

СТАБІЛЬНІСТЬ РОЗВИТКУ ТА ЦИТОГЕНЕТИЧНИЙ ГОМЕОСТАЗ ІХТІОПОПУЛЯЦІЙ РІЧКИ СЛУЧ У СУЧАСНИХ УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

О. О. Бєдункова, bedunkovaolga@mail.ru, Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

Мета. Оцінка стабільності розвитку та цитогенетичного гомеостазу іхтіопопуляцій р. Случ на ділянках водотоку, що зазнають антропогенного впливу різної інтенсивності.

Методика. Дослідження іхтіопопуляцій р. Случ проводили в межах Березнівського району Рівненської області. Стан особин у популяціях оцінювали комплексно, за допомогою морфологічного (оцінка стабільності розвитку за рівнем флюктуючої асиметрії (ФА)) і цитогенетичного (мікроядерний (МЯ) тест еритроцитів периферійної крові риб) методів. Використані методики дозволяють встановити рівень дестабілізації розвитку організмів.

Результати. Встановлені рівні ФА відображують незначні (початкові) відхилення від норми онтогенетичних процесів іхтіопопуляцій на дослідних ділянках водотоку. Особливо відчутно це проявляється в значній частині особин з ФА у вибірках плітки, верховодки, ляща та окуня. Перевищення частоти клітин еритроцитів з МЯ у крові таких видів риб, як плітка і щука відносно рівня спонтанного мутагенезу спостерігалось у створі №2, що зазнає впливу стічних вод. Виявлений прояв дегенеративних процесів в організмі риб на даному етапі можна оцінити як підвищену реактивність чутливих видів на наявність мутагенів у складі забруднень річки.

Функціонування нерестових популяцій дає підстави стверджувати, що сучасний рівень антропогенного впливу не є критичним для гідроекосистеми.

Наукова новизна. Вперше отримано дані про стабільність розвитку та цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій у гідроекосистемі Рівненщини в сучасних умовах антропогенного навантаження.

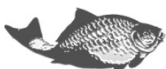
Практична значимість. Отримані результати можуть використовуватися для оцінки та прогнозу запасів рибних ресурсів дослідної гідроекосистеми та враховуватися при плануванні водоохоронної діяльності в межах басейну річки.

Ключові слова: іхтіопопуляції, флюктуюча асиметрія, цитогенетичний гомеостаз, стабільність розвитку.

ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМИ ТА АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Надходження у водні об'єкти синтезованих побутових речовин, важких металів та нафтопродуктів сьогодні представляє головну загрозу гідроекосистемам у зв'язку з їх біоаккумуляцією та біомагніфікацією у трофічних ланцюгах, що спричинює появу широкого спектра патологічних станів у всіх живих організмах [1]. Збереження біологічного різноманіття – одне з ключових завдань сьогодення, але стійке функціонування популяцій і біоценозів неможливо без здорових життєздатних особин, які визначають якість інших рівнів біологічної організації. Очевидно, що антропогенний вплив на гідроекосистеми слід вивчати шляхом аналізу біологічної відповіді гідробіонтів. Саме тому проблемі відхилення від «норми» живих організмів у природних екосистемах приділяється значна увага в усьому світі.

Не існує єдиного універсального критерію щодо відношення до оцінок всіх антропогенних впливів. Наприклад, при оцінках евтрофування водойм найбільш



чітку картину формують зміни фітопланктонних спільнот [2], закислення вод – зообентосного [3], токсичного забруднення – порушення в організмі риб [4].

Численні публікації свідчать про успішне використання риб як індикаторів порушень «здоров'я» гідроекосистем. Як зазначає Л. А. Кудерський [5], це зумовлено такими причинами:

1) риби мають тривалий життєвий цикл і тому здатні накопичувати шкідливі речовини протягом значного періоду часу;

2) різні види риб мають неоднакову чутливість до різних антропогенних токсикантів і тому можуть використовуватись як біоіндикатори різного ступеню антропогенного забруднення водойм;

3) риби мають неоднакову чутливість на різних етапах онтогенезу, що розширює можливості використання цих тварин для біоіндикації. До того ж, риби займають верхній рівень у трофічній системі водойм.

За чутливістю до дії зовнішніх чинників риби поділяються на чутливі: лососеві (форель, пелядь), голец, судак, плітка, пічкур, верховодка; середньочутливі (вік 1+), гольян, лящ, окунь, краснопірка; слабкочутливі – головень (вік 2+), короп, карась [6].

В умовах інтенсивного забруднення стійкість риб визначається здатністю ефективно метаболізувати та виводити токсичні речовини, які надходять до їх організму [6, 7]. Патологічні зміни в їх тілі дозволяють визначити ступінь токсичності водного середовища, оцінити кумулятивні ефекти [1], а також скласти уявлення про потенційну небезпеку групи речовин, що надходять до водойм і є шкідливим для людини [7]. Результати аналізу перерозподілу токсичних речовин у тканинах риб можуть бути використані для оцінки термінів забруднення водойми [1, 7, 8]. Для швидкої діагностики стану водного середовища та умов існування риб зручними є експрес-методи. Переваги їх полягають у простоті відбору матеріалу в польових умовах, порівняно незначними часовими і матеріальними витратами та можливості опрацювати достатньо великий масив даних [9, 10].

Зокрема, при дослідженнях різних видів тварин у польових умовах найбільш зручним виявляється мікроядерний тест у клітинах периферійної крові [8]. Амітоз еритроцитів – один з патоморфологічних станів клітин червоної крові, в результаті чого еритроцити стають двоядерними або утворюють одне чи кілька мікроядер [10, 11]. Так, гематологічні зміни морських та прісноводних риб помічені в умовах хронічного токсичного забруднення водного середовища [8, 11].

Ще одним, відносно простим та інформативним методом? є оцінка рівнів флюктуючої асиметрії (ФА) риб, яка дозволяє говорити як про гетерогенність їх популяцій, так і про механізми зворотних реакцій рибного населення гідроекосистем на різні рівні антропогенного впливу [9, 12, 13]. ФА дає можливість оцінити незначні, неспрямовані відхилення від білатеральної симетрії у будові різних морфологічних структур і таким чином слугує показником стабільності розвитку організму, який підтримується завдяки генетичній коадаптації за оптимальних умов розвитку [12].

ВИДІЛЕННЯ НЕВИРШЕНИХ РАНІШЕ ЧАСТИН ЗАГАЛЬНОЇ ПРОБЛЕМИ. МЕТА РОБОТИ

У проаналізованій літературі не виявлено результатів досліджень, заснованих



на концепції «здоров'я» гідроєкосистем Рівненської області. Відомі результати оцінки стану водного середовища та якості води річок за гідрохімічними показниками [14], на підставі комплексного екологічного індексу за відповідними категоріями [15] та вищою водною рослинністю на підставі розробленого індексу фітоіндикації [16], а також роботи, в яких проаналізовано вплив природних і антропогенних факторів на формування гідрохімічних характеристик річок області [17]. Рядом авторів дана оцінка стану гідроєкосистем за загальною продуктивністю та видовим різноманіттям аборигенної іхтіофауни [18]. Дана оцінка екологічного стану окремих водотоків і водойм за результатами біоіндикації за допомогою організмів макрозообентосу, в результаті чого була виявлена висока токсичність води і донних відкладень водних об'єктів [19].

