

Гриб Й. В., д.б.н., професор, Михальчук М. А., старший викладач, Володимирець В. О., к.б.н., доцент, Турчина К. П., к.с.-г.н., доцент
(Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

СУЧАСНА ЕКОФІЗІОЛОГІЯ ЗАБОЛОЧЕНИХ ТЕРИТОРІЙ. ФОРМУВАННЯ СУКЦЕСІЙНИХ ЗМІН ФІТОЦЕНОЗІВ

Макрофіти складають вагому частину трофічного ланцюга у консорційних та парцелярних системах, особливо на мілководдях та верхів'ях водосховищ. Розрахунки показують, що, крім фізіологічно обумовлених обмінних процесів, у системі «водне середовище – донні відклади – фітомаса ВВР» на порядок вища інтенсивність обмінних процесів у обростанні поверхні рослин перифітоном. Відповідно, для стабілізації екосистеми водного середовища можна використовувати ценоз ВВР в екологічного обґрунтованих межах (у річках 10-20%; водосховищах, у рибних ставках – 12-15%), надлишок утилізується як корм у тваринництві та рибництві або як складова добрив. Окремі угруповання ВВР використовують як біопаливо або ветленди у заболочених заплавах річок для доочищення забруднених вод.

Досліджені особливості формування стану водного середовища малих річок та озер у системі «вищі водні рослини – вода». Показана можливість оцінки якості води за сумарною масою сухої речовини рослин та необхідний приріст її для нейтралізації домішок або оцінки за фізіологічним станом макролітів (ряски малої).

Ключові слова: мала річка, водна екосистема, вища водна рослинність, перифітон, фізіологічний стан.

Актуальність і огляд наукової літератури з досліджуваної проблеми

Вплив господарської діяльності в басейнах річок і озер (гідрологічний режим, біогенні домішки) та вплив парникового ефекту зумовили різку зміну розвитку і поширення консорцій та парцел ВВР у водному середовищі.

Парцелярні системи займають десятки і сотні гектарів мілководь (наприклад, верхів'я р. Прип'ять, заплава р. Удай, верхів'я руслового Хрінницького водосховища, р. Устя нижче м. Рівне у створі с. Зозів). Визначення видового складу і ареалів поширення ВВР, їх-

ньому впливу на водні екосистеми присвячено чимало публікацій у науковій літературі [1; 4; 7; 8].

Однак недостатньо з'ясованим є цілий розділ цього напрямку – інтенсивність поширення, утилізація в народному господарстві, шляхи попередження евтрофікації і старіння водних об'єктів.

Нами у представленій роботі зроблено спробу виявити закономірності функціонування сукупності ВВР у водному середовищі, їх вплив на його якісні характеристики.

Савицький О.Л. наводить оптимальні межі заростання ВВР водного об'єкта – від 10% до 21% водного дзеркала водойми. В іншому випадку консортивна екосистема «водне середовище – ВВР – аборигенна іхтіофауна» перестає діяти і екосистема переходить до послідовних сукцесійних змін біоценозів «водойма – болото – луки», займаючи до 100% колись продуктивних територій [1; 4]. Такі дані наведені у роботі Грициняка І.І. з співавторами [10].

Згідно ст. 2 Водної рамкової директиви ЄС поняття екологічного стану водного об'єкту базується на фактичних біологічних характеристиках: «Екологічний стан – це таке виявлення якості та структури функціонування водних екосистем, що пов'язані з поверхневими водами і класифіковані відповідно до біологічних показників, а також з гідрологічних, хімічних та фізико-хімічних, що доповнюють біологічні» [5].

Зрозуміло, що хімічні характеристики водного середовища не є стабільними у відкритій динамічній системі водного об'єкта, а саме стан біоти пов'язаний з вмістом домішок через коефіцієнти переходу, накопичення та виведення. Тобто стан біоти є функція від багатьох чинників, що характеризують екосистему, і використання біологічних характеристик є об'єктивним і представницьким. Хоча сольовий фон поверхневих вод є відносно стабільним на певних ділянках фізико-географічних територій.

Загальноприйнятим є положення, що водне середовище – відкрита динамічна біокосна екосистема, ценози якої змінюються у часі і просторі залежно від умов (гідрологічних – затоплення, витрат води, швидкості течії, глибини; морфометричних – звивистості русел, форми дна та характеру донних відкладів; космогенічних – температури води та сонячної інсоляції; гідроекологічних – якості води, її прозорості, вмісту зависів, колірності, вмісту біогенів; часових – молодості чи старості екосистеми тощо) [1–3].

В історичному плані кожна водна екосистема приречена на старіння через формування сукцесійних змін гідробіоценозів. Відповідно, одні угруповання вищих водних рослин змінюють інші, більш пристосовані до явищ заболочування чи формування суходолу. Уже

сьогодні господарча діяльність людини (регулювання стоку, спрямлення русел, осушення заплав) призвела до зникнення окремих озер (Західне Полісся України), скорочення довжини русел малих річок, а то і їх зникнення.

Розглядаючи екосистему «вищі водні рослини – водне середовище» на сьогодні, ми визначаємо наступні функції ВВР: продукція органічної речовини (до десятків тонн на гектар), екологічна ніша та субстрат для розвитку обростання (перифітону), субстрат для нересту генеративно-фітофільної іхтіофауни, природний біофільтр, стабілізатор розвитку мікроводоростей (алелопатичні властивості), корм для риб (короп, білий амур, раки), індикатор забруднення водного середовища, джерело отримання пектину, пакувальних матеріалів, добрив.

