яке має тенденцію до зростання. У певні періоди літа ця надлишкова продукція, що утворюється на водній акваторії, стає дійсною перешкодою нормальному процесу користування водними ресурсами, може відчутно впливати на якість води і погіршити санітарну ситуацію в місцях забору питної води і у місцях відпочинку людей. Крім того, підвищені температури води влітку також сприяють інтенсивному розвитку рослинності. Ефект масового розвитку водоростей у зарегульованих і штучно створених водоймах повсюди належить до числа глобальних явищ антропогенного походження. Це відповідна реакція водних рослин на нові, нестабільні умови існування, які створені діяльністю людини. В результаті невідповідності вироблених у процесі еволюції потреб життєдіяльності організмів новоствореним умовам проживання біологічні об'єкти виявляють неочікувані реакції. Так, наприклад, вони можуть створювати спалах розвитку в локальних акваторіях, обумовлюючи негативні довгострокові наслідки, які важко прогнозувати. Значні обсяги утвореної біомаси фітопланктонних організмів, вищої

водної рослинності в період і при закінченні вегетаційного сезону починають відмирати і їхнє наступне розкладання вкрай негативно впливає на якісні характеристики води.

При проектуванні каскаду водосховищ і, зокрема, Дніпровського (Запорізького) водосховища, неможливо було передбачити всі екологічні наслідки гідробудівництва і характер процесів переформування біотичних компонентів. Дисбаланс проєктних (прогнозних) і сучасних (реальних) гідроекологічних характеристик обумовив поступове погіршення якості води, що певною мірою відбилося на можливостях безпечного, з екологічної точки зору, процесу експлуатації водних ресурсів. Слід зазначити, що навіть при дотриманні проєктних характеристик експлуатації води в штучно створених водоймах виникають проблеми врегулювання реакції біотичних компонентів на нові умови. У результаті невідповідності потребам живих організмів, що були вироблені у процесі еволюції, новоствореним умовам проживання біологічні організми виявляють неочікувані реакції. Так, у деякі періоди літа надлишкова продукція, створювана фітопланктоном, при її розпаді стає небезпечною як для гідробіонтів, так і для людини. На сьогодні все частіше реєструються випадки отруєння синьо-зеленими водоростями і їхніми метаболітами різних тварин, птахів і людей, які споживають цих тварин у їжу.

Ця проблема є однією з найбільш глобальних для водосховищ усього світу. Експерименти і проєктні розробки щодо штучного вилучення надлишкової біомаси фітопланктону у період вегетації і детриту, що створюється після їх відмирання, проводилися протягом останніх 50 років і не принесли відчутних результатів. Проблема вилучення надлишкової біомаси фітопланктону і досі залишається технічно нерозв'язаною. Практично всі технологічні схеми вилучення надлишків водоростей є економічно збитковими і малоефективними (це стосується і розробок, що ведуться у розвинених країнах світу). Розвиток технічних способів регулювання процесу «цвітіння» обмежився захистом окремих водозабірних споруд від обростань і переносом цих споруд у найменш забруднені органіч-

ною речовиною і біогенними елементами ділянки. Так, у межах Дніпропетровської територіально-промислової агломерації єдиним технологічним заходом запобігання попадання води з погіршеними характеристиками було винесення на певну відстань (більше 50 км від м. Дніпра) місця розташування водозабірних споруд (Аульський водозабір). Таким чином, основна питна вода для правобережжя м. Дніпро надходить з акваторії Кам'янського водосховища.

Таким чином, на сучасному етапі розвитку технологічна боротьба з «цвітінням» води на великих акваторіях неможлива і недоцільна. Задача полягає не у знищенні «цвітіння» води як явища, а в усуненні його негативних наслідків, у врегулюванні процесу розвитку і продукування водоростей і раціонального їх вилучення.

Продукція фітопланктону використовується іншими групами водних організмів і, в кінцевому підсумку, рибами. Для скорочення трофічної ланки доцільно вводити в екосистему риб – споживачів планктону. Таким чином, водосховища являють собою важливі об'єкти для інтродукційних та відтворювальних робіт.

Строкатий та білий товстолобики. Паралельно з розробкою проєктів технічного вилучення небажаних надлишків біомаси проводилися роботи зі створення збалансованих біоценозів, де роль утилізатора надлишкової продукції фітопланктону та вищої водної рослинності відводилася риbam-фіто- і детритофагам [179]. На відміну від технічних проєктів, такі роботи не вимагали значних капіталовкладень і, крім того, приносили відчутний супутній економічний результат – утворювалась додаткова рибна продукція. На основі проведених досліджень було визнано, що найефективнішим є вилучення надлишків рослинних мас за допомогою їх природних споживачів – рослиноїдних видів риб. Строкатий та білий товстолобики споживають планктонні організми, а також відмерлі залишки рослинних і тваринних організмів – детрит, а водна рослинність – як занурена (рдесники та ін.), так і надводна (рогоз, очерет) – утилізується амуром білим.

Ці види-інтродуценти мають значний темп росту (за рік приріст маси тіла однієї особини досягає 1,5–2,5 кг) та високі харчові якості. Разом з тим практично відсутня конкуренція з туводними видами, що мешкають у водосховищі.

У водосховищах дніпровського каскаду сформувалися сприятливі температурні та гідрохімічні умови, а також достатньо висока концентрація біогенних елементів для інтенсивного розвитку фітопланктону. Середньозважена біомаса його знаходиться на рівні оптимальних для споживання рослиноїдними рибами величин (10,3–11,3 г/м³). Крім цього, за морфологічними критеріями доступності і цінності такий планктон практично повністю може бути віднесений до кормового. У Дніпровському водосховищі середньобагаторічні показники біомаси фітопланктону коливаються в межах 5,99–11,03 г/м³ [96]. Загальна щорічна продукція фітопланктону у Дніпровському та Кам'янському водосховищах коливається в межах від 730 тис. тонн до 30,24 млн тонн щорічно і залежить від багатьох факторів, у першу чергу гідрометеорологічних обставин і сонячної активності.

Згідно проведених досліджень, у водосховищах Дніпра спектр живлення білого і строкатого товстолобиків дуже широкий і включає різні групи фіто- і зоопланктону, а також детрит. У період вегетації питому вагу у їжі риб займають колоніальні водорості з групи вольвоксових – *Pandorina*, *Eudorina*. На початку літнього періоду до 70 % у поживній грудці займають діатомові водорості, найбільше – *Nitzschia*, *Navicula*, *Melosira*, *Amphora*, *Roicosphaenia*, *Cocconeis*. В середині літа і на початку осені спостерігається збільшення частки синьо-зелених з перевагою *p. Microcystis*, їх частка у харчовій грудці зростає до 89,7 %, крім того, в цей період продовжують вагому роль відігравати і вольвоксові. Пірофітові водорості (*Glenodinium* sp.), які мали спалах розвитку в деяких водосховищах, також ефективно споживаються рослиноїдними [19].

Таким чином, спостерігається активне споживання товстолобиками всіх груп планктону, що розвивається у водосховищах протягом вегетаційного сезону.

Особливістю живлення обох видів товстолобиків в умовах водосховища є наближення і подібність спектра кормових організмів. При нестачі фітопланктону в осінній і зимовий періоди, а також на початку весни, обидва види переходять на активне споживання детриту, тобто донних відкладень. Важливим для розглянутого питання є позитивна роль рослиноїдних риб у загальній утилізації сестону. Дослідження показали, що в харчовій грудці товстолобика від 23 до 59 % займає детрит. Добовий раціон дорослих особин білого і строкатого товстолобиків сягає до 20 % маси тіла.

При обсягах зариблення, які в різні роки (1970–1980 рр.) вираховуються від декількох сотень тисяч особин до одного мільйона, обсяги вилучення надлишку органічної речовини (внаслідок споживання рибами і подальшої акумуляції в їхтіомасі) у водосховищі сягали від 100–220 тонн до 1100 тонн щорічно.

Таким чином, екологічний ефект при зарибленні дніпровських водосховищ чужорідними рослиноїдними рибами (строкатий та білий товстолобики) виражається в активному споживанні фітопланктону (влітку), що запобігає виникненню масового «цвітіння» води, сприяє утилізації детриту і загальному вилученню надлишкової органічної речовини, особливо навесні і восени. Зазначимо, що споживання детриту (основний кормовий об'єкт рослиноїдних видів в усі сезони, за винятком літа), який формується, в основному, за рахунок відмерлих водоростей з високим вмістом амінокислот (30 % біомаси фітопланктону – це білок), має принципове значення для загального кругообігу речовин в екосистемі Дніпровського водосховища.

Амур білий *S. idella*. Важливим моментом у функціонуванні водосховищних екосистем є поступове заростання прибережної мілководної зони вищою водною рослинністю. На акваторії Дніпровського водосховища водна рослинність впродовж 1950–1960 рр. освоїла захищені прибережжя водосховища, а впродовж 1970–2000-х років і руслову частину водосховища на всіх її ділянках [11]. Розвиток цього процесу спостерігається і донині, площа водної рослинності, особливо надводної, постійно збільшується.

Вирішення проблеми заростання водосховищ водною рослинністю, розробка заходів із вилучення її надлишків, поліпшення загальноекологічної ситуації і умов мешкання інших груп гідробіонтів, у тому числі риб, пов'язано із застосуванням як природного фіто-біомеліоранта – амура білого *C. idella* – спеціалізованого макрофітофага.

Якщо у 1970–1980-ті роки зариблення білим амуром мало суто рекомендований характер, проводилося спорадично і в малих обсягах, то вже у 1990-х роках вимоги до зариблення дніпровських водосховищ *C. idella* як біомеліорантом мають обов'язковий характер.

Враховуючи обсяг споживання рослинності білим амуром (до 50 кг рослинності на 1 кг приросту живої ваги), при розрахованих обсягах зариблення достовірно можна прогнозувати вилучення щорічно понад 2000 тонн надлишкової фітомаси з одночасним отримання високоякісної харчової продукції (Додатки В, Г, Г').

Таким чином, зариблення білим амуром також має позитивний екологічний ефект – внаслідок активного споживання вищої водної рослинності, в тому числі жорсткої, у прибережній зоні значно поліпшуються умови життєдіяльності усіх груп водних організмів і нагул молоді риб, а також якісні характеристики води на мілководдях.

Ефект позитивного біомеліоративного впливу на водосховищні гідроекосистеми шляхом вселення розрахованої кількості рослиноїдних риб на сьогодні є доведеним.

Всі ці аспекти обумовили інтенсифікацію рибогосподарського освоєння каскаду дніпровських водосховищ шляхом вселення рослиноїдних риб протягом останніх п'яти десятиліть. Пріоритетом було отримання збільшення рибопродуктивності водойм і отримання рибної продукції, біомеліоративний ефект мав супутній характер. При цьому будь-яких екологічних чи економічних «протипоказань» інтродукції рослиноїдних видів не було встановлено [48; 49].

Але згодом було визначено, що економічний ефект від вселення рослиноїдних риб не відповідає очікуваним прогнозам.

Відсутність очікуваного ефекту в усіх водосховищах дніпровського каскаду пояснюється не хибністю самої ідеї вселення рослиноїдних риб у водосховища України, а організаційними процесами його впровадження. Проблема полягає як у низькій якості зарибку і об'єктивному розрахунку його кількості, так і, найголовніше, у фактичній реалізації процесу інтродукції. Зариблення водосховищ за останні понад 20 років здійснюється за залишковим принципом: головним пріоритетом є ціна зарибку, а не його якість. Крім того, є проблема статистичної звітності по вилову рослиноїдних риб користувачами водних біоресурсів, які значно занижують загальні обсяги вилову рослиноїдних риб. При цьому усі користувачі водних біоресурсів наполягають на обов'язковому зарибленні рослиноїдними видами і частково здійснюють його за свій рахунок.

Разом з тим світовий і вітчизняний досвід формування біомеліоративного ефекту за рахунок вселення рослиноїдних риб у водоймах, де ці заходи здійснювалися суворо відповідно до науково обґрунтованих норм [203], свідчать про те, що це єдиний біомеліоративний засіб поліпшення гідроекологічної обстановки у водоймах, у тому числі і у водосховищних гідроекосистемах. При цьому біомеліоративне зариблення найбільш економічно доцільне, не потребує значних капіталовкладень і має економічне повернення у вигляді додаткової рибної продукції.

Розрахунок необхідних обсягів зариблення верхньої ділянки Дніпровського водосховища видами-біомеліорантами показав економічний аспект вселення рослиноїдних риб (Додатки Д, Є). За нашими даними, потенційна рибна продукція від споживання фітопланктону по трофічній групі риб-фітофагів у всіх водосховищах Дніпра складає 3,3–151,3 тисяч тонн риби. Використання товстолобиком фітопланктону у перерахунку на приріст іхтіомаси коливається від 3,8 до 5,6 % (зоопланктону – до 10 %) від його ефективної продукції у сирому вигляді. Середньорічний показник біомаси фітопланктону коливається в межах від 3,2 до 24,0 г/м³. Загальна щорічна продукція фітопланктону коливається в дуже великих межах і залежить від

багатьох факторів, у першу чергу від гідрометеорологічних обставин і сонячної активності (рівня інсоляції). У 2015–2016 рр. середньобагаторічна продукція фітопланктону становила 6,7 г/м³. Враховуючи запас детриту і кормовий коефіцієнт для рослиноїдних видів (35–50), можна очікувати, що потенціальна рибопродуктивність тільки за рахунок утилізації цих кормових запасів для риб складе 35–53 кг/га. Потенційна рибна продукція від споживання фітопланктону за трофічною групою риб-фітофагів тільки у Дніпровському водосховищі складає 1,1–1,6 тис. тонн риби при усередненому показнику на сьогодні – 55,531 тонн (за www.darg.gov.ua).

7.2.2. Функціонально небезпечні вселенці.

«Чорна книга» Придніпров'я

Гомеостаз природних екосистем залежить від загального біорізноманіття і рівня антропогенного навантаження. В умовах Придніпровського регіону цей рівень надзвичайно високий. Особливо велике антропогенне навантаження спостерігається у водних екосистемах, куди надходять інгредієнти забруднення як безпосередньо з різних промислових підприємств, так і з поверхневими стоками з навколишнього наземного середовища.

Високий рівень забруднення водних систем торкається й біорізноманіття, яке виступає біотичним механізмом у створенні стійкої системи. Поряд із багатим видовим та кількісним складом різних біотичних елементів значне місце посідає іхтіофауна, яка є вищою екологічною надбудовою в системі різних біогеоценотичних процесів.

Відомо, що головним екологічним ядром у функціонуванні екосистем є органічна речовина. Риби, які у трофічних зв'язках є гетеротрофним компонентом системи, відіграють важливу роль у продукційному та інших процесах, а саме:

у створенні важливої вторинної біологічної продукції, перетворюючи її з первинної та вторинної, що перебувала на нижчих щаблях біотичних зв'язків. Ця іхтіологічна вторинна продукція сприяє утворенню природної кормової бази для вищих риб – гетеротрофів-хижаків, які завершують екологічну

піраміду, а також є цінним природним ресурсом у господарстві людини;

- у поширенні переробленої первинної та вторинної продукції за межі екосистем, забезпечуючи внутрішньоекосистемні й міжекосистемні процеси обміном речовиною і енергією;

- у створенні потоку біотичної енергії та енергетичного балансу;

- у забезпеченні біотичного кругообігу в системі;

- у біотичному механізмі створення системи блокування загрозливих забруднювачів природного довкілля.

Інша важлива функція іхтіофауни – зниження інтенсивності розвитку синьо-зелених водоростей, які викликають «цвітіння» водойм і агресивний розвиток вищої водної рослинності, що обумовлює заростання, обміління та зникнення водойм, особливо невеликих розмірів. Значну роль іхтіофауна відіграє й у формуванні епізоотійної обстановки в регіоні, будучи проміжним і остаточним хазяїном багатьох паразитарних організмів.

Узагальнену різну участь іхтіофауни у прояві функціональних особливостей водних екосистем показано у класифікаційній схемі (табл. 7.8), причому наведена схема має певною мірою відносний характер, оскільки різні види участі риб у функціональних проявах екосистем тісно пов'язані між собою, часто переходять з одного в інший, чим забезпечується стабільність системи.

Всі чужорідні види риб мають певну функціональну роль у водних екосистемах дніпровського каскаду, яка може бути негативною для усталених іхтіокомплексів і рибного господарства в цілому.

Дослідження В. К. Бігуна [20] показали, як вселення у водойми Шацького національного природного парку американського сомика *I. nebulosus* зменшило рибопродуктивність озер ШНПП у 28 разів [20, с. 18]. Автор прямо пов'язує цей факт зі збільшенням чисельності *I. nebulosus* і його впливом на аборигенних риб (значення рангового коефіцієнта Спірмена склало $R = -0.98$, $p < 0.01$).

Таблиця 7.8

Загальна схема класифікації функціонального значення іхтіофауни у водних екосистемах (за [42])

Тип функціональної активності іхтіофауни	Вид участі у функціонуванні екосистем	Форми участі
Трофічний	Споживно-вилучний	Вилучення значної кількості біомаси різних біотичних елементів у водних екосистемах.
	Метаболічний	Підживлення водних систем мінерально-органічними сполуками. Каналізація біологічної активності води. Участь в утворенні екологічного механізму самоочищення води.
	Продукційний	Утворення вторинної біологічної продукції. Створення природної кормової бази для гетеротрофів, розташованих на вершині екологічної піраміди.
	Енергетичний	Участь у трансформуванні біотичної енергії та потоку енергії у водних екосистемах.
	Деструктивний	Порушення цілісності прибережних заростей вищої водної рослинності.
Конструктивний	Гніздобудівний	Переміщення будівельного матеріалу, забезпечення внутрішньосистемного матеріального обміну. Створення умов для відтворення багатьох видів риб і водних організмів.
Міграційний	Зоохоричний	Участь у просторовому розповсюдженні організмів та їх угруповань. Сприяння в матеріально-енергетичному міжекосистемному та трансбасейновому обміну.
Епізоотичний	Паразитоценозний	Утворення системи проміжних хазяїв у паразитичному циклі розвитку паразитичних організмів. Участь у створенні паразитоценозів у водних системах.

Згідно з дослідженнями багатьох авторів [20; 24–27; 56; 58; 99; 167; 172 та інші] масові види інвазійних риб (американський сомик, ротань-головешка, чебачок амурський, сонячний окунь та ін.) у водоймах України збільшили свою плодючість і спектр їжі, що споживають. Для певних видів (американський сомик, чебачок амурський) ікра аборигенних риб у нерестовий період може бути основою раціону чужорідних видів.

Дослідження раціону живлення *L. gibbosus* у природних і штучних водоймах Придніпров'я (див. підрозділ 7.1) виявило значну трофічну конкуренцію виду з багатьма аборигенними рибами регіону. Чужорідні риби легко адаптуються в нових для них умовах мешкання, включаються в історично усталені міжвидові зв'язки і здатні швидко витіснити аборигенів зі звичних біотопів.

Особливо небезпечними для природних гідробіоценозів, на нашу думку, є види-екзоти, які після утримання в акваріумальних умовах або в аквакультурі можуть потрапляти у річки і водосховища. На сьогодні у Дніпрі та його притоках реєструються поодинокі випадки вилову піраньї Неттерера *Serrasalmus nattereri*, піраньї паку *Colossoma macropomum*, плекостомуса *Hypostomus plecostomus* (родина *Loricariidae*), анциструса *Ancistrus dolichopterus*.