Однак, питання опосередкованих наслідків дії комбінованих забруднень, пов'язаних з пошкодженням генетичного апарату іхтіофауни Рівненщини залишаються недостатньо вивченими.

Метою наших досліджень була оцінка стабільності розвитку та цитогенетичного гомеостазу іхтіопопуляцій р. Случ у межах Березнівського району Рівненської області.

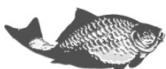
МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Долина р. Случ знаходиться у межах Рівненської області своєю центральною та нижньою частинами та повністю розміщена в зоні Полісся. Площа водозбору в межах Рівненської області 3900 км² (28,2% всієї території басейну). В с. Лютянск Рівненської області, на висоті 139 м над рівнем моря впадає в р. Горинь з правого берега. Формування руслових вод, які мають гідрокарбонатно-кальцієвий склад та підвищену мінералізацію в меженний період, відбувається в умовах надлишкового зволоження під впливом розповсюджених карбонатних порід [20].

У межах Рівненської області основне антропогенне навантаження річка зазнає в Березнівському районі в результаті скидів побутових та промислових стічних вод, в яких присутні сполуки азоту, сульфати, хлориди, фосфати, завислі речовини, спиртові та фурфурольні компоненти, сивушні ефіроальдегідні та скипидарні фракції, а також кислоти [21].

Контрольні лови риби з метою оцінки стабільності розвитку та цитогенетичного гомеостазу іхтіопопуляцій, проводились на двох ділянках водотоку, які зазнають різного функціонального навантаження: створ 1 – с. Бистричі (0,5 км вище скиду очисних споруд ДП «Комунальник»); створ 2 – м. Березне (0,6 км нижче скидів очисних споруд «Березневодоканал») впродовж 2011–2014 рр. Відстань між зазначеними створами становить близько 23,5 км.

Оцінку стабільності розвитку проводили за показником флуктуючої асиметрії (ФА) [9, 12]. Всього було використано 9 білатеральних меристичних ознак: кількість променів у грудних (*P*) і черевних плавцях (*V*); кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі (*sp.br.*); кількість пелюсток у зябровій перетинці (*f.br.*); кількість лусок у бічній лінії (*jj*); кількість лусок із сенсорними каналцями (*jj.sk*); кількість рядів лусок над (*squ.1*) і під (*squ.2*) бічною лінією; кількість лусок з боку хвостового плавця (*squ.pl*) [35]. Як показник асиметрії для міжпопуляційного порівняння використовували середню частоту асиметричного прояву (ЧАП) на ознаку, яку розраховували за формулою Захарова, як відношення числа ознак, що виявляють асиметрію, до загального числа врахованих ознак [22]. Оцінку відхилення стабільності розвитку від умовно



нормального стану проводили за шкалою, наведеною в табл. 1 [9]:

Таблиця 1. Шкала для оцінки відхилень стану риб від умов норми

Бал	Значення показника стабільності розвитку ЧАП	Якість середовища
1	< 0,30	умовно нормальне
2	0,3 – 0,34	початкові (незначні) відхилення від норми
3	0,35 – 0,39	середній рівень відхилень від норми
4	0,40 – 0,44	суттєві (значні) відхилення від норми
5	0,45 та >	критичний стан

Статистичну значимість розбіжностей між вибірками оцінювали за t-критерієм Стьюдента [23].

Цитогенетичний гомеостаз оцінювали за мікроядерним тестом еритроцитів периферійної крові риб. Фарбування мазків здійснювали відразу після їх доставки в лабораторію, за Романовським-Гімзою [24]. Облік мікроядер проводили під мікроскопом зі збільшенням 10x100 з імерсією. При підрахунку клітин враховувалися всі види мікроядер та ядерного матеріалу [10]. Аналізували від 1000 до 2500 клітин від кожної особини. Результати підрахунків виражали в проміле (‰).

Результати досліджень за кожним видом риб виражали у вигляді усереднених даних із зазначенням середньоквадратичної похибки [23].

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Під час проведення контрольних ловів у складі іхтіофауни річки Случ у межах Березнівського району Рівненської області було виявлено 21 вид риб, які входять до 6 родин та об'єднані 3 родами.

Серед короноподібних (*Cypriniformes*) найбільша кількість видів була характерною для коропових (*Cyprinidae*): верховодка *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), карась сріблястий *Carassius auratus gibelio* (Linnaeus, 1758), лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), пічкур *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758), білизна *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), плітка *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), рибець звичайний *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758), голянь звичайний *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), в'язь *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), ялець *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), підуст *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758).

В'юнові (*Cobitidae*) були представлені видами: щипавка звичайна *Cobitis taenia* (s.l.) (Linnaeus, 1758) та в'юн *Misgurnus fossilis* (Lacepede, 1803).

Сомові (*Siluridae*): сом звичайний *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758).

Окунеподібні (*Perciformes*) представлені окуневими (*Percidae*): видом окунь звичайний *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), йорж звичайний *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758).

Щукоподібні (*Esociformes*) представлені щуковими (*Esocidae*) – видом щука звичайна *Esox lucius* (Linnaeus, 1758).

Рогаткові (*Cottidae* Bonaparte) були представлені бичком прісноводним *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758).

Співвідношення статей в іхтіологічних пробах становило 1:1. У вікових



**СТАБІЛЬНІСТЬ РОЗВИТКУ ТА ЦИТОГЕНЕТИЧНИЙ ГОМЕОСТАЗ ІХТІОПОПУЛЯЦІЙ РІЧКИ СЛУЧ
У СУЧАСНИХ УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ**

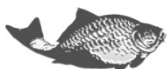
категоріях траплялись особини від однорічок до шестирічок, що свідчить про сформованість та функціонування нерестових популяцій. Одночасно, спостерігали переважання більш пристосованих до несприятливих екологічних умов видів риб: чисельність малоцінних (краснопірка, плітка, верховодка та ін.) становила близько 81%, цінних (сом, щука, окунь, лящ) – близько 19% у загальних уловах. Морфогенетична стабільність різних видів риб мала певні відмінності (табл. 2, 3).

