

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
РІВНЕНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ГУМАНІТАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЇ КАРПАТ НАН УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ТОЛОЧИК ІННА ЛЕОНІДІВНА

УДК 502.51 (282) (477.81)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН Р. СТИР В УМОВАХ
АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
У МЕЖАХ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Спеціальність 03.00.16 – Екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

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

Науковий керівник: Мельник Віра Йосипівна

кандидат географічних наук, доцент

Рівне - 2018

АНОТАЦІЯ

Толочик І. Л. Екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 «Екологія» – Рівненський державний гуманітарний університет. Інститут екології Карпат НАН України, Львів, 2018.

Дисертаційна робота присвячена дослідженню екологічного стану річки Стир на основі аналізу гідрохімічних і гідробіологічних показників в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області.

Відомо, що без екологічної характеристики стану гідроекосистеми не можна оцінити її стан природності, так як гідрохімічний аналіз води лише частково вказує на фактори впливу. Вивчення питання формування біотичної продуктивності річок є актуальним. Важливою складовою біоти річки є автотрофні організми, які продукують запаси автохтонної органічної речовини та формують потік енергії у водоймах. Проте енергетична основа наступних етапів продукційного процесу, яка визначає життєдіяльність гідроекосистем, залежить, в основному, від алохтонної органічної речовини та первинної валової продукції. Об'єктивну ж оцінку стану екосистеми річки неможливо зробити без комплексного підходу, так як на процеси, що відбуваються в екосистемах впливає ряд факторів як зовнішнього впливу, так і внутрішніх закономірностей функціонування гідроекосистеми.

Вивчення та узагальнення вітчизняного і зарубіжного досвіду в напрямку визначення існуючих підходів до оцінювання екологічного стану гідроекосистем показало, що при розробці систем оцінок існують як недоліки, так і переваги, але ні одна із них не може претендувати на універсальність. Труднощі вирішення цього питання свідчать про те, що на початок третього тисячоліття в Україні немає ні одного юридичного документа, який законодавчо затверджує та рекомендує до використання єдину методику оцінювання екологічного стану гідроекосистеми.

З'ясовано, що традиційним для України є так званий «критеріальний підхід», коли при оцінці використовуються фіксовані значення концентрації хімічних речовин, які відповідають окремим категоріям і класам якості води. Крім цього оцінка ґрунтується, в основному, на санітарно-гігієнічних та рибогосподарських ГДК, які не відображають процесів функціонування гідроекосистем і не відповідають сучасним вимогам до оцінювання якості води.

У сучасний період біологічні показники стали пріоритетними при комплексній екологічній оцінці гідроекосистеми, а причиною їх пріоритетності є той факт, що угруповання автотрофних організмів відображають сукупний вплив факторів як на якість води, так і на інші характеристики і функції річки. Крім цього вища водна, прибережно-водна рослинність та фітопланктон є окремими компонентами її гідробіоценозів.

Літературні дані свідчать, що об'єктивний діагноз «здоров'ю» річки можна поставити тільки використовуючи комплексний підхід до її оцінки, так як переважна більшість водних об'єктів України має багатоцільове призначення. Перевагу в оцінці екологічного стану річки надано як природним та антропогенним чинникам, так і біологічним показникам, які формують продуктивність гідроекосистеми та забезпечують об'єктивність оцінювання її екологічного стану.

Метою роботи було оцінити екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області.

Поставлена мета реалізується шляхом вирішення таких завдань:

- провести науковий пошук пріоритетних методик оцінки екологічного стану гідроекосистеми Стиру та обґрунтувати доцільність їх застосування;
- дослідити зміни якості води р. Стир у динаміці та визначити їх кількісні характеристики;
- визначити та проаналізувати види та величину антропогенного забруднення водної екосистеми;

- встановити структурно-функціональні показники гідрофільної флори та фітопланктонних угруповань;
- дослідити показники валової первинної та чистої продукції, деструкції органічної речовини у водоймі та встановити продукційно-деструкційний коефіцієнт у контрольних створах р. Стир;
- розробити рекомендації з покращення екологічного стану р. Стир.

Об'єкт дослідження: екосистема річки Стир у межах Рівненської області.

Предмет дослідження: екологічний стан річки Стир на основі аналізу гідрохімічних і гідробіологічних показників під впливом різних видів та величини антропогенного навантаження.

Методи дослідження: у процесі дослідження використовували теоретичні (аналіз, синтез, системний аналіз), та прикладні (польові, лабораторні) методи досліджень. Дослідження альгологічних проб, визначення таксономічного складу водоростей, аналіз видового складу гідрофільної флори, дослідження валової первинної, чистої продукції та деструкції органічної речовини проведені за класичними методиками. Обробку та аналіз отриманих даних здійснювали методами математичної статистики (кореляційний та регресійний аналіз) з використанням сучасних комп'ютерних програм.

Особливості екологічного стану р. Стир у межах Рівненської області обумовлені її протіканням через різні фізико-географічні області (Волинська височина та Волинське Полісся), з різним рівнем антропогенного навантаження та використанням водних ресурсів річки. Як результат на досліджуваних ділянках річки наявні різні умови формування річкового стоку та різна якість води, що було враховано у дослідженнях. Саме такий підхід дозволив, з одного боку, більш повно вивчити проблему, з іншого, інтерпретувати отримані результати, а значить давати рекомендації з проведення заходів щодо покращення якості води в річці.

Дослідження проводились за чітко встановленою послідовністю.

На першому етапі проведена оцінка якості води річки за критеріями мінералізації, іонного складу, забрудненням компонентами сольового складу, трофо-сапробіологічними критеріями та критеріями вмісту специфічних речовин токсичної дії. Визначені середні та найгірші значення категорій і субкатегорій й розраховані величини трьох блокових та інтегрального екологічного індексів якості води. Досліджено екологічний стан води річки шляхом визначення різниці між сучасними і нормативними значеннями показників якості води. Встановлено, що найбільші відхилення спостерігаються за показником фосфору фосфатів, а саме (–5) і (–4) категорії за середніми та найгіршими значеннями показника для Волинської височини та (–4) і (–4) категорії для Волинського Полісся відповідно. Визначено, що погіршення якості води відбувається за рахунок органічного забруднення (БСК₅), фосфатів, тріади амонійної групи (азотів амонійного, нітратного та нітритного), цинку, марганцю, фторидів і СПАР.

Для вивчення змін екологічного стану р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області проаналізована динаміка екологічної оцінки якості води за 2011-2016 рр., аналіз якої свідчить про поступове збільшення забруднення води досліджуваної річки як за середніми, так і за найгіршими значеннями показників з максимальним забрудненням у 2016 р. ($I_e = 3,1$). Встановлено, що якість води погіршилася, в основному, за середніми значеннями I_2 і перейшла з II до III класу.

Досліджені кількісні характеристики змін якості води р. Стир в області Волинського Полісся. Втрата якості води визначена, як «незначна» у 26,2%, «значна» у 16,7%, «загрозлива» у 4,8%, «катастрофічна» у 9,5%, а в області Волинської височини – «незначна» у 28,6%, «значна» у 9,5%, «катастрофічна» у 4,8% значень показників. У ході виконання другого етапу досліджень реалізовували завдання визначення та аналізу антропогенної складової досліджуваної річки.

Визначені природні та антропогенні чинники, які впливають на формування якості води. Проаналізовані основні чотири підсистеми басейну

р. Стир: I – «Радіоактивне забруднення території», II – «Використання земель», III – «Використання річкового стоку», IV – «Якість води» у межах Волинської височини і Волинського Полісся на території Рівненської області.

Проведені розрахунки величини рівня антропогенного навантаження і оцінка загального екологічного стану басейну річки відносно кожного показника, а за їх оцінками і стан всієї підсистеми. Априорі у розрахунках надано підсистем «Використання земель» та «Використання річкового стоку».

Дослідженнями встановлено, що узагальний стан підсистеми «Використання земель» в межах Волинської височини визначений як L_5 , «вкрай незадовільний» з мірою (-4) , а Волинського Полісся як L_4 , «незадовільний» з мірою (-3) . Стан підсистеми «Використання річкового стоку» у межах Волинської височини визначений як «добрий», $W_1 = 3$, а для Волинського Полісся – «дуже поганий», $W_4 = (-3)$. За сукупністю всіх критеріїв екологічний стан басейну в межах Волинської височини оцінюється як «задовільний» - ІКАН = $(-0,1)$, а в межах Волинського Полісся «поганий» – ІКАН = $(-1,0)$.

Розрахована антропогенна складова якості води і визначено, що значення її значно вищі в області Волинського Полісся. Так, внесок сульфатів, азоту амонійного, азоту нітратного, фосфору фосфатів у забруднення води річки становлять 49,9; 36,3; 46,1; 77,0 % відповідно. Значно менші значення показників антропогенної складової БСК₅; ^{90}Sr та ^{137}Cs , які становлять 13,2; 11,8 та 4,6 % відповідно. Проте, в області Волинської височини, де повністю відсутні скиди стічних вод, зафіксовані високі значення антропогенної складової як за середніми, так і за максимальними значеннями сульфатів, фосфору фосфатів, завислих речовин і фторидів, внесок яких у забруднення води річки становить від 37,1% до 98,9%. На наш погляд, це пояснюється високим відсотком еродованості, низьким відсотком лісистості та природності стану, високим показником сільгоспосвоєності цієї території. Загальну картину антропогенної складової

якості води досліджуваної річки у межах Рівненської області формують, як природні, так і антропогенні чинники.

На третьому етапі досліджень проаналізовані основні показники систематичної структури досліджуваної гідрофільної флори – кількісний склад основних таксономічних одиниць та співвідношення між ними для окремих ділянок р. Стир у межах Рівненської області. Навіть на відносно невеликих ділянках річки зафіксована помітна неоднорідність флористичного складу. Більшість ідентифікованих видів у їх життєвому циклі, в основному, пов'язані з прибережною та прибережно-водною рослинністю, причому лише деякі види майже повністю адаптовані до водного середовища.

На обстежених ділянках р. Стир було виявлено 125 видів, 75 родів та 38 родин гідрофільної флори, з них 8 адвентивних і 6 раритетних видів. Найчисельнішими були виявлені 7 родин: *Poaceae* (11 видів), *Potamogetonaceae* (10 видів), *Asteraceae* (9 видів), *Cyperaceae* (8 видів), *Polygonaceae* (8 видів), *Ranunculaceae* та *Salicaceae* (5 видів). За ступенем натуралізації види адвентивних рослин представлені агріоепекофітами та агріофітами. Слід зауважити, що вперше на Рівненщині знайдений *Batrachium rionii* (Водяний жовтець Ріоні), який віднесений до Червоного списку водних макрофітів України та є сильновразливим видом.

У структурі життєвих форм переважали гемікриптофіти (39 видів), водні геофіти або гідрофіти (30 видів) та водні гемікриптофіти (21 вид). Екологічна структура видів гідрофільної флори була досить різноманітною та включала 10 груп, із яких найчисельнішими виявились тріхогідрофіти (26 видів), улігінозофіти (23 види), охтогідрофіти (17 видів), евохтофіти (15 видів), гідроохтофіти (12 видів), еугідатофіти (12 видів).

На четвертому етапі досліджена біотична продуктивність р. Стир за фітокомпонентом. Розрахована первинна валова, чиста продукція органічної речовини, вивчені процеси деструкції, розраховані продукційно-деструкційні

коефіцієнти. Доведено, що у формуванні біотичної продуктивності р. Стир основна роль належить альгофлорі та макрофітам.

Ключовим механізмом формування біотичної продукції є утворення автотрофними організмами валової первинної продукції. За кількістю виділеного кисню можна говорити про кількість утвореної органічної речовини під час фотосинтезу. Дослідженнями встановлено, що в літній період показники вмісту розчиненого кисню у воді річки найвищі в період 12-16 години дня. Середній вміст розчиненого кисню у воді річки в межах Волинської височини в 2016 році знаходився в діапазоні $9,26 \pm 0,14$ - $10,18 \pm 0,34$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$. На території Волинського Полісся його середні значення визначені від $7,62 \pm 0,10$ до $9,18 \pm 0,13$ $\text{мг O}_2/\text{дм}^3$. Ці показники описані трендовою моделлю, яка має вигляд полінома 5-го порядку з коефіцієнтом детермінації $R_2 = 0,8595$.

Досліджено, що валова первинна продукція р. Стир становила від $0,01 \pm 0,001$ до $1,80 \pm 0,01$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$. Показник чистої продукції визначений в межах від 0 до $1,00 \pm 0,02$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$. Слід відзначити значну продуктивність гідроекосистеми у стариці досліджуваної річки, де зафіксовані великі значення як валової, так і чистої продукції.

Види фітопланктону чутливо реагують на зміни у водному середовищі і разом із вищими водними рослинами формують автотрофний блок і певною мірою визначають продуктивність річкових систем. Найбільші показники біомаси фітопланктону визначені у контрольних створах сс. Вербень ($4,65 \pm 0,02$ $\text{мг}/\text{дм}^3$) та Іванчиці ($3,97 \pm 0,05$ $\text{мг}/\text{дм}^3$). На усіх досліджених ділянках у складі планктону постійно присутні види відділу *Bacillariophyta*, водночас бентосні угруповання сформовані переважно за участю видів із відділу *Chlorophyta*.

Між валовою первинною та чистою продукцією фітопланктону встановлений тісний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом $R = 0,74$.

Автотрофна продукція і деструкція – дві невід'ємні сторони перетворення речовини й енергії у водних екосистемах. У досліджуваній

річці визначені ділянки з перевагою продукційних процесів і ділянки, де переважає деструкція відмерлої органіки.

Деструкція органічної речовини характеризує функціональний стан водних екосистем. Більшість органічних азотовмісних сполук легко піддаються деструкції та мінералізації, утворюючи основний фонд азоту, який витрачається під час фотосинтезу.

Дослідженнями встановлено, що продукційно-деструкційний коефіцієнт води річки знаходиться в межах 0,33-3,67. Екосистема річки знаходиться у збалансованому стані тільки у створах сс. Торговиця, Заболоття, Сопачів, де відношення валової первинної продукції до деструкції органічної речовини рівне 1,0 і надходження алохтонних речовин не має суттєвого значення для забруднення води.

Продукційно-деструкційний коефіцієнт корелює з показником валової первинної продукції макрофітів і має тісний зв'язок, $R = 0,92$.

На сучасному етапі функціонування річкової екосистеми Стиря її трофічний статус забезпечується переважанням валової первинної продукції над деструкцією органічної речовини.

За результатами досліджень запропоновано програму покращення екологічної ситуації у р. Стир у межах Рівненської області.

Ключові слова: екосистема річки, екологічна оцінка, якість води, шкода завдана воді річки, антропогенне навантаження, антропогенна складова, біотична продуктивність річки, гідрофільна флора, фітопланктон, продукційно-деструкційні процеси.

Список публікацій здобувача

Статті у виданнях, що входять до міжнародних наукометричних баз даних:

1. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Вищі водні та прибережно-водні рослини окремих ділянок р. Стир у межах Рівненської області. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту ім. В. Гнатюка.*

Сер.: Біол. Тернопіль, 2018. №1 (72). С. 30–35.

2. Мельник В. Й., Толочик І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біологія та валеологія: зб. наук. пр.* Харків: ХНПУ, 2017. Вип. 19. С. 179–188.

3. Толочик І. Л. Видовий склад гідрофільної флори р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 2(30). Vol. 2. Р. 30–33.

4. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Біологічна продуктивність води р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 3(31). Vol. 2. Р. 18–22.

Статті у наукових фахових виданнях:

5. Толочик І. Л., Мельник В. Й. К методике расчета антропогенной нагрузки и классификации экологического состояния бассейнов малых рек Украины. *Веснік Брэсцкага ўніверсітэта: сб. науч. раб.* Серія 5. Хімія. Біялогія. Навукі аб зямлі. Брест, 2018. № 1. С. 129–136.

6. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Сучасний стан якості води в р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №7 (356). С. 90–94.

7. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Видовий склад угруповань водоростей р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №13 (362). С. 36–39.

Апробація матеріалів дисертації

1. Толочик І. Л. Вплив скидів стічних вод на якість поверхневої води в басейні річки Стир. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук: матеріали I Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю (м. Рівне 25 листоп. 2015 р.)*. Рівне: РДГУ, 2015. С. 177–181.

2. Толочик І. Л. Забруднення поверхневих вод річки Іква. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів: матеріали II Всеукр.*

наук.- техн. конф. (м. Рубіжне, 18-25 квіт. 2016 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В.Даля, 2016. С. 171–174.

3. Толочик І. Л. Стан якості поверхневих вод річки Стир в Рівненській області. *Наука, освіта, суспільство очима молодих*: матеріали ІХ Міжнар. наук.-практ. конф. студ. та молод. науковців (м. Рівне, 18 трав.2016 р.). Рівне: РДГУ, 2016. Ч 2. С. 27.

4. Толочик І. Л. Забруднення води р. Слонівка в межах Рівненської області. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали ІІІ Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рубіжне, 17-24 квіт. 2017 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В. Даля, 2017. С. 85–88.

5. Толочик І. Л. Радіаційне забруднення води р. Стир. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матеріали ІV Міжнар. наук.- практ. конф. (м. Тернопіль, 27-28 квіт. 2017 р.). Тернопіль, 2017. С. 113–115.

6. Толочик І. Л. Якість води р.Стир в межах Рівненської області. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук*: матеріали ІІ Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рівне 28 листоп. 2017 р.). Рівне: РДГУ, 2017. С. 125–128.

SUMMARY

Tolochyk I. L. Ecological state of the Styr river in conditions of anthropogenic loading within Rivnenska oblast. - Qualifying scientific work on the rights of manuscripts.

Thesis work for getting of a candidate degree in biological sciences by specialty 03.00.16 «Ecology» - Rivne State Humanitarian University. Institute of Ecology of the Carpathians of National Academy of Sciences of Ukraine, Lviv, 2018.

The thesis work is devoted to the study the ecological state of the Styr river on the basis of the analysis of hydrochemical and hydrobiological parameters in the conditions of anthropogenic loading within Rivnenska oblast.

It is known that without ecological characteristics of the state of the hydro

ecosystem it is impossible to estimate its biological value, as hydrochemical analysis of water only partially points to the factors of influence. The study of the issue of formation of biotic productivity of rivers is an urgent task. An important component of the biota of river are autotrophic organisms that produce reserves of autochthonous organic matter and the flow of energy in reservoirs. However, the energy basis of the subsequent stages of the production process, which determines the activity of hydro ecosystems, depends, in essence, on the allochthonous organic matter and the primary gross product. Objective assessment of the state of the ecosystem of the river cannot be made without an integrated approach, as the processes occurring there are influenced by a number of factors of both external influence and internal regularities of the functioning of the hydro ecosystem.

The study and synthesis of domestic and foreign experience in determining the existing approaches to assessing the ecological state of hydro ecosystems has shown that there are both disadvantages and advantages in the development of rating systems, but none of them can claim to be versatile. The difficulty in solving this problem suggests that at the beginning of the third millennium there is no legal document in Ukraine that legally approves and recommends the use of a unified methodology for assessing of the ecological state of the hydroelectric system.

It has been found out that the traditional for Ukraine is the so-called «criterial approach», when the estimation uses fixed values of concentration of chemicals that correspond to certain categories and classes of water quality. In addition, the assessment is based, in general, on sanitary and hygienic and fishery maximum permissible concentrations, which do not reflect the processes in hydro ecosystems and do not meet the current requirements for assessing the quality of water.

In the modern period biological indicators have become a priority in a comprehensive ecological assessment of the hydro ecosystem, and the reason for their priority is the fact that the group of autotrophic organisms reflects the combined influence of factors on both water quality and other characteristics and functions of the river. In addition, higher water, coastal-water vegetation and

phytoplankton are separate components of its hydrobiocenoses.

Literary data suggest that an objective diagnosis of «health» of rivers can be established using an integrated approach to its assessment, since the vast majority of water objects in Ukraine have a multipurpose destination. The advantage in assessing the ecological state of the river is given both to natural and anthropogenic factors, as well as to biological indicators that form the productivity of the hydro ecosystem and provide an objective assessment of its ecological state.

The purpose of the work was to assess the ecological state of the Styr river in conditions of anthropogenic loading within Rivnenska oblast.

The goal is realized by solving the following tasks:

- to conduct a scientific search of the priority methods of assessing the ecological state of the hydroecosystem of the Styr river and to substantiate the expediency of their use;
- to investigate changes in the water quality of the Styr river in the dynamics and to determine their quantitative characteristics;
- to identify and analyze the types and magnitude of anthropogenic pollution of the aquatic ecosystem;
- to establish structural and functional indicators of hydrophilic flora and phytoplankton groups;
- to study the indicators of gross primary and pure production, destruction of organic matter in the reservoir and establish a productive -destructive coefficient in the control sections of the Styr river;
- to develop recommendations to improve the environmental state of the Styr river.

Object of research: the ecosystem of the Styr river within Rivnenska oblast.

Subject of research: the ecological state of the Styr river on the basis of the analysis of hydrochemical and hydrobiological parameters under the influence of different types and magnitudes of anthropogenic loading.

Research methods: in the course of the research theoretical (analysis, synthesis, system analysis) and applied (field, laboratory) methods of research were used. Research of allogeneic samples, determination of the taxonomic

composition of algae, analysis of the species composition of the hydrophilic flora, study of gross primary, pure products and destruction of organic matter were carried out according to classical methods. Processing and analysis of the obtained data were carried out by methods of mathematical statistics (correlation and regression analysis) with the use of modern computer programs.

The peculiarities of the ecological state of the Styr river within Rivnenska oblast are due to its flow through various physical and geographical areas (Volyn Highland and Volyn Polissya), with different levels of man-made load and the use of water resources of the river. As a result, on the studied areas of the river there are different conditions for the formation of a river runoff and different water quality, which were taken into account in the research. It is this approach that allowed, on the one hand, to more fully study the problem, on the other hand, to interpret the results obtained, and thus to give recommendations for measures to improve the quality of water in the river.

The studies were conducted in the clearly defined sequence.

In the first stage the water quality assessment of the river was carried out on the criteria of mineralization, ionic composition, contamination of salt composition components, trophic and saprobiological criteria, and criteria for the content of specific toxic substances. The average and worst values of the categories and subcategories were determined and the values of the three block and integral environmental water quality indices were calculated. The ecological state of the river water was investigated by means of determining the difference between modern and normative values of water quality indicators. It was found that the largest deviations are observed in the phosphate phosphorus, namely (–5) and (–4) categories in terms of the average and worst indicators of the Volyn Highland and (–4) and (–4) categories for the Volyn Polissya, respectively. It is determined that deterioration of water quality occurs due to organic contamination (Biochemical Oxygen Consumption 5), phosphates, triads of ammonium group (ammonium nitrate, nitrate and nitrite nitrogen), zinc, manganese, fluorides and Synthetic surface-active substances.

To study the changes in the ecological state of the Styr river in the conditions of anthropogenic loading within Rivnenska oblast we analyzed the dynamics of ecological assessment of water quality for 2011-2016, the analysis of which indicates the gradually increasing pollution of the water of the studied river, both for the average and for the worst indicators with maximum contamination in 2016 ($I_e = 3,1$). It was established that the quality of water deteriorated, basically, by the average values of I_2 and moved from II to III class.

The quantitative characteristics of water quality changes in the Styr river in the Volyn Polissya region were investigated. Loss of water quality were identified as «insignificant» at 26,2%, «significant» at 16,7%, «threatening» at 4,8%, «catastrophic» at 9,5%, and in the Volyn Highland region – «insignificant» at 28,6%, «significant» at 9,5%, «catastrophic» at 4,8% of the values of indicators.

In the course of the second stage of research the tasks of definition and analysis of anthropogenic component of the investigated river were realized.

The natural and anthropogenic factors that influence the formation of water quality were identified. The main four subsystems of the Styr river basin were analyzed: I – «Radioactive contamination of the territory», II – «Land use», III – «Use of river runoff», IV – «Water quality» within the Volyn Highland and the Volyn Polissya on the territory of Rivnenska oblast.

The calculations of the magnitude of the anthropogenic load and the estimation of the overall ecological state of the river basin relative to each indicator have been made, and, according to their estimates, the state of the entire subsystem. Advantage in the calculations was given to the subsystems «Use of land» and «Use of river runoff».

The researchers found that the general state of the subsystem «Use of land» within the Volyn Highland is defined as L_5 , «extremely unsatisfactory» with the measure (-4) , and the Volyn Polissya as L_4 , «unsatisfactory» with the measure (-3) . The state of the subsystem «Use of river runoff» within the Volyn Highland is defined as «good», $W_1 = 3$, and for the Volyn Polissya - «very bad», $W_4 = (-3)$. According to the set of all criteria, the ecological state of the basin within the

Volyn Highland is estimated as «satisfactory» – induction coefficient of anthropogenic loading = $(-0,1)$, and within the Volyn Polissya «bad» – induction coefficient of anthropogenic loading = $(-1,0)$.

The anthropogenic component of the quality of water is calculated and its value is considerably higher in the Volyn Polissya region. Thus, the contribution of sulfates, ammonium nitrogen, nitrogen nitrate, phosphorus phosphate to pollution of the water of the river makes 49,9; 36,3; 46,1; 77,0 %% respectively. Significantly lower values of the anthropogenic components Biochemical Oxygen Consumption 5; ^{90}Sr and ^{137}Cs , which make 13,2; 11,8 and 4,6 %% respectively. However, in the region of the Volyn Highland, where there are no wastewater discharges, the high values of the anthropogenic component are fixed both for the average and for the maximum values of sulfates, phosphorus phosphates, suspended matter and fluorides, which contribute to the pollution of the river's water from 37,1% to 98,9%. In our opinion, this is due to a high percentage of erosion, a low percentage of forest and natural conditions, a high index of agricultural production in this area. The general picture of anthropogenic quality of water of the investigated river within Rivnenska oblast forms both natural and anthropogenic factors.

At the third stage of research the main indicators of the systematic structure of the investigated hydrophilic flora were analyzed - the quantitative composition of the main taxonomic units and the correlation between them for separate sections of the Styr river within Rivnenska oblast. Even with relatively small areas of the river, there is a noticeable heterogeneity of the floristic composition.

Most of the identified species in their life cycle are mainly associated with coastal and coastal aquatic vegetation, with only a few species almost completely adapted to the aquatic environment.

125 species, 75 genera and 38 families of hydrophilic flora were identified in the surveyed plots of the Styr River, of which 8 were adventitious and 6 were rare species. The most numerous were 7 families: *Poaceae* (11 species), *Potamogetonaceae* (10 species), *Asteraceae* (9 species), *Cyperaceae* (8 species),

Polygonaceae (8 species), *Ranunculaceae* and *Salicaceae* (5 species). By the degree of naturalization, the species of adventitious plants are represented by agriopepophytes and agriophytes. It should be noted that for the first time in Rivnenska oblast *Batrachium rionii* (*Ranunculus aquatilis* Rionii) was found, which belongs to the Red List of aquatic macrophytes of Ukraine and is a highly perceptible species.

In the structure of life forms prevailed hemicryptophytes (39 species), water geophytes or hydrophytes (30 species) and water hemicryptophytes (21 species). The ecological structure of the species of hydrophilic flora was quite diverse and included 10 groups, of which the most numerous were trichohyrophytes (26 species), uliginosophytes (23 species), octo-hydrophytes (17 species), echophytes (15 species), hydrochotophytes (12 species), eugidatophytes (12 species).

At the fourth stage, the biotic productivity of the Styr river was investigated for the phytocomponent. The primary gross, net production of organic matter was calculated, destructive processes were studied, production and destructive coefficients were calculated. It has been proved that the main role in the formation of biotic productivity of the Styr river belongs to algal flora and macrophytes.

The key mechanism for the formation of biotic products is the formation of autotrophic organisms of gross primary production. By the amount of oxygen allocated we can talk about the amount of organic matter produced during photosynthesis. The research has established that the content of dissolved oxygen in the river's water is highest during the period of 12-16 hours a day. The average content of dissolved oxygen in the river water in the Volyn Highland in 2016 was in the range $9,26 \pm 0,14$ - $10,18 \pm 0,34$ mgO₂/dm³. On the territory of the Volyn Polissya its average values are determined from $7,62 \pm 0,10$ to $9,18 \pm 0,13$ mg O₂/dm³. These indicators are described by the trend model, which has the form of the polynomial of the 5th order with the determination coefficient $R_2 = 0,8595$.

It was investigated that the gross primary production of the Styr river was $0,01 \pm 0,001$ to $1,80 \pm 0,01$ mgO₂/dm³ · hour. The index of clean products is defined in the range from 0 to $1,00 \pm 0,02$ mgO₂/dm³ · hour. It should be noted the high

productivity of the hydroelectric system in the dead arm of the investigated river, where high values of both gross and clean products were recorded.

Types of phytoplankton react sensitively to changes in the aquatic environment and, together with higher aquatic plants, form an autotrophic unit and to a certain extent determine the productivity of river systems. The highest indices of phytoplankton biomass were determined in control points of Verben village ($4,65 \pm 0,02 \text{ mg/dm}^3$) and Ivanchytsi village ($3,97 \pm 0,05 \text{ mg/dm}^3$). In all of the studied sites plankton species were always present with the species of the Bacillariophyta, while the benthic groups were formed predominantly with the species of the Chlorophyta division.

Between the gross primary and pure phytoplankton production was established a close correlation connection with the coefficient $R = 0,74$.

Autotrophic products and destruction are two important aspects of the transformation of matter and energy in aquatic ecosystems. In the studied river the areas with predominance of production processes and areas where degradation of substances predominates were identified.

Destruction of organic matter characterizes the functional state of aquatic ecosystems. Most organic nitrogen-containing compounds are easily degraded and mineralized, forming the main nitrogen base that is consumed during photosynthesis.

The research has established that the productive – destructive coefficient of water in the river is within the limits of 0,33 - 3,67. The ecosystem of the river is in a balanced state only in the spaces of the villages Torhovytsya, Zabolottya, Sopachiv, where the ratio of gross primary production to the destruction of organic matter is 1,0 and the arrival of alochtonic substances is not essential for water pollution of the river.

The production-destructive coefficient correlates with the gross primary production of macrophytes by close ties, $R = 0,92$.

At the present stage of the functioning of the Styr river ecosystem its trophic state is ensured by the predominance of primary gross output over the destruction

of organic matter.

According to the results of the research, a program to improve the environmental situation in the Styr river within Rivnenska oblast has been proposed.

Key words: river ecosystem, ecological assessment, water quality, damaged water of the river, anthropogenic loading, anthropogenic component, biotic productivity of the river, hydrophilic flora, phytoplankton, production and destructive processes.

Publication list of applicant for a degree

Articles in the editions included in international scientometrical databases:

1. Tolochyk I. L., Volodymyrets V. O. Higher water and coastal aquatic plants of separate plots of the Styr river within Rivnenska oblast. Scientific notes of Ternopil V. Hnatiuk National Pedagogical University. Series: Biology Ternopil, 2018. No.1 (72). pp. 30–35.
2. Melnyk V. Y., Tolochyk I. L. The dynamics of water pollution of the Styr river within Rivnenska oblast. *Biology and Valeology: collection of research papers*. Kharkiv: Kharkiv national pedagogical university, 2017. Edition 19. pp. 179–188.
3. Tolochyk I. L. Species composition of the hydrophilic flora of the Styr river within Rivnenska oblast. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. No. 2(30). Vol. 2. pp. 30–33.
4. Tolochyk I. L., Melnyk V. Y. Biological water productivity of the Styr river within Rivnenska oblast. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. No. 3(31). Vol. 2. pp. 18–22.

The articles in scientific professional editions:

1. Tolochyk I. L., Melnyk V. Y. To the method of calculating the anthropogenic load and the classification of the ecological state of the basins of small rivers of Ukraine. *Journal of Brest university: collection of scientific papers*. Series 5. Chemistry. Biology. Sciences of the earth. Brest, 2018. № 1. pp. 129–136.

2. Tolochoyk I. L., Melnyk V. Y. The current state of water quality in the Styr river within Rivnenska oblast. *Scientific Journal of Lesya Ukrainka Eastern European National University*. Series: Biological sciences. Lutsk, 2017. No. 7(356). pp. 90–94.
3. Tolochoyk I. L., Volodymyrets V. O. Species composition of algae of the Styr river within Rivnenska oblast. *Scientific journal of Lesya Ukrainka Eastern European National University*. Series: Biological sciences. Lutsk, 2017. No. 13 (362). pp. 36–39.

Approval of materials of the dissertation

1. Tolochoyk I. L. Effect of sewage of discharges on the quality of surface water in the Styr river basin. *Theoretical and Applied Aspects of Development of Biological Sciences: Materials of the 1st All-Ukrainian science-practice conference with international participation*. (Rivne city, November 25, 2015). Rivne: Rivne State Humanitarian University, 2015. pp. 177–181.
2. Tolochoyk I. L. Contamination of surface waters of the Ikva river. *Actual problems of the scientific-industrial complex of the regions: materials of the 2nd All-Ukrainian scientific and technical conference* (Rubizhne, April 18-25, 2016). Rubizhne: Institute of Chemical Technologies of V. Dal of East Ukrainian National University, 2016. pp. 171–174.
3. Tolochoyk I. L. State of surface water quality of the Styr river in Rivnenska oblast. *Science, education, society by the eyes of the youth: materials of the 9th International science-practice conference of the students and young scientists* (Rivne, May 18, 2016). Rivne: Rivne State Humanitarian University, 2016. Part 2. 27p.
4. Tolochoyk I. L. Pollution of the water of the Slonivka river within Rivnenska oblast. *Actual problems of the scientific-industrial complex of regions: materials of the 3rd All-Ukrainian science-practice conference* (Rubizhne, April 17-24, 2017). Rubizhne: Institute of Chemical Technologies of V. Dal of East Ukrainian National University, 2017. pp. 85–88.
5. Tolochoyk I. L. Radiation pollution of the Styr river *Ecology and nature use in the system of optimization of relations of nature and society: materials of the 4th*

International scientific and practical conference (Ternopil, April 27-28, 2017). Ternopil, 2017. pp. 113–115.

6. Tolochyk I. L. The water quality of the Styr river within Rivnenska oblast. *Theoretical and applied aspects of the development of biological sciences: materials of the 2nd All-Ukrainian scientific practical conference* (Rivne, November 28, 2017). Rivne: Rivne State Humanitarian University, 2017. pp. 125–128.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	25
ВСТУП.....	28

РОЗДІЛ 1. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У ХХІ СТОЛІТТІ

1.1.	Існуючі підходи до оцінювання гідроекосистем.....	34
1.1.1.	Проблема комплексних оцінок якості поверхневих вод і шляхи її вирішення.....	34
1.1.2.	Методологічні підходи до оцінювання якості води в Україні.....	40
1.1.3.	Екосистемний підхід до оцінки екологічного стану річок у директивних матеріалах ЄС з водної політики.....	44
1.1.3.1.	Водогосподарська політика країн Європейського Союзу.....	47
1.2.	Досвід країн Європи, світу та України щодо екологічного нормування якості води.....	51
1.3.	Методологічні засади вивчення проблем антропогенного навантаження на басейни річок.....	56
1.4.	Кількісні та якісні оцінки шкоди, завданої якості поверхневих вод.....	57
	Список використаних джерел.....	61

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1.	Чинники формування якості води р. Стир.....	74
2.2.	Об'єкт і предмет	81
2.2.1.	Контрольні створи	82
2.2.2.	Характеристика вихідної інформації.....	84
2.3.	Методи досліджень.....	84
2.3.1.	Визначення екологічного стану поверхневих вод	84
2.3.2.	Методика розрахунку антропогенного навантаження і	

	класифікації екологічного стану басейнів річок.....	86
2.3.3.	Визначення біотичної продуктивності гідроекосистеми.....	89
2.4.	Аналітичні методи дослідження.....	90
2.5.	Математична обробка матеріалів.....	91
	Список використаних джерел.....	92

РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. СТИР У МЕЖАХ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1.	Екологічна оцінка якості води р. Стир у сучасний період.....	95
3.2.	Динаміка забруднення води р. Стир у межах Рівненської області.....	97
3.3.	Кількісна характеристика зміни якості води р.Стир.....	102
	Список використаних джерел.....	106

РОЗДІЛ 4. АНТРОПОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА ЕКОСИСТЕМУ Р. СТИР

4.1.	Підприємства-забруднювачі р. Стир у межах Рівненської області.....	110
4.2.	Оцінка антропогенного навантаження на екосистему річки в області Волинської височини та Волинського Полісся.....	113
4.3.	Антропогенна складова якості води.....	121
	Список використаних джерел.....	123

РОЗДІЛ 5. БІОТИЧНА ПРОДУКТИВНІСТЬ Р. СТИР

5.1.	Фітокомпонент як складова біотичної продуктивності річки.....	126
5.1.1.	Аналіз видового складу гідрофільної флори.....	126
5.1.2.	Рослинні угруповання досліджуваних ділянок р. Стир.....	137
5.1.3.	Видове різноманіття та біомаса фітопланктону	143
5.2.	Формування біотичної продуктивності р. Стир за	

	фітокомпонентом.....	147
5.2.1.	Валова первинна продукція органічної речовини.....	147
5.2.2.	Чиста продукція органічної речовини.....	153
5.2.3.	Продукційно-деструкційні процеси в річці.....	155
5.2.3.1.	Продукційно-деструкційні процеси за участі макрофітів.....	157
	Список використаних джерел.....	164

РОЗДІЛ 6. ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ Р. СТИР

6.1.	Заходи з покращення екологічного стану р. Стир	170
	ВИСНОВКИ.....	172
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	175
	ДОДАТКИ	196
	ДОДАТОК А.....	197
	ДОДАТОК Б.....	202
	ДОДАТОК В.....	208
	ДОДАТОК Г.....	217
	ДОДАТОК Д.....	227

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

Позначення:

A_v – валова первинна продукція;

A_{ch} – чиста продукція;

A/R – продукційно-деструкційний коефіцієнт або індекс самоочищення-самозабруднення;

f_1 – лісистість;

f_2 – природність стану;

f_3 – сільгоспосвоєність;

f_4 – розораність;

f_5 – урбанізація;

f_6 – еродованість;

I_1 – блоковий індекс вмісту компонентів сольового складу;

I_2 – блоковий індекс трофо-сапробіологічних показників;

I_3 – блоковий індекс специфічних речовин токсичної і радіаційної дії;

I_e – інтегральний екологічний індекс;

R_n – деструкція органічної речовини;

R – коефіцієнт кореляції;

R_2 – коефіцієнт детермінації;

t – час;

q_1 – фактичне використання річкового стоку;

q_2 – безповоротне водоспоживання;

q_3 – скид води у річкову мережу;

q_4 – скид забруднених стічних вод;

$V_{c. (поч.)}$ – початковий вміст кисню у склянці перед експонуванням;

V_c – вміст кисню у світлій склянці після експонування;

$V_{т.}$ – вміст кисню у темній склянці після експонування;

W – вага макрофітів;

$W_{ф.}$ – фактичний об'єм річкового стоку;

W_3 – об'єм забору води з річкової мережі;

$W_{зб.}$ – об'єм збитку річкового стоку внаслідок відбору підземних вод, які гідравлічно пов'язані з річковою мережею;

W_c – об'єм скиду води у річкову мережу;

$W_{зв.}$ – об'єм скиду забруднених стічних вод.

Скорочення:

APG – Angiosperm Phylogeny Group;

БСК₅ – біологічне споживання кисню;

ВООЗ або WHO – Всесвітня організація охорони здоров'я;

ВРД – Водна Рамкова Директива;

ВКП – виробниче комунальне підприємство;

CEN – стандарти рекомендовані Технічним Комітетом CEN TC 230 Water Quality;

ГДК – гранично-допустимі концентрації;

ЕШ – екологічна шкода;

ЕР – екологічний ризик;

ЄЕК – Європейська Економічна Комісія;

ЄС – Європейський Союз;

ІГБ НАНУ – інституту гідробіології національної академії України;

ІЗВ – індекс забруднення води;

ІКАН – індукційний коефіцієнт антропогенного навантаження;

КЕЯ – коефіцієнт екологічної якості;

МКП – міське комунальне підприємство;

ЛПЗ – лімітуючі показники забруднення;

МЕБО – метод екологічної та біологічної оцінки;

НДО – недостатньо очищені стічні води;

НО – неочищені стічні води;

НЧБО – нормативно чисті без очистки стічні води;

ООН – Організація Об'єднаних Націй;

ПЗК – промзливово каналізація;

РАЕС – Рівненська атомна електростанція;

RBP – методика Rapid Bioassessment Protocols;

REFCOND – спеціальний проект в рамках ВРД;

RIVPACS – система River Invertebrate Prediction and Classification System;

РТП – ремонтно-технічне підприємство;

RQBA – система «Класифікація якості річки та біорізноманіття» або «River Quality and Biodiversity Assesment»;

STOWA-method – екологічний метод оцінки внутрішніх вод «Assessment system for running waters based on macroinvertebrates»;

TACIS – міжнародний проект контролю якості поверхневих вод;

СПАР – синтетичні поверхневі аніонактивні речовини;

СПБМ – стандартна процедура біологічного моніторингу;

США – Сполучені штати Америки;

УНДІЕП – Український науково-дослідний інститут екологічних проблем;

УНДІВЕП – Український науково-дослідний інститут водогосподарських екологічних проблем;

ХСК – хімічне споживання кисню;

UNEP – Міжнародна програма з навколишнього середовища.

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Внутрішні водойми Рівненщини представлені переважно річковими системами, густина мережі в середньому становить 270 м на 1 км² території [72]. Детальні дослідження річок у межах Рівненської області були проведені при паспортизації лише малих річок в 60-70 роки двадцятого століття. Ліквідація басейнових управлінь у грудні 1988р. повністю змінила підходи як до контролю за якістю води у річках, так і до наукових досліджень в цій галузі.

Антропогенне навантаження на природні ресурси, в тому числі і поверхневі води, з року в рік посилюється, незважаючи на значний спад виробництва. Проте, природоохоронні служби зазначають певне покращення показників, що характеризують екологічний стан річок. Ця невідповідність, на наш погляд, пов'язана з тим, що аналіз і оцінка гідрохімічної інформації оснований на концепції гранично-допустимих концентрацій, які мають виражений пороговий характер.

Інтенсивне гідротехнічне будівництво на річках, створені людиною водосховища, меліоративні канали тощо, нераціональне використання водних ресурсів вимагали спеціальних досліджень, які майже не проводилися. Проте, більшість наукових досліджень були направлені на вивчення впливу антропогенного навантаження на окремі гідроекосистеми.

Сьогодення повністю змінило підходи до вирішення питання оцінки якості води, заставило по іншому розуміти проблему та удосконалювати шляхи її вирішення. Для об'єктивної оцінки якості води річок необхідно враховувати показники води як середовища існування, так і показники біотичної складової. Об'єктивну ж оцінку стану якості води річки неможливо зробити без комплексного підходу, так як на здатність процесів самоочищення впливає ряд факторів як зовнішнього впливу, так і внутрішніх закономірностей функціонування гідроекосистеми. Відомо, що без екологічної характеристики стану гідроекосистеми не можна оцінити її

біологічну повноцінність [44].

Вивчення питання формування біологічної продуктивності річок – актуальне завдання сучасної гідробіології. Запаси автохтонної органічної речовини та потік енергії у водоймах формуються за рахунок автотрофних організмів. Проте енергетична основа наступних етапів продукційного процесу, яка визначає життєдіяльність гідроекосистем, залежить, в основному, від алохтонної органічної речовини та первинної валової продукції [2, 45].

Питання оцінки екологічного стану якості води річок вивчалось багатьма науковцями [19, 20, 79, 83, 94, 97, 105, 140]. Поняття антропогенного впливу на річки України розкрито в працях Яцика А. В., Гриба Й. В., Вишневського В. І., Данильченка О. С., Мисковця І. Я. та ін [85, 47, 25, 51, 88]. Посилення антропогенного навантаження на гідроекосистеми призводить до втрати якості води. Проте, обмеження традиційних підходів до оцінки небезпеки з боку поверхневих вод для здоров'я людини призвели до необхідності розвитку ймовірнісних методів оцінки шкоди, що наноситься здоров'ю, тобто оцінки ризиків [9, 60]. Втрата якості води тісно пов'язана з продукційно-деструкційними процесами у гідроекосистемах.

Вивченню продуктивності річок присвячено цілу низку досліджень [2, 8, 27, 132, 146, 147]. Незважаючи на те, що кількість запропонованих методів оцінок стану гідроекосистем досить велика, це питання до цього часу є проблемним і потребує одночасного вивчення усіх складових річкової екосистеми. Про масштаби труднощів рішення цього питання свідчить той факт, що в Україні немає єдиної методики, яка законодавчо затверджує той, чи інший спосіб оцінки стану гідроекосистем і рекомендується до загального використання в роботі.

В останні десятиріччя постійне антропогенне навантаження на річки призвело до появи специфічних умов формування таксономічного складу фітопланктону і продукційних процесів. Наукові відомості про дослідження альгофлори Стиря у межах Рівненської області відсутні, взагалі не вивчені

продукційно-деструкційні процеси та їх роль у формуванні якості води річки, що і обумовило актуальність теми дослідження.

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

Дисертаційна робота є складовою частиною комплексної тематики кафедри біології «Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук», номер державної реєстрації №0116U002990. Дисертаційна робота відповідає науковим планам і затверджена вченою радою Рівненського державного гуманітарного університету (протокол № 14 від 29 жовтня 2015 р.).

Мета та завдання дослідження.

Метою роботи було оцінити екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області.

Поставлена мета реалізується шляхом вирішення таких завдань:

- провести науковий пошук пріоритетних методик оцінки екологічного стану гідроекосистеми Стиру та обґрунтувати доцільність їх застосування;
- дослідити зміни якості води р. Стир у динаміці та визначити їх кількісні характеристики;
- визначити та проаналізувати види та величину антропогенного забруднення водної екосистеми;
- встановити структурно-функціональні показники гідрофільної флори та фітопланктонних угруповань;
- дослідити показники валової первинної та чистої продукції, деструкції органічної речовини у водоймі та встановити продукційно-деструкційний коефіцієнт у контрольних створах р. Стир;
- розробити рекомендації з покращення екологічного стану р. Стир.

Об'єкт дослідження: екосистема річки Стир у межах Рівненської області.

Предмет дослідження: екологічний стан річки Стир на основі аналізу гідрохімічних і гідробіологічних показників під впливом різних видів та величини антропогенного навантаження.

Методи дослідження: у процесі дослідження використовували теоретичні (аналіз, синтез, системний аналіз), та прикладні (польові, лабораторні) методи досліджень. Дослідження альгологічних проб, визначення таксономічного складу водоростей, аналіз видового складу гідрофільної флори, дослідження валової первинної, чистої продукції та деструкції органічної речовини проведені за класичними методиками. Обробку та аналіз отриманих даних здійснювали методами математичної статистики (кореляційний та регресійний аналіз) з використанням сучасних комп'ютерних програм.

Наукова новизна отриманих результатів:

За результатами досліджень уперше:

- вивчена та проаналізована пріоритетність природних та антропогенних чинників, дана оцінка антропогенної складової р. Стир у межах Рівненської області;
- визначені та обґрунтовані кількісні показники для характеристики змін якості води річки у межах Волинської височини та Волинського Полісся;
- детально досліджена та описана гідрофільна флора (видовий склад, екологічні групи, життєві форми, асоціації рослин) р. Стир у межах Рівненської області;
- комплексно досліджені та проаналізовані продукційно-деструкційні процеси річки за участі фітокомпоненту;
- визначені кількісні показники валової первинної і чистої продукції, деструкції органічної речовини та продукційно-деструкційного коефіцієнту р. Стир у межах Рівненської області;

Набули подальшого розвитку та розширені:

- дослідження екологічного стану р. Стир;
- вплив антропогенного навантаження на досліджувану річку.

Практичне значення результатів дослідження. Отримані результати досліджень використані для доповнення банку даних «Регіон» та «Програми розвитку водного господарства Рівненської області». Основні положення

дисертаційних досліджень використовуються у навчальному процесі Рівненського державного гуманітарного університету при викладанні дисциплін «Ботаніка» та «Гідробіологія» (акт впровадження № 69-01-12 від 20.06.2018), (додаток Д).

Поданий перелік видових і внутрішньовидових таксонів угруповань водоростей річки та гідрофільної флори доповнить дані флори правобережної частини Українського Полісся, а запропонована схема басейну р. Стир в межах Рівненської області може бути використана як додаткова наочна інформація.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є завершеним результатом самостійного наукового дослідження. Основні ідеї обґрунтування теми, мети, основних завдань досліджень, збір і аналіз фактичного матеріалу, його опрацювання належать автору дисертаційної роботи. Відбір проб для досліджень здійснювався особисто автором. Дисертантом виконано оформлення роботи, всі отримані результати наведені у дисертації належать автору і є його науковим доробком.

Поглиблений аналіз результатів лабораторних гідрохімічних досліджень води, аналіз та обговорення результатів, формулювання висновків проведено спільно з науковим керівником.

Опубліковані наукові праці містять положення та висновки сформульовані особисто здобувачем. Вони відображають конкретний особистий внесок дисертанта у розвиток моніторингових досліджень поверхневих вод.

Апробація результатів досліджень. Наукові положення результатів дослідження апробовані на I та II Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук» (Рівне, 2015, 2017); II та III Всеукраїнській науково-технічній конференції «Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів» (Рубіжне, 2016, 2017); IX Міжнародній науково-практичній конференції студентів та молодих науковців «Наука, освіта,

суспільство очима молодих» (Рівне, 2016); IV Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (Тернопіль, 2017); наукових конференціях Східноєвропейського національного університету ім. Лесі Українки (Луцьк, 2017); науковій конференції в Харківському національному педагогічному університеті ім. Г. С. Сковороди (Харків, 2017); науковій конференції в Тернопільському національному педагогічному університеті ім. В. Гнатюка (Тернопіль, 2018).

Обсяг і структура дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, шести розділів, висновків, списку використаних літературних джерел із 204 найменувань та 5-ти додатків. Загальний обсяг рукопису становить 174 сторінки. Текстова частина містить 24 таблиці, 27 рисунків, 1 схему.

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 13 статей, з них 7 - у фахових виданнях, що відповідають вимогам ДАКу (3 - міжнародні, 4 фахові з індексом цитування «Копернікус») і 6 - у збірниках, матеріалах та тезах конференцій.

Подяка. Автор висловлює щирі подяки кандидату біологічних наук, доценту кафедри агрохімії, ґрунтознавства і землеробства Національного університету водного господарства та природокористування Віталію Олександровичу Володимирцю за участь в експедиційних дослідженнях та допомогу при обробці ботанічного матеріалу.

РОЗДІЛ 1. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У XXI ст.

