

УДК 502.51(285)

doi: 10.5281/zenodo.1318191

О.В. Клепець, М.О. Пилипенко

Полтавський національний педагогічний університет імені В.Г. Короленка
вул. Остроградського, 2, Полтава, 36003, Україна
gidrobiolog@gmail.com

ФІТОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МАЛОЇ ПАРКОВОЇ ВОДОЙМИ

Проведено фітоіндикаційні дослідження екологічного стану малої паркової водойми на прикладі ставка-копанки парку агробіостанції Полтавського педуніверситету імені В.Г. Короленка, що зазнає прямого та непрямого впливу антропогенних факторів в урболандшафті: рекреації організованих та неорганізованих відвідувачів, надходження у складі поверхневого стоку із порушеного водозбору забруднень комунального та сільськогосподарського походження, продуктів ґрунтової ерозії, вторинного забруднення води ставка при відмиранні рослинності в умовах сповільненого водообміну та недостатньої ефективності роботи гідроспоруд.

В екосистемі дослідженої водойми виділяються риси порушення екологічної рівноваги: бідний склад флори (7 видів вищих рослин) та рослинності макрофітів (3 угруповання різних екологічних груп), активний розвиток нитчастих водоростей, надмірне заростання акваторії (100% площі), гіперпродукція фітомаси у прибережній зоні (понад 4 кг/м² у перерахунку на повітряно-суху речовину). Зміна едіфікаторів вільноплаваючої рослинності та збільшення площ заростання угрупованнями гелофітів у порівнянні з літературними даними свідчать про деяке зниження процесів евтрофування води та розвиток процесів заболочування дослідженої водойми.

У зв'язку із проявами стихійної рекреації флора навколоводного простору водойми несе риси рудералізації та адвентивності, що опосередковано свідчить і про порушення природних умов формування якості води. Клас якості води дослідженої водойми, розрахований за Макрофітним індексом, ідентифікується як «брудна», а загальний ступінь забруднення, визначений за різноманіттям толерантних до забруднення макрофітів, відповідає рівню «сильно забруднена» (в обох випадках встановлено передостанню рангову позицію кількісної міри забруднення води за градаціями шкал, що відображають прогресивне погіршення якості). Індекс сапробності водойми, розрахований за методом Пантле і Бука, потрапив до інтервалу значень β -мезосапробної зони, що вказує на досить високий рівень органічних речовин у воді. Результати роботи можуть бути враховані для розробки заходів щодо оптимізації екологічного стану дослідженої водойми.

Ключові слова: урболандшафт, антропогенний вплив, паркова водойма, фітоіндикація, макрофіти, якість води, сапробність.

Вступ. Водойми і водотоки мають важливе значення для функціонування урбоєкосистеми як структурно-планувальні фактори міської забудови, чинники пом'якшення мікроклімату та очищення повітря, ланки процесів водопостачання та водовідведення, осередки існування біорізноманіття, складові естетичної цінності урболандшафту та місця відпочинку міського населення [18].

© О.В. Клепець, М.О. Пилипенко, 2018

Водночас місто здебільшого негативно впливає на якість води, водних мешканців та всю екосистему водойми за рахунок механічного засмічення акваторій, теплового й хімічного забруднення вод, порушення природних умов формування стоку, недотримання водоохоронних зон, посилення рекреаційного тиску на гідроекосистему та прилеглі до неї ділянки [11]. Особливо вразливими до комплексного впливу антропогенних факторів урбосередовища є паркові водойми, незначні розміри та відносно невеликі об'єми води яких обмежують можливості розбавлення забруднень та їх ефективну утилізацію водною екосистемою. Поряд із цим паркові водойми із їх різноманітням рослинного і тваринного світу мають значний ландшафтно-естетичний потенціал. Збереження і розвиток таких водних об'єктів є важливим із позицій оптимізації всієї урбанізованої території та посилення її «зеленого каркасу» [19].

У системі сучасних підходів зручним інструментом для оцінки антропогенних змін урбогідроекосистем можуть слугувати макрофіти – вищі водні рослини та макроскопічні водорості, що є чутливими індикаторами стану водних екосистем, оскільки виконують у них цілий ряд важливих функцій та, реагуючи із запізненням, індикують не випадкові, а стійкі зміни середовища. Основними маркерами забруднення водойм є зміни видового складу та продуктивності фітоценозів, зміна едіфікаторів та характеру заростання. Індикаторами екологічного стану водойми можуть бути також рясність та проективне покриття видів, особливості просторового розподілу водної рослинності та деякі інші показники [9, 13].

Тому *метою даної роботи є* провести фітоіндикаційну оцінку екологічного стану малої паркової водойми парку агробіостанції Полтавського педуніверситету імені В.Г. Короленка.

