

УДК 574. 5/.6 : 597.2/.5

О. О. Бедункова

**ГОМЕОСТАЗ РИБ ЯК ІНСТРУМЕНТ ОЦІНКИ
КРИТИЧНИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА
ГІДРОЕКОСИСТЕМУ МАЛОЇ РІЧКИ**

Вперше для малої річки Волинського Полісся проведено оцінку морфометричної і цитогенетичної стабільності риб на ділянках з різною якістю водного середовища. Запропоновано локальну шкалу інтегральної оцінки «критичних навантажень» на гідроекосистему.

Ключові слова: гідроекосистема, риби, флуктуюча асиметрія, ядерні порушення, гомеостаз.

З огляду на важливість раціонального обмеження антропогенних впливів на екосистеми, у світовій практиці широкого розвитку зазнала концепція «критичних навантажень», затверджена на робочій нараді ООН у 1988 р. [10]. Попри те, що рівні «критичного навантаження» мають різні трактування у окремих дослідників, методологічний підхід до їх визначення зводиться до виявлення двох основних складових: антропогенного навантаження на навколишнє середовище і відгуку, що визначає функціональну стійкість, продуктивність і різноманіття біотичних елементів [9].

Зокрема для гідроекосистем оцінка критичних навантажень може зводиться до: 1) виявлення прямих і опосередкованих впливів на водне середовище і обґрунтування хімічних критеріїв якості води (з урахуванням сумарної, синергічної або антагоністичної дії всіх компонентів) [2]; 2) діагностики стану екосистеми та обґрунтування найбільш інформативних біологічних критеріїв, які об'єктивно його відображають (числових значень, що розмежовують «норму» і «патологію») і визначають поріг незворотних змін [4]; 3) визначення критичних рівнів багатокomпонентного забруднення вод на підставі доза-ефектних залежностей між якістю водного середовища (за хімічними критеріями) і станом організмів, популяцій та угруповань (за біологічними критеріями) [7].

Однак при з'ясуванні рівнів антропогенного навантаження постають проблеми як з еталонними показниками, так і з вимірюванням забруднення води. Це пов'язано з тим, що програма державного екологічного моніторингу останнім часом зазнала суттєвих скорочень, статистична звітність подекуди неповна та недостовірна, а можливості наукових установ обмежені.

© О. О. Бедункова, 2016

Крім того, існує загроза некоректного вибору критеріїв «відгуку» біологічних компонентів, оскільки вони мають корелювати з регіональними природними умовами і інтенсивністю антропогенного впливу на біоту. До того ж гомеостатичні показники організмів можуть змінюватись або коливатись в межах їх адаптаційних можливостей [4, 7, 9].

Метою наших досліджень був пошук інформативних і доступних засобів оцінки критичних навантажень на гідроекосистеми малих річок Волинського Полісся, які внаслідок цілого ряду природних та антропогенних чинників мають несприятливі умови самоочищення. Основним завданням було з'ясування відгуку різних видів риб на різний ступінь антропогенного впливу шляхом аналізу морфологічного і цитогенетичного гомеостазу.

Матеріал та методика досліджень. Контрольні облови проводили у період літньо-осінньої межени 2014 р. на малій р. Устя, долина якої розташована в нижній частині Волинського Полісся, в межах Рівненського лісового плато, у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ 1 — поблизу с. Івачків, верхів'я (природний фон), відстань від гирла 65 км; створ 2 — в межах м. Рівне (вплив скиду стічних вод), відстань від гирла 25—27 км; створ 3 — в межах смт Оржів (контрольний пункт), 0,7 км від гирла.

Морфологічний гомеостаз, який відображає стабільність розвитку риб і дозволяє отримати уявлення про умови, в яких вони перебували на ранніх стадіях онтогенезу, оцінювали за показником флюктуючої асиметрії (ФА) [1]. Як показник для міжпопуляційного порівняння використовували середню частоту асиметричного прояву (ЧАП) на ознаку, яку розраховували за відношенням кількості ознак, що виявляють асиметрію, до загальної кількості врахованих ознак. Відхилення стабільності розвитку від умовно нормального стану оцінювали за шкалою методики [1] (табл. 1).