Таблиця 2. Рівні ФА парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Случ (створ №1)

Ознаки Значення*	Верховодка (n=27 екз.)			Плітка (n=29 екз.)			краснопірка (n = 31 екз.)			Окунь річковий (n=26 екз.)			Карась сріблястий (n=22 екз.)			Лящ (n=23 екз.)			
	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	
P	M	10,8	10,8	17,7	17,7	10,7	10,8	13,7	13,7	12,9	12,9	16,6	16,7						
	±m	0,51	0,39	9	0,54	0,47	16	0,45	0,40	14	0,47	0,56	12	0,35	0,35	2	0,49	0,49	11
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		–	–		0,05	0,05	
V	M	7,7	7,7	8,7	8,7	13,8	13,6	10,7	10,8	11,8	11,9	8,7	8,6						
	±m	0,56	0,45	10	0,47	0,47	18	0,43	0,49	11	0,47	0,43	14	0,39	0,29	2	0,47	0,49	8
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	–		0,05	0,05	
sp.br.	M	45,4	45,4	11,4	11,0	45,3	45,1	51,3	51,3	52,7	52,7	24,3	24,3						
	±m	0,51	0,51	22	0,77	0,85	19	0,82	0,85	15	0,84	0,84	11	0,55	0,57	3	0,88	0,68	17
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
f.br.	M	9,6	9,7	2,7	2,6	9,8	9,7	11,8	11,8	13,0	12,9	2,6	2,7						
	±m	0,51	0,49	19	0,41	0,69	14	0,48	0,54	12	0,37	0,40	9	0,0	0,29	2	0,50	0,47	10
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		–	–		0,05	0,05	
jj	M	45,8	45,7	41,7	41,7	43,7	43,7	67,7	67,8	41,0	40,8	52,8	52,6						
	±m	0,39	0,45	12	0,41	0,41	12	0,45	0,46	8	0,45	0,43	11	0,00	0,39	4	0,42	0,50	10
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		–	0,01		0,05	0,05	
jj _{ск}	M	18,7	18,6	41,5	41,4	40,9	40,8	61,9	61,8	39,0	38,9	52,8	52,8						
	±m	0,45	0,49	9	0,57	0,63	14	0,30	0,40	9	0,19	0,37	4	0,00	0,29	2	0,42	0,42	8
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		–	0,05		–	0,01		–	–		0,01	0,01	
squ ₁	M	10,9	10,8	6,9	6,8	9,9	9,8	7,9	7,9	9,0	9,0	8,8	8,9						
	±m	0,27	0,36	7	0,35	0,38	9	0,34	0,37	3	0,19	0,33	3	0,00	0,00	0	0,39	0,34	3
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		–	–		–	–		0,01	–	
squ ₂	M	3,9	3,8	3,8	3,9	3,9	3,9	5,0	4,9	5,0	5,0	3,9	3,9						
	±m	0,19	0,32	4	0,31	0,26	5	0,30	0,30	0	0,00	0,27	2	0,00	0,00	0	0,29	0,21	2
	P≤	0,05	0,05		–	–		–	–		–	–		–	–		–	–	
squ.pl	M	11,9	11,9	10,9	10,9	11,9	11,9	11,9	11,9	12,0	12,0	13,0	12,9						
	±m	0,36	0,36	0	0,26	0,26	4	0,30	0,30	0	0,19	0,27	3	0,00	0,00	0	0,00	0,29	2
	P≤	0,05	0,05		–	–		–	–		–	–		–	–		–	–	

*Примітка: R – величина ознак з правого боку тіла риб; L – величина ознак з лівого боку тіла риб;
A – кількість асиметричних проявів ознаки у вибірці; M – середня величина ознаки для вибірки, см;
±m – середньоквадратичне відхилення; P≤ – рівень похибки за критерієм Стьюдента.

Так, у створі №1, де гідроекосистема не зазнавала значного антропогенного тиску, ознаки морфогенетичних порушень більшою мірою проявили такі види, як плітка, верховодка і краснопірка. Дещо меншими вони були у вибірках ляща та окуня, а у вибірці карася практично відсутні. У створі №2, де гідроекосистема зазнавала впливу промислових і побутових стічних вод, ознаки морфогенетичних порушень також виявились найпомітнішими у плітки. Також помітні прояви нестабільності розвитку в другому створі спостерігали в таких видів, як лящ, верховодка і окунь. Найменш чутливим видом, як і в створі №1, виявився карась.



На даному етапі, встановлену мінливість меристичних ознак риб на досліджуваних ділянках річки можна оцінити як реакцію іхтіопопуляцій на дію антропогенних чинників середовища існування, яка проявляється внаслідок послаблення компенсаторних механізмів їх організмів. У той же час, як видно з даних, наведених у таблицях 2 і 3, рівні флюктуючої асиметрії в різних видів риб за різними ознаками не завжди були статистично достовірними за критерієм Стьюдента (для $P \leq 0,05$). В окремих випадках статистичний зв'язок взагалі був відсутній, що відображує повну симетричність білатеральних ознак. Саме це дає підстави стверджувати, що даний рівень антропогенного впливу не є критичним для іхтіопопуляцій та гідроекосистеми в цілому.

Таблиця 3. Рівні ФА парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Случ (створ №2)

Ознаки Значення*	Верховодка (n=23 екз.)			Плітка (n=24 екз.)			Краснопірка (n = 23 екз.)			Окунь річковий (n=21 екз.)			Карась сріблястий (n=25 екз.)			Ляц (n=27 екз.)			
	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	
<i>P</i>	M	10,9	10,9	17,7	17,7	10,8	10,8	13,8	13,7	12,8	12,8	16,9	16,8						
	±m	0,32	0,36	7	0,48	0,46	15	0,42	0,42	10	0,44	0,48	12	0,41	0,37	5	0,36	0,42	10
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,9	7,8	8,6	8,5	13,7	13,7	10,8	10,6	11,8	11,8	8,7	8,7						
	±m	0,34	0,42	8	0,58	0,59	12	0,47	0,47	8	0,4	0,51	13	0,41	0,44	3	0,48	0,48	12
	P≤	–	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	45,7	45,5	11,2	11,3	45,3	45,6	51,4	51,3	52,6	52,5	24,4	24,3						
	±m	0,48	0,58	15	0,78	0,77	17	0,83	0,72	13	0,98	0,78	15	0,64	0,71	7	0,75	0,81	17
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,6	9,5	2,7	2,6	9,8	9,7	11,9	11,9	13,0	12,9	2,6	2,6						
	±m	0,50	0,51	13	0,48	0,50	13	0,39	0,47	9	0,3	0,36	5	0,00	0,28	2	0,49	0,58	12
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		–	–		–	–		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,8	45,7	42,8	42,7	44,9	44,8	68,8	68,8	40,8	40,8	53,7	53,7						
	±m	0,42	0,45	9	0,38	0,46	11	0,29	0,39	6	0,40	0,44	9	0,44	0,44	2	0,47	0,47	16
	P≤	0,01	0,05		0,01	0,05		–	0,01		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj_{ск}</i>	M	16,7	16,8	41,8	41,6	44,0	43,8	60,8	60,9	38,8	38,8	53,8	53,8						
	±m	0,45	0,42	10	0,42	0,50	12	0,00	0,39	4	0,40	0,30	6	0,37	0,37	2	0,42	0,42	12
	P≤	0,05	0,01		0,01	0,05		–	0,01		0,01	–		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.₁</i>	M	10,9	10,8	6,8	6,8	9,9	9,9	7,9	7,9	8,9	8,9	8,9	8,8						
	±m	0,36	0,40	3	0,38	0,44	8	0,39	0,34	0	0,36	0,36	6	0,2	0,2	0	0,36	0,42	6
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		–	–		–	–		–	–		0,05	0,05	
<i>squ.₂</i>	M	3,9	3,8	3,8	3,7	3,9	3,9	5,0	4,9	4,9	4,9	3,8	3,8						
	±m	0,34	0,42	2	0,44	0,46	5	0,34	0,34	0	0,00	0,30	2	0,2	0,2	0	0,39	0,42	5
	P≤	–	0,0		0,05	0,05		–	–		–	–		–	–		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,8	10,8	10,8	12,9	12,9	11,9	11,9	11,9	11,9	12,9	12,7						
	±m	0,42	0,42	4	0,44	0,42	4	0,34	0,34	0	0,30	0,30	0	0,2	0,2	0	0,36	0,45	5
	P≤	0,01	0,01		0,05	0,01		–	–		–	–		–	–		0,05	0,05	

