

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

Клепець Олена Вікторівна

УДК 581.526.32:574.57(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**СТРУКТУРНІ ОСОБЛИВОСТІ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ
РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ**

03.00.17 – Гідробіологія
Біологічні науки

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

О. В. Клепець
підпис здобувача

Науковий керівник: Карпова Галина Олексіївна, кандидат біологічних наук,
старший науковий співробітник

Київ – 2021

АНОТАЦІЯ

Клепець О. В. Структурні особливості вищої водної рослинності різнотипних водойм урбанізованих територій. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.17 «Гідробиологія». – Інститут гідробиології НАН України, Київ, 2021.

У роботі наведені матеріали досліджень структурних показників вищої водної рослинності (ВВР) (флористичних, ценотичних та продукційних) у водоймах, що піддаються комплексному антропогенному впливу в умовах урболандшафту.

У результаті досліджень були встановлені структурні зміни флори та рослинності макрофітів, які відображають інтегральну відповідь водної екосистеми на інтенсивний антропогенний тиск та позначаються на її здатності ефективно використовувати сонячну енергію і продукувати органічну речовину.

Місцями відбору гідробиологічного матеріалу виступили ділянки середньої річки Ворскли та 20 водойм різного типу на території міста Полтави, що різнилися за походженням, морфометричними параметрами, ступенем антропогенного навантаження.

В ході дисертаційного дослідження було запропоновано шкалу оцінки ступеню урбанізації ландшафту за проявами антропогенного впливу на ділянки середньої річки та виділено індикаторний комплекс макрофітів для річкових ділянок із різним ступенем антропогенного навантаження. Проведено типізацію водних об'єктів урбанізованої території за ступенем заростання акваторії угрупованнями макрофітів різних екологічних груп. За показниками кількісного розвитку угруповань ВВР (площі заростей, питомий запас фітомаси, річна продукція) виділено водні екосистеми, що зазнали найсильнішої антропогенної трансформації в умовах урболандшафту.

Вища водна флора усіх досліджених водних об'єктів урботериторії нараховує 55 видів, що належать до 36 родів, 25 родин, 19 порядків, 5 класів, 4 відділів – *Briophyta*, *Equisetophyta*, *Polypodiophyta* (по 1 виду) та *Magnoliophyta* (52 види), серед яких 15 видів (27,3%) дводольних та 37 видів (67,3%) однодольних. Вона є доволі типовою за своєю систематичною та екологічною структурою, але збідненою у порівнянні із ретроспективними даними (на 23,1%) та гідрофільною флорою природного регіону (на 50,5%). Провідну роль у її формуванні відіграють види-індикатори процесів евтрофування, обміління та заболочування. Водна флора водних об'єктів із уповільненим водообміном включає 51 вид вищих рослин, міського відрізка річки – 42 види, з яких спільними для об'єктів обох типів є 29 видів.

У водній флорі об'єктів із уповільненим водообміном вільноплаваючі екобіоморфи за частотою трапляння переважають над укоріненими – як серед занурених, так і гідрофітів із плаваючими листками, а серед гелофітів – високотравні над низькотравними. Перевагу у поширенні на міських водоймах мають гідрофіти із вищою толерантністю до органічного забруднення. Найбільш характерними видами для міських водойм (ЧТ>70%) є гелофіти *Typha latifolia* і *Phragmites australis* та гідрофіти *Ceratophyllum demersum* і *Lemna minor*. Висока частка рідкісних видів (ЧТ<20%) як серед усіх водних рослин, так і в межах більшості екологічних груп вказує на високу екстремальність умов водного середовища у міських водоймах, насамперед для справжніх водних рослин (гідрофітів).

За помірного впливу урбанізованого середовища на річкову екосистему відбувається збільшення видового багатства, рясності видів та ускладнення екологічної структури макрофітів. При подальшому посиленні впливу урбанізації відбувається поступове спрощення флористичних показників макрофітів аж до критично низьких значень.

У досліджених урбанізованих водних об'єктах ідентифіковано 37 асоціацій (у т.ч. 7 субасоціацій та 2 варіанти) із 14 союзів, семи порядків та трьох класів (за системою Браун-Бланке). Із них лише три (*Ceratophylletum*

demersi, *Phragmitetum communis*, *Typhetum latifoliae*) є найбільш типовими для урболандшафту (ЧТ>50%), решта ж належить до випадкових та рідкісних, що може свідчити про специфічність і своєрідність міських умов існування. Найвищим ценотичним різноманіттям відрізняється клас *PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA* (16 асоціацій), найнижчим – клас *LEMNETEA* (8 асоціацій). Загалом досліджені асоціації ВВР характеризуються досить низьким видовим багатством, їх абсолютна більшість за цим показником являє собою спрощений варіант вихідних природних асоціацій. Особливо збідненими є угруповання із класу *ROTAMETEA* (1–3 види в описах), відмічені на міських водоймах. На водних об'єктах із уповільненим водообміном зареєстровано 32 угруповання рангу асоціації, на міському відрізку середньої річки – 16, спільними для об'єктів обох типів є 11 рослинних асоціацій.

У 85% вивчених міських водойм ступінь заростання відхиляється від помірного (30–40% акваторії). За ступенем заростання та екологічною структурою заростей виділено 4 типи міських водойм: 1) слабо зарослі (25% об'єктів, у рослинному покриві переважає повітряно-водна рослинність); 2) помірно зарослі (15% об'єктів, переважає занурена або повітряно-водна рослинність); 3) надмірно зарослі із переважанням зануреної рослинності (40%); 4) надмірно зарослі із переважанням рослинності із плаваючими на поверхні води листками (20%). Відхилення показників заростання від оптимальних супроводжується зниженням рекреаційного значення міських водойм.

Ступінь заростання акваторії досліджених ділянок р. Ворскла коливався від 9,8% до 56,0%. Граничні значення показника заростання (мінімальні на нижньоміській ділянці та максимальні на середньоміській) сконцентровані у межах міської частини досліджуваного водотоку на порівняно короткому (близько 4 км) відрізку, що зазнав найбільшої трансформації під впливом урболандшафту.

За площами заростання на урбанізованому відрізку р. Ворскла рослинність із плаваючими листками переважає на ділянках вище міста (15,8% від площі акваторії) і нижче міста (25,2%), повітряно-водна рослинність – на верхньоміській (10,4%) та нижньоміській (4,9%), занурена – на середньоміській ділянці (21,0%), що на тлі найвищого ступеню заростання цього створу може свідчити про початковий етап заболочування його акваторії.

Найбільшими продуцентами біомаси у досліджених водних об'єктах виступають угруповання високотравних гелофітів, рівень чистої річної продукції яких співставний із високопродуктивними культивованими фітоценозами. Отримана фітомаса угруповань різних екологічних груп із урбанізованих водних об'єктів суттєво перевищувала таку по водоймах природного регіону, що встановлена за даними літератури. Найбільш виразну тенденцію до збільшення фітомаси в умовах урбосередовища демонструють угруповання вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів.

Екстремальні значення показника питомого запасу фітомаси міських водойм супроводжуються різкою непропорційністю екологічної структури заростей та вказують на стійке порушення екологічної рівноваги водних екосистем: водойми з ознаками гіперпродукції ВВР (1,89–2,17 кг/м² повітряно-сухої маси) мають тенденцію до скорочення площі вільного водного дзеркала під наступом високотравних гелофітів та у зв'язку з цим – до швидкого замулення; критично низькі значення питомого запасу фітомаси (0,05–0,32 кг/м²) притаманні для малих мілководних водойм, які всуціль заростають угрупованнями вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів та за рівнем трофності наближені до боліт.

Посилення антропогенного впливу на урбанізованому відрізку середньої річки зумовлює помітні перебудови екологічної та просторової структури угруповань ВВР і супроводжується значними коливаннями їх продукційних показників. Занурена рослинність демонструє стійке зниження фітомаси за градієнтом урбанізації та має високу інертність до відновлення

навіть при припиненні впливу несприятливих факторів. Рослинність із плаваючими листками реагує на зростання інтенсивності урбанізації посиленням ролі у продукційному процесі автотрофних компонентів із підвищеною потребою споживання біогенних сполук. Вплив факторів міського середовища є найбільш сприятливим для розвитку угруповань високотравних гелофітів, що мають значну кількісну перевагу у складі зони заростей та створенні фітомаси і річної продукції ВВР на більшості досліджених ділянок р. Ворскла.

До найсуттєвіших для розвитку ВВР факторів урбанізації на дослідженому відрізку р. Ворскла можна віднести порушення гідрологічного режиму, зміну морфометричних параметрів русла, забруднення води, рекреацію. Внаслідок комплексного впливу урболандшафту найсильнішої трансформації зазнала нижньоміська ділянка р. Ворскла, що проявляється у значних відхиленнях від еталонного стану встановлених на ній структурних показників ВВР.

Отримані результати вказують на те, що за структурними показниками ВВР можна проводити оцінку екологічного стану водних об'єктів, які зазнають комплексного антропогенного впливу. Виходячи із виявлених негативних тенденцій розвитку рослинного покриву урбанізованих водних об'єктів, запропоновано комплексні заходи впливу на їх екосистеми, у т.ч. посилення режиму проточності міського відрізка р. Ворскла, розчищення найбільш мілководних ставків, оптимізація якісних та кількісних показників ВВР у міських водоймах і водотоках. Матеріали дисертаційного дослідження можуть бути враховані при паспортизації досліджених водних об'єктів, розробці заходів гідроекологічного менеджменту урбанізованих територій, а також використані у навчальному процесі освітніх закладів еколого-біологічного спрямування.

Ключові слова: урбанізована територія, антропогенне навантаження, водойми, середня річка, вища водна рослинність, макрофіти, структурні показники, флора, угруповання, заростання, фітомаса, продукція.

SUMMARY

Klepets O. V. Structural features of higher aquatic vegetation in different types of water bodies on urban areas. – Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for obtaining the scientific degree of the Candidate of Sciences in Biology on a specialty 03.00.17 «Hydrobiology». – Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2021.

The research of structural indices of higher aquatic vegetation (HAV) (floristic, coenotic and productive) in the water bodies which are exposed to complex anthropogenic influence under conditions of the urban landscape are resulted in the work.

The structural changes in the flora and vegetation of macrophytes were identified, which reflect the integrated response of aquatic ecosystem to intense anthropogenic load and affect its ability to efficiently use solar energy and produce organic matter.

Sites of the hydrobiological samples selection were sections of the middle river Vorskla and 20 reservoirs of different types within the urban area of Poltava city, which differed in origin, morphometric parameters, the degree of anthropogenic load.

In the course of the dissertation research a scale for assessing the degree of urbanization of the landscape by signs of anthropogenic impact on the middle river section was proposed and an indicator complex of macrophytes for river sections with different degrees of anthropogenic load was identified. Typification of water bodies of the urban area according to the degree of the water area overgrowing by different ecological groups of macrophytes was conducted. According to the indices of quantitative development of HAV communities (area of thickets, specific phytomass reserve, annual production), aquatic ecosystems that have

undergone the strongest anthropogenic transformation in the urban landscape have been identified.

The higher aquatic flora of all studied water bodies in urban area includes 55 species from 36 genera, 25 families, 19 orders, 5 classes, and 4 divisions – *Briophyta*, *Equisetophyta*, *Polypodiophyta* (by 1 species each) and *Magnoliophyta* (52 species, 94.5%), among which 15 species (27.3%) are dicotyledonous and 37 species (67.3%) are monocotyledons. It is quite typical in its systematic and ecological structure, but impoverished in comparison with retrospective data (on 23,1%) and hydrophilic flora of the natural region (on 50,5%). The leading role in its formation is played by species-indicators of the processes of eutrophication, shallowing and waterlogging. The aquatic flora of urban lentic water bodies includes 51 species of higher plants, but flora of urban sections of the river – 42 species, of them 29 species are common to both types of objects.

In the aquatic flora of lentic water bodies the tendency of predominance by occurrence of free-floating macrophyte ecobiomorphs over those rooted both in the group of submerged plants and among hydrophytes with floating leaves is noted, and for the ecotype of helophytes – the prevalence of high-grass over low-grass ecobiomorphs. Hydrophytes with higher tolerance to organic pollution have an advantage in distribution on urban reservoirs. The most characteristic species for urban water bodies (frequency of occurrence (OF) >70%) are the helophytes *Typha latifolia* and *Phragmites australis* as well as the hydrophytes *Ceratophyllum demersum* and *Lemna minor*. The high share of rare species (OF<20%) both among all aquatic plants and within each ecological group indicates high extremity of conditions of an aquatic environment in urban reservoirs, first of all for the true water plants (hydrophytes).

With a moderate impact of the urban environment on the river ecosystem, there is an increase in species richness, species abundance and complexity of the ecological structure of macrophytes. With the further strengthening of the influence of urbanization there is a gradual simplification of floristic indicators of macrophytes up to critical values.

37 associations (including 7 subassociations and 2 variants) of 14 alliances, seven orders and three classes were identified in the studied urban water bodies (according to Brown-Blanquet system). Of these, only three (*Ceratophylletum demersi*, *Phragmitetum communis*, *Typhetum latifoliae*) are the most typical in urban landscape (found in more than 50% of the studied habitats), the rest are random and rare, which may indicate the specificity and originality of living conditions. The class *PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA* differs in the highest coenotic variety (16 associations), the class *LEMNETEA* differs in the lowest (8 associations). The studied associations of HAV are characterized by a low species richness, the absolute majority of them represents a simplified version of the original natural associations. Communities of class *POTAMETEA*, observed in urban reservoirs, are especially depleted (1–3 species in the descriptions). In the rank of associations there are 32 communities in urban lentic water bodies and 16 communities in the urban section of the middle river, of them 11 associations are common to both types of objects.

Most of the studied urban reservoirs (85%) are overgrown with macrophytes at a level different from the moderate one (30–40% of the water area). According to the degree of overgrowing of water areas, taking into account the participation of ecological groups of HAV, four types of urban reservoirs have been identified: 1) insufficiently overgrown (25% of objects, the vegetation is dominated by air-water vegetation); 2) moderately overgrown (15% of objects, dominated by submerged or air-water vegetation); 3) excessively overgrown with a predominance of submerged vegetation (40%); 4) excessively overgrown with a predominance of vegetation with leaves floating on the water surface (20%). Deviation of overgrowth degree of water area from the optimum is followed by decrease in recreational value of urban water bodies.

The overgrowth degree of the water area of the studied sections of the Vorskla River ranged from 9.8% to 56.0%. Limit values of overgrowth (minimum in the lower urban section and maximum in the middle urban section) are concentrated within the urban part of the studied watercourse in a relatively short

(about 4 km) segment, which has undergone the greatest transformation under the influence of the urban landscape.

In terms of overgrowing areas on the urbanized segment of the Vorskla River, floating leaf vegetation predominates in the sections above the city (15.8%) and below the city (25.2%), air-water vegetation – in the upper urban (10.4%) and lower urban sections (4.9%), submerged – in the middle-urban section (21.0% of the aquatic square), that taking to account the highest overgrowth degree of this section may indicate the initial stage of waterlogging of its water area.

The largest producers of biomass in the studied water bodies are communities of high-grass helophytes, which level of annual net primary production is comparable to highly productive cultivated phytocenoses. The obtained phytomass of communities of various ecological groups from different types of water bodies on the urban area significantly exceeded that in the reservoirs of the natural region, which is established according to the literature data. The most pronounced tendency to increase the phytomass under conditions of urban environment is demonstrated by communities of hydrophytes free-floating on the water surface.

Extreme values of the specific phytomass reserve in urban reservoirs are accompanied by a sharp disproportion of the ecological structure of thickets and indicate a persistent violation of the ecological balance of aquatic ecosystems: reservoirs with signs of overproduction of HAV ($1.89\text{--}2.17\text{ kg/m}^2$ of air-dry mass) tend to reduce free water the onset of high-grass helophytes and in this regard – to rapid siltation; critically low values of the specific phytomass reserve ($0.05\text{--}0.32\text{ kg/m}^2$) are characteristic of small shallow water bodies which are completely overgrown with communities of hydrophytes free-floating on the water surface and are close to swamps in terms of trophic level.

The strengthening of anthropogenic impact on the urbanized section of the middle river causes significant changes in the ecological and spatial structure of HAV communities and is accompanied by fluctuations in their production indices. Submerged vegetation shows a steady decrease in phytomass along the

urbanization gradient and has a high inertness to recovery even when the effects of adverse factors cease. Floating-leaved vegetation responds to the increase in the urbanization intensity by strengthening the role in the production process of autotrophic components with an increased need for the consumption of nutrients. The influence of urban environmental factors is most favorable for the development of high-grass helophytes communities, which have a significant quantitative advantage in the thickets as well as the creation of phytomass and annual production of HAV in most of the studied sections of the Vorskla River.

The most significant factors of urbanization for the development of HAV in the studied sections of the Vorskla River include violations of the hydrological regime, changes in the morphometric parameters of the river bed, water pollution, recreation. As a result of the complex influence of the urban landscape, the lower-urban plot of the Vorskla River underwent the strongest transformation, which is manifested in significant deviations from the reference state of the established HAV structural indices.

The obtained results show that the structural indices of higher aquatic vegetation can be used to assess the ecological status of water bodies that are exposed to complex anthropogenic impact. Based on the identified negative trends in the development of vegetation in urban water bodies, the comprehensive measures are proposed to affect their ecosystems, including strengthening the flow regime of urban section of the Vorskla River, clearing the shallowest ponds, optimizing the qualitative and quantitative indices of HAV in urban reservoirs and watercourses.

The materials of the dissertation research can be taken into account in the certification of the studied water bodies, the development of measures of hydro-ecological management of urban areas, as well as used in the studying process of educational institutions of ecological and biological direction.

Key words: urban area, anthropogenic load, reservoirs, middle river, higher aquatic vegetation, macrophytes, structural indices, flora, communities, overgrowing, phytomass, production.

**СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ,
ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ:**

Статті у фахових виданнях:

1. **Клепець О.В.**, Карпова Г.О. Структура гідрофільної флори середньої течії р. Ворскла. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2013. Т. 9. №2. С. 191–203. (Збір, обробка, аналіз даних, узагальнення матеріалів, написання статті).
2. Клепець О.В. Фіторізноманіття водойм Полтавського міського парку. *Інтродукція рослин*. 2014. №1. С. 37–46.
3. Karпова G.A., **Klepets Ye.V.** Influence of Urban Landscapes on the Structural Indices of Macrophytes in the Vorskla River. *Hydrobiological Journal*. 2014. Vol. 50, Issue 6. P. 3–16. (Збір, обробка та аналіз матеріалу, участь у написанні статті).
4. Клепець О.В. Фітомаса вищої водної рослинності р. Ворскла в умовах впливу урболандшафту. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. 2015. № 3–4 (64). С. 302–305.
5. Klepets Ye.V. The structural analysis of the flora of water bodies of Poltava city. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины*. 2016. № 3 (96). С. 33–39.
6. Klepets O.V. Productivity of Higher Aquatic Plants of the Vorskla River under Conditions of Urban Landscape. *Hydrobiological Journal*. 2017. Vol. 53, Issue 2. P. 33–49.
7. Клепець О.В. Рослинність макрофітів водойм Полтавського міського парку *Біологія та екологія*. 2017. Т. 3, №1–2. С. 51–63.
8. **Клепець О.В.**, Пилипенко М.О. Фітоіндикація екологічного стану малої паркової водойми. *Біологія та екологія*. 2018. Т. 4, №1. С. 72–87. (Збір, обробка, аналіз даних, узагальнення матеріалів, написання статті).

9. Клепець О.В. Ценотична та продукційна характеристика угруповань домінантних видів вищої водної рослинності р. Ворскла під впливом урболандшафту. *Біологія та екологія*. 2019. Т. 5, №1. С. 65–78.

Статті в інших виданнях:

10. Клепець О.В. Раритетна складова вищої водної флори території міста Полтави та його околиць. *Флорологія та фітосозологія*. Т. 3–4. Київ: Фітон, 2014. С. 99–106.
11. Klepets O.V. Features of overgrowing the urbanized segment of the Vorskla River. *Біологія та екологія*. 2015. Т. 1, №1. С. 57–64.
12. Klepets O.V. State and prospects of optimization the plant cover of hydrophilic ecotopes of the Poltava botanical garden. *Біологія та екологія*. 2016. Т. 2, №1. С. 56–67.