Одним з найнебезпечніших риб-екзотів, спроби розводити якого здійснювали у деяких ставках України [43], є змієголов *Ophiocephalus argus warpachowskii* Berg. Ця велика хижа риба (довжина тіла до 1 м, маса понад 6 кг) є надзвичайно пластичним видом і потрапляння його у природні водойми України може призвести до непередбачених наслідків.

Необхідно зазначити наявність наразі загальнодержавної проблеми – відсутності необхідного дієвого контролю за вирощуванням і поширенням екзотичних видів тварин, які утримуються у домашніх умовах (тропічні комахи, риби, земноводні, рептилії, птахи й ссавці). Небезпечними та непродуманими є також спроби багатьох орендарів штучних водойм без наукових обґрунтувань вирощувати нетипові для фауни України види риб, наприклад, великоротого окуня *Micropterus salmoides*.

Згідно з транснаціональною системою оцінки ризиків інвазійних чужорідних видів [295] певний вид можна віднести до «Білого», «Сірого» і «Чорного» списків (відповідно White, Grey and Black List).

«Білий» список видів (White List) має на увазі організми, які не чинять негативного впливу і не є інвазійними; «Сірий» список (Grey List) – це види, які можливо або ймовірно чинять загрозу для біорізноманіття; «Чорний» список (Black List) включає інвазійні види, чий негативний вплив на біоту підтверджено.

Щоб визначити інвазійний потенціал чужорідних риб у дніпровських водосховищах, ми застосували Протокол оцінки інвазійних чужорідних видів (The Invasive Species Assessment Protocol), запропонований J. R. Randall зі співавторами [371] і модифікований Р. І. Бурдою, С. А. Приходько, А. А. Куземко і Н. О. Багріковою [105]. Протокол містить 20 запитань стосовно певного виду (організму) з декількома варіантами відповіді. Всі запитання об'єднані у чотири розділи, кожен з яких оцінює якийсь один показник. Поєднання всіх оцінок (у балах) дає змогу визначити ранг інвазійного впливу виду. Результати оцінки інвазійних чужорідних видів риб представлені у Додатку Ж.

За результатами підрахунку балів, найбільший інвазійний потенціал у дніпровських водосховищах і басейні Дніпра загалом мають 4 чужорідні види риб: *C. auratus gibelio*, *P. parva*, *L. gibbosus*, *P. glenii*.

Нижче наведено «Чорний» список чужорідних риб у басейні Середнього та Нижнього Дніпра (табл. 7.9) із визначенням потенційного і реального впливу конкретного виду на біоту.

Таким чином, на сучасному етапі у дніпровських водосховищах триває активний процес фауногенезу, під час якого іхтіофауна поповнюється новими видами, як інтродуцентами, так і саморозселенцями. Чужорідні риби швидко включаються в історично усталені міжвидові зв'язки в гідросистемах і здатні конкурувати з аборигенними видами за трофічні та біотопічні

Таблиця 7.9

«Чорний список» чужорідних видів риб у басейні Дніпра

№№ п. п.	Вид	Реальний вплив	Потенційний вплив	Джерело
1.	Чебачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i>	Конкуренція з аборигенними видами риб, виїдання кормової бази риб-аборигенів	Виїдання ікри нативних видів риб, перенесення інфекцій, паразитів риб	[42; 99; 123; 150; 245; 267]
2.	Карась сріблястий <i>Carassius auratus gibelio</i>	Витіснення <i>Carassius auratus</i> , гібридизація	Конкуренція з аборигенними видами риб	[289; 342; 381]
3.	Американський сомик* <i>Ictalurus nebulosus</i>	–	Конкуренція з аборигенними видами риб, хижацтво, виїдання ікри риб-аборигенів	[20; 388]
4.	Сонячний окунь <i>Lepomis gibbosus</i>	Хижацтво, виїдання кормової бази риб-аборигенів, агресивний захист місць перебування	Конкуренція з аборигенними видами риб, хижацтво, виїдання кормової бази риб-аборигенів	[27; 137; 177; 278; 377]
5.	Головешка ротань* <i>Percocotus glenii</i>	Конкуренція, виїдання ікри і молоді нативних видів риб	Конкуренція з аборигенними видами риб, хижацтво, створення проблем для аквакультури	[124; 125; 373]

Примітка. * – вид не зустрічається у водосховищах Середнього та Нижнього Дніпра (Кам'янському, Дніпровському, Каховському).

ресурси. Необхідно зазначити зростаючу небезпеку біологічного забруднення природних і штучних водойм України екзотичними, декоративними або аквакультурними видами (перш за все – ряду *Perciformes*).

РОЗДІЛ 8

ПЕРСПЕКТИВИ ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ

На сьогодні загальновідомо, що інвазії чужорідних видів тварин у прісноводні екосистеми є невідворотним процесом. Внаслідок інтенсифікації господарської діяльності людини, у тому числі судноплавства, рибальства, аквакультури, трансформація гідроекосистем буде тривати, що обумовить тільки зростання інвазій. Є тільки один шлях для мінімізації їх негативного впливу на нативні угруповання – уникнути нових інвазій [351], хоча цього важко досягти. Але знання основних векторів і чинників, які сприяють інвазійним процесам, вже сьогодні дає змогу мінімізувати і оцінити можливі наслідки від нових інвазій.

На сьогодні у світі розробленими є Глобальна стратегія з проблеми інвазійних неаборигенних видів [347] та Європейська стратегія з проблеми інвазійних неаборигенних видів [304]. У багатьох країнах світу відповідно до основних положень стратегій були розроблені і прийняті до виконання Національні стратегії запобігання й контролю інвазій.

Необхідно зазначити, що проблемі біологічних інвазій у зарубіжних країнах приділяється велика увага, про що свідчать, наприклад, окремі рішення Конгресу США (1990) та Указ Президента США (1999).

Положення про необхідність контролю за чужорідними видами увійшли в тексти Конвенції про біологічне різноманіття [110] та Бернської конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (1979, ратифікована в Україні в 1996 р.). Європейський Союз у 2014 році затвер-

див список найнебезпечніших ненативних видів і підготував Директиву, яка спрямована на посилення заходів боротьби з видами-вселенцями.

Під час розробки дієвих заходів щодо попередження інвазій особливу увагу, за положеннями Глобальної та Європейської стратегій, необхідно звертати на створення регіональних зведень (Black Lists) інвазійних видів рослин та тварин.

На жаль, в Україні проблему чужорідних (ненативних) видів на державному рівні досі не сприймають належним чином. На сьогодні відсутня Національна стратегія України щодо розповсюдження інвазійних чужорідних видів, яка тільки розробляється структурними підрозділами Міністерства екології та природних ресурсів України.

У Законі України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України» (№ 2818-VI від 21.12.2010 р.) в загальних положеннях зазначено, що «...*Поширення неаборигенних видів у природних екосистемах викликає значний дисбаланс у біоценозах*» [92], причому у розділі 3 «Стратегічні цілі та завдання» (Ціль 5) наголошено, що «...*створення до 2015 року системи запобіжних заходів щодо видів-вселенців та забезпечення контролю за внесенням таких видів до екосистем, у тому числі морської*».

Але станом на кінець 2018 р. така система запобіжних заходів розроблена не була, і у питанні щодо поширення неаборигенних видів у природних екосистемах Закон не виконується.

Діяльність щодо попередження та контролю розповсюдження інвазійних чужорідних видів тільки планується структурними підрозділами Міністерства екології та природних ресурсів України, яке повинно розробити і затвердити Національну стратегію України щодо розповсюдження інвазійних чужорідних видів (<http://www.menr.gov.ua>).

На поточний момент специфічними особливостями України стосовно інвазій чужорідних видів є такі:

– тривала політика щодо інтродукції (акліматизації) організмів з метою підвищення продуктивності екосистем (у першу чергу – водних);

високий рівень торгових перевезень водним шляхом, що обумовлює обмін живими організмами, наприклад, завдяки баластним водам суден;

відносно слабкий контроль за переносом вселенців (інтродуцентів) через державний кордон та нерозвинене законодавство з проведення інтродукції та занесення (завезення) організмів з інших країн;

слабкий розвиток інформаційного забезпечення моніторингу інвазійних видів (відсутність розвинутих українських баз даних, спеціалізованих сайтів в Інтернеті, проведення тематичних конференцій);

широке розповсюдження серед населення захоплень (хобі), які пов'язані з утриманням у домашніх умовах екзотичних тварин.

На національному рівні розробка комплексу заходів по запобіганню неконтрольованого розповсюдження чужорідних видів, попередження несанкціонованої інтродукції, ліквідація наслідків інвазій повинна стати пріоритетним напрямком діяльності по забезпеченню екологічної безпеки України.

Найважливішими завданнями стосовно вирішення проблеми чужорідних видів на сучасному етапі стають: моніторинг і розробка ефективних методів стримування темпів розселення видів та/або боротьби з натуралізованими небажаними інвайдерами.

8.1. Моніторинг чужорідних видів у водоймах

За сучасними уявленнями, моніторинг тваринного світу – це тривале ведення комплексних регулярних, порівняльних оцінок стану і динаміки найважливіших екологічних і систематичних груп диких тварин у мінливих умовах сучасного антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище.

Основною метою біомоніторингу є оцінка стану популяцій і угруповань різних груп тварин, які дають змогу простежити зміни різноманіття тваринного світу в окремих місцеперебуваннях та в країні в цілому.

Згідно з положеннями статті 22 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [93], система державного моніторингу навколишнього природного середовища в Україні створюється для *«забезпечення збору, обробки, збереження та аналізу інформації про стан навколишнього природного середовища, прогнозування його змін та розробки науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття ефективних управлінських рішень»*. При цьому стаття 37 Закону України «Про тваринний світ» [95] наголошує, що ефективна охорона тваринного світу забезпечується саме створенням системи державного обліку, кадастру та моніторингу тваринного світу.

Загальновідомим є факт, що екологічні водні системи є особливо чутливими до змін гідрологічних, гідрохімічних та інших параметрів існування, іхтіоценози природних та штучних водойм піддаються впливу різноманітних факторів антропогенного походження. Саме тому наукові дослідження механізмів і спрямованості перебудов водних екосистем, динаміки фауногенеза сьогодні є нагально актуальними і необхідними.

Зважаючи на те, що контроль стану популяцій і угруповань чужорідних видів риб і безхребетних у гідросистемах України є на сьогодні нагальною проблемою, нами запропоновано систему моніторингу, яка включає такі складові:

- аналіз інвазійного процесу у природних та штучних водоймах України;
- оцінка стану угруповань та популяцій чужорідних видів у водоймах різного типу антропогенного навантаження;
- з'ясування наслідків екосистемних змін, оцінка екологічних ризиків, прогнозування нових інвазій;
- прийняття управлінських рішень щодо охорони та раціонального використання водних біоресурсів.

Значною проблемою сучасного ефективного моніторингу чужорідних видів є відсутність централізованих глобальних фауністичних досліджень, які охоплювали б усі водойми і водотоки України, або хоча б басейнів найбільших рік країни.

Принципи раннього виявлення чужорідних видів у водоймах України. Для раннього виявлення чужорідних видів в екосистемах і відповідного адекватного реагування на поширення видів рекомендується створення системи раннього попередження [62; 63], яка може включати моніторинг ненативних видів і спеціалізовану інформаційну систему з ГІС-додатками.

Концепція створення національної системи раннього попередження інвазій чужорідних видів може бути розроблена в рамках цільових науково-технічних програм за підтримки як державного бюджету, так і інвесторських коштів.

До Національної системи моніторингу чужорідних видів у прісноводних водоймах повинні бути включені постійні дослідницькі полігони на всіх крупних ріках України, їх водосховищах та гирлах річок-приток першого порядку. Дослідження повинні здійснюватися силами науково-дослідних (Інститут гідробіології НАН України, Інститут рибного господарства НААН України, їх структурні підрозділи у регіонах) і навчальних закладів різного відомчого підпорядкування. У першу чергу серед закладів вищої освіти (ЗВО) розглядаються аграрні університети, які мають кафедри водних біоресурсів та аквакультури, національні та державні університети, у складі яких є біологічні факультети.

Отримана на цих полігонах моніторингова інформація повинна спрямовуватися у національну базу даних, яка складається з відомчих баз даних і модуля з ГІС-додатками, який є відкритим у мережі Інтернет [64]. Загальнодоступний модуль національної бази даних може обслуговуватися SQL-сервером Інституту зоології імені І. І. Шмальгаузена НАН України або Інститутом гідробіології НАНУ (обидва – м. Київ).

Подібна система моніторингу чужорідних видів у прісноводних водоймах створена у Російській Федерації [64], де вона використовується на базі даних «Чужеродные виды на территории России»*. Система моніторингу може бути використана для

* <http://www.sevin.ru/invasive/dbases/plants/species.html>, <http://www.sevin.ru/invasive/dbases/insects.html>, <http://www.sevin.ru/invasive/priortargets/Pisces.html>
<http://www.sevin.ru/invasive/invasion/mammals.html>

оцінки ризиків інвазій, контролю за розповсюдженням видів-інвайдерів, організації промислу (рибальства) на територіях і акваторіях, які піддані інвазіям різних тварин і рослин, для обґрунтування та супроводження акліматизаційних та реакліматизаційних, природоохоронних заходів, для профілактичних та санітарно-епідеміологічних рішень, для іншої діяльності, яка забезпечує біологічну безпеку країни.

Деякі проблеми організації системи моніторингу чужорідних видів у регіонах. Наші дослідження на водоймах Придніпров'я впродовж 2009–2013 рр. виявили таке. Вилов деяких риб був можливим тільки певними методами та знаряддями лову. На деяких водоймах або їх ділянках неможливо використати для обловів промислові (ставні сітки, невід) або наукові (мальковий волочок, «тканка» тощо) знаряддя лову. В таких випадках вилов інвайдерів відбувається при використанні любительських знарядь лову [159].

Звертає увагу той факт, що для потреб кадастрових досліджень використання тільки промислових досліджень або промислових і малькових не є достатнім. Показово, що за допомогою любительських знарядь лову (поплавочна вудка, донна снасть (фідер, донка з гумовим амортизатором), спінінг, сіткопідйомник-«малявочниця») можна упіймати більшу кількість видів риб, за якими необхідно вести постійний моніторинг.

Наприклад, на окремих стаціях середньої течії Самари під час малькових обловів влітку 2010–2012 рр. реєстрували 13–15 видів риб, склад уловів набору ставних сіток (вічком 20–55 мм) вказував на наявність 11 видів риб. У цей же час використання любительських знарядь і методів лову дало змогу зареєструвати 20 видів риб [159].

Використання нетрадиційних іхтіологічних методик збору проб повинно бути обумовлене метою дослідника. Наприклад, М. Казьє й А. Бекон [282] зазначають, що у таксономічній статистиці *«для всіх практичних цілей можна с успіхом польовуватися выборками, содержащими 15–25 экземплярів, однако желательнее иметь по 50–100 экземплярів»* [282]. Для отримання такої кількості особин не обов'язково використовувати

вати промисловий невід, ставні сітки, мальковий волочок. Для понад 20 видів риб вилов у наукових цілях можна здійснювати саме любительськими знаряддями лову (фідер, спінінг, донка, «малявочниця», поплавкова вудка, зимова вудка, штекер, рачниця тощо). Безперечно, дослідник повинен правильно користуватися такими знаряддями і інтерпретувати отримані результати ловів.

Відомо, що вибірка, на основі якої можна робити надійні висновки, повинна бути однорідною, адекватною та випадковою [136]. Ці вимоги легко виконуються застосуванням любительських знарядь лову разом з традиційними іхтіологічними методами або без них. До речі, ті самі М. Казьє й А. Бекон [282, с. 157] підкреслювали, що для зменшення елемента невипадковості під час колектування часто бажано в одній і тій самій місцевості використовувати різні способи збору.

Любительське рибальство дає змогу швидко і селективно отримати вибірку риб для будь-якої адекватної оцінки стану біологічних організмів та природного середовища, в тому числі й для токсикологічної оцінки. Для цього необхідно виловити 15–20 особин [136], що, знову ж таки, можна зробити за кільканадцять хвилин любительськими снастями.

Таким чином, для ефективного моніторингу чужорідних видів риб у різних водоймах регіону необхідно враховувати особливості біології риб і використовувати у комплексі всі можливі способи і методи ловіння. Безперечно, ці заходи повинні здійснюватися в межах природоохоронного законодавства.

Сучасний іхтіолог-дослідник повинен використовувати різні методи та способи отримання достовірної фауністичної інформації, в тому числі керуючись даними, які отримані від аналізу складу любительських уловів, аналізу промислу або браконьєрських уловів, опитування (анкетування) місцевого населення, застосовувати різноманітні підходи для визначення видового складу тієї чи іншої водойми.

Фауністичний моніторинг дніпровських водосховищ та їх придаткової системи необхідно проводити постійно, слід забезпечити належний іхтіологічний контроль під час рибниць-

ких та акліматизаційних заходів. Крім водосховищ, необхідно особливу увагу приділити іхтіофауністичним дослідженням річок-притоків Дніпра першого-другого порядків та штучним водоймам регіону – ставкам та каналам, через які може відбуватися розселення нових видів тварин у регіоні.

8.2. Законодавчі і адміністративні заходи щодо попередження інвазій

На державному рівні відповідно до виконання положень Закону України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України» (№ 2818-VI від 21.12.2010 р.) [92] пропонується запровадити Державну (Національну) і регіональні програми попередження розповсюдження інвазійних видів.

У Програмі повинні бути передбачені такі пріоритетні напрямки:

- створення Національної бази даних щодо біологічних інвазій тварин і рослин в Україні, створення умов для широкого і відкритого обміну інформацією з суміжними країнами;
- організація системи моніторингу інвазій чужорідних видів на території України;
- аналіз та систематизація основних причин біоінвазій;
- визначення шляхів інвазивного процесу та виявлення видів – потенційних інвайдерів;
- розробка заходів боротьби з функціонально небезпечними видами-вселенцями або стримування процесу стихійного розселення небезпечних інвайдерів;
- економічна оцінка наслідків біологічних інвазій у прісноводні і морські екосистеми;
- розвиток системи освіти та просвіти в області біологічних інвазій;
- створення ефективної законодавчої бази з проблематики біологічних інвазій.

На регіональному рівні Програми необхідно передбачити:

- розробку «Регіональних кадастрових списків чужорідних, загрозливих (небезпечних) видів флори і фауни України»;
- дослідження місць найбільш ймовірного перебування чужорідних видів, включаючи картографування і ГІС-технології;
- здійснення постійного моніторингу за чужорідними видами, що є натуралізованими в екосистемах України;
- прогнозування появи нових, потенційно небезпечних для господарської діяльності людини, або усталених гідроекосистем видів-інвайдерів;
- розробку методів стримування процесу розповсюдження чужорідних видів;
- прийняття місцевих управлінських рішень щодо охорони і раціонального використання водних біоресурсів (у тому числі інтродукованих).

Прикладом таких Програм є підготовка регіональних Списків інвазійних видів, які затверджуються місцевими органами самоврядування. Наприклад, у березні 2017 р. Закарпатська обласна рада затвердила перший в Україні офіційний регіональний Список інвазійних видів рослин Закарпаття [259].