Об'єкт і методи дослідження. Фітоіндикаційні дослідження екологічного стану малої паркової водойми виконані протягом польових сезонів 2016–2017 рр. на прикладі штучної водойми на території парку агробіостанції Полтавського педуніверситету імені В.Г. Короленка. Територія цього парку знаходиться серед історичної частини м. Полтави, що зайнята щільною, переважно приватного типу, забудовою та агроценозами (частина агроценозів – клумби, дослідні ділянки – розміщена також у межах парку) [1]. Це створює додаткові ризики надходження до поверхневих вод даної місцевості разом із поверхневим стоком від порушеного водозбору забруднень комунального (тверді та рідкі відходи) та сільськогосподарського (мінеральні добрива, засоби захисту рослин) походження, продуктів ґрунтової ерозії тощо.

Екологічні показники водойми встановлені на основі стандартних методик [14, 17], а також шляхом аналізу літературних відомостей [8, 19] і даних водогосподарського паспорту (2007).

Досліджувана водойма знаходиться у західній частині парку агробіостанції педуніверситету на надзаплавній терасі струмка, від якого живиться через водовпускні комунікації і відмежована земляною греблею. Являє собою ставок-копанку майже правильної прямокутної форми, витягнутої із заходу на схід на 37 м. За даними водогосподарського паспорту цього ставка, нормальний підпертий рівень (НПР) знаходиться на відмітці 123,01 м. Відмітка гребня греблі перевищує НПР у ставку на 0,96 м. Площа водного дзеркала ставка складає 700 м², середня глибина – 1,9 м, максимальна – 2,7 м (рис. 1). Периметр ставу становить близько 100 м. Прозорість води у вегетаційний сезон досягає 60 см. Донні відклади – суглинки в комбінації з мулом.

Водойма має дуже уповільнений гідрологічний режим. Із трьох водовпускних труб працює лише одна, а інші – замулені. Повернення води нижче до струмка через водоскидну трубу не відбувається через засміченість її гілками та побутовим сміттям. Прибережна захисна смуга ставка не визначена, знаками не закріплена.

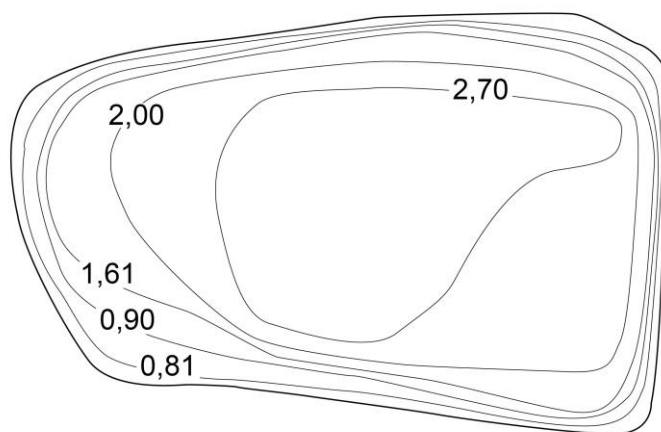


Рис 1. Схема розподілу глибин дослідженої водойми (значення глибин у метрах показані цифрами на ізобатах).

Визначення показників флори та рослинності макрофітів проведене із застосуванням традиційних у гідроботаніці методик [6]. Назви таксонів вищих рослин подані за номенклатурним списком судинних рослин України [20]. Екологічну диференціацію флори досліджених водних об'єктів здійснювали на основі підходів В.Г. Папченкова (2003) [15], синантропний статус видів визначали згідно списку В.В. Протопопової (1991) [16].

Індикаторне значення видів у фітоценозах встановлене згідно монографії «Макрофіты-индикаторы...» [12], відношення видів до сапробності – за відповідними списками для макрофітів [2, 9]. Визначення рівня сапробності водного середовища проведено згідно з методикою Пантле і Бука (1955) [3, 13]. Визначення класу якості води за макрофітами здійснене із застосуванням макрофітного індексу [13], а також згідно методики О.І. Єгорової (2007) [3].

Підрахунок площ заростей водної рослинності здійснені окомірно та із застосуванням програмного ресурсу Digimizer до космічних аерофотознімків, отриманих за допомогою сервісу Google Earth, шляхом співставлення із натурними даними [7]. Визначення надземної фітомаси макрофітів поведене у період максимального розвитку водної рослинності (липень – серпень) шляхом відбору укосів у трикратній повторності на облікових ділянках фітоценозів площею 0,5–1,0 м². Всього відібрано 9 укосів рослинності різних екологічних груп.

Результати та їх обговорення.

Характер рослинного покриву навколководного простору. Оскільки стан водної екосистеми безпосередньо залежить від особливостей прилеглого ландшафту [11], то важливо з'ясувати характер рослинного покриву навколо малої паркової водойми, який зазнає комплексного антропогенного впливу від стихійної рекреації (витоптування, розведення вогнищ, засмічення), викошування тощо.