*Примітка: R – величина ознак з правого боку тіла риб; L – величина ознак з лівого боку тіла риб; A – кількість асиметричних проявів ознаки у вибірці; M – середня величина ознаки для вибірки, см; ±m – середньоквадратичне відхилення; P≤ – рівень похибки за критерієм Стьюдента.

Для об'єктивної оцінки загального (інтегрального) показника асиметрії важливим є використання ознак з певною відповідністю розподілу їх асиметрії до нормального значення (симетричність відносно нуля) [9]. З цією метою було проаналізовано частоту асиметричних проявів всіх меристичних ознак, які використовували під час проведення досліджень.



Для спрощення візуального сприйняття отриманих результатів та можливості порівняння отриманих значень за двома створами спостережень були побудовані діаграми випадків асиметричних проявів ознак у різних видів риби (рис. 1).

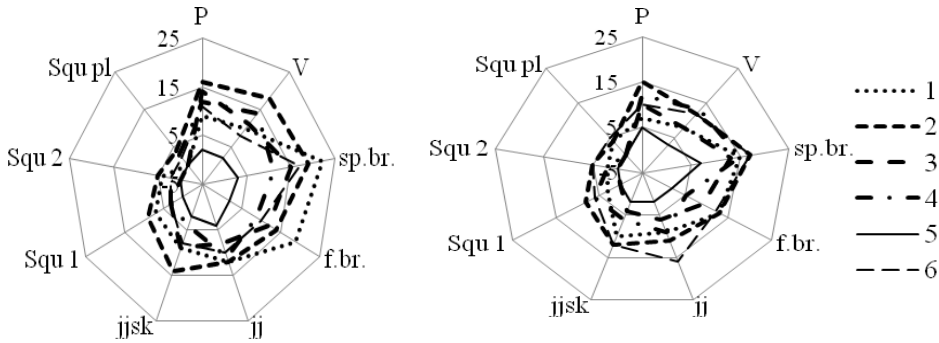


Рис. 1. Частота асиметричних проявів ознак у представників іхтіофауни р. Случ в межах Березнівського району Рівненської області: 1 – верховодка, 2 – плітка, 3 – краснопірка, 4 – окунь, 5 – карась, 6 – лящ

З рисунка 1 видно, що в обох створах для більшості проаналізованих видів риби, найбільша кількість асиметричних проявів була характерною для таких ознак, як кількість променів у грудних (P) та черевних (V) плавцях, а також кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (sp.br.). В середньому, для різних видів риби ряд спадання асиметричності ознак був наступним:

- створ №1: $sp.br. > f.br. > P > V > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$;
- створ №2: $sp.br. > P > V > f.br. > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$.

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів (ЧАП) наведені у таблиці 4.

Таблиця 4. Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Случ за комплексом парних меристичних ознак

Вид риби*	Кількість, екз.	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості особин									ЧАП
		P	V	sp.br.	f.br.	jj	jj _{ск}	squ ₁	squ ₂	squ _{pl}	
верховодка	27	0,33	0,38	0,84	0,72	0,45	0,33	0,25	0,1	0,0	0,38±0,27
	23	0,30	0,35	0,65	0,57	0,39	0,43	0,13	0,1	0,17	0,34±0,19
плітка	29	0,52	0,62	0,66	0,48	0,41	0,48	0,31	0,17	0,14	0,42±0,18
	24	0,63	0,5	0,71	0,54	0,46	0,50	0,33	0,21	0,16	0,45±0,18
краснопірка	31	0,45	0,35	0,48	0,39	0,25	0,29	0,1	0,0	0,0	0,33±0,13
	23	0,43	0,35	0,56	0,39	0,26	0,17	0,0	0,0	0,0	0,36±0,14
окунь	26	0,46	0,54	0,42	0,35	0,42	0,15	0,2	0,1	0,2	0,32±0,16
	21	0,57	0,62	0,71	0,24	0,43	0,24	0,24	0,1	0,0	0,35±0,25
карась	22	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,13±0,05
	25	0,2	0,12	0,28	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,15±0,08
лящ	23	0,48	0,34	0,74	0,43	0,43	0,35	0,13	0,1	0,1	0,34±0,21
	27	0,36	0,44	0,63	0,44	0,59	0,44	0,22	0,18	0,18	0,39±0,17

*Примітка: у чисельнику – значення за створом №1, у знаменнику – за створом №2.

Аналіз даних, наведених у таблиці 4 свідчить, що в створі №1, так як і в створі №2, найвищими виявились рівні ФА у плітки (0,42±0,18 та 0,45±0,18 відповідно), що у бальному відношенні, згідно з оціночною шкалою [9], відповідало переходу від IV до V балів та характеризувало якість середовища в першому створі як «суттєві відхилення від норми», а в другому створі як

«критичний стан». Найменші інтегральні показники ФА виявились у карася сріблястого (0,13±0,05 та 0,15±0,08 відповідно), що відповідало I балу та «умовно нормальному» стану водного середовища.

Можливо, ознаки з повною симетричністю або види риб з переважанням симетричних ознак є менш чутливими індикаторами, порівняно з тими, що проявляють значну асиметрію. Однак, ми не виключали дані ознаки із загальної оцінки ФА іхтіофауни річки, оскільки вважаємо, що при діагностиці «здоров'я» гідроекосистем, доцільно враховувати як прояви порушень, так і прояви стабільності.

Отже, середні величини ЧаП (0,32±0,04 у створі №1 та 0,34±0,05 у створі №2) відповідали II балам в обох створах, що характеризує якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Однак, у створі №2 інтегральні показники ФА відповідають верхній межі II балу класифікації, а це дає підстави стверджувати про реакцію гідроекосистеми на вплив антропогенних чинників, зокрема стічних вод.

Згідно з теорією стабілізуючого добору [12], рівні флуктуаційної асиметрії у риб з віком знижуються. Крім того, доведено, що рівень асиметрії пов'язаний зі швидкістю росту риб і є найменшим для особин з середнім розміром для своєї вікової групи [13].