Матеріали та тези конференцій:

13. Клепець О.В. Екологічний стан та фіторізноманітність ставків парку «Перемога» (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали V Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 29–30 листопада 2011 року). Полтава: Скайтек, 2012. С. 44–49.
14. Клепець О.В. Синантропізація флори навколоводних біотопів на території міста Полтава. *Синантропізація рослинного покриву України: тези доповідей II Всеукр. наук. конф.* (м. Переяслав-Хмельницький, 27–28 вересня 2012 р.). Переяслав-Хмельницький, 2012. С. 36–38.
15. Клепець О.В. Фіторізноманітність ставків Пушкарівської балки (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали VI Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 25–26 вересня 2012 р.). Полтава: Астроя, 2013. С. 40–47.
16. Карпова Г.О., **Клепець О.В.** Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile.) в умовах урболандшафту. *Рослини та урбанізація: матеріали третьої міжнар. наук.-практ. конф.* (м. Дніпропетровськ, 19–20 березня 2013 р.). Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ

- «Куніца», 2013. С. 14–16. (*Відбір зразків та їх аналіз, участь у написанні тез*).
17. Клепець О.В. Вища водна флора урбанізованої ділянки р. Ворскла. *Pontus Euxinus–2013: тези VIII Междунар. научно-практ. конф. молодых учёных по проблемам водных экосистем, посвященной 50-летию образования Института биологии южных морей Национальной академии наук Украины* (г. Севастополь, 1–4 октября 2013 г.). Севастополь, 2013. С. 72–73.
 18. Клепець О.В. Сапробіологічна оцінка якості води р. Ворскла у районі м. Полтави за макрофітами. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології: зб. матеріалів наук.-практ. конф., присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України* (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.). Київ, 2013. С. 41–42.
 19. Клепець О.В. Стан рослинного покриву р. Тарапунька (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали VII Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 29–30 вересня 2013 р.). Полтава: Астроя, 2014. С. 45–50.
 20. Клепець О.В. Основні напрямки антропогенного впливу на водні екосистеми м. Полтава. *Навколишнє середовище і здоров'я людини: зб. матеріалів VIII Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 11 грудня 2014 р.). Полтава: Астроя, 2015. С. 69–76.
 21. Клепець О.В. Адвентивна складова флори водних об'єктів м. Полтави. *Актуальні проблеми ботаніки та екології: матеріали Міжнар. конф. молодих учених, присвяченої 120-річчю від дня народження Д.К. Зерова* (м. Полтава, 15–20 вересня 2015 р.). Полтава, 2015. С. 51–52.
 22. Клепец Е.В. Флора водных объектов г. Полтавы. *Гидробиология 2015: материалы VIII Всероссийской конф. с междунар. участием по водным макрофитам* (п. Борок, Россия, 16–20 октября 2015 г.). Ярославль: Филигрань, 2015. С. 139–143.

23. Клепец О.В. Вища водна рослинність малопорушеної урбанізованої водойми. *Актуальні проблеми ботаніки та екології*: матеріали міжнар. конф. молодих учених (м. Луцьк, 5–10 вересня 2017 р.). Луцьк: Вежа-Друк, 2017. С. 47.
24. Клепец Е.В. Оптимизация состояния урбогидроэкосистем по структурным показателям макрофитов. *Гидробиотика 2020*: материалы IX Междунар. научной конф. по водным макрофитам (п. Борок, Россия, 17–21 октября 2020 г.). Борок: ИБВВ РАН; Ярославль: Филигрань, 2020. С. 74–77.

ЗМІСТ

ВСТУП	19
РОЗДІЛ I. ЗМІНИ СТРУКТУРНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДНИХ МАКРОФІТІВ В УМОВАХ УРБОЛАНДШАФТУ	
(Літературний огляд)	24
1.1. Зміни флористичних показників	25
1.2. Зміна ценотичних показників	33
1.3. Зміни просторового розподілу водної рослинності	38
1.4. Зміна продукційних показників угруповань макрофітів	43
РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	47
2.1. Фізико-географічна характеристика району досліджень	47
2.2. Характеристика досліджених водних об'єктів	55
2.3. Методичні засади дослідження	63
РОЗДІЛ III. ФЛОРИСТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	66
3.1. Загальна характеристика флори та її порівняльно- структурний аналіз	66
3.2. Структура флори водних об'єктів із уповільненим водообміном	77
3.3. Структура флори урбанізованого відрізка середньої річки ..	93
РОЗДІЛ IV. ОСОБЛИВОСТІ ЦЕНОТИЧНОЇ ТА ПРОСТОРОВОЇ СТРУКТУРИ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	109
4.1. Класифікаційна схема рослинності та загальна характеристика синтаксонів	109
4.2. Особливості просторового поширення рослинних угруповань у водних об'єктах із уповільненим водообміном	133

4.3.	Ценотичні показники домінуючих рослинних угруповань та особливості заростання урбанізованого відрізка середньої річки	149
РОЗДІЛ V.	ПРОДУКЦІЙНІ ПОКАЗНИКИ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	161
5.1.	Фітомаса угруповань різних екологічних груп	161
5.2.	Запаси надземної фітомаси та річна продукція макрофітів досліджених міських водойм	166
5.3.	Запаси надземної фітомаси та річна продукція макрофітів урбанізованого відрізка середньої річки	173
РОЗДІЛ VI.	ОПТИМІЗАЦІЯ СТАНУ УРБОГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗА СТРУКТУРНИМИ ПОКАЗНИКАМИ МАКРОФІТІВ (Практичні рекомендації)	187
ВИСНОВКИ		190
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ		193
ДОДАТКИ		226

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ:

АСР – абсолютно суха речовина

БР – болотна рослинність

ВВР – вища водна рослинність

ЗнР – занурена рослинність

ЗПП – загальне проективне покриття

ОР – органічна речовина

ПВР – повітряно-водна рослинність

ПП – проективне покриття

ПСР – повітряно-суха речовина

РПЛ – рослинність із плаваючими листками

ЧТ – частота трапляння

С – карбон

K_J – індекс Жаккара

K_S – індекс Серенсена

S_i – індивідуальний індекс сапробності виду

ВСТУП

Актуальність теми. Стрімкі процеси урбанізації в усьому світі та в Україні зокрема зумовлюють значне посилення антропогенного пресингу на природні комплекси урбанізованих територій [30, 39, 44, 197, 230, 254, 289, 294].

Вразливим компонентами урболандшафту є різнотипні водні об'єкти – водойми і водотоки, які внаслідок комплексного антропогенного впливу зазнають погіршення екологічного стану та стають непридатними для безпечного використання міськими жителями [12, 63, 110, 132, 123, 189, 197, 198, 202, 210, 231, 239, 278, 279, 290].

Порушення екологічної рівноваги водних екосистем засвідчують реакції автотрофного їх компонента, зокрема – угруповань вищої водної рослинності (ВВР), що є чутливими індикаторами стану середовища та відбивають не випадкові, а стійкі його зміни [62, 140, 141, 175, 177, 285].

Зважаючи на пріоритетність біоти у сучасних процедурах оцінки якості поверхневих вод [79, 185, 248, 264, 285] та поступове зростання ролі фітоіндикаційних і фітомоніторингових досліджень водних об'єктів на урботериторіях [52, 81, 153, 166, 196], вивчення й аналіз структурних показників ВВР міських водойм і водотоків може сприяти формуванню сучасних даних про фіторізноманіття регіонів, слугувати для з'ясування відгуку водних екосистем на комплексний вплив урбанізації, визначення ступеня їх антропогенної трансформації та розробки заходів попередження негативних змін. Оптимізація структурних показників ВВР може сприяти відновленню екологічної рівноваги в екосистемах міських водойм та водотоків і утриманню їх у прийнятному санітарно-біологічному й естетичному стані.

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалась у відділі санітарної гідробіології Інституту гідробіології НАН України у межах бюджетної науково-дослідної теми Інституту гідробіології НАН України № 111 «Санітарно-гідробіологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій»

(№ держреєстрації 0111U000075). Результати роботи також були враховані при розробці науково-дослідної теми кафедри ботаніки, екології та методики навчання біології ПНПУ імені В.Г. Короленка «Структурно-функціональні особливості природних та штучних фітоценозів Лівобережного Лісостепу України» (державний реєстраційний №0116U002582).

Мета і завдання досліджень.

Мета роботи – встановити особливості структурної організації ВВР різнотипних водних об'єктів урбанізованих територій та з'ясувати основні закономірності її трансформації в умовах комплексного антропогенного впливу.

Для реалізації означеної мети були поставлені такі **завдання**:

- встановити флористичну й ценотичну структуру ВВР у різнотипних водних об'єктах урбанізованих територій;
- дослідити особливості просторового розподілу угруповань ВВР по акваторії;
- вивчити продукційні показники ВВР та оцінити запаси фітомаси;
- виявити основні закономірності трансформації ВВР водних об'єктів урбанізованих територій у порівнянні з непорушеними природними водоймами;
- розробити рекомендації щодо поліпшення стану урбогідроекосистем на підставі отриманих структурних показників ВВР.

Об'єкт дослідження – ВВР у водоймах і водотоках урбанізованих територій.

Предмет дослідження – структурні показники ВВР (флористичні, ценотичні, продукційні, особливості просторового розподілу угруповань по акваторії) у різнотипних водних об'єктах урбанізованих територій та тенденції трансформації цих показників в умовах урболандшафту.

Методи дослідження, застосовані при виконанні роботи, є традиційними у гідроботаніці [35, 108] та гідробіології [143] – польові (детальномаршрутний та стаціонарний із відбором гербарних зразків та складанням геоботанічних описів); геоботанічне картування із обчисленням

площі заростей; продукційні (відбір та обробка укосів надземної фітомаси); методи математичної статистики.

Наукова новизна одержаних результатів. Уперше проведено аналіз структурної організації ВВР різнотипних водних об'єктів урботериторії, досліджено склад флори та угруповань, показники заростання акваторій і продукції водних фітоценозів. Визначено основні тенденції трансформації ВВР в умовах комплексного впливу урбанізації. Виявлено найбільш суттєві чинники впливу урбанізації на розвиток угруповань ВВР.

Розроблено шкалу оцінки ступеню урбанізації ландшафту за проявами антропогенного впливу на ділянку середньої річки. Виділено індикаторний комплекс макрофітів середньої річки для ділянок із різним ступенем урбанізації ландшафту. Проведено типізацію водних об'єктів урботериторії за показниками заростання акваторії макрофітами. За структурними показниками угруповань макрофітів (площі заростей, питомий запас фітомаси, річна продукція) виділено водні екосистеми, що зазнали найсильнішої антропогенної трансформації в умовах урболандшафту.

Уперше наводяться дані про знахідки нових видів макрофітів, а також особливості їх поширення в умовах урболандшафту: *Riccia fluitans* L. emend. Lorbeer – для Полтавської області; *Utricularia australis* R. Br. – для Лівобережного Лісостепу; *Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile – для материкової частини України; *Echinochloa tzvelevii* Mosyakin ex Mavrodiev et H.Scholz – для України у ранзі виду.

Практичне значення одержаних результатів. За результатами дисертаційної роботи сформульовано практичні рекомендації для комунальних та водогосподарських служб щодо поліпшення екологічного стану водних об'єктів у містах. Започатковано основу для проведення подальших фітомоніторингових досліджень урбанізованих водних об'єктів м. Полтави. Результати дисертаційного дослідження можуть бути враховані при складанні водогосподарських і гідроекологічних паспортів досліджених водних об'єктів, використані для контролю ефективності роботи очисних споруд, а також для розрахунку оптимального режиму функціонування гідротехнічних споруд, зокрема шлюзів-регуляторів на р. Ворскла.

Теоретичні положення та практичні результати роботи використано при розробці навчально-методичного забезпечення викладання дисциплін «Методи екологічних досліджень», «Біоіндикація», «Моніторинг довкілля» і польових екологічних практик для студентів спеціальності «Екологія» на базі ПНПУ імені В.Г. Короленка, а також польових практикумів для позашкільної екологічної освіти на базі Полтавського обласного еколого-натуралістичного центру учнівської молоді.

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є оригінальним дослідженням автора, проведеним у період із 2011 по 2017 рр. на урбанізованій території Полтави. Дисертантом було самостійно проведено критичний аналіз вітчизняної та іноземної літератури за темою досліджень, прокладено експедиційні маршрути, зібрано та оброблено польовий матеріал (132 гербарних аркуші, 432 геоботанічних описи, 287 укосів надземної фітомаси). Формулювання мети, завдань і висновків, узагальнення експериментальних даних виконано сумісно з науковим керівником.

Апробація результатів дисертації. Основні результати дисертаційної роботи були представлені на наукових конференціях та семінарах: V, VI, VII та VIII Всеукраїнському науково-практичному семінарі «Навколишнє середовище і здоров'я людини» (Полтава, 2011–2014 рр.); II Всеукраїнській науковій конференції «Синантропізація рослинного покриву України» (Переяслав-Хмельницький, 2012 р.); третій міжнародній науково-практичній конференції «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 2013 р.); VIII Міжнародній науково-практичній конференції молодих вчених з проблем водних екосистем «Pontus Euxinus–2013» (Севастополь, 2013 р.); науково-практичній конференції «Актуальні проблеми сучасної гідроекології», присвяченій 95-річчю заснування Національної академії наук України (Київ, 2013 р.); VII з'їзді Гідроекологічного товариства України «Гідроекосистеми: фундаментальні та прикладні проблеми сьогодення» (Київ, 2015 р.); VIII Всероссийской конференции с международным участием по водным макрофитам «Гидрботаника 2015» (Борок, Россия, 2015 г.);

міжнародних конференціях молодих учених «Актуальні проблеми ботаніки та екології» (Полтава, 2015 р.; Луцьк, 2017 р.); IX Международной научной конференции по водным макрофитам «Гидрботаника 2020» (Борок, Россия, 2020 г.); а також засіданнях відділу санітарної гідробіології Інституту гідробіології НАН України (2011–2013 рр.), засіданнях круглого столу на базі Полтавського обласного управління водного господарства (2011–2018 рр.).

Публікації. За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 24 наукових праці, серед яких 9 статей у наукових фахових виданнях (у т.ч. 2 – у виданні, що індексується у міжнародній наукометричній базі даних Scopus), 3 статті в інших виданнях, 12 тез доповідей та матеріалів наукових семінарів і конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається із вступу, 6 розділів, висновків та списку використаних джерел, що містить 295 найменувань (у т.ч. 63 – латиницею). Загальний об'єм роботи – 250 сторінок, із яких основного тексту – 167 сторінок. Роботу ілюструють 21 таблиця, 21 рисунок і 5 додатків.

РОЗДІЛ I.

ЗМІНИ СТРУКТУРНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДНИХ МАКРОФІТІВ В УМОВАХ УРБОЛАНДШАФТУ

Гідрофільний рослинний покрив є пластичним і чутливим до змін навколишнього середовища та відображає комплекс характеристик водних об'єктів, зокрема їх гідрологічний режим (умови проточності, рівень води), стадію розвитку, специфіку хімізму води (трофічний статус, забруднення) тощо [141, 175, 177, 253]. Він також є ефективними для розпізнавання та оцінки антропогенного впливу, який специфічно модифікує деякі із природних факторів, у т.ч. хімічні параметри та гідрологічні характеристики [233, 236, 237, 277].

Питання змін угруповань макрофітів в умовах урбанізованого ландшафту на сьогодні досліджені фрагментарно [95, 200, 235, 278, 291] та не висвітлені у відомих нам спеціальних зведеннях з екології водних рослин [121, 187, 247, 269, 272]. Очевидно, це пов'язане із поки що не достатньо розробленою методологією оцінки впливу комплексу факторів урбанізації на біоту взагалі.

На сьогодні можна виділити два принципові підходи для визначення особливостей впливу урбанізації на біотичні компоненти – просторовий та часовий. У першому випадку вплив урбанізації опосередковано виводиться шляхом порівняння певних структурних показників уздовж градієнту урбанізації (наприклад, міські території на противагу сільським, міські околиці порівняно із середмістям, зелені зони міст у порівнянні із житловими кварталами тощо), що передбачає подальше співставлення отриманих даних із характеристиками місць існування. Методологічною складністю такого підходу є комплексний характер урбанізації, заснованої на численних складових, та співвідносність отримуваних результатів [240, 257].

Інший підхід фокусується на часових аспектах за принципом «до і після» здійснення впливу, коли показники біоти піддаються ретельному

обліку на одних і тих самих ділянках, а ступінь порушення місць існування вивчається безпосередньо у часі. Однак це вимагає актуалізації історичних даних, які часто є не доступними або взагалі відсутні [240].

Наявні літературні дані дозволяють констатувати, що фактори антропогенного впливу, обумовлені урбанізацією середовища, зумовили помітні зміни у різноманітності й структурі рослинних угруповань.

1.1. Зміни флористичних показників

Численні дані засвідчують, що водойми і водотоки урбанізованих територій можуть виступати осередками існування досить різноманітної флори та рослинності макрофітів, у т.ч. й рідкісних таксонів і синтаксонів [2, 6, 9, 12, 22, 38, 64, 65, 80, 85, 86, 97–99, 154, 166, 173, 186, 200, 201, 227, 265, 267].

Однією із найкраще досліджених характеристик водних макрофітів в урбанізованих екосистемах є їх видова різноманітність. Вважається, що урбанізоване середовище справляє в цілому негативний вплив на природні екосистеми, обумовлюючи зменшення біорізноманітності, зниження стійкості екосистем та погіршення якості середовища [94, 96, 239]. Місцевий набір видів, який залежить від регіонального різноманіття флори [242], у високоурбанізованих ландшафтах може зазнавати скорочення – через стресову дію фізичних і хімічних факторів середовища, а також звуження і фрагментацію ареалів [95, 245, 249, 274]. Так, оцінка впливу урбанізації на рослинність макрофітів лотичних екосистем штату Пернамбуко (Бразилія) показала, що низькоурбанізовані ділянки р. Капібарібе відрізняються вищим видовим різноманіттям у порівнянні з високоурбанізованими [295].

Разом із тим, у межах урбанізованого ландшафту може спостерігатися феноменальне явище зростання флористичного різноманіття, обумовлене, згідно М.Г. Ільмінських (1998), так званим «урбаноекотонним ефектом», що виникає у результаті антропогенного привнесення до первинного видового

багатства нових елементів, у т.ч. алохтонних видів [86]. Так, кількість видів макрофітів у струмках Сіднею (Австралія) була вищою у міських умовах, аніж у позаміських, але кількість аборигенних видів при цьому не відрізнялася [266], тобто зростання різноманітності відбувалося за рахунок видів чужорідної флори.

Вважається, що розвиток міст, з одного боку, уніфікує фізичне середовище існування біоти [46], а з іншого боку, – створює нові місця існування, придатні до заселення чужорідними видами, які можуть витіснити аборигенних [274]. Зокрема, у деяких міських водотоках інтродукція чужорідних видів визнана причиною помітного скорочення різноманіття макрофітів [234, 283].

Флористичні обстеження багатьох урбанізованих малих водотоків, що зазнали зарегулювання русел, одамбування берегів, скидання стічних вод, сільськогосподарського освоєння берегів та надходження забрудненого поверхневого стоку із міської території, показали, що видовий склад макрофітів у них досить бідний та одноманітний аж до повного зникнення водних рослин на найбільш забруднених ділянках [51, 52, 54, 100, 120, 129, 151], а про ступінь пригнічення макрофітів у подібних умовах свідчать зниження частоти трапляння, рясності, життєвості видів рослин [130, 151]. Безпосередніми причинами скорочення різноманіття макрофітів у міських водотоках також можуть бути зміни донних відкладів, зростання біогенного навантаження та каламутності води [283], хоча інколи, очевидно, у випадках помірного антропогенного навантаження, показники трапляння, рясності та ценотичної активності макрофітів малої річки можуть, навпаки, зростати на території міста у порівнянні із передмістям як реакція на посилення евтрофування місцезростань [130].