Рослинний покрив прилегло до досліджуваної паркової водойми простору представлений луками на основі *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Poa pratensis* L., *Trifolium repens* L., *Dactylis glomerata* L.. Особливо помітною є участь рудеральних видів місцевої флори (*Polygonum aviculare* L., *Plantago major* L., *Taraxacum officinale* Wigg. aggr., *Sisymbrium officinale* (L.) Scop., *Arctium tomentosum* Mill., *Heracleum sibiricum* L., *Urtica dioica* L., *Chelidonium majus* L., *Cirsium setosum* (Willd.) Besser), а також деяких заносних (*Ambrosia artemisifolia* L., *Phalacrolooma annuum* (L.) Dumort.).

Серед представників гідрофільного різнотрав'я, що зростають по урізу води ставка та на ділянках берега зі змінним рівнем зволоження, слід відзначити *Ranunculus repens* L., *Myosoton aquaticum* (L.) Moench, *Lycopus europaeus* L., *Rumex* × *pratensis* Mert. & W.D.J. Koch (*R. crispus* × *R. obtusifolius*), *Persicaria maculosa* S.F. Gray, *Solanum dulcamara* L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Sonchus palustris* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Tussilago farfara* L., *Impatiens glandulifera* Royle (останній вид є адвентивним). По берегах ставу відмічено стихійне поширення *Ulmus minor* Mill. та адвентивного *Acer negundo* L. Затіннення водного дзеркала складає близько третини площі акваторії ставу.

Оскільки бур'яни та рослини чужорідного походження оселяються на вторинних місцезростаннях із трансформованим природним ґрунтово-рослинним покривом [16], фільтраційна функція останнього щодо перехоплення забруднень поверхневого стоку помітно погіршується. Тому констатована рудералізація та адвентизація флори навколоводного простору досліджуваної водойми може опосередковано свідчити і про порушення природних умов формування якості води.

Особливості рослинності водних макрофітів. Рослинність макрофітів дослідженої паркової водойми відрізняється одноманітним флористичним і ценотичним складом. Водна флора нараховує усього 7 видів вищих макрофітів, що належать до різних екологічних типів (табл. 1).

Таблиця 1

Видовий склад вищих макрофітів дослідженої водойми та їх проективне покриття

№	Латинська назва	Українська назва	Екотип	ПП, %
1.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Кушир занурений	гідрофіт	10
2.	<i>Potamogeton crispus</i> L.	Рдесник кучерявий	гідрофіт	<5
3.	<i>Lemna minor</i> L.	Ряска мала	гідрофіт	50
4.	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid	Спіродела багатокоренева	гідрофіт	50
5.	<i>Typha latifolia</i> L.	Рогіз широколистий	гелофіт	60
6.	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	Щавель прибережний	гігро-гелофіт	<1
7.	<i>Lythrum salicaria</i> L.	Плакун верболистий	гігро-гелофіт	<1

Пояснення до таблиць 1 і 3: ПП – проективне покриття.

У розпал вегетаційного сезону (липень – серпень) вся акваторія ставу вкрита вільноплаваючою рослинністю на основі *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid та *Lemna minor* L. із майже однаковою участю кожного виду та загальним проективним покриттям (ПП) до 100%.

На дні водойми у її прибережній зоні відмічено потужний розвиток нитчастих водоростей, які активно вегетують у другій половині весни – першій половині літа до розвитку вільноплаваючої рослинності, а після вегетації спливають на поверхню води. Занурену рослинність на основі нитчастих водоростей доповнюють також розріджені зарості невикоріненого гідрофіта *Ceratophyllum demersum* L. (ПП у межах 10%) за участю поодиноких рослин викоріненого гідрофіта *Potamogeton crispus* L.

Пояс гелофітів несучільний, складається із розріджених (ПП до 60%, щільність заростей домінанта близько 65 екз./м²) завширшки 0,5–1(3) м угруповань *Typha latifolia* L., серед яких трапляються окремі особини гігрогелофітів *Rumex hydrolapathum* Huds. і *Lythrum salicaria* L. Зарості повітряно-водної рослинності поширені уздовж майже половини периметру всього ставу (рис. 2).