Одним із методів стримування процесу розповсюдження чужорідних видів є введення їх у розряд промислових видів і вилучення разом з промисловоцінними рибами. Наприклад, враховуючи щорічне значне зростання кількісного та якісного складу популяцій *L. gibbosus* у Дніпровському водосховищі, науковцями ДНУ імені Олеся Гончара і Науково-промисловою радою Державного агентства рибного господарства України запропоновано промислове вилучення сонячного окуня у 2018–2019 рр.

Важливо також проводити освітянські заходи з роз'яснення проблем щодо чужорідних видів, недопущення стихійного розселення функціонально небезпечних видів тварин і рослин. Значною проблемою сьогодення є несанкціоновані випуски рибопосадкового матеріалу екзотичних видів риб (молоді копа кої, великоротого окуня (басса) тощо) у природні водойми.

Таким чином, на сьогодні необхідно констатувати, що інвазії чужорідних видів тварин у прісноводні екосистеми є процесом невідворотним, але таким, що може бути мінімізованим і керованим. Зазначаємо нагальну необхідність законодавчого урегулювання проблеми чужорідних видів в Україні, розробку дієвої Національної стратегії України щодо розповсюдження інвазійних чужорідних видів

ВИСНОВКИ

Таксономічне різноманіття риб і круглоротих водосховищ Нижнього і Середнього Дніпра і їх придаткової системи представлено одним рядом круглоротих та 13 рядами Кісткових риб, які включають разом 20 родин, 57 родів та 75 видів. У водоймах Придніпров'я формування фауни риб відбувалося за рахунок аборигенів (62,7 %) та адвентивних видів (37,3 %), в тому числі за рахунок інтродуцентів – 14,6 % і видів-самовселенців – 22,7 %. У басейні Дніпра з 36 чужорідних риб натуралізованими є 24 види інвайдерів та саморозселенців.

Інвазія, натуралізація і розповсюдження чужорідних видів у дніпровських водосховищах є єдиним екологічним процесом. Основною водоймою-донором для дніпровських водосховищ є Чорне море. Водосховища каскаду виступають донорами понто-каспійської фауни для р. Прип'ять і Верхнього Дніпра (Київське), для басейну р. Сіверський Донець (Кам'янське водосховище і канал «Дніпро – Донбас»). Канал «Дніпро – Донбас» є транзитною водоймою для просування чужорідних видів із басейну Дніпра у басейн Сіверського Донця і Дону (*S. abaster*, *C. cultriventris*, *N. kessleri*).

Розповсюдженню понто-каспійських видів у басейні Дніпра сприяли будівництво водосховищ і системи каналів, «лімнізація» ріки завдяки перетворенню її в каскад водосховищ та глобальні заходи з акліматизації багатьох видів кормової для риб понто-каспійської фауни у нових для них водосховищних умовах. Успіх інвазій чужорідних видів у дніпровських водосховищах обумовлений змінами функціональної структури іхтіофауни під впливом антропогенних чинників.

Антропогенна трансформація малих річок басейну Дніпра у 1950–1960-х рр. призвела до порушення структури і цілісності іхтіоценозів та їх трофофункціональної структури, зростання монодомінантності зоофагів та встановлення абсолютної монодомінантності лімніфілів, а також збільшення питомої ваги

малоцінних та непромислових видів. Після періоду стабілізації (1970–1980-ті рр.), коли угруповання риб утворили відносно стійкі адаптивні пристосування, зростання техногенного впливу на водосховища у 1980–1990-ті рр. порушило цю слабку адаптивну стійкість і спричинило умови для натуралізації багатьох нових видів риб-саморозселенців – як планктофагів (*A. boyeri pontica*) і бентофагів (*B. brauneri*), так і хижаків (*M. batrachcephalus*, *L. gibbosus*).

Наразі понад 50,0 % чужорідних видів риб у дніпровському басейні – понто-каспійського походження, значна частка видів – азійського походження, а також з регіону Північної Європи. Найбільша частка чужорідних видів риб у басейні Дніпра припадає на інтродуковані види (близько 70 %), а найменша – на реінтродуцентів (близько 7 %). Серед аутокліматизантів домінують понто-каспійські прісноводні, солонуватоводні та морські види (представники *Clupeiformes*, *Perciformes*, окремі види – *G. aculeatus*, *A. boyeri pontica*, *S. abaster*). Всі вони характеризуються виразною спрямованістю розселення – від пониззя до верхів'їв рік, що підтверджує кількісне зменшення видів риб вгору проти течії Дніпра.

Чужорідний вид *L. gibbosus* має два шляхи розповсюдження по каскаду Дніпра: з пониззя – у Каховське водосховище (до греблі в м. Запоріжжя) і з Дніпровського – у Кам'янське. Філогеографічний аналіз популяцій Дніпра, Дністра і Дунаю на основі аналізу мінливості локуса *cyt b* мтДНК свідчить, що в усіх досліджених випадках цей вид представлений одним оригінальним гаплотипом. *L. gibbosus* із Дніпровського водосховища з високим рівнем вірогідності ($p \geq 0,99$) походить з району вторинного центру розселення – водойм басейну верхів'я р. Потомак (США).

Швидкість розповсюдження *N. melanostomus* із Дніпровського водосховища у Київське складає 10 км/рік, чорноморської тюльки – близько 20 км/рік. У ріках-притоках Дніпра і каналах швидкість поширення видів набагато більша: в каналі «Дніпро – Донбас» *S. abaster* просувалася від водозабору до Краснопавлівського водосховища зі швидкістю 52 км/рік.

Швидкість розповсюдження *L. gibbosus* у р. Самара Дніпровська складає понад 30 км/рік.

До спектра живлення чужорідного виду *L. gibbosus* входять 11 кормових об'єктів. Крім тваринних компонентів їжі, він активно споживає водну рослинність. За вагою у складі харчової грудки сонячного окуня (понад 50 %) домінувала риба (молодь риб родини *Cyprinidae*), яка у весняний період є основною їжею *L. gibbosus* у Дніпровському водосховищі. Індекс відносної значущості як показник значення харчового об'єкта у складі їжі свідчить, що навесні ІВЗ риб-жертв *L. gibbosus* досягає 3900 %. ІВЗ личинок *Odonata* та *Ephemeroptera* досягає 970 %. Влітку велике значення як компонент живлення *L. gibbosus* має водяний віслючок *Asellus aquaticus* (*Isododa*), чий ІВЗ сягає 220 %.

Внаслідок трофічної конкуренції чужорідних і аборигенних видів риб у літоралі Дніпровського водосховища *P. parva* переважно конкурує за кормові ресурси з бичком-головачом (Q досягає 0,94), коропом (0,91), щипавкою звичайною (0,87), бичком-гонцем (0,74), чорноморською пухлощокою голкою (0,62), карасем сріблястим (0,54), гірчаком (0,48) і судаком (0,29). На р. Самара гостра конкуренція за кормові ресурси спостерігається між бичковими та іншими видами риб. Коефіцієнт перекирвання трофічних ніш між бичками та гірчаком досягає 0,99, пліткою – 0,95, сонячним окунем – 0,94, окунем річковим – 0,94, плоскиркою – 0,92, карасем сріблястим – 0,88, краснопіркою – 0,87. В р. Інгулець *L. gibbosus* є одним з головних конкурентів бичкових риб за трофічні ресурси (Q сягає 0,97).

Для чужорідних видів властива значна екологічна пластичність під час натуралізації в різних типах водойм. Найбільший інвазійний потенціал у дніпровських водосховищах і басейні Дніпра мають 4 чужорідні види риб: *S. auratus gibelio*, *P. parva*, *L. gibbosus*, а також *P. glenii*, який розповсюджений на Верхньому Дніпрі. Ці види формують так званий «Чорний» список видів (Black List) дніпровських водосховищ.

Для раннього виявлення і адекватного реагування на поширення чужорідних видів в екосистемах рекомендується створення системи раннього попередження, що включає

моніторинг ненативних видів і спеціалізовану інформаційну систему з ГІС-додатками. До Національної системи моніторингу чужорідних видів у прісноводних водоймах повинні бути включені постійні дослідницькі полігони на всіх крупних ріках України, їх водосховищах та в гирлах річок-приток першого порядку. Отримана на цих полігонах моніторингова інформація повинна спрямовуватися у національну базу даних, яка складається з відомчих баз даних і модуля з ГІС-додатками, який є відкритим у мережі Інтернет.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Абраменко М. И. Адаптивные механизмы распространения и динамики численности *Carassius auratus gibelio* в Понто-Каспийском регионе (на примере Азовского бассейна). *Российский журнал биол. инвазий*. 2011. № 2. С. 3–27.
2. Алеев Ю. Г. Функциональные основы внешнего строения рыб. Москва: Изд.-во АН СССР, 1963. 247 с.
3. Александров Б. Г. Проблема переноса водных организмов судами и некоторые подходы к оценке риска новых инвазий. *Морський екологічний журнал*. 2004. Т. 3. № 1. С. 5–17.
4. Алимов А. Ф., Орлова М. И., Панов В. Е. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению. Виды-вселенцы в европейских морях России: сб. научн. трудов. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2000. С. 12–23.
5. Алимов А. Ф., Орлова М. И., Панов В. Е. Роль Волго-Балтийского водного пути в формировании солоноватоводной и пресноводной фаун в водных экосистемах Европейской части России. *Малые реки: современное экологическое состояние, актуальные проблемы*: матер. Междунар. научн. конф. Тольятти, 2001. С. 8–9.
6. Аннотированный каталог круглоротых и рыб континентальных вод России. Москва: Наука, 1998. 220 с.
7. Атлас пресноводных рыб России: в 2 т. Т. 1 / под ред. Ю. С. Решетникова. Москва: Наука, 2002. 379 с.
8. Барановський Б. О., Гриценко Т. П., Зеленська Л. І., Христов О. О. Розробка ресурсного атласу Запорізького (Дніпровського) водосховища. *Вісник Дніпропетровського університету. Геологія. Географія. Екологія*. 2000. С. 69–83.
9. Барановский Б. А., Иванько И. А., Загубиженко Н. И. Влияние режима освещенности прибрежной зоны озера Княгиня на состав макрофитных биогеоценозов. *Вісник ДНУ. Біологія, екологія*. 2005. Вип. 13. Т. 2. С. 3–7.
10. Барановский Б. А., Загубиженко Н. И., Новицкий Р. А., Христов О. А. О биоразнообразии гидробионтов в водоемах степной зоны

- України. Довкілля-XXI: матер. молодіжної наук. конф. Дніпропетровськ: ІППЕ, 2002. Ч. II. С. 40–41.
11. Барановський Б. О. Антропогенна трансформація водної та прибережної рослинності Запорізького водосховища: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Дніпропетровськ: ДДУ, 1993. 16 с.
 12. Белінг Д. О. Дніпро та його рибні багатства. Київ: АН УРСР, 1935. 164 с.
 13. Белінг Д. О. Наукова робота Дніпрянської біологічної станції ВУАН за 1929 р. *Збірник праць Дніпрянської біол. ст.* 1931. № 6. С. 3–12.
 14. Белінг Д. О. Науково-дослідна робота Дніпрянської біологічної станції за 1928 р. *Збірник праць Дніпрянської біол. ст.* 1929. С. 227–236.
 15. Белый М. Д. Днепровские рыбы в крымских водохранилищах. *Рыболовство и рыбоводство*. 1959. 6. С. 23–24.
 16. Белый М. Д. Изменение морфологических и биологических особенностей тарани, завезенной из Днепра в крымские водохранилища. *Зоол. журнал*. 1964. 43 (5). С. 713–719.
 17. Бельгард А. Л. Методические указания к изучению курса «Введение в специальность» (у истоков Днепропетровского государственного университета). Днепропетровск: ДГУ, 1980. 54 с.
 18. Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1949. Ч. 3. С. 937–1381.
 19. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л. Н. Зимбалевская, П. Г. Сухойван, М. И. Черногоренко и др. Киев: Наукова думка, 1989. 248 с.
 20. Бігун В. К. Інвазійні види риб та їх вплив на аборигенну іхтіофауну річково-озерної мережі Західного Полісся України: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2012. 22 с.
 21. Бігун В. К., Мосніцький В. О. Поширення та біологічні особливості чебачка амурського (*Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846) у водоймах Західного Полісся України. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Сер. Біологія. Екологія. Спецвипуск: Гідроекологія*. 2010. № 2 (43). С. 23–26.
 22. Білий М. Д. Нерест дніпровського судака та здобування його ікри за допомогою штучних гнізд. *Праці Інституту гідробіол.* 1952. № 27. С. 67–80.

23. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.
24. Болонев Е. М., Пронин Н. М., Дугаров Ж. Н. Ротан – амурский «завоеватель» в Байкальском регионе. Улан-Уде, 2002. 48 с.
25. Болтачев А. Р., Данилюк О. Н., Пахоруков Н. П., Бондарев В. А. Распространение и некоторые особенности биологии амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Cypriniformes, Cyprinidae) в водоемах Крыма. *Вопросы ихтиологии*. 2006. Т. 46. № 1. С. 62–67.
26. Болтачев А. Р., Юрахно В. М. Новые свидетельства продолжающейся медитерранеизации ихтиофауны Черного моря. *Вопросы ихтиологии*. 2002. 42. № 6. С. 744–750.
27. Болтачев А. Р., Данилюк О. Н., Пахоруков Н. П. О вселении солнечной рыбы *Lepomis macrochirus* (Perciformes, Centrarchidae) во внутренние водоемы Крыма. *Вопросы ихтиологии*. 2003. Т. 43. № 6. С. 853–856.
28. Бондарев Д. Л. Фауна риб прибережної зони Дніпровсько-Орільського заповідника на сучасному етапі розвитку іхтіоценозу. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2004. Вип 12 (1). С. 7–12.
29. Бондарев Д. Л., Христов О. А., Кочет В. Н. Ихтиофауна водоемов Днепроовско-Орельского природного заповедника: ретроспективный анализ и современное состояние. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2003. Вип. 11 (1). С. 13–20.
30. Бузевич І. Ю. Стан та перспективи рибогосподарського використання промислової іхтіофауни великих рівнинних водосховищ України: дис. ... доктора біол. наук. Київ, 2012. 297 с.
31. Булахов В. Л. Об экологических условиях развития рыба в Днепровских водохранилищах. *Вопр. экологии*. 1962. Т. 1. С. 19–22.
32. Булахов В. Л. Обогащение ихтиофауны Ленинского водохранилища путем акклиматизации полупроходных видов рыб: дис. ... канд. биол. наук. Днепропетровск: ДГУ, 1966. 268 с.
33. Булахов В. Л. Развитие зооэкологических исследований в Днепропетровском госуниверситете. *Вестник Днепропетровского университета. Биология, экология*. 1998. Вып. 5. С. 52–57.
34. Булахов В. Л., Губкин А. А., Мясоедова О. М., Тарасенко С. Н. Современное состояние фауны позвоночных животных Днепропетровщины и необходимые меры по ее охране. *Исчезающие растения,*

животные и ландшафты Днепропетровщины. Вып. 14. Днепропетровск: ДГУ, 1983. С. 87–97.

35. Булахов В. Л., Мельников Г. Б. Гидростроительство как фактор, способствующий расширению ареала водных животных. *Тезисы докл. IV межвуз. зоогеограф. конференции.* Одесса, 1966. С. 36–38.
36. Булахов В. Л., Мельников Г. Б. Итоги акклиматизации полупроходных рыб в Ленинском и Днепродзержинском водохранилищах и дальнейшие перспективы этих работ. *Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР.* Москва: Наука, 1968. С. 162–167.
37. Булахов В. Л., Мельников Г. Б. Об условиях развития тюльки в Ленинском водохранилище. *Вопр. ихтиологии.* 1965. Т. 5. С. 560–563.
38. Булахов В. Л., Мясоедова О. М., Губкин А. А., Барсов В. А. Зоогеографические особенности фауны Украины. Днепропетровск: ДГУ, 1990. 72 с.
39. Булахов В. Л., Новіцький Р. О., Христов О. О. Іхтіологічні та рибогосподарські дослідження на Дніпровському водосховищі. *Вісник ДНУ. Біологія, екологія.* 2003. Вип. 11. Т. 2. С. 7–18.
40. Булахов В. Л., Тарасенко С. Н., Губкин А. А. О расширении сети заповедных территорий на Днепропетровщине. Охрана и рац. исполъз. природных ресурсов Украины. Киев, 1989. С. 14–17.
41. Булахов В. Л., Василенко В. В., Тарасенко С. Н. Характеристика ихтиофауны и рыбного промысла Запорожского водохранилища. Биол. аспекты охраны и рационал. исполъз. окружающей среды. Днепропетровск: ДГУ, 1977. С. 51–59.
42. Булахов В. Л., Новіцький Р. О., Пахомов О. Є., Христов О. О. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces). Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. 304 с.
43. Бурмакин Е. В. Акклиматизация пресноводных рыб в СССР. *Известия ГосНИОРХ.* 1963. Т. 53. С. 2–317.
44. Васенко А. Г., Старко Н. В. Анализ необходимости и возможности проведения мероприятий по биологической мелиорации канала Днепр–Донбасс в условиях его нерегулярной эксплуатации. *Ресурсосбережение и энергоэффективность инженерной инфраструктуры урбанизированных территорий: матер. Междунар. научн. конф.* Харьков, 2013. С. 12–14.

45. Веригин В. В. О работе по акклиматизации амурских рыб. *Тез. докладов совещания по акклиматизации амурских рыб в водоемах Европейской части СССР*. Киев: ИГ АН УССР, 1958. С. 15–18.
46. Вишневський В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. Київ: Ніка-Центр, 2003. 324 с.
47. Відновна іхтіоекологія: навч. Посібник / Гриб Й. В., Сондак В. В., Гончаренко Н. І. та ін.; за ред. Й. В. Гриба, В. В. Сондака. Рівне: Волинські обереги, 2008. 630 с.
48. Вовк П. С. Итоги и перспективы работ по обогащению внутренних водоемов Украины ценными видами рыб. *Акклиматизация животных в СССР: матер. конф. по акклиматизации животных в СССР*. Алма-Ата: Изд-во Акад. наук Каз. ССР, 1963. С. 122–127.
49. Вовк П. С. Некоторые биологические особенности белого амура и толстолобика в связи с их акклиматизацией в водоемах УССР. *Совещание по акклиматизации амурских рыб в водоемах Европейской части СССР: тезисы докл.* Киев: ИГ АН УССР, 1958. С. 10–14.
50. Водний кодекс України. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 24. Ст. 189.
51. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: довідник / за ред. В. К. Хільчевського, В. В. Гребеня. Київ: Інтерпрес, 2014. 164 с.
52. Вселенцы в биоразнообразии и продуктивности Азовского и Черного морей / под общ. ред. Г. Г. Матишова и А. Р. Болтачёва. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2010. 114 с.
53. Географічна енциклопедія України: у 3 т. Київ: Українська енциклопедія ім. М. Бажана, 1989–1993. Т. 3. П–Я. 480 с.
54. Геродот. Історія в дев'яти книгах. Книга IV. Мельпомена. Київ: Наук. думка, 1993. 240 с.
55. Гидробиология каналов Украинской ССР / О. П. Оксьюк, Г. Н. Олейник, Л. В. Шевцова и др. Киев: Наукова думка, 1990. 240 с.
56. Гончаров Г. Л. До питання про розширення ареалу чебачка амурського. *Заповідна справа в Україні*. 2008. Т. 14. Вип. 2. С. 74–75.
57. Гончаров Г. Л. Некоторые данные о распространении бычков (*Gobiidae: Teleostei*) в бассейне Северского Донца. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: тези IV Міжнар.*

- іхтіол. науково-практ. конф. (Одеса, 7–11 вересня 2011 р.)*. Одеса: Фенікс, 2011. С. 73–76.
58. Гончаров Г. Л. Формування іхтіофауни гідроєкосистем басейну річки Сіверський Донець: автореф. ... дис. канд. біол. наук. Київ. 2017. 24 с.
59. Гончаров Г. Л. Іхтіоценоз піщаних мілководь Сіверського Дінця у районі біологічної станції Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. *Вісник ХНУ ім. В. Н. Каразіна. Біологія*. 2014б. 20 (1100). С. 122–128.
60. Горб А. С., Дук Н. М. Клімат Дніпропетровської області. Дніпропетровськ: ДНУ, 2006. 204 с.
61. Грицан Ю. І. Екологічні основи перетворюючого впливу лісової рослинності на степове середовище. Д.: Вид-во ДНУ, 2000. 300 с.
62. Дгебуадзе Ю. Ю. Экосистемы водохранилищ как модельный объект для экологических исследований для оценок риска природных и антропогенных вызовов. *Бассейн Волги в XXI веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ: мат-лы докл. Всерос. конф. (22–26 октября 2012 г., Борок)*. Ижевск: Издатель Пермьяков И. А., 2012. С. 6–7.
63. Дгебуадзе Ю. Ю. Чужеродные виды в Голарктике: некоторые результаты и перспективы исследований. *Российский журнал биол. инвазий*. 2014. № 1. С. 2–8.
64. Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: Главная редакция Молдавской сов. энцикл., 1990. 408 с.
65. Денисов Л. И. Рыболовство на водохранилищах (современное состояние и пути совершенствования). Москва: Пищ. пром., 1978. 288 с.
66. Денисова А. И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наукова думка, 1979. 292 с.
67. Денисова А. И., Нахшина Е. П., Новиков Б. И., Рябов А. К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев: Наук. думка, 1987. 164 с.
68. Денщик В. А. Игла черноморская (*Syngnatus nigrolineatus* Eichwald) в бассейне Северского Донца. *Вестник зоологии*. 1997. № 1–2. С. 32.