Видове багатство макрофітів у малих річках також виявляє залежність від ступеня трансформації гідрологічного режиму. Найбагатший склад флори виявлено у річках, що зберегли режим, близький до природного. У зарегульованих водотоках, у т.ч. й перетворених на систему ставків,

збіднення видового складу відбувається за рахунок видів реофільного комплексу. Повна деградація водної рослинності констатована у водотоках, що протікають кварталами із щільною житловою забудовою, русло яких каналізоване і забетоноване [6, 51, 83, 191].

Найповнішим видовим складом відрізняються водойми озерного типу, із яких найбагатшу флору мають водойми лісопарків. Заплавні водойми через процеси евтрофування втрачають частину природного різноманіття у першу чергу за рахунок видів із плаваючими листками. Заплавні озера, що втратили гідрологічний зв'язок із основним руслом, піддаються заболочуванню та дистрофуванню [83]. Так, проведення типізації водойм м. Києва за вмістом біогенних сполук та виділення відповідних флористичних комплексів дозволило встановити, що найбільшим видовим багатством характеризуються водойми із мінімальними значеннями вмісту біогенних речовин, розміщені на територіях, що примикають до міської забудови, як правило, у межах об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення. Водні об'єкти із підвищеним вмістом біогенних речовин характеризуються спрощеним флористичним складом макрофітів, у першу чергу, за рахунок випадіння чутливих до забруднення видів: підвищення вмісту неорганічного азоту у воді більше 1,0 мг/л обумовлює збіднення видового складу на 10–12%, а мінерального фосфору вище 1,0 мг $\text{PO}_4/\text{л}$ – на 15–17% [166]. Стримуючим фактором для розвитку макрофітів у малих паркових водоймах може бути утримання на них декоративних водоплавних птахів [49].

Водночас в антропогенно трансформованих екосистемах урбанізованих водних об'єктів поряд із процесами збіднення флори макрофітів, можуть спостерігатися протилежні процеси її видового збагачення. Так, у водній флорі макрофітів на території м. Києва за 100 років спостережень зникло 5 видів (*Utricularia intermedia* Hayne, *Potamogeton acutifolius* Link, *Zannichellia palustris* L., *Scirpus tabernaemontani* C. C. Gmel., *Sparganium minimum* Wallr.), але водночас зареєстровано 5 нових видів (*Potamogeton berchtoldii* Fieb.,

P. obtusifolius Mert. et Koch., *P. trichoides*¹, *Typha laxmanii*, *T. zerovii* Klock. fil. et Krasnova) [83].

Загалом, порівняння даних видового багатства макрофітів водних екосистем у різних містах буває ускладненим через наявні розбіжності в обсязі водної флори, яким оперують дослідники.

Однією із найбільш виразних рис водної флори в умовах урболандшафту є зростання представленості видів-індикаторів процесів евтрофування води [7, 109, 200, 211, 280, 281, 291]. Так, аналіз зміни рослинних угруповань у водоймах м. Томська (Російська Федерація) за період 65 років показав, що із 64% видів, які зберегли свою присутність, багатьом властива широка екологічна валентність [200]. Подібні тенденції до перебудови складу угруповань макрофітів в умовах урбанізації у напрямку підвищення участі видів, толерантних до високого рівня трофності води, виявлені при порівняльних дослідженнях міських та позаміських водних систем [291]. Про надмірне евтрофування вод міських ставків свідчить домінування в екологічному спектрі флори групи повітряно-водних рослин, а у групі занурених укорінених рослин – видів, що відзначаються широкою амплітудою місцезростань та виступають індикаторами посилення антропогенних процесів [57, 58]. Так, при обстеженні руслового ставка Плазов, найбільшого у комплексі Дойлідських водойм (м. Білосток, Польща), серед виявлених на 6 трансектах 34 видів макрофітів найвищу постійність (присутність на усіх станціях) показали лише 3 види – водопериця колосиста, кушир занурений та очерет звичайний [264].

Близькою до попередньої тенденцією зміни флори, виявленою й на урбанізованих територіях України, є скорочення ареалів бореальних видів (*Potamogeton compressus* L., *P. obtusifolius*, *Hottonia palustris* L. та ін.), обумовлене, насамперед, змінами гідрологічного та гідрохімічного режимів

¹ У тексті не вказуються автори назв видів рослин, наведених окремо у списку флори (Додаток Б), або ж при їх повторному згадуванні.

екотопів та безпосередньо процесами забруднення водойм [57]. На користь цього свідчить і той факт, що серед гідрофітокомплексів на території м. Києва водоймам із найменшим антропогенним впливом відповідає переважання гідрофільних видів, властивих лісовій зоні, тоді як водоймам із помітним антропогенним пресом – гідрофільних видів лісостепової зони, а антропогенно порушеним водоймам – збіднений склад гідрофлори [12].

Окремим показником забруднення поверхневих вод на міських територіях виступає різке скорочення представленості у флорі деяких вузьколистих рдесників [22, 70, 84] (*Potamogeton acutifolius* Link, *P. friesii* Rupr., *P. obtusifolius*, *P. pusillus* L. тощо), багато з яких мають бореальне походження і виступають індикаторами високої якості води [80, 141].

Натомість наявна стійка тенденція до розширення місцезростань видів із південними ареалами, що може бути пов'язане зі збільшенням кількості мілководних водойм, які добре прогріваються і в яких упродовж літа моделюються умови водойм аридних областей [21, 195, 225]. Поширення на урбанізованих територіях видів із південним типом ареалу, зокрема й елементів понто-каспійського комплексу (*Typha laxmanii*, *T. zerovii*), може бути також результатом зарегулювання великих річок та створення каскаду водосховищ із обширними плавнево-болотними масивами [12, 186]. Взагалі, просування теплолюбних видів флори в екотопи міських водойм розглядається як індикатор глобального антропогенного потепління [195].

У складі екобіоморф виразною є тенденція до зміни структури рослинних угруповань у напрямку збільшення кількості представників гідрофітів вільноплаваючих у товщі (*Lemna trisulca*, *Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris* та ін.) і на поверхні води (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor* тощо) та одночасно зменшення кількості укорінених гідрофітів [200]. Зокрема, внаслідок проведення осушувальних меліорацій на урбанізованих територіях у заплавах річок зникають природні заплавні озера, що обумовлює значне скорочення представленості видів заплавного комплексу, насамперед, укорінених рослин із плаваючими на поверхні води

листями – *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Nymphaea candida* [12, 22, 186]. Зникнення зі складу флори деяких міських ставків таких алювіальнозалежних видів, як *Scirpus lacustris* та *Sagittaria sagittifolia*, може свідчити про зниження проточності та поступове замулення цих водойм [84].

Більшість окреслених вище тенденцій зумовлює загальне збіднення у водній флорі складу справжніх водних рослин (т. зв. «водного ядра») [84, 86, 99, 129, 153]. Відповідно, справжні водні рослини як найбільш пов'язані з умовами водного середовища мають вищу вразливість в умовах урболандшафту, через що обмежується їх здатність до відновлення біологічної повноцінності води. Найбільш збідненими на види «водного ядра» мезоекотопами урболандшафту, як правило, виступають малі річки, вологі та заболочені місцезростання, штучні водойми [99].

Характерними елементами водної флори на урбанізованих територіях є гібридогенні таксони, що, як правило, володіють підвищеною життєвістю і адаптивністю та успішно закріплюються у місцях, де ценотичні зв'язки значно ослаблені через посилений антропогенний пресинг, також нерідко формуючи моно- або олігодомінантні угруповання [94, 99, 103, 126, 129, 162]. Так, на території міст Вятсько-Камського Передуралля (Російська Федерація) серед найбільш типових гібридогенних таксонів аквальних місцезростань зазначаються різні гібридні види рдесників (*Potamogeton* × *acutus* (Fisch.) Papch., *P.* × *babingtonii* Benn., *P.* × *nerviger* Wolfg., *P.* × *salicifolius* Wolfg., *Potamogeton* × *nitens* Web. тощо), рогозів (*Typha* × *glauca* Godron, *T.* × *smirnovii* E. Mavrodijev), лататтевих (*Nuphar* × *spenneriana* Gaudin, *Nymphaea* × *borealis* E. Camus) [93, 96, 103].

Процес гібридогенезу відбувається під впливом як природних (коливання клімату та пов'язана з цим нестабільність гідрорежиму місць існування макрофітів), так і різних антропогенних (регулярні або періодичні порушення місць існування водних і прибережно-водних рослин господарською діяльністю) факторів [93, 96, 103]. На думку М.М. Цвельова

(2000) [212], масове формування гібридів найчастіше відбувається у критичних ситуаціях, коли один із видів, більш пристосований до нових умов, вступає у конкурентну взаємодію із менш пристосованим видом [93]. Оскільки вплив людини в урболандшафті часто стає критичним для багатьох видів, очевидно, гібридні таксони можуть індикувати процеси трансформації водних екосистем на міських територіях.

Типовим явищем у водних об'єктах урбанізованих територій є адвентизація водної та прибережно-водної флори [8, 9, 15, 71, 75, 94, 96, 99, 101, 129, 154, 171, 193–195, 291]. Наприклад, у водних об'єктах на території м. Києва, за останніми даними, зареєстровано 7 видів рослин-кенофітів (*Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John., *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., *Azolla caroliniana* Willd., *Lemna turionifera* Landolt., *Phragmites altissimus*) [171]. Особливого поширення адвентивні види набувають у штучних водоймах, де їх активному розростанню сприяють наявність мілководь, інтенсивна освітленість та температура води, а також, як наслідок рекреаційного впливу, – абразія берегів, порушення екотопів прибережно-водної рослинності, високий мінеральний і трофічний рівень води [193, 194].

На сьогодні у водних об'єктах урбанізованих територій намітилася тенденція не лише до зростання видового різноманіття адвентивних видів та кількості відомих локалітетів і збільшення площ вторинних ареалів цих видів, але й до розширення їх географії (зокрема, за рахунок видів південного походження – через специфічний міський мікроклімат та порівняно теплі зими, а також скидання теплих стоків) і шляхів проникнення у природні гідрофітоценози (цілеспрямоване або випадкове занесення видів, зокрема, із акваріумної культури, та через технічні заходи із очищення водних шляхів або поліпшення якості води тощо) [95, 101, 171, 193, 195].

Вплив урбанізованого середовища проявляється у посиленні позицій екологічно пластичних видів, що демонструють високу толерантність до антропогенного впливу [7, 129, 201]. Разом із тим, через високу

гетерогенність умов у міських водних об'єктах, останні є флористично неоднорідними, тобто мають невисоку подібність видового складу макрофітів [99]. Тому особливістю флори водних об'єктів урбанізованих територій (у першу чергу, ставків) є висока частка рідкісних видів, що характеризуються низькою частотою трапляння та представляють найбільш вразливу частину флористичного складу [85, 86]. Багато видів зустрічаються на території міста рідше через тяжіння їх до специфічних місцезростань, розміщених далі від міської забудови. Найбільш подібними за видовим складом (за рахунок видів широкої екології) є ставки, меліоративні канали та ефемерні водойми, що пов'язане із їх невеликими розмірами та помітними коливаннями рівня води, штучним походженням або недовгим часом існування. Найбільш специфічні флори характерні для стариць та річок [99].

Вищі водні рослини різної систематичної приналежності по-різному реагують на підвищення вмісту біогенних елементів, хлоридів, сульфатів, важких металів та інших забруднюючих речовин, які стимулюють розвиток одних видів і пригнічують інші аж до їх зникнення. В результаті цього порушується рівновага у структурі фітоценозів, збіднюється видовий склад і формуються угруповання на основі одного виду, що виявляє стійкість до даного типу впливу [9, 52, 129, 130, 134]. Так, серед видів, здатних витримувати помірний антропогенний вплив (пов'язаний із розміщенням на водоймах побутових відходів, миттям біля них автомашин, відпочинком населення), відзначено *Acorus calamus*, *Carex acuta*, *Alisma plantago-aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Lemna trisulca*, а видом, стійким до забруднення промисловими стоками і, зокрема, нафтопродуктами, вважається *Polygonum bistorta* L. [46, 52, 134].

Ступінь мінералізації та промислові забруднення великого міста справляють безпосередній вплив на склад і структуру ВВР [209]. Зокрема, вища водна флора річок, що перетинають урбанізовані території і зазнають впливу їх комунально-побутових стоків, на ділянках нижче міст демонструє

зниження різноманіття за рахунок випадіння чутливих до забруднення видів [42, 76, 164, 165].

Таким чином, флора макрофітів в урбанізованих водних об'єктах реагує на антропогенний пресинг випадінням найбільш чутливих видів, послабленням біоценотичних зв'язків серед аборигенних видів та зміцненням позицій видів із широкими адаптаційними можливостями, а також входженням до складу флори порушених екотопів адвентивних і гібридогенних таксонів [48, 50, 94, 98, 103].

Отже, можна відзначити кілька напрямків зміни видового складу водної рослинності у водних об'єктах урбанізованих територій: зростання представленості видів-індикаторів антропогенних процесів (евтрофування, заболочування) вод, скорочення різноманіття видів заплавного комплексу, зміни екологічної структури, висока гібридогенна активність, а також адвентизація водної та прибережно-водної флори.

1.2. Зміна ценотичних показників

Аналіз літературних джерел показує, що у водних об'єктах урбанізованих територій трансформація рослинного покриву відбувається не тільки на флористичному, але й на ценотичному рівні, що констатовано в особливостях деяких структурних показників рослинності макрофітів – ценотичного різноманіття, флористичного багатства та видового складу угруповань, їх екологічної, просторової структури тощо.

Ценорізноманіття. Угруповання водних та прибережно-водних рослин урбанізованих водних об'єктів демонструють відносну простоту організації та невисоке різноманіття. Основними факторами, що обмежують цей показник у водоймах, є характер і ступінь антропогенного навантаження, зокрема, ступінь трансформації берегів та мілководної зони (особливості морфометрії водойм), гідрологічний та гідрохімічний режим тощо [5, 46, 50, 57, 58, 85, 173, 200, 214].

Так, на прикладі модельних водойм комплексної зеленої зони м. Львова за даними регресійного аналізу встановлено високодостовірні кореляції між видовим і ценотичним різноманіттям та деякими фізико-хімічними характеристиками води – прозорістю, вмістом розчиненого кисню, вмістом нітратів і нітритів (пряма залежність), а також вмістом хлоридів і сульфатів (обернена залежність) [46]. Як правило, низьким фітоценотичним різноманіттям відрізняються водойми житлових та промислових міських кварталів [200].

Аналіз характеристик вищої водної рослинності у різних за походженням групах водойм на території м. Києва дозволяє констатувати, що важливий вплив на стан розвитку угруповань макрофітів мають зміни гідрографічної мережі, пов'язані із трансформацією біотопів, у першу чергу літогенної основи водних об'єктів, що визначає фізичний простір для заростання та екологічної диференціації водних ценозів [5].

На представленість угруповань вищих судинних макрофітів у міських водоймах можуть впливати також зарості макрофітних водоростей, що формують на дні своєрідні перешкоди для заростання, – харових [173], а також – як наслідок тотального підвищення трофності води – зелених нитчастих [71, 86, 149].

Флористичне багатство фітоценозів та видовий склад. Більшість дослідників констатують збіднений видовий склад гідрофітоценозів у міських водних екосистемах [50, 57, 85, 86, 134, 173, 200, 214]. Це може частково пояснюватися невеликими розмірами водних об'єктів [50].

Суттєвими чинниками формування високого видового багатства водних і прибережно-водних фітоценозів є особливості гідрологічного режиму та морфології водних об'єктів (глибина, характер ґрунтів, прозорість води, наявність незатінених мілководь) [200].

Важливим фактором видового багатства фітоценозів в урбанізованих водних об'єктах є ступінь антропогенного впливу. Угруповання макрофітів у водоймах, що зазнають помітного антропогенного навантаження,

закономірно є флористично бідними та, як правило, не мають у своєму складі рідкісних видів [173].

Погіршення якості води зумовлює зменшення видового багатства та кількісної участі видів в угрупованнях, оскільки вплив забруднюючих речовин витримують лише найбільш толерантні види, які стають основою формування фітоценозів, інколи навіть максимально збіднених – дво- або одновидових [9, 52, 86, 129, 130, 134, 200].

Порушення водних екосистем шляхом зміни їх геоморфологічних і морфометричних параметрів також може спричинити збіднення флористичного різноманіття угруповань. Так, унаслідок розширення і поглиблення судоходних каналів та зведення комплексу захисних споруд у Невській губі та Курортному районі м. Санкт-Петербурга (Російська Федерація) відбулося зниження різноманіття, особливо помітне в угрупованнях занурених гідрофітів [71]. Навпаки, зі зменшенням глибини водойми багатство угруповань макрофітів може зростати, однією з причин чого може виступати краще прогрівання води [134].

Видова структура фітоценозів значною мірою залежить і від коливання рівня води [46]. Зокрема, зміна гідрологічного режиму урбанізованої річки через зарегулювання її греблею, що супроводжується прискоренням процесів заростання, обміління та антропогенного евтрофування, обумовлює перебудови ценотичної структури у напрямку появи формацій, характерних за своїм видовим складом для високоевтрофних вод [102].

Екологічні групи. Досить очевидні зміни в урбанізованих водних об'єктах відбуваються і в екологічній структурі угруповань макрофітів.

Умови урболандшафту і, зокрема, антропогенне порушення місцезростань водних рослин у першу чергу позначається на скороченні представленості угруповань занурених гідрофітів, а також укорінених гідрофітів із плаваючими листками [57, 82, 85, 200, 214, 244]. Так, у водоймах м. Томська (Російська Федерація) останні стали рідше траплятися, зокрема, через обміління міських озер внаслідок зниження рівня ґрунтових

вод, проведення меліоративних заходів, а також внаслідок механічного винищення водних рослин та зниження прозорості води [200]. А в озерах Мічігану зафіксована обернена залежність між проективним покриттям занурених макрофітів і німфеїд та густотою транспортної мережі й інтенсивністю міського типу землекористування [244].

Низька прозорість води є прямою причиною обмеженого поширення зануреної рослинності у водних об'єктах урбанізованих територій [71, 72, 80, 84, 109, 200, 176]. Крім того, бетонне одамбування берегів руслових ставків у поєднанні із щільними насадженнями дерев по схилах балок негативно позначається на синтаксономічній різноманітності та площах заростей зануреної рослинності [57].

Скорочення представленості рослинності вкорінених гідрофітів із плаваючими на поверхні води листками в умовах урболандшафту може відбуватися з кількох причин. Насамперед, це руйнування на міських територіях заплавлених гідроекотопів, що є характерними місцями існування таких видів і їх угруповань [2, 82]. Іншою ймовірною причиною є антропогенне механічне порушення донної поверхні водойм (через виїмку ґрунтів, накопичення на дні нездатних до розкладання відходів, руйнування берегів при будівельних роботах, прокладання шляхів уздовж берегів озер тощо), за якого стає неможливим формування пухких мулистих ґрунтів, сприятливих для зростання означених угруповань [200].

Натомість помітний розвиток отримують угруповання вільноплаваючих на поверхні води рослин, що свідчить про надмірну концентрацію біогенних речовин та інтенсивні процеси антропогенного евтрофування [57, 58, 85, 86, 152, 200]. Подібна реакція спостерігається, зокрема, й у складі заростей нижньої течії малої річки після акумуляції нею забруднення з урбанізованої території [206].

Повітряно-водна рослинність в урбанізованих водних об'єктах іноді безальтернативно репрезентує всю водну рослинність (коли угруповання справжньої водної рослинності не розвиваються) [51] або може відрізнятися

найвищим ценотичним різноманіттям серед інших екологічних груп [200]. Ценозоутворювачами виступають в основному високотравні гелофіти, тоді як угруповання низькотравних та середньо-високотравних видів представлені рідше [57, 85, 86].

Різке зменшення або відсутність ценозів повітряно-водних рослин часто є наслідком рекреаційного навантаження, наявності побутових відходів і промислових стоків, бетонування берегів [80, 84, 134, 200], зокрема, при великому куті схилу греблі [57].