Цитогенетичний гомеостаз, що є індикатором стресу та відображає сприятливість середовища на момент вилову риби, оцінювали за мікроядерним тестом еритроцитів периферійної крові. Мазки фарбували відразу після їх доставки в лабораторію за Романовським-Гімза. Облік мікроядер проводили під мікроскопом зі збільшенням 10×100 з імерсією. При підрахунку клітин враховували всі види мікроядер та ядерного матеріалу [3]. Аналізували від 1000 до 2500 клітин кожної особини. Результати підрахунків виражали в проміле (‰). Результати досліджень по кожному виду риб наводили у вигляді усереднених даних із зазначенням середньоквадратичної похибки та оцінки статистичної значимості за *t*-критерієм Стьюдента [5].

Розподіл асиметрії білатеральних ознак особин (симетричність відносно нуля) визначали у вибірках риб віком від 1+ до 4+, які виявились найбільш масовими в уловах на всіх створах (табл. 2).

ФА оцінювали для дев'яти білатеральних меристичних ознак [8]: кількість променів у грудних (*P*) і черевних (*V*) плавцях; 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 сенсорни-

1. Шкала для оцінки відхилень стану риб від умов норми [1]

Бал	Значення ЧАП	Стан середовища
I	< 0,30	Умовно нормальний
II	0,3—0,34	Початкові (незначні) відхилення від норми
III	0,35—0,39	Середній рівень відхилень від норми
IV	0,40—0,44	Суттєві (значні) відхилення від норми
V	> 0,45	Критичний

2. Кількість проаналізованих особин риб у створах р. Устя

Види	Чисельність вибірки на створах, екз.		
	1	2	3
Плітка <i>Rutilus rutilus</i> L.	24	26	32
Верховодка <i>Alburnus alburnus</i> L.	27	27	25
Краснопірка <i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.	25	35	31
Карась сріблястий <i>Carassius auratus gibelio</i> L.	26	38	28
Лящ <i>Abramis brama</i> L.	23	23	22
Окунь звичайний <i>Perca fluviatilis</i> L.	21	32	24

ми каналцями (jj_{sk}); кількість рядів лусок над ($squ_{.1}$) і під ($squ_{.2}$) бічною лінією; кількість лусок збоку хвостового плавця (squ_{pl}) (рис. 1).

Результати досліджень та їх обговорення

На всіх створах для більшості проаналізованих видів риб найвищі рівні ФА були характерні для кількості зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ($sp_{.br.}$), кількості променів у грудних плавцях (P) і кількості лусок у бічній лінії (jj). В середньому ряд зменшення ФА за ознаками був наступним:

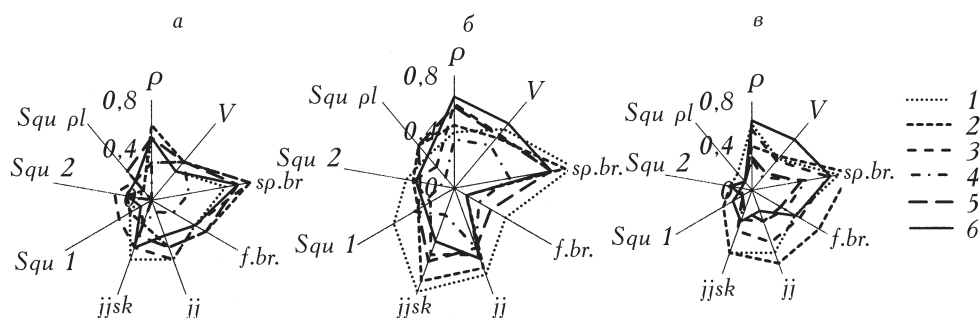
– створ 1: $sp_{.br.} > P > f_{.br.} > V = jj > jj_{sk} > Squ_{.1} > Squ_{.2} > Squ_{pl}$;

– створ 2: $sp_{.br.} > jj > jj_{sk} > P > V > Squ_{.1} > Squ_{pl} > Squ_{.2} > f_{.br.}$;

– створ 3: $sp_{.br.} > f_{.br.} = P > jj > jj_{sk} > V > Squ_{.1} > Squ_{.2} > Squ_{pl}$.

Статистично значимим ($P \leq 0,05$) виявились результати промірів плітки, верховодки, краснопірки, окуня та ляща.

Морфологічну стабільність риб та якість водного середовища оцінювали за ЧАП кожного виду із наступним усередненням значень по створам (табл. 3).



1. Флуктуюча асиметрія білатеральних меристичних ознак риб на створі 1 (а); створі 2 (б) і створі 3 (в) р. Устя. Тут і на рис. 2, 3: 1 — плітки; 2 — верховодки; 3 — краснопірки; 4 — карася сріблястого; 5 — ляща; 6 — окуня звичайного.