69. Динкевич М. А., Мнацеканов Р. А., Короткий Т. В., Найданов И. С. Динамика гнездового ареала и численности большого баклана на Северо-Западном Кавказе. *Вселенцы в биоразнообразии и продуктивности Азовского и Черного морей*. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2010. С. 35–41.
70. Дирипаско О. А., Изергин Л. В., Демьяненко К. В. Рыбы Азовского моря / под ред. Н. Г. Богуцкой. Бердянск: Изд-во ООО «НПК «Интер-М», 2011. 288 с.
71. Дирипаско О. А., Демченко Н. А., Кулик П. В., Заброта Т. А. Расширение ареала солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae, Perciformes) на восток Украины. *Вісник зоології*. 2008. 42 (3). С. 269–273.
72. Дніпропетровська обласна комплексна програма (стратегія) екологічної безпеки та запобігання змінам клімату на 2016–2025 роки (рішення Дніпропетровської обласної ради від 21.10.2015 № 680–34/VI).
73. Єсіпова Н. Б., Федоненко О. В. Індикаторні показники екологічного стану популяцій риб. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія Біологія. Екологія*. Вип. 13. Т. 1. 2005. С. 56–60.
74. Евланов И. А., Козловский С. В., Антонов П. И. Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1998. 222 с.
75. Евтюхин А. Е. Перевозка живой искусственно оплодотворенной икры для заселения водоемов малого рыболовства. *Рыбное хозяйство СССР*. 1932. 10. С. 22–24.
76. Егерман Ф. Ф. Современное рыболовство реки Днепра в районе от порога Вильного до устья реки Ингульца (1925–1927 гг.). *Труды Гос. ихтиол. опыт. ст.* 1929. Вып. 1. С. 3–234.
77. Екологічний стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах: монографія / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т. С. Шарамок та ін. Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2009. 232 с.
78. Емельяненко П. Рыбы Днепровского бассейна. *Вестн. рыбопромышленности*. Петроград. 1914. № 10/11. 52 с.
79. Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. Киев, 1999. 168 с.
80. Ермилов С. Н., Загубиженко Н. И., Тарасенко С. Н., Христов О. А. Экологическая оценка состояния рыбных запасов Запорожского водохранилища и пути их повышения. *Проблемы*

рационального использования и охраны водных ресурсов бассейна нижнего Днепра: матер. конф. Днепропетровск: ДГУ, 1991. С. 29–30.

81. Жукинський В. Н., Балан А. І. Акліматизація кутума в водах України. *Рибне господарство*. 1959. № 4. С. 23–26.
82. Жукинський В. Н. Ізотермічний ящик із пенопласта для транспортування живої ікри риб. *Рибне господарство*. 1959. 8. С. 21–24.
83. Жукинський В. Н., Харченко Т. А., Ляшенко А. В. Адвентивні види і змінення ареалів аборигенних гідробіонтів в поверхневих водних об'єктах України. Сповідання 2. Лучеперіє риби. *Гідробіол. журнал*. 2007. 43 (4). С. 3–24.
84. Журавель П. А. Акліматизація кормової лиманно-каспійської фауни в водохранилищах і озерах СРСР. Днепропетровск: ДГУ, 1974. 124 с.
85. Журавель П. А. О походженні в Днепродзержинському водохранилищі лиманно-каспійської фауни і перспективи збільшення там її видового складу. *Вісник НІІ гідробіології ДГУ. Днепродзержинське водохранилище*. 1971. Т. 15. С. 119–130.
86. Журавель П. А. О фауні лиманного комплексу Дніпровського водохранилища після його відновлення. *Вісник НІІ гідробіології ДГУ*. 1955. Т. 11. С. 121–145.
87. Журавель П. А. О формуванні біологічного режиму водохранилищ юго-востока України і шляхи збагачення їх природних кормових (для риб) ресурсів: автореф. дис. ... докт. біол. наук. Днепропетровск. ДГУ, 1950. 32 с.
88. Загороднюк І. В. Чужорідні види тварин у синантропних місцезнаходженнях Луганщини. *Динаміка біорізноманіття-2012: збірник наукових праць*. Луганськ: ЛНУ ім. Т. Шевченка, 2012. С. 86–92.
89. Загубиженко Н. І. Розповсюдження водяного ослика *Jaera sarsi* Valk. (Crustacea, Isopoda) в Запорізькому водохранилищі. *Вісник ДНУ. Біологія, екологія*. 2001. Вип. 9. Т. 1. С. 14–18.
90. Загубиженко Н. І. Співтовариства і продуктивність зообентосу. *Запорізьке водохранилище*. Днепропетровск: ДНУ, 2000. С. 59–72.
91. Замбриборщ Ф. С., Шумило Р. П. Сонячна риба в Дністрі. *Природа*. 1953. № 10. С. 119.

92. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року». *Відомості Верховної Ради України*. 2011. № 26. Ст. 218.
93. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища». *Відомості Верховної Ради України*. 1991. № 41. Ст. 546.
94. Закон України «Про природно-заповідний фонд України». *Відомості Верховної Ради України*. 1992. № 34. Ст. 502.
95. Закон України «Про тваринний світ». *Відомості Верховної Ради України*. 2002, № 14, ст. 97.
96. Запорожское (Днепровское) водохранилище: информационный справочник. Днепропетровск: ДНУ, 2001. 48 с.
97. Заставний Ф. Д. Фізична географія України. Львів: Обласний інститут освіти, 1996. 231 с.
98. Ижевский С. С. Чужеземные насекомые как биозагрязнители. *Экология*. 1995. 2. С. 119–122.
99. Карабанов Д. П., Кодухова Ю. В., Слынько Ю. В. Новые находки амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Temm. et Schl., 1846) в европейской части России. *Российский журнал биол. инвазий*. 2009. № 1. С. 11–13.
100. Касумян А. О., Павлов Д. С. Стайное поведение рыб. Москва: МГУ, 2003. 146 с.
101. Кесслер К. Ф. Естественная история губерний Киевского учебного округа: Рыбы. Киев, 1856. 98 с.
102. Кесслер К. Ф. Путешествие с зоологической целью к северному берегу Черного моря и в Крым в 1858 году. Киев, 1860. 248 с.
103. Коваль М. В., Шевченко П. Г., Колесников В. М. Еколого-біологічна характеристика молоді риб в каналах (на прикладі каналу «Дніпро – Донбас»). Звіт: Вивчити біотичний кругобіг органічної речовини та розробити екологічні основи управління якістю води в каналах системи перекидання стоку (заключний звіт 1986–1990 рр.). Київ: ІГБ НАНУ, 1990. 63 с.
104. Коваль Н. В., Шевченко П. Г., Колесников В. Н. Видовой состав молодежи рыб и некоторые черты формирования ихтиофауны канала «Днепр – Донбасс». Киев, 1987. Рукопись деп. в ВИНТИ, № 2161–В87. 19 с.

105. Кодекс поведінки ботанічних садів та дендропарків України щодо інвазійних чужорідних видів / укладачі: Р. І. Бурда, С. А. Приходько, А. А. Куземко, Н. О. Багрікова. Київ; Донецьк, 2014. 20 с.
106. Козлов В. И. Амурский чебачок -Козлов В. И. Экологическое прогнозирование ихтиофауны пресных вод (на примере Понто-Каспийского региона). Москва: Изд-во ВНИРО, 1993. 252 с.
107. Колесников В. Н., Коваль Н. В., Шевченко П. Г. Состояние промысловой ихтиофауны Орельковского малого водохранилища. Киев, 1989. Рукопись деп. в ВИНТИ, № 5325-В89. 15 с.
108. Колонин Г. В., Герасимов С. М., Морозов В. Н. Биологическое загрязнение. *Экология*. 1992. 2. С. 89–94.
109. Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення. Юридична енциклопедія: [у 6 т.] / ред. кол.: Ю. С. Шемшученко (відп. ред.) [та ін.]. К.: Українська енциклопедія ім. М. П. Бажана, 2001. Т. 3: К—М. 792 с.
110. Конвенция о биологическом разнообразии. 1992. URL: <http://www.biodiv.org/rio>
111. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979 рік). Київ: Мінекобезпеки України, 1998. 76 с.
112. Короткий Й. І. Іхтіофауна порожистої частини р. Дніпра та її зміни під впливом побудування греблі Дніпрельстану. *Вісн. Дніпропетр. гідробіол. станції*. 1937а. Т. II. С. 133–141.
113. Короткий Й. І. Нотатки про іхтіофауну Дніпровського водосховища. *Збірник робіт біол. фак. ДДУ*. 1938. Вип. 2. С. 49–54.
114. Короткий Й. І. Про деякі наслідки акліматизації гамбузії на Дніпропетровщині. *Труди гідробіол. станції*. 1937. № 15. С. 49–65.
115. Короткий Й. І. Про знаходження *Benthophilus maeoticus* Kuzn. у Дніпрі в районі вище кол. порога «Вільний». *Журнал біо-зоол. циклу ВУАН*. 1933. № 1 (5). С. 115–120.
116. Котовская А. А., Христенко Д. С. Распространение и некоторые особенности биологии амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Temm. et Schl., 1846) литорали Кременчугского водохранилища. *Российский журнал биол. инвазий*. 2013. № 2. С. 11–16.
117. Котовська Г. О. Розмірно-вагова характеристика цьоголіток плітки (*Rutilus rutilus* L.) та ляща (*Abramis brama* L.) на різних ділянках

- Кременчуцького водосховища. *Наук. вісник Нац. аграр. університету*. 2007. № 109. С. 37–44.
118. Кочет В. М. Сучасний стан іхтіофауни малих річок Дніпропетровської області. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: Біол.* 2010. № 2 (43). С. 280–283.
119. Кочет В. Н., Христов О. А. Современное состояние фауны рыб р. Орель. *Наука і освіта-98: матер. 1 Міжнар. конф. Т. 2. Екологія. Біологія*. Дніпропетровськ, 1998. С. 998.
120. Кошелев А. И., Кошелев В. А., Пересадыко Л. В. К экологии рыжей цапли (*Ardea purpurea*) в Северном Приазовье. *Вісник Запорізького ун-ту (фізико-матем. науки; біологічні науки)*. 2002. № 3. С. 107–113.
121. Кундієв В. А., Ткаченко В. О., Чеченюк М. І., Ситник Ю. М., Голуб О. О. Іхтіофауна внутрішніх водойм м. Києва. *Екологічний стан водойм м. Києва*. Київ: Фітосоціоцентр, 2005. С. 182–203.
122. Куницкий Д. Ф. Изменение структуры рыбного населения водоемов бассейна р. Припять в условиях антропогенной трансформации Полесской низменности: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ин-т зоологии НАН Беларуси. Минск, 2001. 21 с.
123. Куницкий Д. Ф., Плюта М. В. Амурский чебачок (*Pseudorasbora parva*) – новый вид в ихтиофауне Беларуси. *Весці НАН Беларусі. Сер. біял. навук.* 1999. № 3. С. 122–125.
124. Куцоконь Ю. К. Адвентивные виды рыб в бассейне реки Рось. *Чужеродные виды в Голарктике (Борок-2): тез. докл. II Междунар. симпозиума*. Борок, 2005. С. 189–190.
125. Куцоконь Ю. К., Циба А. О., Куйбіда В. В. Попередні дані щодо сучасного видового складу рыбного населення р. Трубіж (басейн Дніпра). *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матер. V міжнар. іхтіол. наук.-практичної конф.* (Чернівці, 13–16 вересня 2012 р.). Чернівці: Книги-XXI, 2012. С. 134–136.
126. Лапач С. Н., Чубенко А. В., Бабич П. Н. Статистика в науке и бизнесе. Киев: Морион, 2002. 640 с.
127. Лебедев В. Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. Москва: Изд-во МГУ, 1960. 404 с.
128. Линдберг Г. Крупные колебания уровня океана в четвертичном периоде. Ленинград: Наука, 1972. 548 с.

129. Лубянов И. П. Донная фауна системы водоемов среднего течения Днепра на участках Кременчуг – Днепродзержинск. *Вестник НИИ гидробиологии ДГУ*. 1960. Т. 12. С. 62–68.
130. Малі річки України: довідник /за ред. А. В. Яцика. Київ: Урожай, 1991. 296 с.
131. Манило Л. Г. Рыбы семейства Бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. Киев: Наукова думка, 2014. 244 с.
132. Маркевич О. П., Короткий Й. І. Визначник прісноводних риб УРСР. Київ: Рад. школа, 1954. 208 с.
133. Масляк П. О., Шищенко П. Г. Географія України. Київ: Зодіак-Еко, 1998. 98 с.
134. Мастицкий С. Э., Адамович Б. В. Оценка потенциальной инвазивности чужеродных видов рыб Беларуси. *Вопросы рыбного хозяйства Беларуси*. 2010. Вып. 26. С. 250–258.
135. Мастицкий С. Э., Верес Ю. К. Экологический риск, связанный с распространением чужеродных видов рыб по водоемам Беларуси. *Вопросы рыбного хозяйства Беларуси*. 2008. Вып. 24. С. 308–310.
136. Майр Э., Линсли Э., Юзингер Р. Методы и принципы зоологической систематики. Москва: Изд-во иностр. лит., 1956. 352 с.
137. Мейтленд П. С., Линсел К., Сиделева В. Атлас рыб: определитель пресноводных видов Европы. СПб.: Амфора, 2009. 287 с.
138. Мельников Г. Б. Ихтиофауна озера Ленина (Днепровского водохранилища) после его восстановления. *Вестн. Днепропетр. НИИ гидробиол.* 1955. Т. XI. С. 163–188.
139. Мельников Г. Б., Булахов В. Л. К вопросу о направленном формировании фауны рыб озера Ленина. *Труды зон. совещ. по типологии и биол. основанию рыбохоз. использ. внутр. (пресноводных) водоемов южной зоны СССР*. Кишинев: Штиинца, 1962. С. 320–323.
140. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод /О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.; за ред. В. Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
141. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України: № 166: затв. наказом Деркомрибгоспу України 15.12.98. Київ, 1998. 47 с.

142. Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях / Е. В. Боруцкий, М. В. Желтенкова, А. С. Константинов и др. Москва: Наука, 1974. 254 с.
143. Митрофанов В. П. Экологические основы морфометрического анализа рыб: учебное пособие. Алма-Ата: КазГУ, 1977. 35 с.
144. Мовчан Ю. В. До характеристики різноманіття іхтіофауни прісноводних водойм України (таксономічний склад, розподіл по річкових басейнах, сучасний стан). *Збірник праць Зоол. музею*. 2005. № 37. С. 70–82.
145. Мовчан Ю. В. Риби України: визначник-довідник. Київ: Золоті ворота, 2011. 444 с.
146. Мовчан Ю. В., Козлов В. И. Морфологическая изменчивость и некоторые черты экологии чебачка (*Pseudorasbora parva*) в водоемах Украины. *Гидробиол. журнал*. 1978. Т. 13. № 5. С. 42–48.
147. Мовчан Ю. В., Манило Л. Г., Смирнов А. И., Щербуха А. Я. Круглоротые и рыбы. Каталог коллекций Зоологического музея ННПМ НАН Украины. Киев: Зоомузей ННПМ НАНУ, 2003. 241 с.
148. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Беспозвоночные. *Волга и ее жизнь* / под ред. Н. В. Буторина. Ленинград: Наука, 1978. С. 153–202.
149. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. Москва; Ленинград: Изд-во АН СССР, 1960. 287 с.
150. Мухачева В. А. К биологии амурского чебачка (*Pseudorasbora parva* Schegel). *Труды Амур. ихтиол. экспедиции 1945–1949 гг.* 1950. 1. С. 365–374.
151. Назаров О. Б., Борисенко А. В. Сучасний стан промислової іхтіофауни Дніпродзержинського водосховища. *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 4. С. 38–49.
152. Насека А. М., Дирипаско О. А. Новые рыбы-вселенцы в водоемах Северного Приазовья. *Вестник зоологии*. 2005. Т. 39. № 4. С. 89–94.
153. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2010 році. Київ: Центр екологічної освіти та інформації, 2011. 254 с. URL: http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/ND_2010.pdf
154. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2011 році. К.: Міністерство екології та при-

- родних ресурсів України, LAT & K, 2012. 258 с. URL: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2011.pdf>
155. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2013 році. Київ: Міністерство екології та природних ресурсів України, 2012. 252 с. URL: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf>
 156. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні в 2014 році. Київ: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д. С., 2016. 350 с. URL: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2014.pdf>
 157. Николаев И. И. Последствия непредвиденного антропогенного расселения водной фауны и флоры. *Экологическое прогнозирование*. Москва, 1979. С. 76–93.
 158. Никольский Г. В. Структура видов и закономерности изменчивости рыб. Москва: Пищевая пром-сть, 1980. 184 с.
 159. Новицький Р. А. Особливості моніторингу раритетної іхтіофауни у водоймах степового Придніпров'я. *Інтегроване управління водними ресурсами* / відп. ред. В. І. Щербак. Київ: Держводехологія, 2014. С. 147–154.
 160. Новицкий Р. А. Биологическое обоснование промысловой меры на берша. *Рыбное хозяйство Украины*. 2000. 1. С. 20–21.
 161. Новицкий Р. А. К вопросу о максимальных размерах и массе рыб в днепровских водохранилищах. *Вісник ДНУ. Біологія, екологія*. 2004. Вип. 12. Т. 1. С. 126–133.
 162. Новицкий Р. А. К вопросу об инвазии чужеродных видов в фауну днепровских водохранилищ. *Чужеродные виды в Голарктике (Борок-2): тез. II Междунар. симпозиума* (Борок, 27 сентября – 1 октября 2005 года). Борок, 2005. С. 35–36.
 163. Новицкий Р. А. Натурализация видов-расселенцев в водохранилищных экосистемах Волги и Днепра. *Бассейн Волги в XXI веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ: матер. докл. Всерос. конф. Ин-т биологии внут. вод РАН им. И. Д. Папанина* (22–26 октября 2012 г., Борок). Ижевск: Издатель Пермьяков И. А., 2012. С. 195–197.
 164. Новицкий Р. А. О натурализации чужеродных видов животных на Украине. *Актуальные проблемы экологии и природопользования:*