Одним із провідних факторів, що (залежно від еколого-біологічних особливостей видів) впливає на екологічну структуру заростей макрофітів та в умовах урболандшафту може варіювати внаслідок антропогенного впливу, є глибина водойм і водотоків [72, 134, 200]. Так, на водоймах, які були трансформовані у кар'єри для добування піску, повітряно-водна рослинність типово формує вузьке обрамлення берегової лінії, у той час як угруповання зануреної рослинності майже не розвиваються внаслідок значних глибин [5, 112]. У вертикальній будові угруповань ВВР урбанізованих водних об'єктів констатується розрідженість або надмірний розвиток ярусів, зокрема, надмірний розвиток ярусу занурених рослин у заростях гелофітів [57]. Так, наявність *Ceratophyllum demersum* у ценозах інших рослин засвідчує погіршення водообміну та посилення процесів заболочування водойм [85].

Звичайними для урбанізованих територій є угруповання ВВР, видовий склад яких засвідчує переважання у міських водоймах антропогенних процесів евтрофікації та заболочування [82, 211]. Широке розповсюдження ценозів адвентивних видів, зокрема, угруповань *Elodeetum canadensis*, які подекуди займають майже всю товщу води стоячих водойм, може супроводжуватися витісненням ценозів аборигенних видів [50, 214] (за іншими даними, для адвентивного виду *Elodea canadensis* останнім часом є характерним зниження ценотичної активності [80] та представленості [148] в урбанізованих водоймах).

Отже, інтенсифікація урбанізаційних процесів супроводжується уніфікацією напрямів використання території та екологічних умов, які впливають на процеси формування рослинного покриву і його диференціацію [46].

Характеристики фітоценозів відображають загальний стан водойм та їх водозбірних територій. Урбанізовані водні об'єкти, що зазнають інтенсивного антропогенного навантаження, характеризуються найменшими кількісними і якісними показниками фітоценозів. Водні об'єкти із більшою екологічною ємністю, що обумовлена морфологічними, гідрологічними особливостями та сприятливим характером антропогенного використання акваторій і водозборів, відзначаються найвищими показниками різноманіття рослинних угруповань.

1.3. Зміни просторового розподілу водної рослинності

Рослинний покрив у водних об'єктах міст розподілений нерівномірно, що пов'язане, з одного боку, із їх морфологічними та гідрологічними особливостями [200], а з іншого, – із різними напрямками використання цих об'єктів [50]. Чи не найбільш помітні структурні зміни рослинності макрофітів в урбанізованих водних об'єктах спостерігаються у її просторовому поширенні по акваторії.

Тип заростей та їх поясний розподіл. Виділення переважаючого типу заростання, характерного для водних об'єктів у містах, є ускладненим через використання дослідниками різних класифікаційних підходів [74, 130, 196, 200]. Так, у малих техногенних водоймах м. Саратова (Російська Федерація) найбільш характерним є поясний тип заростання, при цьому у загальному випадку формується два пояси: перший – із рослинності гелофітів або гігрофітів, другий – із угруповань гідрофітів [74].

У водоймах м. Томська (Російська Федерація) класифікацію розміщення заростей проведено окремо для справжньої водної та повітряно-

водної рослинності. В угрупованнях справжньої водної рослинності переважає краєвий тип заростання [200], що у поєднанні із вузькою шириною заростей властиве водоймам із виразним антропогенним навантаженням [173]. Зокрема, для міських водойм житлових та промислових районів є характерною відсутність зони, утвореної угрупованнями гідрофітів укорінених із плаваючими листками, що є наслідком порушення водних місцезростань (у т.ч. формування непридатних для зростання субстратів). В угрупованнях гелофітів зафіксовано переважно бордюрний тип розподілу заростей – у вигляді вузької розірваної смуги, що обумовлене механічним знищенням фітоценозів у результаті рекреаційного та господарського використання водойм [200].

У ряді випадків, зокрема, й при порушеннях гідрологічного режиму водних об'єктів, відзначено можливість заростання урбанізованих водойм не лише у напрямку від берегів, але і з центральних частин акваторії [102, 200], що не є характерним для перебігу природної сукцесії рослинних угруповань [149, 199].

Отже, поясний розподіл рослинних угруповань по акваторії визначається не тільки морфологічними особливостями та гідрологічним режимом водойм, але й характером антропогенного впливу [200]. Спостерігається загальна тенденція до фрагментації заростей та спрощення їх поясної структури.

Площі заростей різних екологічних груп. Антропогенний вплив на водні об'єкти урбанізованих територій може спричинити кількісні диспропорції у розподілі рослинності макрофітів різних екологічних груп.

Так, динаміка екологічної структури рослинних угруповань водойм м. Томська за відношенням до зволоження засвідчує зміни у напрямку збільшення площ фітоценозів прибережно-водних, болотних, болотно-лучних місцезростань та скорочення площ угруповань справжньої водної рослинності [200]. За приблизними підрахунками, серед водойм м. Києва на частку повітряно-водної рослинності припадає майже половина площі усіх

заростей, тоді як на частку зануреної – близько 30% [152]. На прикладі водойм м. Києва також було встановлено, що домінування угруповань гелофітів у складі зони заростей (близько 95% їх площі) асоціюється із невисоким ценотичним різноманіттям ВВР (3–5 угруповань), сформованим найбільш розповсюдженими видами, та є характерним для водойм із найвищим антропогенним впливом [85, 86]. Важливими факторами, що сприяють розширенню площ угруповань прибережно-водної рослинності (гелофітів та гірогелофітів) на урбанізованих територіях, є антропогенне уповільнення водообміну, обміління та евтрофування водних об'єктів [71, 85, 86, 173, 200], що прискорюють перебіг природних сукцесійних процесів у напрямку поступового заболочування [199].

Водночас, комплексний вплив урбанізованого ландшафту за участю деяких вище зазначених факторів може спричинити прямо протилежний ефект. Так, багаторічні спостереження за площами поширення угруповань очерету у водах, що потрапляють до зони впливу м. Берлін (Німеччина), зокрема, річок Шпрее і Гафель, показали, що за період із 1944 по 2005 рр. втрачено близько 2/3 вихідної кількості заростей [257]. Серед імовірних причин цього факту дослідники відзначають конкретні напрямки антропогенного тиску, обумовлені функціонуванням великого міста, що діють як безпосередньо на зарості (механічне руйнування), так і на абіотичні умови їх існування (ерозія піщаних мілководь, евтрофування, зміна гідрорежиму): комерційне судноплавство (будівництво фарватеру та хвильовий вплив плавзасобів), облаштування причалів та місць для рекреації (проходи, тропи), збагачення води біогенними речовинами (посилений ріст стебел та ослаблення механічних тканин; масове поширення нитчастих водоростей та пов'язаний з цим жорсткий механічний і токсичний вплив на травостій очерету), порушення гідрологічного режиму річок та їх заплав (зниження рівня води внаслідок зарегулювання русел та виснаження підземних водоносних горизонтів на прируслових територіях), інтродукція водних тварин-фітофагів (ондатри, канадської гуски тощо) [268].

Крім того, заростання водойм в умовах урбосередовища може відбуватися за рахунок підвищення ролі угруповань вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів [58]. Ці рослини володіють рядом екологічних властивостей, що підвищують їх конкурентноспроможність в умовах інтенсивного антропогенного впливу: 1) не маючи безпосереднього зв'язку із субстратом, можуть поширюватися на значні глибини; 2) безперешкодно поглинаючи світло та споживаючи кисень із повітря, менше залежать від фізико-хімічних умов водного середовища порівняно із зануреними рослинами; 3) тісно пов'язані із вмістом у воді біогенних елементів, які поглинаються ними безпосередньо всією поверхнею тіла (виявлена позитивна кореляція між часткою вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів, площею заростання та вмістом у воді фосфатів) [200].

На просторове поширення угруповань занурених макрофітів визначальний вплив має величина прозорості води, яка може знижуватися внаслідок днопоглиблюваних робіт, провокуючи скорочення площ підводних фітоценозів [71, 72, 83, 109, 176, 200]. Однак із припиненням цих втручань та подальшим зростанням рівня трофності води занурена рослинність може відновлюватися насамперед за рахунок масового розростання угруповань нитчастих водоростей, які конкурують за життєвий простір із вищими рослинами [66]. Крім того, скорочення заростей зануреної рослинності може спостерігатися внаслідок бетонного одамбування берегів руслових ставків разом із щільними насадженнями дерев по схилах балок [57].

Переважання площ справжньої водної рослинності (60–78% від загальної площі заростей) може розглядатися як ознака інтенсивних процесів замулювання водойм [85, 86].

Ступінь заростання акваторії. Вважається, що для стабільного функціонування прісноводної екосистеми ступінь заростання акваторії макрофітами має перебувати у межах 15–20% [178]. Згідно інших даних, найбільш сприятливим фактором для формування хорошої якості води при достатньому водообміні є заростання акваторії до 30–40% [27]. Аналіз

наявних даних просторового поширення макрофітної рослинності в урбанізованих водних об'єктах показує, що показник заростання їх акваторій далеко не завжди потрапляє у межі інтервалу відомих оптимальних значень [9, 74, 85, 86, 102, 112, 134, 196].

Для багатьох міських водних об'єктів характерним є надмірне та інтенсивне заростання акваторії. Цьому, зокрема, сприяють часто невеликі розміри таких об'єктів та їх незначні глибини [134]. Так, серед малих техногенних водойм м. Саратова (Російська Федерація) 81% об'єктів належать до сильно зарослих [74]. У ставках ботанічного саду м. Самари (Російська Федерація) за двадцять років спостережень ступінь заростання змінився від 10% до 48–54%, що обумовило накопичення осадів за рахунок макрофітів до 10 мм на рік [196]. Висока інтенсивність розкладу органічної маси в таких умовах стає причиною евтрофікації водойм та їх подальшого заростання і замулення навіть без урахування додаткових зовнішніх факторів [134]. Посиленню означених процесів у міських ставках можуть сприяти дренажні надходження зі схилів долини, зливові стоки з автошляхів [57] тощо. Надмірне поширення заростей макрофітів в урболандшафті може бути пов'язане із порушенням гідрологічного режиму водотоків і водойм. Так, зарегулювання р. Березівка (м. Воткінськ, Російська Федерація) спорудженою у 1980-х рр. земляною греблею, що перетворила гирлову ділянку річки на водойму із уповільненим водообміном, за період спостережень із 2002 по 2009 рр. обумовило збільшення ступеню заростання угрупованнями макрофітів від 60% до 95–97% площі акваторії [102]. Подібний ефект підвищення інтенсивності заростання був зумовлений порушенням водообміну у старичній водоймі Сінна Кур'я через її штучну ізоляцію від русла р. Томі (м. Томськ, Російська Федерація) [200].

У ряді випадків антропогенного впливу на екотопи водної рослинності (днопоглиблення, кар'єрні роботи, забруднення води та підняття анаеробного шару у гіполімніоні тощо) або безпосередньо на її зарості (рекреація, надмірна окультуреність паркових і технічних водойм і т. ін.) водні об'єкти

на територіях міст можуть заростати недостатньо, зазнавати скорочення площі зони заростей або взагалі не мати розвиненого рослинного покриву [46, 49, 112, 214, 265]. Зокрема, структурно-просторовий аналіз рослинності міських озер Мазурського приозер'я (Польща) дозволив виділити такі риси заростання антропогенних озер, змінених під впливом антропопресії: зниження частки зони заростей у загальній площі літоралі, зменшення максимальної глибини поширення рослинності (до 0,7–1,0 м), фрагментація заростей від суцільної смуги до окремих куртин [214]. Недостатність розвитку, а тим більше повна відсутність угруповань макрофітів у таких водоймах не дозволяє їм позитивно впливати на якість водного середовища подібно до того, як це відбувається у природних водоймах.

Отже, надмірне та недостатнє заростання акваторій міських водойм слід розглядати як порушення рівноваги їх екосистем, провідну роль у якому відіграє антропогенний фактор. Кількісний розвиток макрофітів та характер їх розподілу по акваторії тісно залежить від природно та антропогенно детермінованих морфометричних, гідрологічних, гідрохімічних особливостей водних об'єктів та характеру використання їх людиною, а також у свою чергу впливає на процеси формування якості води.

1.4. Зміна продукційних показників

Одними з важливих структурно-функціональних параметрів вищої водної рослинності, що чутливо реагують на прояви антропогенного впливу, є показники її біомаси та продукції. У літературі представлено обмаль даних по продукції макрофітів в умовах урболандшафту, що відображає загальну тенденцію розвитку цього аспекту гідроботанічних досліджень [157].

Хімічний склад води і насамперед вміст у ній неорганічних форм біогенних елементів є провідним чинником продукційної активності макрофітів. Вихідним продукційним параметром, що може підлягати аналізу, є фітомаса угруповань різних екологічних груп.

При підвищенні вмісту біогенних речовин надземна фітомаса ряду угруповань справжньої водної рослинності може зростати. Відомо, що помірне антропогенне евтрофування на тлі природного рівня трофності води сприяє розвитку зануреної рослинності. Так, при обстеженні урбанізованих водойм м. Томська (Російська Федерація) виявлено позитивну залежність між повітряно-сухою масою угруповань справжньої водної рослинності і вмістом у воді аміаку та нітратів [200].

Негативний вплив на поширення, структурну різноманітність та продукційні характеристики угруповань зануреної рослинності провокує забруднення води внаслідок днопоглиблювальних робіт та пов'язане з цим зростання каламутності. Структура угруповань гідрофітів (у т.ч. максимальна біомаса в укосах) досить оперативно реагує навіть на короточасне забруднення водного середовища зниженням досліджуваних показників [71].

Угруповання повітряно-водної рослинності є основними продуцентами надземної фітомаси багатьох міських водойм [71, 86, 200, 178]. Структурні показники водних заростей очерету (довжина і середня маса одного пагону, щільність просторового розміщення пагонів, фітомаса угруповань) від короточасного забруднення змінюються менш помітно, ніж у зануреної рослинності [71]. Вища продуктивність очерету звичайного спостерігається у порівняно глибоких міських водоймах [52, 134], а також при посиленні антропогенного евтрофування [109, 176, 178]. Так, для урбанізованої водойми Сестрорецький Розлив (Курортний район м. Санкт-Петербурга, Російська Федерація), що упродовж приблизно двадцяти років спостережень характеризується досить стабільною екосистемою із майже незмінними площами заростання вищою водною рослинністю і малопомітними змінами співвідношень площ окремих ценозів, відмічено суттєве збільшення середніх значень фітомаси деяких гелофітних угруповань станом на 2002–2004 рр. [176, 178] у порівнянні з даними початку 1980-х рр. [109], зокрема, очерету звичайного – в 1,7 разів, комишу озерного – в 1,8 разів (у перерахунку на абсолютно-суху масу), що може пояснюватися реакцією цих едифікаторних

видів на посилення антропогенного евтрофування. Примітно, що у ретроспективному дослідженні [109] теж акцентується увага на активізації цього процесу, який на той момент мав більш локальний характер і знайшов вияв у збільшенні (у порівнянні із середніми даними по водоймі) фітомаси очеретяних, хвощових, стрілолистових, плаваючордесникових та деяких інших рослинних угруповань біля західного берега та у гирлах впадаючих річок – саме тих ділянок водозбірної площі, що зазнають урбанізації ландшафту. На користь цього припущення свідчить також і факт зменшення в сучасний період фітомаси хвоща річкового (приблизно в 1,2 раза), якому властиве зниження життєвості популяцій при критичному посиленні антропогенного евтрофування водойм [140].

Зміни продукційних параметрів макрофітів зафіксовані і в екосистемах ветландів, що зазнають впливу урбанізації. Так, на ділянках, куди надходили талі води із автостради, спостерігалось спрощення структурних показників угруповань та зниження їх біомаси [263]. Навпаки, підвищені концентрації біогенних елементів, що містилися у складі стічних вод, спрямовуваних на ветланди для доочистки, стимулювали підвищення інтенсивності заростання у повітряно-водної рослинності, а біля місць безпосереднього скиду стічних вод фіксувалося зростання довжини пагону та біомаси рогозу [287].

Показники фітомаси основних угруповань міських водойм можуть варіювати у широких межах, що, вочевидь, пов'язане із антропогенною трансформацією місцезростань. Так, у водоймах м. Києва повітряно-суха фітомаса угруповань *Phragmites australis* коливалася у межах 0,607–3,36 кг/м² (в середньому 2,09 кг/м²), *Glyceria maxima* – у межах 0,53–0,71 кг/м² (в середньому 0,62 кг/м²), *Typha angustifolia* – в інтервалі 0,552–0,8 кг/м² (в середньому 0,68 кг/м²) [86].

Продукційні дані по різних міських водоймах, зокрема, щодо річної продукції макрофітів [196], а також запасів фітомаси домінуючих видів і рослинності загалом [86], є складно співставними, зважаючи на нетотожність використаних величин, а також різні розміри водойм і неоднаковий розвиток

у них зони заростей. Для можливості адекватного порівняння характеру продукційного процесу у різних водних об'єктах, у т.ч. й урбанізованих, очевидно, доцільним є використовувати питомі показники, наприклад, запасу фітомаси чи його енергетичного еквіваленту, віднесених до одиниці площі акваторії або зони заростей. Зокрема, відомо, що для формування хорошої якості води біомаса рослин має не перевищувати значення 1,5 кг повітряно-сухої речовини на 1 м² заростей [27].

Таким чином, провідне значення для формування фітомаси угруповань макрофітів у водних об'єктах урбанізованих територій має надходження підвищених концентрацій біогенних речовин із порушеного водозбору, що чинить переважно стимулюючий ефект, а також різноманітних забруднень внаслідок різних форм антропогенного впливу на акваторії, що здатне спричинити ефект пригнічення.

Висновки. Отже, структурні показники ВВР урбанізованих водних об'єктів на пострадянському просторі вивчалися у містах Російської Федерації (Глазов, Іжевськ, Омськ, Самара, Санкт-Петербург, Саратов, Томськ тощо), а в Україні – на території міст Києва та Львова. При цьому флористичні показники (на противагу ценотичним або продукційним) вивчені порівняно краще.

Найвагоміший вплив на розвиток угруповань макрофітів в умовах міського середовища мають трансформація природної гідрографічної мережі, зміна геоморфологічних параметрів водойм і водотоків, їх гідрологічного та гідрохімічного режимів, а також рекреація.

На сучасному етапі потребують методологічного доопрацювання проблеми кількісного вимірювання ступеню урбанізації ландшафту та градації відповідного йому антропогенного впливу на екосистеми міських водойм і водотоків та їх рослинний покрив, а також питання уніфікації підходів до вивчення ВВР різнотипних водних об'єктів у містах (обсяг водної флори, тип і ступінь заростання акваторій, показники продукції тощо) для можливості адекватного співставлення отриманих даних.

РОЗДІЛ II.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Фізико-географічна характеристика району досліджень

Полігонами для дослідження ВВР виступили водні об'єкти на території Полтави – адміністративного центру Полтавської області і Полтавського району. Місто займає площу 103,53 км² [33] та нараховує 283,7 тис. жителів (станом на 01.01.2020 р.) [215]. Таким чином, щільність населення на території міста становить у середньому 2741 особу на км².

За схемою комплексного природного районування України, місто належить до східної частини фізико-географічної області Полтавської рівнини Лівобережно-Дніпровської лісостепової провінції Східноєвропейської рівнинної країни. Географічні координати центру міста 49°15'15" пн. ш. і 34°33'07" сх. д. [33].

Рельєф і геологічна будова. Місто Полтава знаходиться на Східно-Полтавській рівнині у межах Східно-Європейської рівнини. У геоморфологічному відношенні територія міста складається із двох частин – підвищеної, приуроченої до вододільного плато, та зниженої, що розташована у річковій заплаві Ворскли.

Більша, західна частина міста розміщена на порівняно високому вододільному плато, що називається Полтавським і підноситься на 150–158 м над рівнем моря. На території Полтави плато знижується із північного заходу на південний схід, а у східній частині міста круто обривається у бік Ворскли. По краю (на 1,5–6 км завдовжки) плато порізане густою сіткою широких балок та глибоких ярів, більшість яких відкривається у долину р. Ворскла. Таким чином, правий високий корінний берег Ворскли розчленований на ряд «гір», або виступів, що простяглися з півночі на південь, заввишки в середньому 30–45 м – до 60–65 м. Інститутську гору від Іванової гори відділяє балка Південна Тарапунька, а від Кобищанської гори – Кобищанська (Нижньомлинська) балка [33, 66, 104].