У реальних умовах отримати «ідеальну» вибірку достатньо складно. Очевидно, що результати оцінки порушення гомеостазу розвитку іхтіопопуляцій повинні ґрунтуватись на комплексному обстеженні імунної відповіді організму риб. Так, на розвиток дегенеративних процесів в організмі риб, зумовлених різними причинами (в тому числі і наявністю мутагенних чинників у складі забруднень гідроекосистем), вказують цитологічні порушення в периферійній крові риб. Рівні цитологічних змін у клітинах крові представників іхтіопопуляцій р. Случ, виявлені за допомогою мікроядерного тесту зі встановленням частот ядерних порушень наведено у вигляді діаграм на рисунках 2, 3.

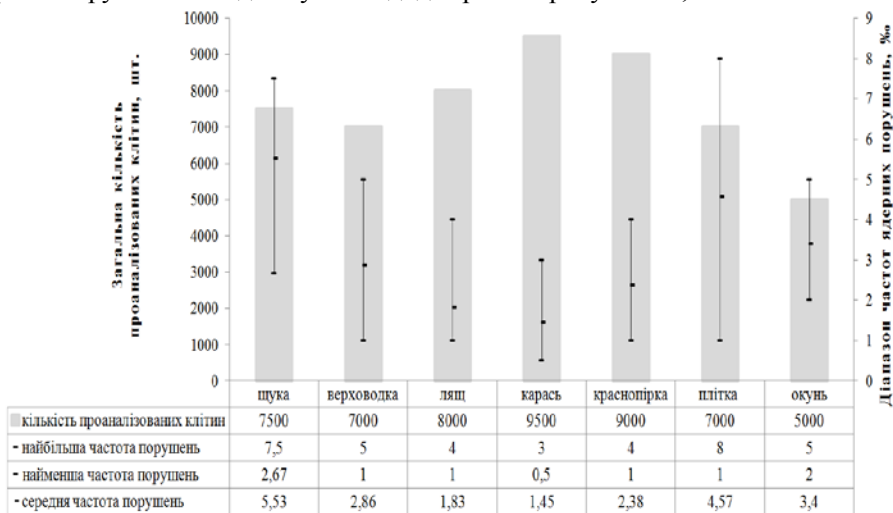


Рис. 2. Частоти ядерних порушень різних видів риб р. Случ, виловлених у створі №1 (с. Бистричі Березнівського району Рівненської області)

З даних рисунка 2 видно, що у створі №1 найвищі значення середніх частот ядерних порушень (5,53%±0,55%) були характерні для щуки. Наступними за



величиною були середні частоти ядерних порушень у плітки (4,57%±0,42%), окуня (3,4%±0,29%), верховодки (2,86%±0,26%), краснопірки (2,38%±0,11%), ляща (1,83%±0,29%) та карася (1,45%±0,21%).

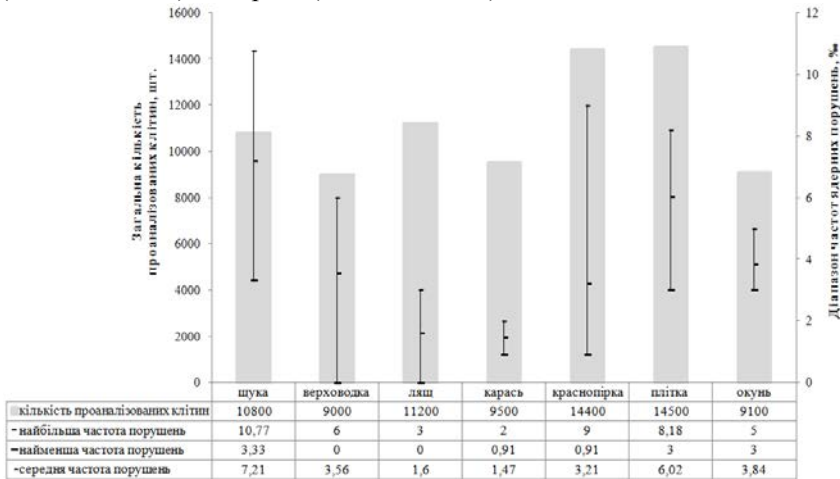
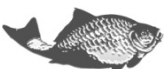


Рис. 3. Частоти ядерних порушень різних видів риб р. Случ, виловлених у створі №2 (р. Случ в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду о/с КП «Березневодоканал»)

З даних рисунка 3 видно, що у створі №2 найвищі рівні ядерних порушень (7,21%±0,41%) були характерні також для щуки. Наступними за значеннями були рівні ядерних порушень у плітки (6,02%±0,19%), окуня (3,84%±0,15%), верховодки (3,56%±0,23%), краснопірки (3,21%±0,17%), ляща (1,6%±0,18%) та карася (1,47%±0,13%). Отже, чутливість окремих видів риб була аналогічною в обох створах, однак, середні частоти порушень були вищими у створі №2, за виключенням ляща.

Зазначимо, що перевищення рівнів спонтанних мутацій було характерним лише для старших вікових груп щуки та плітки, що можна пояснити як загальним фізіологічним станом організму, так і більш тривалим терміном існування риби у водному середовищі. Крім того, як свідчать окремі дослідження, щука відрізняється від більшості видів риб вкрай низьким ступенем цитогенетичної стабільності та характеризується підвищеним рівнем спонтанних генетичних порушень [11, 25]. В цілому, більшість досліджуваних видів риб характеризувались частотою ядерних порушень в межах фізіологічної норми, що свідчить про відносно сприятливі умови водного середовища річки в межах досліджуваних створів. Однак, у створі №2 середній рівень ядерних порушень був вищим. Порівняння отриманих показників ФА, що відображують морфогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій та МЯ-тесту, який дає можливість оцінити рівень цитогенетичного гомеостазу, представлено на рисунку 4. Як видно, синхронність змін обох показників була властива всім проаналізованим видам риб, окрім ляща. Ймовірно, пояснення цьому може бути дане при розгляді особливостей використаних підходів. Так, показники цитогенетичного гомеостазу є індикатором стресу, який відображує сприятливість середовища на момент вилову риби. Дана фізіологічна реакція організму може повертатись до норми за умови усунення стресуючого чинника. Показники стабільності розвитку за рівнями ФА дозволяють отримати уявлення про умови, в яких перебував організм на ранніх стадіях онтогенезу, коли відбувалось формування досліджуваних ознак.



Тобто, прояв флюктуючої асиметрії є неспецифічною реакцією організму на чинники стресу.