1.1. Існуючі підходи до оцінювання гідроекосистем

1.1.1. Проблема комплексних оцінок якості поверхневих вод і шляхи її вирішення

Загальновідомо, що антропогенний вплив на водні екосистеми спричиняє негативні наслідки (погіршення якості води, евтрофікацію, заболочування, пересихання, збіднення видового складу біоти тощо) [150]. Для оцінки і уникнення антропогенного впливу на навколишнє природне середовище, зокрема, на гідросферу, впроваджені дві універсальні системи: система ОВНС і система екологічного моніторингу, де важливою є проблема оцінки якості поверхневих вод.

На сьогодні чітко виражена тенденція розвитку двох груп методів оцінки, які відрізняються між собою за принципами їх розробки [69].

До першої групи належать методи, які дозволяють оцінити якість води у вигляді набору різних характеристик. Вони дають оцінку якості води за гідрохімічними, гідробіологічними, мікробіологічними, гідрологічними показниками [80]. Проте такі методи не дають однозначної оцінки якості води і належить один і той же стан води водного об'єкта за окремими показниками до різних класів забруднення.

До другої групи належать методи які, дозволяють оцінити якість води. І хоча ніяке однозначне число не може передати всю інформацію про складну багатокомплексну систему, якою являються поверхневі води, ці методи широко використовуються. Передусім, вони відносно прості у використанні. Крім цього, такі методи дозволяють вирішувати різноманітні задачі зі встановлення рівня забруднення у просторово-часовому аспекті і прийнятті однозначних рішень у різних водоохоронних ситуаціях [94].

Слід відзначити, що більшість розроблених до тепер комплексних характеристик стану водних об'єктів так чи інакше пов'язані з

використанням наявних ГДК [93]. При всій своїй простоті цей метод не став основним робочим інструментом оцінки якості води у повсякденній практиці, так, як сучасні методи визначення багатьох хімічних сполук у воді на рівні ГДК дуже неточні, трудомісткі й дорогі.

У зв'язку з цим як в Україні, так і в інших країнах уже давно ведуться пошуки інших методологічних підходів з оцінки якості води, розробляються наукові основи побудови комплексних оцінок. Особливо розширились роботи у цьому напрямку за останні роки, що пояснюється важливою роллю контролю і управління в усіх сферах водного господарства. Труднощі вирішення цього питання свідчать про те, що на початок третього тисячоліття в Україні немає жодного юридичного документа, який законодавчо затверджує та рекомендує до використання уніфіковану методику оцінки якості поверхневих вод [94, 150].

У залежності від цілі, яку ставлять перед собою науковці, запропоновані різноманітні системи оцінок. Умовно їх можна розділити на три великі групи в залежності від того, чи враховуються при аналізі вимоги окремих видів водокористування, умови функціонування екосистем або і те, і інше одночасно.

Комплексна оцінка якості води за фізичними, хімічними, бактеріологічними і гідробіологічними показниками забруднення була розроблена однією з перших А. А. Билінкіною і С. М. Драчевим [14].

Вивченням оцінки якості поверхневих вод, удосконаленням їх класифікації займалися: Романенко В. Д., Васенко О. Г., Верниченко Г. А., Жукінський В. М., Оксіюк О. П. та інші [83, 19, 20, 94].

Комплексна оцінка якості води річок представлена у статтях Осадчого В. І., Осадчої Н. М., Хільчевський В. К., Мельник В. Й., Гриб Й. В., Сондак В. В., Гопчак І. В., Бедункової О. О., Забокрицької М. Р. та інші [98, 140, 79, 42, 114, 39, 12, 61].

Відомі роботи Брауна, Харкінса, Хартона, Труїтона, Юхаберга, Гарсія та інших, які використовували методи комплексних оцінок за кордоном [80].

Різноманітні підходи, використані авторами при розробці систем оцінок, мають свої плюси та мінуси, але жодна з них не може претендувати на універсальність.

У наш час запропоновано багато класифікацій, які відрізняються за принципами, закладеними в основу їх побудови, кількістю класів, комплексом використаних показників, їх нормативними значеннями тощо.

Ранні класифікації першого типу, засновані на гідробіологічних показниках системи сапробності Кольвітца і Марсона [184, 185], передбачали аналіз стану води за фізико-хімічними показниками, які дозволяли б оцінити вплив на водний об'єкт джерела забруднення.

Зі збільшенням складу забруднюючих речовин і антропогенного впливу на водні об'єкти розроблені класифікації, які включали все нові показники. Так, класифікація Драчова С. М. [14, 56], яка отримала визнання в науковому світі, передбачала оцінку якості води за 20 показниками. У даній класифікації виділяли шість категорій якості води (табл. 1.1.).

Таблиця 1.1

**Залежність категорій якості води від відносних
концентрацій показників**

Категорії якості води	Значення диференціальної оцінки	Відношення концентрації до ГДК		
		метали, токсичні речовини	нафтопродукти, феноли	СПАР
Дуже чиста	5 - 4,75	0,25	0,3	0,3
Чиста	4,75 - 4	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Помірно забруднена	4 - 3	1 - 2	1 - 3	1 - 2
Забруднена	3 - 2	2 - 5	3 - 10	2 - 4
Брудна	2 - 1	5 - 10	10 - 100	4 - 7
Дуже брудна	<1	>10	>100	>7

Проте, число сполук, які у наш час знаходяться у водних об'єктах, набагато перебільшує число характеристик, які використовуються для оцінки стану поверхневих вод і їх класифікації, що сприяє пошуку нових підходів до вирішення проблеми.

Основоположниками сучасної екологічної класифікації якості

поверхневих вод є фахівці інституту гідробіології Національної академії України (ІГБ НАН), фахівцями якого запропонований перший варіант класифікації, яка витримала апробацію на водних об'єктах різного типу і в різних країнах: в Україні, Росії, Молдові, Фінляндії і Словаччині. Був зроблений порівняльний аналіз відомих їм класифікацій якості води, котрі були чинними в різних країнах Європи (Австрія, Угорщина, Болгарія, Німеччина, Норвегія, Фінляндія, Чехословакія, Югославія, Швеція) з розробленою екосистемною класифікацією ІГБ НАН України. Виявилося, що 28 показників використовуються приблизно в половині із зазначених країн, що свідчить про повну екологізацію національних нормативів якості поверхневих вод. Був запропонований Український міжвідомчий нормативний документ з класифікації та оцінки якості води у водних об'єктах «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [83], який погоджений з Держкомгідрометом та Держводгоспом України і розроблений фахівцями ІГБ НАН України, УкрНДІЕП Мінекоресурсів України та УНДІВЕП згідно вимог «Водного кодексу України».

Середину 80-х – початок 90-х рр. можна вважати етапом розвитку фундаментальних досліджень гідробіології річок. Цікавою є робота канадських вчених [202], які запропонували теорію річкового континууму, котра базується на уявленні про структуру природних комплексів біоти річки і механізмах її підтримання. У подальших наукових дослідженнях увага була акцентована на вивченні внутрішніх процесів гідроекосистем та особливостях їх функцій [189].

У ХХІ ст. як в Європі [173, 182, 187, 195], так і в Сполучених Штатах [158, 182] спостерігається активна тенденція до розвитку біологічних методів оцінки. Запропонований екосистемний підхід «Ecosystem approach in integrated water management», який базується на взаємодії абіотичних та біотичних компонентів гідро екосистем і підтриманні рівня впливу антропогенного навантаження на них [183].

Одним з перших було розроблено екологічний метод оцінки внутрішніх вод у Нідерландах – «Assessment system for running waters based on macroinvertebrates», або згідно загальноприйнятою голландською аббревіатурою STOWA-method, який був заснований на використанні досліджень сучасного стану різних ділянок гідроекосистеми, даних про їх біотичну структуру та відомостей землекористування у басейні річки [195].

Крім цього, у Нідерландах був розроблений метод екологічної та біологічної оцінки (МЕБО), згідно з яким для оцінки стану гідроекосистем використовувалися близько 30 видів гідробіонтів як індикаторів. Застосування такого методу дало можливість оцінити поширеність кожного виду в ретроспективний і сучасний періоди, що дозволило побачити відхилення від натуральних умов у динаміці.

На сьогодні існують дві системи оцінки якості води, що використовуються США та Великою Британією. У США застосовують методику RBPs, що була ратифікована US Enviromental Protection Agency в 1989 р. і доопрацьована Ohio Environmental Protection Agency у 1990 р. Важливим моментом під час вивчення біотичної структури річки є визначення порогових значень, тобто величин, що є критичними і свідчать про погіршення екологічного стану гідроекосистеми. В її основу покладено використання правила 25% для оцінки характеристики якості води за градієнтом змін екологічних умов. Зона значень характеристики, що знаходиться нижче еталонної, ділиться на 4 групи по 25%. Процес вибору порогових значень характеристики було модифіковано [157]. У Великій Британії використовується система RIVPACS, в основі якої лежить порівняння прогнозованих і реальних даних стану гідроекосистеми [203].

У більшості випадків методи біологічної оцінки води річок у країнах Європи базуються на використанні індексного підходу [29, 168]. Біотичні індекси можуть розраховуватись з використанням діатомових водоростей, а саме Diatom index, Cemagref Diatom index, Median Diatom index; водних рослин – Damage Rating.

Майже в кожній країні Західної Європи проведена апробація того чи іншого біотичного індексу як для наукових цілей, так і для стандартного контролю якості води. Так, Belgian Biotic Index [169] використовується як національний стандарт в Бельгії, а у Франції – French Indice Biotique. Проте необхідно відзначити, що із всіх існуючих біологічних методів оцінки дві третини базуються на донних макробезхребетних [183, 195] та угрупованнях макрзообентосу і мікрофітобентосу річок [179, 180, 196, 198].

Важливими складовими біологічної оцінки гідроекосистем залишились біоіндикація та біотестування [161]. На сьогодні в Європі актуальним є питання про визначення оптимальних критеріїв індикаторних видів організмів [163]. Біотестування займає важливе місце в арсеналі методів екологічної оцінки якості води і широко використовується для захисту водної флори і фауни у США, зокрема вод особливого національного резерву у деяких штатах [193].

Дослідження біологічних параметрів якості води базуються на системі сапробності, що заснована на наявності видів-індикаторів, і була запропонована Кольквітцом та Марссоном у 1902-1909 рр. [184, 185]. На сьогодні система сапробності розвивається у двох напрямках, що відрізняються за методами обчислення. Перший опирається на метод Пантле і Букка, а другий на метод запропонований Зелінкою і Марваном [188, 204]. Їх відмінності полягають у використанні різних списків видів-індикаторів та значень сапробних індексів. Ця система широко використовується у багатьох країнах Європи, у тому числі й в Україні, для класифікації органічного забруднення річок. У Німеччині система сапробності «saprobiensystem» застосовується як частина екологічної оцінки при картуванні якості води річки. В одних випадках індекс сапробності вираховується лише за макробезхребетними, а в інших – за видами фіто- та зоопланктону [161]. В Україні для дослідницьких цілей індикатори сапробності наведені у довіднику Олексіва І. Т. [95].

Дослідження якості річкової води у Європі засновані на так званому

КЕЯ, де коефіцієнт виражає співвідношення між виміряними значеннями 25 біологічних параметрів і референційними значеннями обраної гідроекосистеми. КЕЯ виражається числовими значеннями від 0 до 1, відмінний екологічний стан характеризується значенням близьким до одиниці, а поганий – значенням близьким до нуля [174, 175, 176].

1.1.2. Методологічні підходи до оцінювання якості води в Україні

Одним із основних водоохоронних документів України є Водний кодекс [29]. В умовах євроінтеграції постала гостра проблема невідповідності законодавства України до законодавства ЄС. Адаптація законодавства у сфері регулювання станом гідроекосистем відбулася шляхом впровадження положень ВРД ЄС [15].

Проте існує невідповідність у наявних в Україні та запропонованих ВРД методологічних підходах оцінки якості води гідроекосистем. Традиційним для України є так званий «критеріальний підхід», коли при оцінці використовуються фіксовані значення концентрації хімічних речовин, встановлені для окремих категорій та класів якості води. Крім цього оцінка якості води ґрунтується на санітарно-гігієнічних і рибогосподарських ГДК. Багаторічний досвід їх використання показав, що на більшості пунктів контролю за якістю води ГДК порушуються, а їхня система не забезпечує надійного захисту водних об'єктів [80].

Слід зауважити, що відповідно до ВРД необхідно удосконалювати методичні підходи до дослідження річок. Одним із таких шляхів є введення та розширення переліку гідробіологічних показників, які доцільно контролювати. На тепер роль останніх у системі аналітичного контролю поверхневих вод України є другорядною порівняно з роллю гідрохімічних показників. До того ж вартість визначення гідрохімічних показників постійно збільшується порівняно з біологічними, а присутність у воді різних сполук, не дозволяє визначити умови відтворення гідроекосистеми [19].

На тепер в Україні важливе місце у вивченні екологічного стану річок з

використанням підходу, що декларується ВРД, займають дослідження науковців Інституту гідробіології НАН України.

Не менш важливою є наукова діяльність УкрНДІЕП, який займається дослідженням забруднення басейну р. Дніпро та інших транскордонних водних об'єктів. Фахівці УкрНДІЕП [19, 20] велику увагу приділяють формуванню критеріїв оцінки екологічного стану поверхневих вод за показниками їх донних відкладів як найменш вивченого на цей час компонента водних екосистем [23, 24].

В Україні згідно ВРД впроваджені різні проекти дослідження якості поверхневих вод. Так, за фінансової підтримки проектів TACIS виконані оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси, Прип'яті, «Оцінка якості та транскордонне управління басейнами річок Буг, Латорця та Уж» [5].

На основі результатів цих досліджень були розроблені, затверджені та впроваджені у природоохоронну практику кілька керівних нормативних документів. На тепер загальна кількість методик екологічної оцінки та класифікацій достатньо велика, проте жодна з них не має широкого застосування у водоохоронній практиці. Основний недолік їх полягає в тому, що кількісні значення критеріїв, приведені до одних і тих же класів забруднення, не узгоджені між собою, що призводить до непридатності їх застосування у практиці [80].

Враховуючи наявну на тепер вихідну інформацію варто відзначити, що найбільш удосконаленою до положень ВРД щодо екологічної оцінки річок є «Методика...» [83, 84]. У ній задіяні гідробіологічні показники, до її екологічної класифікації внесені: індекс сапробності за Пантле-Букком, індекс Гуднайта-Уітлея, індекс самоочищення-самозабруднення (A/R), біомаса фітопланктону та показник величини первинної продукції [83, 84].

У науковій літературі широко використовується поняття природний екологічний стан водного об'єкту. Деякі автори поєднують добрий екологічний стан з природним, натуральним або еталонним станом, використовуючи поняття еталонних створів (reference sites) [157, 162, 181]. У

понятті екологічного функціонування стан «здоров'я» річки означає ступінь її подібності з еталонним [157, 197].

Для розробки основних принципів створення мережі регіональних еталонних створів в Європейському Союзі, у рамках ВРД було створено спеціальний проект – REFCOND, у рамках якого регламентуються основні вимоги до мережі еталонних створів.

Аналіз численних досліджень, що виконані вітчизняними та закордонними вченими, свідчить про те, що використання гідрохімічних і гідробіологічних показників дозволяє комплексно оцінити екологічний стан гідроекосистеми, якість води як середовища існування гідробіонтів і вплив на них забруднюючих речовин. Тому в Україні та країнах ЄС у екологічній класифікації використовують біотичні індекси. Особливого значення це набуває при дослідженні ділянок транскордонних річок [6, 7].

У світовій практиці під час дослідження біологічної оцінки гідроекосистеми все більшого поширення набуває використання фізіолого-біохімічних показників, зокрема вмісту пігментів фітопланктону та величини первинної продукції [111, 148].

Показник величини первинної продукції поверхневих вод включений у низку класифікацій водних об'єктів [191]. Крім перелічених гідробіологічних характеристик, як додаткові показники, у класифікації використовують показники стану окремих угруповань. До екологічної класифікації відносять і показник самоочищення, як інтегральну характеристику умов функціонування гідроекосистеми та її стійкість до антропогенного навантаження [23]. Важливим у дослідженнях екологічного стану гідроекосистем є показник якісного стану донних відкладів, що пов'язаний з кругообігом речовин й енергії та може бути джерелом вторинного забруднення водного середовища [24].

В Україні була розроблена та використовується система «Класифікація якості річки та біорізноманіття» або RQBA, яка базується на порівнянні даних щодо природного та сучасного стану середовища за станом біоти

гідроекосистеми [8].

СПБМ базується на методичній базі з визначення якості води, рекомендованій Технічним Комітетом CEN TC 230 Water Quality (CEN), який створено на основі Віденської Конвенції для вирішення проблем коректного порівняння результатів, отриманих у різних країнах співдружності під час використання біологічних даних. Варто відзначити, що стандарти CEN є обов'язковими і мають пріоритет перед національними стандартами країн-членів ЄС [7].

Для досягнення функціональної цілісності гідроекосистеми у першу чергу необхідно забезпечити повноцінність складу і життєздатність її біоти. Для цього необхідно мати набір кількісних і якісних критеріїв якості води річки, серед яких найбільш репрезентативними біологічними індикаторами є автотрофні організми. Тому цільові показники повинні конкретно визначати умови благополучного існування біоти річки та бути найбільш адекватними критеріями оцінювання її екологічного стану.

У сучасний період біологічні показники стали пріоритетними при комплексній екологічній оцінці гідроекосистеми, а причиною їх пріоритетності є той факт, що угруповання автотрофних організмів відображають сукупний вплив факторів як на якість води, так і на інші характеристики і функції річки. Крім цього вища водна рослинність, прибережно-водна рослинність та фітопланктон є окремими компонентами її гідробіоценозів [6].

Так, в історії вивчення вищої водної флори та рослинності України Дубина Д. В. виділяє п'ять етапів: флористичний, еколого-типологічний, еколого-ценотичний, комплексних досліджень, соціологічний і декілька наукових напрямів, зокрема флористичний [57, 58]. Вивчення флори вищих судинних рослин водойм України були представлені у колективній монографії українських, чеських і словацьких науковців [76].

Дослідженнями гідрофільної флори в Україні займались: Андрієнко Т. Л., Борсукевич Л. М., Мусієнко М. М., Ольхович О. П., Олійник Л. В.,

Шевчик Л. М. [4, 16, 90, 96, 145]. Видовий склад водної флори гідрологічних об'єктів переважно розглядається у складі великих регіонів: Українського Полісся [4, 145], Малого Полісся [149], Волино-Подільської височини [62], Поділля [68].

Значний внесок у сучасне вивчення альгофлори України в цілому зробили Вассер С. П., Царенко П. М., Петльований О. А. [22, 142]. Методам визначення характеристик угруповань водоростей присвячені публікації Баринової С. С., Щербака В. І. [10, 11, 148]. Узагальнення відомостей про частину систематичних груп водоростей України знайшло своє відображення у колективній монографії «Algae of Ukraine» [153].

Аналізуючи повноту вивчення альгофлори України потрібно зауважити, що чимало праць Бахтіярової Л. Н., Білоус О. П., Капустіна Д. О., Мантурової О. В., Середи Т. М., Шелюк Ю. С. із цієї тематики стосується різних регіонів держави [156, 160, 65, 66, 48, 199, 109, 146]. Значний внесок у вивчення продукційної гідробіології мають праці Вінберга Г. Г., Алимова А. Ф., Щербака В. І. [27, 2, 148].

1.1.3. Екосистемний підхід до оцінки екологічного стану річок у директивних матеріалах ЄС з водної політики

Рада ЄС і Комітет з довкілля Європарламенту у червні 1995 р. поставили вимогу суттєво переглянути водну політику ЄС. У відповідності з цією вимогою Комісія з водної політики ЄС прийняла у лютому 1996 р. «Доповідь з водної політики ЄС». Одним з положень даного документу є визначення відповідних владних органів, що відповідають за впровадження цілей Директиви ЄС. Для транскордонних річок будуть встановлюватись міжнародні органи з погодженням спільної програми заходів з національним і місцевим законодавством [171].

У липні 2000 р. як офіційний документ стосовно водної політики була затверджена Водна Рамкова Директива (ВРД) 2000/60/ЄС Європейського

Парламенту та Ради, яка буде переглянута в 2020 році. Основними завданнями її є:

- недопущення подальшого погіршення стану водних екосистем, їх захист і поліпшення стану в поєднанні із захистом болотних угідь і наземних екосистем, прилеглих до водних об'єктів;
- сприяння раціональному використанню води шляхом довготермінового їх захисту;
- впровадження заходів для припинення чи поступового скорочення скидів у водні об'єкти забруднюючих речовин [170].

Конкретними цілями Директиви є досягнення державами-членами ЄС «доброго стану» природних поверхневих вод впродовж 15 років після набрання чинності, найпізніше 22 грудня 2015 р. У цей період має бути досягнутий «добрий екологічний потенціал» та «добрий хімічний статус» усіх сильно змінених і штучних гідроекосистем [53].

Важливим нововведенням слід вважати включення до проекту Директиви двох систем класифікації поверхневих вод (додатки II та V) для диференційованої оцінки їх екологічного стану:

- за типами водних об'єктів і приналежністю до певних екологічних районів (екорегіонів) Європи;
- за параметрами абіотичної та характеристиками біотичної складової водних екосистем стосовно кожного типу водних об'єктів.

Сутність першої класифікації полягає у виділенні п'яти типів водних об'єктів: річки; озера; транзитні води або естуарії; прибережні води; сильно змінені та штучні водні об'єкти. Сутність другої полягає у визначенні екологічних показників за допомогою яких можлива оцінка екологічного стану водних об'єктів усіх типів.

На відміну від першого варіанту «Пропозицій до директиви ЄС з водної політики» [166] було введено нормативне визначення екологічного стану водних об'єктів, а саме «задовільний стан» (moderate status) [154].

ВРД містить базові підходи щодо класифікації річок та інших поверхневих водних об'єктів за їхнім екологічним станом. Екосистемний підхід був проголошений пріоритетним на Конференції ООН у 1992 р. у Ріо-де-Жанейро та офіційно затверджений у ВРД ЄС 2000/60/ЄС. Він базується на проведенні комплексної оцінки екологічного стану річки за її гідрохімічними та біологічними складовими [170].

Згідно з ВРД було введено поняття екологічного статусу (ecological status) водних екосистем: високий (high), добрий (good), посередній (moderate), поганий (poor) та дуже поганий (bad) [53], (табл. 1.2).

Таблиця 1.2

**Класифікація екологічного статусу річок у відповідності
з вимогами ВРД**

Статус	Клас	Категорія	Колір картування	Ступінь відхилення
Відмінний	I - дуже чиста, (high), (extented natural biological quality)	Дуже чиста	Синій	Відсутні або незначні зміни характерні для об'єкта в непорушеному стані.
Добрий	II - чиста, (good), (slightly impaired biological quality)	Чиста. Достатньо чиста	Зелений	Низький рівень порушень та мале відхилення від значень характерних для об'єкта в непорушеному стані.
Задовільний	III - забруднена, (moderate), (moderately impaired quality)	Слабо забруднена. Помірно забруднена	Жовтий	Помірне відхилення від значень характерних для об'єкта в непорушеному стані.
Поганий	IV- брудна, (poor), (severely impaired biological quality)	Брудна	Оранжевий	Значні зміни значень та відсутність невеликої частини біологічних популяцій характерних для об'єкта в непорушеному стані.
Дуже поганий	V - дуже брудна, (bad), (no macroinvertebrates present, Indicating excessive toxicity)	Дуже брудна	Червоний	Дуже сильні зміни значень та відсутність великої частини біологічних популяцій характерних для об'єкта в непорушеному стані.

На жаль, класи якості води в складі Директиви диференційовані не за кількісними, а за якісними характеристиками, що робить неможливою об'єктивну екологічну оцінку якості поверхневих вод, а також встановлення конкретних цільових показників їх якості.

Щодо сильно змінених і штучних водних об'єктів замість поняття «екологічний стан» вживається поняття «екологічний потенціал», оцінка котрого ґрунтується на використанні біологічних, гідроморфологічних і гідрохімічних «елементах якості».

1.1.3.1. Водогосподарська політика країн Європейського Союзу

Загальної для ЄС екологічної класифікації якості поверхневих вод, яка б ґрунтувалася на кількісних критеріях, досі не існує. Тому країни - члени ЄС можуть користуватися лише національними цільовими показниками якості води, бо вони виражені кількісними критеріями. Жоден з підходів до встановлення цільових показників якості води, котрими користуються країни, не узгоджений із класифікаціями екологічного і хімічного стану водних об'єктів різного типу. Слід зауважити, що застосування екосистемного підходу до водогосподарської політики вимагає розробки цільових показників якості води, котрі забезпечують функціональну цілісність гідроекосистеми.

Ймовірно, що розробка єдиної комплексної класифікації є справою майбутнього, на основі якої буде розроблена єдина для країн - членів ЄС «Методика встановлення цільових показників якості поверхневих вод».

Незважаючи на висловлені зауваження [53], Директива ЄС має велике мобілізуюче і змістовне значення для вирішення проблеми оздоровлення гідроекосистем в Україні. Саме затвердження далекоглядної мети має націлювати уряди зацікавлених європейських країн на організацію і виконання програми усвідомлених цілеспрямованих заходів по захисту і поліпшенню стану водних об'єктів та якості води у них, яка є інтегральним показником стану водних екосистем [94].

У країнах ЄС водогосподарська діяльність ґрунтується на трьох вихідних положеннях, котрі в узагальненому вигляді можна сформулювати:

- водогосподарська діяльність повинна базуватися на екосистемному підході, що є необхідним для забезпечення цілісного, екологічно обґрунтованого використання водних і біологічних ресурсів гідроекосистем і прилеглих до них заболочених земель й річкових заплав з біотою;
- водогосподарська діяльність повинна поєднуватися із всебічним захистом здоров'я населення, насамперед, із забезпеченням надійного питного водопостачання і рекреації;
- водогосподарська діяльність повинна забезпечувати потреби промисловості, сільського і рибного господарства, транспорту та енергетики. Ці три напрямки водогосподарської діяльності багато в чому суперечать один одному, тому водна політика ЄС спрямована на пошук рівноваги між ними [53, 83, 103, 110, 119].

В ЄС вважають, що одним з головних завдань водогосподарської політики повинно бути збереження і відновлення гідроекосистем, досягнення так званого статусу високої екологічної якості, адекватного первісному природному стану або близького до нього. Оскільки в багатьох водних об'єктах внаслідок гідротехнічного втручання і забруднення промислово-комунальними стічними водами первісний стан гідроекосистем не може бути досягнутий, то необхідно прагнути до підтримки і відновлення стану так званої базової екологічної якості.

За останні роки в усіх країнах Європи виникла необхідність розглянути питання дослідження річок, оскільки використання води та потреба у її якості щорічно зростають [161]. Інтегральним показником стану водних екосистем є якість води, яка оцінюється за кількісними та якісними характеристиками. Цільові показники для країн Європейської Економічної Комісії (ЄЕК) у складі ООН були розроблені водогосподарськими організаціями у співробітництві з відповідними науковими установами. Однією з головних переваг використання цільових показників якості води є вирішення проблем

різних видів використання водних ресурсів. Цільові показники покладені в основу правил обмеження та скорочення забруднення води й іншого негативного впливу на водні екосистеми і є пороговими значеннями такої якості води, котру слід зберегти або досягти за певний час [110].

Набутий в кількох європейських країнах досвід свідчить про особливо важливу роль планування цільових показників якості води. Так, у деяких країнах Європи застосовується поетапний підхід щодо досягнення значень цільових показників якості поверхневих вод, коли її поліпшення встановлюється на двох рівнях:

- перший рівень відповідає найбільш суворим екологічним критеріям якості води і забезпечує різні види використання поверхневих вод і збереження гідроекосистем;
- другий рівень є збалансованим між реальним та бажаним станом гідроекосистеми з екологічної точки зору і досягається впродовж певного визначеного періоду часу. У Норвегії та Швеції термін досягнення цільових показників якості води становив від 5 до 10 років [80].

У багатьох країнах цільові значення показників якості води регулярно переглядаються, щоб привести їх у відповідність з новими технологічними можливостями скорочення забруднень, досягнень науки щодо критеріїв якості води та цілей водокористування [161].

У країні ЄС по-різному підходять до визначення цільових показників якості води, зазвичай визначають чотири групи підходів:

- встановлення показників для окремих гідроекосистем;
- встановлення загальних цільових показників якості води;
- встановлення показників на основі схем класифікацій якості води;
- встановлення показників для транскордонних вод.

Так, у Німеччині при встановленні цільових показників якості води для окремих гідроекосистем враховують місцеві гідрофізичні, гідрохімічні, гідрологічні та гідробіологічні особливості, а також природні концентрації певних речовин [161]. Дуже серйозна увага приділяється результатам

моніторингу якості води та інвентаризації джерел забруднення у відповідному водному об'єкті. Після визначення цільових показників якості води для окремих водних об'єктів вони використовувалися компетентними органами як основа для планування у галузі водного господарства. Проте цільові показники не розглядаються як обов'язкові обмежувальні нормативи [103], а водогосподарські органи визначають як їх використовувати та які види водокористування необхідно захищати у даному водному об'єкті.

У Нідерландах при встановленні загальних цільових показників якості води застосовується принцип «статус-кво», коли цільовим показником вважається фактична концентрація речовини для певної гідроекосистеми [103]. Необхідність корекції показників враховується у випадках коли природна концентрація певних речовин перевищує, або є нижчою за відповідні цільові показники якості води. У цьому разі важливе значення надається висновку експертів для визначення величини цільових показників.

У Швеції цільові показники якості води призначені для досягнення у довготерміновій перспективі в усіх гідроекосистемах I класу якості води за національною класифікацією якості водних ресурсів. Слід зауважити, що при цьому концентрації окремих показників встановлюються з урахуванням конкретних вимог [103].

У Норвегії національна система класифікації якості води є основою для встановлення цільових показників усіх гідроекосистем цієї країни. Вони встановлюються в першу чергу для водних об'єктів, котрі забруднюються з точкових джерел скиду забруднюючих речовин. Довготривалою метою є забезпечення найвищого першого класу якості води в усіх гідроекосистемах держави [159].

У країнах ЄС цільові показники якості води все частіше використовуються для попередження, обмеження і скорочення забруднення гідроекосистем у різних аспектах. Так, директивою ЄС 86/280 від 12.06.1986р. було запропоновано негайно і суттєво скоротити скиди трьох органічних речовин (вуглеводневого тетрахлориду, ДДТ і пентах-

лорфенолу), щоб цільові показники якості води щодо цих речовин були досягнуті до 1.01.1988 р. [53].

Деякі країни Західної Європи брали участь у «Програмі дій для р. Рейн». Країни для затвердження цільових показників якості води для прирейнських територій на початку здійснення Програми дій по оздоровленню річки погодились на 50% скорочення скидів забруднюючих речовин протягом 1985-1995 рр.

У Норвегії стосовно верхньої частини водозабірної басейну р. Логен, вище о. Мьоса, була здійснена програма скорочення скидів фосфору фосфатів з метою поліпшення якості води від IV до I класу [159].

У деяких європейських країнах цільові показники якості води підлягають періодичним переглядам у зв'язку з новими можливостями скорочення забруднень річок, котрі з'являються завдяки новим технологіям, новим науковим напрацюванням щодо критеріїв якості води [40].

На підставі цільових показників якості води у деяких країнах ЄС розробляються стратегії та плани дій по управлінню водними ресурсами. Прикладом такого підходу є «Програма дій для Рейну».

Для ефективного застосування на практиці цільових показників якості води необхідна адаптація до них програм моніторингу і систем спостереження.

1.2. Досвід країн Європи, світу та України щодо екологічного нормування якості поверхневих вод

Кожна гідроекосистема по-своєму унікальна, тому при розробці класифікації поверхневих вод із позиції їх екологічного благополуччя виникає проблема нормування показників з урахуванням регіонального аспекту. Не випадково у багатьох державах (Великобританії, Норвегії, Канаді та ін.) розробка окремих нормативів для кожного водного об'єкту є визначальною.

Не було і немає досі екосистемних класифікацій якості води в

Європейських державах. В окремих державах розроблялися і затверджувалися класифікації якості поверхневих вод та доводилися до рівня стандартів. Пізніше, як формалізований критерій оцінки забруднення води був прийнятий індекс забруднення води, який ґрунтується на поєднанні рівня і тривалості забруднення поверхневих вод органічними, хімічними та токсичними сполуками та доведена недоцільність його подальшого використання.

Від 1972 р. у США водна політика регламентується федеральним «Законом про чисту воду», який передбачає відновлення і підтримку у поверхневих водах країни гідрофізичного, гідрохімічного і гідробіологічного режимів властивих їм за природних умов; досягнення рівня чистоти води, який забезпечує існування дикої флори і фауни та безпечний відпочинок людей на цих водах [103]. «Закон про чисту воду» вимагає від штатів розробки нормативів якості води, які є стандартами і визначають цільове використання окремих водних об'єктів, встановлення для них відповідних кількісних критеріїв, а також описових визначень якості води.

У США існує класифікація гідроекосистем за цілями їх використання. У штаті Джорджія поверхневі води поділяються таким чином: джерела питного водопостачання; об'єкти рекреації для рибальства; для відтворення риб, моллюсків та інших гідробіонтів; «дикі річки», тобто такі, що знаходяться в природному стані; мальовничі та естетично цінні. Крім того, виділені води океанічного узбережжя для морського рибальства і рекреації. На одному й тому ж водному об'єкті можуть поєднуватися різні цілі використання, наприклад, питне водопостачання з рибальством і відтворенням риб та інших гідробіонтів [193].

Важливою особливістю системи управління якістю води у США є та обставина, що так звана «фонова якість води» не обов'язково відповідає природній якості у конкретних водних об'єктах країни з різними цілями використання. Про це свідчить «Закон про чисту воду», в якому передбачається ревізія нормативів якості води регіональними агенціями ЕРА

не рідше одного разу на три роки [137].

Одним із завдань водної політики США є захист поверхневих вод високої якості: в деяких штатах виділені «Води особливого національного резерву». Оцінка якості води в цих та інших поверхневих водах країни для захисту водної флори і фауни дається не лише за кількісними критеріями хімічних інгредієнтів, а й на основі біологічного тестування [193].

Для того, щоб визначити, чи досягнута функціональна цілісність гідроекосистеми у Канаді існує набір біологічних індикаторів якості води, котрі доповнюють звичайні гідрохімічні і гідрофізичні показники. Для оліготрофних вод біологічними індикаторами якості води є *Pontoporeia hovi*, *Salvelinus namaycush*. Для мезотрофних – *Stizostedion vitreum*, *Uexogenia limbata* [171].

Одним з найважливіших завдань у галузі розвитку екологічного нормування як в Європі, так і в США є необхідність розробки природоохоронного регламенту цільового стану (target status) якості води [18].

Враховуючи важливість для здоров'я населення якості питної води, фахівці Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) розробляють базові нормативи якості води, які публікують у «Керівництві контролю якості питної води» [178], на основі яких розроблені національні стандарти країн Європи, Америки, Азії та Африки.

Співставлення норм якості води України, Європейського Союзу, Всесвітньої організації охорони здоров'я та Національних норм США є досить цікавими. Можна констатувати, що одні і ті ж самі показники якості води в різних нормативних документах суттєво відрізняються один від одного. Аналіз показує, що в Україні нормативів води на 28% показників менше, ніж передбачено ВРД. За Українськими нормативами при великій кількості затверджених ГДК (біля 1500 санітарно-гігієнічних показників) реальна кількість показників, що підлягають аналізу біля 35, за нормами ЕС – біля 50, за нормами США – біля 100, за нормами ВООЗ – біля 160 [31, 137].

Недосконалість існуючих систем оцінки водних екосистем давно усвідомлена науковцями України. Одним зі шляхів вдосконалення нормативного забезпечення водоохорони та водокористування є розробка екологічних нормативів якості водних об'єктів.

Вивчення узагальнення і усвідомлення досвіду окремих розвинених країн ЄС, а також США і частково Канади з проблеми встановлення і використання певних еталонів якості поверхневих вод суші та естуаріїв водних об'єктів різного типу з відповідними гідроекосистемами дозволяє удосконалити нормативну базу з якості води в Україні.

Стаття 37 «Водного Кодексу України» передбачає розробку і впровадження нового природоохоронного регламенту – екологічного нормативу якості поверхневих вод, який потрібний для визначення рівня екологічного благополуччя гідроекосистем і здійснення комплексу водоохоронних заходів задля його впровадження [29].

Оптимальні нормативні значення екологічних показників якості води повинні, як правило, характеризувати воду, якість котрої суттєво вища, ніж якою вона є у сучасних умовах антропогенного впливу. Лише за наявності науково обґрунтованих значень екологічних нормативів якості поверхневих вод можлива оцінка їх ефективності, цілеспрямоване управління якістю водних ресурсів, здійснення програм водоохоронних заходів [102].

На тепер в Україні не існує офіційно затвердженої методики встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод. Проте окремі наукові колективи і фахівці виробили певні підходи щодо екологічного нормування якості води, котрі опубліковані у наукових роботах. Зокрема, в Укр НДІЕП Мінекоресурсів України була узгоджена 26 лютого 1997 р. «Концепція екологічного нормування», яка поширюється й на гідроекосистеми [71].

При розробці проекту «Методики встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України» були використані та враховані теоретичні, розрахунково-аналітичні методи, а також

експертні оцінки природного, типового, сучасного та бажаного екологічного стану водних об'єктів, оцінюваного за якістю води [82].

Слід зауважити, що задовго до публікації проекту Директиви ЄС з водної політики в Україні був розроблений і опублікований «Проект уніфікованої системи для характеристики континентальних водойм і водотоків та її застосування для аналізу якості води» [133].

Перші уявлення, міркування і пропозиції щодо термінів, понять, ідей і положень проекту методики встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод України були обговорені на секції Другого гідроекологічного товариства у жовтні 1997 р. і опубліковані у матеріалах цього з'їзду [94].

Вивчення та узагальнення вітчизняного та зарубіжного досвіду в галузі нормування якості поверхневих вод, а також багаторічних результатів моніторингу та експедиційних спостережень на Дніпрі, Дністрі, Дунаї, Південному Бузі, Сіверському Донці, їх водосховищах та притоках дозволило поставити завдання по розробці методики встановлення екологічних нормативів якості води для водних об'єктів України.

Становлення України як суверенної правової держави та вступ її до Ради Європи потребувало проведення такої екологічної політики, яка б відповідала основним принципам сталого розвитку з коригуванням та вдосконаленням нормативного забезпечення водоохорони та водокористування у державі. Одним із шляхів вирішення такого завдання стала розробка екологічних нормативів якості води гідроекосистем.

Переважає більшість водних об'єктів України має багатоцільове призначення, тому й заходи по використанню екологічних нормативів і ПЕР для поліпшення екологічного стану водойм і водотоків повинні забезпечувати інтереси усіх галузей водокористувачів. При цьому пріоритет повинен надаватися охороні нормального стану гідроекосистем та здоров'я населення, причому друге у великій мірі залежить від першого.

В Україні вперше були визначені величини екологічних нормативів

якості води щодо трьох блоків показників та обґрунтоване встановлення оптимальних і допустимих значень екологічних нормативів якості води для дев'яти основних річок у межах Рівненської області [80]. Вагоме місце у дослідженнях нормування якості води річок мають праці Мельник В. Й., Забокрицької М. Р., Гопчака І. В. [80, 39, 61]. Необхідність розроблення регіональних екологічних нормативів дасть можливість узагальнити інформацію у межах України та виконати статтю 37 «Водного кодексу України» і запровадити екологічні стандарти щодо якості поверхневих вод України.

1.3. Методологічні засади вивчення проблем антропогенного навантаження на басейни річок

На тепер забруднення річок спричиняється практично всіма видами господарської діяльності, що пояснюється розвитком промисловості, збільшення чисельності населення та урбанізацією територій, недостатнім впровадженням водоочисних технологій тощо. Незважаючи на те, що гідроекосистеми належать до відновлювальних, відзначається їх виснаження та забруднення. Довготривалими цілями раціонального використання і відтворення водних ресурсів є зменшення антропогенного навантаження на водні об'єкти та забезпечення екологічно стійкого їх функціонування [74]. Вважають, що мінімальне антропогенне навантаження забезпечує природний, або еталонний стан, до якого потрібно наближатися [8].

В Україні антропогенне навантаження на басейни річок значно перевищує показники розвинутих країн світу. Варто зауважити, що великий внесок у дослідження антропогенного впливу на річки України мають наукові праці Яцика А. В., Вишневського В. І., Данильченка О. С., Мисковця І. Я. та ін. [85, 25, 51, 88].

Нормування антропогенного навантаження можливе при оцінці якості води річки. Так, в Україні існують такі методи оцінки якості води:

- метод інтегрального оцінювання якості води (за сукупністю забруднюючих речовин та частотою їх виявлення розраховується лімітуючі показники забруднення (ЛПЗ));
- метод сумарного ефекту оцінювання якості води (за впливом кількох шкідливих речовин розраховується індекс забруднення води (ІЗВ));
- комплексне оцінювання рівня забруднення води за даною лімітованою ознакою шкідливості (за групами забруднюючих речовин, об'єднаних у чотири критерії шкідливості);
- екотоксикологічний критерій рівня забруднення води (за сумою перевищень концентрацій забруднюючих речовин до їх ГДК) [30].

Збільшення антропогенного впливу зумовило поглиблення вивчення оцінки якості поверхневих вод і дослідження антропогенної складової річок. Значна частина досліджень антропогенного навантаження на річки України проведена за вищезгаданими методами, зокрема, Гончар О. М., Магась Н. І., Трохименко А. Г., Соловей Т. В., Статник І. В. [38, 75, 113, 118]. Проте, кількісне визначення антропогенної складової річок у науковій літературі відсутнє.

1.4. Кількісні та якісні оцінки шкоди, завданої якості поверхневих вод

Господарська діяльність людини приводить до незворотних негативних змін у гідроекосистемах. Погіршується якість води, зменшується лісистість в басейнах річок, зникають види флори та фауни. Оцінюючи стан гідроекосистем необхідно переходити від оцінок змін у її конкретних показниках до визначення завданої відповідної екологічної шкоди. Проте, на тепер думки багатьох науковців різняться щодо терміну «екологічної шкоди». Так, у науковій лексиці ЄС, США, Канади у 80-ті роки, України та Росії у 90-ті роки минулого століття підвищеної значимості і помітного поширення набули такі поняття як «екологічна шкода», «екологічний ризик», «екологічна небезпека» й «екологічна безпека» [177]. Це було спричинено тим, що громадськість та урядовці усвідомили попередження науковців про

тотальний вплив антропогенного навантаження на гідроекосистеми. В офіційних документах і науковій літературі спостерігається термінологічне різноголосся щодо згаданих понять. Найчастіше їх тлумачать з трьох позицій, що відображають цілі використання, а саме з «екосистемної», «санітарно-гігієнічної» та «узагальненої» [165, 167]. Жукінський В. М. пропонував стосовно поверхневих вод використовувати поняття «екологічна шкода» та «екологічний ризик» з екосистемної позиції. Його метод кількісної оцінки та сили характеру екологічної шкоди та екологічного ризику базується на чотирьох ступенях, яким відповідають перевищення значень показників якості води (табл. 1.3) [60].

Таблиця 1.3

**Схема екологічної шкоди та екологічного ризику
стосовно якості поверхневих вод (за Жукінським В. М.)**

Ступінь ЕШ та ЕР	Словесна характеристика ступеня ЕШ та ЕР	Перевищення значень показників якості води в сучасний період над значеннями ЕН - для обчислення ЕШ; перевищення прогнозованих значень над значеннями показників якості води в сучасний період- для обчислення ЕР
Перший (I)	Несуттєвий	На число, яке менше однієї категорії
Другий (II)	Суттєвий	На одну-дві категорії
Третій (III)	Неприпустимий (кризовий)	На три категорії
Четвертий (IV)	Катастрофічний	На число, яке більше трьох категорій

В США здійснюється розрахунок екологічного ризику за вмістом у питній воді забруднюючих речовин. При цьому аналізується вміст у воді більше 80 хімічних сполук та враховується небезпека їх впливу на здоров'я людей [137].

На тепер міжнародними організаціями: UNEP, UNIDO та WHO розроблені рекомендації з управління екологічним ризиком, пов'язаним із загрозою здоров'ю людини та стану навколишнього природного середовища внаслідок діяльності промислових та енергетичних комплексів [200]. Серед

них вагомим є документ Американської Асоціації Інженерних товариств «Аналіз ризику. Процеси і застосування», згідно з яким компонентами аналізу ризику є: оцінка ризику (risk assessment), управління ризиком (risk management), поширення інформації щодо ризику [173].

Поняття екологічного ризику, на наш погляд, у гідроекосистемах має не лише часову, а й просторову визначеність. Тому для визначення ризику виділяють дві основні складові – джерело його виникнення та вразливість біоти.

Поняття «шкодочинності» використовується у працях Гандзюри В.П. та Грубінко В. В. [33], як здатність певного чинника погіршувати стан благополуччя гідроекосистеми.

Найбільш проблематичним залишається питання методичних засад визначення екологічних ризиків від різного роду забруднень та оцінка екологічного стану поверхневих вод в умовах багатоцільового комплексного використання водного об'єкту. Ці питання вивчалися багатьма вченими, а саме Афанасьєвим С. О., Романенко В. Д., Верниченко Г. А., Васенко О. Г., Жукинським В. М. [9, 194, 21, 60].

Варто відзначити, що на тепер практично не існує єдиних критеріїв кількісної оцінки різних негативних впливів на гідроекосистеми – для кожного з них існують свої шкали оцінок. Так, за «Методикою...» [9] аналіз і оцінка екологічного ризику особливо ефективні у тих випадках, коли є певні невизначеності у початкових даних про антропогенні навантаження на гідроекосистеми, а реакції на ці навантаження мають ймовірний характер. Більшість методологій оцінки екологічного ризику якості поверхневих вод, що успішно застосовуються на практиці, мають трирівневу структуру: 1 - перевірка оцінки (screening assessment), 2 - попередня кількісна оцінка ризику, 3 - детальна кількісна оцінка ризику [9]. Під час оцінки екологічних ризиків, що виникають внаслідок впливу точкових джерел забруднення на водні об'єкти використовують специфічний тип еталонних створів [9].

Україна, як член Міжнародного співтовариства визначає стратегічні

напрями екологічної політики відповідно до міжнародних рішень з питання оцінки стану гідроекосистем і якості їх середовища. На тепер не існує єдиної методики з оцінки екологічних ризиків, яка визначає порядок проведення аналізу ризиків шляхом визначення методів їх дослідження. Процедура оцінки ризику, в основному, за існуючими методами включає кілька етапів: оцінку ризику, управління ним та інформування про нього.

Важливою інформацією для діагностики стану гідроекосистем є дослідження її біопродукційних процесів, оскільки негативні впливи викликають суттєві зрушення структури енергетичного балансу біосистем, при цьому зростають енерговитрати на підтримання її життєдіяльності, зменшується енергія для самовідтворення, знижуються значення біопродуктивності. Оцінка екологічних ризиків, що виникають у водних об'єктах під впливом як антропогенних, так і природних факторів є надійним методом дослідження меж толерантності гідробіонтів та оцінки стійкості водних екосистем [143].

На тепер у світовій практиці при оцінці ризиків використовуються різні програмні продукти, забезпечення яких базується винятково на документах національного рівня [164, 192].

Висновки до розділу 1

При всій різноманітності експериментальних і теоретичних досліджень якості поверхневих вод існуючі методики мають ряд недоліків:

- у всіх методиках екологічної оцінки якості поверхневих вод відсутнє визначення втрати якості води річок;
- не врахована антропогенна складова якості води;
- відсутнє ґрунтовне вивчення продукційно-деструкційних процесів гідроекосистем.

Пріоритетними методиками оцінки гідроекосистем є «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», «Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації

екологічного стану басейнів малих річок України» з урахуванням вимог ВРД.

Список використаних джерел

1. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию: монография. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
2. Андрієнко Т. Л. Растительный мир Украинского Полесья в аспекте его охраны. Київ: Наукова думка, 1983. 216 с.
3. Афанасьев С. О. Гідробіологічна оцінка транскордонних річок заходу України. *Чиста вода – чисте довкілля. Шляхи інтеграції України до Європейського Союзу*: мат. Програми СВС ТАСІС «Західний Буг і Латориця / Уж Транскордонний моніторинг та оцінка якості води». Київ: «АртЕк», 2001. С. 6–13.
4. Афанасьев С. А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидрэкосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиологический журнал*. Киев, 2001. Т. 37. № 5. С. 3–18.
5. Афанасьев С. А. Методология гидробиологических исследований в аспекте внедрения положений Рамочной Водной Директивы ЕС в Украине. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*. Санкт–Петербург, 2007. С. 13–18.
6. Афанасьев С. О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2011. 26 с.
7. Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Киев: АйБи, 2004. 59 с.
8. Баринава С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды: монография / за ред. С. С. Бариновой. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.

9. Барина С. С., Клоченко П. Б., Белоус Е. П. Водоросли как индикаторы экологического состояния водных объектов. *Гидробиол. журнал*. Киев, 2015. № 4. Т 51. С. 3–23.
10. Бедункова О. О. Показники гомеостазу організмів і популяцій у комплексній оцінці стану гідроекосистем: автореф. дис. ... д-ра. біол. наук: 03.00.16 / Чернівецький нац. ун-т ім.Ю. Федьковича. Чернівці, 2018. 46 с.
11. Былинкина А. А., Драчев С. М., Ицкова Л. И. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема. Мат. XVI гидрохимического совещания. Новочеркасск, 1962. С. 8–18.
12. Бондар О. І., Тараріко О. Г., Варламов Є. М. Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: наук.-метод. посібн. / за ред. О. І. Бондара. Київ: Інрес, 2006. 264 с.
13. Борсукевич Л. М. Вища водна рослинність басейнів верхньої течії Дністра, Прута та Західного Бугу: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.05 / Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Київ, 2010. 22 с.
14. Вагнер Ф. Подход США к управлению качеством воды. Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установление экологических стандартов и разработка программ сокращения загрязнения в ЕС и США: мат. семинаров по стандартам качества воды и воздуха. Киев, 1997. С. 71–77.
15. Васенко О. Г., Верніченко Г. А., Верніченко-Цветков Д. Ю., Коваленко М. С. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*: зб. наук пр. УкрНДІЕП. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXIII. С. 33–47.
16. Васенко О. Г., Верніченко-Цветков Д. Ю., Коваленко М. С., Ковальова О. М., Поддашкін О. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*: зб. наук пр. УкрНДІЕП. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXII. С. 36–54.