Менша, східна і північно-східна частина міста (мікрорайони Поділ, Левада, Дублянщина, Лісок) приурочена до заплави і надзаплавних терас Ворскли. Ця низинна частина із абсолютними висотами 85–100 м займає менше третини території Полтави [33, 66].

Заплава р. Ворскла біля Полтави має ширину 3–4 км, абсолютну висоту 82–84 м, відносну висоту 1–3 м. На лівому березі Ворскли піднімаються малопомітними уступами ще три надзаплавні тераси. Перша з них у районі досліджень має ширину 4–5 км, висоту над рівнем моря 90–95 м і над рівнем Ворскли 9–14 м; друга завширшки 2–5 км, з абсолютною висотою 98–100 м і відотною висотою 15–17 м; ширина третьої надзапавної тераси 4–15 км, висота над рівнем моря 100–115 м і над рівнем річки 30–35 м [104]. Зі сходу місто обмежене долиною р. Коломак поблизу її гирла [33, 66].

В геоструктурному відношенні територія Полтави приурочена до осової частини синклінорію Дніпровсько-Донецької западини (так званого Доно-Дніпровського грабену) [33], а тому зберігає основні риси будови цієї западини, доповнені деякими локальними особливостями [73]. Основні риси природного комплексу території були сформовані в антропогеновий період, особливо за його більшу частину – плейстоцен – епоху поширення материкових льодовиків. Антропогенові відклади плато утворені здебільшого продуктами розвіювання льодовикових і водно-льодовикових відкладів – лесовидними суглинками потужністю 10–70 м [33, 104].

Розчленованість рельєфу міста сприяє розвитку ерозійних процесів, що призводять до замулення річок, змиву родючого ґрунтового шару та загального зниження родючості ґрунтів [119].

У процесі урбанізації рельєф території постійно змінюється відповідно до потреб розвитку міста. Основною тенденцією у зміні міського рельєфу можна вважати його вирівнювання, пов'язане із плануванням території у процесі підготовки ділянок під будівництво. Вплив процесів сучасного рельєфоутворення на території міста неможна оцінити однозначно. Зменшення крутизни схилів та перепаду висот завдяки вирівнюванню

уловин та ярів, планування та налив ділянок під будівництво знижує енергію силових та ерозійних процесів. З іншого боку, при цьому зменшуються дренажні можливості території, змінюються природні зони розвантаження підземних вод, що призводить до формування верховодки на місцевих водотривах, підвищення рівня ґрунтових вод та підтоплення території. Нерідко у ярах утворюються несанкціоновані звалища, які є джерелами забруднення прилеглої території [66].

Клімат Полтави зумовлений її географічним положенням. Згідно *кліматичного районування* [228], місто приурочене до Атлантико-континентальної Європейської помірно-вологої помірно-теплої області помірного кліматичного поясу. Висота схилення Сонця над горизонтом змінюється від 62,7° (22 червня) до 16,6° (22 грудня), а тривалість світлового дня – відповідно від 16,1 до 8 годин [33]. Середня фактична тривалість сонячного сяяння складає 2050 годин на рік [23]. Величина сумарної сонячної радіації становить 96 ккал/см² за рік [33]. На частку прямої радіації припадає 79%; частка розсіяної радіації становить 21%. Влітку близько 20% сонячної радіації відразу відбиває земна поверхня (альбедо). Взимку величина альбедо сягає 45–56%. Більшу частину сонячної енергії поверхня міста отримує в теплий період року, в основному упродовж другої половини весни, в літні місяці та на початку осені. Радіаційний баланс території в середньому за рік є додатнім, а протягом зими – від’ємним [23].

За період із 1991 по 2011 рр. середня місячна температура повітря у Полтаві становить: для січня –4,2°C, для липня +21,6°C; середньорічна температура повітря за той самий період склала +8,5°C. Порівняно із показниками середини ХХ століття у Полтаві спостерігаються температурні зміни, обумовлені посиленням впливу Атлантики і Середземномор’я. Зазвичай, найтеплішим місяцем року на Полтавщині був липень, але починаючи з 2004 р. найбільш теплим частіше є серпень. Починаючи з 2001 р., найхолоднішим місяцем частіше є лютий. Це вказує на те, що річний хід температур по місту Полтава та Полтавській області в цілому

стає більш схожий на такий для територій із кліматом, перехідним до морського (змінюється у напрямку зменшення континентальності) [23].

За даними метеостанції м. Полтави, протягом періоду спостережень із 1991 по 2011 рр. середня річна *кількість атмосферних опадів* становить 572 мм, із яких найбільш значна частина (32%) припадає на літо. Найбільш вологий місяць – червень (71 мм), а найбільш сухий – лютий (33 мм). У середньому за рік у місті спостерігається 143 дні з опадами; найменше їх (9) у серпні, найбільше (18) – у грудні. За останній період розподіл атмосферних опадів по сезонах став більш рівномірним (змінився у напрямку зменшення континентальності) [23].

Показники випаровуваності в середньому на 1/3 перевищують показники річної кількості опадів. Тому зволоження характеризується як нестійке та недостатнє. Сухі і жаркі літа чергуються з вологими і прохолодними. Середня тривалість безморозного періоду – 171 день, опалювального сезону – 187 днів, стійкого снігового покриву – 89 днів (середня із найвищих за зиму висота снігового покриву 19 см). Промерзання ґрунту в середньому становить 68 см [33].

Отже, протягом останнього століття можна констатувати деяке покращення агрокліматичних умов у м. Полтава, що пов'язане із зростанням середніх показників температури повітря та атмосферного зволоження.

Вітровий режим. Полтава розташована у смузі високого атмосферного тиску, північніше якої панує західний переніс повітряних мас і циклональний тип погоди, а південніше – східний переніс і антициклоніальний тип погоди.

Чітко вираженого панування вітрів одного із румбів немає. Дещо переважають вітри східного (14,2%) та північно-східного (14%) румбів. Значною є тривалість штилів, днів із туманами (в середньому – 62, максимум – 82). Повторюваність припіднятих інверсій температур (у травні–вересні – до 70–80%) створюють передумови для високої концентрації у повітрі викидів промислових підприємств і транспорту) [33].

Мезоклімат міста формується під впливом підстилаючої поверхні, що залежить від щільності і характеру забудови та антропогенного впливу. Забруднення повітряного середовища так само призводить до мезокліматичних змін складових теплового балансу у порівнянні із позаміськими умовами [119].

Порівняння кліматичних характеристик міста (дані агрометеостанції Полтава, північна частина міста) та його околиць (дані авіаційної метеостанції Полтава, 15 км на захід від центру міста) показало, що місто тепліше узимку в середньому на $0,5^{\circ}\text{C}$, а влітку – на $0,3^{\circ}\text{C}$.

У місті частіше спостерігається вітер із незначною швидкістю, в той час як за містом збільшується повторюваність вітру зі швидкістю понад 3 м/с. Взимку у місті відмічається деяке збільшення кількості опадів та числа днів із ними. Влітку кількість днів із опадами однакова як у місті, так і поза містом [119].

Гідрографія. Особливі орографічні й гідрологічні умови на території міста Полтави, розташованого на широкому плато підвищеного правого берега р. Ворскли, перерізаного ярами й долинами малих ворсклянських приток, обумовлюють значне різноманіття об'єктів його гідрографічної мережі. За останніми даними [66], для території міста Полтава та його околиць наводиться 102 водних об'єкти² різного типу, із них:

- 76 водойм із загальною площею водного дзеркала 846,7 тис. м², серед яких за походженням переважають ставки руслового типу, побудовані при загаченні малих водотоків, а також ставки-копанки, споруджені у заплавах; середня річка Ворскла (перетинає територію Полтави на сході) та її ліва мала притока Коломак (протікає уздовж південно-східної межі міста, а на південній околиці впадає у Ворсклу);
- понад 20 малих річок, струмків і тимчасових водотоків загальною довжиною близько 21 287 м, які повністю або частково формують водозбори

² Реальна кількість водних об'єктів є більшою, але не всі з них мають номери у міському реєстрі [66].

своїх басейнів на території міста і є правими притоками (переважно першого порядку) річки Ворскла (найбільші – Тарапунька, Чорна, Очеретянка, Вільшана, Рогізна; більшість найдрібніших водотоків не мають назв). Загальна густота руслової мережі на території міста становить приблизно 293 м/км². Поверхня акваторій водойм займає близько 0,8% території всього міста, а включаючи міську частину р. Ворскла – приблизно 1,5% [191].

Природні водойми приурочені до системи річок Ворскла (мікрорайони Дублянщина, Вороніна, Крутий берег, Вакуленці) та Коломак (мікрорайони Лісок, Климівка, селище Залізничників) і представлені в основному старицями, невеликими заплавними озерами та болотами, що через значні трансформації заплав на урбанізованій території здебільшого ізольовані від основної річки чи зберігають із нею слабкий постійний або тимчасовий гідравлічний зв'язок. Переважна більшість заплавних водойм піддається активним процесам заболочування, їх акваторії майже всуціль заростають водною та прибережно-водною рослинністю.

Найбільша кількість штучних водойм зосереджена у басейнах малих річок Тарапунька (ставки Полтавського міського парку (дендропарку), ставки по вул. Яківчанській, малі водойми по пров. Мясоедова, ставки на території агробіостанції ПНПУ імені В.Г. Короленка), Вільшана (ставки Пушкарівської балки та Горбанівського масиву), Чорна (ставки Парку Перемога, ставки на території садиби-музею Панаса Мирного, в районі вул. Тобілевича та Лесі Українки). Точний час побудови більшості ставків невідомий, деякі з них реконструйовані із невеликих водойм, що існували на міських та приміських землях ще із губернських (XIX ст.) часів. Відомо, що станом на 1900 р. у місті налічувалося 10 ставків [191].

Переважання ставків руслового типу пов'язане із розташуванням їх у системах каскадів. Найбільшими каскадами ставків (за кількістю водойм та сумарною площею їх акваторій) на території м. Полтави є системи водойм на околицях Рибці (водойми рибницького та рибальського призначення),

каскади Пушкарівської балки, Горбанівського масиву і дендропарку (водойми переважно декоративного та рекреаційного призначення).

Водойми кар'єрного типу не чисельні (усього 3 об'єкти), але мають порівняно великі розміри. Їх виникнення пов'язане із гідротехнічною рекультивацією кар'єрів – глиняного (колишній кар'єр Щемилівського цегельного заводу у районі вул. Сосюри, ізольований від водотоку) та піщаних, обумовлених наміванням піску для розбудови нових мікрорайонів (селища Лісок у заплаві р. Коломак та перспективного мікрорайону Левада-2 в урочищі Жемчужному, заплава р. Ворскли). Дві останні водойми мають невеликий час існування (з кінця ХХ – початку ХХІ століття), значні глибини (до 17 м), гідрологічний зв'язок із основним руслом та відрізняються слабким ступенем заростання вищою водною рослинністю.

Ґрунти. Полтава розташована у смузі чорноземних ґрунтів. На території міста та його околиць зустрічаються також ґрунти різних типів: чорноземи, темно-сірі, ясно-білі та сірі лісові ґрунти Лісостепу, що пов'язане із стародавніми центрами розселення рослинності, алювіальні суглинисті ґрунти, що сформувалися у результаті дії текучих вод, а також торф'яно-болотні та лучно-болотні, пов'язані із близьким стоянням ґрунтових вод. Відомо, що у складі чорноземів м. Полтави міститься до 6,5% гумусу [33, 66, 104]. Підґрунтом чорнозему, а також сірих і темно-сірих лісових ґрунтів Лісостепу є лес, який досягає часто значної потужності. Заплава Ворскли вкрита алювіальними ґрунтами річкового та яружного типу. У заплаві також трапляються лучно-болотні та торф'яно-болотні ґрунти. Ґрунти заплави часто чергуються із поширеними тут пісками [33, 104].

Таким чином, ґрунти території Полтави відзначаються великою різноманітністю, більшість із них є генетично родючими, що в останні десятиліття помітно нівелюється посиленням антропогенного тиску. Для сучасної території міста характерними є так звані техноземи – ґрунти, створені людиною у процесі рекультивації тих чи інших об'єктів або

господарського освоєння ділянок землі. Повнопрофільні ґрунти можуть зберігатися у місті у зоні старих паркових насаджень [66].

Рослинність. Полтава розміщена на межі двох геоботанічних зон: Лісостепу і Степу. За геоботанічним районуванням (1977) [31], місто входить до складу Дикансько-Котелевського (Ворсклянського) геоботанічного району, Роменсько-Полтавського геоботанічного округу, Лівобережно-Придніпровської підпровінції, Східноєвропейської провінції Європейсько-Сибірської Лісостепової області.

В минулому Полтавське плато заростало густими дубовими лісами, які згодом були майже повністю вирубані. На сьогодні широколистяні плакорні ліси фрагментарно збереглися на околицях та передмістях Полтави: у західній частині міста – Гришкин ліс; у північно-західній частині – Яківчанський ліс (у складі парку-пам'ятки садово-паркового мистецтва «Полтавський міський»), у південній частині – Розсошенський масив (складова ботанічного заказника), у південно-західній частині – Горбанівський ліс. Провідною породою цих лісів є дуб звичайний, із яким у верхньому ярусі співдомінують клен гостролистий, липа серцелиста, ясен високий, в'яз; підлісок формується переважно із клену польового, ліщини, бруслини, крушини, на узліссях трапляються терен, глід та інші чагарники [104].

На заплаві лівого берега Ворскли частково збереглися вільшняки, для яких у трав'янистому ярусі є специфічним ряд папоротей. На пісках другої тераси лівого берега поширені сосново-дубові та дубово-соснові ліси, а також чагарникові зарості ближче до правобережного плато. У зв'язку із високим ступенем антропогенної трансформації ґрунтово-рослинного покриву значні площі сьогодні зайняті рудеральною рослинністю [33].

Природні ландшафти. Західна підвищена платоподібна частина сучасної Полтави розташована на місці ландшафтів широколистяно-лісового підтипу (з переважанням кленово-липово-дубових лісів на темно-сірих лісових середньосуглинкових) ґрунтах. Східна знижена частина Полтави,

розташована у долині Ворскли, представлена ландшафтами заплави та надзаплавних терас. На заплаві ближче до корінних схилів сформувалися інтразональні ландшафтами алювіальних низовин переважно із солонцюватими луками, в комплексі із заплавами лісами, низинними болотами та старичними озерами [24].

У зв'язку із високим рівнем господарської освоєності території природні ландшафти у місті Полтаві майже не збереглися та переважно належать до антропогенних. У різних зонах міста, які визначаються за основними типами землекористування (історичний центр, сельбища, промислова, транспортна, зелена, рекреаційна, водогосподарська, приміська зони) ступінь перетворення природних елементів та концентрація техногенних об'єктів суттєво відрізняються [66]. Сьогодні міські антропогенні ландшафти у Полтаві помітно переважають: 37% площі міста займають селітебні території (мікрорайони, житлові та промислові квартали), 25% – зелені насадження всіх типів, 1,5% – штучні водойми [25].

Таким чином, у межах м. Полтави на сьогодні утворився складний урбанізований ландшафтний комплекс, який включає трансформовані залишки природних ландшафтів, різні типи антропогенних ландшафтів, ландшафтно-техногенні комплекси та окремі техногенні об'єкти.

2.2. Характеристика досліджених водних об'єктів

Відбір гідробіологічного матеріалу проведено у період 2011–2017 рр. на водних об'єктах різного типу території міста Полтави.

Об'єктами з уповільненим водообміном виступили 20 міських водойм, що різнилися за походженням, морфометричними параметрами, рівнем антропогенного навантаження: 14 ставків руслового типу, ставок-загата, 2 копанки, 2 заповнені водою кар'єри, стариця р. Ворскла (рис. 2.2.1).

При виборі типових об'єктів для дослідження нами були враховані критерії, виділені С.О. Афанасьєвим під час визначення модельних водойм із

понад 400 водних об'єктів м. Києва для проведення характеристики їх гідробіологічного стану, а саме: достатні розміри, відвідуваність міськими жителями, естетична значимість у міському пейзажі [5]. Крім того, ми керувалися критеріями достатньої представленості у водоймі вищої водної рослинності, а також загальної доступності водойми для гідробіологічних досліджень (вільний доступ до акваторії).

Загальні відомості про розташування досліджених водойм, їх морфометричні показники, прозорість води, напрямок господарського використання узагальнено у таблиці 2.2.1.

Номери водойм вживаються згідно реєстру водних об'єктів м. Полтави [66]. Морфометричні показники подано за матеріалами паспортизації водойм, проведеної обласним управлінням водного господарства «Полтававодгосп», а також власними даними, здобутими у польових умовах та у результаті опрацювання аерофотознімків міських водойм, отриманих за допомогою комп'ютерної програми Google Earth [114].

У якості *водойм проточного типу* обрано урбанізований відрізок р. Ворскли. Це – типова середня рівнинна річка, ліва притока Дніпра, із довжиною русла 464 км та площею басейну 14,7 тис. км², що бере початок на західних схилах Середньоросійської височини (Белгородська обл., Росія), тече по територіях Сумської та Полтавської областей (у межах Придніпровської низовини) і впадає у Дніпродзержинське водосховище [188].

В адміністративних межах м. Полтави знаходиться близько 9 км річища Ворскли. Максимальне розрахункове значення витрат води у районі Полтави складає 1036 м³/с. Русло на міській ділянці слабозвивисте, ширина його – 40–60 м, глибина – 2–4 м, висота берегів 2–3 м. Заплава у межах міста значно освоєна під житлову забудову (Крутий берег, Вакуленці, Левада) та сільськогосподарські угіддя. У рельєфі заплави помітні протоки-староріччя та старичні озера, ознаки штучного спрямлення русла. Стік води формується за рахунок снігового танення (60–80% річного стоку) та дощових паводків. Під час повені рівень води у Полтаві піднімався на 5–6 м над меженню.

Останні високі паводки спостерігалися у 1953, 1963 роках. Спорудження системи шлюзів і дамб на річці у районі сіл Деревки, Вакуленці, Нижні Млини сприяло значному зарегулюванню стоку річки та зникненню значних перепадів рівня води. У даний час більша частина ріки знаходиться в умовах слабкопроточного (швидкість течії 0,1–0,2 м/с), або підпірного, режиму. На Ворсклі у межах міста розташовано близько 10 різноманітних гідротехнічних споруд (три мостові переходи, ділянки берегоукріплення, водозабір, скиди стічних вод, переходи ЛЕП тощо) [191].

Для вивчення трансформації структурних показників макрофітів р. Ворскла під впливом урбанізації у районі м. Полтава нами було досліджено 25-кілометровий відрізок русла – від с. Кротенки за 5 км вище міста до с. Нижні Млини, розташованого на 5 км нижче міста. На відрізку було виділено 5 ділянок, що різнилися за ступенем впливу урболандшафту (вище міста, верхньоміську, середньоміську, нижньоміську та ділянку нижче міста), у межах яких розмістилося 11 станцій дослідження (рис. 2.2.2).

Оцінку ступеню урбанізації досліджених річкових ділянок проведено за комплексом факторів антропогенного впливу на русло та прибережну зону (у межах груп факторів рекреації, трансформації берегів та русла, гідротехнічного будівництва, впливу водного транспорту, забруднення води та прибережної зони, а також фітоінвазій) за спеціально розробленою бальною шкалою, згідно якої ділянка вище міста (еталонна) отримала 11 балів (низький рівень), верхньоміська ділянка – 17 (помірний рівень урбанізації), середньоміська – 22 бали (високий рівень), нижньоміська – 24 бали (високий) та ділянка нижче міста – 10 (дуже низький) (таблиці 2.2.2–2.2.3).

Виділення факторів антропогенного впливу проведене з урахуванням праць В.В. Купріянова (1977) [132], В.І. Щербака та Н.Є. Семенюк (2003, 2005) [223, 224], а також польового протоколу обстеження водойм, розробленого для країн Європи [293].