3. Морфологічна стабільність риб р. Устя за показником ЧАП

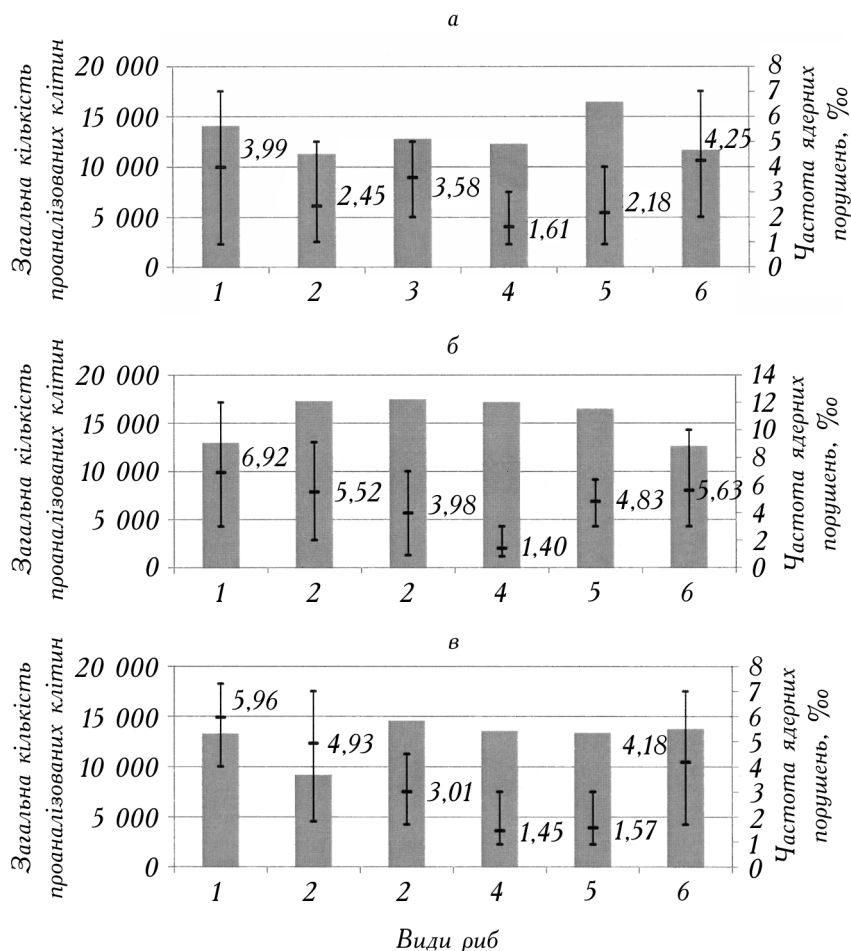
Створи	Види						Середнє для створу
	плітка	верховодка	краснопірка	карась	лящ	окунь	
1	0,36 (III)	0,38 (III)	0,40 (IV)	0,19 (I)	0,34 (II)	0,34 (II)	0,34 (II)
2	0,53 (V)	0,46 (V)	0,40 (IV)	0,28 (I)	0,45 (V)	0,42 (IV)	0,42 (IV)
3	0,46 (V)	0,48 (V)	0,38 (III)	0,24 (I)	0,23 (I)	0,37 (III)	0,36 (III)

П р и м і т к а. Поза дужками — значення ЧАП; у дужках — бал якості середовища [2].

Так, у середньому для всіх видів риб у контрольному створі значення ЧАП характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) зміни» (II бали), у створі 2 — як «суттєві (значні) відхилення від норми» (IV бали), у створі 3 — як «середній рівень відхилень від норми» (III бали). Плітка і верховодка у створах 2 і 3, а також лящ у створі 2 мали значення ЧАП, що відповідає V балам. Припускаємо, що саме ці види риб виявляють найбільшу чутливість та показовість за ФА. У середньому для річки значення ЧАП становило 0,37, що характеризувало якість водного середовища як «середній рівень відхилень від норми» (III бали).