17. Васенко О. Г., Подашкін О. В., Рибалова О. В., Афанасьєв С. А., Цибульський О. І. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України. *Проблема охорони навколишнього середовища та техногенної небезпеки*: зб. наук. праць УкрНДІЕП. Харків, 2010. Вип. XXXII. С. 75–90.
18. Вассер С. П., Царенко П. М. Разнообразие водоростей: монография. Киев, 2000. 310 с.
19. Верниченко–Цветков Д. Ю. Потенциальная способность поверхностных вод к самоочищению. *Естественные и технические науки*. Москва, 2006. №1. С.106–108.
20. Верниченко–Цветков Д. Ю. Аналіз методів оцінки якісного стану донних відкладів водних об'єктів. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ: ВГЛ «Обрії», 2007. Т. 12. С. 31–40.
21. Вишневський В. І. Антропогенний вплив на річки України: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.11 / Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. Львів, 2003. 35 с.
22. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов: монография. Москва, 1960. 329 с.
23. Водний кодекс України. Екологія і закон: Екологічне законодавство України. У 2-х кн./ Відповід. ред. В. І. Андрейцев. Київ: Юрінком Інтер, 1997. Кн.1. С. 411–453.
24. Войцицька А. П., Скрипніченко С. В. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище: навч. посібник. Житомир: ЖДТУ, 2007. 201 с.
25. Волков В. И. Стандарты качества вод в США. В кн.: Право и охрана природы. Москва: ИГПАН, 1979. С. 127–139.
26. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование. *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*: труды Советско-Английского семинара. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. С. 132–161.

27. Гандзюра В. П., Грубінко В. В. Поняття шкодочинності в екології. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол.* Тернопіль, 2007. №1 (31). С. 11–31.
28. Гончар О.М. Оцінка гідрохімічного режиму та якості поверхневих вод басейну Дністра на території України: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2012. 20 с.
29. Гопчак І. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод Волинської області та нормування їх якості: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. Київ, 2007. 20 с.
30. Гопчак І. В. Встановлення цільових показників якості води в країнах ЄС та Україні. *Сучасний стан та проблеми розвитку с/г меліорацій*: матеріали Міжн. наук.-практ. конф. Дніпропетровськ: ДДАУ, 2010. С. 93–94.
31. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління): навч. посіб. / за ред. Й. В. Гриба. Рівне: Волинські обереги, 1999. Т. 1. 348 с.
32. Громова Ю. Ф., Мантурова О. В. Фіто- і зоопланктон р. Іква (басейн р. Прип'ять). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол.* Тернопіль, 2015. № 3-4 (64). С. 143–146.
33. Данильченко О. С. Оцінка антропогенного навантаження на басейни малих річок Сумського Придніпров'я. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2013. Т.4(31). С. 79–89.
34. Директива 2000 Парламенту і Ради ЄС. Встановлення структури щодо дій ЄС в галузі водної політики. Брюссль, 2000-08-15 PE-CONS 3639|00 CS 0347|00 ENV 221CBDES 513.
35. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. Ленинград: Наука, 1964. 274 с.
36. Дубина Д. В. Класифікація вищої водної рослинності України: стан та перспективи. *Укр. фітосоц. зб. Сер. А*. Київ, 1996. №.3. С. 6–14.
37. Дубина Д. В. Вища водна рослинність. Київ, 2006. 412 с.

38. Жукинський В. Н. Екологічний ризик і екологічний ушкодб якосту поверхностних вод: актуальність, термінологія, кількісна оцінка. *Вод. ресурси*. Київ, 2003. Т. 30, № 2. С. 213–321.
39. Заброкицька М.Р. Гідрохімічний режим та оцінка якості річкових вод басейну Західного Бугу на території України: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. Київ, 2005. 19 с.
40. Заверуха Б. В. Флора Волино-Подолії і її генезис. Київ: Наук. думка, 1985. 192 с.
41. Капустин Д. А. Водорослі водоемів Полеського природного заповідника (Україна). *Альгологія*. Київ, 2013. Т. 23, № 1. С. 82–95.
42. Капустін Д. О. Видове різноманіття прісноводних червоних водоростей (Rhodophyta) Українського Полісся. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій*: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне, 2009. С. 198–202.
43. Князюк В. О., Поліщук В. С. Флора водних макрофітів Поділля. *Укр. фітосоц. зб. Сер. А*. Київ, 1999. №12 (12-13). С. 240.
44. Комплексні оцінки якості поверхностних вод. / под ред. А. М. Никанова і др. 1984.
45. Концепція екологічного нормування. Київ: Мінекобезпеки України, 1997. 20 с.
46. Ліхо О. А., Клименко О. М., Статник І. І. Антропогенний вплив на геосистеми (басейни річок): навч. посібник. Рівне: Червінко А. В., 2011. 202 с.
47. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. Київ, 2013. №2 (16). С. 48–52.
48. Макрофіти – індикатори змін природної середовища: колект. монографія / за общ. ред. Д. В. Дубини, С. Гейни, З. Гроудова і др. Київ: Наук. думка, 1993. 434 с.
49. Мельник В. Й. Екологічна оцінка сучасного стану якості річкових вод Рівненської області. *Український географічний журнал*. Київ, 2000. №4.

С. 44–52.

50. Мельник В. Й. Екологічні нормативи якості води річок в межах Рівненської області: монографія. Рівне: О.Зень, 2015. 290 с.

51. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші і естуаріїв України: проект / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1994. 26 с.

52. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.

53. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями: проект / за заг. ред.: А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко та ін. Харків: УкрНДІЕП. 2012. 37 с.

54. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик, О. П. Канащ, В. А. Сташук та ін. Київ: УНДІВЕП, 2007. 71 с.

55. Мисковець І. Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2003. 20 с.

56. Мусієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин: навч. посібн. Київ: Видавництво поліграфічний центр «Київський університет», 2004. 60 с.

57. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва: Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. 46 с.

58. Оксіюк О. П., Жукинський В. Н., Брагинський Л. П. Комплексная екологіческая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиол. журнал*. Киев, 1993. Т. 29. № 5. С. 25–37.

59. Олексив И. Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций. Львов: Мир, 1992. 243 с.

60. Олійник Л. В. Сучасний стан і основні завдання охорони вищої водної рослинності Лівобережного Лісостепу. *Вісник Київ. нац. ун-ту імені Тараса Шевченка*. Київ, 2006. Т. 47–48. С. 83–84.
61. Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б., Яцюк М. В. Аналіз оцінки якості води в Україні та основні завдання її адаптації до європейського законодавства. Наукові праці Укр. наук.–дослідн. гідрометеорологічного ін.–ту. Київ, 2013. Вип. 265. С. 46–53.
62. Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фіто санітарних норм та міжнародних і європейських стандартів: Постанова кабінету Міністрів України від 19 березня 1997 р. №244.
63. Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установлению экологических стандартов и разработке программ сокращения загрязнения в ЕС и США: Мат. семинара по стандартам качества воздуха и воды, проведенного Минэкобезопасности Украины и Центром политики по охране атмосферы США (Киев, 9-13 дек. 1996 г.). Киев, 1997.
64. Середа Т. М. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2008. 23 с.
65. Серия публикаций по водным проблемам №1. Охрана водных ресурсов и экосистем (ECE/TNVNA/31). Подготовлена Европейской экологической комиссией в Женеве под эгидой ООН. Нью-Йорк, 1993. 119 с.
66. Сигарева Л. Е., Ляшенко О. А. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды. *Водные ресурсы*. Москва, 2004. Т. 31. № 4. С. 475–480.
67. Соловей Т. В. Оцінка впливу гідрологічних чинників на якість води річок басейну верхнього Пруту в маловодний період року: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2004. 20 с.

68. Сондак В. В., Семенюк В. П. Басейновий принцип формування заповідної мережі - важіль управління якістю поверхневих вод річок. *Мат. IV Всеукр. наук.-пр. конф.* Одеса, 2002. С. 10–12.
69. Статник І. І. Оцінка екологічного стану та розробка природоохоронних заходів для басейну річки Горинь: автореф. дис. ... канд. с/г. наук: 03.00.16 / Держ. агроєкол. ун-т. Житомир, 2003. 19 с.
70. Тімченко В. М., Оксіюк О. П. Методичні засади управління станом екосистем та якістю води зарегульованих ділянок річок. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2001. С. 66–75.
71. Унифицированные методы исследований качества воды. Ч. 3. Методы биологического анализа. Приложение 1. Индикаторы сапробности. Москва: СЭВ, 1997. 90 с.
72. Фомин Г. С., Вода, контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. Москва, 2000 г.
73. Хільчевський В. К., Маринич В. В., Савицький В. М. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ; Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2002. Т. 4. С. 167–169.
74. Царенко П. М., Петлеванный О. А. Дополнение к разнообразию водорослей Украины. Киев: Ин-т ботаники им. Холодного НАНУ, 2001. 130 с.
75. Цибульський О. І. Угрупування гідробіонтів як показник екологічних ризиків забруднення річок України: автореф. дис. ... канд.біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2017. 22 с.
76. Шевчик В. Л. Флора верховьев реки Припять в пределах Украинской ССР (Западное Полесье): автореф. дисс...канд. биол. н. 03.00.05. Минск, 1991. 18 с.
77. Шелюк Ю. С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту*. Сер. Біол. Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 743–746.
78. Щербак В. І., Кузьмінчук Ю. С. Вплив фітопланктону на формування кисневого режиму річкової екосистеми. *Гидробиол. журн.*, 2005. 41, № 1.

С. 69–78.

79. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. 2. Фітомікробентос. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*: монографія / за ред. В.Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. С. 8–27.

80. Юглічек Л. С. Нові місцезнаходження рідкісних гідрофітних видів у східній частині Малого Полісся. *Укр. бот. журнал*. Київ, 2001. 58. №1.

С. 40–47.

81. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4 т. Київ: Генеза, 2004. Т3. 350 с.

82. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta / Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2006. 713 p.

83. Amended proposal for a Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy (Addendum to document 9265/98ENN 258 PRO-COOP 91). Brussels, 9. VI. 1998.

84. Bakhtiyarova L. N. New for Ukraine taxa of the genus *Pinnularia* Eherenb. (Bacillariophyta) from Ukrainian Polissya. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій*: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне, 2009. С. 128–132.

85. Barbour M. T. J. et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 1996. Vol. 15(2). P. 185–211.

86. Barbour M. T., Plafkin J. L., Bradley B. P. et al. Evaluation of EPA's Rapid Bioassessment Benthic Metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1992. 11. P. 437–449.

87. Baaslrud Kje 11. Criteria for discharge to rivers, lakes and confined coastal waters. *Waters Qual: Manag and Pollut. Contr. Probl.*, Oxford ed., 1973, P. 55–60.

88. Bilous Ye. P., Barinova S. S., Klochenko P. D. Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as indicator of its ecological state. *Hydrobiol. J.* 2013. 49(6). P. 29–42.
89. Bioindicators & Biomonitoring. Principles, concepts, application / ed. by B. A. Markert, A. M. Breure and H. G. Zeechmeister. Oxford: Elsevier Science Ltd., 2003. 997 p.
90. Bode R.W., Novak M. A. Development and application of biological impairment criteria for rivers and streams in New York State. *In: Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making.* Lewis Publishers, 1995. P. 97–107.
91. Carignan V., Villard M-A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2002. Vol. 78. P. 45–61.
92. CatReg Software. User Manual. Environmental Protection Agency. Office of research and Development Washington. April 2000.
93. Commission directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risk to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC.
94. Commission proposal a council directive establishing a framework for European Community water policy (Consultation draft Explanatory memorandum, 4.12.96).
95. Comparative Risk Framework Methodology and Case Study. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Centre for Environmental Assessment, Washington Office, Washington DC, 1998.
96. De Pauw N., Hawkes H. A., Walley W. J, Judd S. Biological monitoring of river water quality. *River water quality monitoring and control.* Ashton University (UK), 1993. P. 87–111.
97. De Pauw N., Lambert V., Van Kenhove A., Bij de Vaate A. Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and the Netherlands. *Environmental*

Monitoring and Assessment. 1993. 30. P. 25–47.

98. EU Water Framework Directive 2000/60/EC Definitions of Main Terms. K., 2006. 240 s.

99. Feliciano D. V. Water pollution control in Canada: cleanup through collaboration. I. Water Pollut. Contr. Fed., 1979. Vol 51. №10. P. 2344–2347.

100. Fiksel J. Quantitative risk analysis for toxic chemicals in the environment. J. Of hazard materials. 1987. 10, № 2–3.

101. Friedrich G., Hesse K.-J., Lacombe J. Die ökologischen Gewässerstrukturkarte. Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur Wasser Abwasser Abfall. Peter Wolf. Kassel (Germany), 1993. Bd. 11. S. 189–202.

102. GL07 2003 CIS Guidance documents – Monitoring under the Water Framework Directive.

103. 81. GL10 2003 CIS Guidance documents – Rivers and Lakes – Typology, reference conditions and classification systems.

104. 82. GL12 2003 CIS Guidance documents – The role of wetland.

105. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, 1998. 114 p.

106. Guidelines for Drinking Water Quality/ -WHO, Geneva, 1984.

107. Hellawell I. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London - New-York, 1986. 546 p.

108. Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonshot M. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*. 2004. 516. № 1. P. 1–20.

109. Hughes R.M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, 1995. P. 31–47.

110. Klapwijk S. P., Gardeniers J. J. P, Peeters E. T. H. M., Roos C. Ecological assessment of water systems. *Proceedings Workshop Monitoring*. Tailor-made, 1995. P. 105–117.

111. Knoben R. A. E., Ross, van Orischoot M. C. M. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Vol 3: Biological Assessment Methods for Watercourses Biological Assessment Methods for Watercourses. RIZA rep.nr.: 95.066. Lelystad, 1995. 86 p.
112. Kolkwitz R., Marson M. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dt. bot. Ges.* 1908. vol. 26A. S. 505–519.
113. Kolkwitz R., Marson M. Ökologie der tierischen Saprobien. *Intern. Rev. Ges. Hydrobiol.* 1909. Bd. 2. S. 126–152.
114. Laane W. E. M., Lindgaard-Toergensen P. Ecosystem approach to the integrated water management of river water quality. *River water quality, ecological assessment and control. Commission of the European Communities: Proc. of the Int. Conf. of River Water Quality. Ecol. Assessment and Control held at Brussels.* Brussels, 1992. P. 399–415.
115. Pantle E., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach.* 1955. Vol. 96 (18) – 604 p.
116. Petts J. Impounded rivers. Perspectives for Ecological Management. N.Y: John Wiley & Sons. Chichester, 1984. 326 p.
117. River and stream ecosystems of the world with a new introduction / ed. by C.E. Cushing, K.W. Cummins and G.W. Minshall. Los Angeles, California: Univer. of California Press Berkeley, 2006. 817 p.
118. Risk assessment for windows. Warren R. Muir, John S. Young, Carol M. Benes, Dian M. Benjamin, John Howay, Lios Lobo, Costas Pappas. 1995. 235 p.
119. Rules and Regulation for Water Quality Control, chapter 391-3-6, revised May 22, 1997. Georgia Department of Natural Resources Environmental Protection Division. Atlanta, Georgia, USA. 96 p.
120. Romanenko V. D., Afanasyev S. A., Tsybulskiy A. I. Appraisal of methodology of ecological risks assessment arising from pollution of the rivers of the Ukraine. *Threats to Global Water Security (NATO Science for Peace and Security Series – C: Environmental Security)* / Ed. by J. A. A. Jones, T. G. Vardanian, C. Hakopian. Dordrecht: Springer, 2009. P. 323–332.

121. Roos C., Gardeniers J. J. P., Roijackers R. M. M., Peeters E. T. H. M. Ecological assessment of Dutch inland waters: Philosophy and preliminary results. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 1991. 24. P. 104–106.
122. Sandin L., Hering D. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*. 2004. 516. № 1. P. 55–68.
123. Schofield N. J., Davies P. E. Measuring the health of our rivers. *Water (AWWA)*. 1996. Vol. 23. P. 39–43.
124. Solimini A. G., Olsaus K.V., Van de Bund W. Reaching a common understanding of good ecological status for monitoring European rivers. *30th Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, Montreal 12–18 aug, 2007. *Limnol. Verh.* 2009. Vol. 30. №5. P. 734–736.
125. Sukhodol'skaya I. L., Manturova O. V., Griuk I. B. Phytoplankton of Small Rivers of the Rivne Region (Ukraine) and Relation of its Quantitative Parameters with Nutrients Content. *Hydrobiological Journal*. Kiev, 2015. Vol. 51, № 5. P. 50–61.
126. Supplemental Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund. EPA Region 10/ Focus: eco risk. Number 1. EPA 910-R-97-005. Seattle, 1997.
127. Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W. et al. The river continuum concept. *Can. Journ. Fish. Aquat. Sci.* 1980. 37. P. 130–137.
128. Wright J. F., Furse M. T., Armitage P. D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Poll. Control*. 1993. 13. N 4. P. 15–25.
129. Zelinka M., Marvan P. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender.

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Чинники формування якості води р. Стир

Річка Стир належить до басейну Дніпра, суббасейну Прип'яті і є її найбільшою правою притокою. Це транспортна артерія, яка пов'язує Рівненську та Волинську області з Республікою Білорусь.

На території Рівненської області річка знаходиться, в основному, у двох фізико-географічних областях: Волинської височини та Волинського Полісся, протікає територіями Демидівського, Млинівського, Володимирецького та Зарічненського районів протяжністю 208 км [72].

Волинська височина та Волинське Полісся належать до Волино-Подільського артезіанського басейну, який займає західну частину України, де осадовий комплекс відкладів протерозою, нижнього палеозою та мезозою залягає на складчастому кристалічному фундаменті [91].

Тектонічною основою Волинської височини та південної частини Волинського Полісся є Волино-Подільська плита. В окремих місцях на території Рівненщини її морфоструктура ускладнюється дрібнішими структурними елементами, які підкреслюють тектонічну зумовленість сучасного рельєфу [36, 37].

Волинська височина утворена крейдяними породами, поверхня дуже денудована та хвиляста, вкрита товщею лесу, місцями на її високих ділянках можуть спостерігатись відслонення вапняків. На території Рівненської області має загальний похил з півдня на північ [37, 78].

Волинське Полісся являє собою рівнину з великою заболоченістю, де на піщаних ґрунтах сформований значний лісовий покрив, відзначається глибоке залягання крейдяних мергелів у його західній частині та неглибоке – у східній, що помітно впливає на ландшафт території та умови формування гідроекосистеми Стиря [37, 77].

У місцях неглибокого залягання, переважно в південно-східній частині басейну до глибини 300-350м поширена зона прісних вод у протерозойських,

палеозойських, верхньо-крейдових, неогенових та антропогенових відкладах. Окремі частини басейну відрізняються між собою особливостями водовмісних порід, умовами живлення, взаємозв'язком і розвантаженням підземних вод усієї товщі осадових відкладів. Між підземними водами цих водоносних горизонтів існує гідравлічний зв'язок. У центральній та західній частині Волино-Подільського артезіанського басейну, де кристалічний фундамент залягає на глибині до 5 км, зона прісних вод значно менша, і спостерігається тільки у верхній товщі до глибини 100 м, а також у неогенових та антропогенових відкладах. Майже всі водоносні горизонти басейну використовуються для водопостачання [91].

В основі басейну досліджуваної річки залягають докембрійські кристалічні породи, які покриті зазвичай тріщинуватими й сланцюватими глинами. Крейдова товща у верхній і середній частинах басейну покрита неогеновими породами на яких залягають оолітові вапняки, а також кварцові піски. Поверхневий шар складають четвертинні утворення, для яких характерний розвиток моренних відкладень, флювіогляціальних пісків і суглинків, а також лесу [91, 78].

Ґрунти у верхній частині басейну дерново-слабопідзолисті і чорноземи, у середній частині – сірі опідзолені, у нижній – слабо- і середньоопідзолені в комплексі з карбонатними або дерново-глеєвими й болотними [91, 78].

Загалом за гідрохімічним режимом р. Стир належить до річок західно-поліського типу і має сезонний характер, живлення переважно снігово-дощове й змінюється впродовж року. Режим її характеризується яскраво вираженою повінню та тривалими меженним періодом. Із збільшенням талих вод весною та зливових влітку, концентрація завислих речовин у воді річки підвищується. Інтенсивність ерозійного стоку зростає із збільшенням кількості опадів, найпрозоріша вода взимку та під час літньо-осінньої межени. Помірну мінералізацію та виражений гідрокарбонатний склад води зумовлює вплив підземних вод багатих карбонатами кальцію та магнію, а також значне

поширення багатих карбонатами суглинків. Гідрохімічний режим річки характеризується закономірними змінами хімічного складу води, або окремих його компонентів у часі, які зумовлені фізико-географічними умовами формування басейну та антропогенним впливом [35, 72].

Загальний напрям течії з південного заходу на північний схід відображає загальний похил поверхні басейну річки. Верхня течія річки формується на північних схилах Подільської височини, середня течія – Малого Полісся та Волинської височини, а нижня – Волинського Полісся. У верхній та середній течіях переважають глибоко врізані 30-50 м, а часом і 100-120 м, звужені коритоподібні долини, а у нижній – глибина врізу не перевищує 5-20 м. Відповідно змінюється і швидкість течії р. Стир. У межах Волинської височини, де падіння водотоків сягає 1-5 м, швидкість течії становить 0,5-1,2 м/с, а на Волинському Поліссі через незначні похили поверхні до 0,3-0,6 м/км течія уповільнюється. Саме уповільнення течії спричинює звивистість водотоку і сприяє утворенню великої кількості заплав та численних стариць [72]. Довжина річки по лівому (основному) руслу 437 км, по правому – 494 км, площа водозбору до розгалуження 11700 км², загальна (по двом руслах) 13000 км². Річка має особливість – надзвичайну звивистість русла, що подовжує реально пройдений шлях у 3-4 рази [52]. Загальне падіння річки 119,4 м. Характеристика річкового стоку наведена в табл. 2.1.

Таблиця 2.1

**Характеристика річкового стоку р. Стир
(за даними Волинського обласного центру з гідрометеорології)**

Показники	с. Щуровичі		с. Млинок	
Середні значення	6,03 м ³ /с	191,0 млн.м ³	23,00 м ³ /с	727,0 млн.м ³
Максимальні значення	19,80 м ³ /с	626,0 млн.м ³	45,30 м ³ /с	1432,0 млн.м ³
Багаторічні спостереження	1,10 м ³ /с	34,8 млн.м ³	6,15 м ³ /с	194,0 млн.м ³
За 2016 рік	1,60 м ³ /с	50,6 млн.м ³	6,15 м ³ /с	194,0 млн.м ³

Неподалік смт. Зарічне, за 8 км до кордону з Республікою Білорусь,

Стир розгалужується на два рукави (лівий – р. Простир і правий – власне р. Стир), які є правими притоками р. Прип'ять. Річка Простир довжиною 18 км з поглибленим в цілях судноплавства руслом транспортує біля 85% річкового стоку і тільки 15% стоку припадає на власне русло Стиря, довжиною 75 км, з повільною течією та заболоченими берегами [52, 70].

Басейн досліджуваної річки у межах Рівненської області включає 17 приток, серед яких найбільшими є річки Стубла довжиною 64 км та Іква довжиною 93 км (табл. 2.2) [52, 72].

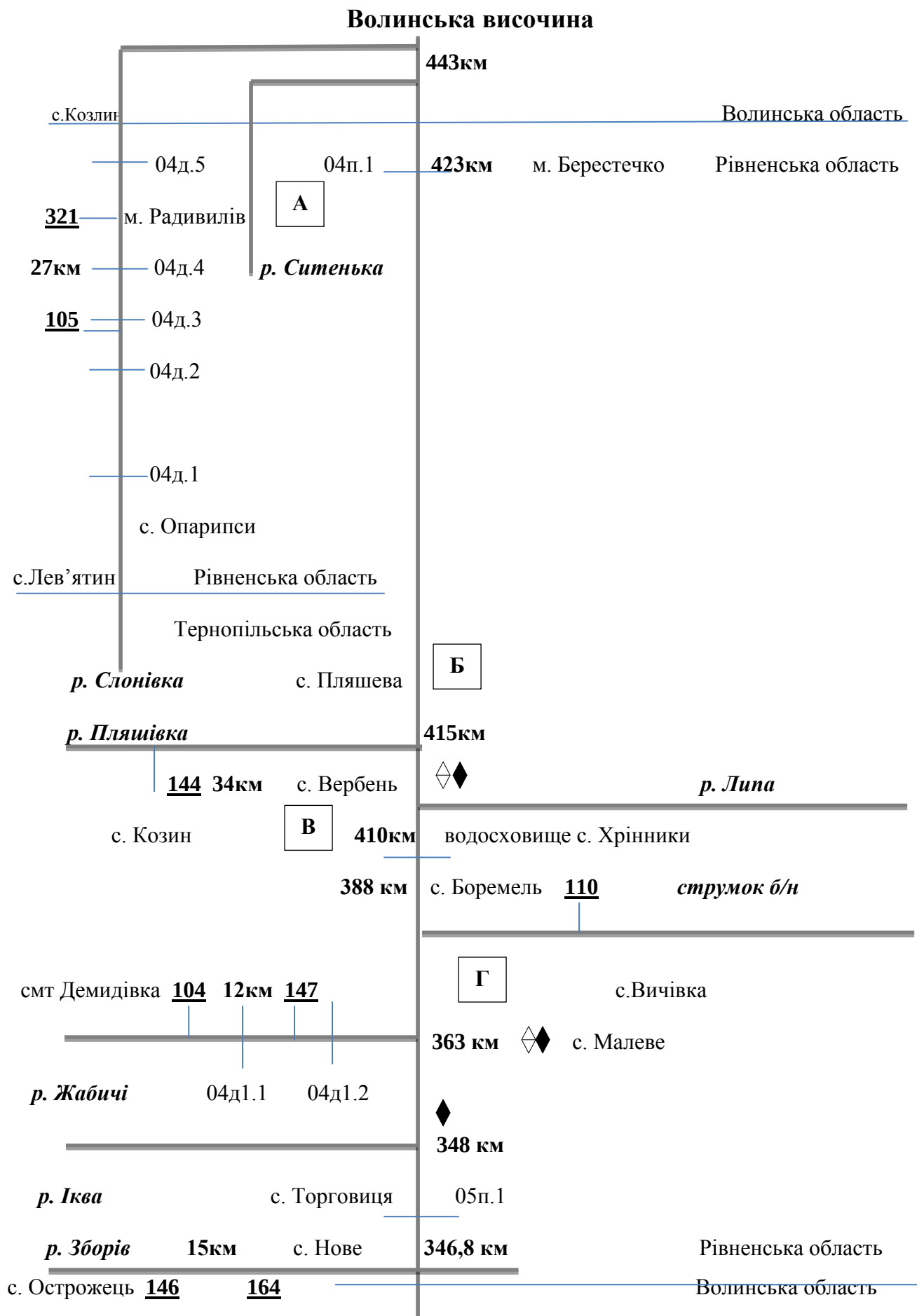
Таблиця 2.2

**Характеристика основних приток р. Стир
у межах Рівненської області (за Коротуном)**

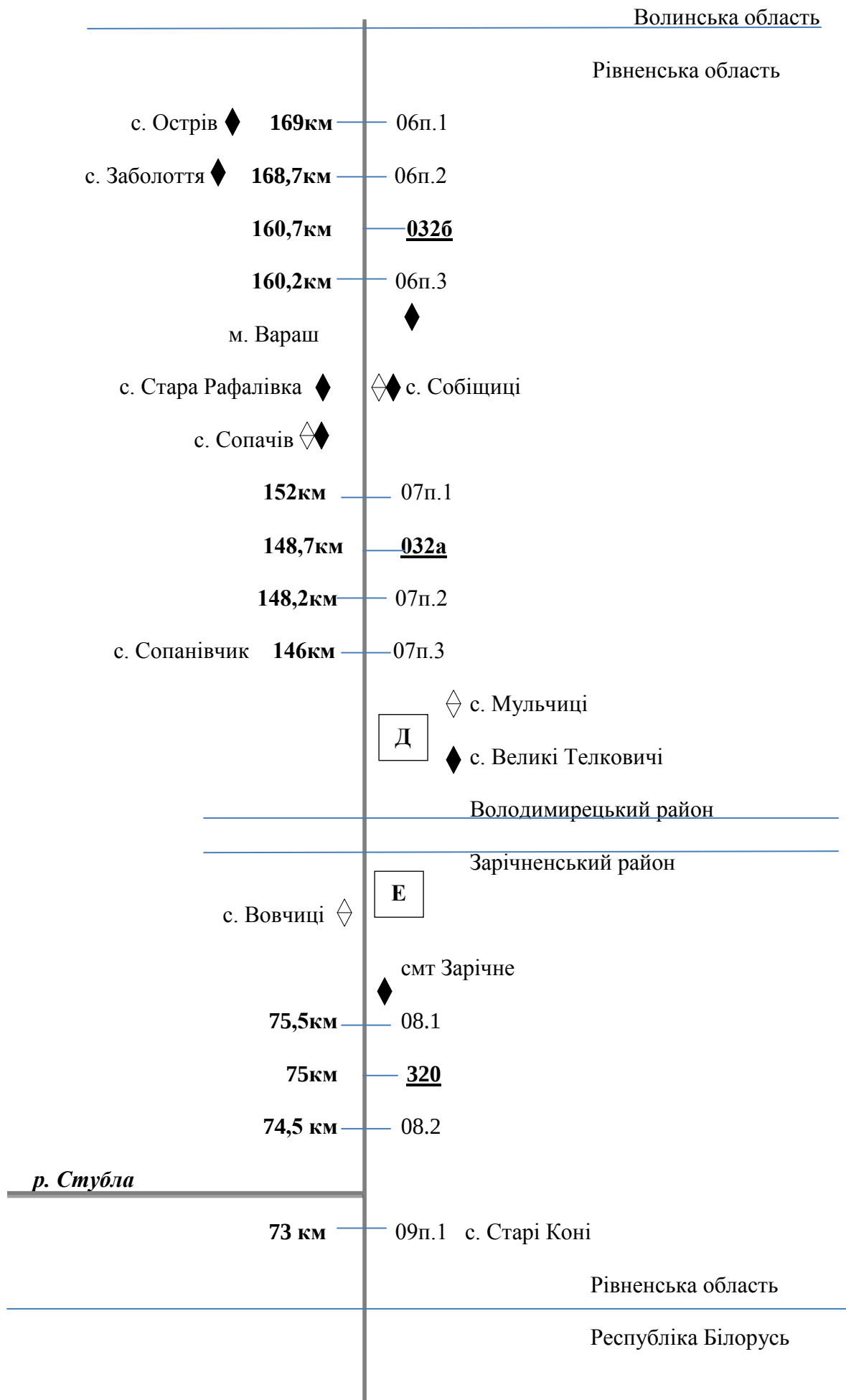
Волинська височина		Волинське Полісся	
Притока	Довжина, км	Притока	Довжина, км
р. Ситенька	22	р. Стубла	64
р. Слонівка	27	р. Бродниця	26
р. Пляшівка	40		
р. Липа	21		
струмок б/н	36		
р. Жабичі	22		
р. Іква	93		
р. Зборів	15		

Долина Стиря істотно звужується, утворюючи своєрідний каньйон, який був використаний для будівництва Хрінницького водосховища, що побудоване у 1956 році на межі Волинської та Рівненської областей. Загальна площа водосховища становить 1830 га, в межах Рівненської області – 1626 га, водойма має берегову лінію довжиною 37 км, об'єм води 52 млн.м³, глибина біля греблі 8-10 м, береги переважно пологі [141]. У межах існуючого водосховища в 1989 р. неподалік греблі була виявлена карстова воронка діаметром 25 м і глибиною 9 м, з водосховища повністю була спущена вода. І тільки в 1999 р. після проведеного тампонажу карстових пустот його знову заповнили водою [141]. Вода р. Стир, в основному, використовується для господарських та виробничих потреб, виконує роль водойми-охолоджувача Рівненської АЕС [59], (Схема басейну р. Стир).

Схема басейну р. Стир у межах Рівненської області



Волинське Полісся



Умовні позначення



– головні притоки з прив'язкою до гирла річки в км



– створи спостереження



– підприємства - забруднювачі



– межі областей та районів



– основні місця нересту риби, де заборонено любительське рибальство



– основні місця зимівлі риби (за даними Рівненської держінспекції

рибоохорони)



– заповідні зони

443 км – відстань від гирла річки в км

04д.3 – шифр створу

321 – код підприємства - забруднювача

Код	Назва підприємства	Назва річки	Відстань від гирла, км
0326	ПЗК РАЕС м. Вараш	Стир	160,7
032а	РАЕС м. Вараш	Стир	148,7
110	Завод продтоварів с. Боремель	струм.б/н (Стир)	388
320	ВКП смт. Зарічне	Стир	75
144	РТП с. Козин	Пляшівка	34
105	Овоче - сушильний завод м. Радивилів	Слонівка	27
321	ВКП м. Радивилів	Слонівка	27
146	РТП с. Острожець	Зборів	15
164	Консервний завод с. Острожець	Зборів	15
104	Консервний завод смт. Демидівка	Жабичі	12
147	РТП смт. Демидівка	Жабичі	12

Код	Заповідні зони
А	Державний ботанічний заказник місцевого значення урочище «Ситинське» (3 км від гирла р. Ситинка до верхів'я)
Б	Державний ботанічний заказник місцевого значення урочище «Солонівське» (4 км від с. Солонів до с. Пляшева)
В	Заповідник урочище «Козацькі могили» (1 км)

Г	Державне заповідне урочище «Маївка» (0,5 км поблизу с. Вичівки)
Д	Державний орнітологічний заказник місцевого значення урочище «Стирське» (20 км від переходу моста Зарічне - Антонівка до с. Малі Телковичі)
Е	Державний загально - зоологічний заказник місцевого значення урочище «Поличне» (1 км)

2.2. Об'єкт і предмет

Об'єктом дослідження була екосистема річки Стир у межах Рівненської області. Особливості екологічного стану р. Стир у межах Рівненської області обумовлені її протіканням через різні фізико- географічні області (Волинська височина, Волинське Полісся), рівнем антропогенного навантаження та використанням водних ресурсів річки. Як результат на досліджуваних ділянках річки наявні різні умови формування річкового стоку та різна якість води. При виборі контрольних створів були враховані:

- наявна гідрохімічна інформація у банку даних «Регіон»;
- рівень антропогенного навантаження;
- використання річкового стоку;
- використання земель у межах басейну річки;
- різні умови формування річкового стоку.

Саме такий підхід дозволив, з одного боку, більш повно вивчити проблему, з іншого, інтерпретувати отримані результати, а значить давати рекомендації по проведенню заходів щодо покращення якості води у річці.

Для проведення досліджень були обрані 9 контрольних створів, які розташовані на різних ділянках досліджуваної території (рис. 2.1).

Предмет дослідження: екологічний стан річки Стир на основі аналізу гідрохімічних і гідробіологічних показників під впливом різних видів та величини антропогенного навантаження. Під терміном «екологічний стан річки» розуміємо стан водної екосистеми, що характеризується певними гідрохімічними характеристиками, під впливом яких розвиваються автотрофні організми, які у своїй взаємодії визначають проходження

продукційно-деструкційних процесів. Різні види й величина антропогенного навантаження зумовлюють зміну гідрохімічних показників якості води, її трофність, що призводить до структурних змін угруповань гідробіонтів, їх функціонування та вплив на процеси формування валової первинної продукції річки. Відповідно до вимог ВРД екологічний стан водної екосистеми може бути оцінений як: «відмінний», «добрий», «задовільний», «поганий», «дуже поганий».

2.2.1. Контрольні створи

Відбір проб річкової води, її аналіз та оцінка екологічного стану були проведені згідно ДСТУ ISO 5667-6-2001 [55] у 9 контрольних створах, розміщених у межах Волинської височини і Волинського Полісся з різним рівнем антропогенного навантаження.



Рис. 2.1. Контрольні створи досліджень
р. Стир у межах Рівненської області

Згруповані в порядку від витоку до гирла, тобто за течією річки, контрольні створи представлені у табл. 2.3.

Через відсутність інформації у часі на окремих ділянках річки дані контрольних створів с. Торговиця, 1,5 км вище впадіння р. Іква; в межах смт. Зарічне, 0,2 км вище скиду о/с ВКП «Зарічне» були враховані лише при визначенні сучасного стану якості води р. Стир. Для використання цінного архівного матеріалу екологічна оцінка була проведена додатково у наступних створах: м. Берестечко, 8 км вище впадіння р. Пляшівка; в межах смт. Зарічне, 0,5 км нижче скиду о/с ВКП «Зарічне».

Таблиця 2.3

Контрольні створи досліджень якості води р. Стир

№ створу	Місце знаходження контрольного створу	Відстань від гирла, км	Обґрунтування необхідності гідроекологічних досліджень
Волинська височина			
1.	с. Вербень	410,0	Суміжний створ з Волинською областю
2.	с. Торговиця, 1,5 км вище гирла р. Іква	348,0	Фоновий створ для контролю впливу води р. Іква
3.	с. Нове 1,2 км нижче впадіння р. Іква	346,8	Вплив води р. Іква на якість води р. Стир
Волинське Полісся			
4.	с. Заболоття (Полонне), вище м. Вараш, 1 км вище скиду ПЗК РАЕС	168,7	Суміжний створ з Волинською областю
5.	с. Заболоття (Полонне), 0,5 км нижче скиду ПЗК РАЕС	167,2	Вплив промзливових стічних вод РАЕС
6.	с. Бабка, 0,5 км нижче скиду стічних вод о/с РАЕС	155,0	Вплив стічних вод о/с ВУКГ м. Вараш
7.	с. Сопачів, 3 км нижче скидів стічних вод м. Вараш	152,0	Вплив скидів стічних вод м. Вараш
8.	с. Іванчиці, 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік річки в Білорусь	74,0	Прикордонний створ з Республікою Білорусь, 4 км до кордону
9.	с. Іванчиці	73,0	Стариця р. Стир

Ці дані не були включені у результати екологічної оцінки якості води, а являлися допоміжними для додаткової інформації щодо якості води у річці на проміжних її ділянках.

2.2.2. Характеристика вихідної інформації

Для дослідження були використані всі наявні архівні гідрохімічні дані лабораторії моніторингу вод і ґрунтів Рівненської гідромеліоративної експедиції, відділу інструментально-лабораторного контролю Державної екологічної інспекції у Рівненській області, а також результати власних досліджень протягом 2016-2017 рр., виконаних на базі кафедри біології та медичної фізіології Рівненського державного гуманітарного університету, (додаток А), табл. 2.4. Дані таблиці демонструють нерівномірність забезпечення результатами аналітичних показників якості води у різних контрольних створах спостережень річки.

Таблиця 2.4

Характеристика вихідної інформації по р. Стир

Рік	Волинська височина			Волинське Полісся		
	Створи	Проби	Визначення	Створи	Проби	Визначення
Гідрохімічна інформація						
2011	3	7	154	7	56	1237
2012	1	3	69	4	28	646
2013	1	4	92	5	35	808
2014	1	4	92	4	29	692
2015	1	4	92	6	31	722
2016	4	7	160	6	34	789
Всього		29	659		213	4894
Гідробіологічна інформація						
2016	3	18	164	6	36	326
2017	3	18	164	6	36	326
Всього		36	328		72	652

Найбільш повно охарактеризована гідрохімічними даними ділянка р. Стир у межах Волинського Полісся.

2.3. Методи досліджень

2.3.1. Визначення екологічного стану поверхневих вод

Екологічна оцінка якості води р. Стир була проведена згідно «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними

категоріями» [83]. Практичність методики в тому, що у її основу покладені ті первісні, елементарні показники якості води, які у переважній більшості вже визначалися у системах спостережень Держкомгидромету, Держводгоспу та Мінекоресурсів України [94].

Універсальність методики полягає у тому, що вона є системою відмінних між собою, але необхідних спеціалізованих класифікацій, кожна з яких, у свою чергу, є системою ранжованих кількісних критеріїв якості води. Перша ознака універсальності полягає у тому, що не всі спеціалізовані класифікації потрібні водночас і постійно. Так, у групі класифікацій за критеріями сольового складу перші дві класифікації (за критерієм мінералізації та іонного складу) мають характер постійних. Якщо це прісні води, то вони й залишаться прісними, тобто досить одного-двох визначень на кілька років, щоб з'ясувати тип екосистеми за цією ознакою. Другою ознакою універсальності є те, що не всі показники в складі окремих класифікацій потребують обов'язкового визначення водночас. Так, у трофо-сапробіологічному блоці з трьох показників азоту можна визначити один найбільш прийнятний; з двох показників кисневого режиму можна обійтись вмістом розчиненого у воді кисню. Не варто регулярно визначати показники вмісту у воді специфічних речовин токсичної дії, так, якщо важкі метали відсутні у воді, потрібно зосередитися на пріоритетних для цієї гідроекосистеми токсичних речовинах. Третя ознака універсальності – це можливість використання двох способів екологічної оцінки якості поверхневих вод: орієнтовного і ґрунтового. Орієнтовна оцінка виконується на підставі недостатньої кількості вихідних даних, а ґрунтова – необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень. Четверта ознака універсальності методики полягає у тому, що результати її застосування можуть бути використані в інтересах різних галузей народного господарства та здоров'я населення [94]. П'ята ознака – у її придатності для використання у різних водоохоронних цілях.

Екологічна оцінка виконувалась у чотири етапи. На першому

проаналізована і опрацьована вихідна гідрохімічна інформація. Другий етап включав визначення категорій якості води за окремими показниками. На третьому етапі виконано узагальнену оцінку якості води за трьома блоками з визначенням інтегральних значень категорій і класів. На заключному етапі визначали інтегральний екологічний індекс (I_e), який є середнім значенням трьох блокових індексів:

$$I_e = (I_1 + I_2 + I_3) / 3, \text{ де:} \quad (2.3.1)$$

I_1 – індекс вмісту компонентів сольового складу;

I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (санітарно-гігієнічних) показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

2.3.2. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів річок

Розрахунок антропогенного навантаження на р. Стир проводили за «Методикою розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України» [85].

Системна модель розрахунку побудована за ієрархічним принципом і призначена для оцінки антропогенного стану річки (рис. 2.2). На нижньому рівні ієрархії розглядалися основні чотири підсистеми басейну річки:

I – «Радіоактивне забруднення території»;

II – «Використання земель»;

III – «Використання річкового стоку»;

IV – «Якість води».

Кожна підсистема характеризується набором критеріїв і показників, за зіставленням яких класифікують стан басейну річки стосовно кожного показника, а за їх оцінками – і всієї підсистеми. На верхньому рівні ієрархії за оцінками нижнього рівня розраховують величину рівня антропогенного навантаження на басейн річки й оцінюють її загальний екологічний стан.

Підсистема «Радіоактивне забруднення території» відображала стан радіоактивного забруднення площі водозбору р. Стир за показниками цезію-

^{137}Sr і стронцію-90 в Ки/км^2 .

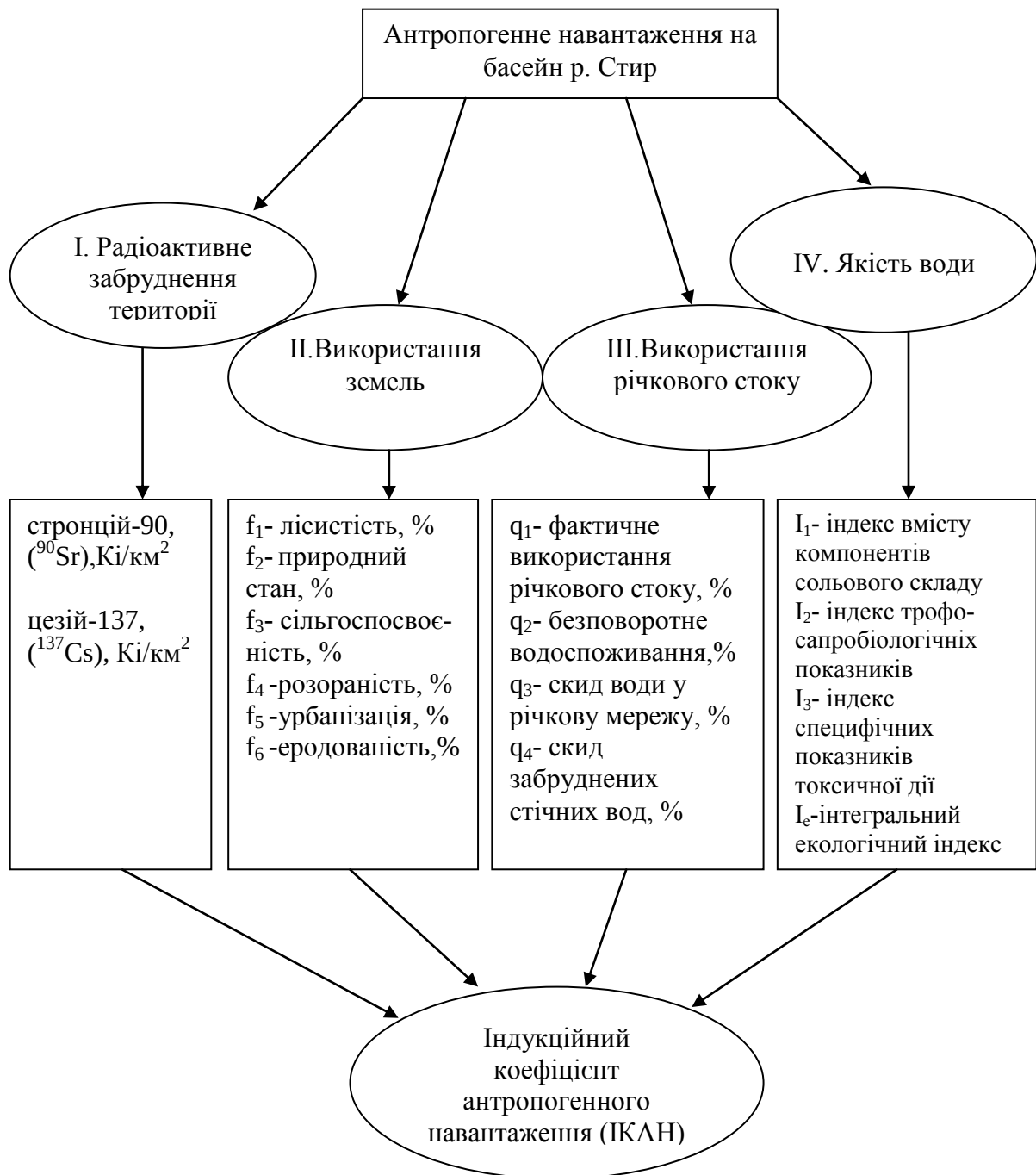


Рис. 2.2. Алгоритм визначення антропогенного навантаження в басейні р. Стир

Підсистема «**Використання земель**» призначена для оцінки стану басейну річки за рівнем використання земель.

Основними показниками, які характеризують рівень використання

земель у басейні ріки, визнані такі:

- лісистість – частка всієї площі лісів, лісосмуг і дерево-чагарникової рослинності у загальній площі басейну, %;

- ступінь природного стану водозбору річки – частка сумарної площі угідь, які перебувають у природному або близькому до нього стані (болота, землі під водою, ліси природного і штучного походження, захисні водоохоронні насадження, заповідні території, пасовища, сінокоси, перелоги) у загальній площі басейну, %;

- сільськогосподарська освоєність – частка площі всіх сільськогосподарських угідь на території басейну (рілля, багаторічні насадження, сіножаті, пасовища, перелоги, присадибні землі) у загальній площі басейну, %;

- розораність – частка сумарної площі ріллі, садів і городів у загальній площі басейну, %;

- урбанізація території – частка сумарної площі земель, на яких розмішені населені пункти, об'єкти промисловості, транспорту, зв'язку тощо у загальній площі басейну, %;

- еродованість земель – величина змиву ґрунтів за рік – тис. га/рік.

У сукупності зазначені показники характеризують антропогенне навантаження на земельні ресурси внаслідок господарської діяльності на водозборах річок.

Підсистема «**Використання річкового стоку**» призначена для оцінки екологічного стану річки за ступенем антропогенного навантаження на її водні ресурси.

Основними показниками, що характеризують антропогенне навантаження на водні ресурси, є :

- показник фактичного використання річкового стоку;
- показник безповоротного водоспоживання річкового стоку;
- показник скиду води у річкову мережу;
- показник скиду забруднених стічних вод у річкову мережу.

Підсистема «Якість води» призначена для екологічної оцінки якості води річки за «Методикою...» [83]. Якість води поділяють на п'ять класів і підпорядкованих їм сім категорій, які характеризують відповідну якість води як за станом, так і за ступенем її чистоти (забрудненості).

На заключному етапі був розрахований індукційний коефіцієнт антропогенного навантаження (ІКАН), який і характеризує антропогенне навантаження на р. Стир у межах Рівненської області.

2.3.3. Визначення біотичної продуктивності гідроекосистеми

Важливою частиною біологічної оцінки якості води є визначення продукційно-деструкційних процесів гідроекосистеми за участю автотрофних організмів.

Видовий склад гідрофільної флори вивчався у кожному контрольному створі на 500 метровому проміжку річки на території Демидівського, Млинівського, Водимирецького та Зарічненського районів області. До списку видів флори включені власне макрофіти – справжні водні та повітряно-водні види, а також нетипові або випадкові макрофіти, що були зафіксовані у безпосередній близькості до русла річки та зростають у прибережній зоні (гігрофіти та гігромезофіти). Екологічні групи видів визначені на основі врахування особливостей проходження екофаз [76]. Класифікація *Magnoliophyta* наведена за системою Angiosperm Phylogeny Group APG IV (2016) [155], за цією системою також наведені назви родин. Назви видів наведені із використанням бази The Plant List (2013) [201]. Групи адвентивних рослин за хроноелементом виділені за класифікацією J. Kornaš [186].

Відбір альгологічних проб здійснювали впродовж 2016-2017 рр. у 9 контрольних створах. Усього було відібрано 72 проби, які концентрували та камерально опрацьовували із використанням загальноприйнятих у гідробіології методів [86]. Визначення систематичного складу водоростей проводили з урахуванням найновіших флористичних зведень [86].

Дослідження біотичної продуктивності р. Стир здійснювали впродовж 2016-2017 рр. кисневим методом у тих же контрольних створах. Усього було відібрано 108 проб води, вміст розчиненого кисню у воді визначали за методом Вінклера [87].

Розрахунок величин валової первинної, чистої продукції, деструкції органічної речовини та продукційно-деструкційного коефіцієнту проводили за загальноприйнятими формулами [83].

2.4. Аналітичні методи дослідження

Достовірна інформація про склад і властивості природних і техногенно порушених об'єктів досліджень у сучасний період отримана у лабораторії моніторингу вод і ґрунтів Рівненської гідромеліоративної експедиції, відділі інструментально-лабораторного контролю Державної екологічної інспекції у Рівненській області, який атестований на виконання цих робіт, Свідоцтво про атестацію № РТ - 0038/2014 видане 28.05.2014 р. – чинне до 28.05.2019 р.

Результати досліджень характеризують розчинні у воді форми елементів. Методики, згідно яких проводились визначення відповідали регламентованим в «Переліку методик виконання вимірювань (визначень) складу та властивостей проб об'єктів довкілля, тимчасово допущених до використання» Держекоінспекцією України, затвердженим головою Державної екологічної інспекції України - головним державним інспектором України з охорони навколишнього природного середовища від 01.03.2013 р. (додаток Б).