Рис. 2.2.1. Карта досліджених водойм на урботериторії Полтави:

- ставки руслового типу (№№ 1, 2, 9, 10, 12, 13, 14, 21, 42, 43, 61, 76, 105, 109);
- ставок-загата (№71);
- копанки (№№ 3а, 11);
- заповнені кар'єри (№№ 59, 103);
- стариця р. Ворскла (№104).

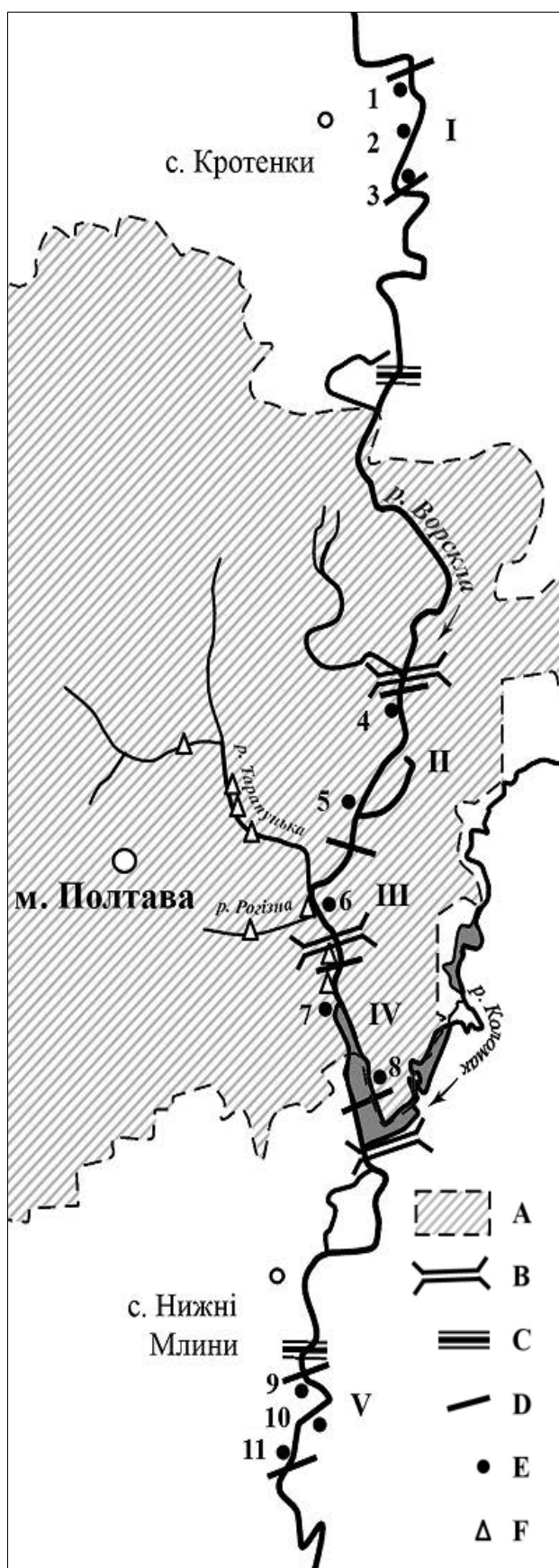
Таблиця 2.2.1. Загальна характеристика досліджених водойм м. Полтави

№ у міському реєстрі	Тип за походженням	Річкова система	Розташування	Площа акваторії, м²	Глибина, м		Прозорість за диском Секкі, см	Використання	Функціональна зона міста
					середня	максимальна			
10	руслловий став	р. Полтавка	Полтавський міський парк («дендропарк»)	3100	0,75	1,40	40	д/р	рекреаційна + зона садибної забудови
11	копань			2100	0,21	0,43	до дна	д	рекреаційна + зона садибної забудови
12	руслловий став			9400	1,10	1,86	50	д/р	рекреаційна + зона садибної забудови
13	руслловий став			19500	1,29	2,30	45	д/р	садибна забудова + с/г території
14	руслловий став			27300	1,48	2,44	55	д/р	садибна забудова + с/г території
71	руслловий став-загата			1100	0,26	0,50	до дна	д	садибна забудова + с/г території
3а	копань	стр. Рудьки	Агробіостанція ПНПУ («ботсад»)	700	1,9	2,7	40	д	садибна забудова
1	руслловий став	р. Вільшана	Пушкарівська балка	5000	1,4	2,5	50	д/р	багатоповерхова забудова
2	руслловий став			4900	1,5	2,7	45	д/р	садибна забудова
21	руслловий став			62000	1,9	4,0	40	д/р	багатоповерхова забудова
61	руслловий став			81300	1,7	3,8	30	д/р	садибна забудова + с/г території
9	руслловий став		Горбанівський масив	17600	1,0	1,7	50	д/р	садибна забудова
76	руслловий став			18750	1,5	2,0	45	п/п, д/р	промислова забудова
105 ³	руслловий став			4100	1,2	1,5	55	д/р	збудова промислова + багатоповерхова
109 ³	руслловий став			4200	3,5	4,0	85	д/р	промислова + садибна забудова
42	руслловий став			9200	3,5	4,0	40	д/р	садибна забудова
43	руслловий став	р. Чорна	парк «Перемога»	12000	3,7	4,5	35	д/р	садибна забудова
59	кар'єр	р. Коломак	мікрорайон Лісок	124000	5,6	8,8	30	д/р	рекреаційна + зона садибної забудови
103	кар'єр	р. Ворскла	урочище Жемчужне	40000	6,6	12,0	30	д/р	рекреаційна + зона садибної забудови
104 ³	стариця	р. Ворскла	мікрорайон Дублянщина	43800	2,2	6,5	120	д/р	рекреаційна + зона садибної забудови

Тип використання водойми: д – декоративне, д/р – декоративно-рекреаційне, п/п – протипожежне.

³ Номер водойми у міському реєстрі [66] відсутній.

Рис. 2.2.2. Карта-схема району досліджень на р. Ворскла:



A – урбанізована територія;

B – мости;

C – шлюзи-регулятори річкового стоку;

D – межі ділянок;

E – станції;

F – випуски зливової каналізації;

I–V – номери ділянок;

1–11 – номери станцій.

Таблиця 2.2.2

**Оцінка інтенсивності урбанізації на досліджених ділянках р. Ворскла
за кількістю проявів антропогенного впливу на русло та прибережну зону**

Показник антропогенного впливу		Прояв на ділянці (+/-)				
		I	II	III	IV	V
Рекреація:		4	6	6	6	5
- відпочинок на березі	• стаціонарний (пункти сервісу)	-	+	+	+	-
	• стихійний	+	+	+	+	+
- купання у воді	• організоване (пляжі)	-	+	+	+	-
	• стихійне	+	+	+	+	+
- рибальство	• із берега	+	+	+	+	+
	• із човна	+	+	+	+	+
	• підводне	-	-	-	-	+
Трансформація берегів:		2	3	5	4	2
- забудова	• садибна	-	+	+	+	-
	• багатоповерхова	-	-	+	-	-
	• промислова	-	-	+	-	-
- одамбування		-	-	-	+	-
- садівництво, городництво		+	+	+	+	+
- випасання		+	+	-	-	+
- автомобільні шляхи		-	-	+	+	-
Трансформація русла:		1	2	3	4	0
- підпір рівня		+	+	+	+	-
- спрямлення		-	-	+	+	-
- розширення		-	+	+	+	-
- днопоглиблення		-	-	-	+	-
Гідротехнічні споруди:		1	1	1	2	0
- мости залізничні		-	+	-	+	-
- мости автомобільні		+	-	+	+	-
Водний транспорт:		1	2	2	2	1
- весельні човни, катамарани		+	+	+	+	+
- моторні човни, гідроцикли		-	+	+	+	-
Забруднення води:		0	2	4	4	1
- випуски зливової каналізації		-	-	+	+	-
- скиди підприємств		-	-	+	-	-
- скиди очисних споруд		-	-	-	+	+
- стихійні побутові стоки		-	+	+	+	-
Засмічення акваторії та прибережної зони		-	+	+	+	-
Фітоінвазії:		2	1	1	2	1
- водні		+	-	-	+	-
- навколоводні		+	+	+	+	+
Кількість балів		11	17	22	24	10
Ступінь інтенсивності урбанізації		низь- кий	помір- ний	високий		дуже низь- кий

Таблиця 2.2.3

Шкала оцінки урбанізації ландшафту
(відносно впливу на водні об'єкти)

Кількість балів	Ступінь прояву урбанізації	Характеристика антропогенних факторів
1–5	урбанізація ландшафту відсутня	стихийний нерегулярний вплив, що може здійснюватися незалежно від відстані до населених пунктів (стихийний відпочинок на березі та у воді, різні види рибної ловлі)
6–10	дуже низький	стихийні і регулярні фактори впливу, пов'язані із близьким розташуванням до водного об'єкту населених пунктів, орієнтованих на виробництво аграрного типу (садівництво, городництво, випасання, водні та навколоводні фітоінвазії)
11–15	низький	стихийні і регулярні фактори впливу, пов'язані із розташуванням водного об'єкту у межах населеного пункту сільського типу, а також близьким розташуванням до міста (гідротехнічне будівництво, рух водного транспорту)
16–20	помірний	стихийні і регулярні фактори впливу, пов'язані із розташуванням водного об'єкту на периферії міської території (транспортні комунікації, точки обслуговування рекреантів, забудова переважно садибного типу)
21–25	високий	сукупність факторів впливу, пов'язаних із розміщенням та функціонуванням міської інфраструктури (збудова різного типу, меліорація заплави, трансформація русла, велика кількість джерел забруднення)
понад 25	дуже високий	сукупність факторів впливу, пов'язаних із розміщенням та функціонуванням інфраструктури мегаполісу (масштабні втручання у будову ландшафту, максимальна кількість антропогенних факторів у межах кожного напрямку впливу)

2.3. Методичні засади дослідження

Відбір гідробіологічних матеріалів вівся упродовж польових сезонів 2011–2017 рр. детально-маршрутним та напівстаціонарним методами згідно класичних підходів В.М. Катанської [108], Т.М. Дьяченко [61], відповідно до рекомендацій Школи з гідроботаніки «Гидрботаника 2003» [35], а також з урахуванням європейських методик дослідження водної рослинності [284], зокрема у річкових системах [255] та водоймах озерного типу [293].

Збір та гербаризація зразків вищої водної флори проводився згідно спеціальних методичних рекомендацій [136, 226]. Таксономічну структуру вищої флори встановлювали із застосуванням біноккулярного приладу МБС-10 на основі визначника судинних рослин України (Определитель..., 1987) [155], визначника мохоподібних України (Бачурина, Партыка, 1979) [16], а також спеціальних визначників флори водойм [137], ключів для складних систематичних груп водних рослин [158, 216] та ілюстрованих атласів [217, 241, 252]. Систематика і таксономія наведена за номенклатурним списком судинних рослин України (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999) [276], роду *Najas* L. – за «Определителем ...» (1987) [155], мохоподібних – згідно Чекліста моходібних України (Бойко, 2010) [19], макроводоростей – за довідником «Водоросли ...» (1978) [29].

Екологічну диференціацію флори досліджених водних об'єктів здійснювали на основі підходів В.Г. Папченкова (2003) [159] та О.Г. Лапірова (2003) [135], синантропний статус видів визначали згідно списку В.В. Протопопової (1991) [172]. Виділення екологічних типів рослин здійснене за В.Г. Папченковим (2003) і базується на градаціях шкали зволоження Л.Г. Раменського (Раменский и др., 1956) [174], що враховує приуроченість діапазону розподілу при максимальній рясності виду до різних частин градієнта [144]. Географічну структуру флори встановлено за хорологічними спектрами видів відповідно до їх зонального і регіонального положення та океанічно-континентальної приуроченості на основі ботаніко-

географічного районування земної кулі [275] та його адаптації для флори водойм України [59].

Кількісні співвідношення видів у фітоценозах (проективне покриття, частота трапляння) вивчалися за класичними методиками у викладі В.М. Понятовської (1964) [169]. Порівняння флористичного складу фітоценозів проводили із використанням індексів Жаккара (K_J) та Серенсена (K_S) [17, 221]. Індикаторне значення видів у фітоценозах встановлювали згідно монографії «Макрофиты-индикаторы» (1993) [140], індивідуальні індекси сапробності (S_i) – за відповідними списками [14, 262].

Класифікація вищої водної рослинності проведена за результатами обробки 432 геоботанічних описів. Синтаксони водної рослинності виділяли за еколого-флористичним методом із застосуванням програмного пакету TURBOWEG for Windows [258] та JUICE 6.3 for Windows [286]. Синтаксономічний склад рослинності встановлювали на основі класичного зведення Д.В. Дубини (2006) [55] із урахуванням підходів Л.М. Зуб та О.Л. Савицького (1998) [82], Г.А. Чорної (2013) [218], а також Н. Tomaszewicz (1979) [288].

Особливості просторового розподілу рослинності (поясність, ширина та глибина поширення заростей) у водних об'єктах вивчалися із весельного гумового човна за допомогою водяних грабель [108]. Вертикальну структуру рослинних угруповань (виділення ярусів водної рослинності) описували за схемою А.А. Корчагіна (1976) [124]. Картування водної рослинності вели на основі методик С.А. Грибової та Т.І. Ісаченко (1972) [43]. Обчислення площ угруповань та підрахунок ступеню заростання водойми проводили із застосуванням комп'ютерної програми Digimizer [114] до аерофотознімків водних об'єктів, отриманих за допомогою онлайн-сервісу Google Earth та дешифрованих у польових умовах.

Вивчення продукційних характеристик проводили на основі методу укосів надземної фітомаси ВВР у період максимального її розвитку (липень-серпень) на ботанічних майданчиках за допомогою розкладних дерев'яних

рамок площею 0,5 м² та 1 м² [61, 108]. За період досліджень взято і оброблено 287 укосів угруповань ВВР різних екологічних груп (зануреної, із плаваючими листками та повітряно-водної).

Запаси надземної фітомаси та продукційні показники обчислювалися із розрахунку на повітряно-суху масу водних рослин. Перерахунок повітряно-сухої речовини (ПСП) на абсолютно суху (АСР) проводили за формулою: $АСР = ПСП \times 0,93$ [123]. Для встановлення показників чистої річної продукції користувалися перевідним Р/В-коефіцієнтом зі значенням 1,2 [108, 121, 180, 181]. Для виразу продукції в органічній речовині значення АСМ множилися на коефіцієнт: у випадку повітряно-водної рослинності – 0,92, рослинності із плаваючими листками – 0,90, зануреної – 0,85 [123]. Частка карбону у складі органічної речовини прийнята за 46,4% [181]. Переведення в енергетичні одиниці здійснене з розрахунку: 1 г карбону еквівалентний 10 ккал, або 41,9 кДж [271].

Статистичну обробку даних проведено на основі рекомендацій В.І. Василевича (1969) [26] з використанням комп'ютерної програми Microsoft Excel 2013.

ФЛОРИСТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

3.1. Загальна характеристика флори та її порівняльно-структурний аналіз

Станом на кінець XX ст. у світі було зареєстровано 248 824 види вищих рослин [192], серед яких із водними та навколоводними екотопами пов'язано близько 1% світової флори [182]. У зведенні світової флори судинних водних рослин [243] наведено 2614 видів, а з урахуванням видів солонуватоводних місцезростань [182] – 2750. Серед покритонасінних рослин водними є близько 7,5% дводольних та приблизно 11% однодольних [270]. Для флори Європи вказується близько 400 видів судинних рослин, що пов'язані із водними або солонуватоводними місцезростаннями [238]. До флори України, за попередніми оцінками [59], належить 195 видів водних і прибережно-водних макрофітів.

Для конкретизації обсягу флори водних макрофітів відповідно до рекомендацій школи-конференції із водних макрофітів «Гидрботаника 2003» [35] прийнято розрізняти поняття *флора водного об'єкта* та *водна флора*. Флора водних об'єктів, згідно загальноприйнятого підходу [31, 159, 190, 194], розглядається як сукупність видів водних рослин і рослин, що заходять у воду, тобто таких, що зростають не лише у воді, але й на обсихаючих мілководдях та на березі у зоні тимчасового затоплення.

Відповідно до поставлених завдань дослідження для з'ясування флористичних показників ВВР як компоненту гідробіоценозу міських водойм нами безпосередньо вивчалася *водна флора* макрофітів. У розумінні В.Г. Папченкова (2003) [159], це сукупність видів справжніх водних (гідрофітів) і прибережно-водних рослин (гелофітів та гігрогелофітів), які є

найбільш залежними від стану водного середовища та можуть відображати екологічний стан водних екосистем і ті процеси, що у них відбуваються.

Систематичну структуру вищої водної флори водних об'єктів м. Полтави представляють 55 видів, що належать до 36 родів, 25 родин, 19 порядків, 5 класів, 4 відділів – *Briophyta*, *Equisetophyta*, *Polypodiophyta* (по 1 виду) та *Magnoliophyta* (52 види, або 94,5%), серед яких 15 видів (27,3%) дводольних та 37 видів (67,3%) однодольних [111] (таблиця 3.1.1).

Таблиця 3.1.1

**Систематична структура вищої водної флори
досліджених водних об'єктів**

Відділ, клас	Кількість		
	родин	родів	видів
<i>Briophyta</i>	1	1	1
<i>Equisetophyta</i>	1	1	1
<i>Polypodiophyta</i>	1	1	1
<i>Magnoliophyta</i>	22	33	52
<i>Magnoliopsida</i>	10	11	15
<i>Liliopsida</i>	12	22	37
Усього	25	36	55

Таким чином, кількісне співвідношення дводольних та однодольних складає приблизно 1:2, що є цілком типовим для гідрофільних флор [125, 131]. Судинні рослини представляють 54 види, що складає 72,9% від виділеної нами водної компоненти флори м. Полтави та околиць (74 види) [90], а також 49,5% від гідрофільної флори водойм Лівобережного Лісостепу (109 видів) [150].

Співвідношення кількостей родин, родів та видів визначає пропорцію даної флори у вигляді 1:1,44:2,2 і характеризує її як відносно молоду та малодиференційовану, що виявляється також у спектрах провідних родин та родів. Так, у шести провідних родин (таблиця 3.1.2) міститься 29 видів, або 52,7% всієї водної флори: *Cyperaceae* (8 видів), *Potamogetonaceae* (7), *Poaceae* (5), *Lemnaceae*, *Lentibulariaceae*, *Typhaceae* (по 3 види). Ще 7 родин містить по 2 види (25,5% водної флори), решта 12 родин є моновидовими і

формують 21,8% водної флори. Такий розподіл родин на рівні перших трьох рангових місць повністю відповідає водній флорі водойм м. Томськ [201], розташованого у підтайговій зоні, що підкреслює азональний характер водних флор та подібний характер їх формування в умовах урбосередовища. Якісний склад першої трійки родин (без рангової відповідності) співпадає із таким для гідрофільної флори м. Львів [46], а також флори водойм Лівобережного Лісостепу [150].

Таблиця 3.1.2

**Спектр провідних родин вищої водної флори
досліджених водних об'єктів**

Ранг	Родини	Кількість видів	
		абс.	%
I	<i>Cyperaceae</i>	8	14,5
II	<i>Potamogetonaceae</i>	7	12,7
III	<i>Poaceae</i>	5	9,0
IV–VI	<i>Lemnaceae</i>	3	5,5
	<i>Lentibulariaceae</i>	3	5,5
	<i>Apiaceae</i>	3	5,5
Усього		29	52,7

У спектрі родів (таблиця 3.1.3) провідними є 4, котрі представляють 18 видів, або 32,7% всієї водної флори: *Potamogeton* (7 видів), *Carex* (5), *Utricularia*, *Typha* (по 3 види); 5 родів є двовидовими (*Myriophyllum*, *Sium*, *Phragmites*, *Lemna*, *Sparganium*) – на них припадає 10 видів, або 18,2% водної флори; більшість родів (27) є моновидовими і містять 49,1% водної флори.

Таблиця 3.1.3

Спектр провідних родів вищої водної флори досліджених водних об'єктів

Ранг	Роди	Кількість видів	
		абс.	%
I	<i>Potamogeton</i>	7	12,7
II	<i>Carex</i>	5	9,0
III–IV	<i>Utricularia</i>	3	5,5
	<i>Typha</i>	3	5,5
Усього		18	32,7

Згідно з екологічною класифікацією В.Г. Папченкова (2003), досліджена флора представлена трьома екотипами (табл. 3.1.4): гідрофіти – 25 видів (45,5%), гелофіти – 13 видів (23,6%), гірогелофіти – 17 (30,9%). Серед справжніх водних рослин переважає екогрупа занурених укорінених (11 видів), а серед повітряно-водних рослин – екогрупа гелофітів високотравних (7 видів).