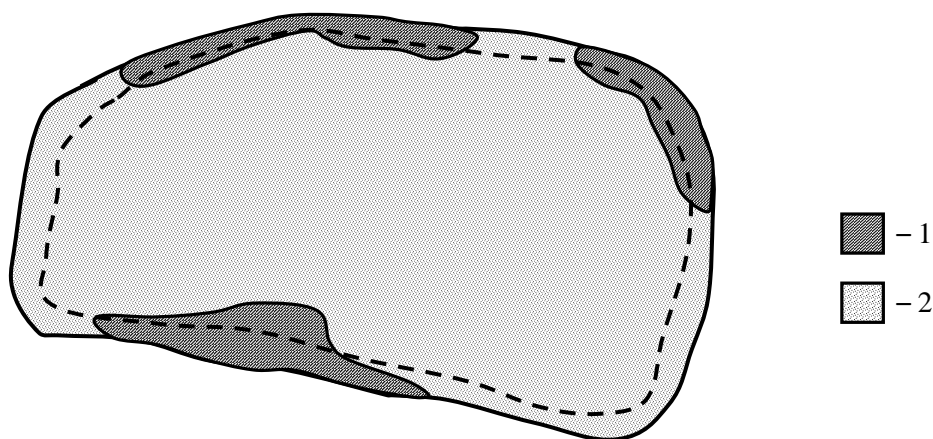


Рис. 2. Схема заростання дослідженої водойми: 1 – угруповання *Typha latifolia*, 2 – угруповання *Lemna minor* + *Spirodela polyrrhiza*; пунктиром показано зону поширення зануреної рослинності на основі нитчастих водоростей.

У порівнянні з літературними даними 2012 р. [8], у структурі водної рослинності виявлено деякі зміни. Так, вільноплаваючі ценози раніше формувалися виключно із *Spirodela polyrrhiza*, яка тепер співдомінує із *Lemna minor*. Це може свідчити про деяке зниження процесів евтрофування водойми, оскільки оптимальний рівень трофності водного середовища (тобто насиченості води поживними речовинами, насамперед сполуками азоту і фосфору) для *Lemna minor* є дещо нижчим, ніж для *Spirodela polyrrhiza* [12]. Але в будь-якому разі, просторовий розвиток ряскових заростей у водоймі є надмірним, що створює затінення ґрунту, стримує поширення інших видів рослин та обмежує розселення безхребетних тварин. При цьому накопичується значна фітомаса, яка потребує механічного видалення. Крім того, відмічено деяке збільшення площі угруповань *Typha latifolia*, що сигналізує про поступові процеси заболочування ставка [13].

Визначення класу якості води за макрофітами. В основі методу визначення якості води за *Макрофітним індексом* [13] лежить закономірна зміна індикаторних груп видів макрофітів, що відбувається у водоймі відповідно до зростання рівня

забруднення та погіршення якості води, насамперед у результаті антропогенної евтрофікації. Серед загального різноманіття макрофітів тільки порівняно невелика частина має відносно чіткі індикаторні властивості та може бути використана для визначення якості води. Види макрофітів зі схожою реакцією на забруднення були об'єднані у 7 індикаторних груп. Визначивши наявність у водоймі видів певної індикаторної групи та порахувавши загальну кількість макрофітів, що росте тут, можна розрахувати Макрофітний індекс (МІ), який і буде показником екологічного стану водойми та якості води. Визначення МІ проводиться за спеціально розробленою таблицею (табл. 2) [13]. Чим вище значення МІ, тим кращі екологічні умови у водоймі та якість води в ній.

Таблиця 2

Визначення Макрофітного індексу дослідженої водойми

Індикаторні групи макрофітів		Загальна кількість наявних видів		
		<5	5–10	11–25
I	Молодильник озерний, харові водорості (більше одного виду), водні мохи, водопериця червоквіткова, рдесник альпійський	–	10	9
II	Комплекс вузьколистих рдесників (крім рдесників гребінчастого та малого), гірчак земноводний, водяний жовтець плаваючий, альдрованда пухирчаста	–	9	8
III	Комплекс широколистих рдесників та рдесників із плаваючими листками, глечики жовті, елодея канадська, водопериця кільчаста, кушир підводний, водяний жовтець водний	–	8	7
IV	Латаття біле та латаття сніжно-біле, водопериця колосиста, водяний жовтець закручений, рдесник гребінчастий	–	5	6
V	Різак алоєвидний, пухирник звичайний	3	4	–
VI	Кушир занурений, ряски	ПП < 60%	2	3
		ПП > 60%	2	2
VII	Нитчасті водорості	1	1	–

Значення МІ: 9–10 балів – I клас якості води, дуже чиста; 7–8 балів – II клас якості, чиста; 5–6 балів – III клас якості води, забруднена; 3–4 бали – IV клас якості води, брудна; 1–2 бали – V клас якості води, дуже брудна.

Аналіз отриманих гідроботанічних даних за матрицею таблиці для визначення Макрофітного індексу (див. табл. 2), показав, що оскільки загальна кількість видів макрофітів складає 7 і наявні види із VI індикаторної групи – кушир занурений із ПП до 10% та ряски (ряска мала та спіродела багатокоренева, ПП кожного виду не перевищує 50%), то на перетині відповідних рядка таблиці (VI індикаторна група

макрофітів, ПП < 60%) зі стовпчиком кількості видів (від 5 до 10) маємо: МІ = 3, отже, клас якості води IV – брудна.

Таким чином, клас якості води дослідженої водойми, розрахований за Макрофітним індексом, ідентифікується як «брудна».