Достовірність результатів забезпечувалась внутрішньо-лабораторним контролем визначення похибок складу проб води, впровадженням програмного обчислення результатів досліджень та побудови калібрувальних графіків на комп'ютері, неодноразовою участю у міжлабораторних та міжнародній інтеркалібраціях контролю якості вимірювань, широким застосуванням у роботі методів атомної абсорбції на приладах С-115М-1.

Розмірності вмісту забруднюючих у воді речовин були зведені до одної

одиниці – мг/дм³.

Контрольні проби для визначення всіх показників відбирали в 2016-2017 рр. в одних і тих же контрольних створах, відбір проб проводив дисертант. На місці відбору проб води проводилась фіксація розчиненого кисню у кожній відібраній пробі.

При аналізі інформації у тому чи іншому контрольному створі для вербального опису були використані результати додаткових досліджень в окремих ділянках річки.

2.5. Математична обробка матеріалів

Математичну обробку експериментальних даних проводили за допомогою кореляційного та регресійного аналізу. Обчислення статистичних показників і кореляційного зв'язку між досліджуваними параметрами проводили за загальноприйнятими методами з використанням коп'ютерної програми MS Excel. Достовірність розрахованих параметрів визначали за допомогою t-критерію Стюдента на рівні значимості 0,05.

Операції обчислення розрахункових формул були автоматизовані із застосуванням функцій програмного пакету MS Excel.

Підготовка вихідних даних для екологічної оцінки була виконана засобами комп'ютерного екологічного банку даних «Регіон», створеного у програмному середовищі MS Access 97. В банк даних «Регіон», де зберігаються дані про результати гідрохімічних показників, на мережі з постійних спостережень за якістю води річок у межах Рівненської області з 2001 р., були додатково внесені дані аналітичних досліджень води р. Стир за 2016-2017 рр.

У відповідності до завдань, які вирішувались, формувалися вибірки значень показників, згрупованих по контрольних створах, визначалися середньоарифметичні, мінімальні та максимальні значення якості води за кожним показником, проводилися переведення всіх одиниць вимірювань до однієї (мг/дм³).

Проведений кореляційно-регресійний аналіз отриманих даних, встановлені кореляційні зв'язки між якістю води та біологічними показниками, визначені коефіцієнти кореляції і детермінації.

При розрахунках по системі перевідних функцій округлення абсолютних значень проведено до величин кратних кроку, згідно відповідних показників.

Висновки до розділу 2

Досліджувана р. Стир у межах Рівненської області розташована у двох фізико-географічних областях: Волинська височина та Волинське Полісся та характеризується змінами природних умов з південного заходу на північний схід.

Екологічну оцінку якості води р. Стир проводили згідно «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями».

Антропогенне навантаження на р. Стир визначали за «Методикою розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України».

Продукційно-деструкційні процеси річки визначали кисневим методом. Розрахунок величин валової первинної, чистої продукції, деструкції органічної речовини та продукційно-деструкційного коефіцієнту проводили за загальноприйнятими формулами.

Математичну обробку експериментальних даних проводили за допомогою кореляційного та регресійного аналізу. Достовірність розрахованих параметрів визначали за допомогою t-критерію Ст'юдента на рівні значимості 0,05.

Список використаних джерел

1. Ганущак М. М. Сучасний гідрохімічний режим річки Стир в умовах антропогенного навантаження (на прикладі м. Луцьк). *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Київ, 2013. Т. 2(29). С. 54–63.
2. Географічна енциклопедія України: у 3 т. / ред. Маринич М. Київ: Укр. енцикл. ім. М. П. Бажана, 1989–1993. Т. 3. 237 с.

3. Геренчук К. І. Природа Ровенської області. Львів: Вища школа, 1975. 156 с.
4. Данько К. Ю. Типи русел річок басейну Стиру, їх гідравлічні особливості та умови стійкості. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2010. Т.4(21). С. 146–178.
5. ДСТУ ISO 5667-6-2001. Якість води. Відбирання проб. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків. Київ, 2002. 10 с.
6. Жегулина Ю. Н., Коваленко Г. Д. Оценка трансграничного влияния Ровенской АЭС на радиоэкологическое состояние реки Стирь. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків, 2013. Вип. 35. С. 131–137.
7. Коноваленко К. Ю., Данько К. Ю., Василенко Є. В., Дутко В. О. Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2011. Т. 1 (22). С. 80–87.
8. Коротун І. М., Коротун Л. К. Географія Рівненської області. Рівне. 1996. 273 с.
9. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды: коллект. монография / за общ. ред. Д. В. Дубины, С. Гейны, З. Гроудова и др. Киев: Наук. думка, 1993. 434 с.
10. Малі річки України: довідник / за ред. А. В. Яцика, Л. Б. Бишовця, Э. О. Богатова та ін. Київ: Урожай, 1991. 296 с.
11. Маринич О. М., Шищенко П. Г. Фізична географія України: підручник. 3-тє вид. доп. Київ: Т-во «Знання», КОО, 2006. 511 с.
12. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Окснюк та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
13. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями: проект / за заг. ред.: А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко та ін. Харків: УкрНДЦЕП. 2012. 37 с.

14. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик, О. П. Канаш, В. А. Сташук та ін. Київ: УНДІВЕР, 2007. 71 с.
15. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод: монографія / за ред. В. Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
16. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем / ред. В. І. Назаренко. Київ, 2002. 51 с.
17. Національний атлас України. Київ: ДНВП «Картографія», 2007. 440 с.
18. Оксиюк О. П., Жукинський В. Н., Брагинський Л. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиол. журнал*. Киев, 1993. Т. 29. № 5. С. 25–37.
19. Худоба В. Хрінницьке водосховище як найбільший рекреаційний об'єкт Волинської височини. *Вісник Львівського ун-ту. Серія географ.* Львів, 2009. Вип. 37. С. 268–273.
20. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016. V. 181. Iss. 1. P. 1–20.
21. Kornaš A. Geograficzno–historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych. *Mater. Zakł. Fitosocjol. Stos. U.M.* 1968. 25. P. 33–41.
22. The Plant List: a working list of all plant species. URL: <http://www.theplantlist.org/> (дата звернення 22.11.2017).

РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. СТИР У МЕЖАХ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Екологічна оцінка якості води в сучасний період

Питання оцінки екологічного стану річок вивчалось багатьма науковцями [13, 20, 42, 43, 47, 67, 73, 79, 94, 97, 104, 112, 115, 140, 194]. Вивчення екологічної оцінки р. Стир у межах Волинської області розкрито в працях Ганущак М. М., Міщенко О. В., Нетробчук І. М., Фесюк В. А. та ін [34, 89, 92, 136].

Наявність розвинутої мережі водних об'єктів відіграє визначальну роль у забезпеченні населення області водними ресурсами, використання яких залежить від необхідності водозабезпечення споживачів і користувачів. Окремої уваги заслуговує проблема оцінки якості поверхневих вод, оскільки вона визначається двома групами чинників: зовнішніми діями у вигляді алохтонних джерел забруднення і внутрішніми водомісткими процесами, що включають процеси самоочищення і утворення автохтонних джерел забруднення [112]. Зовнішні джерела дії класифікуються за походженням, локалізацією, тривалістю дії, виду носія забруднюючих речовин і виду забруднення. Показником стану водних екосистем є якість води, яка оцінюється за кількісними і якісними характеристиками.

Екологічна оцінка якості річкових вод важлива для узагальнення інформації про екологічний стан водних об'єктів, прогнозування його змін і розробки науково обґрунтованих водоохоронних рекомендацій для ухвалення відповідних управлінських рішень у галузі використання, охорони та відтворення водних ресурсів. Усе це окреслює перспективу розширення подальших досліджень басейну р. Стир у межах Рівненської області [67].

Розрахунок екологічної оцінки якості води досліджуваної річки проведений згідно «Методики...» [83], яка на основі екологічних критеріїв дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках річки. Для виконання екологічної оцінки якості води річки у сучасний період були використані дані

власних досліджень та архівні гідрохімічні дані банку «Регіон». Визначені середні та найбільші значення категорій і субкатегорій, розраховані величини трьох блокових та інтегрального екологічного індексів якості води.

Важливим є пояснення, що середні та найгірші значення кожного показника у межах трьох блоків не є конкретними (елементарними) значеннями, що характеризують якість води. Це середньоарифметичні величини кількох таких конкретних значень кожного показника впродовж відповідного року [83].

У межах Волинської височини середні значення індекса сольового блоку I_1 становили 1,0, а найбільші – 1,1. Якість води за категорією «відмінна», ступінь чистоти – «дуже чиста». Середні значення індекса трофо-сапробіологічного блоку I_2 становили 3,0 а найбільші – 3,1. Якість води за категорією «добра», ступінь чистоти – «досить чиста». Показники індекса блоку специфічних речовин токсичної і радіаційної дії I_3 становили 2,5 категорії за середніми і найбільшими значеннями. Інтегральний екологічний індекс I_e визначений в межах 2,2-2,3 за середніми та найбільшими значеннями відповідно (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Екологічна оцінка якості води р. Стир за 2016 рік

Волинська височина								
№ створу	I_1		I_2		I_3		I_e	
	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.
1	1,0	1,3	3,3	3,6	1,8	2,0	2,1	2,3
2	1,0	1,0	2,8	2,8	2,1	2,1	2,0	2,0
3	1,0	1,0	3,0	3,0	3,5	3,5	2,5	2,5
Загалом по ділянці річки	1,0	1,1	3,0	3,1	2,5	2,5	2,2	2,3
Волинське Полісся								
4	1,0	2,0	3,5	4,5	1,9	3,0	2,1	3,2
5	1,3	1,3	3,8	3,8	3,5	3,5	2,9	2,9
6	1,7	1,7	4,9	4,9	3,3	3,3	3,3	3,3
7	1,3	2,3	3,8	4,8	2,4	3,4	2,5	3,5
8	1,7	1,7	3,3	3,7	3,2	3,3	2,7	2,9
9	1,0	1,0	3,6	4,4	2,0	2,5	2,2	2,6
Загалом по ділянці річки	1,3	1,7	3,8	4,4	2,7	3,2	2,6	3,1

Слід відзначити високі значення I_2 в межах Волинського Полісся, які становили 3,8 за середніми та 4,4 за найбільшими значеннями категорій. Якість води визначена «задовільним» станом. Загалом в області Волинського Полісся якість води р. Стир погіршується за значеннями всіх блокових та інтегрального екологічного індекса, який становив 2,6 за середніми та 3,1 за найбільшими значеннями [122].

Стан якості води досліджуваної річки за категорією змінюється від «дуже доброго» до «доброго», ступінь чистоти – від «чистого» до «досить чистого».

Загалом сучасний стан якості води річки у межах Рівненської області оцінений II класом, стан за класом визначений як «добрий», ступінь чистоти – вода «чиста» [122].

На наш погляд, такі відмінності у категоріях якості води спричинені рівнем антропогенного навантаження різних ділянок басейну річки. Підтвердженням цього є те, що в досліджуваних створах нижче скидів стічних вод якість води погіршується в порівнянні зі створом вище скиду. Привнесення забруднюючих речовин в воду за рахунок забрудненої води приток Стиря: Ікви, Слонівки, Жабичі тощо є немаловажним фактом при формуванні якості води досліджуваної річки [126, 128].

3.2. Динаміка забруднення води р. Стир у межах Рівненської області

Аналіз динаміки якості води за 2011-2016 рр. свідчить про поступово збільшуюче забруднення води р. Стир як за середніми, так і за найгіршими значеннями показників. Максимальне забруднення води річки зафіксоване у 2016 р. [81].

Головною особливістю територіального розподілу показників сольового складу є чітка гідрохімічна зональність із північного заходу на південний схід, яка не залежить від напрямку течії і добре узгоджується з фізико-географічними зонами району дослідження [1]. Багаті карбонатами кальцію та магнію підземні води, значне поширення багатих карбонатами

суглинків зумовлюють помірну мінералізацію [41] та виражений гідрокарбонатний склад води р. Стир у межах досліджуваної території.

Встановлено, що за переважаючими аніонами вода річки віднесена до класу «С», за переважаючим катіоном – до групи «Са». II тип води визначений за кількісним співвідношенням іонів Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^- (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Оцінка якості води р. Стир за показниками блоку сольового складу

Рік	Величини	I ₁	Субкатегорія	Клас	Екологічна оцінка за критеріями мінералізації та іонного складу				
					Мінералізація		Іонний склад		
					Клас	Категорія	Клас	Група	Тип
Волинська височина									
2011	Сер.	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,4	1(2)	I	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2012	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
2013	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
2014	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
2015	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,7	2(1)	II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2016	Сер.	1,1	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,2	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
Волинське Полісся									
2011	Сер.	1,5	1 - 2	I - II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,9	2	II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2012	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,6	1 - 2	I - II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2013	Сер.	1,1	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,6	1 - 2	I - II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2014	Сер.	1,0	1	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
2015	Сер.	1,4	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,7	2(1)	II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II
2016	Сер.	1,3	1(2)	I	прісні	гіпогалинні	C	Ca	II
	Макс	1,7	2(1)	II	прісні	олігогалинні	C	Ca	II

Слід зауважити, що галинність води річки в області Волинського Полісся значно вища, ніж у межах Волинської височини і визначена в 83% категорією «олігогалинна» для максимальних значень показників.

Підвищення мінералізації води відзначено за рахунок скидів нормативно чистих без очистки стічних вод Рівненської АЕС з значними концентраціями сульфатів, які впливають на гідрохімічний режим і екологічний стан річки.

За показниками блоку сольового складу якість води в області Волинської височини віднесена до I класу та охарактеризована як «дуже чиста» з «відмінним» станом. У межах Волинського Полісся вода річки погіршує свою якість до II класу (83%) за максимальними значеннями показників і охарактеризована як «чиста» з «добрим» станом [81].

У динаміці вода р. Стир у межах Рівненської області за середніми значеннями показників блоку сольового складу, в основному, належить до I класу, а за найгіршими значеннями впродовж усіх років досліджень до II класу якості.

Апріорі в оцінці якості води надано показникам трофо-сапробіологічного блоку (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Оцінка якості води р. Стир за показниками трофо-сапробіологічного блоку

Рік	Екологічний індекс трофо-сапробіологічного блоку, I_2					
	Середні значення величин			Найгірші значення величин		
	I_2	Субкатегорія	Клас	I_2	Субкатегорія	Клас
Волинська височина						
2011	3,2	3	II	3,6	3 - 4	II - III
2012	3,3	3(4)	II	3,7	4(3)	III
2013	3,4	3(4)	II	3,9	4	III
2014	3,6	3 - 4	II - III	4,0	4	III
2015	2,8	3(2)	II	3,4	3(4)	II
2016	3,1	3	II	3,2	3	II
Волинське Полісся						
2011	3,7	4(3)	III	4,4	4(5)	III
2012	3,2	3	II	3,9	4	III
2013	3,3	3(4)	II	4,0	4	III
2014	3,4	3(4)	II	4,3	4(5)	III
2015	3,7	4(3)	III	4,2	4	III
2016	3,8	4(3)	III	4,4	4(5)	III

Блоковий індекс I_2 визначений в межах 2,8-3,6 в області Волинської

височини для середніх і 3,2-4,0 для найгірших значень показників. Вода охарактеризована як «чиста» з «добрим» станом, II класу, мезотрофна, α - олігосапробна за середніми та «забруднена», евтрофна, β - мезосапробна з «задовільним» станом III класу за найгіршими значеннями показників [81].

У межах Волинського Полісся вода у річці є перехідною від II до III класу за середніми та III класу за найгіршими значеннями показників (табл. 3.3). Ступінь чистоти води визначений від «чистої» до «забрудненої», від «мезоевтрофної» до «евтрофної» за середніми та «забрудненої», евтрофної, β - мезосапробної за найгіршими значеннями показників з «добрим» та «задовільним» станом відповідно [81].

У динаміці якість води погіршується тільки в області Волинського Полісся і належить до III класу.

Недостатньо забезпечений інформацією блок специфічних речовин токсичної дії. На основі детального вивчення якості стічних вод підприємств-забруднювачів річкової води слід відзначити, що для екологічної оцінки якості води притаманний такий перелік показників: залізо загальне, марганець, цинк, мідь, СПАР, фториди, хром, нікель. Цезій-137 та стронцій-90 визначалися тільки на ділянці річки у межах Волинського Полісся. Розрізнена і обмежена аналітична інформація блоку специфічних речовин токсичної і радіаційної дії дала можливість виконати тільки орієнтовну оцінку якості води р. Стир у межах Рівненської області [130].

За показниками блоку специфічних речовин токсичної дії I_3 вода річки на всій досліджуваній території належить до II класу якості (табл.3.4), «чиста», стан «добрий».

За показниками інтегральної оцінки I_e якість води р. Стир на всій досліджуваній території відповідає II класу, вода «чиста», стан «добрий».

Дослідженнями динаміки забруднення води річки встановлено, що її якість на території Волинської височини за I_e знаходиться в межах 2,2-2,7 категорій, що відповідає II класу (табл. 3.5).

Таблиця 3.4

Оцінка якості води р. Стир за показниками блоку специфічних речовин токсичної дії

Рік	Екологічний індекс блоку специфічних речовин токсичної дії, I ₃					
	Середні значення величин			Найгірші значення величин		
	I ₃	Субкатегорія	Клас	I ₃	Субкатегорія	Клас
Волинська височина						
2011	2,1	2	II	2,1	2	II
2012	1,3	1(2)	I	1,5	1 - 2	I - II
2013	1,8	2(1)	II	2,2	2	II
2014	2,5	2 - 3	II	2,7	3(2)	II
2015	2,5	2 - 3	II	2,7	3(2)	II
2016	2,4	2(3)	II	2,4	2(3)	II
Волинське Полісся						
2011	2,4	2(3)	II	2,8	3(2)	II
2012	2,2	2	II	2,5	2 - 3	II
2013	2,6	2 - 3	II	2,9	3	II
2014	2,4	2(3)	II	2,7	3(2)	II
2015	2,5	2 - 3	II	2,8	3(2)	II
2016	2,7	3(2)	II	3,2	3	II

Таблиця 3.5

Динаміка забруднення води р. Стир у межах Рівненської області

Рік	I ₁		I ₂		I ₃		I _e	
	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.
Волинська височина								
2011	1,3	1,4	3,2	3,6	2,1	2,1	2,2	2,4
2012	1,0	1,3	3,3	3,7	1,3	1,5	1,9	2,2
2013	1,0	1,3	3,4	3,9	1,8	2,2	2,1	2,5
2014	1,0	1,3	3,6	4,0	2,5	2,7	2,4	2,7
2015	1,0	1,7	2,8	3,4	2,5	2,7	2,1	2,6
2016	1,1	1,2	3,1	3,2	2,4	2,4	2,2	2,3
Волинське Полісся								
2011	1,5	1,9	3,7	4,4	2,4	2,8	2,5	3,0
2012	1,0	1,6	3,2	3,9	2,2	2,5	2,3	2,7
2013	1,1	1,6	3,3	4,0	2,6	2,9	2,4	2,9
2014	1,0	1,3	3,4	4,3	2,4	2,7	2,5	2,9
2015	1,4	1,7	3,7	4,2	2,5	2,8	2,8	3,1
2016	1,3	1,7	3,8	4,4	2,7	3,2	2,6	3,1

На території Волинського Полісся якість води в останні роки погіршується за значеннями всіх блокових та інтегрального екологічного

індекса, який становить 2,3-2,8 за середніми значеннями та 2,7-3,1 за найгіршими значеннями показників. Якість води охарактеризована II класом [127].

3.3. Кількісна характеристика зміни якості води р. Стир

Під поняттям «ступінь змін» нами прийнята оцінка втрат якості води, що зазнала екосистема річки. Саме категорії, які характеризують якість поверхневих вод при різному стані водних екосистем дають можливість визначити ступінь шкоди, яку отримала річка. За «еталонну» якість нами прийняті екологічні нормативи якості поверхневих вод [80], що являють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води, які відображають природний стан екосистеми водного об'єкта. Ступені змін відносно якості поверхневих вод нами розраховані шляхом визначення різниці категорій між встановленими оптимальними і допустимими екологічними нормативами та категорій фактичних показників якості води у сучасний період.

Встановлено, що на території Волинської височини безконтрольне освоєння заплави річки, дачне будівництво, ерозійні процеси тощо призводять до погіршення якості води, а значну шкоду завдають такі забруднюючі речовини: азот амонійний, азот нітратний та БСК₅ за найгіршими значеннями показників (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Різниця між сучасними і нормативними значеннями показників якості води р. Стир у межах Рівненської області (2016 р.)

Показники якості води	Екологічні нормативи		Значення, мг/дм ³		Категорії		Різниця в категоріях	
	Значення $\frac{EH_0}{EH_d}$	Категорії $\frac{EH_0}{EH_d}$	Волинська височина	Волинське Полісся	Волинська височина	Волинське Полісся	Волинська височина	Волинське Полісся
Хлориди	$\frac{20}{30}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{16,43}{21,27}$	$\frac{17,82}{37,57}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{3}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{-1}$

Сульфати	<u>50</u> 75	<u>1</u> 2	<u>36,86</u> 43,33	<u>39,16</u> 69,50	<u>1</u> 1	<u>1</u> 2	<u>0</u> +1	<u>0</u> 0
Мінералізація	<u>500</u> 750	<u>1</u> 2	<u>376</u> 443	<u>467</u> 642	<u>1</u> 1	<u>1</u> 2	<u>0</u> +1	<u>0</u> 0
Розчинений кисень	<u>7,6</u> 7,1	<u>2</u> 3	<u>10,52</u> 9,71	<u>13,11</u> 8,83	<u>1</u> 1	<u>1</u> 1	<u>+1</u> +2	<u>+1</u> +2
Завислі речовини	<u>10</u> 20	<u>2</u> 3	<u>10,71</u> 18,40	<u>6,80</u> 14,00	<u>2</u> 3	<u>2</u> 3	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
pH	<u>6,8-7,9</u> 6,6-8,0	<u>2</u> 3	<u>7,10</u> 7,20	<u>7,80</u> 8,30	<u>1</u> 1	<u>2</u> 4	<u>+1</u> +2	<u>0</u> -1
Азот амонійний	<u>0,3</u> 0,4	<u>3</u> 3,5	<u>0,35</u> 0,56	<u>0,51</u> 1,35	<u>4</u> 5	<u>5</u> 6	<u>-1</u> -1,5	<u>-2</u> -2,5
Азот нітратний	<u>0,5</u> 0,6	<u>3</u> 3,5	<u>0,35</u> 0,76	<u>2,73</u> 6,40	<u>3</u> 5	<u>7</u> 7	<u>0</u> -1,5	<u>-4</u> -3,5
Азот нітритний	<u>0,01</u> 0,015	<u>3</u> 3,5	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,03</u> 0,10	<u>1</u> 2	<u>5</u> 6	<u>+2</u> +1,5	<u>-2</u> -2,5
Фосфор фосфатів	<u>0,03</u> 0,05	<u>2</u> 3	<u>0,64</u> 0,64	<u>0,23</u> 0,89	<u>7</u> 7	<u>6</u> 7	<u>-5</u> -4	<u>-4</u> -4
Перманганатна окиснюваність	<u>8,0</u> 10,0	<u>3</u> 4	<u>9,35</u> 9,76	<u>8,56</u> 9,75	<u>4</u> 4	<u>4</u> 4	<u>-1</u> 0	<u>-1</u> 0
Біхроматна окисн. (ХСК)	<u>25</u> 30	<u>3</u> 4	<u>26,43</u> 31,80	<u>35,88</u> 60,00	<u>4</u> 5	<u>5</u> 6	<u>-1</u> -1	<u>-2</u> -2
БСК ₅	<u>3,1</u> 5,1	<u>3,5</u> 4,5	<u>4,18</u> 7,12	<u>3,97</u> 9,40	<u>5</u> 6	<u>4</u> 6	<u>-1,5</u> -1,5	<u>-0,5</u> -1,5
Залізо	<u>0,5</u> 1,0	<u>4</u> 5	<u>0,203</u> 0,293	<u>0,203</u> 0,577	<u>4</u> 4	<u>4</u> 5	<u>0</u> +1	<u>0</u> 0
Мідь	<u>0,003</u> 0,01	<u>4</u> 4,5	<u>н/в</u> 0,003	<u>0,013</u> 0,049	<u>1</u> 4	<u>5</u> 6	<u>+3</u> +0,5	<u>-1</u> -1,5
Цинк	<u>0,02</u> 0,05	<u>3</u> 4	<u>0,034</u> 0,068	<u>0,043</u> 0,080	<u>4</u> 5	<u>4</u> 5	<u>-1</u> -1	<u>-1</u> -1
Хром загальний	<u><0,002</u> 0,003	<u>1</u> 2	<u>н/в</u> <0,002	<u>н/в</u> <0,002	<u>1</u> 1	<u>1</u> 1	<u>0</u> +1	<u>0</u> +1
Нікель	<u><0,001</u> 0,005	<u>1</u> 2	<u>н/в</u> н/в	<u>н/в</u> 0,0056	<u>1</u> 1	<u>1</u> 3	<u>0</u> +1	<u>0</u> -1
Марганець	<u>0,026</u> 0,051	<u>3</u> 4	<u>0,074</u> 0,148	<u>0,059</u> 0,094	<u>4</u> 5	<u>4</u> 4	<u>-1</u> -1	<u>-1</u> 0
Фториди	<u>0,15</u> 0,20	<u>3</u> 4	<u>0,174</u> 0,270	<u>0,156</u> 0,480	<u>4</u> 5	<u>4</u> 5	<u>-1</u> -1	<u>-1</u> -1
СПАР	<u><0,01</u> 0,02	<u>2</u> 3	<u>0,016</u> 0,028	<u>0,012</u> 0,019	<u>3</u> 4	<u>3</u> 3	<u>-1</u> -1	<u>-1</u> 0

Примітка: над рискою – середні значення, під рискою – найгірші значення показників забруднення.

Значно вища втрата якості води визначена в області Волинського Полісся. Різниця між нормативними і фактичними значеннями показників за

азотом нітратним та фосфором фосфатів становить (–4) і (–3,5) та (–4) категорії за середніми і найгіршими значеннями показників відповідно (табл. 3.6).

Встановлено, що втрата якості води завдана органічним забрудненням, фосфатами, тріадою амонійної групи (азоту амонійного, нітратного та нітритного), цинком, марганцем, фторидами і аніонактивними синтетичними поверхневими речовинами (СПАР) [130]. Втрата, яку завдає фосфор фосфатів за середніми та найгіршими значеннями показника визначена IV ступінню і охарактеризована як «катастрофічна» (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

**Реальна екологічна втрата якості води р. Стир
(станом на 2016р.)**

Показник	Різниця в категоріях		Ступінь втрати		Характеристика втрати	
	Волин-ська ви - сочина	Волин-ське Полісся	Волин-ська ви - сочина	Волин-ське Полісся	Волин-ська ви - сочина	Волин-ське Полісся
Хлориди	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	0	-1	0	II	відсутня	значна
Сульфати	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	+1	0	0	0	відсутня	відсутня
Мінералізація	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	+1	0	0	0	відсутня	відсутня
Розчинений кисень	+1	+1	0	0	відсутня	відсутня
	+2	+2	0	0	відсутня	відсутня
Завислі речовини	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	0	0	0	0	відсутня	відсутня
рН	+1	0	0	0	відсутня	відсутня
	+2	-1	0	I	відсутня	незначна
Азот амонійний	-1	-2	I	II	незначна	значна
	-1,5	-2,5	II	III	значна	загрозлива
Азот нітратний	0	-4	0	IV	відсутня	катастроф.
	-1,5	-3,5	II	IV	значна	катастроф.
Азот нітритний	+2	-2	0	II	відсутня	значна
	+1,5	-2,5	0	III	відсутня	загрозлива
Фосфор фосфатів	-5	-4	IV	IV	катастроф.	катастроф.
	-4	-4	IV	IV	катастроф.	катастроф.
Перманганатна окиснюваність	-1	-1	I	I	незначна	незначна
	0	0	0	0	відсутня	відсутня
Біхроматна	-1	-2	I	II	незначна	значна

окисн. (ХСК)	-1	-2	I	II	незначна	значна
БСК ₅	-1,5	-0,5	II	I	значна	незначна
	-1,5	-1,5	II	II	значна	значна
Залізо	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	+1	0	0	0	відсутня	відсутня
Мідь	+3	-1	0	I	відсутня	незначна
	+0,5	-1,5	0	II	відсутня	значна
Цинк	-1	-1	I	I	незначна	незначна
	-1	-1	I	I	незначна	незначна
Хром загальний	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	+1	+1	0	0	відсутня	відсутня
Нікель	0	0	0	0	відсутня	відсутня
	+1	-1	0	I	відсутня	незначна
Марганець	-1	-1	I	I	незначна	незначна
	-1	0	I	0	незначна	відсутня
Фториди	-1	-1	I	I	незначна	незначна
	-1	-1	I	I	незначна	незначна
СПАР	-1	-1	I	I	незначна	незначна
	-1	0	I	0	незначна	відсутня

Примітка: (див. табл. 3.6)

Нами запропонована класифікація втрати якості води річок (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Класифікація втрати якості води річок

Різниця в категоріях	Відхилення від ЕН ₀ , %	Ступінь втрати якості води	Характеристика ступеня втрати якості води
0,5 - 1,4	до 20	I	незначна
1,5 - 2,4	до 35	II	значна
2,5 - 3,4	до 50	III	загрозлива
3,5 - 7,0	> 50	IV	катастрофічна

Втрата якості води р. Стир в області Волинського Полісся визначена як «незначна» у 26,2% відібраних проб, «значна» у 16,7%, «загрозлива» у 4,8%, «катастрофічна» у 9,5%, а в області Волинської височини – «незначна» у 28,6%, «значна» у 9,5%, «катастрофічна» у 4,8%. Слід зауважити, що показники втрати якості води річки в області Волинського Полісся значно вищі, ніж в області Волинської височини. Так, показник «значної» втрати у 2,3 рази та «катастрофічної» – у 2 рази більші в області Волинського Полісся.

Висновки до розділу 3

Сучасний стан якості води р. Стир у межах Рівненської області оцінений II класом якості, стан за класом визначений як «добрий», ступінь чистоти – вода «чиста».

Динаміка якості води свідчить про поступово зростаюче забруднення р. Стир як за середніми, так і за найгіршими значеннями показників. Встановлено, що якість води в області Волинського Полісся погіршується за значеннями всіх блокових та інтегрального екологічного індекса. В 2015-2016 рр. за середніми значеннями I_2 вода перейшла з II до III класу якості.

Аналіз екологічної оцінки води р. Стир на території Волинської височини та Волинського Полісся з різною ступінню антропогенного навантаження показав значний рівень втрати якості води.

За запропонованою нами класифікацією втрата якості води в області Волинського Полісся визначена як «незначна» у 26,2%, «значна» у 16,7%, «загрозлива» у 4,8%, «катастрофічна» у 9,5%, а в області Волинської височини – «незначна» у 28,6%, «значна» у 9,5%, «катастрофічна» у 4,8% відібраних проб.

Список використаних джерел

1. Алекин О. А. Общая гидрохимия. Ленинград: Гидрометеиздат, 1948 р. 208 с.
2. Бедункова О. О., Стецюк Л. М., Єфимчук О. Б. Аналіз особливостей формування якості води річок Західного Полісся. *Вісник НУВГП*. Вип. 1 (45). Рівне, 2009. С. 3–9.
3. Васенко О. Г., Верниченко-Цветков Д. Ю., Коваленко М. С., Ковальова О. М., Поддашкін О. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук пр. УкрНДІЕП*. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXII. С. 36–54.

4. Ганущак М. М. Оцінка якості поверхневих вод басейну р. Стир. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Київ, 2015. Т.1 (36). С. 100–118.
5. Горєв Л. М., Пелешенко В. І., Хільчевський В. К. Гідрохімія України / за ред. В. К. Хільчевського. Київ: Вища школа, 1995. 307 с.
6. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління): автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 13.00.16 / Дніпроп. нац. ун-т. Дніпропетровськ, 2002. 40 с.
7. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод. *Гидробиолог. журн.* Киев, 1993. № 3. С. 38–43.
8. Гриб Й. В., Мантурова О. В. Малі річки урбанізованих територій - сучасний екологічний стан, управління. *Наукові записки Тернопільського Держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Гідроекол. Тернопіль, 2002. №1(16). С. 85–92.
9. Жукинский В. Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка. *Вод. ресурсы*. Киев, 2003. Т. 30, № 2. С. 213–321.
10. Клименко О. М., Статник І. І. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь): монографія. Рівне, НУВГП, 2012. 206 с.
11. Летицька О. М., Афанасьєв С. О. Оцінка екологічного стану річок Закарпаття в умовах впливу різних антропогенних чинників. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Спец. вип.: Гідроекологія. Тернопіль, 2010. № 2. (43). С. 319–322.
12. Мельник В. Й. Екологічна оцінка сучасного стану якості річкових вод Рівненської області. *Український географічний журнал*. Київ, 2000. № 4. С.44–52.
13. Мельник В. Й. Екологічні нормативи якості води річок в межах Рівненської області: монографія. Рівне: О.Зень, 2015. 290 с.

14. Мельник В. Й., Толочик І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біологія та валеологія: зб. наук. пр.* Харків: ХНПУ, 2017. Вип. 19. С. 179–188.
15. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксуюк та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
16. Міщенко О. В. Сучасний стан та динаміка забруднення річки Стир. *Науковий вісник ВДУ. Луцьк*, 2006. № 2. С. 321–325.
17. Нетробчук І. М. Динаміка змін якості води річки Стир у Волинській області. *Науковий вісник Волин. нац. ун-ту ім. Л. Українки*. Луцьк, 2011. № 8. С. 17–21.
18. Оксуюк О. П., Жукинський В. Н., Брагинський Л. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиол. журнал*. Киев, 1993. Т. 29. № 5. С. 25–37.
19. Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б., Яцюк М. В. Аналіз оцінки якості води в Україні та основні завдання її адаптації до європейського законодавства. *Наукові праці Укр. наук.–дослідн. гідрометеорологічного ін.–ту*. Київ, 2013. Вип. 265. С. 46–53.
20. Рыбалова О. В. Комплексний підхід до визначення екологічного стану басейнів малих річок. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: зб. наук. пр. УкрНДІЕП*. Вип. XXXIII. Харків, 2011. С. 88–97.
21. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ: Ніка-Центр, 2001. 264 с.
22. Спосіб визначення екологічного стану водойм: пат. 89288 Україна: МПК G01N33/18. № а 2008 06287; заявл. 13.05.08; опубл. 11.01.10, Бюл. № 1.
23. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Сучасний стан якості води в р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №7 (356). С. 90–94.

24. Толочик І. Л. Забруднення поверхневих вод річки Іква. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали II Всеукр. наук.- техн. конф. (м. Рубіжне, 18-25 квіт. 2016 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В.Даля, 2016. С. 171–174.
25. Толочик І. Л. Стан якості поверхневих вод річки Стир в Рівненській області. *Наука, освіта, суспільство очима молодих*: матеріали IX Міжнар. наук.-практ. конф. студ. та молод. науковців (м. Рівне, 18 трав.2016 р.). Рівне: РДГУ, 2016. Ч 2. С. 27.
26. Толочик І. Л. Забруднення води р. Слонівка в межах Рівненської області. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали III Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рубіжне, 17-24 квіт. 2017 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В. Даля, 2017. С. 85–88.
27. Толочик І. Л. Якість води р. Стир в межах Рівненської області. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук*: матеріали II Всеукр. наук.- практ. конф. (м. Рівне 28 листоп. 2017 р.). Рівне: РДГУ, 2017. С. 125–128.
28. Фесюк В. А. Экологические аспекты загрязнения поверхностных вод тяжёлыми металлами на примере р. Стырь в районе г. Луцка. *XIV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов*: мат. и краткие сообщения. Уфа: МГУ, БГУ, 1999. С. 205–206.
29. Хільчевський В. К., Маринич В. В., Савицький В. М. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ; Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2002. Т. 4. С. 167–169.
30. Romanenko V. D., Afanasyev S. A., Tsybulskiy A. I. Appraisal of methodology of ecological risks assessment arising from pollution of the rivers of the Ukraine. *Threats to Global Water Security (NATO Science for Peace and Security Series – C: Environmental Security)* / Ed. by J. A. A. Jones, T. G. Vardanian, C. Hakopian. Dordrecht: Springer, 2009. P. 323–332.

РОЗДІЛ 4. АНТРОПОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА ЕКОСИСТЕМУ Р. СТИР

4.1. Підприємства-забруднювачі р. Стир у межах Рівненської області

Поняття антропогенного впливу на річки України розкрито в працях Яцика А. В., Вишневецького В. І., Данильченка О. С., Магась Н. І., Трохименка А. Г., Мисковця І. Я. та ін [85, 25, 51, 75, 88, 30, 47, 74, 98].

З кожним роком збільшується використання водних ресурсів у зв'язку зі зростаючими потребами населення. Нерівномірність річних і сезонних кількісних і якісних характеристик стану водних об'єктів, евтрофікація водойм мають негативний, а при певних умовах і катастрофічний характер. Водні ресурси не встигають відновлюватися, а існуючі заходи щодо врегулювання водокористування малоефективні [47, 152]. Перед екологами постала серйозна проблема розробки програм відновлення водних ресурсів [151]. Важливе місце в дослідженнях, які проводяться з метою обґрунтування раціональних напрямків природокористування та природоохоронної діяльності займає питання вивчення антропогенного навантаження на басейн річки, як інтегрального показника якості навколишнього середовища і використання природних ресурсів [152].

Антропогенний вплив, зумовлений скидом стічних вод характерний тільки для області Волинського Полісся. Основними забруднювачами поверхневої води є комунальні господарства та Рівненська атомна електростанція. Безпосередньо у р. Стир на території області здійснюють скиди стічних вод три основні забруднювачі: МКП м. Вараш, РАЕС та ВКП «Зарічне» [54]. Скид недостатньо очищених стічних вод з перевантажених очисних споруд м. Вараш і неочищених стічних вод комунального підприємства смт. Зарічне негативно відображається на якості води річки. Нормативно чиста без очистки промзливово вода РАЕС також вносить свої корективи у якість води річки, так як має на скиді вищу температуру (до 30⁰) та підвищені в 2-2,5 рази концентрації речовин річкової води після

упарювання на градирнях.

Варто зауважити, що скид недостатньо очищених стічних вод комунальних очисних споруд смт. Зарічне з 2012 р. переведений в категорію неочищених і з року в рік збільшуються об'єми скиду [54].

Аналіз динаміки скидів стічних вод у р. Стир засвідчує, що загальний об'єм скидів зменшився з 18225,4 тис.м³ у 2011 р. до 15496,8 тис.м³ у 2017 р. (табл. 4.1). Слід відзначити зменшення скидів недостатньо-очищених стічних вод в 1,9 рази та збільшення скидів неочищених стічних вод у два рази.

Таблиця 4.1

Динаміка скидів стічних вод у р. Стир у межах Рівненської області

Категорія стічних вод	Об'єм скидів стічних вод, тис.м ³						
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
НЧБО	13062,0	12952,6	10875,8	13774,6	12512,0	11505,8	12788,3
НДО	5163,4	4950,2	4273,6	3521,8	2510,0	2848,1	2673,4
НО	0	17,3	32,1	34,2	35,5	36,5	35,1

Аналіз динаміки скиду основних забруднюючих речовин свідчить, що із стічними водами в 2017 р. маса забруднюючих речовин [54, 125] збільшилася за всіма показниками, крім фосфатів (табл. 4.2).

На території Волинської височини Рівненщини відсутній будь-який скид стічних вод підприємств. Якість води в річці на даній ділянці погіршується завдяки надходженню забруднених вод приток рр. Іква, Пляшівка, Слонівка, Ситенька, Липа, Жабичі [126,128].

Таблиця 4.2

Динаміка скиду основних забруднюючих речовин в р. Стир, т/рік (за даними 2ТП - Водгосп)

Забруднююча речовина	Обсяг забруднюючих речовин, т/рік						
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
БСК ₅	84,10	73,20	66,10	56,90	30,50	35,60	74,00
Завислі речовини	57,81	52,60	49,70	42,00	28,60	34,70	69,00
Сульфати	218,56	209,60	188,00	158,20	120,90	141,30	252,00

Хлориди	458,70	453,30	405,50	355,10	274,20	308,40	543,00
Фосфати	41,66	40,79	36,93	32,01	23,62	25,78	12,94
Азот амонійний	44,28	39,10	33,30	27,50	19,10	22,70	30,00
Залізо	2,12	1,89	1,72	1,38	1,09	1,26	1,492
Нітрати	45,84	46,00	26,60	10,90	8,20	8,80	11,00

Обсяг скидів завислих речовин впродовж семи років у воду р. Стир збільшився з 57,81 т/рік у 2011 р. до 69,00 т/рік у 2017 р.

Аналіз динаміки скидів органічного забруднення у р. Стир зі стічними водами поступово зменшувався і становив 30,5 т/рік у 2015 році. Проте, останні два роки зафіксоване збільшення скидів органічних сполук у воду річки за рахунок збільшення скидів неочищених стічних вод ВКП «Зарічне».

Обсяг скидів азоту амонійного у воді р. Стир в динаміці змінювався від 44,28 т/рік у 2011 р. до 22,70 т/рік у 2016 р. За рахунок збільшення скиду неочищених стічних вод ВКП «Зарічне» у 2 рази в 2017 р. збільшився скид азоту амонійного в 1,3 рази.

Вплив на забруднення води досліджуваної річки радіонуклідами здійснює РАЕС. Радіаційний стан у межах діючої РАЕС впродовж 2011–2016 рр. визначений як стабільний з незначними коливаннями вмісту радіонуклідів [54, 129]. Фактичні середньорічні та максимальні значення ^{137}Cs і ^{90}Sr не перевищували допустимі рівні, рис. 4.1 та 4.2.

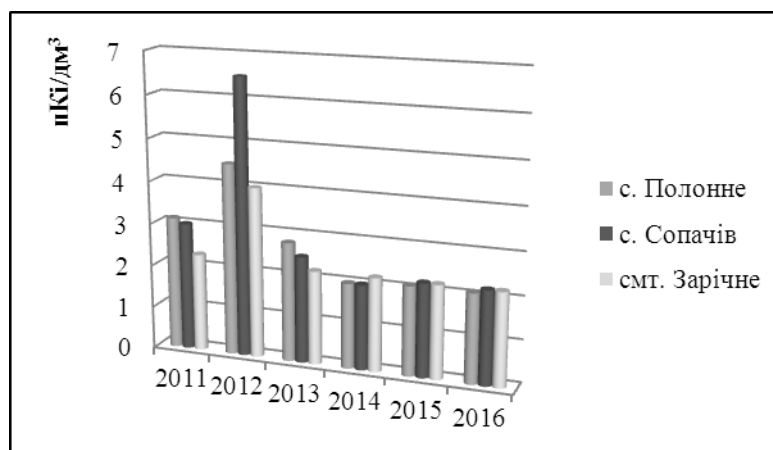


Рис. 4.1. Динаміка максимальних значень ^{137}Cs в воді р. Стир у межах Рівненської області

Максимальна активність тритію у створі нижче РАЕС в 542 рази менше допустимої концентрації [54].

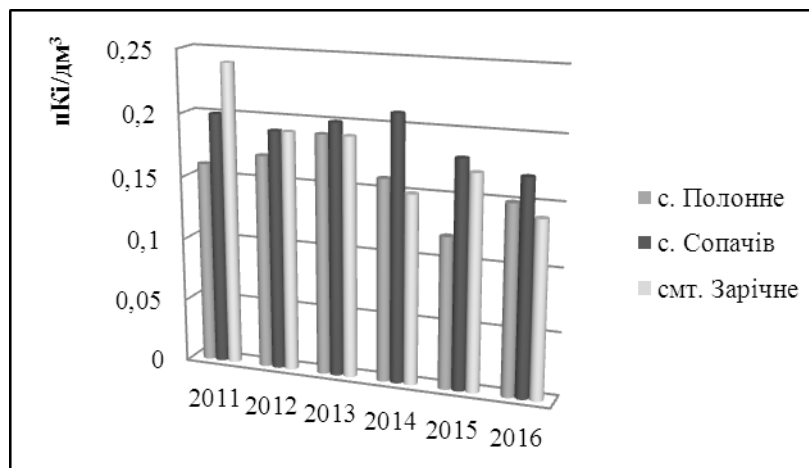


Рис. 4.2. Динаміка максимальних значень ^{90}Sr в воді р. Стир у межах Рівненської області

На підставі проведених досліджень можна стверджувати, що вміст забруднюючих речовин у воді річки, показники яких змінюються у динаміці, залежить від рівня антропогенного навантаження [124, 125].

4.2. Оцінка антропогенного навантаження на екосистему річки в області Волинської височини та Волинського Полісся

Розрахунок антропогенного навантаження на річку Стир був проведений за «Методикою...» [85].

Радіоактивне забруднення території

За даними дозиметричної паспортизації у басейні р. Стир в області Волинської височини щільність забруднення ґрунтів цезієм-137 становить $0,01 \text{ Ки/км}^2$, стронцієм-90 – $0,02 \text{ Ки/км}^2$, а у межах Волинського Полісся – $3,04$ та $0,09 \text{ Ки/км}^2$ відповідно [54].

За встановленими критеріями стан підсистеми «Радіоактивне забруднення території» басейну р. Стир класифікується як «задовільний» в області Волинської височини та Волинського Полісся.

Міра підсистеми $\varphi(R_i) = \varphi(R_1) = 0$.

Використання земель

Оцінка стану використання земель водозбірної площі р. Стир розрахована за наступними показниками: лісистість басейну, територія в природному стані, сільськогосподарська освоєність, розораність, урбанізація, еродованість земель. На основі даних Державної статистичної звітності головного управління Держгеокадастру у Рівненській області (додаток В), отримали якісну оцінку рівня використання земель у межах Волинської височини та Волинського Полісся по кожному показнику [117].

На території Волинської височини 16218,4 га земель вкриті лісом. В природньому стані знаходиться 35277,9 га земель, 5895,9 га урбанізовані. 13,43% земель на даний час є розораними, 105771,0 га сільгоспосвоєні, що становить 11,28% [124]. Слід відмітити високу еродованість земель Волинської височини [63], яка становить 27,2% (рис. 4.3).

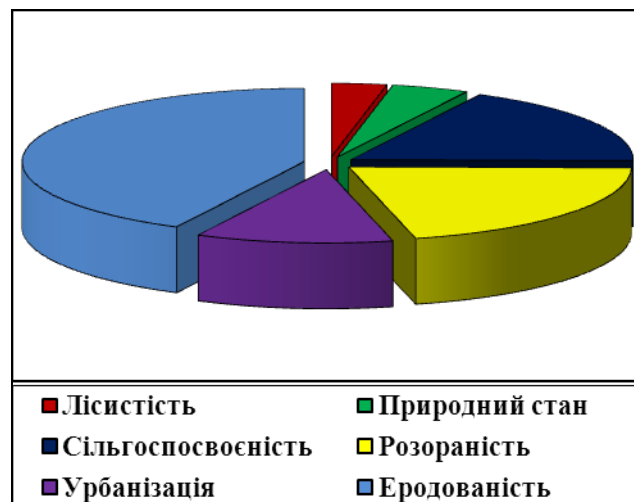


Рис. 4.3. Використання земель Волинської височини, %

Використання земель в області Волинського Полісся суттєво відрізняється від Волинської височини [124]. Так, лісистість тут становить 20,23% проти 2,01%, природний стан земель – 21,07% проти 2,83%, еродованість – <2,0% проти 27,2% відповідно (рис. 4.4).

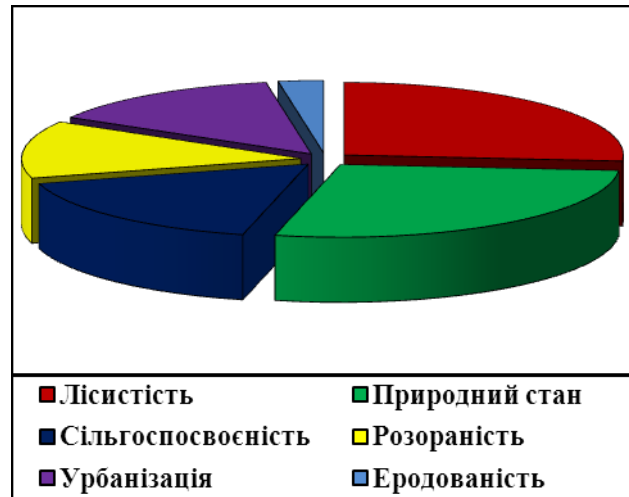


Рис. 4.4. Використання земель Волинського Полісся, %

Спільний вплив усіх показників на стан підсистеми «Використання земель» з урахуванням вагових коефіцієнтів, визначений для кожного показника для області Волинської височини:

$$H_i = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} a_k \cdot x_k}{\sum_{k=1}^{n_k} a_k} = \frac{0,1 \cdot 4 + 0,3 \cdot 4}{2} = 0,8 \quad (4.2.1)$$

$$H_i^{(-)} = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} a_k \cdot x_k^{(-)}}{\sum_{k=1}^{n_k} a_k} = \frac{0,2 \cdot (-4) + 0,1 \cdot (-4) + 0,1 \cdot (-4) + 0,2 \cdot (-4)}{4} = -0,6 \quad (4.2.2)$$

та для області Волинського Полісся:

$$H_i = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} a_k \cdot x_k}{\sum_{k=1}^{n_k} a_k} = \frac{0,1 \cdot 4 + 0,2 \cdot 4 + 0,1 \cdot 4}{3} = 0,5 \quad (4.2.3)$$

$$H_i^{(-)} = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} a_k \cdot x_k^{(-)}}{\sum_{k=1}^{n_k} a_k} = \frac{0,3 \cdot (-4) + 0,2 \cdot (-4) + 0,1 \cdot (-4)}{3} = -0,8 \quad (4.2.4)$$

де n_1 – кількість показників відповідно до позитивних і негативних значень мір x_k ;

n_k – кількість показників з негативними значеннями мір $x_k^{(-)}$;

a_k – ваговий коефіцієнт k -го показника, який відображає важливість останнього залежно від природно-сільськогосподарської провінції [85].

Поточна міра значень позитивних показників у підсистемі

«Використання земель» в області Волинської височини становить 0,8, для Волинського Полісся 0,5. Поточна міра негативних значень показників становить (–0,6) та (–0,8) відповідно [124].