Втручання людини у руслово-заплавні процеси, гідрологічний режим створило умови для передчасного старіння водних об'єктів, евтрофікації, що викликало ряд негативних явищ, серед них: порушення екосистеми «русло – заплава», внаслідок чого змінились швидкості потоку, явища самоочищення, ареали поширення і видове різноманіття ценозів ВВР річкових русел, умови відтворення аборигенної іхтіофауни; зарегулювання малих річок і супутні явища стагнації привели до створення умов інтенсивного розвитку монотипізованих фітоценозів – ряски малої, куширу зануреного, елодеї канадської, водяного різака алоєвидного, очерету тощо; скидання біогенних домішок з дренажними водами меліоративних систем у гідрографічну мережу та озера призвело до інтенсивного розвитку монотипізованої вищої водяної рослинності (водяний різак алоєвидний, рогіз вузьколистий, очерет); скидання недостатньо очищених побутових стічних вод у річкову мережу (за біогенними домішками), особливо у верхів'я водосховищ, призвело до інтенсивного розвитку ВВР, формування парцел та виникнення явищ аноксії в ранковий період внаслідок темного дихання, тобто сприяння розвитку нових умов функціонування екосистеми – антропогеоценозу; зміна умов залягання ґрунтових вод при осушенні заплав, сформованих торфовими масивами сприяло інтенсивності інвазії очерету та заростання ним значних площ колись заболочених територій (басейн р. Прип'ять).

Об'єкти та методи досліджень

Досліджувались наступні водні об'єкти: а) створи у річковій мережі нижче урбанізованих територій, які офіційно дістали назву «гарячих точок забруднення»; б) малі річки басейну р. Прип'ять – Іква, Устя, Люблянка, Льва; Горинь, Стир; в) середні річки: басейн р. Дніпро – Тетерів, Трубіж, Рось, верхів'я Прип'яті; г) озерні екосистеми: межиріччя Прип'яті і Західного Бугу – Світязь, Люб'язь, Скоринь, Ро-

гізне, Мошне, Лучне; д) руслові озера р. Льва – Тухове, Середнє (Верхнє), Нижнє; водосховище Хрінницьке (руслове – р. Стир).

Вивчались: якість води за гідрохімічними і гідробіологічними характеристиками та динаміка їх змін за профілем русла, видовий склад та біопродуктивність угруповань ВВР за апробованими методами.

Отримані результати та обговорення

Вплив природних та антропогенних змін чинників на формування угруповань вищих водних рослин гирлових ділянок річок носить стохастичний характер і залежить від значної чисельності причин природного і антропогенного характеру. Серед них природні – це глибина водойми; характер дна та збагачення мулів біогенами; швидкість руслового потоку; прозорість води; інтенсивність захвату територій (конкуренція); температура води; явища транзиту ВВР через гідроекологічні коридори та їх поширення у гідрографічній мережі; інтенсивність очищення русел під час водопілля та енергообмін між заплавою та руслом. Тобто основою енергетичного обміну у річково-озерній мережі є гідроекологічні коридори (постійні, сезонні) [2; 11].

Антропогенна складова формувань угруповань ВВР гирлових ділянок річок та заплавної озера обумовлювалась наступними чинниками через: скидання енергетичних домішок (С, N, P); замулення та глибини; температурний чинник (мілководдя сильніше нагріваються); явища стагнації через підйом греблями; пониження рівня дзеркала води, заболочування; парниковий ефект; скидання енергетичних домішок із недоочищеними та забрудненими водами (сполуки азоту, фосфору, органічного вуглецю, калію тощо).

Тобто в гирлових ділянках річок з антропогенно зміненими руслами та трансформованими басейнами із заболоченими мілководдями і заплавами відбувається відмирання надзвичайно чутливих видів ВВР до забруднення чи змін гідрологічних умов (латаття біле, лепеха болотна, водяний горіх), адаптація та розвиток водноболотних угруповань (очерет, рогіз вузьколистий та широколистий, ряска мала та трьохборозенчаста, кушир занурений, елодея канадська) або інтенсивна монотипізація видів в умовах зарегулювання та оптимальних температурних умов (глечики жовті, кушир занурений, елодея – правобережна заплава р. Стир, польдерна система у басейні р. Случ, створ м. Сарни).

Участь ВВР у формуванні якості води гідрографічної мережі

До цього часу розглядалися дві концепції участі ВВР у формуванні якості води річкових та озерних екосистем: водне середовище безпосередньо впливає на склад ВВР та безпосередньо стан самих

рослин (рис. 1, 2); ВВР у ході обмінних процесів впливає на якість водного середовища та зміни гідрохімічних характеристик (рис. 3).

Очевидно, що обидві концепції підтверджуються частково у залежності від співвідношення мас ВВР та води, терміну контакту між ними та температурних умов.

Для прикладу вирахуємо масу води, що пройде через парцели ВВР для річки у лісостеповій зоні довжиною 100,0 км, шириною 5 м та глибиною в 1,0 м, площа заростань ВВР – 8,0% при біомасі 10,0 т ВВР на 1,0 га.

Площа водного дзеркала річки

$$F = L \cdot b = 100,0 \cdot 10^3 \cdot 5,0 = 500,0 \cdot 10^3 \text{ м}^2 \text{ або } 50 \text{ га.}$$

Площа під заростями ВВР

$$F_{\text{ВВР}} = F \cdot \gamma = 50,0 \cdot 0,08 = 4,0 \text{ га.}$$

Біомаса ВВР розрахункова

$$B = F_{\text{ВВР}} \cdot B_{\text{пит}} = 4,0 \cdot 10,0 = 40,0 \text{ т.}$$

Об'єм води, що профільтрується через фітомасу за добу

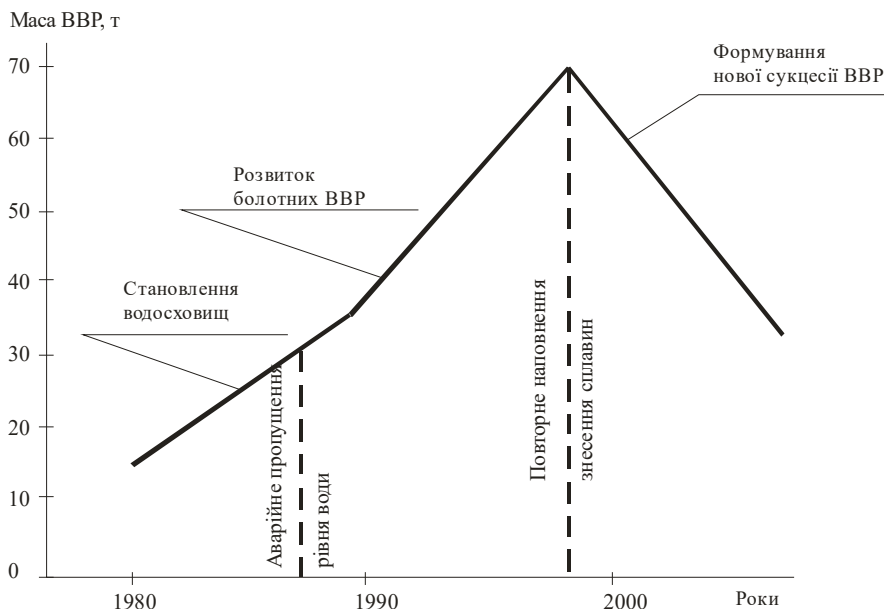


Рис. 1. Формування ценозу ВВР у русловому Хрінницькому водосховищі (р. Стир) за фітомасою