- сборник науч. трудов / отв. ред. Н. А. Черных. Вып. 15. Москва: РУДН, 2013. С. 114–117.
165. Новицкий Р. А. О находках китайского мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis* (Decapoda) в днепровских водохранилищах. *Вісник зоології*. 2003. Т. 37. Вип. 3. С. 30.
166. Новицкий Р. А. Посещаемость рыбохозяйственных водоемов рыболовами-любителями. *Рыбное хозяйство Украины*. 2000. № 3–4. С. 73–74.
167. Новицкий Р. Рыбы наших водоемов: Чебачок амурский. *Світ рибалки*. 2008. № 3. С. 49–50.
168. Новицкий Р. А. Экологическая характеристика берша *Stizostedion volgensis* (Pisces, Percidae) Днепровского водохранилища. *Вестн. зоології*. 1999. 33. № 6. С. 63–72.
169. Новицкий Р. А. Эколого-экономические последствия инвазий чужеродных рыб в Украине. *Современные проблемы зоологии позвоночных и паразитологии: матер. IV Междунар. научн. конф.* Воронеж: Изд-во ВГУ, 2012. С. 152–156.
170. Новицкий Р. А., Анисимова Т. В. Морфологическая характеристика и морфоэкологическая изменчивость берша волжского *Stizostedion volgensis* (Gmelin) Днепровского (Запорожского) водохранилища. Киев, 1995. Деп. в ВИНТИ 16.09.1995, № 1932–Ук95. 16 с.
171. Новицкий Р. А., Кочет В. Н., Христов О. А., Ущаповский И. П. Экзотические рыбы на водоемах Днепропетровской области. *Рыбное хозяйство Украины*. 2002. № 3–4. С. 16.
172. Новицкий Р. А., Христенко Д. С., Котовская А. А. Различные программы морфологического развития амурского чебачка *Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846 (Cypriniformes: Cyprinidae) в лотических и лентических экосистемах. *Гидробиол. журнал*. 2015. 51 (3). С. 76–86.
173. Новицкий Р. А., Христов О. А., Кочет В. Н., Бондарев Д. Л. Аннотированный список рыб Днепровского водохранилища и его притоков. *Вісник ДНУ. Біологія, екологія*. 2005. Вип. 13. Том 1. С. 185–201.
174. Новицкий Р. А., Христов О. А., Кочет В. Н., Бондарев Д. Л. Аспекты аутаклиматизации рыб в Днепровском (Запорожском) водохранилище. *Вестник ДНУ. Біологія, екологія*. 2002. Вып. 10. Т. 1. С. 87–90.

175. Новіцький Р. О., Губанова Н. Л. Трансформація іхтіоценозу Дніпровського (Запорізького) водосховища внаслідок зарегулювання р. Дніпро. *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. 2016. № 4 (42). С. 126–132. URL: <http://ojs.dsau.dp.ua/index.php/vestnik/article/view/806/777>.
176. Новицкий Р. А., Малик М. Г., Недзвецкий В. С., Сухаренко Е. В. Использование цитоскелетных молекулярных компонентов в качестве биомаркера состояния гидробионтов (на примере плотвы *Rutilus rutilus*). *Гидробиол. журнал*. 2009. Т. 45. № 5. С. 81–88. DOI: 10.1615/ Hydrob J.v46.i1.70.
177. Новіцький Р. О. Аспекти поведінки сонячного окуня *Lepomis gibbosus* (Perciformes, Centrarchidae) у природних водоймах та в експерименті. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2012. Т. 4. Вип. 4. С. 514–517.
178. Новіцький Р. О. Берш *Stizostedion volgense* (Gmelin, 1789) (Pisces, Percidae) Дніпровського водосховища: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 2004. 20 с.
179. Новіцький Р. О., Кочет В. М., Христов О. О., Кузора В. Є. Сучасна характеристика іхтіофауни каналу «Дніпро – Донбас». *Вестник Харьковського нац. ун-та. Сер. Біологія*. 2015. Вип. 25. С. 191–195.
180. Новіцький Р. О. Нові види гідробіонтів-аутовселенців у Дніпровському водосховищі. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2010. № 2(43). С. 373–377.
181. Новіцький Р. О. Сучасний склад фауни риб Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Наук. записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск «Гідроecологія»*. 2005. № 3 (26). С. 321–323.
182. Новіцький Р. О. Рекреаційне рибальство в Україні: масштаби, обсяги, розвиток. *Екологія та природокористування: збірник наук. праць*. 2015. Т. 19. С. 148–156.
183. Новіцький Р. О., Вовк М. В. Чужорідні види риб у складі корму сірої чаплі (*Ardea cinerea* L.) на Дніпровському (Запорізькому) водосховищі. *Вісник зоології*. 2012. Т. 46 (6). С. 498.
184. Новіцький Р. О., Семенова О. В. Морфоекологічна характеристика оселедця чорноморсько-азовського *Alosa pontica pontica* Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Питання біоіндикації та екології*. Запоріжжя: ЗДУ, 2010. Вип. 14 (2). С. 204–214.

185. Новіцький Р. О., Слинко Ю. В. Масштаби та спрямованість інвазій чужорідних видів риб у найбільші ріки Європи. *Питання біоіндикації та екології*. Запоріжжя: ЗДУ, 2010. Вип. 14 (2). С. 150–163.
186. Новіцький Р. О., Хобот В. В. Характеристика придонного екологічного комплексу риб літоралі Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Біол. вісник МПДУ*. 2011. Вип. 2. С. 63–70.
187. Новіцький Р. О., Христов О. О., Бондарев Д. Л. Бичок пуголовка Браунера *Benthophiloides brauneri* Beling et Iljin, 1927 (Gobiidae, Perciformes) – новий вид іхтіофауни Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Вісник зоології*. 2008. Т. 42. Вип. 6. С. 524.
188. Озінковська С. П., Полторацька В. І., Котовська Г. О. Динаміка структури та величини «врожайності» молоді риб Кременчуцького водосховища за період його існування. *Рибне господарство*. 2006. Вип. 65. С. 101–108.
189. Озінковська С. П., Христенко Д. С., Котовська Г. О. Динаміка вилову основних промислових видів риб на Кременчуцькому та Каховському водосховищах. *Науковий вісник НАУ*. 2006. 102. С. 61–67.
190. Паламарчук М. М., Ревера О. З. Нове життя малих річок. Київ: Урожай, 1991. 173 с.
191. Паламарчук М. М., Закорчевна Н. Б. Водний фонд України: довідковий посібник / за ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва. Київ: Ніка-Центр, 2001. 392 с.
192. Паншин Т. Б. До іхтіофауни р. Дніпра в районі від Дніпропетровська до Нікополя. *Збірник праць Дніпрянської біол. ст.* 1931. № 6. С. 112–138.
193. Паньков А. В. Бичок-кніповічія кавказька – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – новий вид родини бичкових для прісних вод України. *Зоологічний кур'єр № 2: тези доповідей конф. молодих дослідників-зоологів (Київ, 02.10.2008)*. К.: 2008. С. 17–18.
194. Паньков А. В. Перша знахідка бичка-кніповічії кавказького, *Knipowitschia caucasica* (Pisces, Gobiidae), у прісних водах України. *Вісник зоології*. 2007. 41 (1). С. 92.
195. Пашков А. Н., Плотников Г. К., Шутов И. В. Новые данные по структуре и распространению видов-акклиматизантов в ихтиоценозах континентальных водоемов Северо-Западного Кавказа. *Бюл. высшей школы. Северо-Кавказский регион. Естест. науки*. 2004. Вып. 1. С. 124–130.

196. Пахоруков А. М. Изучение распределения молоди рыб в водохранилищах и озерах (методическая разработка). Москва: Наука, 1980. 64 с.
197. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 281 с.
198. Пилипенко Ю. В. Екологічні основи раціональної експлуатації гідроекосистем штучного походження степової зони України. *Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона: матер. VII междунар. науч.-техн. конф.* Керчь: ЮГНИРО, 2012. Т. 2. С. 44–45.
199. Пинчук В. И., Смирнов А. И, Коваль Н. В., Шевченко П. Г. О современном распространении бычковых рыб (*Gobiidae, Pisces*) в бассейне Днепра. *Гидробиологические исследования пресных вод: Сб. науч. тр.* Киев: Наукова думка, 1985. С. 121–130.
200. Плохинский Н. А. Биометрия. Москва: Наука, 1970. 367 с.
201. Плохинский Н. А. Математические методы в биологии. Москва: МГУ, 1978. 264 с.
202. Подушка С. Б. Проникновение амурского чебачка *Pseudorasbora parva* в Азовское море. *Научно-техн. бюл. лаборатории ихтиол. ИНЭНКО.* 1999. Вып.1. С. 36–37.
203. Порядок штучного розведення (відтворення), вирощування водних біоресурсів та їх використання: затверджено наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України. 07.07.2012. № 414. 15 с.
204. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва: Пищ. пром., 1966. 376 с.
205. Природа Украинской ССР. Киев: Наукова думка, 1984. 224 с.
206. Природа України та її охорона. Київ: Політвидав, 1975. 301 с.
207. Проблема антропогенного вселения чужеродных организмов в водоемы бассейна Финского залива. *Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1997 году. Справочно-аналитический обзор /* А. Ф. Алимов, В. Е. Панов, П. И. Крылов и др. Санкт Петербург, 1998. С. 243–249.
208. Пряхин Ю. В., Шкицкий В. А. Методы рыбохозяйственных исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. 256 с.

209. Радаков Д. В. Стайность рыб как экологическое явление. Москва: Наука, 1972. 174 с.
210. Рева А. Д. История биолого-экологического факультета Днепропетровского государственного университета. Днепропетровск: ДГУ, 1998. 166 с.
211. Рейнгард Л. В. Опыт акклиматизации гамбузии в Днепропетровской области. *Наук. записки ДДУ: зб. робіт біол. ф-ту*. 1938. Т. 9. С. 5–16.
212. Рейнгард Л. В., Забудько-Рейнгард Т. Н., Трудова Т. К. Сравнительная характеристика развития гонад карповых рыб озера им. Ленина. *Труды зональн. совещ. по рыбн. хоз. южной зоны СССР*. Кишинев: Штиинца, 1962. С. 45–47.
213. Решетников Ю. С. и др. Список рыбообразных и рыб пресных вод России. *Вопр. ихтиологии*. 1997. Т. 37. № 6. С. 723–771.
214. Розміщення продуктивних сил: підручник / В. В. Ковалевський, О. Л. Михайлюк, В. Ф. Семенов та ін. Київ: 1998. С. 15–28.
215. Розробити науково обґрунтовану систему раціонального ведення рибного господарства на дніпровських водосховищах та Дніпровсько-Бузькому лимані: звіт по НДР (заключний 1996–2000 рр.). ІРГ УААН. 04.01; № ДР 0196V023118. Київ, 2000. 259 с.
216. Романенко В. Д., Евтушенко Н. Ю. Методические и методологические основы разработки Стратегического плана действий по оздоровлению бассейна Днепра. Киев: Логос, 2000. 42 с.
217. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Київ: ВІПОЛ, 2001. 48 с.
218. Романенко В. Д. Основи гідроекології. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
219. Ротко Ю. М., Шевченко П. Г., Цедик В. В. Видове різноманіття іхтіофауни в умовах водойми-охолоджувача Вуглегірської ТЕС Донецької області. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. Розділ II. Біологія. 2014. 11. С. 281–287.
220. Рудик-Леуська Н. Я., Котовська Г. О., Христенко Д. С., Бойко О. С. Порівняльний аналіз популяцій плітки звичайної (*Rutilus rutilus* L.) Кременчуцького та Київського водосховищ. *Наукові доповіді НУБіПу*. 2011. 5 (27). С. 1–9.

221. Руководство по изучению питания рыб в естественных условиях: под ред. Е. Н. Павловского, Е. В. Борущаго. Москва: АН СССР, 1961. 363 с.
222. Рыков Ю. В., Самойленко Д. А., Кулик П. В. Характеристика амурского чабачка *Pseudorasbora parva* (Cypriniformes, Cyprinidae) в русловом пруду реки Мокрая Белосарайка в Северном Приазовье. *Рибне господарство*. 2009. Вип. 67. С. 182–187.
223. Сабодаш В. М., Циба А. О. Распространение и некоторые биологические особенности дальневосточного вселенца амурского чебачка в водоемах Киевской области. URL: <http://studentam.net.ua/content/view/7203/95/>.
224. Свіренко Д. О. Дніпровське водосховище. Фітопланктон водосховища та його заток. *Вісн. Дніпропетр. гідробіол. станції*. 1938. Т. IV. Вип. 1. С. 5–306.
225. Сидоренко М. М., Майструк І. А., Майструк О. А. та ін. Перша знахідка ротана головешки у структурі ШНПП (о. Чорне Велике) та можливі наслідки його вселення. *Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку: матер. наук. конф.* (м. Шацьк, 2–5 вересня 2010 р.). Львів, 2010. С. 78–81.
226. Ситник Ю. М., Шевченко П. Г., Новицький Р. О., Подобайло А. В., Салій С. М. Видовий склад іхтіофауни верхньої ділянки Канівського водосховища та пригирлової акваторії р. Десна. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2012. Вип. 20. Т. 2. С. 80–88.
227. Слынько Е. Е., Новицкий Р. А., Бэнгс М. Р. и др. Филогеография и фенотипическое разнообразие солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) Северного Причерноморья. *Генетика*. 2015. Т. 51. № 2. С. 217–226.
228. Слынько Ю. В. Рыбы-вселенцы в бассейне Волги. *Американо-Российский симпозиум по инвазионным видам: тез. докл.* Ярославль, Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 206–207.
229. Слынько Ю. В., Дгебуадзе Ю. Ю., Новицкий Р. А., Христов О. А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы. *Российский журнал биол. инвазий*. 2010. № 4. С. 74–89.

230. Слынько Ю. В., Кияшко В. И. Анализ эффективности инвазий пелагических видов рыб в водохранилище Волги. *Российский журнал биол. инвазий*. 2012. № 1. С. 73–87.
231. Слынько Ю. В., Терещенко В. Г. Рыбы пресных вод Понто-Каспийского бассейна (Разнообразие, фауногенез, динамика популяций, механизмы адаптаций). Москва: Полиграф-Плюс, 2014. 328 с.
232. Смогоржевський Л. О. Рибоїдні птахи України. К.: КДУ, 1959. 122 с.
233. Старко Н. В., Лунгу М. Л., Глущенко Л. Ф. Появление черноморской иглы-рыбы пухлощечкой в водоеме охладителе Змиевской ТЭС. *Животный мир: охрана и рациональное использование*: матер. научно-практ. конф. (Харьков, Гайдары, 20–22 сентября 2004 г.). Харьков: ХНУ, 2005. С. 49–50.
234. Сухаренко О. В., Недзвецкий В. С., Новицкий Р. О. Використання біомаркерів мозку донних риб для оцінки забруднення Керченської протоки Чорного моря. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Медицина*. 2012. Вип. 3. Т. 2. С. 81–88.
235. Сыроватский И. Я., Гудимович П. К. Рыболовство в районе Днепровских порогов. *Труды Гос. ихтиол. опыт. ст.* 1927. 3. Вып. 1. С. 109–178.
236. Тарасенко С. Н., Христов О. А. Современное состояние рыбных запасов Запорожского водохранилища и пути их оптимизации. *Экологические основы воспроизводства биологических ресурсов степного Приднепровья*. Д.: ДГУ, 1986. С. 101–110.
237. Терещенко В. Г. Динамика разнообразия рыбного населения озер и водохранилищ России и сопредельных стран: автореф. дисс... докт. биол. наук. Санкт-Петербург, 2005. 49 с.
238. Терещенко В. Г., Вербицкий В. Б. Метод фазовых портретов для анализа динамики структуры сообществ гидробионтов. *Биология внутренних вод*. 1997. № 1. С. 23–31.
239. Тіхонов А. В., Новицький Р. О. До питання про особливості живлення судака *Stizostedion lucioperca* Дніпровського (Запорізького) водосховища. *Питання біоіндикації та екології*. Запоріжжя: ЗНУ, 2012. Вип. 17. № 2. С. 90–98.
240. Тороп С. О. Вплив будівництва Каховського водосховища на природу Нікопольського регіону. Бібліотечно-інформаційний центр

«Слово». URL: <http://www.bizslovo.org/content/index.php/uk/plavni/147-velyky-lug/369-torop-bud-kah-vodoshovyssha.html>

241. Тромбицкий И. Д., Каховский А. Е. О факультативном паразитизме псевдоразборы *Pseudorasbora parva* (Schegel) в рыбоводных прудах. *Вопросы ихтиологии*. 1987. Т. 27. № 1. С. 161–167.
242. Тюрин П. В. Биологические обоснования регулирования рыболовства на внутренних водоемах. Москва: Пищ. пром., 1963. 120 с.
243. Удосконалити систему раціонального ведення рибного господарства дніпровських водосховищ в сучасних умовах: Звіт по НДР (заключний 2001–2005 рр.). № ДР 0196У023118. Київ: ІРГ УААН, 2005. 278 с.
244. Фауна позвоночных Днепропетровщины / В. Л. Булахов, А. А. Губкин, О. М. Мясоедова и др. Днепропетровск: ДГУ, 1984. 68 с.
245. Фауна Украины: в 40 т. Т. 8. Рыбы. Вып. 2. Часть 1. Плотва, елец, голянь, красноперка, амур, жерех, верховка, линь, чебачок амурский, подуст, пескарь, марена. Киев: Наук. думка, 1981. 428 с.
246. Федий С. П. Влияние отрицательных антропогенных факторов на санитарно-гидробиологический режим, ихтиофауну водоемов степной зоны Украинской ССР и теоретические основы его устранения: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Кишинев, 1973. 48 с.
247. Федий С. П. Рыбы и рыбный промысел нижнего Днепра. *Вестн. НИИ гидробиологии*. 1952. 9. С. 99–119.
248. Федоненко Е. В., Маренков О. Н. Расселение, пространственное распространение и морфометрическая характеристика солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae, Perciformes) Запорожского водохранилища. *Российский журнал биол. инвазий*. 2013. № 2. С. 51–59.
249. Физико-географическое районирование СССР / ред. Н. А. Гвоздецкий. Москва: Изд-во МГУ, 1968. 576 с.
250. Фізична та економічна географія Дніпропетровської області / Г. В. Пасічний, Л. М. Булава, А. С. Горб та ін. Дніпропетровськ: ДДУ, 1992. 188 с.
251. Фортунатов М. А. Физико-географическая характеристика бассейна Волги. *Волга и ее жизнь* / ред. Н. В. Буторин. Ленинград: Наука, 1978. С. 7–31.