Крім поточної міри визначали значення стану підсистеми «Використання земель» для області Волинської височини та Волинського Полісся відповідно:

$$\varphi \left(\underset{\sim}{L}_i \right) = \begin{cases} 3, \text{ якщо } L_i = L_1, \\ 1, \text{ якщо } L_i = L_2, \\ -1, \text{ якщо } L_i = L_3, \text{ , при цьому } (L_n \approx L_i) \\ -3, \text{ якщо } L_i = L_4, \\ -4, \text{ якщо } L_i = L_5. \end{cases} \quad (4.2.5)$$

Слід зауважити, що узагальнений стан підсистеми «Використання земель» для Волинської височини значно гірший, і становить (–4), що відповідає «вкрай незадовільному» стану, а для Волинського Полісся – (–3), що відповідає «незадовільному» стану (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Використання земель р. Стир

Показник	Волинська височина				Волинське Полісся			
	Значення показника	Стан системи	Ваг. коеф.	Міра	Значення показника	Стан системи	Ваг. коеф.	Міра
Лісистість (f_1), %	2,01	U_5 , «незадов.»	0,2	-4	20,23	U_5 , «незадов.»	0,3	-4
Природний стан (f_2), %	2,83	U_5 , «незадов.»	0,1	-4	21,07	U_5 , «незадов.»	0,2	-4
Сільгоспосвоєність (f_3), %	11,28	U_1 , «добрий»	0,1	4	12,97	U_1 , «добрий»	0,1	4
Розораність (f_4), %	13,43	U_1 , «добрий»	0,3	4	9,83	U_1 , «добрий»	0,2	4
Урбанізація (f_5), %	7,20	U_5 , «незадов.»	0,1	-4	10,73	U_5 , «незадов.»	0,1	-4
Еродованість (f_6), %	27,2	U_5 , «незадов.»	0,2	-4	< 2,0	U_1 , «добрий»	0,1	4
Узагальнений стан	L_5 , «вкрай незадовільний»			-4	L_4 , «незадовільний»			-3

Використання річкового стоку

За даними Рівненського обласного управління водних ресурсів у 2016р. [116] у межах Волинської височини:

- 1) фактичний об'єм річкового стоку, $W_{\phi} = 50,6$ млн.м³;
- 2) об'єм забору води з річкової мережі, $W_3 = 3,125$ млн.м³;
- 3) об'єм збитку річкового стоку внаслідок відбору підземних вод, які гідравлічно пов'язані з річковою мережею приймаємо $W_{зб} = 0$;
- 4) об'єм скиду води у річкову мережу, $W_c = 0$ млн.м³, в тому числі об'єм скиду забруднених стічних вод, $W_{зв} = 0$ млн.м³, в зв'язку з відсутністю підприємств-забруднювачів на даній досліджуваній території (рис. 4.5).

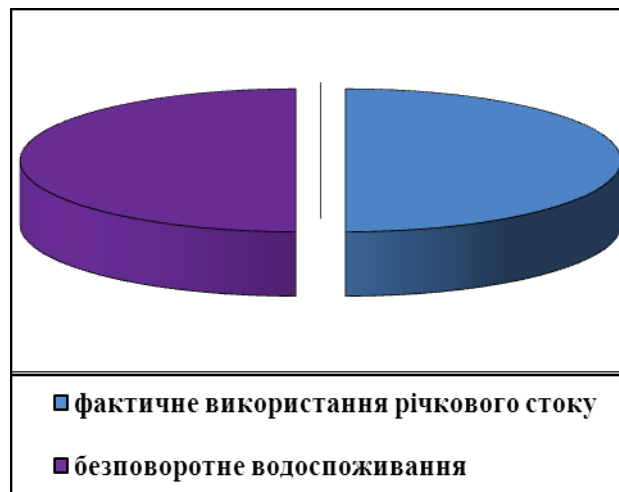


Рис. 4.5 Використання річкового стоку Волинської височини, %

В області Волинського Полісся:

- 1) фактичний об'єм річкового стоку, $W_{\phi} = 194,0$ млн.м³;
- 2) об'єм забору води з річкової мережі, $W_3 = 58,008$ млн.м³;
- 3) об'єм збитку річкового стоку внаслідок відбору підземних вод, які гідравлічно пов'язані з річковою мережею приймаємо $W_{зб} = 0$;
- 4) об'єм скиду води у річкову мережу, $W_c = 14,390385$ млн.м³, в тому числі об'єм скиду забруднених стічних вод, $W_{зв} = 2,8846$ млн.м³ (рис. 4.6).

Значення показників підсистеми «Використання річкового стоку» для області Волинської височини:

- 1) показник фактичного використання річкового стоку:

$$q_1 = \frac{W_3 + W_{зб}}{W_{\phi} + W_c} \cdot 100\% = \frac{3,125 + 0}{50,6 + 0} \cdot 100\% = 6,18\% \quad (4.2.6)$$



Рис. 4.6. Використання річкового стоку Волинського Полісся, %

2) показник безповоротного водоспоживання річкового стоку:

$$q_2 = \frac{W_z + W_{зб} - W_c}{W_\phi} \cdot 100\% = \frac{3,125 + 0 - 0}{50,6} \cdot 100\% = 6,18\% \quad (4.2.7)$$

Значення показників підсистеми «Використання річкового стоку» для області Волинського Полісся:

1) показник фактичного використання річкового стоку:

$$q_1 = \frac{W_z + W_{зб}}{W_\phi + W_c} \cdot 100\% = \frac{58,008 + 0}{194,0 + 14,390385} \cdot 100\% = 27,84\% \quad (4.2.8)$$

2) показник безповоротного водоспоживання річкового стоку:

$$q_2 = \frac{W_z + W_{зб} - W_c}{W_\phi} \cdot 100\% = \frac{58,008 + 0 - 14,390385}{194,0} \cdot 100\% = 22,48\% \quad (4.2.9)$$

3) показник скиду води у річкову мережу:

$$q_3 = \frac{W_c}{W_\phi} \cdot 100\% = \frac{14,390385}{194,0} \cdot 100\% = 7,42\% \quad (4.2.10)$$

4) показник скиду забруднених стічних вод у річкову мережу:

$$q_4 = \frac{W_{зБ}}{W_\phi} \cdot 100\% = \frac{2,8846}{194,0} \cdot 100\% = 1,49\% \quad (4.2.11)$$

Значення спільного впливу всіх показників на загальний стан підсистеми «Використання річкового стоку» з урахуванням їх вагових

коефіцієнтів для області Волинської височини становить:

$$H_i = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k \cdot y_k}{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k} = \frac{3 \cdot 0,1 + 3 \cdot 0,2 + 3 \cdot 0,3 + 3 \cdot 0,4}{4,0} = 0,75 \quad (4.2.12)$$

для області Волинського Полісся:

$$H_i = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k \cdot y_k}{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k} = \frac{1 \cdot 0,3 + 1 \cdot 0,4}{2,0} = 0,35 \quad (4.2.13)$$

$$H_i(-) = \frac{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k \cdot y_k^{(-)}}{\sum_{k=1}^{n_k} \beta_k} = \frac{(-5) \cdot 0,1 + (-3) \cdot 0,2}{2,0} = -0,55 \quad (4.2.14)$$

де, y_k і $y_k^{(-)}$ – загальна (позитивна і негативна) функція міри оцінки рівня використання річкового стоку за кожним показником;

n_1 – кількість показників з позитивними і негативними значеннями мір y_i ;

β_k – ваговий коефіцієнт, який відображає відносну важливість у річці k -го показника [85].

Значення спільного впливу всіх показників у підсистемі «Використання річкового стоку» у межах Волинської височини становить 0,75 [124]. Узагальнений стан підсистеми охарактеризований як «добрий» (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Використання річкового стоку р. Стир

Показник	Волинська височина				Волинське Полісся			
	Значення показника	Стан системи	Ваг. коеф.	Міра	Значення показника	Стан системи	Ваг. коеф.	Міра
Фактичне використання річкового стоку, q_1	6,18	U_1 , «добрий»	0,1	3	27,84	U_5 , «катастроф.»	0,1	-5
Безповоротне водоспоживання, q_2	6,18	U_1 , «добрий»	0,2	3	22,48	U_4 , «дуже поганий»	0,2	-3
Скид води у річкову мережу, q_3	0	U_1 , «добрий»	0,3	3	7,42	U_2 , «задовільн.»	0,3	1
Скид забруднених стічних вод, q_4	0	U_1 , «добрий»	0,4	3	1,49	U_2 , «задовільн.»	0,4	1
Узагальнений стан	W_1 «добрий»			3	W_4 «дуже поганий»			-3

У межах Волинського Полісся значення спільного впливу для позитивних показників становить 0,35, для негативних показників (– 0,55). Стан підсистеми «дуже поганий» [124].

Якість води

Оцінку якості води р. Стир проводили за «Методикою...» [83]. Визначені категорії, субкатегорії та класи якості води досліджуваної річки. Оцінка якості води проведена за блоковими та інтегральним екологічними індексами (табл. 4.5).

Узагальнений стан підсистеми «Якість води» як для області Волинської височини так і для Волинського Полісся становить 1,0. Стан підсистеми характеризується як «чистий» [124].

Таблиця 4.5

Якість води р. Стир (за найгіршими показниками)

Блок	Волинська височина		Волинське Полісся	
	Знач.	Характеристика	Знач.	Характеристика
I ₁	1,2	1 субкатегорія, стан за категорією «відмінний», ступінь чистоти води за категорією «дуже чиста», I клас якості води, стан за класом «відмінний», ступінь чистоти за класом «дуже чиста»	1,7	2(1) субкатегорія, стан за категорією «дуже добрий», ступінь чистоти води за категорією «чиста», II клас якості води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»
I ₂	3,2	3 субкатегорія, стан за категорією «добрий», ступінь чистоти води за категорією «досить чиста», II клас якості води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»	4,4	4(5) субкатегорія, стан за категорією «задовільний», ступінь чистоти води за категорією «слабко забруднена», III клас якості води, стан за класом «задовільний», ступінь чистоти за класом «забруднена»
I ₃	2,4	2(3) субкатегорія, стан за категорією «дуже добрий», ступінь чистоти води за категорією «чиста», II клас якості води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»	3,2	3 субкатегорія, стан за категорією «добрий», ступінь чистоти води за категорією «досить чиста», II клас якості води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»
I _e	2,3	2(3) субкатегорія, стан за категорією «дуже добрий», ступінь чистоти води за категорією «чиста», II клас якості	3,1	3 субкатегорія, стан за категорією «добрий», ступінь чистоти води за категорією «досить чиста», II клас якості

		води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»		води, стан за класом «добрий», ступінь чистоти за класом «чиста»
--	--	---	--	--

Басейн р. Стир

На підставі поточних значень мір стану кожної підсистеми визначили стан екосистеми р. Стир у межах Волинської височини та Волинського Полісся відповідно:

$$ІКАН = \varphi(K_n) = 0,3 \cdot (-4) + 0,2 \cdot 3 + 0,5 \cdot 1 = -0,1 \quad (4.2.15)$$

$$ІКАН = \varphi(K_n) = 0,3 \cdot (-3) + 0,2 \cdot (-3) + 0,5 \cdot 1 = -1,0 \quad (4.2.16)$$

Якісний стан екосистеми р. Стир в області Волинської височини визначений як «задовільний» при ІКАН = (-0,1) та «поганий» в області Волинського Полісся при ІКАН = (-1,0) [124].

4.3. Антропогенна складова якості води

Розрахунок антропогенної складової річкового стоку проводили за формулами:

$$В = Б - А \quad (4.3.1)$$

$$Г = В / Б \times 100 \%, \text{ де: } \quad (4.3.2)$$

А – показник якості води у контрольному створі вище впливу;

Б – показник якості води у контрольному створі нижче впливу;

В – антропогенна складова, мг/дм³;

Г – антропогенна складова, %.

Розрахована антропогенна складова якості води і встановлено, що значення її значно вищі в області Волинського Полісся. Так, внесок сульфатів, азоту амонійного, азоту нітратного, фосфору фосфатів у забруднення води річки становлять 49,9; 36,3; 46,1; 77,0 %% відповідно. Значно нижчі значення показників антропогенної складової БСК₅; ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs, які становлять 13,2; 11,8 та 4,6 %% відповідно. Проте, в області Волинської височини, де повністю відсутні скиди стічних вод, зафіксовані високі значення антропогенної складової як за середніми, так і за

максимальними значеннями сульфатів, фосфору фосфатів, завислих речовин та фторидів, внесок яких в забруднення води річки становить від 37,1% до 98,9 % (табл. 4.6). На наш погляд, це пояснюється високим відсотком еродованості, низьким відсотком лісистості та природного стану, високим показником сільгоспосвоєності даної території.

Таблиця 4.6

Антропогенна складова води р. Стир у межах Рівненської області, %

Створ		SO ₄ ²⁻	N (NH ₄ ⁺)	N (NO ₃ ⁻)	N (NO ₂ ⁻)	P (PO ₄) ³⁻	БСК ₅	Завис. речов.	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	F
Волинська височина											
сс. Вербень - Нове	сер.	30,5				93,8		58,2			96,3
	макс.	37,1				95,3		70,0			98,9
Волинське Полісся											
сс.Заболоття - Сопачів	сер.	0	25,5	5,8		42,9	0		0	0,5	2,4
	макс.	49,9	36,3	46,1		77,0	13,2		11,8	4,6	
с. Сопачів - свт. Зарічне	сер.		0				0			1,9	12,2
	макс.		21,5				11,5				
Загалом по річці											
с. Вербень - свт. Зарічне	сер.		32,3	44,4	50,0	25,0	0				97,4
	макс.		50,9	71,0	33,3	55,6	24,3				94,6

Висновки до розділу 4

Антропогенний вплив, зумовлений скидом стічних вод характерний тільки для області Волинського Полісся, де основними забруднювачами поверхневої води є комунальні господарства та РАЕС, а в області Волинської височини використанням земельних ресурсів з високим значенням показника еродованості та незначною лісистістю території.

Екологічний стан басейну річки в області Волинської височини визначений як «задовільний», при ІКАН = (-0,1), а в області Волинського Полісся – «поганий», при ІКАН = (-1,0).

Загалом у р. Стир у межах Рівненської області значення антропогенної складової характерні абсолютно за всіма показниками як за середніми, так і за найгіршими значеннями, окрім сульфатів, завислих та радіоактивних речовин.

Список використаних джерел

1. Вишневецький В. І. Антропогенний вплив на річки України: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.11 / Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. Львів, 2003. 35 с.
2. Войцицька А. П., Скрипніченко С. В. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище: навч. посібник. Житомир: ЖДТУ, 2007. 201 с.
3. Гриб Й. В., Мантурова О. В. Малі річки урбанізованих територій - сучасний екологічний стан, управління. *Наукові записки Тернопільського Держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Гідроекол. Тернопіль, 2002. №1(16). С. 85–92.
4. Данильченко О. С. Оцінка антропогенного навантаження на басейни малих річок Сумського Придніпров'я. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2013. Т.4(31). С. 79–89.
5. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2011-2016 рр. Рівне, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 рр. 246 с., 242 с., 312 с., 280 с., 312 с., 222 с.
6. Залеський І. І., Бровко Г. І. Динаміка ерозійних екзогенно-геологічних процесів у басейні р. Стир. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. Луцьк: РВВ «Вежа» ВНУ ім. Лесі Українки, 2009. Вип. 6. С. 3–9.
7. Ліхо О. А., Клименко О. М., Статник І. І. Антропогенний вплив на геосистеми (басейни річок): навч. посібник. Рівне: Червінко А. В., 2011. 202 с.
8. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. Київ, 2013. №2 (16). С. 48–52.
9. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксиук та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
10. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик, О. П. Канаш, В. А. Сташук та ін. Київ: УНДІВЕП, 2007. 71 с.

11. Мисковець І. Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2003. 20 с.
12. Осадчий В. І., Осадча Н. М., Мостова Н. М. Вплив урбанізованих територій на хімічний склад поверхневих вод басейну Дніпра. *Наукові праці УкрНДГМІ*. Київ, 2002. Вип. 250. С. 242–261.
13. Статистична звітність, щорічна форма 2ТП «Водгосп» (2011–2016 рр.).
14. Статистична звітність з кількісного обліку земель форма 6–ЗЕМ головного управління Держгеокадастру в Рівненській області (2016 р.).
15. Толочик І. Л. Вплив скидів стічних вод на якість поверхневої води в басейні річки Стир. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук*: матеріали І Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю (м. Рівне 25 листоп. 2015 р.). Рівне: РДГУ, 2015. С. 177–181.
16. Толочик І. Л. Забруднення поверхневих вод річки Іква. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали ІІ Всеукр. наук.-техн. конф. (м. Рубіжне, 18-25 квіт. 2016 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В. Даля, 2016. С. 171–174.
17. Толочик І. Л. Забруднення води р. Слонівка в межах Рівненської області. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали ІІІ Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рубіжне, 17-24 квіт. 2017 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В. Даля, 2017. С. 85–88.
18. Толочик І. Л. Радіаційне забруднення води р. Стир. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матеріали ІV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Тернопіль, 27-28 квіт. 2017 р.). Тернопіль, 2017. С. 113–115.
19. Толочик І. Л., Мельник В. І. К методике расчета антропогенной нагрузки и классификации экологического состояния бассейнов малых рек Украины. *Веснік Брэсцкага універсітэта: сб. науч. раб.* Серія 5. Хімія. Біялогія. Навукі аб зямлі. Брест, 2018. № 1. С. 129–136.

20.Яцик А. В. Экологические основы рационального природопользования. Киев: Издательство «Генеза», 1997, 640 с.

21.Яцик А. В., Грищенко Ю. М., Волкова Л. А., Пащенко І. А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручн. для студ. ВНЗ / А. В. Яцик та ін.; Київ: Генеза, 2007. 360 с.

РОЗДІЛ 5. БІОТИЧНА ПРОДУКТИВНІСТЬ Р. СТИР

5.1. Фітокомпонент як складова біотичної продуктивності річки

5.1.1. Аналіз видового складу гідрофільної флори

Водна та прибережно-водна рослинність є важливою ланкою гідроекосистеми і бере участь у колообізі речовини та використання енергії, забезпечує необхідні умови для існування інших груп організмів [135]. Забруднення гідроекосистеми зумовлює зміну видового складу та продуктивністю фітоценозу, так як вища водна рослинність чутливо реагує на зміни довкілля. Дослідження вищої водної рослинності, як однієї з біотичних складових, має важливе значення для об'єктивної оцінки екологічного стану річки [134].

Дослідженнями гідрофільної флори в Україні займалися: Дубина Д. В., Зуб Л. Н., Капустін Д. О., Мусієнко М. М., Ольхович О. П., Федорчук І. В., Чорна Г. А. [57, 58, 64, 65, 66, 90, 134, 135, 144]. Вивчення флори вищих судинних рослин водойм України представлені у колективній монографії українських, чеських і словацьких науковців [76].

Аналіз гідрофільної флори нами проведений на окремих ділянках досліджуваної річки, а саме: ділянки річки біля сіл Вербень, Торговиця, Нове, у межах Володимирецького району та між смт. Зарічне і с. Іванчиці Заріченського району [121]. Класифікація *Magnoliophyta* наведена за системою APG IV (2016), групи адвентивних рослин за J. Kohnaš, назви видів наведені з використанням бази The Plant List (2013) [155, 186, 201].

Видовий склад гідрофільної флори на різних ділянках р. Стир відрізняється, проте є окремі види, які характерні тільки для певної досліджуваної території. Так, видовий склад гідрофільної флори ділянки річки біля с. Вербень Демидівського району налічував 65 видів (52,0% від усього визначеного видового складу). Однак лише тут були виявлені *Batrachium circinatum*, *Glyceria notata*, *Potamogeton compresus*, *Cicuta virosa*, а

також представник водних мохів – *Ricciocarpus natans* Corda (родина *Ricciaceae*) [121].

На ділянці річки біля с. Торговиця Млинівського району знайдено 58 видів (46,4% від усього визначеного видового складу), серед яких *Agrostis gigantea*, *Zizania latifolia*, *Myriophyllum verticillatum*, *Scrophularia umbrosa* зареєстровані лише у цьому локалітеті [121]. Дещо біднішим видовий склад гідрофільної флори є на ділянці біля с. Нове. Тут виявлений тільки 51 вид.

У межах Володимирецького району гідрофільна флора представлена 87 видами (69,6% від усього визначеного видового складу), серед яких *Leersia oryzoides*, *Thalictrum lucidum*, *Echinocystis lobata*, *Epilobium tetragonum* виявлені лише на цій досліджуваній території. Слід зауважити, що найвищий показник видового складу гідрофільної флори визначений біля с. Бабка, де налічується 75 видів, а найбіднішою на видове різноманіття є територія біля с. Заболоття (Полонне), (30 видів).

Найбільше число видів (89 або 71,2% від усього визначеного видового складу) виявлено на ділянці річки між смт. Зарічне та с. Іванчиці Зарічненського району. Серед них *Juncus tenuis*, *Potamogeton friesii*, *P. natans*, *P. gramineus*, *Ranunculus flammula*, *Stellaria fennica*, *Hippuris vulgaris*, *Pulicaria vulgaris* та інші. Особливо багатую різноманітністю видового складу виділяється ділянка біля с. Іванчиці, де річка утворює старицю. Лише тут були виявлені такі види: *Nymphaea candida*, *Potamogeton friesii*, *Carex riparia*, *Eleocharis acicularis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Juncus tenuis*, *Batrachium rionii*, *Ranunculus flammula*, *Hippuris vulgaris*, *Eupatorium cannabinum*, *Pulicaria vulgaris*. Саме тут був знайдений *Batrachium rionii* (Водяний жовтець Ріоні) [121], який є сильновразливим видом, належить до Червоного списку водних макрофітів України та вперше знайдений на Рівненщині.

Загалом за результатами проведених польових досліджень на обстежених ділянках р. Стир у межах Рівненської області було виявлено 125 видів вищих судинних рослин із 75 родів та 38 родин (табл. 5.1), що

становить майже 65% від усієї гідрофільної флори Рівненської області [49]. У цьому переліку 8 видів (6,4% від усього визначеного видового складу) є адвентивними рослинами, а саме: *Acorus calamus*, *Bidens frondosa*, *Echinocystis lobata*, *Elodea canadensis*, *Juncus tenuis*, *Salix fragilis*, *Xanthium albinum*, *Zizania latifolia*, решта представляють аборигенну флору Рівненської області.

Таблиця 5.1

Видовий склад гідрофільної флори р. Стир

Таксони	с. Вербень	с. Торговиця	с. Нове	с. Полонне	ПЗК РАЕС	с. Бабка	с. Сопачів	с. Іванчиці	стариця
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
EQUISETOPHYTA									
EQUISETACEAE MICHX. EX DC.									
<i>Equisetum arvense</i> L.		+	+		+	+			
<i>Equisetum palustre</i> L.					+				
ANGIOSPERMAE або MAGNOLIOPHYTA									
Angiosperms									
NYMPHAEACEAE SALISB.									
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nymphaea candida</i> J. Presl & C. Presl								+	
Monocots									
ACORACEAE MARTINOV									
<i>Acorus calamus</i> L.	+				+	+			+
ALISMATACEAE VENT.									
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	+	+	+	+	+	+		+	+
ARACEAE JUSS.									
<i>Lemna minor</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Staurogeton trisulcus</i> (L.) Schur	+			+	+	+	+	+	+
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
BUTOMACEAE MIRB.									
<i>Butomus umbellatus</i> L.	+	+	+		+	+	+	+	+
HYDROCHARITACEAE JUSS.									
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	+			+		+	+	+	+
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	+	+	+			+	+	+	
<i>Stratiotes aloides</i> L.						+			+
POTAMOGETONACEAE BERCHT. ET J. PRESL									
<i>Potamogeton compressus</i> L.	+								
<i>Potamogeton crispus</i> L.	+	+		+		+	+	+	+

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.									+
<i>Potamogeton gramineus</i> L.								+	
<i>Potamogeton lucens</i> L.		+	+			+	+	+	+
<i>Potamogeton natans</i> L.								+	
<i>Potamogeton nodosus</i> Poir				+		+	+		
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Potamogeton</i> x <i>salicifolius</i> Wölg. ex J.A. Schult. et J.J. Schult.						+	+		+
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner	+	+	+		+	+	+	+	+
IRIDACEAE JUSS.									
<i>Iris pseudacorus</i> L.		+				+			+
CYPERACEAE JUSS.									
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	+	+	+	+		+		+	+
<i>Carex elata</i> All.				+	+	+		+	+
<i>Carex riparia</i> Curtis									+
<i>Carex rostrata</i> Stokes	+	+	+	+		+		+	+
<i>Carex vesicaria</i> L.	+	+	+	+		+		+	+
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.		+							+
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	+							+	+
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla									+
JUNCACEAE JUSS.									
<i>Juncus articulatus</i> L.						+		+	+
<i>Juncus bufonius</i> L.						+			
<i>Juncus compressus</i> Jacq.		+	+					+	+
<i>Juncus conglomeratus</i> L.								+	+
<i>Juncus tenuis</i> Willd.									+
POACEAE BARNHART									
<i>Agrostis gigantea</i> Roth		+							
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.						+		+	+
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Br.		+	+		+	+	+	+	+
<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm.) Holmb.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Glyceria notata</i> Chevall.	+								
<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.						+			
<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rauschert	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Poa palustris</i> L.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Zizania latifolia</i> (Griseb.) Stapf		+							
TYPHACEAE JUSS.									
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman		+	+			+		+	+
<i>Sparganium erectum</i> L.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Typha angustifolia</i> L.	+							+	
<i>Typha latifolia</i> L.	+				+	+		+	+
CERATOPHYLLACEAE GRAY									
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eudicots									
RANUNCULACEAE JUSS. EX BERCHT. ET J. PRESL									
<i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Spach	+								

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Batrachium rionii</i> (Lagger) Nyman									+
<i>Ranunculus flammula</i> L.									+
<i>Ranunculus repens</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thalictrum flavum</i> L.						+			+
<i>Thalictrum lucidum</i> L.					+	+			
<u>Superrosids</u>									
HALORAGACEAE R. BR.									
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.		+							
<u>Rosids</u>									
RHAMNACEAE JUSS.									
<i>Frangula alnus</i> Mill.					+				
ROSACEAE JUSS.									
<i>Potentilla anserina</i> L.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Potentilla reptans</i> L.		+	+			+		+	+
URTICACEAE JUSS.									
<i>Urtica dioica</i> L.	+	+	+						
<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz					+				+
BETULACEAE GRAY									
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.		+	+		+				
CUCURBITACEAE JUSS.									
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et A. Gray				+	+				
SALICACEAE MIRB.									
<i>Salix alba</i> L.					+	+			+
<i>Salix cinerea</i> L.		+	+						
<i>Salix fragilis</i> L.		+	+	+	+	+		+	+
<i>Salix purpurea</i> L.		+			+	+		+	+
<i>Salix triandra</i> L.		+	+			+			+
<i>Salix viminalis</i> L.		+			+	+			
LYTHRACEAE J. ST.-HIL.									
<i>Lythrum salicaria</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
ONAGRACEAE JUSS.									
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	+								
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	+								
<i>Epilobium tetragonum</i> L.						+			
BRASSICACEAE BURNETT									
<i>Cardamine pratensis</i> L.	+								
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser		+	+					+	+
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser					+				
<u>Superasterids</u>									
CARYOPHYLLACEAE JUSS.									
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench					+	+	+		
<i>Stellaria fennica</i> (Murb.) Perfil.	+								+
POLYGONACEAE JUSS.									
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	+	+	+			+	+	+	+
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	+	+							
<i>Persicaria maculosa</i> S.F. Gray							+		
<i>Rumex confertus</i> Willd.		+			+	+			
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	+								

<i>Rumex crispus</i> L.	+	+				+	+	+	+
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rumex maritimus</i> L.						+		+	+
<u>Asterids</u>									
PRIMULACEAE BATSCH EX BORKH.									
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	+	+	+					+	+
<i>Naumburgia thyrsoflora</i> (L.) Rchb.	+								
RUBIACEAE JUSS.									
<i>Galium aparine</i> L.	+	+	+						
<i>Galium palustre</i> L.	+	+	+		+	+		+	+
BORAGINACEAE JUSS.									
<i>Myosotis palustris</i> (L.) L.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Symphytum officinale</i> L.						+		+	+
CONVOLVULACEAE JUSS.									
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	+	+	+	+	+	+		+	+
SOLANACEAE JUSS.									
<i>Solanum dulcamara</i> L.					+				+
LAMIACEAE MARTINOV									
<i>Lycopus europaeus</i> L.	+			+	+	+	+	+	+
<i>Mentha aquatica</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mentha x verticillata</i> L. (<i>M. aquatica</i> L. x <i>M. arvensis</i> L.)						+			
<i>Scutellaria galericulata</i> L.					+	+		+	+
<i>Stachys palustris</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
PLANTAGINACEAE JUSS.									
<i>Hippuris vulgaris</i> L.									+
<i>Plantago major</i> L.	+	+	+			+	+	+	+
<i>Veronica anagalloides</i> Guss.		+				+		+	+
<i>Veronica scutellata</i> L.					+	+		+	+
SCROPHULARIACEAE JUSS.									
<i>Scrophularia umbrosa</i> Dumort.		+	+						
ASTERACEAE BERCHT. ET J. PRESL									
<i>Bidens cernua</i> L.		+						+	+
<i>Bidens frondosa</i> L.					+	+	+	+	+
<i>Bidens tripartita</i> L.		+	+			+		+	+
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.									+
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.							+		
<i>Inula britannica</i> L.		+	+			+	+	+	+
<i>Ptarmica salicifolia</i> (Bess.) Myrz.					+			+	+
<i>Pulicaria vulgaris</i> Gaertn.									+
<i>Xanthium albinum</i> (Widder) Scholz et Sukopp						+		+	
CAPRIFOLIACEAE JUSS.									
<i>Valeriana officinalis</i> L.					+				
APIACEAE LINDL.									
<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	+	+							
<i>Cicuta virosa</i> L.	+								
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Sium latifolium</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pa30M	65	58	51	30	54	75	41	68	55

У видовому складі гідрофільної флори р. Стир найбільш поширеними були 7 родин, а саме: *Poaceae* (11 видів), *Potamogetonaceae* (10 видів), *Asteraceae* (9 видів), *Cyperaceae* (8 видів), *Polygonaceae* (8 видів), *Ranunculaceae* (6 видів), *Salicaceae* (6 видів) (рис.5.1). Разом зазначені види цих родини становлять 46,4% від загального числа видів. Із родів за числом видів переважають *Potamogeton* (9 видів), *Salix* (6 видів), *Juncus*, *Rumex* і *Carex* (по 5 видів).

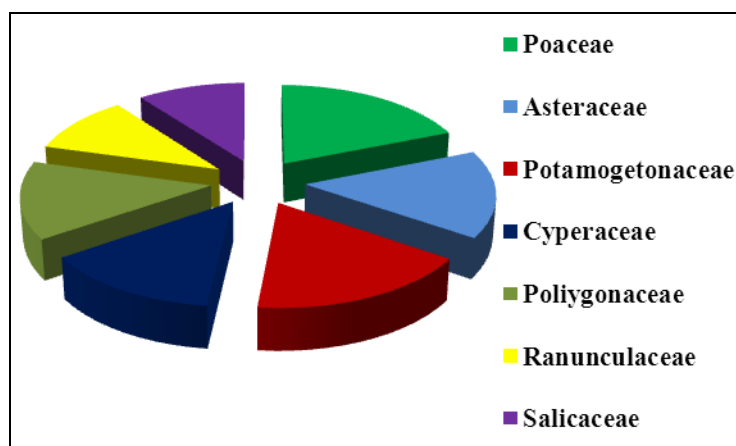


Рис. 5.1. Найчисельніші родини за видовим складом гідрофільної флори, %

Серед визначеного видового складу гідрофільної флори р. Стир виявлені раритетні види, які підлягають регіональній охороні на території Рівненської області: *Pulicaria vulgaris*, *Hippuris vulgaris*, *Batrachium rionii*, *Nymphaea candida* (стариця р. Стир), *Batrachium circinatum* (с. Вербень), *Potamogeton gramineus* (с. Іванчиці) [50].

Вивченням видового складу гідрофільної флори р. Стир встановлено, що у межах досліджуваних 9 контрольних створів річки визначені 34 види (27,2%), які характерні для того чи іншого конкретного створу. Серед них, у межах **с. Вербень** (9 видів): *Potamogeton compresus*, *Glyceria notata*, *Batrachium circinatum*, *Epilobium hirsutum*, *E. parviflorum*, *Cardamine pratensis*, *Rumex conglomeratus*, *Naumburgia thyrsiflora*, *Cicuta virosa*; **с. Торговиця** (3 види): *Agrostis gigantea*, *Zizania latifolia*, *Myriophyllum verticillatum*; **нижче**

скиду стічних вод ПЗК РАЕС (4 види): *Frangula alnus*, *Equisetum palustre*, *Rorippa sylvestris*, *Valeriana officinalis*; **с. Бабка** (4 види): *Juncus bufonius*, *Epilobium tetragonum*, *Leersia oryzoides*, *Mentha x verticillata*; **с. Сопачів** (2 види): *Persicaria maculosa*, *Gnaphalium uliginosum*; **с. Іванчиці** (2 види): *Potamogeton gramineus*, *P. natans*; **стариця р. Стир** (10 видів): *Nymphaea candida*, *Potamogeton friesii*, *Carex riparia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Juncus tenuis*, *Batrachium rionii*, *Ranunculus flammula*, *Hippuris vulgaris*, *Eupatorium cannabinum*, *Pulicaria vulgaris* [131].

Слід зауважити, що тільки 15 видів (12%) гідрофільної флори досліджуваної річки, а саме: *Nuphar lutea*, *Alisma plantago-aquatica*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Potamogeton perfoliatus*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Ceratophyllum demersum*, *Ranunculus repens*, *Lythrum salicaria*, *Rumex hydrolapathum*, *Lysimachia nummularia*, *Mentha aquatica*, *Stachys palustris*, *Sium latifolium* характерні для всіх 9 контрольних створів.

Таксономічний склад гідрофільної флори окремих ділянок р. Стир у межах Рівненської області наведений в табл. 5.2.

Таблиця 5.2

Таксономічний склад гідрофільної флори окремих ділянок р. Стир

Створ	Кількість родин		Кількість родів		Кількість видів		Співвідношення	
	абс. к-сть	%	абс. к-сть	%	абс. к-сть	%	родини: роди:види	родовий коефіц.
1	26	68,4	46	61,3	58	46,4	1:1,8:2,2	1,2
2	31	81,6	44	58,7	65	52,0	1:1,4:2,1	1,5
3	29	76,3	39	52,0	51	40,8	1:1,3:1,8	1,4
4	18	47,4	24	32,0	30	24,0	1:1,3:1,7	1,3
5	32	84,2	45	60,0	54	43,2	1:1,4:1,7	1,2
6	30	78,9	53	70,7	75	60,0	1:1,8:2,5	1,4
7	21	55,3	34	45,3	41	38,2	1:1,6:2,0	1,3
8	25	65,8	47	62,7	67	53,6	1:1,9:2,7	1,4
9	30	78,9	57	76,0	56	44,8	1:1,9:1,9	1,0

Як показує аналіз отриманих даних, у межах Волинської височини видовий склад гідрофільної флори є бідним, так як тут, на наш погляд, заплави річки здебільшого неширокі, постійно використовуються для

випасання худоби або для сінокосіння. Прилегла територія переважно представляє собою сільськогосподарські угіддя, часто ріллю, лісистість її становить менше 4% [121].

Більш різноманітний видовий склад гідрофільної флори характерний для нижньої течії р. Стир, яка розташована у межах Волинського Полісся. Тут річка утворює багато стариць і заводей, має широку заплаву, часто заболочену, прилегла територія порівняно мало залучена до господарського використання [121].

Аналіз ареалогічної структури видового складу флори досліджуваної річки свідчить, що тут переважають види з широким ареалом поширення, зокрема голарктичні, євразійські, євросибірські, космополіти та гемікосмополіти, сумарна частка яких складає понад 80%.

Структуру життєвих форм гідрофільної флори р. Стир визначали за класифікаціями С. Raunkier та И. Серебрякова.

У структурі життєвих форм за класифікацією С. Raunkier [190], яка виділяє п'ять основних типів життєвих форм, що відображають різноманітність екологічних умов, переважають гемікриптофіти (39 видів), водні геофіти або гідрофіти (30 видів) та водні гемікриптофіти (21 вид).

Рідше трапляються геофіти (14 видів): *Carex rostrata*, *Carex vesicaria*, *Eleocharis acicularis*, *Juncus conglomeratus*, *Juncus tenuis*, *Leersia oryzoides*, *Epilobium parviflorum*, *Epilobium tetragonum*, *Plantago major*, *Potentilla anserina*, *Potentilla reptans*, *Veronica anagalloides*, *Veronica scutellata*; терофіти (12 видів): *Alopecurus geniculatus*, *Juncus bufonius*, *Bidens cernua*, *B. frondosa*, *B. tripartita*, *Gnaphalium uliginosum*, *Pulicaria vulgaris*, *Xanthium albinum*, *Echinocystis lobata*, *Persicaria hydropiper*, *Persicaria maculosa*, *Galium aparine*; фанерофіти (8 видів): *Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, *Salix alba*, *S. cinerea*, *S. fragilis*, *S. purpurea*, *S. triandra*, *S. viminalis*; хамефіти (1 вид): *Solanum dulcamara* [131].

Спектри життєвих форм гідрофільної флори різних ділянок річки за класифікацією Раункієра представлений на рис. 5.2.

За класифікацією И. Серебрякова [108] у структурі життєвих форм досліджуваних ділянок річки помітно переважають багаторічні трав'янисті рослини, частка яких становить майже 85%.

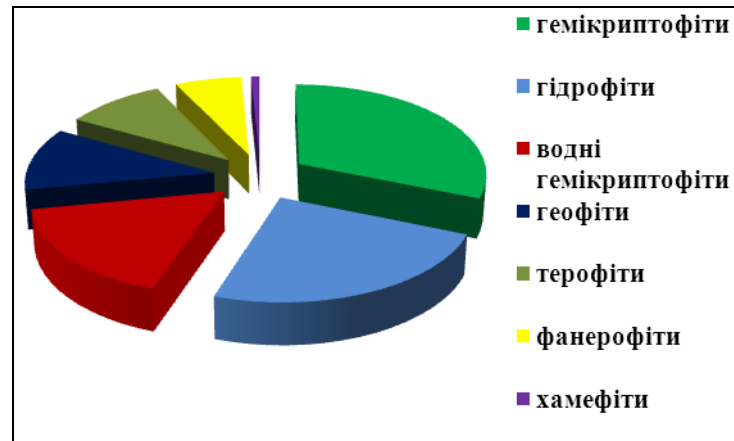


Рис. 5.2. Спектр життєвих форм видового складу гідрофільної флори р. Стир за класифікацією Раункієра, %

Екологічна структура видів гідрофільної флори, які зареєстровані на обстежених ділянках річки, є досить різноманітною та включає 10 груп, із яких найчисельнішими виявились тріхогідрофіти (26 видів), улігінозофіти (23 види), охтогідрофіти (17 видів), евохтофіти (15 видів), гідроохтофіти (12 видів), еугідатофіти (12 видів) (рис. 5.3).

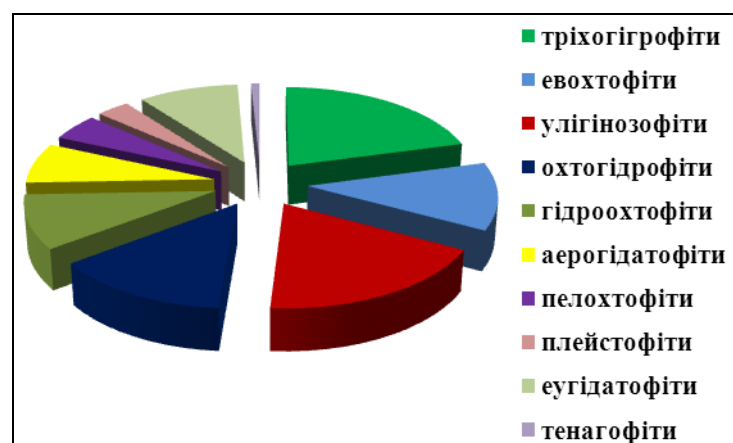


Рис. 5.3. Екологічні групи видового складу гідрофільної флори р. Стир, %

Менш чисельними є групи аерогідатофітів (9 видів): *Nuphar lutea*,

Nymphaea candida, *Acorus calamus*, *Stratiotes aloides*, *Potamogeton gramineus*, *P. natans*, *Myriophyllum verticillatum*, *Batrachium circinatum*, *B. rionii*; пелохтофітів (6 видів): *Pulicaria vulgaris*, *Rumex crispus*, *Thalictrum flavum*, *Thalictrum lucidum*, *Potentilla anserina*; плейстофітів (4 види): *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Staurogeton trisulcus*, *Spirodela polyrrhiza* та тенагофітів (1 вид): *Eleocharis acicularis*. Сумарна частка найчисельніших екологічних груп становить понад 82% від усього визначеного видового складу гідрофільної флори [121].

Видовий склад гідрофільної флори обстежених ділянок річки, як було вказано вище, включає 8 видів адвентивних рослин із 7 родин, із яких за хроноелементом 2 види є археофітами, 3 види є кенофітами, 3 види є евкенофітами. За ступенем натуралізації 2 види представлені агріофітами, решта 6 видів – агріоепекофітами. Такий розподіл виявлених видів свідчить, що усі вони натуралізувались у природних і напівприродних екотопах. Серед них прибережні північноамериканські евкенофіти *Bidens frondosa* та *Echinocystis lobata* нині проявляють тенденції до експансії у природні угруповання, зокрема перший вид інтенсивно витісняє аборигенні рослини – *Bidens cernua* та *B. tripartita*, а східноазійський вид *Zizania latifolia* поступово розширює площі зростання та займає нові локалітети. За походженням 4 види є північноамериканськими, 3 види мають азійське походження, 1 вид потрапив із Південної Європи.

Аналіз частоти трапляння видів гідрофільної флори досліджуваних ділянок р. Стир показав, що лише невелике число видів трапляється на 80% обстежених ділянках річки, а саме: *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Staurogeton trisulcus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Ceratophyllum demersum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sparganium erectum*, *Carex rostrata*, *C. vesicaria*, *C. acutiformis*, *Mentha aquatica* [121]. Частота трапляння їх варіювала у межах 35-75%. Для переважного числа раритетних видів цей показник не перевищував 10-15% (наприклад, *Hippuris vulgaris*, *Potamogeton gramineus*, *P. friesii*, *Batrachium rionii*).

Формування видового складу угруповань гідрофільної флори певною мірою визначаються екологічним станом заплави річки та прилеглою до неї територією. Навіть на відносно невеликих ділянках річки спостерігається помітна гетерогенність флористичного складу. Більшість виявлених видів у своєму життєвому циклі переважно пов'язані із прибережною та болотною екофазами, лише невелика кількість видів майже повністю приурочені до водного середовища.

5.1.2. Рослинні угруповання досліджуваних ділянок р. Стир

Екологічну ємкість водного середовища р. Стир забезпечують добре розвинуті лугово-болотні заплави у її старицях, а також фітомаса вищої водної рослинності. Характерними природними рослинними асоціаціями заплав р. Стир є заплавні луки, розташовані переважно у їх прирусловій та центральній частинах, а також болотисті заплавні луки, що знаходяться у їх притерасних та міжурядових зниженнях [57]. Дані асоціації мають певний видовий склад вищої водної та прибережно - водної рослинності (додаток Г).

На ділянці річки біля с. Вербень Демидівського району угруповання занурених водних рослин переважно сформовані за участю *Potamogeton crispus*, *P. compresus*, *P. perfoliatus*, *Stuckenia pectinata* (асоціації *Potametum perfoliati*, *P. pectinati*) із проекційним покриттям 35-50%, ближче до берега трапляються угруповання за участю *Batrachium circinatum* (асоціація *Batrachietum circinati*) із проекційним покриттям до 50%. Серед вільноплаваючих неукорінених рослин найбільші площі займають угруповання за участю *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Staurogeton trisulcus* (асоціації *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*) із проекційним покриттям до 70%, менші площі займає асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae*.

Доволі різноманітним видовим складом представлена прибережно-водна рослинність. Найбільшу площу тут займають угруповання за участю *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*) із проекційним покриттям 85-95%.

Локальні зарості утворюють *Carex rostrata* та *C. vesicaria*, *Phalaroides arundinacea*, *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum*, *Mentha aquatica* із проєційним покриттям до 60-75%. Зрідка трапляються угруповання із домінуванням *Sagittaria sagittifolia*, *Sium latifolium*, *Berula erecta*, *Rorippa amphibia*, *Rumex hydrolapathum*, які не займають великих площ. Із прибережно-болотних видів найчіткіше виражені угруповання за участю *Galium palustre* та *Persicaria hydropiper* із проєкційним покриттям до 35-60%.

На ділянці річки біля с.Торговиця Млинівського району із занурених водних рослин найчастіше представлені угруповання за участю видів рдесників: *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *P. crispus*, *Stuckenia pectinata* (асоціації *Potametum perfoliati*, *P. lucentis*, *P. crispi*, *P. pectinati*) із проєкційним покриттям 15-30%, зрідка трапляються невеликі та розріджені зарості із *Ceratophyllum demersum* та *Myriophyllum verticillatum*. Угруповання вільноплаваючих неукорінених рослин найчастіше сформовані із *Lemna minor* та *Spirodela polyrrhiza* (асоціації *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*), зрідка зустрічаються угруповання із *Hydrocharis morsus-ranae* із проєкційним покриттям до 50-60%. Із плаваючих укорінених рослин іноді трапляються невеликі за площею зарості із *Nuphar lutea* та *Persicaria amphibia* із проєкційним покриттям 2-5%. Прибережно-водна рослинність поширена переважно на усіх ділянках досліджуваної ділянки річки, за винятком обривистих берегів. Головну роль у її формуванні відіграють такі види, як *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*) із проєкційним покриттям до 80%, *Phalaroides arundinacea* із проєкційним покриттям до 45-60%, *Carex rostrata* та *C. acutiformis* із проєкційним покриттям до 35-50%. Локально також трапляються угруповання за участю *Sagittaria sagittifolia*, *Bidens cernua*, *Rumex hydrolapathum*, *Sparganium erectum*, *Berula erecta* із проєкційним покриттям 30-65%, на окремих ділянках добре виражені зарості із *Sparganium emersum* із проєкційним покриттям до 50-75% та адвентивного виду – *Zizania latifolia* із проєкційним покриттям 35-40%. Із прибережно-болотних видів помітно виділяються зарості із *Agrostis*

stolonifera, *Potentilla anserina*, *Rorippa palustris*, *Galium palustre*, зрідка – *Agrostis gigantea* та *Veronica anagalloides*. Спорадично, переважно на лівому березі річки, трапляються дерев'янисті зарості за участю *Salix cinerea* та *S. Triandra* (додаток Г).

Гідрофільна рослинність на ділянці річки біля с. Нове значною мірою подібна до такої як біля с. Торговиця. Однак, тут із занурених водних рослин більшу фітоценотичну роль відіграють *Potamogeton lucens* та *Stuckenia pectinata*, проекційне покриття яких на окремих ділянках сягає понад 50%. Із плаваючих укорінених рослин частіше трапляються угруповання за участю *Nuphar lutea* та *Persicaria amphibia* із проекційним покриттям до 10%, водночас тут практично не зустрічаються угруповання за участю *Hydrocharis morsus-ranae*. Характерною особливістю описуваної ділянки річки є значний розвиток у її прибережній смузі дерев'янистих заростей за участю *Salix cinerea*, *S. fragilis* та *S. triandra*, а також *Alnus glutinosa*, серед яких у трав'яному ярусі домінують *Urtica dioica* та *Galium aparine*, часто трапляється *Calystegia sepium*, із прибережно-водних рослин на таких ділянках значне проекційне покриття має *Scutellaria galericulata* та *Phragmites australis*.

Гідрофільна рослинність на ділянці річки біля с. Заболоття (Полонне) виявилась мало вираженою, особливо водна. Із угруповань занурених водних рослин найбільше поширені ценози за участю *Ceratophyllum demersum*, проекційне покриття якого складало до 10%, *Elodea canadensis* із проекційним покриттям до 3%, зрідка трапляються плями із *Potamogeton perfoliatus*. Із вільноплаваючих неукорінених рослин у прибережній зоні найбільше поширені угруповання за участю *Lemna minor*, *Staurogeton trisulcus*, *Spirodela polyrrhiza* із загальним проекційним покриттям 30-40% (асоціації *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*). Із плаваючих укорінених рослин тут зрідка трапляються розріджені зарості за участю *Nuphar lutea* із проекційним покриттям до 3-5%. У формуванні прибережно-водної рослинності найбільшу ценотичну роль відіграють такі види, як *Glyceria*

maxima (асоціація *Glycerietum maximae*) із проекційним покриттям до 85%, *Phalaroides arundinacea* із проекційним покриттям до 40-65%, *Carex elata* із проекційним покриттям до 60%, на окремих ділянках локально виражена помітна участь *Phragmites australis* (асоціація *Phragmitetum communis*) та *Rorippa amphibia* (додаток Г).

Подібний характер має гідрофільна рослинність на ділянці річки біля ПЗК РАЕС. Однак угруповання за участю занурених водних рослин тут виражені досить мало: зрідка трапляються розріджені зарості (із проекційним покриттям 3-5%) із *Potamogeton perfoliatus* та *Stuckenia pectinata*, частіше зустрічається *Ceratophyllum demersum* із проекційним покриттям до 5%. Із вільноплаваючих неукорінених рослин розсіяно трапляються угруповання за участю *Lemna minor*, *Staurogeton trisulcus*, *Spirodela polyrrhiza* із загальним проекційним покриттям до 15-20% (асоціації *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*). Із плаваючих укорінених рослин поодинокі або невеликими групами зростає *Nuphar lutea*. Найбільшу ценотичну роль у формуванні прибережно-водної рослинності відіграють такі види, як *Carex elata* із проекційним покриттям до 35-40%, *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*) із проекційним покриттям до 35%, *Sparganium emersum* із проекційним покриттям до 35-60%. Розсіяно, невеликими плямами, трапляються зарості за участю *Phalaroides arundinacea*, *Phragmites australis*, *Rorippa amphibia*, *Eqisetum palustre*, *Bidens frondosa*, *Mentha aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Sagittaria sagittifolia*. У прибережній зоні тут поширені чагарникові зарості за участю *Salix purpurea*, *S. viminalis*, *Frangula alnus*, між якими густо зростають (із проекційним покриттям 50-85%) *Urtica galeopsifolia*, *Rorippa sylvestris*, *Echinocystis lobata*, зрідка тут зустрічаються *Calystegia sepium*, *Ranunculus repens*, *Myosoton aquaticum*, *Stachys palustris*.