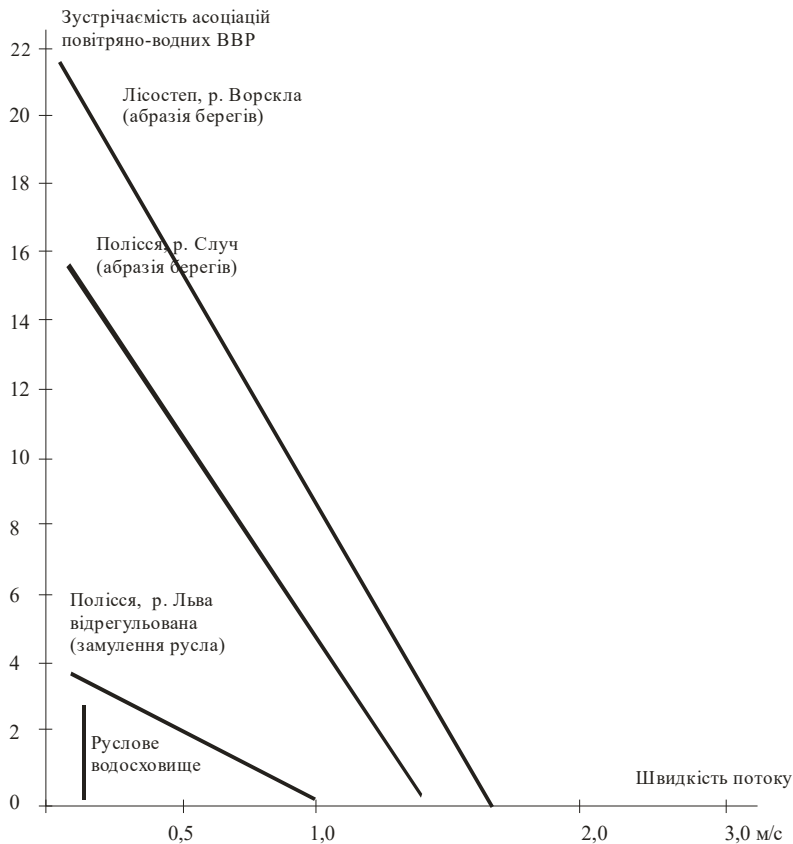


Рис. 2. Залежність зустрічаємості асоціацій ВВР (повітряно-водних) від швидкості потоку

$$Q_{\phi} = V \cdot n = 40,0 \cdot 2,5 = 100,0/\text{м}^3 \cdot \text{добу},$$

де n – кількість обмінних циклів за добу у рослині.

Добові витрати води у руслі

$$Q_{\phi} = V \cdot b \cdot h \cdot 86400 = 0,2 \cdot 5,0 \cdot 1,0 \cdot 86400 = 86400 \text{ м}^3,$$

де 86400 – кількість секунд у добі; $V = 0,2$ швидкість потоку, м/с; b, h – параметри русла.

Якщо припустити, що 30,0–50,0% фільтрованої через ВВР води піде на транспірацію, то об'єм очищеної води сягне до 150,0 м³/добу, а співвідношення між витратами води за добу та очищеної при фільтрації складе 864000 : 150,0 = 1 : 576, тому і значного впливу у біжучій воді від фізіологічного обміну не буде. Очевидно, співвідношення «ВВР – водне середовище» слід розглядати як консорційну систему при явищах стагнації (рис. 3). Тобто кожне угруповання рослин створює з оточуючою водою свою мікроекосистему.

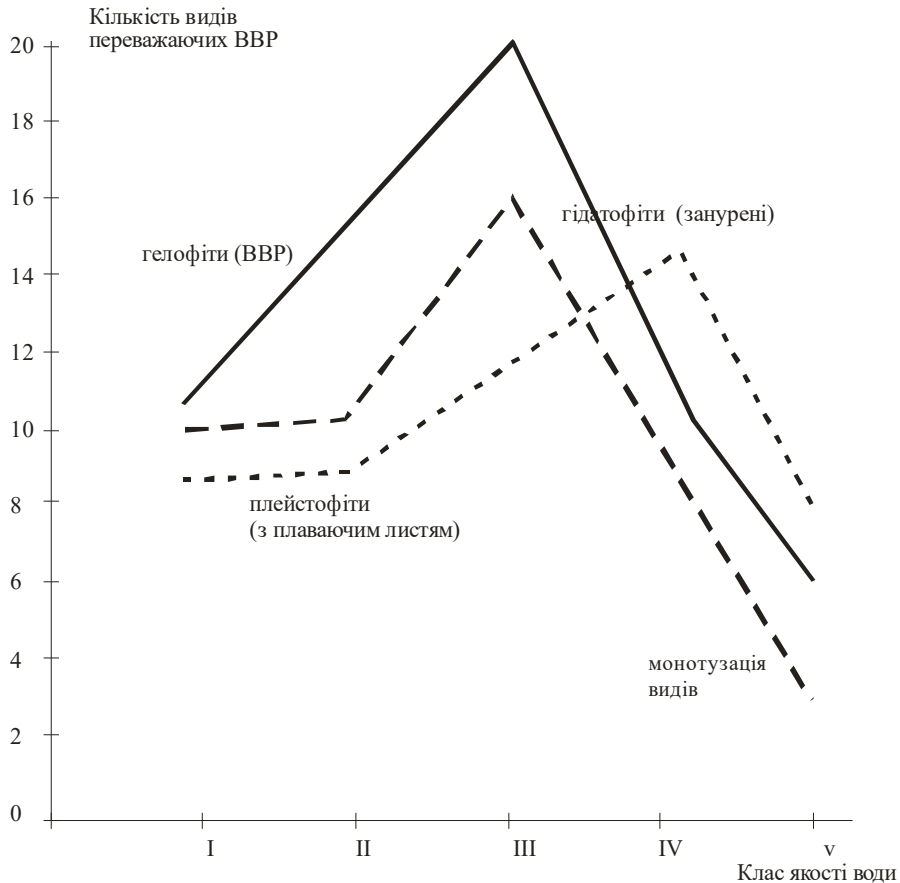


Рис. 3. Залежність між якістю води та чисельністю переважачих видів ВВР у річковій мережі