Найвища середня частота ядерних порушень у створі 1 відмічена у окуня ($4,25 \pm 0,48\%$), дещо нижча — у плітки ($3,99 \pm 0,56\%$), краснопірки ($3,58 \pm 0,32\%$), верховодки ($2,45 \pm 0,41\%$), ляща ($2,18 \pm 0,23\%$) і карася ($1,61 \pm 0,26\%$). У окремих екземплярів окуня і плітки цей показник досягав 7,0%. Середній рівень ядерних порушень проаналізованих видів риб у створі 1 становив $2,98 \pm 0,18\%$ (рис. 2, а).

Найвища середня частота у створі 2 відмічена у плітки ($6,92 \pm 0,89\%$), далі йшли окунь ($5,63 \pm 0,62\%$), краснопірка ($3,98 \pm 0,46\%$), верховодка ($5,52 \pm 0,45\%$), лящ ($4,83 \pm 0,37\%$) і карась ($1,4 \pm 0,19\%$). Максимальна частота (12%) зареєстрована у окремих особин плітки. Середній рівень частоти

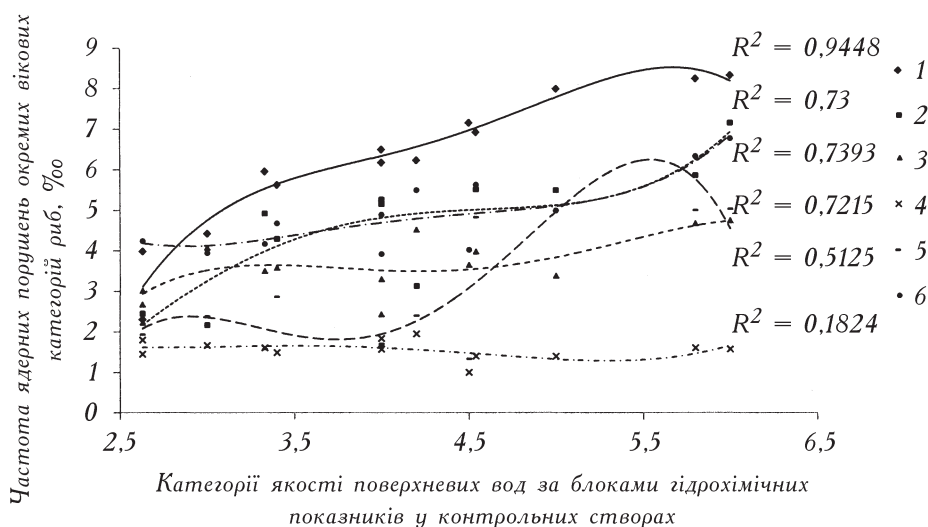


2. Частота ядерних порушень риб р. Устя в створі 1 (а); створі 2 (б) і створі 3 (в).

ядерних порушень проаналізованих видів риб становив $4,7 \pm 0,28\%$ (див. рис. 2, б).

У створі 3 найвища частота ядерних порушень характерна для плітки ($5,96 \pm 0,29\%$), дещо менша — для верховодки ($4,93 \pm 0,55\%$), окуня ($4,18 \pm 0,44\%$), краснопірки ($3,01 \pm 0,26\%$), ляща ($1,57 \pm 0,22\%$) і карася ($1,45 \pm 0,18\%$). Максимальна частота ядерних порушень відмічена у особин плітки ($7,3\%$). Середній рівень ядерних порушень становив $3,44 \pm 0,23\%$ (див. рис. 2, в).

Метод простого регресійного аналізу дозволив виявити функціональний зв'язок між рівнями ФА і частотою ядерних порушень клітин периферійної крові риб. Так, в якості змінної у приймали значення ЧАП окремих видів, в якості змінної x — відповідні частоти ядерних порушень у створах. Поліноміальна трендова модель описувалась рівнянням $y = 0,003x^3 - 0,047x^2$



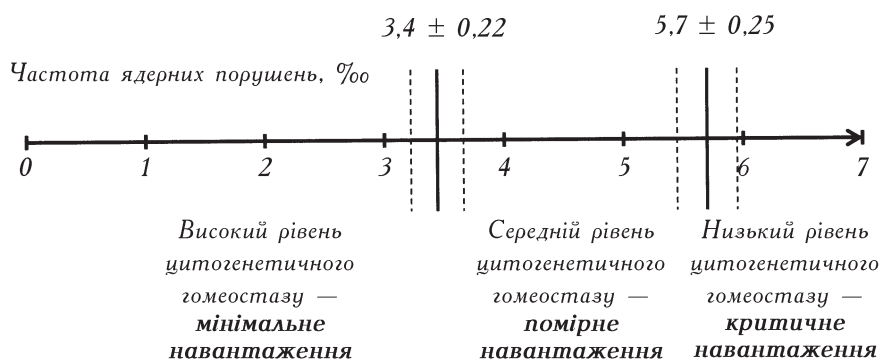
3. Поліноміальні трендові залежності частоти ядерних порушень риб від інтегральних блочних індексів якості поверхневих вод р. Устя.