Принцип методики визначення класу якості води за видовим різноманіттям макрофітів (за О.І. Єгоровою, 2007) [3] полягає у виявленні у водному середовищі індикаторних видів рослин, адаптованих до певного ступеня забруднення водного середовища (від дуже слабкого до дуже сильного, що виражається відповідно градаціями від 1 до 5) з урахуванням частоти трапляння цих видів (як певної величини, що характеризує кількісний внесок виду у формування рослинного покриву).

Через обмежену широту вибірки облікових гідроботанічних майданчиків (у зв'язку із малими розмірами водойми) методику було адаптовано шляхом заміни показника частоти трапляння (відношення числа ділянок, на яких вид був присутній, до загальної їх кількості) показником проективного покриття макрофітів, оціненого у балах із використанням модифікованої шкали Браун-Бланке: 1 бал – вид присутній одинично, 2 – ПП до 5%, 3 – 5–25%, 4 – 25–50%, 5 – 50–75%, 6 – більше 75% [13].

Методика передбачає врахування кількісних даних не всіх водних макрофітів, а тільки гідрофітів, тобто справжніх водних рослин, які найтісніше пов'язані із водним середовищем і найбільше від нього залежні протягом всіх стадій свого розвитку [15].

Так як у водоймі присутні кілька індикаторних видів, що можуть характеризувати екотопи із різним ступенем забрудненості, то слід визначати загальний сумарний ступінь забруднення. З цією метою підраховують суму усіх показників ПП рослин-індикаторів. Знаходять добуток ступеня забруднення, на який вказують рослини-індикатори, та їх проективного покриття, а потім складають ці добутки для всіх індикаторних видів, виявлених у даній водоймі. Отриману суму добутків ділять на суму проективного покриття. Цей коефіцієнт покаже загальний сумарний ступінь забруднення (табл. 3). Інтервал точності для статистичної надійності складає 95%. Загальний сумарний ступінь забруднення обчислюється з точністю до 0,1.

Таблиця 3

Обчислення загального сумарного ступеня забруднення дослідженої водойми

№	Індикаторна група макрофітів (гідрофіти)	Характерний для виду ступінь забруднення екотопу (1)	Бал ПП (2)	(1) × (2) =(3)
1.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	5	4	20
2.	<i>Potamogeton crispus</i> L.	4	2	8
3.	<i>Lemna minor</i> L.	5	5	25
4.	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid	5	5	25
			Σ (2) = 16	Σ (3) = 78
	Загальний сумарний ступінь забруднення		Σ (3) : Σ (2) = 78 : 16 ≈ 4,9	

Отже, загальний ступінь забруднення досліджуваної водойми складає 4,9, що відповідає ступеню її забруднення «сильно забруднена».

Таким чином, оцінка якості води дослідженої малої паркової водойми із використанням натурних даних по індикаторних видах макрофітів за незалежними методиками показує подібні результати – передостанню рангову позицію кількісної міри забруднення води за градаціями (класи якості, ступені забруднення) шкал, що відображають прогресивне погіршення якості (наростання забруднення).

Фітоіндикація сапробності водного середовища. Серед ряду аспектів моніторингу впливу міста на водойму важливим із санітарно-гігієнічних позицій є контроль рівня органічного забруднення (сапробності) води, що відбувається внаслідок неминучого потрапляння до водних об'єктів побутових та зливових стоків, а також забруднень у складі поверхневого стоку.

За ступенем забруднення органічними речовинами води поділяють на чотири зони сапробності: ксеносапробна (органічні речовини майже відсутні), олігосапробна, мезосапробна (із α - та β -підзонами) та полісапробна (вміст органічних сполук найвищий). Різним ступеням забруднення водойми характерні різні фізико-хімічні властивості та комплекси органічних речовин, що формують специфічні умови існування гідробіонтів. Для кожної із зон сапробності розроблені списки видів-індикаторів, де окремому виду присвоєне певне кількісне положення на шкалі сапробності – так званий індивідуальний індекс сапробності, що характеризує здатність виду витримувати той чи інший рівень органічного забруднення [3].

Кількісну оцінку ступеня органічного забруднення водойми та якості води відображає інтегральний індекс сапробності водойми, який, окрім індивідуальної індикаторної значимості виду, враховує і ступінь його представленості у біоценозі:

$$S = \frac{\sum S_i \times h}{\sum h} ,$$

де S – індекс сапробності водойми;

S_i – індивідуальний індекс сапробності виду;

h – відносна кількість особин виду.

Аналогічно до методики визначення класу якості води за видовим різноманіттям макрофітів (за О.І. Єгоровою, 2007), у якості показника відносної кількості особин виду використано показник ПП макрофітів, оцінений у балах модифікованої шкали Браун-Бланке від 1 до 6 (табл. 4).