Якщо прийняти, що перифітон посилює очищувальну здатність консорти (угруповань ВВР) та їх сукупності (парцели) на два порядки, то об'єм очищеної води складе біля 15000 м³/добу, тобто співвідношення «витрати води річкової – очищена вода» складе біля 1:6. Тобто можна прийняти, що ВВР у сукупності з перифітоном у біжучій воді вилучить від енергетичних домішок 17,4% її добового об'єму. Остання маса домішок буде утилізуватись за рахунок бактерій та мікроводоростей та виноситись у естуарні частини русла. Вплив ВВР буде відмічатись на відстані до зони нівелювання впливу окисно-відновлювального потенціалу рослин (rH).

Для прикладу приведемо аналіз динаміки вмісту азоту амонійного та фосфору мінерального за профілем р. Рось (басейн р. Дніпро) – за фазами гідрологічного режиму. Маючи забруднений стік у верхів'ї та нижче м. Біла Церква у руслі річки відбувається зниження вмісту біогенів за рахунок ВВР, що знаходяться у зарегу-

льованій частині стоку (рис. 4, 5). Найефективніше це спостерігається у період літньої межени та нівелюється в кінці вегетаційного періоду (осінь).

Очевидно, екосистема «ВВР – водне середовище» буде працювати більш ефективно, коли збільшити термін контакту між ними за рахунок зменшення швидкості потоку на один порядок, що ми спостерігаємо на біоплато, або на такий же порядок збільшити фітомасу ВВР.

Визначення якості води водного об'єкту за станом фітоценозів ВВР (фітоіндикація) досить детально подано у монографіях Романенко В.Д. та пізніших дослідів інших авторів (Андрієнко Т.Л., Дідух Я.Л. та інші) [8; 11].

Чутливість ВВР до якості води (відповідно, прозорості, вмісту зависів, біогенних домішок, мінералізації), особливо занурених, що підтверджено також дослідями по рр. Іква, Устя, Замчисько (рис. 6, 7), а також залежність біомаси фітоценозів від біогенних домішок, що нами показано раніше, дає нам можливість експертної оцінки стану водних екосистем в залежності від складу ВВР та їх біомаси.

Із проведених досліджень за розподілом ВВР від якості води можна зробити висновок:

- склад і біомаса ВВР у руслі річки залежить від якості води: водам І категорії відповідає менша маса ВВР;
- найбільш чутлива до змін якості води повітряно-водна рослинність (гелофіти) та занурена рослинність (гідрофіти);
- найбільш пластичні до забруднень ВВР з плаваючим листям (плейстофіти) та вільно плаваючі (табл. 1) [4; 8; 9].

Причинно-наслідкові залежності показників стану фітоценозів гирлових ділянок річок від гідрофізичних та гідроекологічних характеристик водних мас

Стан фітоценозів гирлових ділянок річок та заплавлених озер знаходиться у прямій залежності від гідрофізичних та гідроекологічних характеристик водних мас. Причини і наслідки таких змін зведено у табл. 1.

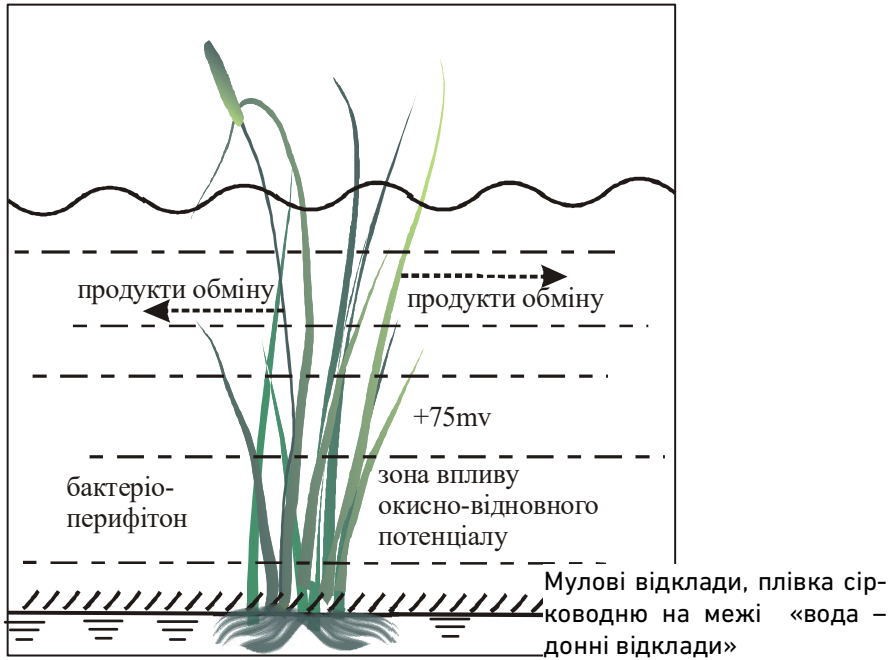


Рис. 4. Консорційна система «BVP – водне середовище»