+ 0,241x - 0,024 із статистично значимою ($P \leq 0,05$) достовірністю апроксимації $R^2 = 0,82$.

Застосування регресійного аналізу дозволило також встановити види риб, найбільш чутливі до ефектів комбінованого забруднення дослідженої гідроекосистеми, які оцінювались за категорією якості поверхневих вод згідно методики [6] (рис. 3).

Встановлена поліноміальна апроксимація результатів доводить вплив якості водного середовища на формування цитогенетичного гомеостазу, насамперед плітки ($R^2 = 0,94$), верховодки ($R^2 = 0,73$), окуня ($R^2 = 0,74$) і ляща ($R^2 = 0,72$), краснопірки ($R^2 = 0,52$), а для карася залежність не підтвердилась ($R^2 = 0,18$).

Таким чином, першому балу якості водного середовища за ЧАП відповідали рівні ФА меристичних ознак карася у всіх трьох створах і ляща у створі 3. Частота їх ядерних порушень становила відповідно 1,61, 1,4, 1,45 і 1,57‰. Середня частота ядерних порушень для вибірок з рівнями ФА у межах I балу дорівнювала $1,51 \pm 0,10\%$. Другому балу якості водного середовища за ЧАП відповідали рівні ФА ляща та окуня у створі 1 (частота ядерних порушень відповідно 2,18 і 4,25‰). Середня частота ядерних порушень для вибірок з рівнями ФА в межах II балу була на рівні $3,02 \pm 0,31\%$. Третьому балу відповідали рівні ФА плітки і верховодки у створі 1, краснопірки і окуня у створі 3, відповідно 3,99, 2,45, 3,01, 4,18‰, із загальним середнім значенням $3,44 \pm 0,22\%$. Четвертому балу відповідали рівні ФА краснопірки у створах 1 і 2, і окуня у створі 2, відповідно 3,58, 3,98 та 5,63‰, із загальним середнім значенням $4,33 \pm 0,29\%$. П'ятому балу відповідали рівні ФА плітки і



4. Локальна шкала інтегральної оцінки антропогенного навантаження на гідроекосистему р. Устя за цитогенетичним гомеостазом риб.

верховодки у створах 2 і 3 і ляща у створі 2, відповідно 6,92, 5,96, 5,52, 4,93 та 4,83‰, загальне середнє значення склало $5,70 \pm 0,25\%$.

Отже, високий рівень цитогенетичного гомеостазу риб р. Устя діагностується до III балу за ЧАП меристичних ознак і відповідає середньому значенню $3,44 \pm 0,22\%$. В межах IV та V балів відмічене незначне перевищення частоти спонтанних мутацій (від $4,33 \pm 0,29\%$ до $5,7 \pm 0,25\%$), що може розглядатись як середній рівень цитогенетичного гомеостазу. Зважаючи, що за класифікацією [1] V бал характеризує якість середовища як «критичний стан», можна припустити, що перевищення цих значень є ознакою низького цитогенетичного гомеостазу риб р. Устя.

Таким чином, у риб р. Устя встановлене помітне порушення морфологічного гомеостазу на фоні відносної стабільності цитогенетичного гомеостазу. Ймовірно, це можна пояснити особливостями використаних підходів. Так, показники цитогенетичного гомеостазу є індикатором антропогенного впливу на момент вилову риби [1, 4], а показники морфологічного гомеостазу дозволяють отримати уявлення про умови, в яких вони перебували на ранніх стадіях онтогенезу [7]. Крім того, як зазначалось вище, вплив дестабілізуючих чинників компенсується адаптивними можливостями організму.

На підставі наведених результатів і критеріїв якості поверхневих вод за використаними методиками, було розроблено локальну шкалу впливу забруднення водного середовища на рівень цитогенетичного гомеостазу риб, яка може використовуватись для інтегральної оцінки антропогенного навантаження дослідженої гідроекосистеми (рис. 4).