252. Христов О. А., Кочет В. Н., Новицкий Р. А. Эколого-экономические аспекты устойчивого использования водных живых ресурсов (на примере Днепровского водохранилища). *Пресноводная аквакультура в Центрально-Восточной Европе: достижения и перспективы: матер. междунар. конф.* Киев: IPG, 2000. С. 207–211.
253. Христов О. А., Новицкий Р. А. Качественное изменение ихтиофауны Днепровского водохранилища: кризис хищных видов рыб и меры по его предотвращению. *Франція та Україна, науково-практичний досвід у контексті діалогу національних культур: матер. IV Міжнар. конф.* Дніпропетровськ: ДДУ, 1997. Т. 2. Ч. 2. С. 58.
254. Хобот В. В., Новицький Р. О., Бондарєв Д. Л. Конкуренція представників родини Бичкові (*Gobiidae*) з іншими видами риб водойм Придніпров'я. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.* 2014. Т. 22 (2). С. 110–114. DOI:10.15421/011416
255. Чепурнов В. С., Кубрак И. Ф. О прошлом, настоящем и будущем состава ихтиофауны Кучурганского водохранилища. *Биологические основы реконструкции, рационального использования и охраны фауны южной зоны Европейской части СССР: матер. зоол. совещ.* Кишинев: 1965. С. 284–288.
256. Чугунова Н. И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. Москва: АН СССР, 1959. 116 с.
257. Шадрин Н. В. Виды-вселенцы в Азовском и Чёрном морях: причины и последствия. *Виды-вселенцы в европейских морях России.* Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2000. С. 76–90.
258. Шандиков Г. А. Современная ихтиофауна бассейна Северского Донца. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: тези II Міжнародн. іхтіол. науково-практ. конф.* Севастополь. 2009. С. 191–193.
259. Шевера М. В., Протопопова В. В., Томенчук Д. Є., Андрик Є. Й., Кіш Р. Я. Перший в Україні офіційний регіональний список інвазійних видів рослин Закарпаття. *Вісн. НАН України.* 2017. № 10. С. 53–61. DOI: <https://doi.org/10.15407/vsn2017.10.053>.
260. Шеннон К. Работы по теории информации и кибернетике / пер. с англ. Москва: Иностран. лит., 1963. 830 с.
261. Шиганова Т. А. Чужеродные виды в экосистемах южных внутренних морей Евразии: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Москва, 2009. 57 с.

262. Щербак Н. Н. Зоогеографическое деление Украинской ССР. *Вестник зоологии*. 1988. Т. 3. С. 22–31.
263. Экологические основы природопользования / Н. П. Грицан, Н. В. Шпак, Г. Г. Шматов и др.; ред. Н. П. Грицан. Днепропетровск: ИПЭ НАН Украины, 1998. 409 с.
264. Элтон Ч., Лашкевич Ю. И., Наумов Н. П. Экология нашествий животных и растений / пер. с англ. Москва: Изд-во иностран. лит., 1960. 232 с.
265. Яковенко В. О., Дворецкий А. І. Зоопланктон Дніпровського водосховища. Дніпропетровськ: Гамалія, 2012. 254 с.
266. Яковлев С. А. Основы геологии четвертичных отложений русской равнины (стратиграфия). Москва: Геолтехиздат, 1956. 147 с.
267. Ahne W., Thomsen I. Isolation of pike fry rhabdovirus from *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel). *J. Fish Diseases*. 1986. 9. P. 555–556.
268. Alexandrov B., Boltachev A., Kharchenko T. et al. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine. *Aquatic Invasions*. 2007. Vol. 2. Issue 3. P. 215–242.
269. Alexandrov B. G., Zaitsev Yu. P. Black Sea biodiversity in eutrophication conditions. Conservation of the Biological Diversity as a Prerequisite for Sustainable Development in the Black Sea Region. Dordrecht: Kluwer Academic Publ., 1998. P. 221–234.
270. Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M. et al. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions*. 2008. 3(2). P. 211–230.
271. Arbačiauskas K., Novitskiy R. A. On the contemporary mysid (*Mysidacea*) fauna in water bodies of the steppe Dnieper region (Ukraine). *Vestnik zoologii*. 2014. 48 (5). P. 475.
272. Arbačiauskas K., Šidagytė E., Novitskiy R. Recent update of mysid (*Mysida*) species composition in the Dnieper Reservoir, South-Eastern Ukraine, a source of several crustacean invaders to European waters. *BioInvasions Records*. 2016. Vol. 5. Issue 1. P. 31–37.
273. Arnold A. Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm-Büch. Band. 1990. V. 602. 144 p.

274. Baltic Regional Workshop on Ballast Water Management. S. Raaymakers (ed.). GloBallast. Monograph Series № 2 (Tallinn, 22–24 Oct 2001). – Workshop Report. London: IMO, 2002.
275. *Baltic Sea Alien Species Database*, 2001. URL: <http://www.ku.lt/nemo/mainnemo.htm>
276. Bănărescu P. M. *Lepomis gibbosus* (Lin.) Studiuen to zoologic, zoogeografic si morphologic. *Memor. Sect. Stiin.* 1962. Ser. III. V. 17/ P. 547–560.
277. Bănărescu P. *Pisces-Osteichthyes (Pestii Ganoizi si Ososii)*. Bucharest: *Acad. Republicii Populare Romine*. 1964. 962 p. (Fauna Republicii Populare Romine; Vol. 13).
278. Beningo E. Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity. 2001. URL: <http://nobanis.org/files/Bern-fish%20identification.doc>
279. *Black Sea Red Data Book*. 1999. URL: <http://www.grid.unep.ch/bsein/redbook/index.htm>
280. Bogutskaya N. G., Naseka A. M. An overview of nonindigenous fishes in inland waters of Russia. *Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci.* 2002. 296. P. 21–30.
281. Britton J. R., Davies G. D., Harrod C. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biological Invasions*. 2010. 12. P. 1533–1542.
282. Cazier M. A., Bacon A. Introduction to quantitative systematic. *Bul. Amer. Mus. Nat. Hist.* 1949. 93. P. 347–388.
283. Charlebois P. M., Corkum L. D., Jude D. J., Knight C. The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. *Journal of Great Lakes Research*. 2001. 27. P. 263–266.
284. Clark F. The Weight and Length Relationship of the California Sardine (*Sardina caerulea*) at San Pedro. *Fish Bulletin*. 1928. № 12.
285. Cohen A. N. The release of pest species by marine aquaculture: lessons from a South African parasite introduced into California waters / In: A. N. Cohen, S. K. Webb (eds). *Invasions in aquatic ecosystems: impacts on restoration and potential for control*. Proceedings of a workshop (Sacramento, California, April 25, 1998). San Francisco Estuary Institute, Oakland, California, 2002. P. 9–13.

286. Cooper M. J., Ruetz C. R., Uzarski D. G., Shafer B. M. Habitat use and diet of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in coastal areas of Lake Michigan and Lake Huron. *Journal of Freshwater Ecology*. 2009. 24. P. 477–488.
287. Copp G. H., Bianco P. G., Bogutskaya N. G. et al. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology*. 2005. 21. P. 242–262.
288. Copp G. H., Fox M. G. Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to its potential invasiveness. *Biol. Invas. in Inl. Wat.: Profiles, distrib. and threats*. Invas. Nature – Springer Ser. In Invas. Ecol. 2007. V. 2. P. 289–306.
289. Crivelli A. J. Are fish introductions a threat to endemic fresh-water fishes in the northern Mediterranean region? *Biological Conservation*. 1995. 72. P. 311–319.
290. Davies G. Pumpkinseed, *Lepomis gibbosus*. 2009. URL: http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Leisure/pumpkinseed_2160830.pdf
291. Decision VI/23 COP6 of the Convention on Biological Diversity. Hague, 2002. URL: <http://www.biodiv.org/decisions/>
292. Dermott R., Witt J., Young Y. M., Gonzalez M. Distribution of the Ponto–Caspian amphipod *Echinogammarus ischnus* in the Great Lakes and replacement of native *Gammarus fasciatus*. *J. Gt Lakes Res.* 1998. 24. P. 442–452.
293. Economidis P. S., Kattoulas M., Stephanidis E. Fish fauna of the Aliakmon River and the adjacent waters (Macedonia, Greece). *Cybium*. 1981. V. 5. P. 89–95.
294. Eschmeyer W. N. Catalog of Fishes. San Francisco: California Academy of Science, 1998. Vol. 1–3. 448 p.
295. Essl F., Nehring S., Klingenstein F., Milasowszky N., Nowack C., Rabitsch W. Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). *Journal for Nature Conservation*. 2011. Vol. 19. P. 339–350.
296. European Red List. 2001. URL: <http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist.html>
297. Executive Order 13112 of February 3, 1999 – Invasive Species. 1999. Першим доступу: <http://www.invasivespecies.gov/laws/execorder.shtml>

298. Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas / Zaitsev Yu., Oztürk B. (eds). Published by Turkish Marine Research Foundation. Istanbul, Turkey, 2001. 267 p.
299. Fishbase / Eds. R. Froese, D. Pauly. 2007. URL: <http://www.fishbase.org> (version 09/2009)
300. Fuller P. L., Nico L. G. Williams J. D. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. *Amer. Fish. Soc. Spec. Pub.* 1999. Vol. 27. 613 p.
301. Fulton T. W. Rate of growth of sea fishes. *Fish. Scotl. Sci. Invest. Rept.*, 1902, 20.
302. Galil B. S., Nehring S., Panov V. E. Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. In: *Biological Invasions. Ecological Studies*, ed. W. Nentwig. № 193. Berlin: Springer, 2007. P. 59–74.
303. Gasso V., Novitsky R., Afanasyev S., Son M. Research priorities for freshwater biodiversity in Ukraine. *Water for life: Research priorities for sustaining freshwater biodiversity*. EPBRS Meeting. Executive summary. (Brdo, Slovenija, 16–18.01.2008). P. 78.
304. Genovesi P., Shine C. European strategy on invasive alien species. (Council of Europe Press, 2004). P. 68.
305. Global Invasive Species Programme (GISP), 1999. URL: <http://jasper.stanford.edu/gisp/>
306. GloBallast, 2000. URL: <http://globallast.imo.org/>
307. Gollasch S. Eriocheir sinensis. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. 2011. URL: <http://www.nobanis.org>.
308. Gorączko M. Wpływ wezbrań na warunki funkcjonowania żegluga w rejonie Bydgoskiego Węzła Wodnego. *Promotio Geographica Bydgosiensia*. 2012. T. VIII, UKW, Bydgoszcz. S. 65–73.
309. Gozlan R. E., Andreou D., Asaeda T. et al. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*. 2010. 11. P. 315–340.
310. Gozlan R. E., Pinder A. C., Shelley J. Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *J. of Fish Biol.* 2002. Vol. 61. P. 289–300.

311. Grabowska J., Pietraszewski D., Przybylski M. et al. Life-history traits of Amur sleeper *Percottus glenii* in the invaded Vistula River: Early investment in reproduction but reduced growth rate. *Hydrobiologia*. 2011. 661. P. 197–210.
312. Grabowska J., Witkowski A., Kotusz J. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zool.* 2010. 59(1). P. 73–85.
313. Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A. Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda. *Aquatic Invasions*. 2007. 2. P. 25–38.
314. Grigorovich I. A., MacIsaac H. J., Shadrin N. V. et al. Patterns and mechanisms of aquatic invertebrate introductions in the Ponto-Caspian region. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002. 59. P. 1189–1208.
315. GÜldenstaedt A. Reisen dur Russland und Caucasischen Gebürge. St. Petersburg, 1787. R. 1.
316. Gutowsky L. F. G., Fox M. G. Occupation, body size and sex ratio of round goby *Neogobius melanostomus* in established and newly invaded areas in an Ontario river. *Hydrobiologia*. 2011. 671 (1). P. 27–37.
317. Hall T. A. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows95/98/NT. *Nucl. Acids. Symp.* 1999. Ser. 41. P. 95–98.
318. Harris P. M., Roe K. J., Mayden R. L. A Mitochondrial DNA Perspective on the Molecular Systematics of the Sunfish Genus *Lepomis* (Actinopterygii: Centrarchidae). *Copeia*. 2005. Vol. 2. P. 340–346.
319. Holoborodko K. K., Marenkov O. M., Gorban V. A., Voronkova Y. S. The problem of assessing the viability of invasive species in the conditions of the steppe zone of Ukraine. *Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ecol.* 2016. 24 (2). P. 466–472.
320. Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. R. Wittenberg, M. J. W. Cock (eds). CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 2001. XII. 228 pp.
321. Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management // E. Leppakoski, S. Gollasch, S. Olenin (eds). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 583 pp.
322. Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission, 2001. URL: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp>

323. ISSG Global Invasive Species Database, 2001. URL: <http://www.issg.org/database>
324. Issues of the ecosystem services provided by animals under anthropogenic pressure within Ukrainian steppe: monogr. / A. Y. Pakhomov, V. Ya. Gasso, K. K. Goloborodko, E. V. Loza et. al. Vienna: «East West» Association for Advanced Studies and Higher Education Gmb H., 2016. 160 p.
325. IUCN Red List of Threatened Species. 2004. Version 2004. URL: <http://www.iucnredlist.org>.
326. IUCN, 2011.2. IUCN Red List of Threatened Species. 2011. Version 2011.2. URL: <http://www.iucnredlist.org>
327. IUCN, 2012. IUCN Red List of Threatened Species. 2012. Version 2012.1. URL: <http://www.iucnredlist.org>
328. Januszkiewicz A., Robinson B. W. Divergent walleye (*Sander vitreus*) – mediated inducible defenses in the Centrarchid pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Biol. J. of the Linnean Soc.* 2007. Vol. 90. P. 25–36.
329. Jastrebski C. J., Robinson B. W. Natural selection and the evolution of replicated trophic polymorphisms in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Evol. Ecol. Res.* 2004. Vol. 6. P. 285–305.
330. Jazdzewski K., Konopacka A., Grabowski M. Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea. Amphipoda) recently invading Polish water. *Contributions to Zoology.* 2002. 71. P. 115–122.
331. Jude D. J. Round and tubenose gobies: 10 years with the latest Great Lakes phantom menace. *Dreissena.* 2001. Vol. 11. № 4. P. 1–14.
332. Jurajda P., Černý J., Polačik M. et al. The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *J. Appl. Ichthyol.* 2005. 21. P. 319–323.
333. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K. The effect of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *Journal of Shellfish Research.* 1997. 16. P. 187–203.
334. Karatayev A. Y., Mastitsky S. E., Burlakova L. E., Olenin S. Past, current, and future of the central European corridor for aquatic invasions in Belarus. *Biological Invasions.* 2007. 10. P. 215–232.
335. Keith P., Allardi J. Atlas des poissons d'eau douce de France. Muséum national d'Histoire naturel. Paris: Patrimoines naturels. Vol. 47. 2001. P. 1–387.

336. Khrystenko D. S., Kotovska G. A., Novitskiy R. A. Length-weight relationships and morphological variability of black-striped pipefish *Syngnathus abaster* Risso, 1827 in the Dnieper River Basin. *Turkish journal of Fisheries and Aquatic sciences*. 2015. Vol. 15 (3). P. 608–618. DOI: 10.4194/1303–2712–v15_3_04.
337. Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European freshwater fishes. Berlin, Germany: Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, 2007. 646 p.
338. Krause J., Ruxton G. D. Living in groups. Oxford University Press, 2002. 210 p.
339. Landwust von C. Expansion of *Proterorhinus marmoratus* (Teleostei, Gobiidae) into the River Moselle (Germany). *Folia Zool.* 2006. 55 (1). P. 107–111.
340. Leppakowski E., Olenin S., Gollasch S. The Baltic Sea – a field laboratory for invasion biology. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. London: Kluwer Publishers, 2002. P. 253–259.
341. Lockwood J. L., Hoopes M. F., Marchetti M. P. Invasion Ecology. Wiley-Blackwell Publishers, 2013. 2 edition. 466 pp.
342. Lusk M. R., Luskova V., Hanel L. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica*. 2010. 59. P. 57–72.
343. Maitland P. *Pseudorasbora parva*. In: Freshwater fish of Britain and Europe. Haddington, Scotland, 2000. P. 139.
344. Mäkinen H. S., Merila J. Mitochondrial DNA phylogeography of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Europe – Evidence for multiple glacial refugia. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 2008. 46. P. 167–182.
345. Manilo L. G., Didenko A. V. A record of the ratan goby, *Ponticola ratan* (Gobiidae, Perciformes), in the Dneprodzerzhinsk reservoir (Dnieper river). *Vestnik zoologii*. 2013. 47(4). P. 335–341.
346. Mastitski S. First report of parasites in *Lithoglyphus naticoides* (Gastropoda: Hydrobiidae) from Lake Lukomskoe (Belarus). *Aquatic Invasions*. 2007. Vol. 2. Issue 2. P. 149–151.
347. McNeely J. A., Mooney H. A., Neville L. E. et al. A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, in collaboration with the Global Invasive Programme, 2001. 55 p.

348. Miller P. J. Gobiidae. Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean / eds P. J. P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Herreau et al. Paris: UNESCO. 1986. Vol. 3. P. 1019–1085.
349. Minchin D. Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota. *Marine Pollution Bulletin*. 2007. 55. P. 302–313.
350. Minchin D. The transport and the spread of living aquatic species. In: Davenport J., Davenport J. L. (eds). *The ecology of transportation, managing mobility for the environment*. Springer: Berlin, Heidelberg, New York, 2006. P. 77–97.
351. Moyle P. B. Effects of invading species on freshwater and estuarine ecosystems. *Proc. Norway. UN Conference on alien Species*. Trondheim, 1996. P. 86–92.
352. Near T. J., Bolnick D. I., Wainwright P. C. Fossil calibrations and molecular divergence time estimates in Centrarchid fishes (*Teleostei: Centrarchidae*). *Evol.* 2005. Vol. 59 (8). P. 1768–1782.
353. Neilson M. E., Stepien C. A. Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: Gobiidae: Teleostei). *Mol. Phylogen. and Evol.* 2009. 52. P. 84–102.
354. Nelson J. S. Fishes of the world: 3rd edition. New York – Singapore: J. Wiley&Sons, 1994. 600 p.
355. Novitskiy R. A. Transformation of ichthyocenosis of natural and artificial water reservoirs of Ukraine as a result of invasion of alien fish species. *Invasion of alien species in Holarctic (Borok-4): lectures abstracts of the IV International Symposium*. Borok: IBIW, 2013. P. 124.
356. Novitskiy R. A., Sukharenko Ye. V., Nedzvetskiy V. S. Molecular biomarkers of Al³⁺ effects on induction of oxidative stress and cellular reactivation in organism of *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae). *Hydrobiol. Journal*. 2014. T. 50. Vol. 2. P. 41–50.
357. Novitskiy R. O., Manilo L. G. About the first record of Common Percarina (Percidae, Perciformes) in the Dniprov's'ke (Zaporizhs'ke) reservoir. *Zoocenosis-2017: Biodiversity and Role of Animals in Ecosystems The IX International Conference* (Dnipro, 20–22.11.2017). Dnipro: DNU, 2017. P. 45–46.
358. Novitskiy R. A. Morpho-ecological features of alien hydrobionts in the Dnieper reservoirs. *Invasion of Alien Species in Holarctic. Borok-3:*

Book of abstracts of the III International Symposium. Yaroslavl: Print-House Publ. Co, 2010. P. 74.