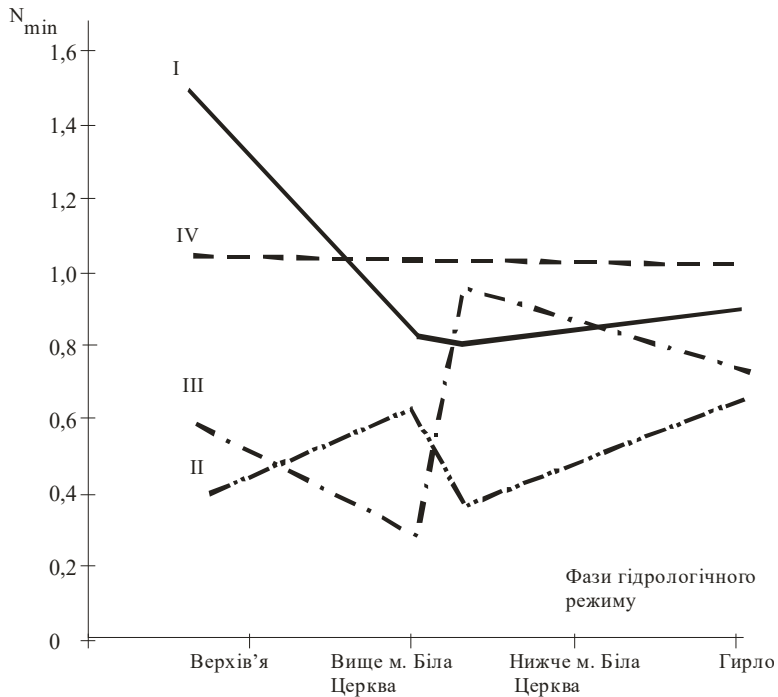


Рис. 5. Динаміка змін вмісту мінерального азоту за течією об'єкта-аналога (р. Рось) у залежності від фаз гідрологічного режиму: I – зимова межінь; II – весняна повінь; III – літня межінь; IV – осіннє повноводдя

Таблиця 1

Причинно-наслідкові залежності показників стану фітоценозів
гірлових ділянок річок та заплавлених озер

Причини змін стану фітоценозів	Наслідок	Технологія формування змін стану фітоценозів
1. Зменшення швидкості руслового потоку та явища стагнації	Розвиток ставково-озерних угруповань ВВР, монотипізація видів	- Боротьба ВВР за енергетичні дотації; - «захват» території, формування монотипних ценозів
2. Зменшення глибин внаслідок пониження рівня ґрунтових	Зростання прогрівання, розвиток занурених ВВР та донних мохів	Вплив температури, закислення ґрунтовими водами
3. Скидання енергетичних домішок з польдерних систем та з дренажними водами	Формування угруповань ВВР бордюрного типу (водяного різака алоеvidного, очерету вузьколистого, куширу зануреного)	Посилення розвитку фітомаси ВВР за поясином типом їх розподілу у непротічних водоймах
4. Затоплення мілководь та заболочених територій	Формування сплавин, затоплення укорінених ВВР, формування нових ценозів	Заміна озерно-ставкових угруповань ВВР на річково-озерні
5. Підтоплення від МК та водосховищ (МК – магістральні канали МС)	Формування куртин очерету, рогозу вузьколистого та широколистого до значних ареалів поширення	Прогрівання, заболочування
6. Скидання забруднень у верхів'я водосховищ	Формування локалітетів, 100% заростання за парцелярним характером	Явища біоплато та темного дихання, дефіцит розчиненого кисню
7. Постійне забруднення стічними водами від локальних джерел	Вживання окремих видів ВВР	Погіршення якості води, формування сірководневої плівки у системі «водне середовище – донні відклади»

Базуючись на причинно-наслідкових залежностях показників стану фітоценозів ВВР (чисельності, біомасі) нами розроблена і апробована методологія: визначення стану буферності територій за сухою масою ВВР; визначення токсичності водного середовища за станом тест-об'єкта – ряски малої (*L. minor*); визначення якості води водного об'єкта за станом фітоценозів ВВР.

Фітоценоз водосховищ можна розглядати як некеровану екосистему із змінною тенденцією до формування асоціацій річково-озерних та озерно-болотних водних рослин. Видовий склад макрофі-

тів формується глибинами, наявністю течії, енергетичною базою (див. рис. 1, 2).

Поширення ВВР чітко простежується в залежності від швидкості течії та глибин. Як правило, це прибережні асоціації або мілководдя.

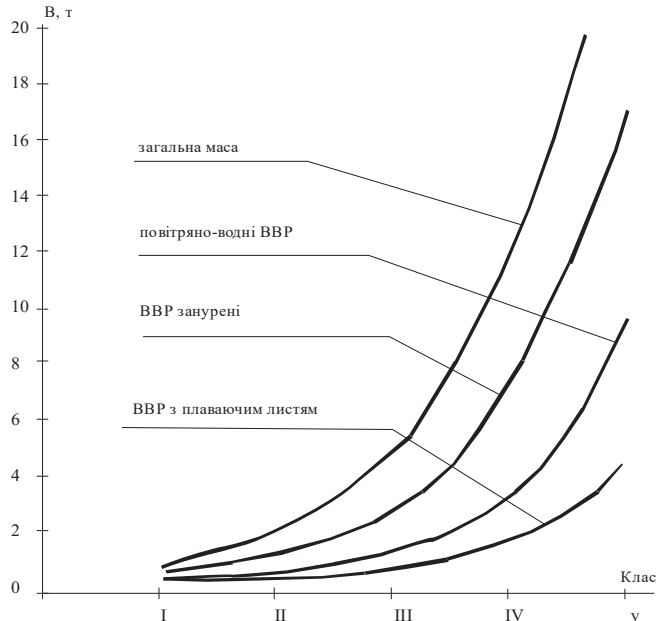


Рис. 6. Розподіл фітомаси ВВР у річково-озерній мережі у залежності від класу якості води