Серед виявлених 7 видів вищої водної флори індикаторне значення мають 5 таксонів (71% списку), всі з яких є представниками β -мезосапробної зони. Тому індекс сапробності, розрахований за методом Пантле і Бука на основі показників гідрофітів, склав 2,2 (табл. 4) і закономірно потрапив до інтервалу значень β -мезосапробної зони, що вказує на досить високий рівень органічних речовин у воді досліджуваної водойми.

Таблиця 4

Визначення рівня органічного забруднення дослідженої водойми

№	Індикаторна група макрофітів (гідрофіти)	S_i	h	$S_i \times h$
1.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2,2	4	8,8
2.	<i>Potamogeton crispus</i> L.	2,5	2	5,0
3.	<i>Lemna minor</i> L.	2,2	5	11,0
4.	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid	2,1	5	10,5
			$\Sigma h = 16$	$\Sigma (S_i \times h) = 35,3$
	Індекс сапробності водойми		$S = \Sigma (S_i \times h) : \Sigma h = 35,3 : 16 \approx 2,2$	

Пояснення до таблиці: S_i – індивідуальний індекс сапробності виду; h – відносна кількість особин виду.

Оцінка стану екосистеми водойми за продукційними показниками макрофітів. Продукційні характеристики макрофітів водного об'єкту визначаються за площами заростання окремих угруповань та середніми величинами їх фітомаси, встановленої на основі відібраних укосів.

Ступінь заростання досліджуваної водойми рослинністю макрофітів на початку вегетаційного сезону (квітень) складає близько 15% (в основному, за рахунок заростей гелофітів), у період максимального розвитку водної рослинності – 100%, при цьому найбільші площі (майже 85% акваторії) займають вільноплаваючі ценози. Занурена рослинність розвинена лише по периметру акваторії смугою завширшки в середньому до 0,5 м від урізу води (див. рис. 2). Більш конкретне уявлення про площі заростання окремих угруповань дає таблиця 5.

Отже, ступінь заростання дослідженої водойми (100% площі акваторії) за відомими класифікаційними підходами можна визначити як сильний [10], в той час як найбільш сприятливим для формування доброї якості води вважається ступінь вкриття акваторії макрофітами на рівні 30–40% [5].

Основну частку запасів повітряно-сухої фітомаси макрофітів (92,3%) продукує повітряно-водна рослинність, на рослинність із плаваючим листям припадає 6,5%, занурену (в основному нитчасті водорості) – 1,2%. Питомий запас фітомаси (у розрахунку на повітряно-суху речовину) складає близько 0,67 кг/м² акваторії (табл. 4), однак найбільше навантаження припадає на прибережні ділянки, де на 1 м² заростей зануреної та повітряно-водної рослинності виробляється понад 4 кг рослинної маси, що суттєво перевищує значення (до 1,5 кг/м²), встановлені як оптимальні для формування доброї якості води [5].

Активне виїдання водної рослинності консументами (зокрема, рибами) виявляється недостатнім чинником вилучення надлишкової фітомаси, про що свідчить інтенсивне замулення донних ґрунтів. Це вказує на необхідність регулярного розчищення ставка.

Таблиця 5

Продукційні показники угруповань макрофітів дослідженої водойми

№	Угрупування	Екогрупа*	Площа заростей, м ²	Фітомаса ($\bar{x} \pm 2m$)***, г/м ²		Запас фітомаси (за ПСМ)		
				сиря речовина (СР)	повітряно-суха речовина (ПСР)	загальний, кг		питомий (на площу акваторії), за ПСР, кг/м ²
						СР	ПСР	
1.	<i>Typha latifolia</i>	ПВР	106	17480±342	4070±90	1852,88	431,42	0,62
2.	<i>Lemna minor</i> + <i>Spirodela polyrrhiza</i>	РПЛЛ	594	612±36	51±2	363,53	30,29	0,04
3.	Нитчасті водорості + <i>Ceratophyllum</i> <i>demersum</i>	ЗнР	43	1510±24	137±4	64,93	5,89	0,01
Всього			743**	–	–	2281,34	467,60	0,67

Пояснення до таблиці: *Екологічні групи рослинності позначено так: ПВР – повітряно-водна рослинність, РПЛЛ – рослинність із плаваючим листям, ЗнР – занурена рослинність.

**Сумарна площа заростей (743 м²) перевищує площу акваторії (700 м²) через часткове перекривання угруповань рослинності із плаваючим листям та зануреної.

***Вираз фітомаси в інтервалі $\bar{x} \pm 2m$, де \bar{x} – середнє арифметичне, m – середня похибка середнього арифметичного, дозволяє знайти генеральне середнє значення із ймовірністю 95% [4].