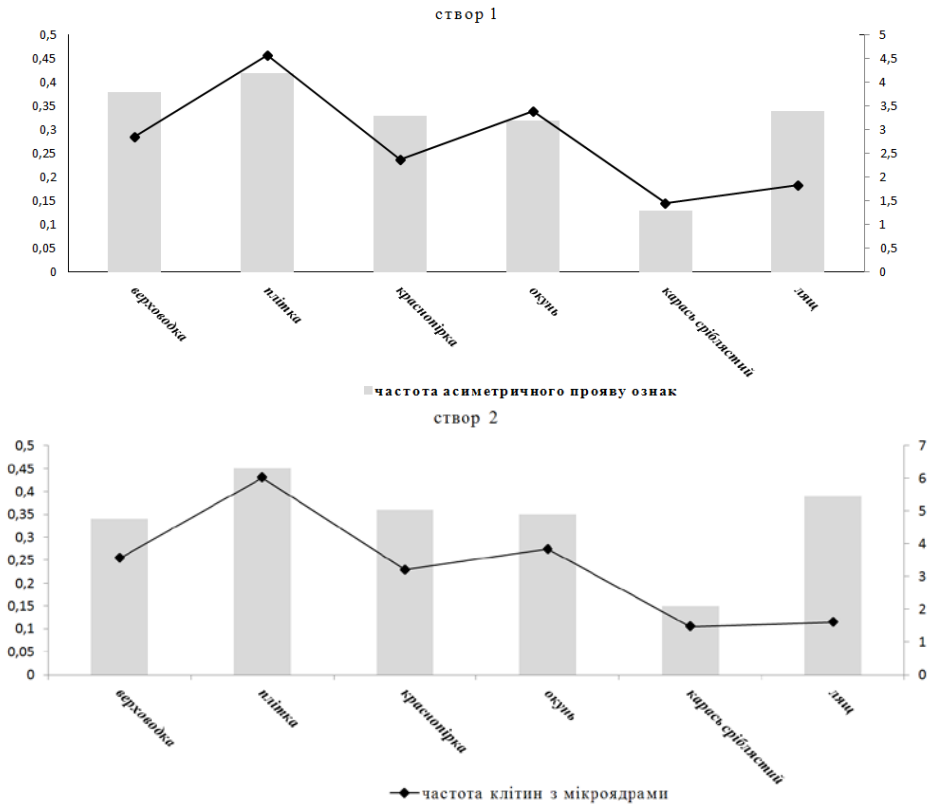


Рис. 4. Порівняння показників морфогенетичного та цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни р. Случ в межах Березнівського району Рівненської області

Для встановлення відповідності показників ФА іхтіопопуляцій щодо відношення до результатів МЯ-тесту периферійної крові риб був розрахований коефіцієнт кореляції (рис. 5), який показує середню лінійну функціональну залежність ($R^2=0,468$) зі значимою щільністю зв'язку і відповідає рівню статистичної значимості $P \leq 0,05$.

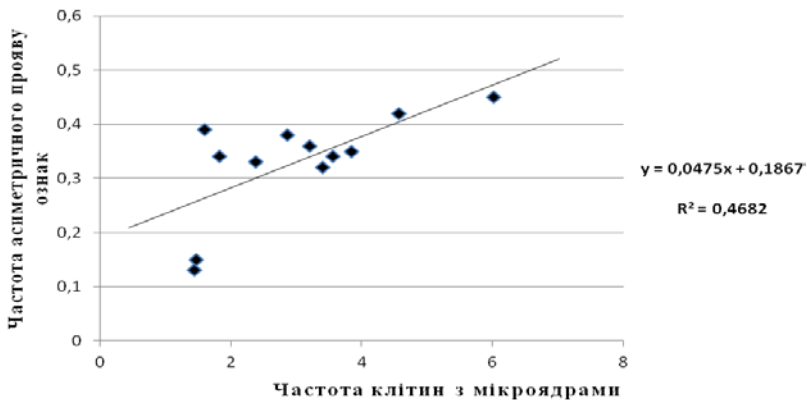


Рис. 5. Функціональна залежність між морфогенетичним та цитогенетичним гомеостазом іхтіопопуляцій р. Случ



Отже, застосування комплексного підходу для оцінки стану організму за декількома параметрами (в даному випадку за стабільністю розвитку та цитогенетичним гомеостазом) дозволяє отримати більш об'єктивну інформацію з цього питання. Крім того, результати проведених досліджень узгоджуються з відміченим іншими дослідниками закономірним збільшенням ФА та рівнем цитологічних порушень в еритроцитах різних видів риб на тлі зростання антропогенного впливу на гідроекосистеми [8, 11, 13, 25].

ВИСНОВКИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПОДАЛЬШОГО РОЗВИТКУ

Гідроекосистема р. Случ у районі досліджень зазнає впливу промислових і побутових стічних вод. Спостерігається збільшення частки екологічно пластичних видів риб – плітки, верховодки, краснопірки (близько 81% у загальних уловах).

Стабільність розвитку іхтіопопуляцій характеризується середніми значеннями ЧАП $0,32 \pm 0,04$ у створі №1 та $0,34 \pm 0,05$ у створі №2, що характеризує якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми».

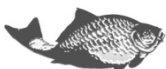
Цитологічні зміни за МЯ-тестом спостерігаються лише у клітинах периферійної крові плітки ($4,57\% \pm 0,42\%$ у створі №1 та $6,02\% \pm 0,19\%$ у створі №2) і щуки ($5,53\% \pm 0,55\%$ та $7,21\% \pm 0,41\%$ відповідно), що свідчить про перевищення рівня спонтанних мутацій і розвиток дегенеративних процесів у організмі риб. У решти проаналізованих видів середня частота ядерних порушень знаходилась в межах фізіологічної норми (0,5–4,0%).

Оцінений гомеостаз іхтіопопуляцій р. Случ дає підстави стверджувати, що сучасний рівень антропогенного впливу не є критичним для гідроекосистеми. Однак, від створу №1 до створу №2 посилюється прояв морфогенетичних та цитологічних ушкоджень риб, із прямою лінійною залежністю між даними показниками ($R^2=0,468$), що згодом може спричинити зменшення запасів біологічних ресурсів річки.

Отримані результати можуть використовуватися при оцінках та прогнозах запасів рибних ресурсів дослідної гідроекосистеми та враховуватися при плануванні водоохоронної діяльності в межах басейну річки.

ЛІТЕРАТУРА

1. Филенко О. Ф. Основы водной токсикологии / О. Ф. Филенко, И. В. Михеева. — М. : Колос, 2007. — 144 с.
2. Кравченко М. Е. Исследование влияния дисперсантов нефти и нефтепродуктов на синезеленые водоросли : дисс. на соискание степени канд. биол. наук / Кравченко М. Е. — М., 1977. — 150 с.
3. Исакова Е. Ф. Реагирование некоторых низших ракообразных на химическое загрязнение воды : дисс. на соискание степени канд. биол. наук / Исакова Е. Ф. — М., 1982. — С. 150.
4. Моисеенко Т. И. Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С. С. Шварца) / Т. И. Моисеенко // Экология. — 2000. — № 6. — С. 463—472.
5. Кудерский Л. А. Рыбы как биологические индикаторы состояния водной среды / Л. А. Кудерский // Методы ихтиологических исследований : I Всес. симпозиум по методам ихтиотоксикол. исслед. : тез. докл. — Л., 1987. — С. 71—73.
6. Лукьяненко В. И. Ихтиологический мониторинг – важнейший инструмент