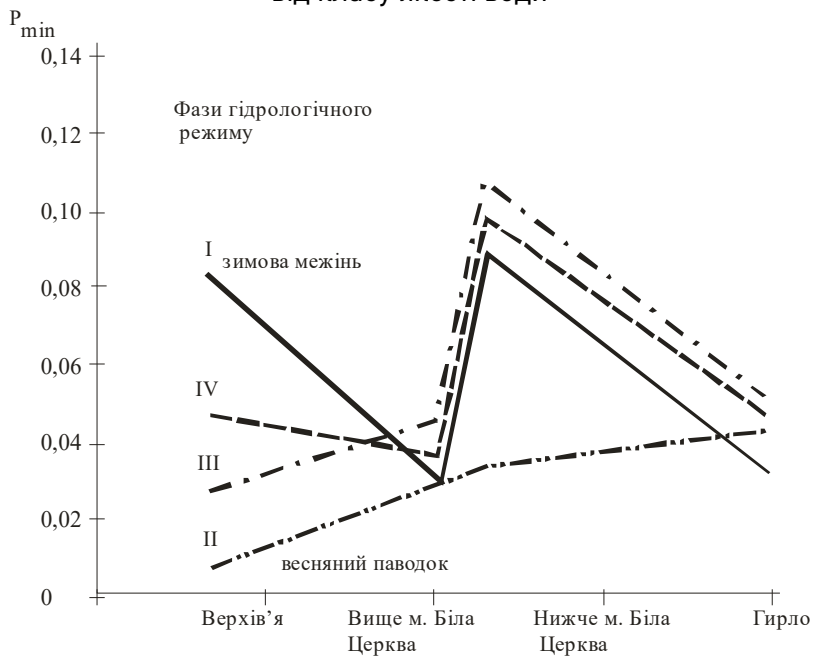


Рис. 7. Динаміка змін вмісту мінерального фосфору за течією об'єкта-аналога (р. Рось) у залежності від фаз гідрологічного режиму

При заростанні ВВР мілководь формується парцелярна екосистема (кризова). Досліджувані об'єкти: р. Устя – водосховище нижче м. Рівне, верхів'я руслового Хрінницького водосховища на р. Стир, верхів'я Млинівського водосховища на р. Іква.

Визначення стану буферності територій за сухою масою ВВР

Екологічну стабілізацію довкілля, в тому числі водного середовища, забезпечує синтезована первинна органічна речовина та біомаса, сформована раніше в ценозах суходолу (органомінеральний комплекс ґрунтів, донних відкладів, суходільних та водних біоценозів). Формулу екологічної стійкості басейнів річок та озер можна записати:

$$E = (E_{0\text{суход}} + \int_{n=1}^n \frac{dB_{\text{суход}}}{dt}) + (E_0 b \cdot c + \int_{n=1}^n \frac{dBb \cdot c}{dt}) = \quad (1)$$
$$= (A_{\text{онм суход}} + \Delta B_{\text{суход}}) + (A_{\text{онм}} b \cdot c + \Delta Bb \cdot c)$$

де – $E_{0\text{суход}}$; $E_0 bc$ – природна екологічна ємність за біомасою синтезованої на непорушених територіях органічної речовини (за сухим залишком);

$$\int_{n=1}^n \frac{dB_{\text{суход}}}{dt}; \int_{n=1}^n \frac{dBb \cdot c}{dt} \text{ – необхідний для нейтралізації антропогенних домішок приріст органічної речовини за певний відрізок часу;}$$

– $A_{\text{онм суход}}$; $A_{\text{онм}} bc$ – маса сухого залишку синтезованої органічної речовини на непорушених територіях;

– $\Delta B_{\text{суход}}$; $\Delta Bb \cdot c$ – приріст сухого залишку органомінерального комплексу, необхідний для зв'язування антропогенних домішок.

Отже, для водної екосистеми не є важливим, що проростає, важливим є синтезована первинна органічна речовина, її маса. Тобто залишкова глобальна (регіональна) антропогенна доля шкідливих домішок може бути нейтралізована за рахунок первинної органічної речовини непорушених територій плюс приріст біомаси за рахунок регульованої господарської діяльності (впорядкування заплав та водоохоронних зон, видалення надлишку фітомаси ВВР, інтродукція ВВР, рибицтво, охорона торфових боліт), що підтримує біоценоз на даному гомеостатичному біоплато [3].

На жаль, на сьогодні збережені у природному стані природно-аквальні комплекси (ПАК) – дуже рідкісне явище – збережені одиниці непорушених басейнів річок і озер. Все більшого значення набувають керовані відновні аквальні комплекси. Тобто у випадку евтрофованих водойм можна записати:

$$E' = A' + AB, \quad (2)$$

де A' – фактично синтезована первинна органічна речовина,

AB – приріст фітомаси, необхідний для інтродукції чи видалення

з водного об'єкта.

Визначення токсичності водного середовища за станом тест-об'єкта – ряски малої (*L. minor*)

Визначені особливості реакції ВВР та інших гідробіонтів на дію токсичних домішок. Кожний ценоз у часі проходить фізіологічний цикл розвитку від молодості (оптимуму) до старіння (клімаксового стану), що базується на сталій енергетичній базі. Однак цей цикл може поширюватися у часі під впливом домішок (прискорюватись або затримуватись). Причому чинником, який може викликати колапс ценозу, є відсутність навіть однієї складової енергетичних дотацій (органічного вуглецю, мінеральних сполук азоту та фосфору) або навіть токсичного впливу (табл. 2, рис. 8).

Таблиця 2

Фазові перетворення у сукцесіях біоценозів у залежності від якості води (Гриб Й. В., 1997)

Якісні характеристики умов розвитку ценозу (норма-патологія, прояви)	Клас				
	I оптимум	IX добрий	III задовільний	IV перехідний	V поганий
1	2	3	4	5	6
біологічний бар'єр деградації зворотного розвитку					
а) ценоз					
норма	оптимальні стартові умови розвитку сукупності ценозів	фаза енергетичної конкуренції та метаболічної інгібіторної дії	фаза перебудови трофічних зв'язків	випадання окремих видів, монотипізація видового складу	колапс, руйнування ценозу, явища деградації
прояви	якість води відповідає всім стартовим умовам розвитку ценозів: чиста, прозора, без запахів, придатна для пиття	зовнішньо без видимих ознак, хоча відбувається диференціація за умовами середовища – температурними, світловими, гідрологічними, посилення міграції	сплавлення за течією угруповань мікроросточей, ряски і опалесценція води, запах водоностевий, ріст чисельності гетеротрофних мікроорганізмів	інтенсивний розвиток фітомаси мікроросточей та вищої водної рослинності, зменшення кількості видів у ценозах (фіто- та зоопланктону, бентосних організмів, явища стагнації та періодичного	явища стагнації, „цвітіння” води, анабена, мікроцистіста ін.), заростання поверхні водного дзеркаламакрофітами (очерет, кушир, ряска, спіроделла), запах болотно-водоростевий