Представлена шкала може бути співставлена з результатами екологічної оцінки якості поверхневих вод [6], що була проведена за 14 гідрохімічними показниками (сольового, трофо-сапробіологічного та специфічного блоків). Зокрема, за середніми значеннями у межах створу 1 (поблизу витоку) середнє значення блокових індексів становило 2,7 — ступінь чистоти за категорією «досить чиста». У створі 3 (поблизу гирла) середнє значення блоко-

вих індексів становило 4,4 — ступінь чистоти за категорією «слабко забруднена». Гірша якість води (категорії «брудна» — середнє значення блокових індексів 5,8) відмічена у створі 2 (у межах м. Рівне). За максимальними значеннями показників (значення блокових індексів 4,2) «слабко забруднена» у створі 1 (на шкалі відповідає рівню «мінімальне навантаження») погіршується до «брудної» (6,0) у створі 2 (на шкалі — «критичне навантаження») і переходить до «помірно забрудненої» (5,0) у створі 3 (на шкалі — «помірно навантаження»).

Висновки

Частота ядерних порушень риб хоча і залежить від якості водного середовища, проте має певні особливості у різних видів, що говорить про необхідність діагностувати стан гідроекосистеми за цитогенетичним гомеостазом тих, чия чутливість доведена для місцевих умов. Так, в умовах р. Усті можуть бути використані плітка, верховодка, краснопірка, окунь і лящ. Для оцінки критичних навантажень на гідроекосистему пропонуються наступні критерії середньої частоти ядерних порушень іхтіоценозу:

до $3,4 \pm 0,22\%$ — високий рівень цитогенетичного гомеостазу, що свідчить про мінімальне антропогенне навантаження на гідроекосистему;

від $3,4 \pm 0,22\%$ до $5,7 \pm 0,25\%$ — середній рівень цитогенетичного гомеостазу, помірний рівень антропогенного навантаження на гідроекосистему;

понад $5,7 \pm 0,25\%$ — низький рівень цитогенетичного гомеостазу, критичне антропогенне навантаження на гідроекосистему.

Таким чином, запропонований підхід до оцінки антропогенного навантаження на гідроекосистему є перспективним, але потребує подальшого доопрацювання і вдосконалення для визначення більш деталізованих критеріїв рівня цитогенетичного гомеостазу риб в умовах Волинського Полісся на тлі регіональних гідрогеохімічних умов.

**

Впервые для малой реки Волынского Полесья проведена оценка морфометрической и цитогенетической стабильности рыб. Установлена функциональная зависимость морфологического и цитогенетического гомеостаза на участках реки с разным качеством водной среды. Предложена локальная шкала интегральной оценки «критических нагрузок» на гидроекосистему.

**

Morphometric and cytogenetic homeostasis of fishes in small river of the Volyn' Polissya has been assessed. Functional dependence of morphometric and cytogenetic homeostasis in river sections with different quality of the aquatic environment was stated. Local scale of integral assessment of antropogenic load on hydroecosystem was suggested.

**

1. *Захаров В.М., Чубинишвили А.Т., Дмитриев С.Г. и др.* Здоровье среды: практика оценки. Центр экологической политики России. Центр здоровья среды. — М., 2000. — 320 с.
2. *Красовский Г.Н., Егорова Н.А.* Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов // Гигиена и санитария. — 2000. — № 6. — С. 14—16.
3. *Льюис С.М., Б. Бэйн, И. Бэйтс М.* Практическая и лабораторная гематология. — М: ГЭОТАР-Медиа, 2009. — 672 с.
4. *Моисеенко Т. И.* Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты. — М.: Наука, 2009. — 399 с.
5. *Прикладная статистика: Исследование зависимостей / Под ред. С.А. Айвазяна.* — М.: Финансы и статистика, 1985.— 487 с.
6. *Романенко В. Д., Жукинский В.Н., Оксьюк О.П. и др.* Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям — Киев: СИМВОЛ-Т, 1998. — 28 с.
7. *Смагин А.И.* Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. — Пермь, 2008. — 52 с.
8. *Шерман І.М., Пилипенко Ю.В.* Іхтіологічний російсько-український тлумачний словник. — К.: Альтернативи, 1999. — 272 с.
9. *Шутиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. — Тольятти, 2003. — 463 с.
10. *Critical loads for sulphur and nitrogen (Report from a Workshop held at Stokhoster, Sweden, March 19—24, 1988) / Miljo rapport. 1988 — Vol. 15. — P. 78—83*

Національний університет водного
господарства та природокористування, Рівне

Надійшла 05.10.15