Таблиця 3.1.4

Екологічна структура вищої водної флори досліджених водних об'єктів

Група екотипів	Екотип, екогрупа	Кількість видів	
		абс.	%
Справжні водні рослини	<i>Гідрофіти</i>	25	45,5
	Водні мохи	1	1,8
	Гідрофіти вільноплаваючі у товщі води	5	9,1
	Гідрофіти занурені вкорінені	11	20,0
	Гідрофіти вкорінені із плаваючими на воді листками	4	7,3
	Гідрофіти вільноплаваючі на поверхні води	4	7,3
Прибережно-водні рослини	<i>Гелофіти</i> (повітряно-водні рослини)	13	23,6
	Гелофіти низькотравні	6	10,9
	Гелофіти високотравні	7	12,7
	<i>Гірогелофіти</i> (рослини урізу води)	17	30,9
Разом по водній флорі		55	100,0

Таким чином, в екологічному відношенні у складі дослідженої водної флори серед інших екотипів закономірно домінують справжні водні рослини – гідрофіти, або фракція «водного ядра» (25 видів, 45,5%). Єдиним представником групи водних мохів є *Drepanocladus aduncus*. Серед судинних гідрофітів переважає екологічна група занурених укорінених (*Batrachium trichophyllum*, *Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum*, *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. trichoides*, *Elodea canadensis*, *Caulinia minor*, *Najas major*) – 11 видів, або 20,0%; екогрупу гідрофітів занурених вільноплаваючих у товщі води (*Ceratophyllum demersum*, *Utricularia australis*,

U. minor, *U. vulgaris*, *Lemna trisulca*) представляють 5 видів, або 9,1% всієї водної флори; однакова кількість видів в екогрупах гідрофітів із плаваючими листками вкорінених (*Nuphar lutea*, *Persicaria amphibia* f. *aquatica*, *Potamogeton natans*, *P. nodosus*) та вільноплаваючих на поверхні води (*Salvinia natans*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*) – по 4, або по 7,3%. У складі виявлених видів водного ядра флори переважають індикатори евтрофних малопроточних вод, схильних до заболочування [140].

Екологічний тип гелофітів, або повітряно-водних рослин, є найменш чисельним у вивченій флорі і включає 13 видів (23,6%), у т.ч. 6 видів (10,9%) із групи гелофітів низькотравних (*Equisetum fluviatile*, *Butomus umbellatus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*) та 7 видів (12,7%) із групи гелофітів високотравних (*Scirpus lacustris*, *Glyceria maxima*, *Phragmites altissimus*, *Ph. australis*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *T. laxmanii*).

Екотип гідрогелофітів, або рослин урізу води, представлений 17 видами, що складає 30,9% водної флори (*Rumex hydrolapathum*, *Rorippa amphibia*, *Lythrum salicaria*, *Sium latifolium*, *S. sisaroides*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Iris pseudacorus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *C. pseudocyperus*, *C. riparia*, *C. vesicaria*, *Eleocharis palustris*, *Agrostis stolonifera*, *Catabrosa aquatica*, *Acorus calamus*).

Помітна роль у вивченій водній флорі прибережно-водних рослин, представлених двома останніми екотипами (всього 30 видів, або 54,5%), детермінована широким поширенням на досліджених водних об'єктах відповідних місцезростань – мілководь, заболочених ділянок, перезволожених берегів, обумовлених як природними причинами, так і гідротехнічними заходами на урбанізованій території.

Отже, загалом провідну роль у формуванні вивченої водної флори відіграють види-індикатори процесів евтрофування, обміління та заболочування [140].

При встановленні географічної структури дослідженої флори було складено хорологічні спектри видів за їх зональним і регіональним положенням та океанічно-континентальною приуроченістю на основі ботаніко-географічного районування земної кулі [275] та його адаптації для флори водойм України [59]. Аналіз географічної структури флори дає можливість встановити просторово-часові шляхи формування сучасного видового складу у межах досліджуваної території.

У зональному хорологічному спектрі серед виділених 9 географічних елементів флори суттєво переважають представники плюризональної групи (23 види, 41,8%), помітний внесок також забезпечують види борео-субмеридіональної (10, або 18,2%) та борео-меридіональної (8, або 14,6%). Інші групи значно збіднені: температурно-меридіональна та температурно-субмеридіональна – по 5 видів (по 9,1%), бореальна, борео-температна, температурно-тропічна та субмеридіонально-меридіональна – по 1 (по 1,8%). Кількісне переважання видів плюризональної та борео-субмеридіональної хорологічних груп характерне також для флор водойм Лівобережного Лісостепу [150] та України [59] (таблиця 3.1.5).

Бореальна група, що в цілому не є характерною для флори водойм України та Лівобережного Лісостепу, виділених на рівні судинних рослин, у дослідженій флорі вищих макрофітів представлена гідрофільним видом мохоподібних, для яких у бріофлорі Лівобережного Лісостепу [10, с. 101] бореальне походження є, навпаки, типовим. Мала частка видів субмеридіонально-меридіональної групи у дослідженій флорі та флорі водойм Лісостепу в цілому пояснюється нетиповістю для цієї фізико-географічної зони південних видів, які проте виявлені досить чисельно (10,8%) у флорі водойм усієї України переважно за рахунок степової зони. Так, у дослідженій флорі єдиним представником цієї південної групи є адвентивний гелофіт *Phragmites altissimus*, який в останні роки здійснює активне просування на північ Європи [160]. Температурно-тропічна група так само має низьку представленість у всіх порівнюваних флорах, оскільки

включає в основному більш південні та рідкісні і малопоширені на території України види. Зокрема, єдиний представник цієї групи у дослідженій флорі *Utricularia australis* для лісостепової зони було наведено нами вперше [118].

Таблиця 3.1.5

**Хорологічні спектри водних флор водних об'єктів м. Полтави (А),
водойм Лівобережного Лісостепу (В) [150], водойм України (С) [59]**

Хорологічні спектри флор	А	В	С
<i>Зональні хорологічні групи</i>			
Плюризональна	41,8	34,9	22,5
Бореальна	1,8	—	—
Борео-субмеридіональна	18,2	23,0	17,9
Борео-температна	1,8	7,3	7,6
Борео-меридіональна	14,6	9,2	7,2
Температно-тропічна	1,8	4,6	4,6
Температно-меридіональна	9,1	7,3	11,8
Температно-субмеридіональна	9,1	11,9	17,4
Субмеридіонально-меридіональна	1,8	1,8	10,8
<i>Регіональні хорологічні групи</i>			
космополітна	12,7	8,3	5,1
циркумполярна	43,7	47,7	35,8
європейська	1,8	7,3	14,3
євразійська	29,1	25,7	32,8
євросибірська	12,7	11,0	7,2
євро-північноамериканська	—	—	4,8
<i>Кліматичні хорологічні групи</i>			
евокеанічно-субокеанічний та субокеанічний	—	1,8	7,7
евриоканічний	30,9	32,1	32,3
субокеанічний	—	—	3,6
евконтинентально-субконтинентальний і субконтинентальний	—	2,8	5,1
евриконтинентальний	10,9	8,3	13,8
індиферентний	58,2	55,0	37,4

У регіональному хорологічному спектрі серед виділених 5 типів ареалів за регіональним поширенням переважну більшість складають циркумполярні (43,7%) та євразійські (29,1%) види. Зазначені хорологічні групи аналогічно мають першість у флорах водойм Лівобережного Лісостепу та водойм України. Значно менші частки належать космополітним,

євросибірським (по 12,7%) та європейським (1,8%) видам. Провідні позиції видів із широкими ареалами в цілому є характерними для гідрофільних флор, оскільки водне середовище є консервативним та мало залежить від зонально-кліматичних факторів.

В океанічно-континентальному хорологічному спектрі виділено 3 типи ареалів, які у порядку зменшення кількості видів розташувалися так: індиферентний тип (58,2%), євриокеанічний (30,9%), євриконтинентальний (10,9%). Тобто, при найвищій участі видів з ареалами без чіткої кліматичної приуроченості, серед решти океанічні види майже втричі переважають над континентальними, що цілком відповідає розподілу видів за кліматипами їх ареалів у флорі водойм України.

Отже, досліджена вища водна флора є гетерогенною за своїм походженням: у ній представлені види 9 зональних, 5 регіональних, 3 кліматичних хорологічних групи. Основна роль належить видам із широкими ареалами: в зональному хорологічному спектрі переважають представники плюризональної групи (41,%), у регіональному – циркумполярної (43,7%), у кліматичному – індиферентної (58,2%).

Адвентивну компоненту вивченої водної флори складають 3 види (по 1 у кожному екотипі): 1 археофіт (*Acorus calamus*) і 2 кенофіти (*Phragmites altissimus* – євро-сибірський вид ірано-туранського походження та *Elodea canadensis* – плюризональний космополіт північноамериканського походження) [113] (додаток Б).

Для території в адміністративних межах міста 2 таксони вищих водних рослин є новими⁴: *Utricularia australis* – для Лівобережного Лісостепу [117, 118]; *Phragmites altissimus* – для материкової частини України [107, 118].

⁴ Серед інших ботанічних знахідок слід відзначити: на ділянці р. Ворскла вище міста – водний печіночний мох *Riccia fluitans* L. emend. Lorbeer [116–118], який входить до Червоного списку мохоподібних України [20] і раніше для Полтавської області не наводився [10]; на середньоміській ділянці – адвентивний гідрофільний злак *Echinochloa tzvelevii* Mosyakin ex Mavrodiev et H.Scholz, що подається для України вперше у ранзі виду [113].

Созологічну цінність флори водних об'єктів м. Полтави мають 7 видів вищих водних рослин, із яких до III видання Червоної книги України (2009) [213] занесені три види: *Utricularia australis*, *U. minor*, *Salvinia natans*, останній вид перебуває також у Додатку до Бернської конвенції [246]; два види (*Utricularia vulgaris*, *U. minor*) є регіонально рідкісними у Полтавській області [156]; два види (*Batrachium trichophyllum*, *Potamogeton trichoides*) вважаються малопоширеними і такими, що потребують подальшого вивчення з метою уточнення созологічного статусу [11]; 4 види макрофітів (*Salvinia natans*, *Nuphar lutea*, *Utricularia minor*, *Potamogeton trichoides*) зареєстровані у Червоному списку макрофітів України [140]; 2 види (*Nuphar lutea*, *Salvinia natans*) виступають домінантами угруповань, занесених до Зеленої книги України (2009) [77]. Більшість рідкісних видів приурочена до екотопів р. Ворскли, що може свідчити про вищу стійкість екосистем середньої річки до антропогенної трансформації, зумовленої впливом міського середовища.

Збіднення водної флори на урботериторії у часі. Вивчення часової динаміки гідрофільної флори на урбанізованих територіях у літературі висвітлене поодинокі [83, 84, 148, 193, 200, 267, 281].

Подібні дослідження на території м. Полтави стали можливими завдяки попереднім ботанічним студіям П.С. Роговича (1869) [183], І.Ф. Шмальгаузена (1886) [222], В.В. Монтрезора (1898) [147], А.М. Краснова (1891) [127] по Полтавській губернії та особливо С.О. Іллічевського (1926, 1927, 1928) [88–90] по території міста і його передмість у радіусі до 15–20 км. Так, останнім ученим на основі узагальнення даних попередніх дослідників, вивчення гербарних зразків Полтавського краєзнавчого музею та зборів власних матеріалів у складі місцевої флори встановлено наявність близько 980 видів судинних рослин.

З метою виявлення змін водної флори на території м. Полтави за майже 90-річний період нами із флористичного списку С.І. Іллічевського (1927) [90] за системою В.Г. Папченкова (2003) [159] було виділено водну компоненту у

складі 74 видів – 26 гідрофітів, 14 гелофітів та 34 гірогелофітів. При порівнянні цих даних із сучасними результатами вивчення видового складу ВВР у різнотипних водних об'єктах м. Полтави з'ясовано, що із ретроспективної флори вибуло 27 видів макрофітів (7 гідрофітів, 3 гелофіти, 17 гірогелофітів). Водночас з'явилося 7 нових видів (5 гідрофітів і 2 гелофіти) (таблиця 3.1.6).

Таблиця 3.1.6

Трансформація водної флори судинних рослин на території м. Полтави

Екотип	Ретроспективна флора (20-ті рр. XX ст.)	Сучасна флора (10-ті рр. XXI ст.)	Зниклі види	Нові види
Гідрофіти	26	24	7	5
Гелофіти	14	13	3	2
Гірогелофіти	34	17	17	–
Всього	74	54	27	7

Перелік зниклих і нових видів водної флори, а також можливі причини їх вибуття / включення до вивченої водної флори наведено у **додатку В**. Для цього нами було проаналізовано деякі характеристики видів, що піддалися елімінації, і тих, що розширили свою представленість у районі досліджень: екологічні особливості екотопів [67–69, 140], індикаторна значимість [140], поширення (частота трапляння) у природній зоні [140, 155, 219] та на досліджуваній території [37, 88–90], соціологічний [11, 140, 213, 219] та синантропний статус [160, 172], щодо окремих видів – також ступінь стійкості до урбанізації та відношення до гемеробії [67–69].

У результаті проведеного аналізу ми дійшли висновку, що безпосередніми причинами скорочення видового різноманіття вищої водної флори на урбанізованих територіях виступають руйнування природних екотопів (трансформація гідромережі та меліорація річкових заплав), зміна гідрологічного режиму водних об'єктів, нерегульована рекреація, вилучення ресурсно цінних рослин, конкуренція з боку заносних видів, забруднення води та високий рівень її евтрофування внаслідок докорінного порушення

водозбірних ландшафтів. Деякі види рослин є особливо вразливими з природних причин (низька екологічна пластичність, перебування на межі свого природного ареалу і т.д.). Водночас змінені умови урболандшафту (створення штучних водойм, перебудова природних водних об'єктів, стабілізація водного режиму, потепління клімату, підвищення трофності та мінералізації вод тощо) виявилися сприятливими для появи у водній флорі деяких нових видів.

Таким чином, у водній флорі на території м. Полтава за майже 90-річний період спостережень зафіксовано збіднення складу на 27 видів. Найбільш вразливими є гігрогелофіти (вибуло 17 видів, нових не зафіксовано), що, очевидно, пов'язане із масштабними меліораціями на урбанізованій території та зникненням відповідних екоотопів; найменш вразливими є гелофіти (вибуло 3 види флори, з'явилося 2). Проміжне положення гідрофітів (зникло 7 видів, з'явилося 5) свідчить про динамічні процеси розвитку флори під впливом змін якості водного середовища. Показово, що у водній флорі ряду більш або менш віддалених одне від одного міст (Полтава, Київ, Фрайбург, Цюрих, Лозанна, Тампере) як серед втрачених, так і серед нових видів були виявлені співпадіння [83, 267, 281], що вказує на загальний характер антропогенної трансформації флори у містах, високу подібність умов в урбогідроекоотопах та універсальні механізми адаптації видів до факторів урбанізованого середовища.

Отже, вивчена водна флора вищих рослин, виділена як сукупність справжніх водних і прибережно-водних видів, є доволі типовою за своєю систематичною та географічною структурою, але збідненою у порівнянні із гідрофільною флорою природного регіону (на 50,5%) та із ретроспективною водною флорою (на 23,1%), що може свідчити про її високу вразливість у сучасних умовах урбанізованого середовища.

3.2. Структура флори водних об'єктів із уповільненим водообміном

Таксономічна структура і видове різноманіття. За оригінальними даними, водна флора об'єктів із уповільненим водообміном на території м. Полтави (без урахування міських ділянок р. Ворскла) нараховує 51 вид вищих макрофітів, що належать до 35 родів, 25 родин, 19 порядків, 5 класів, 4 відділів, у т.ч. *Briophyta*, *Equisetophyta*, *Polypodiophyta* – по 1 виду, *Magnoliophyta* – 48 видів, із яких 14 видів (27,5%) – дводольні та 34 види (66,7%) – однодольні. Крім цього, у досліджених водоймах виявлено також 2 таксони макроводоростей⁵, один із яких визначено до видового рівня⁶. Таким чином, у досліджених водоймах виявлено 53 види водних макрофітів, з яких 50 видів – судинні рослини, 1 вид – вищі безсудинні (мохоподібні) та 2 – макроводорості.

Найвищим видовим багатством (19–27 видів) характеризуються штучні водойми із найбільшими розмірами акваторії і глибинами (кар'єри №№ 59, 103), а також водойма природного походження (№ 104 – стариця р. Ворскла), всі з яких мають, постійний гідрологічний зв'язок із річками, в заплавах яких вони утворені. Оскільки один із найвищих показників видового багатства (18 видів) зареєстрований у водойми (№59) із одним із найнижчих значень прозорості води (30 см), це вказує на другорядну роль цього параметру порівняно із морфометричними показниками у формуванні різноманітності флори макрофітів.

Отже, провідне значення на формування різноманітності макрофітів в урбанізованих водоймах мають розміри акваторії (що узгоджується і з літературними даними [134, 138, 251]), значення глибин, ступінь розвитку мілководної зони, а також характер гідрологічного зв'язку із річковим руслом.

⁵ Макроводорості нами враховувалися, але детально не досліджувалися.

⁶ *Enteromorpha intestinalis* Link (Chlorophyta).

Видова подібність. Кластерний аналіз на основі індексу видової подібності Жаккара (якісне порівняння) методом незваженого попарного арифметичного середнього (рис. 3.2.1) показав виразну відмінність між кластером глибоких або великих за площею руслових ставків (№№ 42, 43, 61) та кластером невеликих мілководних здебільшого паркових водойм (ставків і копаней – №№ 1, 2, 3а, 11, 13, 14), що, вочевидь, пов'язане з переважанням у їх флорі різних екотипів водних рослин – гелофітів та гідрофітів відповідно.

Найвища видова подібність зафіксована у групах схожих за морфометричними даними руслових ставків однієї річкової системи – водойм №№ 9 та 76 ($K_J = 0,72$), №№ 1 і 2 ($K_J = 0,63$), крім того – у групі водойм-кар'єрів №№ 59 і 103 ($K_J = 0,62$), а також малих руслових ставків із початковим положенням у каскадах – №№ 10 та 105 ($K_J = 0,61$).

Водойма №104, що має природне походження (річкова стариця), розташована у рекреаційній зоні міста та визнана нами за сукупністю гідроботанічних показників за малопорушену [115], проявляє в цілому низьку подібність видового складу макрофітів ($K_J = 13\text{--}44\%$) у порівнянні з рештою міських водойм.

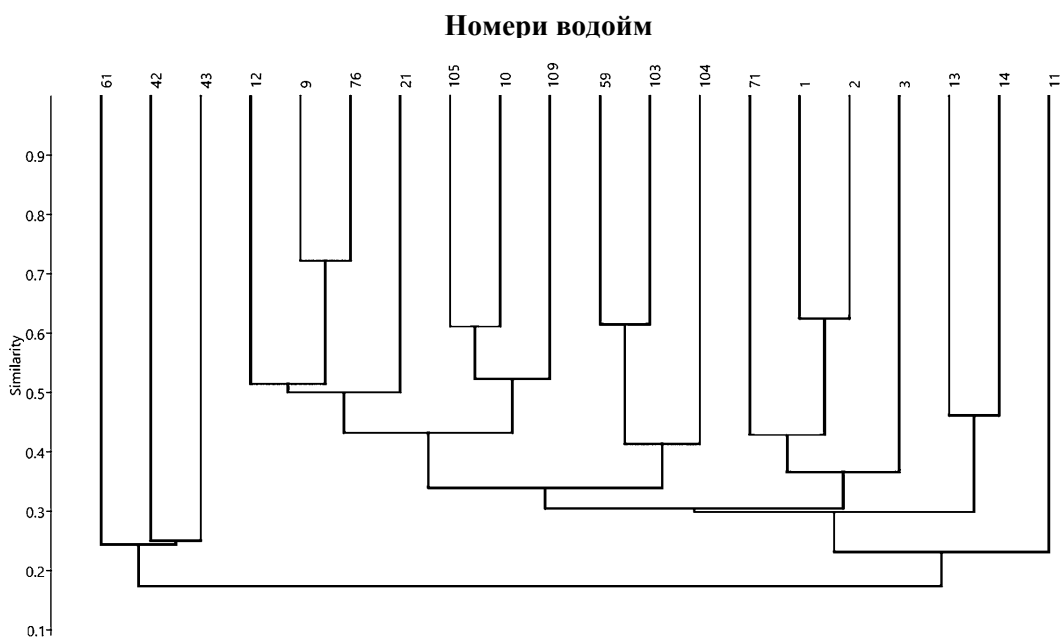


Рис. 3.2.1. Подібність видового складу макрофітів на досліджених міських водоймах (за індексом Жаккара).