продовження табл. 2

				дефіциту розчиненого кисню, бактеріальні забруднення	сом сірководневий, гниючий; вода непридатна для пиття
б) клітинний рівень (токсична дія)					
норма	витоки річок, річки у непорушених природних басейнах, природні джерела; внаслідок сталих умов та динамічності вивчаються як еталони порівняння				
патологія (поява абіотичного чинника токсичних домішок)	фаза екскреції: фізіологічний обмін, оптимальних умов розвитку біоти або зайняття фізіологічних ніш, вихід на чисту воду	фаза реакції – посилення фотосинтезу мікроростей, інтенсивне дихання у риб, підвищена рухомість, активація обмінних процесів у клітині	фаза депонування та імпрегнації, хлороз, зміни формули крові у риб, сплавлення за течією, додатній реотаксис; інтенсифікація процесів поділу клітини	фаза деградації клітин, хлороз, лізис водоростей, червоних кров'яних тілець у риб. Сплавлення за течією, викривлення хребта	фаза дедиференціації, мутації клітин, розвиток пухлин, деструктуризація

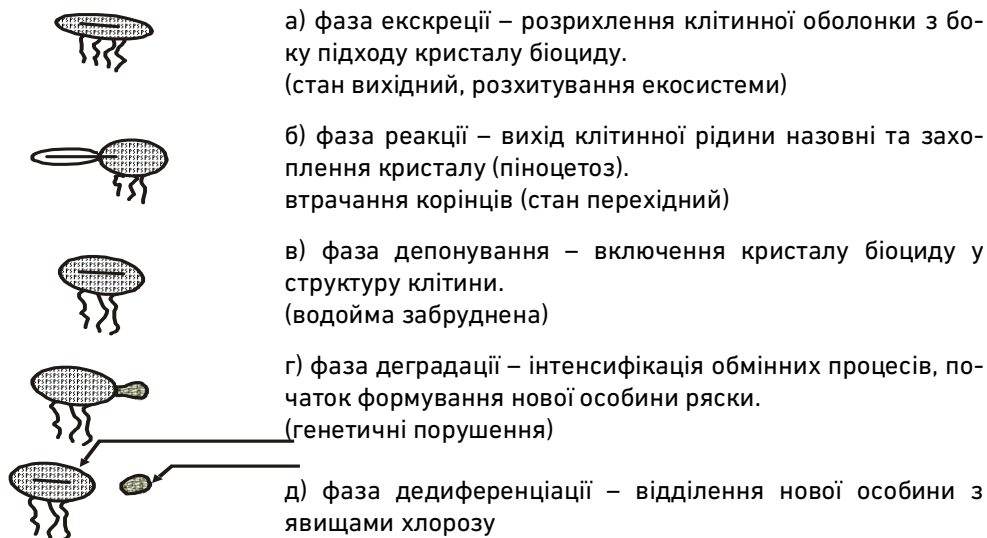


Рис. 8. Фазові перетворення ряски малої при дії біоцитів (Кристалу 2,4-ДДТ)

Висновки

1. Гелофіти (ВВР) та гідрофіти (занурені) у сукупній масі гідробіоценозів трофічного ланцюга разом з обростаннями вилучають до 20% маси біогенних домішок та токсичних елементів, при цьому переважаюча роль належить перифітону.

2. Найбільший вплив на формування екологічної ситуації у водному об'єкті відіграють парцелярнії екосистеми ВВР (обміління водосховищ, старіючі озера, заплави).

3. Стан (буферність) водного середовища визначається масою синтезованої ВВР органічної речовини, що оцінюється за сухим залишком, здатним буферизувати (зв'язувати) домішки, що надходять у систему.

4. Здатність парцелярної системи «ВВР – перифітон» очищати воду від домішок можна використовувати як біоплато (наплавне, берегове) та у ветлендах (заболочених заплавах) для доочищення стічних вод після системи їхнього біологічного очищення та зливових вод урбанізованих територій.

5. Надлишок маси ВВР можна вилучати для утилізації та використання як засіб і елемент геосоціосистеми – керованої людиною біосфери.

6. Видалення продуктів обміну у консорційній системі «ВВР – водне середовище» слугує основою для розвитку бактеріопланктону і самоочищення води, в той же час розклад фітомаси при її відмиранні сприяє формуванню фенолу та сірководневої плівки в придонних шарах.

1. Гриб Й. В., Савицький О. Л., Клименко М. О., Войтишина Д. Й. Використання боліт і торфовищ в очищенні поверхневого стоку та адаптація світового досвіду в умовах України. *Екологія боліт і торфовищ* : матеріали круглого столу м. Київ, 2 лютого 2012 р., Київ : Інститут агроекономіки і природокористування, 2012. С. 60–70. 2. Моніторинг природокористування та стратегія реабілітації порушених річкових та озерних екосистем : навч. посіб. / Й. В. Гриб та ін. Рівне–Вінниця, 2015. 486 с. 3. Роль мелководных водохранилищ Днепровского каскада в изъятии биогенов из речного стока / Якубовський К. Б., Величко И. М. та ін. *Гидробиол. журн.* 1989. Т. 25, № 3. 1989. С. 16–20. 4. Савицький О. Л. Вища водна рослинність та її роль у водноболотній системі. *Екологія боліт і торфовищ* : зб. наук. ст. Київ : ДіА, 2012. С. 162–176. 5. Directive 2000/60 EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal of the European Communities*. L. 327. 22.12.2000. 72 р. 6. Афанасьев С. А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиол. журн.* 2001. 37, № 5. 2001. С. 4–18. 7. Протасов А. А., Юхи-

мец В. И., Морозов И. А. Консорция и консервативные отношения в гидро-биоценозах. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 3. 2010. С. 3–18. **8.** Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів : монографія. К. : Наукова думка, 1994. 280 с. **9.** Гриб И. В., Гроховская Ю. В. Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припять по ценозам высших водных растений. *Гидробиол. журн.* 1993. Т. 29, № 3. 1993. С. 38–43. **10.** Фермерське рибництво / Грициняк І. І., Гринжевський М. В., Третяк О. М. та ін. К. : Герб, 2008. 560 с. **11.** Романенко В. Д. Основи гідроекології : підручник. К. : Обереги, 2001. 728 с.