359. Nunes A. L., Tricarico E., Panov V. E., Cardoso A. C., Katsanevakis S. Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*. 2015. Vol. 10. Issue 4. P. 359–370.
360. Olenin S. *Cordylophora caspia*. In DAISIE database. 2006. URL: <http://www.europe-aliens.org/>
361. Olenin S., Elliott M., Bysveen I. et al. Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. *Marine pollution Bulletin*. 2011. 62. P. 2598–2604.
362. Panov V. E., Alexandrov B., Arbaciauskas K. et al. Assessing the Risks of Aquatic Species Invasions via European Inland Waterways: From Concepts to Environmental Indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2008. Vol. 5. № 1. P. 110–126.
363. Panov V. E., Krylov P. I., Telesh I. V. The St. Petersburg harbour profile. *Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters*. S. Gollasch, E. Leppakoski (eds.). Copenhagen, Nordic Council of Ministers, 1999. 8. P. 225–244.
364. Pavlov D. S., Mikheev V. N., Dgebuadze Yu. Yu. Behavioral aspects of biological invasions of alien fish species. *Journal of Ichthyology*. 2006. Vol. 46. Issue 2. Supplement. P. S117–S124.
365. Pianka E. R. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. USA: Texas, 1973. Vol. 4. P. 53–74.
366. Pielou E. C. *Mathematical Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1977. 385 p.
367. Pimentel D., Zuniga R., Morrison D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 2005. 52. P. 273–288.
368. Pinori E., Berglin M., Brive L. M. et al. Multi-seasonal barnacle (*Balanus improvisus*) protection achieved by trace amounts of a macrocyclic lactone (ivermectin) included in rosin-based coatings. *The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*. 2011. Vol. 27. Issue 9. P. 941–953.
369. Pyšek P., Richardson D. M. Invasive species, environmental change and management, and ecosystem health. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2010. 35. P. 25–55.

370. Rajagopal S., van der Velde G., Paffen B. G. P., bij de Vaate A. Ecology and impact of exotic amphipod, *Corophium curvispinum* in the River Rhine and Meuse. *Ecological Rehabilitation of the Rhine and Meuse: Report*. Netherlands, Inst. for Inland Water Mgmt. & Waste Water Trtmt, 1997. Technical Paper. 103 p.
371. Randall J. R., Morse L. E., Benton N., Hiebert R., Lu S., Killeffer T. The Invasive Species Assessment Protocol: A tool for creating regional and national lists of invasive nonnative plants that negatively impact biodiversity. *Invasive Plant Sci. Manag.* 2008. Vol. 1. P. 36–49.
372. *Report of the Workshop on the development of a Nordic/Baltic invasive species informational network*, 2002. URL: http://www.us-reo.dk /IS_Database.htm
373. Reshetnikov A. N. The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). *Hydrobiologia*. 2003. 510 (1–3). P. 83–90.
374. Ricciardi A., Cohen J. The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biol. Invasions*. 2007. 9. P. 309–315.
375. Ricciardi A., Kipp R. Predicting the number of ecologically harmful exotic species in an aquatic system. *Diversity and Distributions*. 2008. 14. P. 374–380.
376. Ricciardi A., Maclsaac H. J. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *TREE*. 2000. Vol. 15. № 2. P. 62–65.
377. Riopel C., Robinson B. W., Parsons K. J. Analyzing nested variation in the body form of Lepomid sunfishes. *Envir. Bull. of Fish*. 2008. Vol. 82 (4). P. 409–420.
378. Rizevsky V., Pluta M., Leschenko A., Ermolaeva I. First record of the invasive Ponto-Caspian tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) from the River Pripyat, Belarus. *Aquatic Invasions*. 2007. Vol. 2. Issue 3. P. 275–277.
379. Saitou N., Nei M. The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*. 1987. V. 4. P. 406–425.
380. Semenchenko V. P., Rizevsky V. K., Mastitsky S. E. et al. Check-list of aquatic alien species established in large river basins of Belarus. *Aquatic Invasions*. 2009. 4 (2). P. 337–347.

381. Semenchenko V. P., Son M. O., Novitsky R. A., Kvatch Yu. V., Panov V. E. Alien macroinvertebrates and fish in the Dnieper river basin. *Russian Journal of Biological Invasions*. 2015. Vol. 6. № 1. P. 51–64.
382. Semenchenko V. P., Son M. O., Novitsky R. A., Panov V. E. Non native macroinvertebrates and fishes of the Dnieper river basin. *Invasion of alien species in Holarctic (Borok-4): lectures abstracts of the IV International Symposium* (Borok, 22–28.09.2013). P. 152.
383. Semenchenko V., Grabowska J., Grabowski M. et al. Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2011. Vol. 40. Issue 1. P. 57–67.
384. Shine C., Williams N., Gundling L. A. Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species. IUCN, Gland, Switzerland Cambridge and Bonn, 2000. XVI. 138 p.
385. Sih A., Ferrari M. C. O., Harris D. J. Evolution and behavioural responses to human induced rapid environmental change. *Evol. Appl.* 2011. 4. P. 367–387.
386. Simberloff D. Community effects of introduced species. In H. Nitecki, editor. *Biotic crises in ecological and evolutionary time*. USA, New York: Academic Press, 1981. P. 53–81.
387. Simberloff D., Martin J. L., Genovesi P. et al. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 2013. 28 (1). P. 58–66.
388. Scott W. B. and Grossman E. J. Freshwater Fishes of Canada. *Fish. Res. Bd. Canada Bull.* 1973. V. 184. P. 1–966.
389. Slynko Yu. V., Dgebuadze Yu. Yu., Novitskiy R. A., Khristov O. A. Invasions of alien fishes in the basins of the Largest Rivers of the Ponto-Caspian Basin: composition, vectors, invasion routes, and rates. *Russian Journal of Biological Invasions*. 2011. Vol. 2. № 1. P. 49–59.
390. Slynko Yu. V., Korneva I. G., Rivier I. K., Papchenkov V. G., Scherbiina G. H., Orlova M. I., Therriault T. W. The Caspian-Volga-Baltic invasion corridor. In book: *Invasive aquatic species of Europe – distribution, impact and management*. Kluwer academic publishers, Dordrecht hardbound, the Netherlands, 2002. 600 p.
391. Son M. O., Novitsky R. A., Dyadichko V. G. Recent state and mechanisms of invasions of exotic decapodes in Ukrainian rivers. *Vestnik zoologii*. 2013. T. 47 (1). P. 59–64.

392. Song H., Ming G., He Z. et al. Conversion of Neuronal Growth Cone Responses from Repulsion to Attraction by Cyclic Nucleotides. *Science*. 1998. Vol. 281 (5382). P. 1515–1518.
393. Tamura K., Dudley J., Nei M. et al. MEGA 4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *Mol. Biol. Evol.* 2007. Vol. 24. P. 1596–1599.
394. The Invasion of the Black, Mediterranean and Caspian Seas by the American Ctenophore, *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz: a multidisciplinary perspective, and a comparison with other aquatic invasions / H. Dumont, T. Shiganova, U. Niermann (eds). *NATO Science Series, IV Earth and Environmental Sciences*. Dordrecht–Boston–London: Kluwer Acad. Pub. 2004. Vol. 35. 314 p.
395. Vaate A. bij de, Jazdzewski K., Ketelaars H. A. M. et al. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002. 59. P. 1159–1174.
396. Velde G. van der, Rajagopal S., Kelleher B. et al. Ecological impact of crustacean invaders: General considerations and examples from the Rhine River: J. C. von Vaupel Klein, F. R. Schram (eds). *The biodiversity crisis and Crustacea: Proceedings of the 4th International Crustacean Congress*. Leiden, 2000. Crustacean. Issues 12. P. 3–34.
397. Vanderploeg H. A., Nalepa T. F., Jude D. J. et al. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002. 59. P. 1209–1228.
398. Verbitsky V. B., Tereshchenko V. G. Structural phase diagrams of animal communities in assessment freshwater ecosystem conditions. *Hydrobiologia*. 1996. 322. P. 277–282.
399. Vilà M., Basnou C., Pyšek P. et al. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2010. 8. P. 135–144.
400. Walther G-R., Roques A., Hulme P. E. et al. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 2009. Vol. 24. № 12. P. 686–693.
401. Welcomme R. L. International introductions on inland aquatic species. *FAO Fish. Tech.* 1988. Paper 294. 318 p.
402. Weese D., Holtgrewe M., Reinert K., Razer S. Faster, fully sensitive read mapping. *Bioinform.* 2012. V. 28 (20). P. 2592–2599.

403. West-Eberhard M. J. Alternative adaptations, speciation, and phylogeny: a review. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 1986. Vol. 83. P. 1388–1392.
404. Williamson M. H. *Biological Invasions*. London; New York: Chapman & Hall, 1996. 244 pp.
405. Wittmann K. J. Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie*. 2007. 114 (1). P. 65–86.
406. Yakushko O. F. *Belorussian Lakeland*. Minsk, 1971. 336 p.
407. Zar J. H. *Biostatistical Analysis* (5th edn.) NJ: Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, 2010. 960 pp.
408. URL: <http://www.biodiversity.europe.eu/topics/sebi-indicators>
409. URL: <http://www.fishbase.us/Nomenclature/SynonymsList...>
410. URL: <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>
411. URL: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp>
412. URL: <http://www.nobanis.org/Fact-sheets/>
413. URL: <http://www.sevin.ru/invasive/dbases/insects.html>
414. URL: <http://www.sevin.ru/invasive/priortargets/Pisces.html>
415. URL: <http://species-identification.org>
416. URL: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov> – GenBank

ДОДАТКИ

Додаток А

Структурно-функціональна характеристика рибоподібних і риб дніпровських водосховищ і їх приток

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауни- стичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип жив- лення	Екологіч- на група	
1	Мінога українська (<i>Eudontomyzon mari- ae</i> Berg, 1931)	Літофіль- ний гніз- довий	Непромис- ловий	Еврифаг	Реофіл	Третинний рівнинний прісновод- ний
2	Білуга чорномор- ська (<i>Huso huso ponticus</i> Salnikov et Malyatskij, 1934)	Літофіль- ний	Цінний промисло- вий	Бентофаг, хижак	Реофіл	Понтока- спійський морський
3	Стерлядь (<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758)	Літофіль- ний	Цінний промисло- вий	Бентофаг	Реофіл	Третинний рівнинний прісновод- ний
4	Осетер російський (<i>Acipenser guelden- staedtii</i> Brandt et Ratzeburg, 1833)	Літофіль- ний	Цінний промисло- вий	Бентофаг	Реофіл	Понтока- спійський морський
5	Вугор прісноводний (<i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758)	Пелаго- фільний морський	Цінний промисло- вий	Хижак	Реофіл	Третинний рівнинний прісновод- ний
6	Т ю л ь к а чорноморсько- азовська (<i>Clupeo- nella cultriventris</i> Nordmann, 1840)	Пелаго- фільний	Малоцін- ний про- мисловий	Зоопланк- тофаг	Лімнофіл	Понтока- спійський морський
7	Пузанок дунайський (<i>Alosa caspia nord- manni</i> Antipa, 1904)	Пелаго- фільний	Промисло- вий	Зоопланк- тофаг	Лімнофіл	Понтока- спійський морський
8	Оселедець чорно- морський прохідний (<i>Alosa pontica pon- tica</i> Eichwald, 1838)	Пелаго- фільний	Промисло- вий	Зоопланк- тофаг	Лімнофіл	Понтока- спійський морський

Продовження дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауні-стичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
9	Ялець європейський (<i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> Linnaeus, 1758)	Псамофільний і фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Реофіл	Бореальний рівнинний
10	Головень (<i>Leuciscus cephalus</i> Linnaeus, 1758)	Літофільний	Промисловий	Зоофаг, хижак	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
11	Бобирець дніпровський (<i>Leuciscus borysthenicus</i> Kessler, 1859)	Фітофільний	Непромисловий	Еврифаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
12	В'язь (<i>Leuciscus idus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Еврифаг	Реофіл	Бореальний рівнинний
13	Плітка звичайна (<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
14	Вирезуб причорноморський (<i>Rutilus frisii frisii</i> Nordmann, 1840)	Літофільний	Цінний промисловий	Бентофаг	Реофіл Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
15	Краснопірка звичайна (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Еврифаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
16	Підуст звичайний (<i>Chondrostoma nasus</i> Linnaeus, 1758)	Літофільний	Промисловий	Перифітонофаг бентофаг	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
17	Бистрянка російська (<i>Alburnoides bipunctatus rossicus</i> Berg, 1924)	Літофільний	Непромисловий	Еврифаг	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
18	Верховодка звичайна (<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний і псамофільний	Малоцінний промисловий.	Еврифаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний

Продовження дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауністичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
19	Вівсянка неповнолітня (верхівка) (<i>Leucaspis delinea-tus</i> Heckel, 1843)	Фітофільний	Непромисловий	Зоопланктофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
20	Гольян озерний (<i>Phoxinus phoxinus</i> Pallas, 1814)	Фітофільний	Непромисловий	Еврифаг	Лімнофіл	Третинний рівнинний прісноводний
21	Рибець звичайний (<i>Vimba vimba</i> Linnaeus, 1758)	Літофільний	Цінний промисловий	Бентофаг	Реофіл	Бореальний рівнинний
22	Плоскирка звичайна (<i>Blicca bjoerkna</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
23	Лящ звичайний (<i>Abramis brama</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
24	Клепець (білоглазка) (<i>Abramis sapa sapa</i> Pallas, 1814)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
25	Синець (<i>Abramis ballerus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Зоопланктофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
26	Білизна звичайна (<i>Aspius aspius</i> Linnaeus, 1758)	Літофільний	Промисловий	Хижак	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
27	Товстолобик строкатий (<i>Aristichthys nobilis</i> Richardson, 1846)	Пелагофільний	Промисловий	Зоопланктофаг детритофаг	Лімнофіл	Китайський рівнинний
28	Товстолобик білий (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> Valenciennes, 1844)	Пелагофільний	Промисловий	Фітопланктофаг, детритофаг	Лімнофіл	Китайський рівнинний

Продовження дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауністичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
29	Чехоня звичайна (<i>Pelecus cultratus</i> Linnaeus, 1758)	Пелагофільний	Промисловий	Зоопланктофаг хижак	Реофіл	Понтокаспійський прісноводний
30	Гірчак звичайний (<i>Rhodeus sericeus</i> Pallas, 1776)	Остракофільний	Непромисловий	Еврифаг	Лімнофіл	Третинний рівнинний прісноводний
31	Чебачок амурський (<i>Pseudorasbora parva</i> Temminck & Schlegel, 1846)		Непромисловий	Еврифаг, зоопланктофаг	Лімнофіл	Китайський рівнинний
32	Пічкур звичайний (<i>Gobio gobio</i> Linnaeus, 1758)	Псамофільний	Непромисловий	Бентофаг	Реофіл	Третинний рівнинний прісноводний
33	Марена дніпровська (<i>Barbus barbusthorysthenicus</i> Dybowski, 1862)	Літофільний	Промисловий	Еврифаг, бентофаг	Реофіл	Третинний рівнинний прісноводний
34	Амур білий (<i>Stenopharyngodon idella</i> Valenciennes, 1844)	Пелагофільний	Промисловий	Фітофаг (макрофіти)	Лімнофіл	Китайський рівнинний
35	Короп звичайний (сазан) (<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Еврифаг, бентофаг	Лімнофіл	Третинний рівнинний прісноводний
36	Карась звичайний (золотий) (<i>Carassius auratus</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Еврифаг, бентофаг	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
37	Карась сріблястий (<i>Carassius gibelio</i> Bloch, 1782)	Фітофільний	Промисловий	Еврифаг, бентофаг	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
38	Лин озерний (<i>Tinca tinca</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний

Продовження дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауністичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
39	Щипавка звичайна (<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
40	В`юн звичайний (<i>Misgurnus fossilis</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Третинний рівнинний прісноводний
41	Голець вусатий (<i>Barbatula barbatula</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний, псамофільний	Непромисловий	Бентофаг	Реофіл	Бореальний предгірний
42	Сомик каналний американський (<i>Ictalurus punctatus</i> Rafinesque, 1818)	Гніздовий	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Північноамериканський прісноводний
43	Сом звичайний (<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758)	Гніздовий	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Третинний рівнинний прісноводний
44	Щука звичайна (<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
45	Минь річковий (<i>Lota lota</i> Linnaeus, 1758)	Літофільний, псамофільний	Промисловий	Хижак, бентофаг	Лімнофіл	Арктичний прісноводний
46	Атерина південноєвропейська чорноморська (<i>Atherina boyeri pontica</i> Eichwald, 1831)	Фітофільний	Малоцінний промисловий	Планктофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
47	Колючка багатоголова мала (<i>Pungitius platygaster</i> Kessler, 1859)	Гніздовий	Непромисловий	Зоофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
48	Колючка триголкова (<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758)	Гніздовий	Непромисловий	Зоофаг	Лімнофіл	Арктичний морський

Продовження дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауністичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
49	Голка риба пухлощока чорноморська (<i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> Eichwald, 1831)	Виношуючий	Непромисловий	Еврифаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
50	Судак звичайний (<i>Sander lucioperca</i> Linnaeus, 1758)	Гніздовий	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
51	Берш (<i>Sander volgensis</i> Gmelin, 1788)	Гніздовий	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Понтокаспійський прісноводний
52	Окунь річковий (<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758)	Фітофільний, індіферентний	Промисловий	Хижак	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
53	Йорж звичайний (<i>Gymnocephalus cernuus</i> Linnaeus, 1758)	Індиферентний	Малоцінний промисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
54	Йорж носар (<i>Gymnocephalus acerinus</i> Guldenstadt, 1774)	Літофільний	Промисловий	Бентофаг, хижак	Лімнофіл	Бореальний рівнинний
55	Перкарина чорноморська (<i>Percaurina demidoffi</i> Nordmann, 1840)	Фітофільний індіферентний	Непромисловий	Хижак	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
56	Бичок-кругляк (<i>Neogobius melanostomus</i> Pallas, 1814)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
57	Бичок-головач (Кеслера) (<i>Neogobius kessleri</i> Gunter, 1861)	Гніздовий літофільний	Непромисловий	Бентофаг	Реофіл	Понтокаспійський морський
58	Бичок бабка річкова (пісочник) (<i>Neogobius fluviatilis</i> Pallas, 1814)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Реофіл	Понтокаспійський морський

Закінчення дод. А

№	Назва виду	Структурно-функціональна характеристика				Фауністичний комплекс
		Нерест	Ресурсне значення	Тип живлення	Екологічна група	
59	Бичок-гонєць (<i>Neogobius gymnotrachelus</i> Kessler, 1857)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Реофіл	Понтокаспійський морський
60	Бичок мартовик (кнут) (<i>Mesogobius batrachocephalus</i> Pallas, 1814)	Гніздовий літофільний	Непромисловий	Хижак	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
61	Бичок цуцик мarmorовий (<i>Proterorhinus marmoratus</i> Pallas, 1814)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
62	Пуголовочка Браунера (<i>Benthophiloides brauneri</i> , Beling & Iljin, 1927)	Гніздовий літофільний	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
63	Бичок пуголовка зірчаста (<i>Benthophilus stellatus stellatus</i> Sauvage, 1874)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
64	Бичок кніповічя кавказький (<i>Knipowitshia caucasica</i> Berg, 1916)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський
65	Бичок ратан (<i>Neogobius ratan</i> Nordmann, 1840)	Гніздовий	Непромисловий	Бентофаг	Лімнофіл	Понтокаспійський морський