На ділянці річки біля с. Бабка рослинність виявилась більш різноманітною. Із занурених водних рослин тут насамперед представлені різні види рдесників, із яких найбільшу фітоценотичну роль виявляють *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *Stuckenia pectinata* (добре виражені

асоціації *Potametum perfoliati*, *P. lucentis*, *P. pectinati*), проекційне покриття яких складає 35-70%, також *Elodea canadensis* та *Ceratophyllum demersum* із проекційним покриттям до 10%. Вільноплаваючі неукорінені рослини представлені асоціаціями *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae* із загальним проекційним покриттям до 15-25%, які досить поширені, але переважно у прибережній смузі річки, зрідка трапляються розріджені зарості *Hydrocharis morsus-ranae*. Із плаваючих укорінених рослин зрідка представлені зарості *Nuphar lutea* із проекційним покриттям до 30%. Прибережно-водна рослинність сформувалася майже на усьому проміжку дослідженої ділянки. Найбільші площі тут займають угруповання за участю *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*), *Phalaroides arundinacea*, *Phragmites australis*, *Sparganium erectum* (асоціація *Sparganietum erecti*), *Mentha aquatica*, *Bidens frondosa* та *B. tripartita*, локальне поширення мають зарості із *Butomus umbellatus*, *Carex acutiformis*, *C. elata*, *C. rostrata*, *Typha latifolia*. Фітоценотична роль інших прибережно-водних видів є незначною, хоча більшість із них мають високу частоту трапляння. На окремих ділянках добре виражені локальні зарості за участю *Salix purpurea* із проекційним покриттям 65-90%.

Також мало вираженою виявилась рослинність на ділянці річки біля с. Сопачів, передусім через її стрімкі береги. Із занурених рослин тут чітко виражені угруповання за участю *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *P. crispus* (асоціації *Potametum perfoliati*, *P. lucentis*, *P. crispi*), проекційне покриття яких варіює від 15-20% до 50-65%. Розсіяно трапляються розріджені угруповання за участю *Elodea canadensis* та *Ceratophyllum demersum* із проекційним покриттям до 10-20%. Угруповання вільноплаваючих неукорінених рослин складені переважно із *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza*, зрідка – із *Staurogeton trisulcus*. Із плаваючих укорінених водних рослин найчастіше представлені *Nuphar lutea* та *Persicaria amphibia* із проекційним покриттям 2-5%. Прибережно-водна рослинність в основному утворена за участю *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*) із

проекційним покриттям 55-85%, *Sparganium erectum* (асоціація *Sparganietum erecti*) із проекційним покриттям до 75%, *Rorippa amphibia* та *Bidens frondosa* із проекційним покриттям до 5%. Характерною особливістю цієї ділянки річки є наявність вузьких піщаних обмілин, на яких трапляються розріджені зарості за участю *Gnaphalium uliginosum*, *Potentilla anserina*, *Ranunculus repens* (додаток Г).

На ділянці річки біля смт. Зарічне із угруповань занурених водних рослин найбільше поширені ценози за участю *Ceratophyllum demersum* (асоціація *Ceratophylletum demersi*), проекційне покриття якого складало 10-25%, різних видів рдесників, із яких найбільше проекційне покриття мали *Potamogeton crispus*, *P. natans*, *P. perfoliatus*, а також *Stuckenia pectinata* (добре виражені асоціації *Potametum perfoliati*, *P. pectinati*). Рідко зустрічаються угруповання за участю *Elodea canadensis* із проекційним покриттям до 5%. Із вільноплаваючих неукорінених рослин на усій ділянці річки у прибережній зоні поширені угруповання за участю *Lemna minor*, *Staurogeton trisulcus*, *Spirodela polyrrhiza* із загальним проекційним покриттям 30-50% (асоціації *Lemnetum minoris*, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*), значно рідше трапляються зарості за участю *Hydrocharis morsus-ranae* (асоціація *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae*) та *Stratiotes aloides* (асоціація *Hydrocharito-Stratiotetum aloides*) із проекційним покриттям до 75%, зрідка представлені угруповання за участю *Persicaria amphibia*. Із плаваючих укорінених рослин тут переважно поширені зарості за участю *Nuphar lutea* (асоціація *Potameto-Nupharetum*) із проекційним покриттям 50-85%. Більш різноманітнішою виявилась прибережно-водна рослинність, у формуванні якої найбільшу ценотичну роль відіграють *Glyceria maxima* (асоціація *Glycerietum maximae*), *G. fluitans* (асоціація *Glycerietum fluitansis*), *Carex acutiformis*, *C. rostrata* (асоціація *Carici acutae-Glycerietum maximae*), *Sparganium erectum* (асоціація *Sparganietum erecti*), *Rumex hydrolapathum*, *Sium latifolium* проекційне покриття яких варіює у межах 35-85%. Роль інших прибережно-водних видів виявилась незначною, а угруповання за їхньою

участю мають локальний характер. Серед прибережно-болотних видів найбільші площі займають угруповання за участю *Bidens tripartita*, *Mentha aquatica*, *Galium palustre* (додаток Г).

Схожий характер рослинності спостерігався і на ділянці річки біля с. Іванчиці. Однак тут у заводі добре виражені угруповання за участю *Nymphaea candida* із проекційним покриттям до 15% разом із *Potamogeton natans* (асоціація *Potameto natans*-*Nymphaeetum candidae*), *Batrachium rionii* із проекційним покриттям до 80% (асоціація *Batrachietum rionii*) та *Hippuris vulgaris* із проекційним покриттям до 65% (асоціація *Hippuritetum vulgaris*). Із прибережно-водних і прибережно-болотних угруповань на цій ділянці добре виражені зарості за участю *Rumex hydrolapathum* та *R. maritimus*, *Eleocharis palustris*, *Juncus compressus*, *Sparganium emersum*, *Ranunculus flammula*, *Rorippa amphibia*. На значній частині прибережної ділянки річки поширені деревно-чагарникові зарості за участю різних видів *Salix*, із яких найбільшу фітоценотичну роль відіграють *S. purpurea* та *S. triandra*, сумарне проекційне покриття яких складає 75-90%.

5.1.3. Видове різноманіття та біомаса фітопланктону

Значний внесок у вивчення альгофлори України зробили Царенко П. М., Петльований О. А., Барінова С. С., Білоус О. П., Бахтіярова Л. Н., Капустін Д. О., Мантурова О. В., Серєда Т. М., Шелюк Ю. С., Щербак В. І. [142, 10, 160, 156, 65, 66, 48, 199, 109, 146, 148]. Узагальнення відомостей про частину систематичних груп водоростей України міститься в колективній монографії «Algae of Ukraine» [153].

Фітопланктон є важливим компонентом водних проточних екосистем, зокрема річок. Його види разом із вищими водними рослинами формують автотрофний блок і визначають продуктивність річкових екосистем [99]. Водночас види фітопланктону чутливо реагують на зміни у водному середовищі, що дає підставу використовувати їх як фітоіндикатори його стану [107]. Тому вивчення видового складу та кількісних показників

фітопланктону дозволяє певною мірою оцінити екологічний стан р. Стир.

Дослідженнями встановлено, що на ділянці річки біля с. Вербень Демидівського району фітопланктон характеризувався бідним видовим складом. Його основу становили види відділу *Bacillariophyta*, із яких найчастіше траплялися *Navicula radiosa* (середня фітомаса її становила $1,73 \pm 0,05$ мг/дм³), *Pinnularia major* із біомасою $1,25 \pm 0,02$ мг/дм³, зрідка – *Diatoma vulgare*. Біомаса діатомових водоростей тут виявилася значною і за своїм значенням є близькою до такої як біля с. Іванчиці Зарічненського району [120]. Цьому сприяє широка прибережна смуга із заростей вищих рослин, береги на цій ділянці покаті, місцями заболочені, заплава безпосередньо прилягає до орних угідь і селітебної зони. Тут чисельно представлена *Euglena gracilis*, біомаса якої в середньому становили $1,48 \pm 0,13$ мг/дм³. Водночас потрібно відзначити помітний розвиток нитчастих бентосних водоростей із відділу *Chlorophyta* – *Spirogyra*, *Zygnema* та *Ulothrix sp.*

Між контрольними створами с. Торговиця та с. Нове видовий склад водоростей виявився дещо різноманітнішим порівняно із вище розміщеною ділянкою річки у створі с. Вербень за рахунок виносу фітопланктону з р. Іква. За біомасою у складі фітопланктону переважали *Bacillariophyta*, зокрема *Navicula radiosa* (біомаса варіювала від $0,65 \pm 0,04$ мг/дм³ на глибоких ділянках до $0,73 \pm 0,03$ мг/дм³ ближче до берега), *Pinnularia major* (із біомасою відповідно $0,47 \pm 0,01$ мг/дм³), рідше зустрічалися *Diatoma vulgare* та *Pleurosigma angulatum* (Queckett) W. Smith [120]. У складі планктону відділу *Chlorophyta* були виявлені *Chlamydomonas globosa* та *C. Reinhardtii*, що пояснюється широкою заплавою річки, здебільшого похилими берегами та наявною прибережно-водною рослинністю.

Значно біднішим виявився видовий склад альгофлори на ділянці річки між сс. Сопачів і Бабка Володимирецького району, що розташовані неподалік м. Вараш. На цій ділянці річка часто має стрімкі береги, прибережно-водна рослинність представлена локально. За видовим складом і чисельністю

переважали види відділів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta*. Найбільш чисельною виявилася *Pinnularia major*, менш помітно тут представлені *Navicula radiosa*, *Chlamydomonas reinhardtii* Dangeard (середня сумарна фітомаса цих видів становила $3,97 \pm 0,05$ мг/дм³). Із відділу *Euglenophyta* на досліджуваній ділянці були виявлені *Phacus sp.* та *Euglena gracilis* Klebs [120]. Варто відзначити значний розвиток тут бентосної водорості *Cladophora glomerata* (Linnaeus) Kützing із відділу *Chlorophyta*, обростання за участю якої трапляються на усьому зазначеному вище проміжку річки. Найбільші за площею зарості цього виду відмічені біля с. Заболоття, де проводиться скид стічних вод, та біля с. Бабка, що розташоване нижче м. Вараш.

Аналіз видового складу альгофлори відібраних проб показав, що найбільшою видовою різноманітністю характеризується ділянка річки між смт. Зарічне та с. Іванчиці Заріченського району, передусім завдяки наявності чисельних заводей і мілководь із сповільненою течією води. На цій ділянці річка має широку заплаву, місцями заболочену, береги здебільшого покаті, добре виражена прибережно-водна рослинність. У видовому складі угруповань домінує відділ *Bacillariophyta*, із якого представлені види родів *Navicula* (*Navicula radiosa* Kützing), *Pinnularia* (*Pinnularia major* (Kützing) Rabenh.), *Diatoma* (*Diatoma vulgare* Bory), *Tabellaria ventricosa* (Roth) Kützing (середня сумарна біомаса цих видів складала $3,17 \pm 0,02$ мг/дм³), *Cymbella*, *Fragilaria*, *Melosira*. Із відділу *Chlorophyta* найчастіше трапляється *Chlamydomonas globosa* J. Snow, зрідка – *Scenedesmus acutus* Meyen (середня сумарна біомаса цих видів становила $0,17 \pm 0,02$ мг/дм³), а також бентосні водорості – види родів *Spirogyra* та *Zygnema*. Із відділу *Euglenophyta* був виявлений *Phacus sp.*, із відділу *Cryptophyta* – *Rhodomonas pusilla* (Bachm.) Javorn [120].

Найбільша концентрація різних видів планктонних водоростей спостерігалася в околицях с. Іванчиці на мілководді із сповільненою течією. Тут угруповання водоростей виявились полідомінантними із

співдомінуванням різних видів *Bacillariophyta*. Сумарна біомаса видів планктону складала $3,97 \pm 0,05$ мг/дм³ (табл.5.3).

Таблиця 5.3

Таксономічний склад і біомаса фітопланктону р. Стир

№ ст. во. ру	Назва таксону	Біомаса, мг/дм ³	№ ст. во. ру	Назва таксону	Біомаса, мг/дм ³	№ ст. во. ру	Назва таксону	Біомаса, мг/дм ³
1	<i>Diatoma</i>	$0,19 \pm 0,004$	2	<i>Chlamidomonas</i>	$0,36 \pm 0,02$	3	<i>Chlamidomonas</i>	$0,44 \pm 0,03$
	<i>Euglena</i>	$1,48 \pm 0,13$		<i>Diatoma</i>	$0,17 \pm 0,01$		<i>Diatoma</i>	$0,90 \pm 0,02$
	<i>Navicula</i>	$1,73 \pm 0,05$		<i>Euglena</i>	$0,08 \pm 0,01$		<i>Euglena</i>	$0,07 \pm 0,01$
	<i>Pinnularia</i>	$1,25 \pm 0,02$		<i>Navicula</i>	$0,65 \pm 0,04$		<i>Navicula</i>	$0,73 \pm 0,03$
				<i>Pinnularia</i>	$0,47 \pm 0,01$		<i>Pinnularia</i>	$0,47 \pm 0,01$
Разом		$4,65 \pm 0,02$			$1,80 \pm 0,02$			$2,61 \pm 0,07$
4	<i>Chlamidomonas</i>	$0,28 \pm 0,01$	5	<i>Chlamidomonas</i>	$0,07 \pm 0,01$	6	<i>Chlamidomonas</i>	$0,29 \pm 0,006$
	<i>Euglena</i>	$0,06 \pm 0,01$		<i>Euglena</i>	$0,07 \pm 0,01$		<i>Euglena</i>	$0,29 \pm 0,02$
	<i>Pinnularia</i>	$0,76 \pm 0,01$		<i>Navicula</i>	$0,16 \pm 0,02$		<i>Navicula</i>	$0,19 \pm 0,01$
	<i>Phacus</i>	$0,07 \pm 0,006$		<i>Pinnularia</i>	$0,58 \pm 0,01$		<i>Pinnularia</i>	$0,77 \pm 0,03$
Разом		$1,17 \pm 0,06$			$0,88 \pm 0,07$			$1,62 \pm 0,07$
7	<i>Chlamidomonas</i>	$0,07 \pm 0,01$	8	<i>Chlamidomonas</i>	$0,30 \pm 0,02$	9	<i>Chlamidomonas</i>	$0,08 \pm 0,01$
	<i>Euglena</i>	$0,09 \pm 0,02$		<i>Diatoma</i>	$1,19 \pm 0,01$		<i>Cymbella</i>	$0,08 \pm 0,01$
	<i>Navicula</i>	$0,26 \pm 0,02$		<i>Euglena</i>	$0,19 \pm 0,01$		<i>Diatoma</i>	$1,09 \pm 0,03$
	<i>Pinnularia</i>	$0,57 \pm 0,03$		<i>Navicula</i>	$0,59 \pm 0,006$		<i>Fragilaria</i>	$0,18 \pm 0,02$
				<i>Phacus</i>	$0,10 \pm 0,02$		<i>Melozira</i>	$0,09 \pm 0,02$
							<i>Navicula</i>	$0,69 \pm 0,02$
							<i>Phacus</i>	$0,19 \pm 0,01$
							<i>Pinnularia</i>	$1,09 \pm 0,02$
							<i>Rhodomonas</i>	$0,09 \pm 0,01$
							<i>Scenedesmus</i>	$0,09 \pm 0,02$
Разом		$0,99 \pm 0,07$			$2,37 \pm 0,12$			$3,97 \pm 0,05$

Показник біомаси фітопланктону у воді досліджуваної річки залежить і від біологічного споживання кисню. Проведений аналіз залежності свідчить про середній кореляційний зв'язок між біомасою фітопланктону та БСК₅, коефіцієнт $R = 0,54$ (рис.5.4).

Встановлено, що найвища видова різноманітність угруповань за участю прісноводних водоростей зафіксована на ділянках річки із широкою, мало трансформованою заплавою, добре вираженою водною та прибережно-водною вищою рослинністю, із відсутнім поступанням забруднених вод.

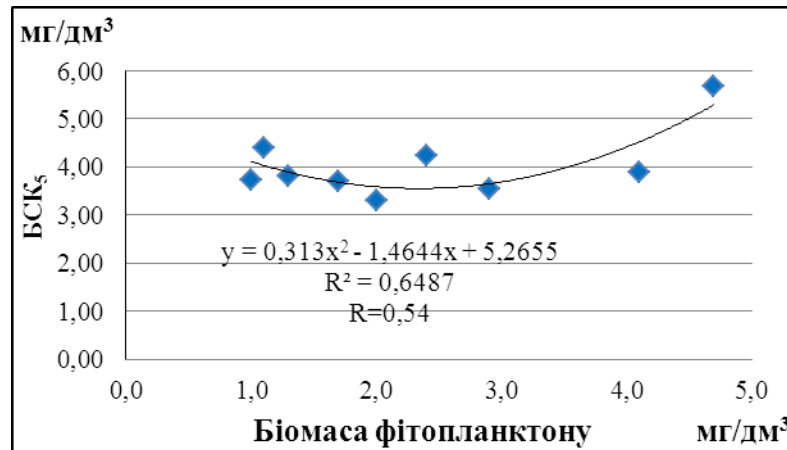


Рис. 5.4. Залежність показника біомаси фітопланктону від БСК₅

Відзначено, що на таких ділянках угруповання водоростей у складі фітопланктону є полідомінантними або близькими до них. Зафіксовано, що фітомаса планктону зменшується у напрямку від краю русла до його центру, найбільша концентрація водоростей спостерігається в заводях із сповільненою течією та незначною глибиною води. Зафіксовано, що на ділянках із стрімкими берегами та розрідженою або відсутньою прибережно-водною рослинністю біомаса планктону є незначною, спостерігається помітне переважання 1-2 видів. На усіх досліджених ділянках у складі фітопланктону постійно присутні види відділу *Bacillariophyta*, водночас бентосні угруповання сформовані переважно за участю видів із відділу *Chlorophyta* [120].

5.2. Формування біотичної продуктивності р. Стир за фітокомпонентом

5.2.1. Валова первинна продукція органічної речовини

При оцінці біопродукційних процесів у річках особливого значення набуває вивчення первинної валової продукції, яка синтезується

автотрофними організмами за певний проміжок часу. Більшість органічних азотовмісних сполук легко піддаються деструкції та мінералізації, утворюючи основний фонд азоту, який витрачається під час фотосинтезу і досягає максимуму, коли більша частина утворених азотовмісних речовин вже мінералізувалася [138].

Автотрофна продукція і деструкція – дві найважливіші сторони перетворення речовини й енергії у водних екосистемах.

Енергетичний баланс річки визначається, в основному, кількістю органічних речовин, що надходять до гідроекосистеми, вміст яких коливається у широких межах та впливає на формування складу, структури і розвитку біоти. Ключовим механізмом формування біотичної продуктивності є утворення автотрофними організмами первинної продукції. Приймається, що 20 % утвореної в результаті фотосинтезу органічної речовини витрачається на дихання самих водоростей [138, 139].

Вчення про біотичну продуктивність водних екосистем розвивалося науковою школою Вінберга Г. Г. [26, 27, 28]. Значний внесок у вивчення продукційної гідробіології зробили праці [2, 3, 8, 146, 147, 148].

Порівняльну оцінку продуктивності різних гідроекосистем можна отримати за характерними для них значеннями валової первинної продукції, яка характеризує її біопродукційний потенціал і дорівнює сумі приросту біомаси фотосинтезуючих організмів та витрат на всі їх енергетичні потреби. Абсолютна більшість енергії валової продукції пов'язана з первинною продукцією, яка є результатом біосинтезу органічної речовини із неорганічної в процесі їх життєдіяльності використовується гідробіонтами різних трофічних рівнів [17]. Одним з показників вмісту у воді органічних речовин є величина БСК (біохімічне споживання кисню), яка відображує не кількість органічної речовини, а кількість кисню, що потрібний для біохімічного окислення речовин біологічним шляхом та є показником інтенсивності деструкції. Таким чином, БСК характеризує частку органічної речовини, яка використовується мікроорганізмами на покриття своїх

енергетичних потреб.

Кисневий режим води річки формується у результаті складної взаємодії фізичних, хімічних і біологічних процесів. Одним із основних механізмів надходження кисню у водну екосистему є атмосферна аерація, яка особливо важлива у зимовий період, коли фотосинтетична здатність водойми є незначною внаслідок малої кількості водоростей, переважно діатомових. Крім цього, кисень потрапляє у воду при продукуванні його фітопланктонними організмами та вищою водною рослинністю. У теплий період, особливо у першій половині літа, основним фактором є фотосинтетична діяльність рослинних організмів. У другій половині літа починають переважати окисно-відновні процеси, які зменшують вміст кисню у воді [105].

Варто врахувати, що поверхневий шар води постійно збагачується киснем, а от у придонних шарах спостерігається його дефіцит за рахунок постійних витрат на окисні процеси. Поглинається кисень при окисненні азоту амонійного до (NO_2^-) та (NO_3^-), іонів заліза та інших сполук. Витрачається кисень на деструкцію органічної речовини, дихання гідробіонтів, хімічне окиснення неорганічних та органічних речовин, а також шляхом евації з води в атмосферу [138, 139]. Виділення кисню в процесі фотосинтезу залежить від біомаси водоростей та їх продукційної здатності. Зниження концентрації кисню у воді, зазвичай, супроводжується зниженням токсикорезистентності водних організмів [147].

Наявність розчиненого кисню у воді є обов'язковою умовою існування організмів, що населяють водний об'єкт. Кисень бере участь у процесах самоочищення водних об'єктів, де дефіцит кисню негативно впливає на його інтенсивність при постійному антропогенному впливі. Кисневий режим водойм має велике значення для оцінки якості води річки; зменшення кисню вказує на забруднення органічними речовинами, а збільшення – на інтенсивність процесів фотосинтезу [105].

Вміст розчиненого у воді кисню входить в коло основних показників, що визначають поверхневі води як ресурс і розглядається як визначальний фактор для прогнозування кисневого режиму. Оцінка утворення кисню за рахунок фотосинтезу, визначення впливу життєдіяльності різних видів водних організмів на кисневий режим та самоочисна спроможність малозабруднених річок мають вирішальне значення в оновленні розчиненого у воді кисню [147]. За кількістю виділеного кисню можна говорити про кількість утвореної органічної речовини під час фотосинтезу.

Дослідження вмісту розчиненого кисню у воді р. Стир були проведені в умовах «in situ» впродовж 2016-2017 рр. (рис. 5.5).

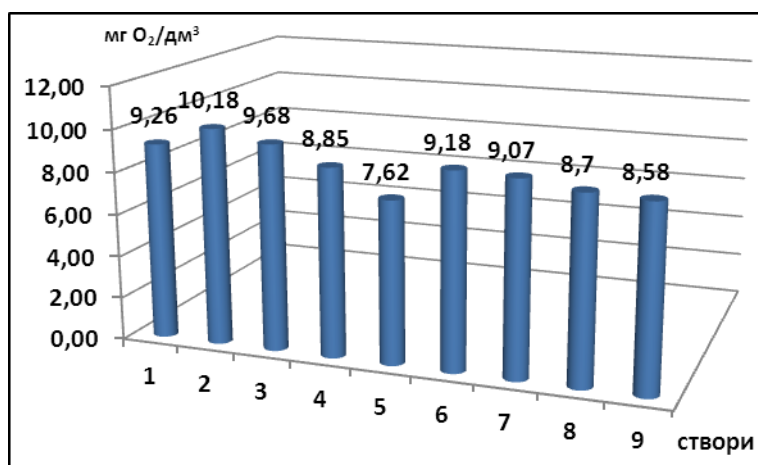


Рис. 5.5. Середній вміст розчиненого кисню, мг O₂/дм³ у воді р. Стир у межах Рівненської області

Середній вміст розчиненого кисню у воді річки у межах Волинської височини в 2016 році був у діапазоні $9,26 \pm 0,14$ - $10,18 \pm 0,34$ мгO₂/дм³. Найбільші значення ($10,52 \pm 0,08$ мгO₂/дм³) зафіксовані в створі с. Вербень на початку вегетаційного періоду, найменші – ($7,20 \pm 0,15$ мгO₂/дм³), у кінці вегетаційного періоду.

На території Волинського Полісся його середні значення становили від $7,62 \pm 0,10$ до $9,18 \pm 0,13$ мг O₂/дм³. Найменші значення ($5,04 \pm 0,06$ - $5,01 \pm 0,05$ мгO₂/дм³) у створах с. Заболоття, смт. Зарічне.

Аналіз вмісту розчиненого кисню у воді р. Стир в у 9 контрольних

створах становив від $7,62 \pm 0,10$ мг O_2 /дм³ до $10,18 \pm 0,34$ мг O_2 /дм³.

Дослідженнями встановлено, що показники вмісту розчиненого кисню у воді річки найбільші в період 12-16 години дня. У межах Волинської височини його значення становили від $5,35 \pm 0,07$ до $8,93 \pm 0,03$ мг O_2 /дм³, найбільші спостерігались у створі с. Нове, а найнижчі – у створі с. Вербень (рис. 5.6).

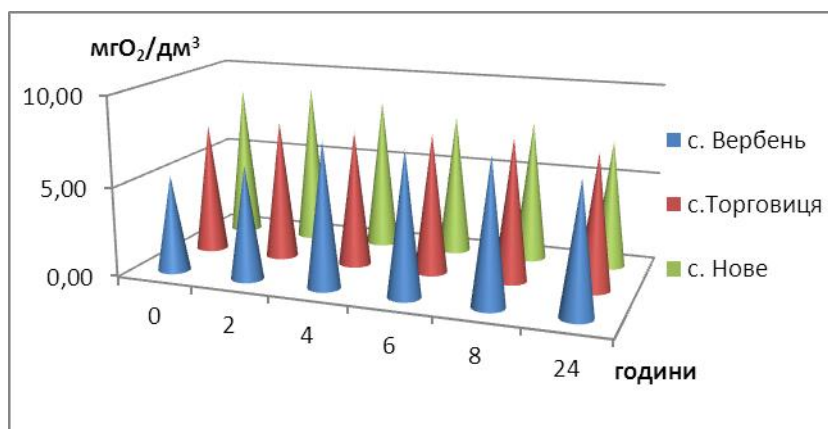


Рис. 5.6. Добова динаміка вмісту розчиненого кисню у воді р. Стир у межах Волинської височини

Суттєво відрізняється вміст розчиненого кисню у воді р. Стир на території Волинського Полісся, який зафіксований від $7,79 \pm 0,06$ до $9,44 \pm 0,10$ мг O_2 /дм³. Найбільші значення показника зафіксовані у створі с. Іванчиці, а найменші – у створі нижче скиду ПЗК РАЕС (рис. 5.7).

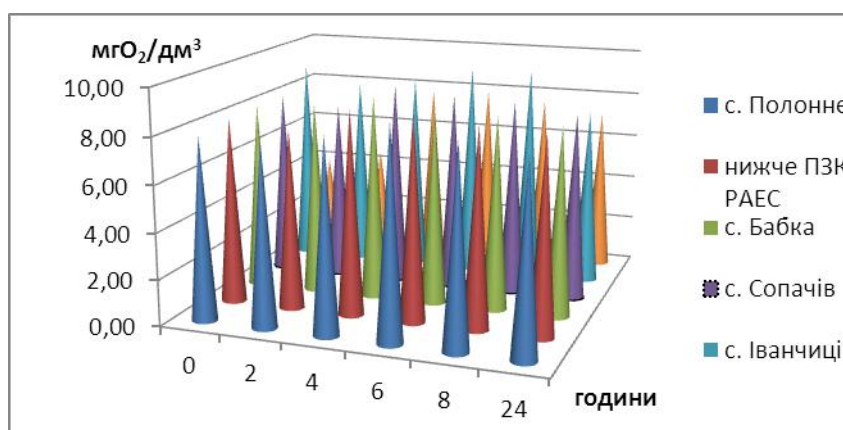


Рис. 5.7. Добова динаміка вмісту розчиненого кисню у воді р. Стир у межах Волинського Полісся

Слід зауважити, що у стариці р. Стир вміст розчиненого кисню визначений в межах $3,88 \pm 0,09$ - $7,87 \pm 0,03$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$, що пояснюється великим різноманіттям вищої водної та прибережно-водної рослинності та застійними явищами даної ділянки річки.

Визначення величини валової первинної продукції проводили кисневим методом в умовах «in situ». Розрахунок валової первинної продукції проводили за формулою:

$$A_v = (V_c - V_t) / t, \text{ де: } (5.4.1)$$

A_v – валова первинна продукція, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$;

V_c – вміст кисню у світлій склянці після експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

V_t – вміст кисню у темній склянці після експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

t – час, години.

За результатами досліджень зафіксовано, що валова первинна продукція води р. Стир у динаміці в межах Волинської височини становила від $0,01 \pm 0,001$ до $1,22 \pm 0,08$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$ [123], найбільші її значення визначені у створі с. Вербень, а найменші – у створі с. Торговиця (рис. 5.8). Проте, в контрольному створі с. Нове значення валової первинної продукції органічної речовини через дві години визначене як $1,22 \pm 0,08$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$ і було максимальним.

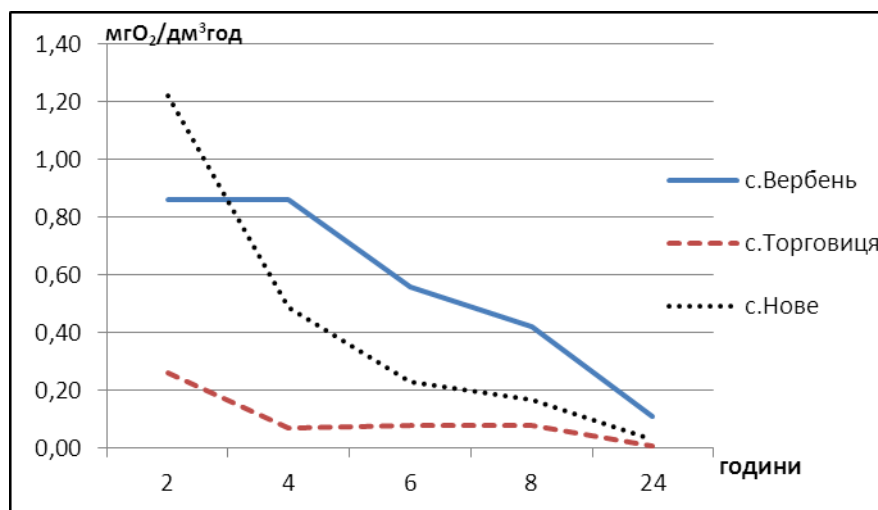


Рис. 5.8. Динаміка валової первинної продукції (A_v) р. Стир у межах Волинської височини

Показники валової первинної продукції річки змінювались на території Волинського Полісся і становили від $0,01 \pm 0,001$ до $1,80 \pm 0,01$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$. Найбільші значення валової первинної продукції в динаміці зафіксовані у створі стариця р. Стир, найменші – у створах нижче скиду ПЗК РАЕС, с. Бабка та с. Сопачів (рис. 5.9).

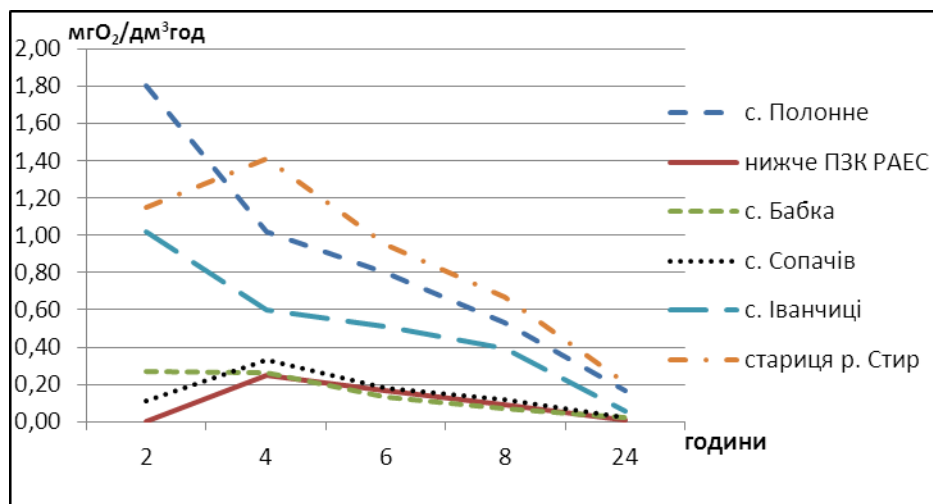


Рис. 5.9. Динаміка валової первинної продукції (A_v) р. Стир у межах Волинського Полісся

5.2.2. Чиста продукція органічної речовини

Чиста продукція визначена за формулою:

$$A_{\text{ч}} = (V_{\text{с}} - V_{\text{с (поч.)}}) / t, \text{ де: } (5.4.2)$$

$A_{\text{ч}}$ – чиста продукція, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$;

$V_{\text{с}}$ – вміст кисню у світлій склянці після експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

$V_{\text{с (поч.)}}$ – початковий вміст кисню у склянці перед експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

t – час, години.

Чиста продукція води р. Стир у різних створах у межах Волинської височини становила від 0 до $0,66 \pm 0,12$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$., найбільші її значення зафіксовані у створі с. Вербень (рис. 5.10). Відсутність чистої продукції у воді створу с. Нове, на наш погляд, пояснюється крутими берегами річки, майже відсутньою прибережно-водною рослинністю та низькими значеннями біомаси фітопланктону [123].

На території Волинського Полісся величина чистої продукції води річки

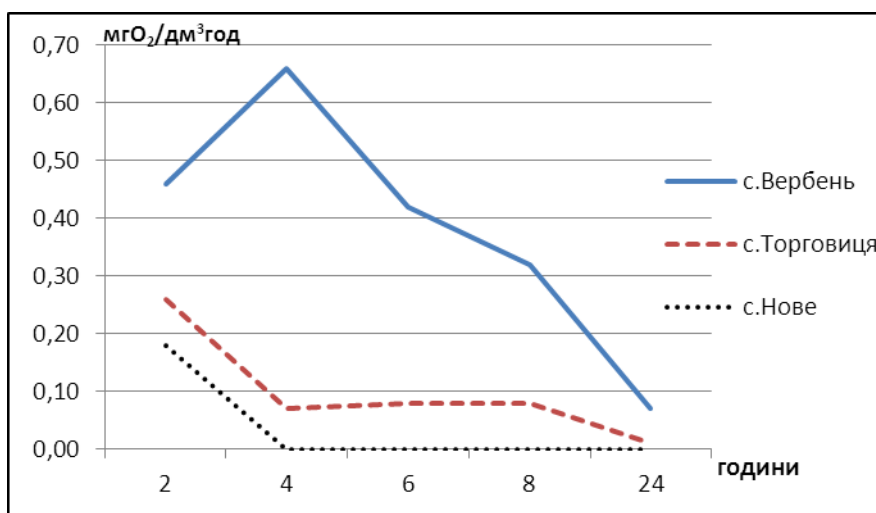


Рис. 5.10. Динаміка чистої продукції (Ач)

р. Стир у межах Волинської височини

збільшується до $1,00 \pm 0,02$ мгО₂/дм³·год. Найменші значення зафіксовані у створах с. Заболоття, нижче скиду ПЗК РАЕС, с. Сопачів. Слід відзначити високу продуктивність гідроекосистеми у стариці досліджуваної річки, де зафіксовані найбільші значення як валової, так і чистої продукції (рис. 5.11).

Встановлено залежність показника валової первинної та чистої продукції у воді р. Стир у межах Рівненської області. Між валовою первинною та чистою продукцією існує тісний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом $R = 0,74$ (рис. 5.12).

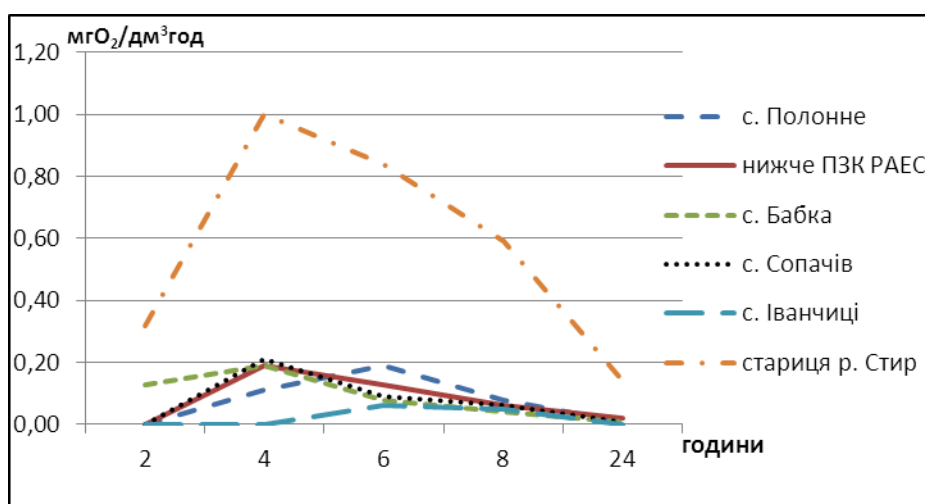


Рис. 5.11. Динаміка чистої продукції (Ач)

р. Стир у межах Волинського Полісся

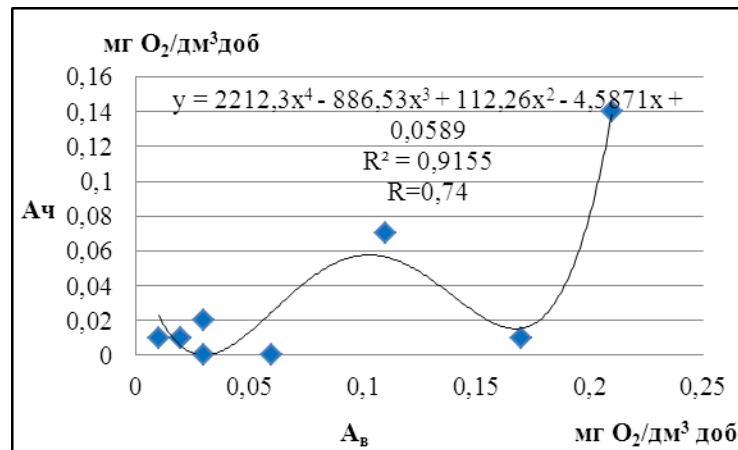


Рис. 5.12. Залежність показника валової первинної продукції від чистої продукції

5.2.3. Продукційно-деструкційні процеси в річці

Продукція і деструкція органічної речовини характеризують стан водних екосистем, так як продукційно-деструкційні процеси залежать від ступеня розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності [135]. У досліджуваній річці виділені ділянки з перевагою продукційних процесів та ділянки, де переважає деструкція речовин. Саме органічна речовина автотрофних організмів забезпечує функціонування трофічних рівнів, біотичний колообіг речовин і потік енергії в екосистемах, а переважання продукції над деструкцією приводить до евтрофікації [138].

Деструкція органічної речовини характеризує функціональний стан водних екосистем. У процесі деструкції відбуваються перетворення органічних речовин та їх використання на певному трофічному рівні.

Деструкцію (R_n) фітопланктону води р. Стир розраховували за різницею вмісту розчиненого кисню у початковій і темній склянках за формулою:

$$R_n = (V_{c(\text{поч.})} - V_{т.}) / t, \text{ де: } (5.4.3)$$

R_n – деструкція, мгO₂/дм³·год;

$V_{c(\text{поч.})}$ – початковий вміст кисню у склянці перед експонування, мгO₂/дм³;

$V_{т.}$ – вміст кисню у темній склянці після експонування, мгO₂/дм³;

t – час, години.

Досліджено, що у межах Волинської височини значення деструкції становили від $0,01 \pm 0,002$ до $0,09 \pm 0,005$ $\text{мг O}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год.}$, найбільші – у створі с. Нове. На території Волинського Полісся деструкція знаходиться у межах $0,01 \pm 0,002$ - $0,15 \pm 0,02$ $\text{мг O}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год.}$ [123], з найбільшими значеннями у створі № 4, а найменшими – у створах № 5, 6 (рис. 5.13).

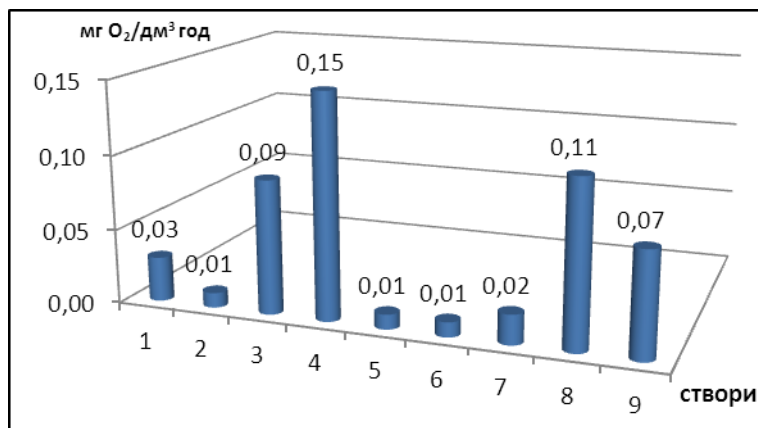
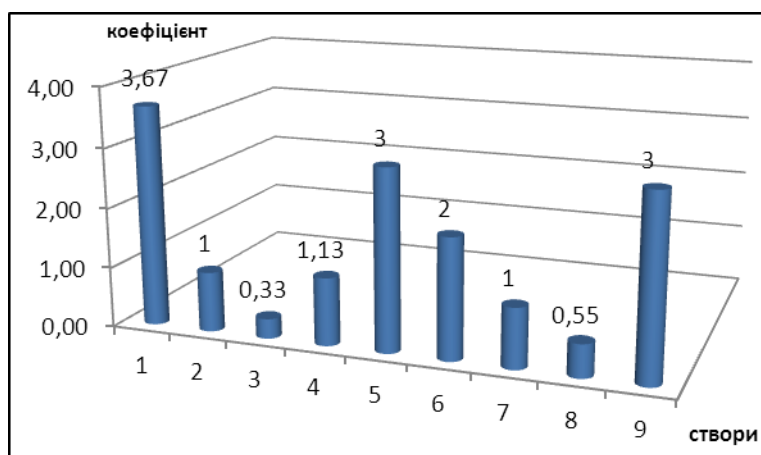


Рис. 5.13. Деструкційні процеси у воді р. Стир у межах Рівненської області

При функціонуванні гідроекосистем важливе значення має співвідношення валової продукції до деструкції органічної речовини.

Дослідженнями встановлено, що продукційно-деструкційний коефіцієнт води річки знаходиться у межах 0,33 - 3,67 (рис. 5.14). Найбільші значення зафіксовані у створах с. Вербень, нижче скиду ПЗК РАЕС, стариця р. Стир, що підтверджує автохтонне забруднення водойми. Екосистема річки знаходиться у збалансованому стані тільки у створах № 2, 4, 7 (сс. Торговиця, Заболоття, Сопачів), де відношення валової первинної продукції до деструкції органічної речовини рівне 1,0 і надходження алохтонних речовин не має суттєвого значення для забруднення води річки [123].

В створах № 3 і 8 процеси деструкції органічної речовини переважають над процесами продукції, що обумовлено високим вмістом алохтонних органічних речовин і низьким продукційно-деструкційним коефіцієнтом.



**Рис. 5.14. Продукційно-деструкційний коефіцієнт
р. Стир у межах Рівненської області**

5.2.3.1. Продукційно-деструкційні процеси за участі макрофітів

Особливої уваги при вивченні вищої водної рослинності України заслуговують дослідження Дубини Д. В., Зуба Л. Н., Чорної Г. А. [57, 58, 64, 144]. Фрагментарні дані видового складу макрофітів у річках Рівненської області наведені у роботах Володимирця В. О., Гроховської Ю. Р. [49, 50], проте їх видовий склад у воді р. Стир залишається невивченим.

Важливу роль у процесі самоочищення води р. Стир відіграють вищі водні рослини, так як в їх заростях затримується і руйнується значна частина завислих речовин, фосфатів, нітратів, сульфатів, органічних кислот, що надходять у водойми [76]. Конкуренція за біогенні елементи і антагонізм прибережно-водної рослинності з водоростями визнається дієвим способом боротьби з цвітінням водойм [11]. Слід зауважити, що прибережно-водна рослинність створює середовище для мешканців водойм, бере участь у круговороті речовин та енергії і є важливою ланкою прісноводного біоценозу [46].

Поглинаючи біогенні елементи та насичуючи воду киснем, макрофіти запобігають евтрофуванню річки. Установлено, що для макрофітів характерна вибірковість у поглинанні біогенних елементів [90]. Так, для сусака зонтичного властиве накопичення переважно заліза та марганцю; для рогоза вузьколистого – натрію; для частухи подорожникової і рдеста

пронизанолистного – фосфору, кальцію; для очерету звичайного характерним є нагромадження кремнію [100, 101]. Усі види водних рослин приймають участь у формуванні якості води, так як містять багато азоту у молодих листках і генеративних органах. Властивість накопичення макрофітами металів і біогенних елементів виводить їх із кругообігу речовин, залежить від рН води, від видових особливостей рослин, щільності біомаси, тощо та впливає на розвиток фітопланктону [132]. У кінці вегетаційного періоду значна кількість біогенних речовин із рослин мігрують у їх кореневу систему, що сприяє накопиченню їх вищими водними рослинами [106].

У присутності макрофітів інтенсивно знижується вміст фенолів, нафтопродуктів, радіонуклідів за рахунок активації їх окиснення бактеріями при сприятливому кисневому режимі у заростях. Слід зазначити, що активному процесу мінералізації органічної речовини в заростях вищих водних рослин сприяє достатня концентрація у воді кисню [134].

Важливим процесом утворення органічної речовини у воді річки, з яким пов'язане і самозабрудненням водойм, є фотосинтез вищої водної рослинності. Прибережно-водна рослинність виділяє під час фотосинтезу кисень і впливає на кисневий режим прибережної зони річки [100]. Вміст кисню у воді річки прискорює процеси нітрифікації, самоочищення та створює умови для життєдіяльності бактерій, перифітону, організмів товщі води і дна річки [134].

Значна кількість водних рослин має високу толерантність, яка заважає використовувати їх в якості індикаторних видів. Проте відома група видів прибережно-водних рослин, які можна вважати індикаторами стану і трофності гідроекосистеми. Так, масовий розвиток *Staurogeton trisulcus* (L.) Schur вказує на велику кількість у воді біогенних елементів, *Lemna minor* L. та *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. свідчить про евтрофікацію та забруднення водойми [106]. Про антропогенну дію на водні екосистеми вказує наявність наступних видів: *Sagittaria sagittifolia* L., *Alisma plantago-aquatica* L., *Elodea canadensis* Michx., *Ceratophyllum demersum* L. Таким чином, видовий склад

прибережно-водної рослинності дозволяє точно охарактеризувати екологічний стан гідроекосистеми [101].

У межах Рівненської області вода р. Стир на окремих ділянках охарактеризована як мезотрофна, α - олігосапробна за середніми та евтрофна, β - мезосапробна за найгіршими значеннями гідрохімічних показників [81], на що вказує наявність макрофітів: *Potamogeton lucens* L., *Elodea canadensis* Michx., *Potamogeton crispus* L., *Stuckenia pectinata* (L.) Börner, *Ranunculus repens* L., *Lemna minor* L., *Staurogeton trisulcus* (L.) Schur.

Важливого значення при дослідженнях процесів утворення та розкладання органічної речовини у річці надано вищій водній рослинності. При функціонуванні гідроекосистеми значна частина розчиненої і завислої органічної речовини розкладається у процесі деструкції та виноситься із стоком води [134]. У природних умовах фотосинтез макрофітів відбувається з розрахунку на площу світлопоглинаючої поверхні рослин і оцінюється за кількістю утвореної органічної речовини на одиницю площі за відповідний час, а процеси дихання залежать від біомаси макрофітів [90].

Нами була досліджена продукція макрофітів р. Стир у 9 контрольних створах. Суть методу визначення продукції макрофітів полягала в тому, що в прозору склянку наливали річкову воду і вносили туди дослідні рослини приблизно однакового розміру без видимих пошкоджень, які перед зануренням у колби зважували на аналітичних терезах. Колби закривали таким чином, щоб у них не залишилось пухирців повітря і експонували їх протягом 60 хв. у лабораторних умовах для визначення продукції та 120 хв. для визначення деструкції. Одночасно з дослідними колбами експонували контрольні колби з водою, але без рослин. Повторність була трикратною. Після закінчення експозиції рослини із колб виймали, проводили визначення розчиненого кисню методом Вінклера та розраховували показники продукції й деструкції органічних речовин [139]. Продукцію перераховували на одиницю маси макрофітів.

$$A_b = (V_c - V_r) / t \times W \quad (5.4.4)$$

$$A_{\text{ч}} = (V_{\text{с}} - V_{\text{с (поч.)}}) / t \times W \quad (5.4.5)$$

$$R_{\text{п}} = (V_{\text{с (поч.)}} - V_{\text{т.}}) / t \times W, \text{ де: } \quad (5.4.6)$$

$A_{\text{в}}$ – валова первинна продукція макрофітів, $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$;

$A_{\text{ч}}$ – чиста продукція макрофітів, $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$;

$R_{\text{п}}$ – деструкція макрофітів , $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$;

W – вага макрофітів (г), приведена до об'єму експериментальної колби з макрофітами (дм^3), $\text{г}/\text{дм}^3$;

$V_{\text{с. (поч.)}}$ – початковий вміст кисню у склянці перед експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

$V_{\text{с.}}$ – вміст кисню з макрофітами у світлій склянці після експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

$V_{\text{т.}}$ – вміст кисню з макрофітами у темній склянці після експонування, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

t – час, години.

Дослідженнями встановлено, що діапазон вмісту розчиненого кисню у воді річки у межах Волинської височини становив $1,94 \pm 0,02$ - $3,81 \pm 0,52$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$. Найбільші значення зафіксовані у с. Вербень, що підтверджено значною кількістю макрофітів у досліджуваному створі [123]. На території Волинського Полісся значення розчиненого кисню становили від $1,54 \pm 0,33$ до $3,32 \pm 0,72$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$, найменші визначені у створі нижче скиду ПЗК РАЕС, що спричинено підвищеною температурою води внаслідок скиду нормативно чистих без очистки стічних вод (рис. 5.15).

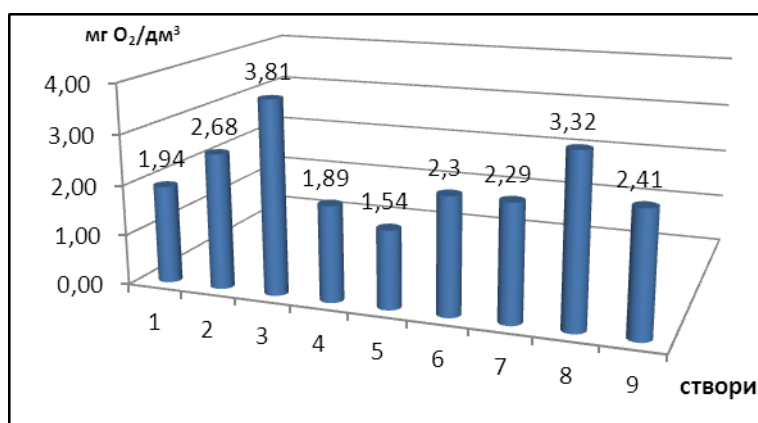


Рис. 5.15. Вміст розчиненого кисню спожитого макрофітами

При визначенні валової первинної продукції за макрофітами встановлені найменші її значення. У межах Волинської височини значення валової первинної продукції становили від $0,19 \pm 0,01$ до $0,42 \pm 0,01$ $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$, найбільші спостерігались у створі с. Нове, а найменші – у створі с. Вербень [123]. На території Волинського Полісся її значення знаходились у межах від $0,10 \pm 0,03$ до $0,25 \pm 0,03$ $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$. Найбільші зафіксовані у створі с. Іванчиці, а найменші – у стариці р. Стир (рис. 5.16).