Висновки. Отже, в екосистемі дослідженої паркової водойми виділяються риси порушення екологічної рівноваги: бідний склад флори та угруповань макрофітів, надмірне заростання акваторії, гіперпродукція фітомаси у прибережній зоні, заболочування акваторії. Флора навколводного простору несе риси рудералізації та адвентизації, що опосередковано свідчить і про порушення природних умов формування якості води у самій водоймі. Оцінка якості води за незалежними методиками показує подібні результати – передостанню рангову позицію кількісної міри забруднення води за градаціями (класи якості, ступені забруднення) шкал, що відображають прогресивне погіршення якості (наростання забруднення). Органічне забруднення води перебуває на досить високому рівні β-мезосапробної зони.

Причинами встановлених негараздів може виступати забруднення води струмка, що протікає через густонаселену, переважно із приватною забудовою, частину міста, вторинне забруднення води ставка при відмиранні рослинності в умовах сповільненого водообміну, надходження органічних речовин у складі поверхневого стоку із агроценозів, руйнування цілісності рослинного покриву на прилеглих до водойми ділянках внаслідок витоптування, засмічення території тощо.

Результати роботи можуть бути враховані при складанні гідроекологічного (або для доповнення водогосподарського) паспорту досліджуваної паркової водойми, а також слугувати основою для розробки заходів щодо оптимізації її екологічного стану.

Список використаної літератури:

1. Байрак О.М. Парки Полтавщини: історія створення, сучасний стан дендро-флори, шляхи збереження і розвитку. Наукове видання / О.М. Байрак, В.М. Самородов, Т.В. Панасенко. – Полтава : Верстка, 2007. – С. 160–163.
2. Барінова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С. Барінова, Л.А. Медведева, О.В. Анисимова. – Pilies Studio : Тель-Авив, 2006. – 498 с.
3. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учеб. пособ. для студ. высш. учеб. заведений / под ред. О.П. Мелеховой, Е.И. Егоровой. – М. : Академия, 2007. – 288 с.
4. Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике / В.И. Василевич. – Л. : Наука, 1969. – 232 с.
5. Власов Б.П. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды : метод. рек. / Б.П. Власов, Г.С. Гигевич. – Мн. : БГУ, 2002. – 84 с.
6. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения / В.М. Катанская. – Л. : Наука, 1981. – 187 с.
7. Клепец О.В. Використання інформаційних технологій при вивченні міських водойм / О.В. Клепец // Методика викладання природничих дисциплін у вищій і середній школі : матеріали міжнар. наук.-практич. конф. «XIX Каришинські читання» (м. Полтава, 17–18 трав. 2012 р.). – Полтава : Астроя, 2012. – С. 279–282.
8. Клепец О.В. Стан і перспективи використання водойми Полтавського ботанічного саду / О.В. Клепец // Збереження та реконструкція ботанічних садів і дендропарків в умовах сталого розвитку : матеріали IV міжнар. наук. конф. (до 225-річчя Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України), (м. Олександрія, 23–26 верес. 2013 р.). Ч. II. – Біла Церква, 2013. – С. 21–23.
9. Кокин К.А. Экология высших водных растений / К.А. Кокин. – М. : Изд-во МГУ, 1982. – 160 с.
10. Корелякова И.Л. Растительность Кременчугского водохранилища / И.Л. Корелякова. – Киев : Наукова думка, 1977. – 197 с.
11. Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации. Гидрология городов и урбанизированных территорий / В.В. Куприянов. – Л. : Гидрометеоздат, 1977. – 184 с.
12. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды / Д.В. Дубына, С. Гейны, З. Гроудова [и др.]. – Киев : Наук. думка, 1993. – 435 с.
13. Мальцев В.І. Визначення якості води методами біоіндикації : наук.-метод. посіб. / В.І. Мальцев, Г.О. Карпова, Л.М. Зуб. – Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Інститут екології НЕЦ України, 2011. – 112 с.
14. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.] ; за ред. В.Д. Романенка ; НАН України. Ін-т гідробіології. – Київ : ЛОГОС, 2006. – 408 с.
15. Папченко В.Г. О классификации растений водоемов и водотоков / В.Г. Папченко // Гидробиотаника: методология, методы : материалы Школы по гидробиотанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). – Рыбинск : Рыбинский Дом печати, 2003. – С. 23–26.
16. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития / В.В. Протопопова. – Київ : Наукова думка, 1991. – 204 с.
17. Савельев О.Г. Гідрологічні дослідження : навч.-метод. посіб. / О.Г. Савельев. – Запоріжжя, 2011. – 40 с.
18. Экология города : учебник / под общ. ред. Ф.В. Стольберга. – Киев : Либра, 2000. – С. 19–22.
19. Klepets O.V. State and prospects of optimization the plant cover of hydrophilic ecotopes of the Poltava botanical garden / O.V. Klepets // *Біологія та екологія*. – 2016. – Т. 2, №1. – С. 56–67.
20. Mosyakin S.L. Vascular plants of Ukraine: a nomenclatural checklist / S.L. Mosyakin, M.M. Fedoronchuk ; ed. S.L. Mosyakin. – Kiev, 1999. – 345 p.