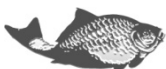
- оценки качества водной среды / В. И. Лукьяненко, С. А. Черкашин // Методы ихтиологических исследований: I Всес. симпозиум по методам ихтиотоксикол. исслед. : тез. докл. — Л., 1987. — С. 91—93.
7. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология / Лукьяненко В. И. — 2-е изд. перераб. и доп. — М. : Легкая и пищевая пром-сть, 1983. — 320 с.
 8. Моисеенко Т. И. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов (на примере сига *Coregonus lavaretus*) / Т. И. Моисеенко // Вопросы ихтиологии. — 1998. — № 3. — С. 371—380.
 9. Здоровье среды: практика оценки / Центр экологической политики России; Центр здоровья среды; [Захаров В. М., Чубинишвили А. Т., Дмитриев С. Г. и др.]. — М., 2000. — 320 с.
 10. Schmid W. The micronucleus test / Schmid W. // Mutat. Res. — 1975. — Vol. 31(1). — P. 9—15.
 11. Крысанов Е. Ю. Анеуплоидия и хромосомный мозаицизм у рыб : автореф. дисс. на соискание ученой степени канд. биол. наук / Крысанов Е. Ю. — М. : Институт эволюционной морфологии и экологии им. А. Н. Северцова, 1987. — 20 с.
 12. Van Valen L. Study of fluctuating asymmetry / L. Van Valen // Evolution. — 1962. — Vol. 16, iss. 2. — P. 125—146.
 13. Вивчення флюктууючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758) / К. П. Виноградов, Ю. В. Сакун, К. М. Белоусова [та ін.] // Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г. С. Сковороди. — 2012. — Вип. 14. — С. 9—17. — (Біологія та валеологія.).
 14. Статник І. І. Оцінка екологічного стану та розробка природоохоронних заходів для басейну річки Горинь : дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16 / Статник І. І. — Рівне: Український держ. ун-т водного господарства та природокористування, 2003. — 229 с.
 15. Мельник В. Й. Екологічна оцінка сучасного стану якості річкових вод Рівненської області / В. Й. Мельник // Український географічний журнал. — 2000. — № 4. — С. 44—52.
 16. Клименко М. О. Порівняльна характеристика результатів оцінки якості води за гідрохімічними показниками та водною рослинністю / М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська // Вісник РДТУ. — 2001. — Вип. 3(10). — С. 15—22.
 17. Клименко О. М. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь) : монографія / М. О. Клименко, І. І. Статник. — Рівне : НУВГП, 2012. — 206 с.
 18. Сондак В. В. До питання реабілітації умов відтворення аборигенної іхтіофауни та формування стійкості водного середовища у трансформованій річкової мережі Західного Полісся України / В. В. Сондак // Рибогосподарська наука України. — 2009. — № 3(9). — С. 54—60.
 19. Прищепя А. М. Використання зообентосних організмів в індикації якості води малих річок та водоймищ / А. М. Прищепя, Л. М. Стецюк // V Міжнар. наук. конф. : тези. — Житомир, 2008. — С. 234—236.
 20. Коротун І. М. Географія Рівненської області / І. М. Коротун, Л. К. Коротун. — Рівне, 1996. — 273 с.
 21. Рівненська область. Екологічний паспорт регіону за даними 2012 року. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : www.pdfactory.com.
 22. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб / Правдин И. Ф. — М. : Пищевая промышленность, 1966. — 374 с.
 23. Айвазян С. А. Прикладная статистика: Исследование зависимостей : справ.



- издание / [Айвазян С. А. и др.] — М. : Финансы и статистика, 1985. — 487 с.
24. Льюис С. М. Практическая и лабораторная гематология / Льюис С. М., Бэйн Б., Бэйтс И. — М. : ГЭОТАР-Медиа, 2009. — 672 с.
25. Житенева Л. Д. Эколого-гематологические характеристики некоторых видов рыб. Справочник / Житенева Л. Д., Рудницкая О. А., Калюжная Т. И. — Ростов н/Д. : Молот, 1997. — 152 с.

REFERENCES

1. Filenko, O. F., & Mikheeva, I. V. (2007). *Osnovy vodnoy toksikologii*. Moskva: Kolos.
2. Kravchenko, M. E. (1977). Issledovanie vliyaniya dispersantov nefiti i nefteproduktov na sine-zelenye vodorosli. *Extended abstract of candidate's thesis*. Moskva.
3. Isakova, E. F. (1982) Reagirovanie nekotorykh nizshikh rakoobraznykh na khimicheskoe zagryaznenie vody. *Extended abstract of candidate's thesis*. Moskva.
4. Moiseenko, T. I. (2000). Morfofiziologicheskie perestroyki organizma ryb pod vliyaniem zagryazneniya (v svete teorii S. S. Shvartsa). *Ekologiya*, 6, 463-472.
5. Kuderskiy, L. A. (1987). Ryby kak biologicheskie indikatory sostoyaniya vodnoy sredy // *Metody ikhtiologicheskikh issledovaniy: I Vses. simpozium po metodam ikhtiotoksikol. issled.* Leningrad, 71-73.
6. Luk'yanenko, V. I., & Cherkashin, S. A. (1987). Ikhtiologicheskiy monitoring – vazhneyshiy instrument otsenki kachestva vodnoy sredy. *Metody ikhtiologicheskikh issledovaniy: I Vses. simpozium po metodam ikhtiotoksikol. issled.* Leningrad, 91-93.
7. Luk'yanenko, V. I. (1983). *Obshchaya ikhtiotoksikologiya*. Moskva: Legkaya i pishchevaya prom-st'.
8. Moiseenko, T. I. (1998). Gematologicheskie pokazateli ryb v otsenke ikh toksikozov (na primere siga *Coregonus lavaretus*). *Voprosy ikhtiologii*, 3, 371-380.
9. Zakharov, V. M., Chubinishvili, A. T., Dmitriev, S. G., Baranov, A. S., Borisov, V. I., Valetskiy, A. V., Krysanov, E. Yu., Kryazheva, N. G., Pronin, A. V., & Chistyakova, E. K. (2000). *Zdorov'e sredy: praktika otsenki. Tsentр ekologicheskoy politiki Rossii. Tsentр zdorov'ya sredy*. Moskva.
10. Schmid, W. (1975). The micronucleus test. *Mutat. Res.*, 31, 1, 9-15.
11. Krysanov, E. Yu. (1987). Aneuploidiya i khromosomnyy mozaitsizm u ryb. *Extended abstract of candidate's thesis*. Moskva: Institut evolyutsionnoy morfologii i ekologii im. A. N. Severtsova.
12. Van Valen, L. (1962). Study of fluctuating asymmetry. *Evolution*, 16, 2, 125-146.
13. Vynogradov, K. P., Sakun, Yu. V., Belousova, K. M., Honcharov, H. L., & Shabanov, D. A. (2012). Vyvchennia fluktuiuchoi asymetrii richkovoho okunia (*Perca fluviatilis* L., 1758). *Zbirnyk naukovykh prats Kharkivskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni H.S. Skovorody. Biologhiia ta valeolohiia*, 14, 9-17.
14. Statnyk, I. I. (2003). Otsinka ekologichnoho stanu ta rozrobka pryrodokhoronnykh zakhodiv dlia baseinu richky Horyn. *Candidate's thesis*. Rivne.
15. Melnyk, V. Y. (2000). Ekologichna otsinka suchasnoho stanu yakosti richkovykh vod Rivnenskoj oblasti. *Ukrainskyi heohrafichnyi zhurnal*, 4, 44-52.
16. Klymenko, M. O., & Hrokhovska, Y. R. (2001). Porivnialna kharakterystyka rezultativ otsinky yakosti vody za hidrokhimichnymy pokaznykamy ta vodnoiu roslynnistiu. *Visnyk RDTU*, 3(10), 15-22.