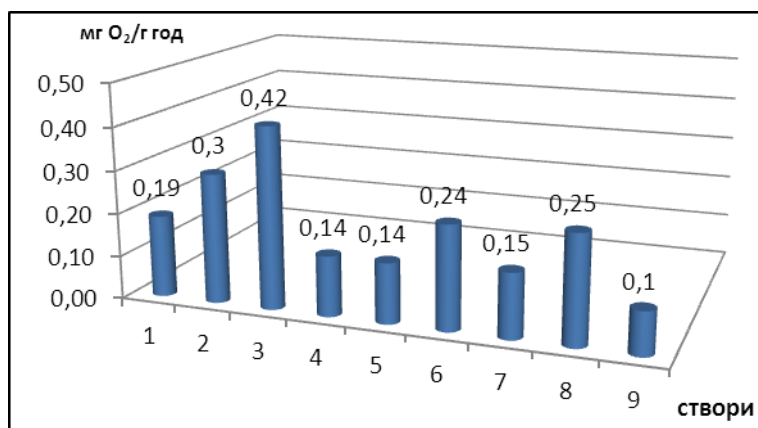


Рис. 5.16. Валова первинна продукція макрофітів

Слід зауважити, що значний внесок у зменшення концентрації розчиненого у воді кисню належить витратам його на процеси самоочищення. При низькій концентрації розчиненого кисню відбувається переважання процесів деструкції органічної речовини над її продукцією, тобто процеси дихання переважають над фотосинтезом, що є наслідком відсутності чистої продукції. Підтвердженням даного тлумачення є проведені дослідження. Так, як визначення продукційно-деструкційних процесів макрофітів проводили в лабораторних умовах у склянках з малою фотосинтетичною поверхнею, то зменшення площі листової поверхні рослин (затінення) мали, на наш погляд, вплив на продукційні процеси. Дефіцит кисню призвів до посилення деструкційних процесів, які у межах Волинської височини становили від $0,46 \pm 0,04$ до $0,73 \pm 0,08$ $\text{мгO}_2/\text{г}\cdot\text{год}$, найбільші спостерігались у створі с. Торговиця, а найменші – у створі с. Нове

[123]. На території Волинського Полісся показник значень деструкції зафіксований у межах $0,37 \pm 0,03$ - $0,70 \pm 0,02$ мгО₂/ г·год. Найбільші значення визначені у створі с.Заболоття, а найменші – у воді стариці (рис. 5.17).

За величиною визначеного нами продукційно-деструкційного коефіцієнту макрофітів встановлено, що процеси деструкції переважають над процесами продукції, що пояснюється високим вмістом алохтонної органічної речовини у воді (рис. 5.18).

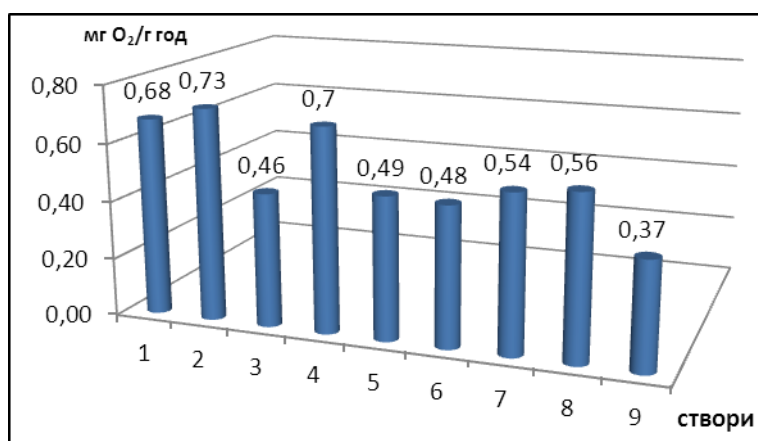


Рис. 5.17. Деструкційні процеси за участі макрофітів

Продукційно-деструкційний коефіцієнт за участі макрофітів характеризується відносною стабільністю значень від 0,20 до 0,5.

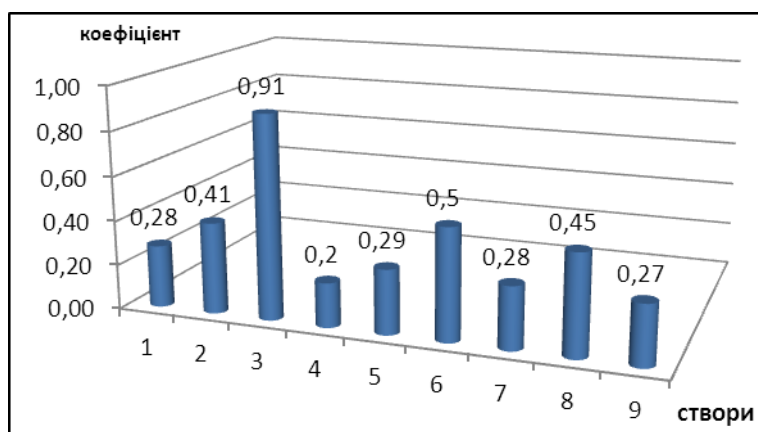


Рис. 5.18. Продукційно-деструкційний коефіцієнт за участі макрофітів

Проте у створі с. Нове продукційно-деструкційний коефіцієнт наближений до 1,0 і становить 0,91, тобто гідроекосистема знаходиться у стані наближеному до збалансованого. Між валовою первинною продукцією та продукційно-деструкційним коефіцієнтом існує тісний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом $R = 0,92$ (рис. 5.19).

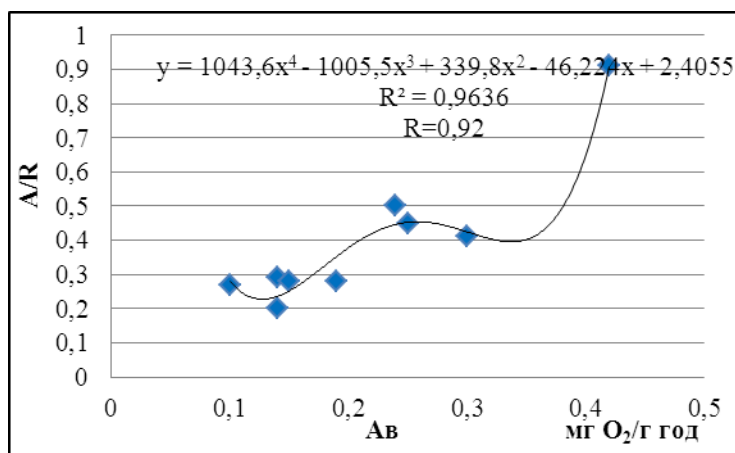


Рис. 5.19. Залежність показника валової первинної продукції від продукційно-деструкційного коефіцієнту

Висновки до розділу 5

Видовий склад гідрофільної флори включає 125 видів, 75 родів та 38 родин, із яких 8 видів є адвентивними рослинами. Найбільш чисельними були виявлені 7 родин: *Poaceae* (11 видів), *Potamogetonaceae* (10 видів), *Asteraceae* (9 видів), *Cyperaceae* (8 видів), *Polygonaceae* (8 видів), *Ranunculaceae* та *Salicaceae* (5 видів). У структурі життєвих форм найбільш чисельними є гемікриптофіти (31,2%), гідрофіти (24%) та водні гемікриптофіти (16,8%), а також багаторічні трав'янисті рослини. В екологічній структурі переважають тріхогідрофіти (20,8%), улігінозофіти (18,4%) та охтогідрофіти (13,6%).

Найбільший показник біомаси фітопланктону р. Стир спостерігався у створах с. Вербень ($4,65 \pm 0,02$ мг/дм³) та с. Іванчиці ($3,97 \pm 0,05$ мг/дм³).

Середні значення розчиненого кисню у воді р. Стир у межах Волинської височини в 2016 році становили від $9,26 \pm 0,14$ до $10,18 \pm 0,34$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$, а в межах Волинського Полісся – від $7,62 \pm 0,10$ до $9,18 \pm 0,13$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$.

Валова первинна продукція фітопланктону р. Стир у межах Волинської височини становила від $0,01 \pm 0,001$ до $1,22 \pm 0,08$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$, а чиста продукція визначена від 0 до $0,66 \pm 0,12$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$. Показник валової первинної продукції змінювався на території Волинського Полісся до $1,80 \pm 0,01$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$, а чистої – до $1,00 \pm 0,02$ $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$.

Дефіцит кисню призвів до посилення деструкційних процесів за участі макрофітів, які становили від $0,46 \pm 0,04$ до $0,73 \pm 0,08$ $\text{мгO}_2/\text{г} \cdot \text{год}$. Продукційно-деструкційний коефіцієнт знаходився в межах 0,33-3,67. Найбільші його значення зафіксовані у створах с. Вербень, нижче скиду ПЗК РАЕС та стариці р. Стир. Екосистема річки знаходиться у збалансованому стані у створах сс. Торговиця, Заболоття, Сопачів. У створах № 3 і 8 процеси деструкції органічної речовини переважають над процесами продукції. Між валовою первинною продукцією макрофітів та продукційно-деструкційним коефіцієнтом існує тісний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом $R = 0,92$.

На сучасному етапі функціонування річкової екосистеми Стиря її трофічний статус забезпечується переважанням валової первинної продукції над деструкцією органічної речовини.

Список використаних джерел

1. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию: монография. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
2. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург: Наука, 2000. 148 с.
3. Афанасьев С. О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2011. 26 с.

4. Баринаова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды: монография / за ред. С. С. Бариновой. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.
5. Баринаова С. С., Клоченко П. Б., Белоус Е. П. Водоросли как индикаторы экологического состояния водных объектов. *Гидробиол. журнал*. Киев, 2015. № 4. Т 51. С. 3–23.
6. Боярин М. В. Нетробчук І. М. Основи гідроекології: теорія і практика: навч. посіб. / за ред. А. Н. Некос. Луцьк: Вежа-Друк, 2016. 365 с.
7. Винберг Г. Г. Общие основы изучения водных экосистем: монография. Ленинград: Наука, 1979. 273 с.
8. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов: монография. Москва, 1960. 329 с.
9. Винберг А. Ф. Алимов, Е. В. и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод. *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*: труды Советско-Английского семинара. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. С. 124–131.
10. Гриб Й. В., Сондак В. В., Володимирець В. О. Зміни угруповань індикаторних видів вищих водних рослин на Хрінницькому водосховищі після повторного затоплення. *Вісник УДУВГП*. Рівне, 2003. Вип. 2 (21). С. 3–10.
11. Громова Ю. Ф., Мантурова О. В. Фіто- і зоопланктон р. Іква (басейн р. Прип'ять). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол.* Тернопіль, 2015. № 3-4 (64). С. 143–146.
12. Гроховская, Ю. Р., Володимирец В. А. Особенности видового состава гидрофильной флоры Ровенской области Украины. *Фиторазнообразие Восточной Европы*. Тольятти, 2015. Т.9. Вып. 2. С. 32–44.
13. Гроховська Ю. Р., Володимирець В. О., Кононцев С. В. Раритетні види та угруповання вищих водних і прибережно-водних рослин Рівненської області. *Вісник НУВГП*. Рівне, 2013. Вип. 2 (62). С. 182–197.

14. Дубина Д. В. Вища водна рослинність. Київ, 2006. 412с.
15. Дубина Д. В. Класифікація вищої водної рослинності України: стан та перспективи. *Укр. фітосоц. зб. Сер. А*. Київ, 1996. № 3. С. 6–14.
16. Зуб Л. Н. Эколого–флористическая классификация сообществ макрофитов, сложенных различными эковиоморфами. *Гидробиотаника: методология, методы: мат. школы по гидробиотанике*. Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2000. С. 141–142.
17. Капустин Д. А. Водоросли водоемов Полесского природного заповедника (Украина). *Альгология*. Киев, 2013. Т. 23, № 1. С. 82–95.
18. Капустін Д. О. Видове різноманіття прісноводних червоних водоростей (Rhodophyta) Українського Полісся. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне*, 2009. С. 198–202.
19. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды: коллект. монография / за общ. ред. Д. В. Дубины, С. Гейны, З. Гроудова и др. Киев: Наук. думка, 1993. 434 с.
20. Мельник В. Й., Толочик І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біологія та валеологія: зб. наук. пр.* Харків: ХНПУ, 2017. Вип. 19. С. 179–188.
21. Мусієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин: навч. посібн. Київ: Видавництво поліграфічний центр «Київський університет», 2004. 60 с.
22. Охапкин А. Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа. *Ботан. журн.* Киев, 1998. Т. 83. С. 1–13.
23. Папченков В. Г. Продукция макрофитов вод и методы ее изучения. *Гидробиотаника: методология, методы: мат. школы по гидробиотанике*. Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 137–145.
24. Папченков В. Г. О классификации макрофитов водоемов. *Экология*. Москва, 1985. № 6. С. 8–13.

25. Романенко В. Д. Основи гідроекології: підручник. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
26. Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Экология прибережно-водной растительности. Москва: НИИ-Природа, РЭФИА, 2004. 221 с.
27. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии / пер. с англ. К. Л. Тарасова. Москва: Мир, 1990. 595 с.
28. Серебряков И. Г. Экологическая морфология растений. Москва: Высшая школа, 1962. 378. с.
29. Серета Т. М. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2008. 23 с.
30. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Вищі водні та прибережно-водні рослини окремих ділянок р. Стир у межах Рівненської області. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Тернопіль, 2018. №1 (72). С. 30–35.
31. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Видовий склад угруповань водоростей р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного ун-ту ім. Лесі Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №13 (362). С. 36–39.
32. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Біологічна продуктивність води р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 3(31). Vol. 2. Р. 18–22.
33. Толочик І. Л. Видовий склад гідрофільної флори р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 2(30). Vol. 2. Р. 30–33.
34. Трилис В. В., Серета Т. М., Савицкий О. Л. Надходження органічних речовин в річкову екосистему (на прикладі модальної ділянки р. Віта). *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 648–651.

35. Федорчук І. В. Фітоіндикаційна роль макрофітів у комплексному моніторингу річкових систем. *Роль природно-заповідних територій у підтримці біорізноманіття* (м. Канів, 9-11 верес. 2003 р.). Канів, 2003. С. 159–160.
36. Федорчук І. В. Гідроботанічні дослідження поверхневих вод - основа комплексного моніторингу водних екосистем: мат. І Міжнародної конференції студентів і аспірантів «*Молодь і поступ біології*» (м. Львів, 11-14 квітн. 2005 р.). Львів, 2005. С. 99–100.
37. Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Біопродуктивність водних екосистем: метод. посібн. Київ: Центр учбової літератури, 2017. 224 с.
38. Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Методологія вивчення угруповань водних організмів: навч. посіб. Київ: Український фітосоціологічний центр, 2014. 269 с.
39. Царенко П. М., Петлеванный О. А. Дополнение к разнообразию водорослей Украины. Киев: Ин-т ботаники им.Холодного НАНУ, 2001.130 с.
40. Чорна Г. А. Рослини наших водойм (атлас - довідник). Київ: Фітосоціоцентр, 2001. 134 с.
41. Шелюк Ю. С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 743–746.
42. Щербак В. І., Кузьмінчук Ю. С. Вплив фітопланктону на формування кисневого режиму річкової екосистеми. *Гидробиол. журн.*, 2005. 41, № 1. С. 69–78 .
43. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. 2. Фітомікробентос. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*: монографія / за ред. В. Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. С. 8–27.
44. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and

Rhodophyta / Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2006. 713 p.

45. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016. V. 181. Iss. 1. P. 1–20.

46. Bakhtiyarova L. N. New for Ukraine taxa of the genus *Pinnularia* Eherenb. (Bacillariophyta) from Ukrainian Polissya. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне, 2009*. С. 128–132.

47. Bilous Ye. P., Barinova S. S., Klochenko P. D. Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as indicator of its ecological state. *Hydrobiol. J.* 2013. 49(6). P. 29–42.

48. Kornaš A. Geograficzno–historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych. *Mater. Zakł. Fitosocjol. Stos. U.M.* 1968. 25. P. 33–41.

49. Raunkier C. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford: Clarendon Press., 1934. 632 p.

50. Sukhodol'skaya I. L., Manturova O. V., Griuk I. B. Phytoplankton of Small Rivers of the Rivne Region (Ukraine) and Relation of its Quantitative Parameters with Nutrients Content. *Hydrobiological Journal*. Kiev, 2015. Vol. 51, № 5. P. 50–61.

51. The Plant List: a working list of all plant species. URL: <http://www.theplantlist.org/> (дата звернення 22.11.2017).

РОЗДІЛ 6. ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ Р. СТИР

6.1. Заходи з покращення екологічного стану р. Стир

Надмірне антропогенне навантаження порушило природну рівновагу в гідроекосистемах, різко знизило якість водних ресурсів і спричинило кризовий екологічний стан окремих територій. Покращення екологічного стану р. Стир можливе лише при застосуванні низки заходів, які можуть бути зведені до таких напрямів:

1. Щорічного зниження рівнів забруднення за рахунок повного припинення скидання неочищених стічних вод у р. Стир; зменшення скидів забруднюючих речовин шляхом зменшення кількості недостатньо очищених стічних вод; заміна аварійних каналізаційних мереж та спрацьованого обладнання очисних станцій; розроблення та впровадження сучасних технологій очищення стічних вод;
2. Перегляду меж водоохоронних зон та прибережних смуг усіх водойм басейну Стиря, спрямованих на запобігання забрудненню, засміченню та виснаженню води річки.
3. Удосконалення системи моніторингу екологічного стану басейну р. Стир шляхом створення басейнової Ради Рівненської області та залучення громадськості до її складу.
4. Поліпшення системи управління водокористуванням шляхом удосконалення економічного механізму реалізації водоохоронної діяльності.
5. Зменшення водоспоживання за рахунок впровадження оборотних систем виробничого водопостачання, а також систем послідовного і повторного використання води.
6. Привести виробничі технології у промисловості, сільському та комунальному господарствах у відповідність з екологічними вимогами.
7. Удосконалити стандарти і нормативи щодо використання водних ресурсів

та лімітів забору води і скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти.

8. Розробити та впровадити на державному рівні єдині методики проведення оцінки якості води та визначення ризику від негативного впливу господарської діяльності на воду річок.

ВИСНОВКИ

1. Встановлення екологічного стану екосистеми річки Стир можливе лише за комплексної оцінки якості води річки за гідрохімічними та гідробіологічними показниками з врахуванням їх впливу на продукційно-деструкційні процеси.

2. Загалом екологічний стан р. Стир за гідрохімічними показниками характеризується як «добрий». На території Волинської височини вода мезотрофна, α - олігосапробна за середніми та евтрофна, β - мезосапробна за найгіршими значеннями показників. У межах Волинського Полісся відзначено погіршення екологічного стану екосистеми річки до «задовільного» за показниками трофо-сапробіологічного блоку; вода у річці є перехідною від «мезоевтрофної» до «евтрофної» за середніми та евтрофна, β - мезосапробна за найгіршими значеннями показників. Втрата якості води річки в області Волинського Полісся визначена як «незначна» у 26,2%, «значна» у 16,7%, «загрозлива» у 4,8%, «катастрофічна» у 9,5%, а в області Волинської височини – «незначна» у 28,6%, «значна» у 9,5%, «катастрофічна» у 4,8% відібраних проб.

3. Скид стічних вод характерний лише для території Волинського Полісся, де основними забруднювачами поверхневої води є комунальні господарства та РАЕС, а на території Волинської височини спричинений поверхневим зливом із сільськогосподарських угідь, що зумовлює ерозію ґрунту. Екологічний стан річки на території Волинської височини за показником забруднення визначений як «задовільний», при ІКАН = $(-0,1)$, а на території Волинського Полісся – «поганий», при ІКАН = $(-1,0)$. Загалом у р. Стир значення антропогенної складової характерні абсолютно за всіма гідрохімічними показниками, окрім сульфатів, завислих та радіоактивних речовин.

4. На обстежених ділянках р. Стир було виявлено 125 видів, 75 родів та 38 родин гідрофільної флори, з них 8 адвентивних: *Acorus calamus*, *Bidens*

frondosa, *Echinocystis lobata*, *Elodea canadensis*, *Juncus tenuis*, *Salix fragilis*, *Xanthium albinum*, *Zizania latifolia* і 6 паритетних видів, а саме: *Pulicaria vulgaris*, *Hippuris vulgaris*, *Batrachium rionii*, *Nymphaea candida*, *Batrachium circinatum*, *Potamogeton gramineus*. Найчисельнішими були родини: *Poaceae*, *Potamogetonaceae*, *Asteraceae*, *Cyperaceae*, *Polygonaceae*, *Ranunculaceae*, *Salicaceae*. Уперше на Рівненщині знайдений *Batrachium rionii* (Водяний жовтець Ріоні), який є у Червоному списку водних макрофітів України та належить до сильновразливих видів.

5. У структурі життєвих форм гідрофільної флори р. Стир переважають гемікриптофіти та водні геофіти, які становлять 31,2% та 24% від усього видового складу відповідно, а у складі екологічної структури пріоритетними були тріхогігрофіти (20,8%) та улігінозофіти (18,4%), що є свідченням значної видової різноманітності прибережно-водної та водно-болотної рослинності.

6. Основу фітопланктону усіх досліджених ділянок становили види відділу *Bacillariophyta*. Найбільші показники біомаси фітопланктону визначені у контрольних створах с. Вербень ($4,65 \pm 0,02$ мг/дм³), що пояснюється складним рельєфом території, природно-антропогенною евтрофікацією через внесення добрив, змивом ґрунту та зменшенням течії річки за рахунок греблі Хрінницької ГЕС і в створі стариці р. Стир ($3,97 \pm 0,05$ мг/дм³), що обумовлено наявністю значних за площею заводей, які сприяють розвитку фітопланктону.

7. Валова первинна продукція р. Стир становила від $0,01 \pm 0,001$ до $1,80 \pm 0,01$ мгО₂/дм³·год. Показник чистої продукції зафіксований у межах від 0 до $1,00 \pm 0,02$ мгО₂/дм³·год. Між показниками валової первинної та чистої продукції встановлений тісний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом $R = 0,74$.

8. Продукційно-деструкційний коефіцієнт визначений в межах 0,33-3,67. Екосистема річки знаходиться у збалансованому стані тільки у створах сіл Торговиця, Заболоття, Сопачів. Процеси продукції у річці переважали у створах: с. Вербень, нижче скиду ПЗК РАЕС, с. Бабка та стариці річки, а

процеси деструкції органічної речовини – у створах сіл Нове, Іванчиці. Продукційно-деструкційний коефіцієнт корелює з показником валової первинної продукції, $R=0,92$. На сучасному етапі функціонування річкової екосистеми Стиру її трофічний статус забезпечується переважанням валової первинної продукції над деструкцією органічної речовини.

9. Покращення екологічного стану Стиря можливе лише при застосуванні низки заходів спрямованих на щорічне зниження рівнів забруднення, зменшення водоспоживання та поліпшення системи управління водокористуванням річки.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алекин О. А. Общая гидрохимия. Ленинград: Гидрометеиздат, 1948 р. 208 с.
2. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию: монография. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
3. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург: Наука, 2000. 148 с.
4. Андрієнко Т. Л. Растительный мир Украинского Полесья в аспекте его охраны. Київ: Наукова думка, 1983. 216 с.
5. Афанасьев С. О. Гідробіологічна оцінка транскордонних річок заходу України. *Чиста вода – чисте довкілля. Шляхи інтеграції України до Європейського Союзу*: мат. Програми СВС ТАСІС «Західний Буг і Латориця / Уж Транскордонний моніторинг та оцінка якості води». Київ: «АртЕк», 2001. С. 6–13.
6. Афанасьев С. А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиологический журнал*. Киев, 2001. Т. 37. № 5. С. 3–18.
7. Афанасьев С. А. Методология гидробиологических исследований в аспекте внедрения положений Рамочной Водной Директивы ЕС в Украине. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*. Санкт–Петербург, 2007. С. 13–18.
8. Афанасьев С. О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2011. 26 с.
9. Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Киев: АйБи, 2004. 59 с.

10. Барина С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды: монография / за ред. С. С. Бариновой. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.
11. Барина С. С., Клоченко П. Б., Белоус Е. П. Водоросли как индикаторы экологического состояния водных объектов. *Гидробиол. журнал*. Киев, 2015. № 4. Т 51. С. 3–23.
12. Бедункова О. О. Показники гомеостазу організмів і популяцій у комплексній оцінці стану гідроекосистем: автореф. дис. ... д-ра. біол. наук: 03.00.16 / Чернівецький нац. ун-т ім.Ю. Федьковича. Чернівці, 2018. 46 с.
13. Бедункова О. О., Стецюк Л. М., Єфимчук О. Б. Аналіз особливостей формування якості води річок Західного Полісся. *Вісник НУВГП*. Вип. 1 (45). Рівне, 2009. С. 3–9.
14. Былинкина А. А., Драчев С. М., Ицкова Л. И. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема. Мат. XVI гидрохимического совещания. Новочеркасск, 1962. С. 8–18.
15. Бондар О. І., Тараріко О. Г., Варламов Є. М. Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: наук.-метод. посібн. / за ред. О. І. Бондара. Київ: Інрес, 2006. 264 с.
16. Борсукевич Л. М. Вища водна рослинність басейнів верхньої течії Дністра, Прута та Західного Бугу: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.05 / Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Київ, 2010. 22 с.
17. Боярин М. В., Нетробчук І. М. Основи гідроекології: теорія і практика: навч. посіб. / за ред. А. Н. Некос. Луцьк: Вежа-Друк, 2016. 365 с.
18. Вагнер Ф. Подход США к управлению качеством воды. Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установление экологических стандартов и разработка программ сокращения загрязнения в ЕС и США: мат. семинаров по стандартам качества воды и воздуха. Киев, 1997. С. 71–77.

19. Васенко О. Г., Верніченко Г. А., Верніченко-Цветков Д. Ю., Коваленко М. С. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*: зб. наук пр. УкрНДІЕП. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXIII. С. 33–47.
20. Васенко О. Г., Верніченко-Цветков Д. Ю., Коваленко М. С., Ковальова О. М., Поддашкін О. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*: зб. наук пр. УкрНДІЕП. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXII. С. 36–54.
21. Васенко О. Г., Поддашкін О. В., Рибалова О. В., Афанасьєв С. А., Цибульський О. І. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України. *Проблема охорони навколишнього середовища та техногенної небезпеки*: зб. наук. праць УкрНДІЕП. Харків, 2010. Вип. XXXII. С. 75–90.
22. Вассер С. П., Царенко П. М. Разнообразие водоростей: монография. Киев, 2000. 310 с.
23. Верніченко–Цветков Д. Ю. Потенциальная способность поверхностных вод к самоочищению. *Естественные и технические науки*. Москва, 2006. №1. С.106–108.
24. Верніченко–Цветков Д. Ю. Аналіз методів оцінки якісного стану донних відкладів водних об'єктів. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ: ВГЛ «Обрії», 2007. Т. 12. С. 31–40.
25. Вишневецький В. І. Антропогенний вплив на річки України: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.11 / Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. Львів, 2003. 35 с.
26. Винберг Г. Г. Общие основы изучения водных экосистем: монография. Ленинград: Наука, 1979. 273 с.
27. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов: монография. Москва, 1960. 329 с.

28. Винберг А. Ф. Алимов, Е. В. и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод. *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*: труды Советско-Английского семинара. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. С. 124–131.
29. Водний кодекс України. Екологія і закон: Екологічне законодавство України. У 2-х кн./ Відповід. ред. В. І. Андрейцев. Київ: Юрінком Інтер, 1997. Кн.1. С. 411–453.
30. Войцицька А. П., Скрипніченко С. В. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище: навч. посібник. Житомир: ЖДТУ, 2007. 201 с.
31. Волков В. И. Стандарты качества вод в США. В кн.: Право и охрана природы. Москва: ИГПАН, 1979. С. 127–139.
32. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование. *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*: труды Советско-Английского семинара. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. С. 132–161.
33. Гандзюра В. П., Грубінко В. В. Поняття шкодочинності в екології. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол.* Тернопіль, 2007. №1 (31). С. 11–31.
34. Ганущак М. М. Оцінка якості поверхневих вод басейну р. Стир. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Київ, 2015. Т.1 (36). С. 100–118.
35. Ганущак М. М. Сучасний гідрохімічний режим річки Стир в умовах антропогенного навантаження (на прикладі м. Луцьк). *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Київ, 2013. Т. 2(29). С. 54–63.
36. Географічна енциклопедія України: у 3 т. / ред. Маринич М. Київ: Укр. енцикл. ім. М. П. Бажана, 1989–1993. Т. 3. 237 с.
37. Геренчук К. І. Природа Ровенської області. Львів:Вища школа, 1975. 156 с.

38. Гончар О.М. Оцінка гідрохімічного режиму та якості поверхневих вод басейну Дністра на території України: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2012. 20 с.
39. Гопчак І. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод Волинської області та нормування їх якості: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. Київ, 2007. 20 с.
40. Гопчак І. В. Встановлення цільових показників якості води в країнах ЄС та Україні. *Сучасний стан та проблеми розвитку с/г меліорацій*: матеріали Міжн. наук.-практ. конф. Дніпропетровськ: ДДАУ, 2010. С. 93–94.
41. Горев Л. М., Пелешенко В. І., Хільчевський В. К. Гідрохімія України / за ред. В. К. Хільчевського. Київ: Вища школа, 1995. 307 с.
42. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління): автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 13.00.16 / Дніпропетр. нац. ун-т. Дніпропетровськ, 2002. 40 с.
43. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод. *Гидробиолог. журн.* Киев, 1993. № 3. С. 38–43.
44. Гриб Й. В. Відродження екосистем трансформованих басейнів річок та озер (Рекомендації до розробки ОВНС): монографія. Рівне: НУВГП, 2012. 246 с.
45. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління): навч. посіб. / за ред. Й. В. Гриба. Рівне: Волинські обереги, 1999. Т. 1. 348 с.
46. Гриб Й. В., Сондак В. В., Володимирець В. О. Зміни угруповань індикаторних видів вищих водних рослин на Хрінницькому водосховищі після повторного затоплення. *Вісник УДУВГП*. Рівне, 2003. Вип. 2 (21). С. 3–10.

47. Гриб Й. В., Мантурова О. В. Малі річки урбанізованих територій - сучасний екологічний стан, управління. *Наукові записки Тернопільського Держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Гідроекол. Тернопіль, 2002. №1(16). С. 85–92.
48. Громова Ю. Ф., Мантурова О. В. Фіто- і зоопланктон р. Іква (басейн р. Прип'ять). *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 143–146.
49. Гроховская, Ю. Р., Володимирец В. А. Особенности видового состава гидрофильной флоры Ровенской области Украины. *Фиторазнообразие Восточной Европы*. Тольятти, 2015. Т.9. Вып. 2. С. 32–44.
50. Гроховська Ю. Р., Володимирець В. О., Кононцев С. В. Раритетні види та угруповання вищих водних і прибережно-водних рослин Рівненської області. *Вісник НУВГП*. Рівне, 2013. Вип. 2 (62). С. 182–197.
51. Данильченко О. С. Оцінка антропогенного навантаження на басейни малих річок Сумського Придніпров'я. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2013. Т.4(31). С. 79–89.
52. Данько К. Ю. Типи русел річок басейну Стиру, їх гідравлічні особливості та умови стійкості. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2010. Т. 4(21). С. 146–178.
53. Директива 2000 Парламенту і Ради ЄС. Встановлення структури щодо дій ЄС в галузі водної політики. Брюссль, 2000-08-15 PE–CONS 3639|00 CS 0347|00 ENV 221CBDES 513.
54. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2011-2016 рр. Рівне, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 рр. 246 с., 242 с., 312 с., 280 с., 312 с., 222 с.
55. ДСТУ ISO 5667-6-2001. Якість води. Відбирання проб. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків. Київ, 2002. 10 с.
56. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. Ленинград: Наука, 1964. 274 с.

57. Дубина Д. В. Класифікація вищої водної рослинності України: стан та перспективи. *Укр. фітосоц. зб. Сер. А*. Київ, 1996. № 3. С. 6–14.
58. Дубина Д. В. Вища водна рослинність. Київ, 2006. 412с.
59. Жегулина Ю. Н., Коваленко Г. Д. Оценка трансграничного влияния Ровенской АЭС на радиоэкологическое состояние реки Стирь. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків, 2013. Вип. 35. С. 131–137.
60. Жукинский В. Н. Экологический риск и экологический ущерб качеству поверхностных вод: актуальность, терминология, количественная оценка. *Вод. ресурсы*. Киев, 2003. Т. 30, № 2. С. 213–321.
61. Заброкицька М.Р. Гідрохімічний режим та оцінка якості річкових вод басейну Західного Бугу на території України: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. Київ, 2005. 19 с.
62. Заверуха Б. В. Флора Волино-Подолії і її генезис. Київ: Наук. думка, 1985. 192 с.
63. Залеський І. І., Бровко Г. І. Динаміка ерозійних екзогенно-геологічних процесів у басейні р. Стир. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. Луцьк: РВВ «Вежа» ВНУ ім. Лесі Українки, 2009. Вип. 6. С. 3–9.
64. Зуб Л. Н. Эколого-флористическая классификация сообществ макрофитов, сложенных различными эколобиоморфами. *Гидробиотаника: методология, методы: мат. школы по гидробиотанике*. Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2000. С. 141–142.
65. Капустин Д. А. Водоросли водоемов Полесского природного заповедника (Украина). *Альгология*. Киев, 2013. Т. 23, № 1. С. 82–95.
66. Капустін Д. О. Видове різноманіття прісноводних червоних водоростей (Rhodophyta) Українського Полісся. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне*, 2009. С. 198–202.

67. Клименко О. М., Статник І. І. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь): монографія. Рівне, НУВГП, 2012. 206 с.
68. Князюк В. О., Поліщук В. С. Флора водних макрофітів Поділля. *Укр. фітосоц. зб. Сер. А*. Київ, 1999. №12 (12–13). С. 240.
69. Комплексные оценки качества поверхностных вод. / под ред. А. М. Никанова и др. 1984.
70. Коноваленко К. Ю., Данько К. Ю., Василенко Є. В., Дутко В. О. Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2011. Т. 1 (22). С. 80–87.
71. Концепція екологічного нормування. Київ: Мінекобезпеки України, 1997. 20 с.
72. Коротун І. М., Коротун Л. К. Географія Рівненської області. Рівне. 1996. 273 с.
73. Летицька О. М., Афанасьєв С. О. Оцінка екологічного стану річок Закарпаття в умовах впливу різних антропогенних чинників. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол. Спец. вип.: Гідроекологія*. Тернопіль, 2010. № 2 (43). С. 319–322
74. Ліхо О. А., Клименко О. М., Статник І. І. Антропогенний вплив на геосистеми (басейни річок): навч. посібник. Рівне: Червінко А. В., 2011. 202 с.
75. Магась Н. І., Трохименко А. Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. Київ, 2013. №2 (16). С. 48–52.
76. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды: коллект. монография / за общ. ред. Д. В. Дубины, С. Гейны, З. Гроудова и др. Киев: Наук. думка, 1993. 434 с.
77. Малі річки України: довідник / за ред. А. В. Яцика, Л. Б. Бишовця, Э. О. Богатова та ін. Київ: Урожай, 1991. 296 с.

78. Маринич О. М., Шищенко П. Г. Фізична географія України: підручник. 3-тє вид. доп. Київ:Т-во «Знання», КОО, 2006. 511 с.
79. Мельник В. Й. Екологічна оцінка сучасного стану якості річкових вод Рівненської області. *Український географічний журнал*. Київ, 2000. № 4. С. 44–52.
80. Мельник В. Й. Екологічні нормативи якості води річок в межах Рівненської області: монографія. Рівне: О.Зень, 2015. 290 с.
81. Мельник В. Й., Толочик І. Л. Динаміка забруднення води річки Стир в межах Рівненської області. *Біологія та валеологія: зб. наук. пр.* Харків: ХНПУ, 2017. Вип. 19. С. 179–188.
82. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші і естуаріїв України: проект / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1994. 26 с.
83. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
84. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями: проект / за заг. ред.: А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко та ін. Харків: УкрНДІЕП. 2012. 37 с.
85. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик, О. П. Канащ, В. А. Сташук та ін. Київ: УНДІВЕП, 2007. 71 с.
86. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод: монографія / за ред. В. Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
87. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем / ред. В. І. Назаренко. Київ, 2002. 51 с.
88. Мисковець І. Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2003. 20 с.

89. Міщенко О. В. Сучасний стан та динаміка забруднення річки Стир. *Науковий вісник ВДУ*. Луцьк, 2006. № 2. С. 321–325.
90. Мусієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин: навч. посібн. Київ: Видавництво поліграфічний центр «Київський університет», 2004. 60 с.
91. Національний атлас України. Київ: ДНВП «Картографія», 2007. 440 с.
92. Нетробчук І. М. Динаміка змін якості води річки Стир у Волинській області. *Науковий вісник Волин. нац. ун-ту ім. Л. Українки*. Луцьк, 2011. № 8. С. 17–21.
93. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва: Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. 46 с.
94. Окснюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиол. журнал*. Киев, 1993. Т. 29. № 5. С. 25–37.
95. Олексив И. Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций. Львов: Мир, 1992. 243 с.
96. Олійник Л. В. Сучасний стан і основні завдання охорони вищої водної рослинності Лівобережного Лісостепу. *Вісник Київ. нац. ун-ту імені Тараса Шевченка*. Київ, 2006. Т. 47–48. С. 83–84.
97. Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б., Яцюк М. В. Аналіз оцінки якості води в Україні та основні завдання її адаптації до європейського законодавства. Наукові праці Укр. наук.–дослідн. гідрометеорологічного ін.–ту. Київ, 2013. Вип. 265. С. 46–53.
98. Осадчий В. І., Осадча Н. М., Мостова Н. М. Вплив урбанізованих територій на хімічний склад поверхневих вод басейну Дніпра. *Наукові праці УкрНДГМІ*. Київ, 2002. Вип. 250. С. 242–261.
99. Охапкин А. Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа. *Ботан. журн.* Киев, 1998. Т. 83.

С. 1–13.

100. Папченков В. Г. Продукция макрофитов вод и методы ее изучения. *Гидробиотаника: методология, методы: мат. школы по гидробиотанике*. Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 137–145.

101. Папченков В. Г. О классификации макрофитов водоемов. *Экология*. Москва, 1985. № 6. С. 8–13.

102. Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фіто санітарних норм та міжнародних і європейських стандартів: Постанова кабінету Міністрів України від 19 березня 1997 р. № 244.

103. Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установлению экологических стандартов и разработке программ сокращения загрязнения в ЕС и США: Мат. семинара по стандартам качества воздуха и воды, проведенного Минэкобезопасности Украины и Центром политики по охране атмосферы США (Киев, 9-13 дек. 1996 г.). Киев, 1997.

104. Рыбалова О. В. Комплексний підхід до визначення екологічного стану басейнів малих річок. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки*: зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Вип. XXXIII. Харків, 2011. С. 88–97.

105. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии: підручник. Київ: Обереги, 2001. 728 с.

106. Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Экология прибережно-водной растительности. Москва: НИИ-Природа, РЭФИА, 2004. 221 с.

107. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии / пер. с англ. К. Л. Тарасова. Москва: Мир, 1990. 595 с.

108. Серебряков И. Г. Экологическая морфология растений. Москва: Высшая школа, 1962. 378 с.

109. Серода Т. М. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2008. 23 с.
110. Серия публикаций по водным проблемам №1. Охрана водных ресурсов и экосистем (ECE/TNVNA/31). Подготовлена Европейской экологической комиссией в Женеве под эгидой ООН. Нью-Йорк, 1993. 119 с.
111. Сигарева Л. Е., Ляшенко О. А. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды. *Водные ресурсы*. Москва, 2004. Т. 31. № 4. С. 475–480.
112. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ: Ніка-Центр, 2001. 264 с.
113. Соловей Т. В. Оцінка впливу гідрологічних чинників на якість води річок басейну верхнього Пруту в маловодний період року: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2004. 20 с.
114. Сондак В. В., Семенюк В. П. Басейновий принцип формування заповідної мережі - важіль управління якістю поверхневих вод річок. *Мат. IV Всеукр. наук.-пр. конф.* Одеса, 2002. С. 10–12.
115. Спосіб визначення екологічного стану водойм: пат. 89288 Україна: МПК G01N33/18. № а 2008 06287; заявл. 13.05.08; опубл. 11.01.10, Бюл. № 1.
116. Статистична звітність, щорічна форма 2ТП «Водгосп» (2011–2016 рр.).
117. Статистична звітність з кількісного обліку земель форма 6–ЗЕМ головного управління Держгеокадастру в Рівненській області (2016 р.).
118. Статник І. І. Оцінка екологічного стану та розробка природоохоронних заходів для басейну річки Горинь: автореф. дис. ... канд. с/г. наук: 03.00.16 / Держ. агрокол. ун-т. Житомир, 2003. 19 с.
119. Тімченко В. М., Оксіюк О. П. Методичні засади управління станом екосистем та якістю води зарегульованих ділянок річок. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ, 2001. С. 66–75.
120. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Видовий склад угруповань

водоростей р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Л. Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №13 (362). С. 36–39.

121. Толочик І. Л., Володимирець В. О. Вищі водні та прибережно-водні рослини окремих ділянок р. Стир у межах Рівненської області. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Тернопіль, 2018. №1 (72). С. 30–35.

122. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Сучасний стан якості води в р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Л. Українки*. Сер.: Біол. науки. Луцьк, 2017. №7 (356). С. 90–94.

123. Толочик І. Л., Мельник В. Й. Біологічна продуктивність води р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 3(31). Vol. 2. P. 18–22.

124. Толочик И. Л., Мельник В. И. К методике расчета антропогенной нагрузки и классификации экологического состояния бассейнов малых рек Украины. *Веснік Брэсцкага універсітэта: сб. науч. раб.* Серия 5. Хімія. Біялогія. Навукі аб зямлі. Брест, 2018. № 1. С. 129–136.

125. Толочик І. Л. Вплив скидів стічних вод на якість поверхневої води в басейні річки Стир. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук: матеріали I Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю (м. Рівне 25 листоп. 2015 р.)*. Рівне: РДГУ, 2015. С. 177–181.

126. Толочик І. Л. Забруднення поверхневих вод річки Іква. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів: матеріали II Всеукр. наук.-техн. конф. (м. Рубіжне, 18-25 квіт. 2016 р.)*. Рубіжне: ІХТСНУ ім. В.Даля, 2016. С. 171–174.

127. Толочик І. Л. Стан якості поверхневих вод річки Стир в Рівненській області. *Наука, освіта, суспільство очима молодих: матеріали IX Міжнар. наук.-практ. конф. студ. та молод. науковців (м. Рівне, 18 трав.2016 р.)*. Рівне: РДГУ, 2016. Ч 2. С. 27.

128. Толочик І. Л. Забруднення води р. Слонівка в межах Рівненської області. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали III Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рубіжне, 17-24 квіт. 2017 р.). Рубіжне: ІХТСНУ ім. В. Даля, 2017. С. 85–88.
129. Толочик І. Л. Радіаційне забруднення води р. Стир. *Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства*: матеріали IV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Тернопіль, 27-28 квіт. 2017 р.). Тернопіль, 2017. С. 113–115.
130. Толочик І. Л. Якість води р. Стир в межах Рівненської області. *Теоретичні та прикладні аспекти розвитку біологічних наук*: матеріали II Всеукр. наук.-практ. конф. (м. Рівне 28 листоп. 2017 р.). Рівне: РДГУ, 2017. С. 125–128.
131. Толочик І. Л. Видовий склад гідрофільної флори р. Стир в межах Рівненської області. *World Science. Multidisciplinary Scientific Edition*. № 2(30). Vol. 2. Р. 30–33.
132. Трилис В. В., Середа Т. М., Савицкий О. Л. Надходження органічних речовин в річкову екосистему (на прикладі модальної ділянки р. Віта). *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. ім. В. Гнатюка*. Сер.: Біол. Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 648–651.
133. Унифицированные методы исследований качества воды. Ч. 3. Методы биологического анализа. Приложение 1. Индикаторы сапробности. Москва: СЭВ, 1997. 90 с.
134. Федорчук І. В. Фітоіндикаційна роль макрофітів у комплексному моніторингу річкових систем. *Роль природно-заповідних територій у підтримці біорізноманіття* (м. Канів, 9-11 верес. 2003 р.). Канів, 2003. С. 159–160.
135. Федорчук І. В. Гідроботанічні дослідження поверхневих вод - основа комплексного моніторингу водних екосистем: мат. I Міжнародної конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології» (м. Львів, 11-14 квітн. 2005 р.). Львів, 2005. С. 99–100.

136. Фесюк В. А. Экологические аспекты загрязнения поверхностных вод тяжёлыми металлами на примере р.Стырь в районе г. Луцка. *XIV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов*: мат. и краткие сообщения. Уфа: МГУ, БГУ, 1999. С. 205–206.
137. Фомин Г. С., Вода, контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. *Энциклопедический справочник*. Москва, 2000 г.
138. Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Біопродуктивність водних екосистем: метод. посібн. Київ: Центр учбової літератури, 2017. 224 с.
139. Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Методологія вивчення угруповань водних організмів: навч. посіб. Київ: Український фітосоціологічний центр, 2014. 269 с.
140. Хільчевський В. К., Маринич В. В., Савицький В. М. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ; Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2002. Т. 4. С. 167–169.
141. Худоба В. Хрінницьке водосховище як найбільший рекреаційний об'єкт Волинської височини. *Вісник Львівського ун-ту. Серія географ.* Львів, 2009. Вип. 37. С. 268–273.
142. Царенко П. М., Петлеванный О. А. Дополнение к разнообразию водорослей Украины. Киев: Ин-т ботаники им. Холодного НАНУ, 2001. 130 с.
143. Цибульський О. І. Угрупування гідробіонтів як показник екологічних ризиків забруднення річок України: автореф. дис. ... канд.біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2017. 22 с.
144. Чорна Г. А. Рослини наших водойм (атлас - довідник). Київ: Фітосоціоцентр, 2001. 134 с.
145. Шевчик В. Л. Флора верховьев реки Припять в пределах Украинской ССР (Западное Полесье): автореф. дисс. ... канд. биол. н. 03.00.05. Минск, 1991. 18 с.

146. Шелюк Ю. С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 743–746.
147. Щербак В. І., Кузьмінчук Ю. С. Вплив фітопланктону на формування кисневого режиму річкової екосистеми. *Гидробиол. журн.*, 2005. 41, № 1. С. 69–78.
148. Щербак В. І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. 1. Фітопланктон. 2. Фітомікробентос. В кн.: *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*: монографія / за ред. В.Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. С. 8–27.
149. Юглічек Л. С. Нові місцезнаходження рідкісних гідрофітних видів у східній частині Малого Полісся. *Укр. бот. журнал.* Київ, 2001. 58 №1. С. 40–47.
150. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4т. Київ: Генеза, 2004. Т3. 350 с.
151. Яцик А. В. Экологические основы рационального природопользования. Киев: Издательство «Генеза», 1997, 640 с.
152. Яцик А. В., Грищенко Ю. М., Волкова Л. А., Пащенко І. А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручн. для студ. ВНЗ / А. В. Яцик та ін.; Київ: Генеза, 2007. 360 с.
153. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta* / Eds. P. M. Tsarenko, S. P. Wasser, E. Nevo. Ruggell: Ganter Verlag, 2006. 713 p.
154. Amended proposal for a Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy (Addendum to document 9265/98ENN 258 PRO-COOP 91). Brussels, 9. VI. 1998.
155. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2016. V. 181. Iss. 1. P. 1–20.

156. Bakhtiyarova L. N. New for Ukraine taxa of the genus *Pinnularia* Eherenb. (Bacillariophyta) from Ukrainian Polissya. *Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій: мат. міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю Рівн. природ. запов. Рівне, 2009*. С. 128–132.
157. Barbour M. T. J. et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 1996. Vol. 15(2). P. 185–211.
158. Barbour M. T., Plafkin J. L., Bradley B. P. et al. Evaluation of EPA's Rapid Bioassessment Benthic Metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1992. 11. P. 437–449.
159. Baaslrud Kje 11. Criteria for discharge to rivers, lakes and confined coastal waters. *Waters Qual: Manag and Pollut. Contr. Probl.*, Oxford ed., 1973, P. 55–60.
160. Bilous Ye. P., Barinova S. S., Klochenko P. D. Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as indicator of its ecological state. *Hydrobiol. J.* 2013. 49(6). P. 29–42.
161. Bioindicators & Biomonitors. Principles, concepts, applycation / ed. by B. A. Markert, A. M. Breure and H. G. Zeechmeister. Oxford: Elsevier Science Ltd., 2003. 997 p.
162. Bode R.W., Novak M. A. Development and application of biological impairment criteria for rivers and streams in New York State. *In: Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, 1995. P. 97–107.
163. Carignan V., Villard M-A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2002. Vol. 78. P. 45–61.
164. CatReg Software. User Manual. Environmental Protection Agency. Office of research and Development Washington. April 2000.

165. Commission directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risk to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC.
166. Commission proposal a council directive establishing a framework for European Community water policy (Consultation draft Explanatory memorandum, 4.12.96)
167. Comparative Risk Framework Methodology and Case Study. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Centre for Environmental Assessment, Washington Office, Washington DC, 1998.
168. De Pauw N., Hawkes H. A., Walley W. J, Judd S. Biological monitoring of river water quality. *River water quality monitoring and control*. Ashton University (UK), 1993. P. 87–111.
169. 76. De Pauw N., Lambert V., Van Kenhove A., Bij de Vaate A. Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and the Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1993. 30. P. 25–47.
170. EU Water Framework Directive 2000/60/EC Definitions of Main Terms. K., 2006. 240 s.
171. Feliciano D. V. Water pollution control in Canada: cleanup through coleaboration. I. Water Pollut. Contr. Fed., 1979. Vol 51. №10. P. 2344–2347.
172. Fiksel J. Quantitative risk analysis for toxic chemicals in the environment. J. Of hazard materials. 1987. 10, №2–3.
173. Friedrich G., Hesse K.-J., Lacombe J. Die ökologischen Gewässerstrukturkarte. Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur Wasser Abwasser Abfall. Peter Wolf. Kassel (Germany), 1993. Bd. 11. S. 189–202.
174. GL07 2003 CIS Guidance documents – Monitoring under the Water Framework Directive.
175. 81. GL10 2003 CIS Guidance documents – Rivers and Lakes – Typology, reference conditions and classification systems.