Рекомендує до друку Л.Д. Орлова

Отримано 17.12.2017 р.

Е.В. Клепец, М.А. Пилипенко

Полтавский национальный педагогический университет имени В.Г. Короленко

ФИТОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ НЕБОЛЬШОГО ПАРКОВОГО ВОДОЕМА

Проведены фитоиндикационные исследования экологического состояния небольшого паркового водоёма на примере пруда-копани парка агробиостанции Полтавского педуниверситета имени В.Г. Короленко, подверженного прямым и косвенным воздействиям антропогенных факторов в урболандшафте: рекреации организованных и неорганизованных посетителей, поступления в составе поверхностного стока из нарушенного водосбора загрязнений коммунального и сельскохозяйственного происхождения, продуктов почвенной эрозии, вторичного загрязнения воды пруда при отмирании растительности в условиях замедленного водообмена и недостаточной эффективности работы гидросооружений.

В экосистеме исследованного водоёма выделяются черты нарушения экологического равновесия: бедный состав флоры (7 видов высших растений) и растительности макрофитов (3 сообщества различных экологических групп), активное развитие нитчатых водорослей, чрезмерное зарастание акватории (100% площади), гиперпродукция фитомассы в прибрежной зоне (свыше 4 кг/м² в пересчёте на воздушно-сухое вещество). Изменение эдикаторов свободноплавающей растительности и увеличение площадей зарастания сообществами гелофитов в сравнении с литературными данными свидетельствуют о некотором снижении процессов евтрофирования воды и развитии процессов заболачивания исследованного водоёма.

В связи с проявлениями стихийной рекреации флора околводного пространства несёт черты рудерализации и адвентизации, что косвенно свидетельствует и о нарушении природных условий формирования качества воды. Класс качества воды исследованного водоёма, рассчитанный с помощью Макрофитного индекса, идентифицируется как «грязная», а общая степень загрязнения, которая определена по разнообразию толерантных к загрязнению макрофитов, соответствует уровню «сильно загрязнённая» (в обоих случаях установлена предпоследняя ранговая позиция количественной меры загрязнения по грациям шкал, отображающих прогрессивное ухудшение качества воды). Индекс сапробности водоёма, рассчитанный по методу Пантле и Бука, попал в интервал значений β-мезосапробной зоны, что указывает на достаточно высокий уровень органических веществ в воде. Результаты работы могут быть учтены при разработке мер оптимизации экологического состояния исследованного водоёма.

***Ключевые слова:** урболандшафт, антропогенное влияние, парковый водоём, фитоиндикация, макрофиты, качество воды, сапробность.*

O.V. Klepets, M.O. Pylypenko

Poltava V.G. Korolenko National Pedagogical University

PHYTOINDICATION OF THE ECOLOGICAL STATE OF SMALL PARK WATERBODY

Phytoindicating researches of the ecological state of a small park waterbody are carried out on an example of the earth reservoir of park of an agrobiological station of Poltava V.G. Korolenko pedagogical university, which is subjected to direct and indirect effects of anthropogenic factors in urban landscape: the recreation of organized and unorganized visitors, entering with the surface runoff from disturbed watershed the municipal and agricultural waste pollution, soil erosion products, the secondary water pollution during dying out of vegetation under conditions of slow water exchange and inefficiency of hydraulic constructions.

In the ecosystem of the studied reservoir the features of the disturbance of ecological balance are distinguished: the poor composition of flora (7 species of higher plants) and vegetation of macrophytes (3 communities of different ecological groups), active development of filamentous algae, excessive overgrowth of the water area (100%), overproduction of phytomass in the coastal zone (over 4 kg/m², air-dry matter). The change in the free-floating vegetation edificators and the increase in the areas of overgrowth by the communities of helophytes, in comparison with the literature data, indicate a certain decrease in the processes of water eutrophication and the development of the waterlogging of the studied waterbody.

In connection with the manifestations of spontaneous recreation, the flora of the near-water space has features of ruderalization and adventitization, which indirectly indicates the violation of the natural conditions of water quality forming. The water quality class of the studied water body, calculated with the the Macrophyte Index, is identified as «dirty», and the overall degree of pollution, which is determined by the diversity of macrophytes tolerant to pollution, corresponds to the level «highly contaminated» (in both cases, it is a penultimate rank of the quantitative pollution measure according to gradations of scales reflecting progressive deterioration of water quality). The saprobic index estimated according to the Pantle-Buck method, showed the β -mesosaprobic zone, which indicates a sufficiently high level of organic substances in water.

The results of the work can be taken into account in the development of measures to optimize the ecological state of the studied reservoir.

Key words: *the urban landscape, anthropogenic impact, park waterbody, phytoindication, macrophytes, water quality, saprobity.*