17. Klymenko, O. M., & Statnyk, I. (2012). *Metodolohiia pokrashchennia ekolohichnoho stanu richok Zakhidnoho Polissia (na prykladi r. Horyn)*. Rivne: NUVHP.
18. Sondak, V. V. (2009). Do pytannia reabilitatsii umov vidtvorennia aboryhennoi ikhtiofauny ta formuvannia stiikosti vodnoho seredovyscha u transformovanii richkovii merezhi Zakhidnoho Polissia Ukrainy. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, 3(9), 54-60.
19. Pryshchepa, A. M., & Stetsiuk, L. M. (2008). Vykorystannia zoobentosnykh orhanizmv v indykatsii yakosti vody malykh richok ta vodoimyshch: *V Mizhnar. naukova konferentsia*. Zhytomyr: ZhDTU, 234-236.
20. Korotun, I. M., & Korotun, L. K. (1996). *Heohrafiia Rivnenskoj oblasti*. Rivne.
21. Rivnenska oblast. Ekolohichniy pasport rehionu za danymy 2012 roku. [www.pdfactory.com](http://pdfactory.com). Retrieved from <http://pdfactory.com>.
22. Pravdin, I. F. (1966). *Rukovodstvo po izucheniyu ryb*. Moskva: Pishchevaya promyshlennost'.
23. Ayvazyan, S. A. et al. (1985). *Prikladnaya statistika: Issledovanie zavisimostey. Sprav. izdanie*. Moskva: Finansy i statistika.
24. L'yuis, S. M., Beyn, B., & Beyts, I. (2009). *Prakticheskaya i laboratornaya gematologiya*. Moskva: GEOTAR-Media.
25. Zhiteneva, L. D., Rudnitskaya, O. A., & Kalyuzhnaya, T. I. (1997). *Ekologo-gematologicheskie kharakteristiki nekotorykh vidov ryb*. Spravochnik. Rostov-na-Donu: Molot.

СТАБИЛЬНОСТЬ РАЗВИТИЯ И ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЙ ГОМЕОСТАЗ ИХТИОПОПУЛЯЦИЙ РЕКИ СЛУЧЬ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

О. А. Бедункова, bedunkovaolga@mail.ru, Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно

Цель. Оценка стабильности развития и цитогенетического гомеостаза ихтиопопуляций р. Случь на участках водотока, испытывающих антропогенную нагрузку различной интенсивности.

Методика. Исследование ихтиопопуляций р. Случь проводилось в пределах Березновского района Ровенской области. Состояние особей в популяциях оценивали комплексно, с помощью морфологического (оценка стабильности развития по уровню флуктуирующей асимметрии (ФА)) и цитогенетического (микроядерного (МЯ) тестирования эритроцитов периферической крови рыб) методов. Используемые методики позволяют выявлять дестабилизацию развития организмов, даже в тех случаях, когда еще не имеет места непосредственное нарушение гомеостаза популяций.

Результаты. Установленные уровни ФА отражают незначительные (начальные) отклонения от нормы онтогенетических процессов ихтиопопуляций на участках водотока с разным уровнем антропогенного прессинга. Особенно ощутимо это проявляется в значительной доли особей с ФА в выборках плотвы, верховодки, леща и окуня. Превышение частоты клеток эритроцитов с МЯ в крови таких видов рыб, как плотва и щука, относительно уровня спонтанного мутагенеза наблюдалось в створе №2, который подвергается воздействию сточных вод. Обнаруженное проявление дегенеративных процессов в организме рыб на данном этапе можно оценить как повышенную реактивность чувствительных видов на наличие мутагенных факторов в составе загрязнений реки.

Функционирование нерестовых популяций дает основания утверждать, что современный уровень антропогенного воздействия не является критическим для гидрэкосистемы.

Научная новизна. Впервые получены данные о стабильности развития и



цитогенетическом гомеостазе иктиопопуляций гидроекосистемы Ровенской области в современных условиях антропогенной нагрузки.

Практическая значимость. Полученные результаты могут использоваться при оценках и прогнозах запасов рыбных ресурсов исследуемой гидроекосистемы, а также учитываться при планировании водоохранной деятельности в пределах бассейна реки.

Ключевые слова: иктиопопуляции, флуктуирующая асимметрия, цитогенетический гомеостаз, стабильность развития.

DEVELOPMENTAL STABILITY AND CYTOGENETIC HOMEOSTASIS OF FISH FAUNA OF THE SLUCH RIVER IN CURRENT CONDITIONS OF ANTHROPOGENIC STRESS

O. Bedunkova, bedunkovaolga@mail.ru, National University of Water Resources and Environmental Sciences, Rivne

Purpose. To assess the developmental stability and cytogenetic homeostasis of fish populations in the Sluch River in the watercourse areas subjected to anthropogenic stress of different intensities.

Methodology. Studies of fish populations in the Sluch River were carried out within Berezne district of Rivne region. The condition of individual fish in the populations were evaluated integrally using morphological (evaluation of the stability of development based on the level of fluctuating asymmetry (FA)) and cytogenetic (micronucleus (MN) test of peripheral blood erythrocytes of fish) methods. The methods used allowed identifying the destabilization level of organism development, even in the cases when there is no direct disturbance of population homeostasis.

Findings. The found FA levels reflect minor (initial) deviations from the normal developmental processes of fish populations in the studied watercourse areas. Especially significantly this is reflected in a high proportion of individuals with FA in the samples of roach, bleak, bream and perch. An excess in the frequency of MN erythrocyte cells in roach and pike blood relatively the level of spontaneous mutagenesis was observed in the cross section #2, which is exposed to sewage waters. The observed manifestation of degenerative processes in fish organisms at this stage can be evaluated as an increased reactivity of sensitive species to the presence of mutagenic agents in the composition of river pollution.

The functioning of spawning populations gives reason to believe that the current level of human impact is not critical for the hydroecosystem.

Originality. For the first time we obtained data on the stability of development and cytogenetic homeostasis of fish populations in the hydroecosystem of Rivne region in current conditions of anthropogenic stress.

Practical value. The obtained results can be used for assessment and prognoses of wild fish stocks of the investigated hydroecosystem and can be taken into account when planning water protection activities within the river basin.

Keywords: fish populations, fluctuating asymmetry, cytogenetic homeostasis, developmental stability.