Додаток Б

Комплексна характеристика сучасного стану іхтіокомплексу
Дніпровського водосховища

№ п.	Види риб	Параметри		
		I	II	III
1. Родина ACIPENSERIDAE – ОСЕТРОВІ				
1.	Стерлядь <i>Acipenser ruthenus</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	ПП	ОР/О
2. Родина CLUPEIDAE – ОСЕЛЕДЦЕВІ				
2.	Оселедець чорноморсько-азовський <i>Alosa pontica</i> (Eichwald, 1838)	A/ЗП	ПП	ОР/М
3.	Тюлька чорноморсько-азовська <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	СА/ЗП	МП	ПР/П
3. Родина ESOCIDAE – Фітофільний Щукові				
4.	Щука звичайна <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	A/Х	П/Л	ШР/П
4. Родина CYPRINIDAE – КОРОПОВІ				
5.	Плітка звичайна <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	A(IA) /БЕ	П/Л	ШР/Б
6.	Ялець звичайний <i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	ПП	ОР/О
7.	Головень звичайний <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	A/ЗФ	П/Л	ПР/П
8.	Бобирець (калінка) <i>Leuciscus borysthenicus</i> (Kessler, 1859)	A/БЕ	НП	ОР/П
9.	В'язь звичайний <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	A/БЕ	ПП	ОР/М
10.	Краснопірка звичайна <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	A/ФЕ	П/Л	ШР/П
11.	Амур білий <i>Stenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	I/Ф	П/Л	ОР/О
12.	Білізна звичайна, жерех <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	A/Х	П/Л	ШР/М
13.	Верховка звичайна, вівсянка <i>Leucaspius delineatus</i> (Heckel, 1843)	A/ЗП	НП	ОР/М
14.	Лин <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	П/Л	ОР/М
15.	Підуст звичайний (<i>Chondrostoma nasus</i> , Linnaeus, 1758)	A/П	ПП	ОР/О
15.	Чебачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck&Schlegel, 1846)	IA/ЗЕ	НП	ШР/Б
17.	Пічкур звичайний <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	НП	ОР/О

Продовження дод. Б

№ п.	Види риб	Параметри		
		I	II	III
18.	Верховодка звичайна <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	A/ЗЕ	МП/Л	ШР/Б
19.	Плоскирка звичайна <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	П/Л	ШР/П
20.	Лящ звичайний <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	ЦП/Л	ШР/П
21.	Клепець, білоглазка (<i>Abramis sapa</i> , Pallas, 1814)	A/Б	ПП	ОР/О
22.	Синець <i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	A/ЗП	ПП	ОР/М
23.	Рибець звичайний <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	ПП	ОР/О
24.	Чехоня <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	A/ЗФХ	П	ШР/М
25.	Грчак звичайний <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	A/ФЕ	НП	ШР/Б
26.	Карась звичайний, золотий <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	A/БЕ	НП	ОР/М
27.	Карась сріблястий <i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch, 1782)	ІА/БЕ	П/Л	ШР/Б
28.	Короп звичайний, сазан <i>Cyprinus caprio</i> Linnaeus, 1758	A/БЕ	ЦП/Л	ШР/М
29.	Товстолобик білий <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	І/ФПД	П/Л	ПР/М
30.	Товстолобик строкатий <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846)	І/ЗПД	П	ПР/М
5. Родина COBITIDAE – В'ЮНОВІ				
31.	Щипавка звичайна <i>Cobitis taenia taenia</i> Linnaeus, 1758	A/Б	НП	ШР/П
32.	В'юн звичайний <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	A/Б	НП	ОР/М
6. Родина SILURIDAE – СОМОВІ				
33.	Сом звичайний, європейський <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	A/Х	П/Л	ШР/М
7. Родина ICTALURIDAE – ІКТАЛУРОВІ				
34.	Сом канальний, плямистий <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	І/ЗФХ	ПП	ОР/О
8. Родина ANGUILLIDAE – ВУГРОВІ				
35.	Вугор річковий (європейський) <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	І/Х	ПП	ОР/О

Продовження дод. Б

№ п.	Види риб	Параметри		
		I	II	III
9. Родина ATHERINIDAE – АТЕРИНОВІ				
36.	Атерина чорноморська <i>Atherina boyeri pontica</i> (Eichwald, 1831)	СА/ЗП	НП	ШР/М
10. Родина LOTIDAE – МИНЕВІ				
37.	Минь річковий <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	А/Х	ПП	ОР/М
11. Родина GASTEROSTEIDAE – КОЛЮЧКОВІ				
38.	Колючка мала південна, багатоголкова <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859)	А/ЗП	НП	ШР/М
39.	Колючка триголкова <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	СА/ЗП	НП	ОР/М
12. Родина SYNGNATHIDAE – ГОЛКОВІ				
40.	Морська голка пухлощока чорноморська <i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> (Eichwald, 1831)	А/ЗП	НП	ШР/П
13. Родина CENTRARCHIDAE – ЦЕНТРАРХОВІ				
41.	Сонячний окунь <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	ІА/Х	НП	ОР/М
закінчення Додатка Б				
14. Родина PERCIDAE – ОКУНЕВІ				
42.	Судак звичайний <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	А/Х	ЦП/Л	ШР/М
43.	Судак волзький, берш <i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	СА/Х	П/Л	ПР/М
44.	Окунь річковий <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	А/Х	П/Л	ШР/П
45.	Йорж звичайний <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	А/Б	МП/Л	ПР/М
46.	Перкарина чорноморська <i>Percarina demidoffi</i> (Nordmann, 1840)	СА/ЗФХ	НП	ОР/М
15. Родина GOBIIDAE – БИЧКОВІ				
47.	Бичок-кругляк <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	СА/Б	НП/Л	ШР/П
48.	Бичок-головач, бичок Кесслера <i>Neogobius kessleri</i> (Gunter, 1861)	А/Б	НП/Л	ШР/М
49.	Бичок пісочник <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	А/Б	НП/Л	ШР/П
50.	Бичок-гоніць <i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	СА/Б	НП	ПР/М

Закінчення дод. Б

№ п.	Види риб	Параметри		
		I	II	III
51.	Бичок мартовик, кнут <i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)	СА/Х	НП/Л	ПР/М
52.	Бичок цуцик, бичок мармуровий <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	А/Б	НП	ШР/П
53.	Бичок Браунера <i>Benthophiloides brauneri</i> (Beling et Iljin, 1927)	СА/Б	НП	ОР/М
54.	Пуголовка зірчаста <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874)	А/Б	НП	ОР/М
55.	Бичок ратан <i>Ponticola ratan</i> (Nordmann, 1840)	СА/Б	НП	ОР/М
56	Бичок кніповічя кавказький <i>Knipowitshia caucasica</i> (Berg, 1916)	СА/Б	НП	ОР/М

Примітки. I. Походження: А – аборигенний (вихідний) вид; І – інтродуцент (самостійно не відтворюється, чисельність підтримується за рахунок зариблення); ІА – інтродуцент, що пройшов стадію акліматизації, самостійно відтворюється; СА – саморозселенець, що пройшов стадію акліматизації; **живлення:** Ф – фітофаг; ФЕ – фітофаг, еврифаг; ФПД – фітопланктофаг-детритофаг; З – зоопланктофаг; ЗЕ – зоопланктофаг, еврифаг; ЗПД – зоопланктофаг-детритофаг; ЗФ – зоополіфаг, ЗФХ – зоополіфаг, хижак, Б – бентофаг, БЕ – бентофаг, еврифаг; П – перифітонофаг, Х – хижак. **II. Ресурсне значення:** ЦП – цінний промисловий вид; П – промисловий вид; МП – малоцінний промисловий вид; НП – непромисловий вид; ПП – потенційно промисловий вид; Л – об'єкт любительського рибальства. **III. Розповсюдження:** ШР – широко розповсюджені види; ПР – помірно розповсюджені види; ОР – обмежено розповсюджені види. **Чисельність:** Б – багаточисленні види; П – помірно численні види; М – малочисленні види; О – одиничні види.

Додаток В

Максимальний біопродукційний потенціал верхньої ділянки Дніпровського водосховища в перший рік зариблення

Вид риб	Назва основного об'єкта споживання	Продукція, кг/га	Потенційна рибопро-дукція, кг/га	Щільність зариблення, екз/га	Максимальний обсяг зариблення, (вікова група, тис. екз.)	
					0+;1	1+;2
Білий товстолобик	Фітопланктон, детрит	13400	88,4	177	1500	1125
Строкатий товстолобик	Зоопланктон, детрит	162	21,6	11,0	94	70,5
Білий амур	Вища водна рослинність	31207	62,4	125	170	127,5
Короп	Зообентос	184	12,9	26	221	166

Додаток Г
Порівняльна характеристика максимальних (рибогосподарських) і екологічно доцільних (біомеліоративних) обсягів зариблення верхньої ділянки Дніпровського водосховища рибами-біомеліорантами в перший рік зариблення

Види риби	Вік	Максимальні рибогосподарські показники			Екологічно доцільні показники		
		Щільність посадки, екз/га	Обсяг зариблення, тис. екз.	Промислова рибопродуктивність, кг/га	Щільність посадки, екз/га	Обсяг зариблення, тис. екз.	Промислова рибопродуктивність, кг/га
Білий товстолобик	0+;1	177,0	1500	22,33	90	765	11,3
	1+;2	133,0	1125	22,33	60	510	10,1
Строкатий товстолобик	0+;1	11,0	94	1,4	18	153	2,28
	1+;2	8,3	70,5	1,4	12	102	2,03
Білий амур	0+;1	125	170	2,5	24	204	3,04
	1+;2	94	127,5	2,5	16	136	2,7
Корол	0+;1	26	221,0	3,29	12	102	1,52
	1+;2	20	170,0	3,29	8	68	1,35

Додаток Г

Базові параметри зариблення видами-біомеліорантами верхньої ділянки
Дніпровського водосховища на період 2016–2025 рр., тис. екз. – схема А
(цьоголіткі рослиноідних і абorigенних видів)

№ з/п	Види-біомеліоранти	Вікова група	Індивід. наважка	Роки											
				2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025		
1.	Білий товстолобик	0+; 1	25 г	765,0	892,5	1020,0	-	-	-	765,0	1020,0	-	-	-	765,0
2.	Строкатий товстолобик або Гібрид	0+; 1	25 г	153,0	178,5	204,0	-	-	-	153,0	204,0	-	-	-	153,0
3.	Білий амур	0+; 1	25 г	204,0	255,0	306,0	-	-	-	204,0	306,0	-	-	-	204,0
Всього рослиноідних				1122,0	1326,0	1530,0	-	-	-	1122,0	1530,0	-	-	-	1122,0
4.	Короп, сазан	0+	25 г	102,0	127,5	153,0	-	-	-	102,0	153,0	-	-	-	102,0
5.	Сом	0+	50 г	34,0	42,5	42,5	-	-	-	34,0	42,5	-	-	-	34,0
6.	Щука	0+	50 г	25,5	34,0	34,0	-	-	-	25,5	34,0	-	-	-	25,5
7.	Лин	0+	15 г	34,0	38,25	38,25	-	-	-	34,0	38,25	-	-	-	34,0
Всього абorigенних				195,5	242,25	267,75	-	-	-	195,5	267,75	-	-	-	195,5
Разом				1317,5	1568,25	1797,75	-	-	-	1317,5	1797,75	-	-	-	1317,5

Додаток Д

Базові параметри зариблення видами-біомеліорантами верхньої ділянки Дніпровського водосховища на період 2016–2025 рр., тис. екз. – Схема Б
(дволіткі рослинноїдних видів і коропа та цьоголітки абсоригенних видів)

№ з/п	Види-біомеліоранти	Вікова група	Індивід. наважка	Роки											
				2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025		
1.	Білий товстолобик	1+; 2	100 г	510,0	595,0	680,0	-	-	-	510,0	680,0	-	-	-	510,0
2.	Строкатий товстолобик або гібрид	1+; 2	100 г	102,0	119,0	136,0	-	-	-	102,0	136,0	-	-	-	102,0
3.	Білий амур	1+; 2	100 г	136,0	170,0	204,0	-	-	-	136,0	204,0	-	-	-	136,0
Всього рослинноїдних				748,0	884,0	1020,0	-	-	-	748,0	1020,0	-	-	-	748,0
4.	Короп, сазан	1+; 2	100 г	68,0	85,0	102,0	-	-	-	68,0	102,0	-	-	-	68,0
5.	Сом	0+	50 г	34,0	42,5	42,5	-	-	-	34,0	42,5	-	-	-	34,0
6.	Щука	0+	50 г	25,5	34,0	34,0	-	-	-	25,5	34,0	-	-	-	25,5
7.	Лин	0+	15 г	34,0	38,25	38,25	-	-	-	34,0	38,25	-	-	-	34,0
Всього абсоригенних				161,5	169,75	216,75	-	-	-	161,5	216,75	-	-	-	161,5
Разом				909,5	1053,75	1236,75	-	-	-	909,5	1236,75	-	-	-	909,5

Додаток Є

Біомеліоративна і рибогосподарська ефективність від проведення робіт із зариблення акваторії верхньої ділянки Дніпровського водосховища рибами-біомеліорантами

Види риб	Вікова група	Екологічно доцільні показники		Обсяг вилучення органічної речовини, (біомеліоративний ефект), тис. тонн
		промислова рибопродуктивність, кг/га	промисловий обсяг рибної продукції, т	
Білий товстолобик	0+;1	11,3	96,8	9,98 9,84
	1+;2	10,1	86,1	8,61 6,56
Строкатий товстолобик	0+;1	2,28	19,38	6,64 8,61
	1+;2	2,03	17,26	5,74 5,74
Білий амур	0+;1	3,04	25,84	1,2* 1,29*
	1+;2	2,7	22,95	1,36 1,93
Корол	0+;1	1,52	12,92	0,803* 1,15*
	1+;2	1,35	11,48	0,903 1,72
Сом	0+	1,01	8,6	4,3
	0+	0,51	4,3	2,9
Щука	0+	0,1	2,86	0,43*
	0+	0,1	2,86	0,38*
Всього	Схема А	19,76	170,7	0,285*
	Схема Б	17,8	153,55	0,143*
				0,028*
				24,806 (22,63**)
				20,956 (18,97**)

Примітка: прогнотований ефект розподілено по вікових групах зарибку (0+; 1) та (1+; 2) окремо; * – надані показники не входять до обсягу загального біомеліоративного ефекту (не враховується вилучена маса зоопланктону, зообентосу і риб, як кормовий ресурс хижаків); ** – безпосередній біомеліоративний ефект, тис. тонн.

Додаток Ж
Інвазійний потенціал чужорідних риб у дніпровських водосховищах (за [105; 371])

Питання (з балами)	Чужорідні види риб							
	<i>C. idella</i>	<i>H. molitrix</i>	<i>A. nobilis</i>	<i>P. parva</i>	<i>C. auratus</i>	<i>I. nebulosus</i>	<i>L. gibbosus</i>	<i>P. glenii</i>
Розділ I. Екологічні наслідки (88 балів)								
Вплив на процеси в екосистемах і екосистемні параметри (33 бали)	B	C	C	B	A	B	A	A
Вплив на структуру екологічного угруповання (18 балів)	D	D	D	B	A	B	A	A
Вплив на видовий склад екологічного угруповання (18 балів)	D	C	C	C	B	A	A	A
Вплив на окремі природні види рослин або тварин (9 балів)	B	B	C	B	A	A	A	A
Розділ II. Сучасне розповсюдження і рясність (36 балів)								
Сучасний діапазон розповсюдження в регіоні (15 балів)	C	C	C	B	A	D	C	C
Частка сучасного діапазону розповсюдження в регіоні, де спостерігається негативний вплив на біорізноманіття (15 балів)	D	D	D	B	A	C	A	B
Частка біогеографічних одиниць регіону з наявними вторгненнями (3 бали)	C	C	C	B	A	D	C	C

Продовження дод. Ж

Питання (з балами)	Чужорідні види риб							
	<i>C. idella</i>	<i>H. molitrix</i>	<i>A. nobilis</i>	<i>P. parva</i>	<i>C. auratus</i>	<i>I. nebulosus</i>	<i>L. gibbosus</i>	<i>P. glenii</i>
Різноманітність оселищ або екосистем у регіоні з вторгненнями (3 бали)	C	C	C	B	B	B	B	B
Розділ III. Тенденції у розподілі та чисельності (72 бали)								
Динаміка сучасного діапазону розповсюдження в межах регіону (18 балів)	D	D	D	A	A	D	A	C
Частка сучасного діапазону розповсюдження від потенційно можливого (3 бали)	B	C	C	B	B	D	A	C
Потенціал просторового розповсюдження в регіоні (9 балів)	C	C	C	A	A	D	A	B
Розширення розповсюдження в регіоні у часі (18 балів)	C	C	C	A	A	C	A	B
Невідворотність вторгнення на природні території, що підлягають особливій охороні, та інші природні оселища видів (6 балів)	B	C	C	A	A	B	A	A
Подібні природні оселища видів, які мають вторгнення в інших регіонах (9 балів)	C	C	C	B	A	C	A	A

Закінчення дод. Ж

Питання (з балами)	Чужорідні види риб							
	<i>C. idella</i>	<i>H. molitrix</i>	<i>A. nobilis</i>	<i>P. parva</i>	<i>C. auratus</i>	<i>I. nebulosus</i>	<i>L. gibbosus</i>	<i>P. glenii</i>
Репродуктивні характеристики видів (9 балів)	-	-	-	A	A	A	A	A
Розділ IV. Складнощі управління (51 бал)								
Загальні складнощі управління (18 балів)	C	C	C	A	A	B	A	A
Мінімальний час домовленостей і зобов'язань (15 балів)	C	C	C	B	B	C	B	B
Вплив управління на місцеві види (15 балів)	C	C	C	B	B	B	B	B
Доступність територій з вторгненнями для управління (3 бали)	B	B	B	C	C	C	C	C
Разом (237 балів)	68	57	59	168	207	118	212	184

Примітка. На кожне із запитань пропонується 5 можливих варіантів відповідей: **A** – максимальна кількість балів; **B** і **C** – середня кількість балів; **D** – мінімальна або нульова кількість балів; – відповіді немає. Співвідношення між A, B, C і D є таким: 3: 2: 1: 0.

Наукове видання

Роман Олександрович Новіцький

**ІНВАЗІЇ
ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ РИБ
У ДНІПРОВСЬКІ ВОДОСХОВИЩА**

Монографія

*В оформленні обкладинки використано фото:
Р. Новіцького, С. Ніколайчука, О. Бурми, О. Гулая*

ISBN 978-966-981-597-2



Підписано до друку 15.12.2021.
Формат 60x84/16. Папір офсетний.
Друк цифровий. Ум. друк. арк. 16,04.
Наклад 90 прим. Зам. № 271.

ЛІРА

ВИДАВНИЦТВО
ДРУКАРНЯ

— ДНІПРО —

Видавництво та друкарня ПП «Ліра ЛТД».
Вул. Наукова, 5, м. Дніпро, 49107.
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготовлювачів
та розповсюджувачів видавничої продукції
ДК № 6042 від 26.02.2018.