176. 82. GL12 2003 CIS Guidance documents – The role of wetland.
177. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, 1998. 114 p.
178. Guidelines for Drinking Water Quality/ -WHO, Geneva, 1984.
179. Hellawell I. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London - New-York, 1986. 546 p.
180. Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonshot M. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*. 2004. 516. № 1. P. 1–20.
181. Hughes R.M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, 1995. P. 31–47.
182. Klapwijk S. P., Gardeniers J. J. P, Peeters E. T. H. M., Roos C. Ecological assessment of water systems. *Proceedings Workshop Monitoring*. Tailor-made, 1995. P. 105–117.
183. Knoben R. A. E., Ross, van Orischot M. C. M. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Vol 3: Biological Assessment Methods for Watercourses Biological Assessment Methods for Watercourses. RIZA rep.nr.: 95.066. Lelystad, 1995. 86 p.
184. Kolkwitz R., Marson M. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dt. bot. Ges.* 1908. vol. 26A. S. 505–519.
185. Kolkwitz R., Marson M. Okologie der tierischen Saprobien. *Intern. Rev. Ges. Hydrobiol.* 1909. Bd. 2. S. 126–152.
186. Kornaš A. Geograficzno–historyczna klasyfikacja roslin synantropijnych. *Mater. Zakl. Fitosocjol. Stos. U.M.* 1968. 25. P. 33–41.
187. Laane W. E. M., Lindgaard-Toergensen P. Ecosystem approach to the integrated water management of river water quality. *River water quality, ecological assessment and control. Commission of the European Communities: Proc. of the Int. Conf. of River Water Quality. Ecol. Assessment and Control held at Brussels*. Brussels, 1992. P. 399–415.

188. Pantle E., Buck H. Die biologische Oberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*. 1955. Vol. 96 (18) – 604 p.
189. Petts J. Impounded rivers. Perspectives for Ecological Management. N.Y: John Wiley & Sons. Chichester, 1984. 326 p.
190. Raunkier C. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford: Clarendon Press., 1934. 632 p.
191. River and stream ecosystems of the world with a new introduction / ed. by C.E. Cushing, K.W. Cummins and G.W. Minshall. Los Angeles, California: Univer. of California Press Berkeley, 2006. 817 p.
192. Risk assistant for windows. Warren R. Muir, John S. Young, Carol M. Benes, Dian M. Benjamin, John Howay, Lios Lobo, Costas Pappas. 1995. 235 p.
193. Rules and Regulation for Water Quality Control, chapter 391-3-6, revised May 22, 1997. Georgia Departament of Nature Resourcse Enviromental Protection Division. Atlanta, Georgia, USA. 96 p.
194. Romanenko V. D., Afanasyev S. A., Tsybulskiy A. I. Appraisal of methodology of ecological risks assessment arising from pollution of the rivers of the Ukraine. *Threats to Global Water Security (NATO Science for Peace and Security Series – C: Environmental Security)* / Ed. by J. A. A. Jones, T. G. Vardanian, C. Hakopian. Dortrecht: Springer, 2009. P. 323–332.
195. Roos C., Gardeniers J. J. P., Roijackers R. M. M., Peeters E. T. H. M. Ecological assessment of Dutch inland waters: Philosophy and preliminary results. *Verh. Internal Verein. Limnol*. 1991. 24. P. 104–106.
196. Sandin L., Hering D. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*. 2004. 516. № 1. P. 55–68.
197. Schofield N. J., Davies P. E. Measuring the health of our rivers. *Water (AWWA)*. 1996. Vol. 23. P. 39–43.
198. Solimini A. G., Olsaus K.V., Van de Bund W. Reaching a common understanding of good ecological status for monitoring European rivers. 30

- Congres of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, Monreal 12–18 aug, 2007. *Limnol Verh.* 2009. Vol. 30. №5. P. 734–736.
199. Sukhodol'skaya I. L., Manturova O. V., Griuk I. B. Phytoplankton of Small Rivers of the Rivne Region (Ukraine) and Relation of its Quantitative Parameters with Nutrients Content. *Hydrobiological Journal*. Kiev, 2015. Vol. 51, № 5. P. 50–61.
200. Supplemental Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund. EPA Region 10/ Focus: eco risk. Number 1. EPA 910-R-97-005. Seattle, 1997.
201. The Plant List: a working list of all plant species. URL: <http://www.theplantlist.org/> (дата звернення 22.11.2017).
202. Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W. et al. The river continuum concept. *Can. Journ. Fish. Aquat. Sci.* 1980. 37. P. 130–137.
203. Wright J. F., Furse M. T., Armitage P. D. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Poll. Control*. 1993. 13. N 4. P. 15–25.
204. Zelinka M., Marvan P. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

**Вихідна гідрохімічна інформація по р. Стир у межах
Рівненської області за 2016 рік**

Додаток А

Вихідна гідрохімічна інформація по р. Стир за 2016 рік

Контрольний створ	Дата відбору проб води	Хлориди, мг/дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Сух. залишок мг/дм ³	Перман. окисл. мгО ₂ /дм ³	Амоній - іон, мг/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Водн. показн., од. рН	Завис. реч., мг/дм ³	Кисень розч., мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	Нітри, мг/дм ³	Фосфати, мг/дм ³	Хім. спож. кисню, мгО ₂ /дм ³
Волинська височина														
1.	29.03.16	18,43	28,81	201	9,41	0,67	6,74	7,20	7,70	9,29	2,05	0,064	0,054	28,70
	22.06.16	17,02	30,11	238	9,76	0,72	7,12	7,00	5,70	10,52	2,31	0,071	0,068	31,80
	22.09.16	21,27	29,89	232	9,18	0,48	4,89	7,15	4,90	7,20	2,53	0,027	0,122	28,90
	16.12.16	18,43	20,19	213	9,03	0,41	4,01	7,05	3,80	10,03	2,41	0,033	0,118	27,80
2.	8.10.16	14,00	40,00	223		0,05	3,30		8,20	10,18	0,17	0,0098	1,200	20,00
3.	8.10.16	16,50	43,33	264		0,07	3,55		18,40	9,68	0,18	0,010	1,970	30,00
Волинське Полісся														
4.	5.01.16	18,43	25,20	357	8,78	0,82	2,51	7,70	6,40	11,90	1,74	0,190	0,223	34,30
	3.02.16	20,56	23,76	241	7,79	0,71	1,34	8,00	4,90	5,04	2,17	0,064	0,285	28,20
	1.03.16	28,36	22,84	254	7,93	1,02	3,87	7,80	4,10	8,84	2,84	0,080	0,157	29,30
	4.04.16	19,14	23,15	242	8,73	0,37	5,77	7,50	9,30	10,40	2,18	0,017	0,034	27,60
	6.05.16	16,31	27,86	301	9,62	0,21	9,28	7,90	5,60	12,79	2,00	0,017	0,018	36,30
	2.06.16	19,85	28,49	313	9,73	0,41	4,22	8,20	3,30	11,00	2,01	0,462	0,227	29,40
	4.07.16	19,85	31,18	290	9,89	0,05	4,45	8,00	4,90	10,02	2,12	0,135	0,524	24,40
	11.07.16	8,90	33,40	368		0,10	3,91	8,11	7,20	9,01	5,70	0,080	0,500	28,00
	4.08.16	12,76	26,10	305	8,16	1,10	2,11	7,50	3,40	4,52	1,31	0,015	0,074	22,00
	5.09.16	24,82	21,98	188	8,32	0,15	2,67	7,45	1,50	7,50	3,09	0,071	0,457	21,20
	7.10.16	14,89	20,89	193	8,58	0,41	2,36	6,90	1,00	7,61	2,98	0,092	0,456	22,00
	1.11.16	7,80	25,15	229	8,35	0,65	3,84	7,30	3,60	7,62	0,68	0,277	0,066	21,20
	5.12.16	37,57	26,45	231	8,83	0,40	3,38	7,15	4,20	8,80	0,83	0,097	0,213	27,20

	Дата	СГ	SO ₄ ²⁻	С/з	Перм. окисл.	NH ₄ ⁺	БСК ₅	рН	З/р	O ₂	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	Перм. окисл.
5.	11.07.16	10,60	37,80	386		0,10	3,74	8,23	7,60	7,62	6,40	0,070	0,500	32,00
6.	8.10.16	25,00	67,77	284		1,10	3,71		9,60	9,18	2,80	0,068	2,730	60,00
7.	5.01.16	24,11	19,95	333	9,41	1,41	8,32	8,20	7,30	12,10	1,68	0,247	0,528	35,00
	3.02.16	19,14	19,24	252	5,07	0,76	1,57	8,20	4,30	5,07	5,73	0,056	0,257	27,10
	1.03.16	29,07	20,28	249	8,14	1,74	3,96	8,00	3,90	8,70	3,48	0,095	0,166	28,80
	4.04.16	19,85	22,94	240	8,89	0,36	6,35	7,70	9,60	10,60	2,45	0,024	0,054	28,20
	6.05.16	17,73	22,04	370	8,78	0,28	6,83	7,90	8,10	10,91	1,50	0,017	0,018	33,30
	2.06.16	19,14	24,79	371	9,57	0,32	3,52	8,30	3,00	11,00	1,72	0,313	0,231	26,90
	4.07.16	25,52	29,89	155	9,75	0,13	7,09	8,00	5,40	9,84	3,47	0,161	0,740	19,60
	4.08.16	14,89	20,49	299	9,38	1,47	3,20	7,80	1,80	6,29	1,10	0,012	0,043	24,00
	5.09.16	24,82	21,74	230	8,44	0,19	2,91	7,70	1,20	7,88	3,23	0,075	0,527	22,10
	7.10.16	16,31	21,68	242	8,72	0,35	2,87	6,90	1,30	7,99	3,13	0,123	0,547	22,80
	8.10.16	24,00	66,66	280		0,27	3,35		5,20	10,07	2,43	0,045	2,280	20,00
	1.11.16	12,05	19,88	230	9,18	0,65	4,12	7,75	3,50	7,95	0,63	0,276	0,104	24,20
	5.12.16	36,87	23,18	229	8,78	0,47	3,12	7,10	3,90	8,56	0,95	0,091	0,247	26,90
8.	27.04.16	12,054	69,50	404		0,38	4,21	7,25	5,60	8,51	2,00	0,040	0,070	44,90
	9.06.16	16,31	38,89	315		0,41	3,57	7,30	14,00	8,88	6,00	0,040	0,190	38,50
9.	3.02.16	17,02	24,07	263	7,15	0,86	1,41	8,20	3,90	5,01	2,62	0,062	0,292	31,80
	6.05.16	17,73	30,45	317	9,41	0,24	9,40	7,80	6,90	8,90	1,44	0,015	0,018	37,30
	4.08.16	17,00	20,16	300	7,75	1,47	2,34	8,00	3,80	5,44	0,39	0,013	0,115	22,00
	1.11.16	12,80	20,11	289	8,76	0,75	3,75	8,10	4,20	8,76	0,57	0,117	0,072	22,70

Продовження додатка А

Контрольний створ	Дата відбору проб води	Лужність, мг-екв./дм ³	Жорсткість, мг-екв./дм ³	Кальцій, мг/дм ³	Магній, мг/дм ³	Залізо, мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Мідь, мг/дм ³	Нікель, мг/дм ³	Фториди, мг/дм ³	Хром, мг/дм ³	Цинк, мг/дм ³	СПАР, мг/дм ³	Стронцій, пКі/дм ³	Цезій, пКі/дм ³
Волинська височина															
1.	29.03.16	4,9	6,5	110,2	12,2	0,293		н/в	н/в	н/в	н/в		0,011		
	22.06.16	5,1	6,6	120,2	7,3	0,274		н/в	н/в	н/в	н/в		0,017		
	22.09.16	6,9	5,0	31,6	29,2	0,112		н/в	н/в	н/в	н/в		0,021		
	16.12.16	6,4	5,1	92,2	6,1	0,118		н/в	н/в	0,01	н/в		0,028		
2.	8.10.16	3,8	5,1	76,2	15,2	0,180	н/в	н/в	н/в	0,25	н/в	н/в	0,013		
3.	8.10.16	4,1	5,1	76,2	15,8	0,230	0,148	0,003	н/в	0,27	< 0,002	0,068	0,015		
Волинське Полісся															
4.	5.01.16	6,3	6,7	114,2	12,2	0,169		н/в	н/в	0,02	н/в		0,002		
	3.02.16	4,7	6,4	120,2	17,0	0,147		н/в	н/в	н/в	н/в		0,001		
	1.03.16	6,0	7,8	130,3	15,8	0,153		н/в	н/в	0,01	н/в		0,001	0,09	2,00
	4.04.16	2,4	3,0	48,1	7,3	0,523		н/в	н/в	0,02	н/в		0,002		
	6.05.16	4,7	5,4	94,2	8,5	0,127		н/в	н/в	0,04	н/в		0,007		
	2.06.16	4,4	5,6	100,2	7,3	0,168		н/в	н/в	0,22	н/в		0,009	0,15	2,00
	4.07.16	5,2	5,0	80,2	12,2	0,189		н/в	н/в	0,01	н/в		0,008		
	11.07.16		5,2	82,2	13,4	0,170		0,008					0,011		
	4.08.16	5,0	4,1	76,2	3,5	0,313		н/в	н/в	0,02	н/в		0,008		
	5.09.16	5,0	4,5	78,2	7,3	0,193		н/в	н/в	0,02	н/в		0,007	0,13	2,10
	7.10.16	2,6	3,0	54,1	3,6	0,012		н/в	н/в	0,07	н/в		0,005		
	1.11.16	4,0	4	70,1	6,1	0,509		н/в	н/в	0,48	н/в		0,019		
	5.12.16	7,6	7,2	124,2	12,2	0,535		н/в	н/в	0,01	н/в		0,018	0,14	2,00
5.	11.07.16		5,1	80,2	13,4			0,01					0,014		

	Дата	Луж.	Жор.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Fe	Mn	Cu	Ni	F	Cr	Zn	СПАР	Sr-90	Cs-137
6.	8.10.16	4,1	5,1	76,15	15,8	0,360	0,094	0,006	н/в	0,31	< 0,002	0,043	0,019		
7.	5.01.16	5,8	7,1	106,2	21,9	0,200		н/в	н/в	0,02	н/в		0,002	0,12	2,20
	3.02.16	5,2	6,1	96,1	15,8	0,145		н/в	н/в	0,01	н/в		н/в	0,11	2,10
	3.03.16	6,0	8,1	122,2	24,3	0,157		н/в	н/в	0,003	н/в		0,002	0,13	2,00
	4.04.16	2,5	3,5	46,1	14,6	0,577		н/в	н/в	н/в	н/в		0,003	0,17	2,00
	6.05.16	2,9	4,7	56,1	1,9	0,205		н/в	н/в	0,01	н/в		0,015	0,11	2,00
	2.06.16	4,6	5,3	98,2	4,9	0,172		н/в	н/в	0,16	н/в		0,016	0,15	2,00
	4.07.16	5,3	5,1	78,2	14,6	0,220		н/в	н/в	0,074	н/в		0,014	0,14	2,00
	4.08.16	4,7	4,7	80,2	8,5	0,282		н/в	н/в	0,10	н/в		0,005	0,11	2,10
	5.09.16	5,2	5,7	74,2	24,3	0,187		н/в	н/в	0,08	н/в		0,009	0,13	2,10
	7.10.16	2,4	3,1	50,1	7,3	0,012		н/в	н/в	0,055	н/в		0,006	0,15	2,00
	8.10.16	3,9	5,05	76,2	15,2	0,380	0,055	0,004	0,0056	0,31	< 0,002	0,045	0,013		
	1.11.16	3,4	4,1	66,1	9,7	0,502		н/в	н/в	0,45	н/в		0,007	0,09	2,00
	5.12.16	6,3	8,3	152,3	8,5	0,492		н/в	н/в	0,02	н/в		0,011	0,15	2,00
8.	27.04.16		104,4	89,2	15,2	0,103	0,044	0,049	н/в		н/в	н/в			
	9.06.16		100,4	88,2	12,2	0,153	0,011	0,003	н/в		н/в	0,08			
9.	3.02.16	4,8	5,9	110,2	4,9	0,158		н/в	н/в	0,01	н/в		0,003		
	6.05.16	2,7	3,9	50,1	17,0	0,143		н/в	н/в	0,08	н/в		0,019		
	4.08.16	4,8	4,1	74,2	4,9	0,313		н/в	н/в	0,02	н/в		0,002		
	1.11.16	4,4	3,8	64,1	7,3	0,222		н/в	н/в	0,38	н/в		0,006		

ДОДАТОК Б

«Перелік методик виконання вимірювань (визначень) складу та властивостей проб об'єктів довкілля, тимчасово допущених до використання» Держекоінспекцією України

Переліку методик виконання вимірювань (визначень) складу та властивостей проб об'єктів довкілля, тимчасово допущених до використання

Назва показника об'єкта, що вимірюється	Гранично-допустима концентрація	Діапазон вимірювань та похибка	Назва та позначення МВВ*	Назва та умовне позначення	
				Засоби вимірювальної техніки	Стандартний зразок
Амоній (азот амонійний), мг/дм ³	< 0,5 (1) < 2,5 (2)	0,1 – 50 (0,078 – 39) $\delta = \pm (20 - 9)\%$	МВВ 081/12-0106-03. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера	Фотометр фотоелектричний КФК-3-01	СЗ СР іонів амонію ДСЗУ 022.5-96
Аніонні синтетичні поверхнево-активні речовини (АПАР), мг/дм ³	< 0,028 (1) < 0,2 (2)	0,01 – 3 $\Delta = \pm (0,0068 - 0,5)$	КНД 211.1.4.017-95. Методика екстракційно-фотометричного визначення аніонних поверхнево-активних речовин (АПАР) з метиленовим блакитним у природних та стічних водах	КФК-3-01, АВТ 220 - 4М, ТР- 214	СЗ С додецилсульфату натрію ДСЗУ 163.4-98
Біохімічне споживання кисню (БСК ₅), мгО ₂ /дм ³	< 3,0 – 6,0 (2)	3 – 10000 $\Delta = \pm (0,21 - 700)$	КНД 211.1.4.024-95. Методика визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК) в природних та стічних водах	Бюретка 1-3-2-25-0,1 ГОСТ 29251-91, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	Застосування СЗ КНД не передбачено
Водневий показник, одиниця рН	6,5 – 8,5 (2)	1,0 – 10 $\Delta = \pm 0,1$	МВВ 081/12-0317-06. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань водневого показника (рН)	Іономір універсальний ЭВ -74	Стандарт-титр для рН-метрії за ГОСТ 8.135-14

			електрометричним методом		
Жорсткість, мг-екв /дм ³	не нормується	1 – 10 $\delta = \pm (10 - 5)\%$	Комплексометричне визначення	Бюретка 1-3-2-25-0,1 ГОСТ 29251-91 Вага лабораторна 4 - го кл. ТР - 3002	Загальна твердість МСО 0398:2002 кальцій (4,0) магній (0,4)
Завислі речовини, мг/дм ³	< 0,25 до фону, < 0,75 до фону (2)	5 – 5000 $\delta = \pm (20 - 10)\%$	КНД 211.1.4.039-95. Методика гравіметричного визначення завислих (суспендованих) речовин в природних і стічних водах	АВТ 220 - 4М, ТР - 214	Застосування СЗ МВВ не передбачено
Залізо, мг/дм ³	< 0,1 (1) < 0,3 (2)	0,02 – 20 $\delta = \pm 24\%$	МВВ 081/12-0415-07. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації заліза атомно-абсорбційним методом (полуменева атомізація)	С-115-М1	СЗСР іонів заліза ДСЗУ 022.38- 96
Кальцій, мг/дм ³	< 180 (1)	10 – 2500 $\delta = \pm 14\%$	МВВ 081/12-0644-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титрометричним методом	Бюретка 1-1-2-25-0,05 ГОСТ 29251-91, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	СЗ СР іонів кальцію ДСЗУ 022.41- 96
Кисень розчинений, мг/дм ³	> 6 (1) > 4 (2)	1 – 14 $\delta = \pm (20 - 10)\%$	МВВ 081/12-0008-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером	Бюретка 1-1-2-25-0,05 АВТ 220 - 4М, ТР - 214	Застосування СЗ МВВ не передбачено

Лужність загальна, мг $\text{HCO}_3/\text{дм}^3$	не нормується	від 10 $\delta = \pm 15\%$	Определение обратным титрованием	Бюретка ГОСТ 29251-91 1-2-2-2,5-0,1, АВТ 220 - 4М	Застосування СЗ МВВ не передбачено
Магній, мг/дм ³	< 40,0 (1)	10 – 1500 $\delta = \pm 17\%$	МВВ 081/12-0644-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації кальцію та магнію титрометричним методом	АВТ 220 - 4М, ТР - 214, бюретка 1-3-2-25-0,1 ГОСТ 29251-91	СЗ СР Іонів магнію ДСЗУ 022.80-98
Марганець, мг/дм ³	< 0,01 (1) < 0,1 (2)	0,01 – 20 $\delta = \pm 23\%$	МВВ 081/12-0416-07. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації марганцю атомно-абсорбційним методом (полуменева атомізація)	С-115-М1	СЗ СР іонів марганцю ДСЗУ 022.45-96
Мідь, мг/дм ³	до фону < 0,001 (1) < 1,0 (2)	0,01 – 20 $\delta = \pm 15\%$	МВВ 081/12-0648-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації міді атомно-абсорбційним методом (полуменева атомізація)	С-115-М1	СЗ СР іонів міді ДСЗУ 022.47-96
Нікель, мг/дм ³	< 0,01 (1) < 0,1 (2)	0,01 – 20 $\delta = \pm (25 - 18)\%$	МВВ 081/12-0649-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нікелю атомно-абсорбційним методом (полуменева атомізація)	С-115-М1	СЗ СР іонів нікелю ДСЗУ 022.83-98
Нітрати, мг/дм ³	< 40 (1) < 45 (2)	0,5 – 1000 $\delta = \pm (25 - 16)\%$	МВВ 081/12-0651-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нітрат-	КФК-3-01, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	СЗ СР нітрат - іонів ДСЗУ 022.1-

			іонів фотоколориметричним методом		96
Нітрити, мг/дм ³	< 0,08 (1) < 3,30 (2)	0,03 – 10 $\Delta = \pm (0,009 - 2)$	КНД 211.1.4.023-95. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах	КФК-3-01, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	СЗ СР нітрит - іонів ДСЗУ 022.17-96
Сульфати, мг/дм ³	< 100 (1) < 500 (2)	50 – 500 $\delta = \pm 9\%$	МВВ 081/12-0177-05. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів титриметричним методом	АВТ 220 - 4М, ТР - 214 Бюретка 1-1-2-25-0,05 ГОСТ 29251-91	СЗ СР сульфат - іонів ДСЗУ 022.88-98
Сухий залишок, мг/дм ³	< 1000 (2)	50 – 10000 $\delta = \pm 5\%$	МВВ 081/12-0109-03. Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом	АВТ 220 - 4М, ТР - 214	Застосування СЗ МВВ не передбачено
Фосфати, мг/дм ³	< 0,17 (1) < 3,50 (2)	0,05 – 100 $\delta = \pm (15 - 10)\%$	МВВ 081/12-0005-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчинених ортофосфатів фотометричним методом	КФК-3-01, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	СЗ СР фосфат - іонів ДСЗУ 022.90-98
Фториди, мг/дм ³	0,05 до фону, але < 0,75 мг/дм ³ (1) < 1,5 (2)	від 0,1 $\delta = \pm (40 - 21)\%$	Фотометрическое определение с алizarин комплексом	КФК-3-01, АВТ 220 - 4М, ТР - 214	СЗ СР фторид - іонів ДСЗУ 022.69-96
Хімічне споживання	< 30 (2)	5 – 10000 $\Delta = \pm (0,7 - 800)$	КНД 211.1.4.021-95. Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) у	Бюретка 1-1-2-25-0,1	СЗ СР ХСК ДСЗУ 162.36-

кисню (ХСК), мгО/дм ³			поверхневих і стічних водах	ГОСТ 29251-91, АВТ 220 - 4М, ТР – 214	01
Хлориди, мг/дм ³	< 300 (1) < 350 (2)	10 – 500 $\delta = \pm 10\%$	МВВ 081/12-0004-01. Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів методом аргентометричного титрування	Бюретка 1-1-2-25-0,05 ГОСТ 29251-91, АВТ 220 - 4М, ТР – 214	СЗ СР хлорид - іонів ДСЗУ 022.8-96
Хром загальний, мг/дм ³	не нормується	0,0005 – 2 $\delta = \pm 23\%$	МВВ 081/12-0652-09. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому атомно-абсорбційним методом (електротермічна атомізація)	С-115-М1	СЗ СР іонів хрому ДСЗУ 022.84-98
Цинк, мг/дм ³	< 0,01 (1) <1 (2)	0,005 – 10 $\delta = \pm 22\%$	МВВ 081/12-0413-07. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації цинку атомно-абсорбційним методом (полумєнева атомізація)	С-115-М1	СЗ СР іонів цинку ДСЗУ 022.63-96

* Позначення МВВ (шифри) наведені згідно з «Переліком методик виконання вимірювань (визначень) складу та властивостей проб об'єктів довкілля, тимчасово допущених до використання Держекоінспекцією України», затвердженим Головою Державної екологічної інспекції України – Головним державним інспектором України з охорони навколишнього природного середовища від 01.03.2013 р. Відділ інструментально-лабораторного контролю Державної екологічної інспекції в Рівненській області. Свідоцтво про атестацію № РТ – 0038/2014 видане 28.05.2014 р. – чинне до 28.05.2019 р.

(1) Обобщенный перечень ПДК и ОБУВ вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов, 1990

(2) Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения СанПиН № 4630-88

ДОДАТОК В
Державна статистична
звітність головного управління Держгеокадастру
в Рівненській області за 2016 рік (форма 6 - ЗЕМ)

Форма 6-ЗЕМ. Державна статистична звітність головного управління Держгеокадастру за 2016 рік

№	Адміністративні утворення	Кількість власників землі та земле- користу- вачів	Загальна площа земель, всього (гр.3+21+ 34+63+ 66+67+72)	Сільськогосподарські землі							
				всього (гр.4+14+ 15+16+ 17+18+ 20)	у тому числі						
					сільськогосподарські угіддя						
					всього (гр.5+6+ 7+11+12)	рілля	перелоги	з них			
								багаторічні насадження			
		всього (гр.8+ 9+10)	у тому числі								
			садів	вино- градників	інших багаторічних насаджень						
А	Б	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Володимирецький район	43069	194155,5	73364,5	69174,7	38809,4	3153,7	386,5	356,0		30,5
2	Демидівський район	10633	37744,1	30160,8	29301,1	24880,5		869,3	844,3		25,0
3	Зарічненський район	33632	144202,9	53721,8	51106,1	25501,0		712,1	712,1		
4	Млинівський район	28125	94475,8	77376,1	75010,7	63447,9		1005,4	983,4		22,0
5	м. Вараш	3894	1130,9	78,3	57,6	37,9		0,1			0,1
	Рівненська область	682033	2005095,3	958018,9	926232,5	656803,2	3562,7	11685,6	11286,3		399,4

Продовження додатка В

№	Адміністративні утворення	Сільськогосподарські землі									
		у тому числі									
		сільськогосподарські угіддя			під госпо- дарськими будівлями і дворами	під госпо- дарськими шляхами і прогонами	землі,які перебувають у стадії ме- ліоративного будівництва та віднов- лення родю- чості	землі тимчасо- вої кон- сервації	забруднені сільськогосподар- ські угіддя,які не використовуву- ються в сільськогосподарському виробництві		інші
		з них									
		сіножаті	пасовища								
всього	з усіх пасовищ- гірські		всього	у тому числі техногенно заб- руднені, включа- ючи радіонуклід- не							
А	Б	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Володимирецький район	14466,9	12358,2		781,2	936,2	140,7		2305,9	2305,9	25,8
2	Демидівський район	1067,7	2483,7		435,6	270,8	21,0				132,3
3	Зарічненський район	13633,5	11259,6		528,7	712,4	248,3		1115,0	1109,0	11,2
4	Млинівський район	4416,3	6141,1		1023,6	652,4		113,0			576,5
5	м. Вараш	19,6			20,7						
	Рівненська область	126507,3	127673,6		11560,4	10724,3	852,5	220,7	7505,4	7499,4	923,1

Продовження додатка В

№	Ліси та інші лісовкриті площі												
	всього (гр.22+ +28)	у тому числі							з усіх лісів та інших лісовкритих площ				
		лісові землі						чагар- ники	групи лісів		з основною визнаною функцією використання		
		всього (гр.23+ 26+27)	з них			не вкритих лісовою рослин- ністю	інші лісові землі						
			вкриті лісовою (деревною та чагарниковою) рослинністю										
			всього	у тому числі					не вкритих лісовою рослин- ністю	інші лісові землі	І група	ІІ група	для вироб- ництва деревини
полезахис- них лісо- смуг	інших захисних насаджень												
A	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
1	101010,5	99258,6	93171,4		62,6	3393,3	2693,9	1751,8	21362,8	77042,3	69009,2	22628,5	2895,6
2	4228,3	4076,3	3909,0	6,0	45,0	134,4	32,8	152,0	906,6	3152,9	2869,9	1011,4	304,6
3	61833,8	60236,5	57024,2		79,2	1131,9	2080,4	1597,3	9062,6	50541,0	50776,4	7317,7	1196,0
4	11990,1	11693,6	10967,9	9,8	1309,2	165,2	560,6	296,5	2472,0	8829,8	7868,5	2391,5	307,0
5	162,7	162,7	154,4				8,3		13,0	141,4	141,4		13,0
Рівн. обл.	805802,2	793553,0	744164,4	34,3	69389,9	22792,6	26596,0	12249,2	180215,1	517596,9	511901,0	131139,3	17222,2

Продовження додатка В

№	Забудовані землі										
	Всього (гр.35+ 36+37+38+ 42+43+44+ 45+50+55	у тому числі									
		під житловою забудовою		землі промис- ловості	землі під відкритими розробками, кар`єрами, шахтами та відповідними спорудами			землі комер- ційного та іншо- го вико- ристання	землі громад- ського призна- чення	землі змішаного викоритан- ня	
		одно- та двоповер- ховою	з трьома і більше поверхами		всього (гр.39+ 40+41)	у тому числі					
						під торфо- розробками, які експлуа- тують	відкриті розробки та кар`єри, шахти, які експлуа- тують	інші (під відпра- цьовані розроб- ки та кар`єри; закриті шахти; відвали; терико- ни, які не екс- плуатують)			
A	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44
1	2915,8	221,0	0,4	68,1	107,1		107,1		56,8	424,0	35,7
2	1065,8	340,0		23,0	8,1			8,1	11,3	84,9	6,8
3	2112,5	292,4	2,0	21,3	8,9			8,9	12,5	213,4	62,7
4	2447,7	828,0	6,9	96,7	25,0		0,8	24,2	62,5	183,5	4,0
5	779,1	27,7	112,5	2,7					21,7	100,4	
Рівн. область	59568,1	13718,7	1110,6	4767,7	2804,7	956,1	1308,6	540,0	1275,4	5494,6	1117,0

Продовження додатка В

№	Адміністративні утворення	Забудовані землі									
		у тому числі									
		землі, які використовуються для транспорту та зв'язку					землі, які використовуються для технічної інфраструктури				
		всього (гр.46+47+ +48+49)	у тому числі				всього (гр.51+52+ 53+54)	у тому числі			
			під доро- гами	під заліз- ницями	під аеро- портами та відпо- відними спорудами	інші землі		для ви- далення відходів	для водоза- безпечення та очищен- ня стічних вод	для вироб- ництва та розподілення електроенергії	інші землі
А	Б	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
1	Володимирецький район	1042,5	777,9	242,8		21,8	75,2	20,9	5,9	47,9	0,5
2	Демидівський район	249,7	235,5	5,7		8,5	7,8		3,6	4,0	0,2
3	Зарічненський район	637,8	527,6	95,6		14,7	14,1	3,0	0,5	10,4	0,2
4	Млинівський район	567,2	487,6			79,6	21,4	1,9	2,7	14,1	2,7
5	м. Вараш	33,4	12,1	0,9		20,4	379,0			379,0	
	Рівненська область	13302,8	9671,9	2667,1	295,4	668,3	1180,4	216,0	185,4	666,8	112,2

Продовження додатка В

№	Адміністративні утворення	Забудовані землі							
		у тому числі							
		землі, які використовуються для відпочинку та інші відкриті землі							
		всього (гр.56+57+ 58+59+ 60+61+62)	у тому числі						
			зелених насаджень загального користування	кемпінгів, будинків для відпо- чинку або для прове- дення від- пусток	зайнятих поточним будівниц- твом	відведених під будівниц- тво(будівниц- тво на яких не розпочато)	під гідро- технічними спорудами	вулиць, набережних, площ	кладовищ
А	Б	55	56	57	58	59	60	61	62
1	Володимирецький район	885,0	46,1	53,2			28,3	671,8	85,6
2	Демидівський район	334,2	10,6	24,9			8,8	265,3	24,6
3	Зарічненський район	847,4	60,8				445,3	293,9	47,3
4	Млинівський район	652,4	18,6				14,6	538,4	80,9
5	м. Вараш	101,7	51,1					49,9	0,8
	Рівненська область	14796,1	1623,9	190,4	109,8	67,4	1810,4	9772,5	1221,7

Продовження додатка В

№	Адміністративні утворення	Відкриті заболочені землі			Сухі відкриті землі з особливим рослинним покривом	Відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом				
		болота, всього (гр.64+65)	у тому числі			всього (гр.68+69+70+71)	у тому числі			
			верхові	низинні			кам'янисті місця	піски (включаючи пляжі)	яри	інші
А	Б	63	64	65	66	67	68	69	70	71
1	Володимирецький район	10742,9		10742,9		1728,5	11,7	916,6	1,7	798,5
2	Демидівський район	361,8		361,8		53,9	5,1	31,9	16,8	
3	Заріченський район	18315,1	55,9	18259,2		2853,9		2526,6		327,3
4	Млинівський район	1086,3		1086,3	0,4	98,7	0,1	4,3	36,3	58,0
5	м. Вараш					110,8				110,8
	Рівненська область	106545,9	6465,2	100080,7	2,5	31930,0	993,1	11206,5	623,0	19107,4

Продовження додатка В

№	Адміністративні утворення	внутрішні води, всього (гр.73+74 +75+76 +77)	Води					З усіх земель			
			у тому числі під					природо- охоронно- го призна- чення	оздоров- чого призна- чення	рекреацій- ного при- значення	історико- культурно- го призна- чення
			природними водотоками (річками та струмка- ми)	штучними водотоками (каналами, колекторами, канавами)	озерами, прибереж- ними зам- кнутими водоймами, лиманами	ставками	штучни- ми водо- сховища- ми				
А	Б	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81
2	Володимирецький район	4393,3	834,7	2336,2	840,2	354,9	27,3	19627,4	3142,0	384,3	
4	Демидівський район	1873,5	136,7	55,4	6,2	253,1	1422,1	54,8	7,7	20,6	
7	Зарічненський район	5365,9	841,0	2233,6	1511,0	780,3					
11	Млинівський район	1476,5	234,3	506,1	65,7	346,0	324,3	623,2	5,0		0,2
18	м. Вараш									3,3	
	Рівненська область	43227,7	7213,5	20523,6	4385,0	8692,3	2413,3	139156,8	14413,7	751,5	117,5

ДОДАТОК Г

**Рослинні угруповання досліджуваних ділянок
р. Стир у межах Рівненської області**

Рослинні угруповання досліджуваних ділянок р. Стир

Асоціація *Lemnetum minoris*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	70	60	60	50	
Проточність (бали)	1	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	13	11	14	15	
Проекційне покриття (%)	75	70	70	85	
Площа (кв. м)	120	200	150	220	
D.s. ass. <i>Lemnetum minoris</i>:					
<i>Lemna minor</i> (d.s.cl.)	5	5	5	5	IV
D.s. ass. <i>Lemnetea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Staurogeton trisulcus</i>	2	·	3	3	V
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	1	2	2	V
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2	2	2	2	III
D.s. cl. <i>Potametea</i>:					
<i>Elodea canadensis</i>	+	·	1	1	II
<i>Potamogeton lucens</i>	·	2	+	+	II
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	2	3	2	2	III
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:					
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	1	1	1	II
<i>Phragmites australis</i>	1	1	+	+	II
Інші види:					
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	2	2	IV
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	1	1	I
<i>Nuphar lutea</i>	2	1	2	2	II
<i>Eleocharis palustris</i>	1	·	1	1	
<i>Butomus umbellatus</i>	+	+	1	1	III
<i>Stratiotes aloides</i>	·	·	1	1	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Тороговиця, 3- с. Бабка, 4 - стариця р. Стир

Асоціація *Ricciocarpetum natantis*

Номер опису	1	Постійність видів
Товща води (см)	70	
Проточність (бали)	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	
Кількість видів	11	
Проекційне покриття (%)	60	
Площа (кв. м)	25	
D.s. ass. <i>Ricciocarpetum natantis</i>:		
<i>Ricciocarpus natans</i>	5	V
D.s. ass. <i>Lemnetea</i> та нижчих синтаксонів:		

<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	V
<i>Lemna minor</i>	2	V
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	3	V
D.s. cl. Potametea:		
<i>Elodea canadensis</i>	1	III
<i>Potamogeton compresus</i>	1	II
D.s. cl. Phragmiti-Magnocaricetea:		
<i>Sium latifolium</i>	+	II
<i>Polygonum amphibium</i>	+	II
Інші види:		
<i>Typha angustifolia</i>	1	II
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	III
<i>Glyceria maxima</i>	2	III

Місцезнаходження: 1- с. Вербень

Асоціація *Spirodeletum polyrrhizae*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	70	60	60	35	
Проточність (бали)	1	1	1	0	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	13	10	12	13	
Проекційне покриття (%)	70	60	60	85	
Площа (кв. м)	170	150	200	200	
D.s. ass. Spirodeletum polyrrhizae:					
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (d.s.cl.)	5	3	4	5	V
D.s. ass. Lemnetea та нижчих синтаксонів:					
<i>Lemna minor</i>	4	3	+	3	IV
<i>Staurogeton trisulcus</i>	4	·	3	3	III
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	+	+	1	II
D.s. cl. Potametea:					
<i>Elodea canadensis</i>	1	·	1	2	II
D.s. cl. Phragmiti-Magnocaricetea:					
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	1	+	1	II
<i>Phragmites australis</i>	2	+	+	+	II
Інші види:					
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	2	1	II
<i>Potamogeton pectinatus</i>	2	+	1	3	III
<i>Butomus umbellatus</i>	+	+	2	1	II
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	1	2	III
<i>Eleocharis palustris</i>	+	·	·	1	I
<i>Sparganium erectum</i>	1	1	+	2	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Нове, 3- с. Бабка, 4 - с. Іванчиці

Асоціація *Lemnetum trisulcae*

Номер опису	1	2	3	По сті
Товща води (см)	70	70	35	

Проточність (бали)	1	1	0	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	
Кількість видів	14	11	13	
Проекційне покриття (%)	65	50	70	
Площа (кв. м)	160	140	180	
D.s. ass. <i>Lemnetum trisulcae</i>:				
<i>Staurogeton trisulcus</i>	5	4	5	V
D.s. ass. <i>Lemnetea</i> та нижчих синтаксонів:				
<i>Lemna minor</i>	5	2	3	V
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	4	2	3	V
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1	+	2	II
D.s. cl. <i>Potametea</i>:				
<i>Elodea canadensis</i>	1	+	2	II
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:				
<i>Phragmites australis</i>	1	+	+	II
<i>Eleocharis palustris</i>	+	·	+	II
<i>Typha angustifolia</i>	1	·	+	II
Інші види:				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1	+	2	III
<i>Glyceria maxima</i>	2	+	+	II
<i>Ricciocarpus natans</i>	1	·	·	
<i>Nuphar lutea</i>	1	+	+	III
<i>Potamogeton pectinatus</i>	2	+	+	III
<i>Sparganium erectum</i>	1	+	+	II

Місцезнаходження: 1 - с. Вербень, 2 - с. Сопачів, 3 - с. Іванчиці

Асоціація *Hydrocharito-Stratiotetum aloides*

Номер опису	1	2	Постійність видів
Товща води (см)	100	90	
Проточність (бали)	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	
Кількість видів	11	11	
Проекційне покриття (%)	45	55	
Площа (кв. м)	70	130	
D.s. ass. <i>Hydrocharito-Stratiotetum aloides</i>:			
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (d.s.cl.)	3	3	V
<i>Stratiotes aloides</i>	3	2	IV
D.s. ass. <i>Lemnetea</i> та нижчих синтаксонів:			
<i>Lemna minor</i>	2	2	III
<i>Staurogeton trisulcus</i>	2	2	III
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	3	3	IV
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	III
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:			
<i>Phragmites australis</i>	+	+	II
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	+	
Інші види:			
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	II
<i>Glyceria maxima</i>	+	1	II

<i>Nuphar lutea</i>	+	+	II
---------------------	---	---	----

Місцезнаходження: 1- с. Бабка, 2 - стариця р. Стир

Асоціація *Hydrocharitetum morsus-ranae*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	75	80	75	50	
Проточність (бали)	1	1	1	0	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	10	9	9	12	
Проекційне покриття (%)	80	80	70	60	
Площа (кв. м)	130	70	90	170	
D.s. ass. <i>Hydrocharitetum morsus-ranae</i>:					
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> (d.s.cl.)	5	5	4	5	V
D.s. subass. H. m.-r. <i>lemnetorsum trisulcae</i>:					
<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	·	3	3	V
D.s. ass. <i>Lemnetea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Lemna minor</i>	3	3	3	3	IV
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	2	2	2	IV
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2	2	+	2	III
D.s. cl. <i>Potametea</i>:					
<i>Potamogeton lucens</i>	·	+	+	+	III
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:					
<i>Polygonum amphibium</i>	+	+	+	+	II
<i>Typha angustifolia</i>	+	·	·	+	II
Інші види:					
<i>Potamogeton natans</i>	·	·	·	+	
<i>Glyceria maxima</i>	2	+	+	2	III
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	·	+	II
<i>Nuphar lutea</i>	+	+	+	+	III

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Торговиця, 3- с. Сопачів, 4 - с. Іванчиці

Асоціація *Ceratophylletum demersi*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	130	130	150	130	
Проточність (бали)	1	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	9	7	7	9	
Проекційне покриття (%)	70	70	40	75	
Площа (кв. м)	120	100	70	90	
D.s. ass. <i>Ceratophylletum demersi</i>:					
<i>Ceratophyllum demersum</i>	5	4	3	4	V
D.s. cl. <i>Potametea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Elodea canadensis</i>	3	·	2	2	III

D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:					
<i>Lemna minor</i>	3	3	2	2	IV
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	2	2	3	IV
<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	·	3	3	V
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	+	·	+	II
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:					
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	+	II
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	+	+	+	III
Інші види:					
<i>Sparganium erectum</i>	2	+	·	2	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Нове, 3- с. Заболоття (Полонне), 4 - стариця р. Стир

Асоціація *Potameto natantis- Nymphaeetum candidae*

Номер опису	1	Постійність видів
Товща води (см)	45	
Проточність (бали)	0	
Поверхнєве коливання (бали)	1	
Кількість видів	70	
Проекційне покриття (%)	140	
Площа (кв. м)		
D.s. ass. <i>Potameto natantis- Nymphaeetum candidae</i>:		
<i>Nymphaea candida</i>	3	IV
<i>Potamogeton natans</i>	5	V
D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:		
<i>Staurogeton trisulcus</i>	2	III
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	IV
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	II
<i>Lemna minor</i>	3	IV
Інші види:		
<i>Glyceria maxima</i>	+	III
<i>Glyceria fluitans</i>	+	II
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	III

Місцезнаходження: 1- с. Іванчиці

Асоціація *Potametum pectinati*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	80	100	120	100	
Проточність (бали)	1	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	10	10	7	9	
Проекційне покриття (%)	80	60	40	60	
Площа (кв. м)	120	50	30	50	
D.s. ass. <i>Potametum pectinati</i>:					
<i>Potamogeton pectinatus</i>	5	4	3	4	V
D.s. subass. P.p. <i>potametosum perfoliati</i>:					

<i>Potamogeton perfoliatus</i> (d.s.cl.)	2	2	+	3	V
D.s. subass. <i>Potametosum crispus</i>:					
<i>Potamogeton crispus</i>	4	2	·	2	III
D.s. cl. <i>Potametea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Elodea canadensis</i>	2	1	·	2	II
D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:					
<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	3	2	3	IV
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	3	3	2	3	IV
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	+	·	·	II
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:					
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	+	II
Інші види:		2	+		
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3	+	+	2	III
<i>Butomus umbellatus</i>	+			+	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Торговиця, 3- нижче скиду стічних вод ПЗК РАЕС, 4 - стариця р. Стир

Асоціація *Elodeetum canadensis*

Номер опису	1	2	3	Постійність видів
Товща води (см)	80	120	100	
Проточність (бали)	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	
Кількість видів	11	9	12	
Проекційне покриття (%)	50	30	60	
Площа (кв. м)	90	35	55	
D.s. ass. <i>Elodeetum canadensis</i>:				
<i>Elodea canadensis</i> (d.s.cl.)	5	3	5	V
D.s. cl. <i>Potametea</i> та нижчих синтаксонів:				
<i>Potamogeton lucens</i>	·	·	2	III
<i>Potamogeton crispus</i>	3	+	2	IV
D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:				
<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	+	3	IV
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	3	+	3	IV
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	·	+	II
<i>Lemna minor</i>	4	3	3	IV
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i>:				
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	II
Інші види:				
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	+	II
<i>Glyceria maxima</i>	2	+	+	III
<i>Nuphar lutea</i>	+	+	+	II
<i>Butomus umbellatus</i>	+	·	+	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Заболоття (Полонне), 3 - стариця р. Стир

Асоціація *Glycerietum maximae*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	80	120	120	100	
Проточність (бали)	1	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	10	9	8	10	
Проекційне покриття (%)	100	80	50	80	
Площа (кв. м)	120	180	70	120	
D.s. ass. <i>Glycerietum maximae</i>:					
<i>Glyceria maxima</i>	5	4	4	4	V
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Sparganium erectum</i>	2	3	2	3	IV
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	·	·	·	+	II
<i>Polygonum amphibium</i>	+	+	·	+	II
D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:					
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	2	+	2	III
<i>Lemna minor</i>	2	2	2	2	III
<i>Staurogeton trisulcus</i>	3	·	+	2	III
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	2	·	·	II
Інші види:					
<i>Mentha aquatica</i>	+	+	+	+	III
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	+	+	II
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	+	+	+	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Торговиця, 3- нижче скиду стічних вод ПЗК РАЕС, 4 - стариця р. Стир

Асоціація *Glycerietum fluitantis*

Номер опису	1	2	3	Постійність видів
Товща води (см)	50	50	40	
Проточність (бали)	2	2	2	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	
Кількість видів	8	8	10	
Проекційне покриття (%)	80	55	95	
Площа (кв. м)	40	45	30	
D.s. ass. <i>Glycerietum fluitantis</i>:				
<i>Glyceria fluitans</i>	5	5	5	V
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> та нижчих синтаксонів:				
<i>Glyceria maxima</i>	1	2	2	III
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	+	+	+	II
<i>Sium latifolium</i>	1	+	1	II
<i>Polygonum amphibium</i>	+	·	+	
D.s. <i>Lemnetea</i>:				
<i>Lemna minor</i>	2	1	2	II
<i>Staurogeton trisulcus</i>	·	+	2	III
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	1	2	III

Інші види:				
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	1	+	1	II
<i>Eleocharis palustris</i>	·	·	1	

Місцезнаходження: 1- с. Нове, 2- нижче скиду стічних вод ПЗК РАЕС, 3 - стариця р. Стир

Асоціація *Butomo- Sagittarietum sagittifoliae*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	50	60	60	40	
Проточність (бали)	1	1	1	2	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	9	8	7	10	
Проекційне покриття (%)	60	50	45	80	
Площа (кв. м)	20	50	20	60	
D.s. ass. <i>Butomo- Sagittarietum sagittifoliae</i>:					
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	4	3	3	5	V
<i>Butomus umbellatus</i>	3	3	3	3	V
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	1	+	1	IV
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	+	+	+	III
D.s. cl. <i>Lemnetea</i>:					
<i>Lemna minor</i>	2	2	1	2	III
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	2	2	1	2	III
<i>Staurogeton trisulcus</i>	1	·	+	2	III
Інші види:		+			
<i>Agrostis stolonifera</i>	+	+	·	+	II
<i>Glyceria fluitans</i>	·	·	·	1	II
<i>Eleocharis palustris</i>	+		·	+	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Торговиця, 3- с. Заболоття (Полонне), 4 - с.Іванчиці

Асоціація *Butomo- Alismatetum plantaginis-aquaticae*

Номер опису	1	2	3	4	Постійність видів
Товща води (см)	60	60	45	55	
Проточність (бали)	1	1	1	1	
Поверхнєве коливання (бали)	1	1	1	1	
Кількість видів	9	8	8	8	
Проекційне покриття (%)	50	45	80	45	
Площа (кв. м)	20	20	55	20	
D.s. ass. <i>Butomo- Alismatetum plantaginis-aquaticae</i>:					
<i>Butomus umbellatus</i>	3	3	3	4	IV
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	3	3	3	3	V
D.s. cl. <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> та нижчих синтаксонів:					
<i>Rorippa amphibia</i>	1	+	+	+	III
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	+	+	+	II

<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	+	+	+	II
Інші види:					
<i>Agrostis stolonifera</i>	+	+	+	+	III
<i>Myosotis palustris</i>	+	+	+	+	II
<i>Mentha aquatica</i>	2	+	+	+	III
<i>Polygonum hydropiper</i>	+	·	·	·	II

Місцезнаходження: 1- с. Вербень, 2- с. Нове, 3- с. Бабка, 4 - стариця р. Стир

ДОДАТОК Д
Акт впровадження
результатів дисертаційної роботи
у навчальний процес



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
РІВНЕНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ГУМАНІТАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

33028 м. Рівне, вул. С. Бандери, 12 тел. (0362)267865, факс (0362)263715, e-mail: info@rshu.edu.ua

20.06.2018 № 69-01-12



Затверджую

Ректор
Рівненського державного
гуманітарного університету
проф. Постолюк Р. М.
06 2018 р

А К Т

впровадження результатів дисертаційної роботи
у навчальний процес

Результати досліджень дисертаційної роботи здобувача кафедри біології, онкології та медичної фізіології Толочик Інни Леонідівни по темі «Екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області» впроваджені в навчальний процес студентів психолого–природничого факультету Рівненського державного гуманітарного університету. Наукові положення дисертації використовуються при викладанні курсу лекцій та проведенні практичних занять із навчальної дисципліни «Ботаніка» для студентів за спеціальністю 091 «Біологія» та вибіркової навчальної дисципліни «Гідробіологія» за програмою підготовки магістрів спеціальності 091 «Біологія».

Проректор з навчально-виховної роботи  проф. Петрівський Я. Б.

Завідувач кафедри біології, онкології
та медичної фізіології, професор



проф. Марциновський В. П.