REFERENCES :

1. Hryb Y. V., Savytskyi O. L., Klymenko M. O., Voityshyna D. Y. Vykorystannia bolit i torfovyyshch v ochyshchenni poverkhnevoho stoku ta adaptatsiia svitovoho dosvidu v umovakh Ukrainy. *Ekolohiia bolit i torfovyyshch : materialy kruhloho stolu m. Kyiv, 2 liutoho 2012 r., Kyiv : Instytut ahroekonomiky i pryrodokorystuvannia, 2012. S. 60–70.* **2.** Monitorynh pryrodokorystuvannia ta stratehiia rehabilitatsii porushenykh richkovykh ta ozernykh ekosystem : navch. posib. / Y. V. Hryb ta in. Rivne-Vinnytsia, 2015. 486 s. **3.** Rol melkovodyh vodokhranylyshch Dneprovskoho kaskada v iziatii byohenov yz rechnoho stoka / Yakubovskiy K. B., Velychko Y. M. ta in. *Hidrobiol. zhurn.* 1989. Т. 25, № 3. 1989. S. 16–20. **4.** Savytskyi O. L. Vyshcha vodna roslynnist ta yii rol u vodnopolotnii systemi. *Ekolohiia bolit i torfovyyshch : zb. nauk. st. Kyiv : DiA, 2012. S. 162–176.* **5.** Directive 2000/60 EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal of the European Communities.* L. 327. 22.12.2000. 72 p. **6.** Afanasiev S. A. Razvitiie evropeiskykh podkhodov k biologicheskoi otsenke sostoianiiia hidroekosistem v monitorinhe rek Ukrainy. *Hidrobiol. zhurn.* 2001. 37, № 5. 2001. S. 4–18. **7.** Protasov A. A., Yukhymets V. Y., Morozov Y. A. Konsortsiya y konservativnyie otnoshensia v hydrobyotsenozakh. *Hydrobiol. zhurn.* 2010. Т. 46, № 3. 2010. S. 3–18. **8.** Didukh Ya. P., Pliuta P. H. Fitoindykatsiia ekolohichnykh faktoriv : monohrafiia. K. : Naukova dumka, 1994. 280 s. **9.** Hryb Y. V., Hrokhovskaia Yu. V. Indykatsiia sanitarno-ekolohicheskoho sostoianiiia pritokov r. Prypiat po tsenozam vysshykh vodnykh rastenii. *Hidrobiol. zhurn.* 1993. Т. 29, № 3. 1993. S. 38–43. **10.** Fermerske rybnytstvo / Hrytsyniak I. I., Hrynzhhevskiy M. V., Tretiak O. M. ta in. K. : Herb, 2008. 560 s. **11.** Romanenko V. D. Osnovy hidroekolohii : pidruchnyk. K. : Oberehy, 2001. 728 s.

Рецензент: д.с.-г.н., професор Клименко М. О. (НУБГП)

**Hryb Y. V., Doctor of Biological Sciences (Ph.D.), Professor,
Mykhalchuk M. A., Senior Lecturer, Volodymyrets V. O., Candidate of
Biological Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Turchyna K. P.,**

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor
(National University of Water and Environmental Engineering, Rivne)

MODERN ECOPHYSIOLOGY OF WETLANDS: FORMATION OF SUCCESSIONAL CHANGES OF PHYTOCOENOSIS

Macrophytes form a significant part of the trophic chain in consortia and parcel systems, especially in shallow and upper reservoirs. Calculations show that in addition to physiologically-determined metabolic processes in the system "water environment – bottom sediments – phytomass of higher aquatic vegetation (HAV)" on an order of magnitude intensity of exchange processes is higher. Accordingly, for the stabilization of the ecosystem of the aquatic environment, it is possible to use the censorship of the HAV in the ecologically reasonable limits (in rivers – 10-20%, reservoirs and fish rates 12-15%), the surplus is utilized as a feed in livestock and fish farming or as a component of fertilizers in overgrowing of plants perifiton. Separate groups of higher aquatic vegetation are used as biofuels or wetlands in waterlogged floodplains of rivers to clean up contaminated waters.

The study of the peculiarities of the formation of the water environment of small rivers and lakes in the system of "higher aquatic plants – water". The possibility of assessing the quality of water by the total mass of dry matter of plants and the necessary increase of it for neutralization of impurities or estimation on the physiological state of acroliths (duckweed) is shown.

***Keywords:* small river, aquatic ecosystem, higher aquatic vegetation, perifiton, physiological state.**

Гриб И. В., д.б.н., профессор, Михальчук М. А., старший преподаватель, Володимирец В. А., к.б.н., доцент, Турчина К. П., к.с.-х.н., доцент (Национальный университет водного хозяйства и природопользования, м. Ровно)

СОВРЕМЕННАЯ ЭКОФИЗИОЛОГИЯ ЗАБОЛОЧЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ. ФОРМИРОВАНИЕ СУКЦЕССИОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ФИТОЦЕНОЗОВ

Макрофиты составляют весомую часть трофической цепи в консортивных и парцелярных системах, особенно на мелководьях и вер-

ховьях водохранилищ. Расчеты показывают, что кроме физиологически обусловленных обменных процессов в системе «водная среда – донные отложения – фитомасса ВВР» на порядок выше интенсивности обменных процессов в обрастании поверхности растений перифитоном. Соответственно, для стабилизации экосистемы водной среды можно использовать ценоз ВВР в экологически обусловленных границах (в речной сети – 10-20%; в водохранилищах, рыбопродуктивных прудах – 12-15%), избыток фитомассы утилизируется на корм в животноводстве и рыбководстве или как составляющая удобрений. Отдельные группировки ВВР используются как биоплато или ветленды в заболоченных заливах рек для доочистки загрязненных вод.

***Ключевые слова:* малая река, водные экосистемы, высшая водная растительность, перифитон, физиологическое состояние.**