Найменша подібність її флористичного складу (13–14%) відстежується у порівнянні з малими русловими ставками №№ 1 і 2, що мають ознаки заболочення. Найвища подібність (39–44%) простежується по відношенню до водойм кар'єрного типу №№ 59 та 103, що характеризуються великими площами акваторій та глибинами, а також високим видовим багатством. В цілому, кластер цих водойм (№№ 59, 103, 104) виявляє подібність ($K_J = 0,32$) до руслових ставків (№№ 9, 10, 12, 21, 76, 105, 109), у рослинному покриві більшості з яких провідну роль відіграє занурена рослинність.

Річкова стариця також демонструє і найвищий показник оригінальності за Смирновим (3,3), оскільки саме у складі її флори є соцологічно цінні види (*Salvinia natans*, *Utricularia australis*, *U. vulgaris*, *Nuphar lutea*). Теж високі, але вже значно нижчі показники оригінальності флори відмічені ще у 5 водойм: №42 (оригінальність 1,94) – глибокий русловий став, у верхній ділянці якого формуються подібні до заплавних фітоценози (за участю *Potamogeton natans*, *P. nodosus*, *Sagittaria sagittifolia*); №59 (оригінальність 1,75) – кар'єр у заплаві р. Коломак; №61 (1,34) – великий русловий став, у флорі якого представлені тільки повітряно-водні рослини; №109 (1,59) – невеликий за площею, але глибокий русловий став із повною відсутністю угруповань гелофітів та рідкісними для району видами гідрофітів – *Utricularia vulgaris*, *Elodea canadensis*; №105 (1,06) – невеликий русловий став із рідкісними для району досліджень видами – *Drepanocladus aduncus*, *Potamogeton trichoides*.

Аналіз отриманих даних показує, що всі водойми урботериторії відрізняються високою специфічністю своїх флор, що може свідчити про відповідну гетерогенність їх екологічних умов.

Екологічна структура. В екологічній структурі флори досліджених водойм закономірно переважає екотип гідрофітів (25 видів, або 47,2%). Екотип повітряно-водних рослин (гелофітів) включає 11 видів (20,8%), гідрогелофітів – 17 (32,0%). Таким чином, попри провідні позиції гідрофітів в екологічній структурі флори водойм за екотипами, прибережно-водні

рослини (сукупність екотипів гелофітів та гідрогелофітів) є більш різноманітними за справжні водні рослини.

Справжні водні рослини. У складі екотипу справжніх водних рослин (гідрофітів) виділено 5 екологічних груп водних макрофітів: найбільш чисельними є занурені вкорінені – 10 видів (40,0% усіх гідрофітів), на групи вільноплаваючих у товщі води, із плаваючими листками вкоріненних та вільноплаваючих на поверхні води припадає по 4 види (по 16,0%), найменш чисельною є група макроводоростей і мохів – 3 таксони (12,0%).

Видове багатство. Кількість видів гідрофітів у кожній водоймі коливалася від 1 до 15 і в середньому склала 6. Найбідніший склад справжніх водних рослин (1–5 видів) має місце у копанях (№№ 3, 11), ставках із найменшою площею акваторії (№№ 1, 2, 71), водоймах із найменшими значеннями глибин (копань №3, ставок №71), водоймах із низьким (30–40 см) значенням прозорості води (№№ 11, 21, 42, 43, 61, 71), а також у неглибоких евтрофованих ставках, що займають кінцеве положення у каскаді та піддаються сильному заростанню (№№ 13, 14).

Найвище різноманіття гідрофітів (9–15 видів) спостерігалось у досить глибоких водоймах, що сполучаються з річкою (навіть попри те, що значення їх прозорості суттєво різняться: у кар'єрі №103 – 30 см та у стариці №104 – 120 см), а також у середніх за розмірами ставках (№№ 105, 109 у Горбанівському масиві) із нетривалим періодом існування (побудовані у 1990-х рр.) та достатніми значеннями прозорості (55–85 см).

Частота трапляння. ЧТ різних екогруп гідрофітів на досліджених міських водоймах послідовно спадає в ряду: вільноплаваючі занурені у товщу води – 85%, вільноплаваючі на поверхні води – 80%, занурені вкорінені – 75%, водні мохи та макроводорості – 60%, вільноплаваючі на поверхні води – 60%, вкорінені із плаваючими на воді листками – 15% (рис. 3.2.2, а).

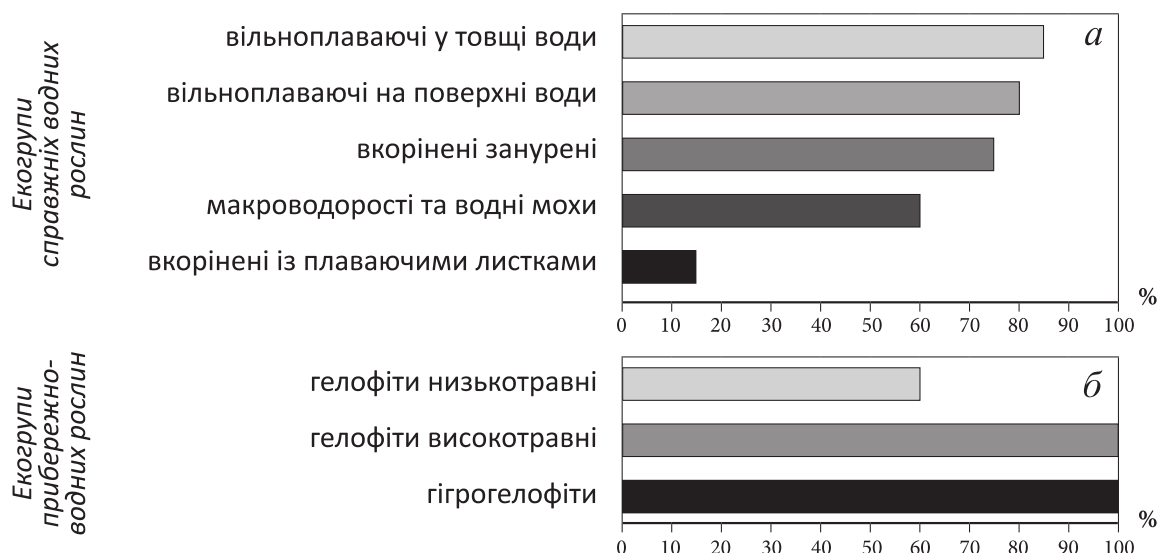


Рис. 3.2.2. Частота трапляння різних екогруп справжніх водних (а) та прибережно-водних (б) рослин у водоймах із уповільненим водообміном.

Розподіл видів у межах кожної екогрупи носить так само нерівномірний характер. Серед найбільш поширених в усіх екогрупах таксонів переважають такі, що є індикаторами різних видів антропогенного впливу і приурочені до трансформованих місцезростань [140].

Екогрупа занурених гідрофітів вільноплаваючих у товщі води є найстабільнішою (ЧТ 85%) у складі досліджуваної флори (рис. 3.2.2, а), де кількість видів у кожній із водойм коливається від 1 до 4. Одночасно ця група відзначається найменшою вирівненістю показників трапляння серед формуючих її видів через їх різну стійкість до антропогенного впливу (рис. 3.2.3, а). Найвищою частотою трапляння у цій екогрупі відрізняється *Ceratophyllum demersum* (80%) – вид із широкою екологічною амплітудою, здатний витримувати сильне антропогенне навантаження і тому типовий для міських умов. Значно рідше (із ЧТ 20%) трапляється *Lemna trisulca*, що тяжіє до дуже мілководних водойм (ставок №11) та водойм із невисоким антропогенними навантаженням, які відрізняються сприятливими умовами для розвитку угруповань зануреної рослинності (ставки №№ 105, 109

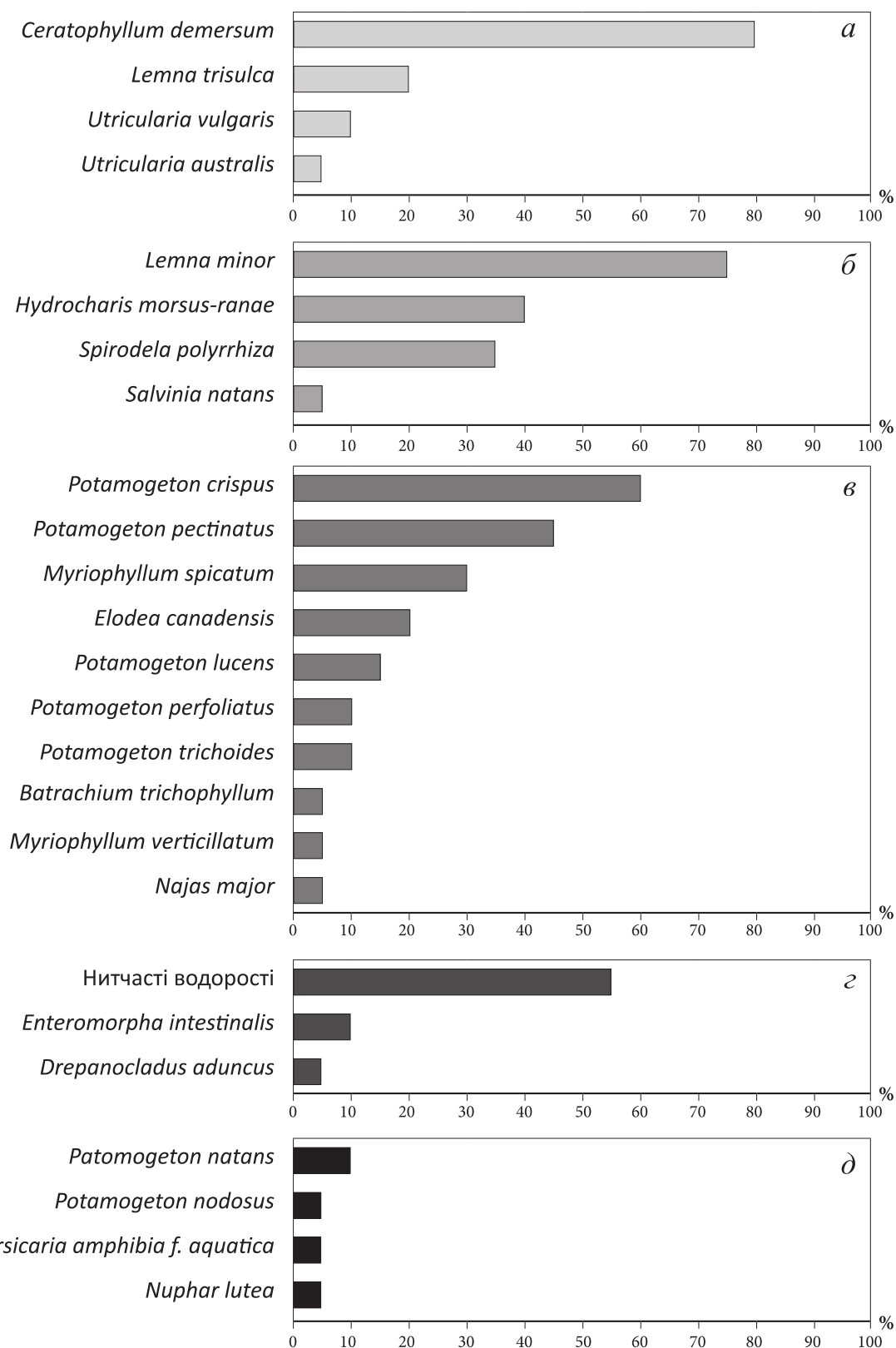


Рис. 3.2.3. Частота трапляння гідрофітів різних екологічних груп: а – гідрофіти вільноплаваючі у товщі води; б – гідрофіти вільноплаваючі на поверхні води; в – гідрофіти вкорінені занурені; г – макроводорості і мохи; д – гідрофіти вкорінені із плаваючими листками.

у Горбанівському масиві та стариця р. Ворскли). Решта видів – це представники роду пухирників, які є рідкісними не лише у водоймах м. Полтави (частота трапляння 5–10%), але й регіону (*Utricularia vulgaris* – [11]) та держави в цілому (*U. australis* – [213]) через антропогенні зміни природних місць існування (скорочення кількості природних водойм, забруднення води). Вища антропотолерантність відзначена у пухирника звичайного ($S_i=2.1$), зафіксованого не тільки у стариці р. Ворскла, але й у штучній водоймі (Горбанівський ставок №109), тоді як пухирник південний (2.0) приурочений лише до стариці – єдиної природної водойми серед обстежених. Наявність пухирників у складі заростей зануреної рослинності індикує поступові процеси заболочування екотопів [3], які в умовах урболандшафту можуть прискорюватися.

Екогрупа гідрофітів, що вільно плавають на поверхні води, відмічена у 80% об'єктів (рис. 3.2.2, а) із кількістю видів від 1 до 4. Водночас тут має місце досить рівномірний розподіл показника трапляння окремих видів (рис. 3.2.3, б): у трьох із чотирьох таксонів групи цей показник коливається в інтервалі 35–75%, що може свідчити про типовість комплексу даних видів для міських умов. При цьому *Lemna minor* як найбільш евритопний вид (ЧТ 75%) вказує на те, що більшість досліджених водойм помірно евтрофовані і багаті на органічні речовини. В той же час *Hydrocharis morsus-ranae*, присутній у 40% об'єктів, індикує процеси поступового накопичення органічних речовин у донних відкладах та початкові етапи заростання таких водойм, чому сприяє також і стабільність їх гідрологічного режиму (верхні ставки дендропарку, більшість ставків Горбанівського масиву, кар'єри та водойма-стариця). Насамкінець, *Spirodela polyrrhiza* (ЧТ 35%) індикує екотопи із сильним антропогенним евтрофуванням (ставки №№ 3, 9, 13, 71, розміщені безпосередньо поблизу об'єктів аграрного виробництва (поля, сади, городи, тваринницька ферма), а також штучні і природні водойми, що повністю або частково можуть зазнавати посиленого евтрофування через вплив міського сміттєзвалища (кар'єр №59) та змив забруднень із автошляхів

(кар'єр №103, стариця №104). Лише на єдиній водоймі природного походження (стариця №104) поширена *Salvinia natans* (ЧТ 5%) – реліктова папороть, занесена до ЧКУ та Додатку до Бернської конвенції, що водночас виступає показником помірного антропогенного впливу та низького рівня органічних речовин у воді (індикатор олігосапробної зони). Невипадково, що поширення даного виду на території м. Полтави приурочене виключно до екотопів системи р. Ворскла [117].

Екогрупа гідрофітів занурених укорінених (10 видів), які зустрічаються у 15 (75%) водоймах (рис. 3.2.2, а), де їх кількість коливається від 1 до 6 видів. Серед них найвищою частотою трапляння відрізняються *Potamogeton crispus* (60%) – індикатор евтрофних водойм, багатих на органічні речовини та сполуки кальцію, *P. pectinatus* (45%), який асоціюється із синантропізованими гідроекотопами, що зазнають впливу стічних вод, а також *Myriophyllum spicatum* (ЧТ 30%) – індикатор водойм, що зазнають сильного антропогенного евтрофування та характеризуються високим вмістом мінеральних речовин. Слід відзначити, що у згаданих трьох видів також мають місце найвищі у групі індекси сапробності (S_i) – 2.5 у рдесника кучерявого, 2.8 у рдесника гребінчастого та 2.3 у водопериці колосистої [262]. Це свідчить про переважання відповідних місцезростань серед водойм м. Полтави. Примітно, що заносний північноамериканський вид *Elodea canadensis*, що став типовим для водойм Старого Світу [172], трапляється тільки у 20% досліджених водойм – очевидно, саме тих, які багаті на сполуки кальцію та відрізняються невисоким вмістом зважених часточок і помірним антропогенним впливом (всі ці ставки належать до Горбанівського масиву). Решту видів цієї екогрупи із ЧТ від 15% до 5% слід розглядати як випадкові і рідкісні для досліджених водойм (рис. 3.2.3, в).

Екогрупа макроводоростей і мохів має досить високу ЧТ (60%) (рис. 3.2.2, а) і при цьому найнижче таксономічне різноманіттям (3 таксони) та є досить різноманітною за своєю екологічною приуроченістю. Так, найбільшим поширенням характеризуються нитчасті водорості (ЧТ 55%)

(рис. 3.2.3, з), які розвиваються у водоймах із достатньою прозорістю води та кар'єрах, пов'язаних із річковим руслом, і розглядаються як індикатори антропогенного евтрофування [149, 168, 232]. Зелена водорість *Enteromorpha intestinalis*, що, маючи $S_i=2.4$, виступає індикатором органічного забруднення, виявлена у 2 водоймах (10%) – ставках (№13 у дендропарку та №109 у Горбанівському масиві), які займають проміжне положення у каскадах. Це може свідчити про поступову передачу органічного забруднення униз по каскаду із наступною стабілізацією його рівня. Врешті єдиний представник водних мохів *Drepanocladus aduncus* ($S_i=1.4$) репрезентує олігосапробні умови, які можуть частково зберігатися у відносно недавно (1990-ті рр.) побудованій водоймі, що займає верхнє положення у каскаді (став №105 у Горбанівському масиві).

Екологічна група вкорінених гідрофітів із плаваючими листками відрізняється найнижчою ЧТ у досліджених міських водоймах (15%) (рис. 3.2.2, а), її види поширені у 3 об'єктах, кожен із яких нараховує від 1 до 2 таких таксонів. Низькі показники ЧТ даних видів (5–10%) свідчать про те, що вони є переважно випадковими у складі дослідженої флори (рис. 3.2.3, д). Низька представленість видів цієї групи обумовлена тим, що вони здебільшого репрезентують флору заплавного комплексу, яка у зв'язку із масштабною трансформацією гідрографічної мережі на урбанізованих територіях помітно скоротила своє багатство [12, 186]. Більшість цих видів (*Potamogeton natans*, *P. nodosus*, *Nuphar lutea*) при посиленні антропогенного евтрофування знижують свою життєвість та продуктивність угруповань. *Persicaria amphibia* більше характерний для мезотрофних місцезростань, але непогано витримує високий вміст зважених часточок у воді (зокрема, одиничні екземпляри були відмічені у ставку №61 із критично низьким значенням прозорості – 30 см).

Отже, аналіз розподілу гідрофітів різних екологічних груп за частотою їх трапляння у міських водоймах дозволяє виділити тенденцію переважання у складі флори водних макрофітів вільноплаваючих екобіоморф над

укоріненими як у складі групи занурених рослин, так і серед гідрофітів із плаваючими листками. Ця особливість узгоджується із відомими літературними даними [57, 86, 200] та може бути пояснена, з одного боку, підвищеним рівнем трофності води, що стимулює розвиток вільноплаваючих рослин, а з іншого, – істотним порушенням складу і механічної структури субстратів, що ускладнює зростання прикріплених рослин.

Кореляція S_i та ЧТ гідрофітів різних екогруп. Як показав попередній аналіз, розподіл гідрофітів за частотою трапляння у межах окремих екологічних груп може корелювати зі значенням індексу сапробності цих видів, що було перевірено розрахунками.

Графічне співставлення індексів сапробності видів гідрофітів по різних екогрупах частотам їх трапляння у флорі водойм показало в усіх випадках пряму кореляцію між цими двома показниками, але із різним ступенем вірогідності (рис. 3.2.4). Так, найвище значення вірогідності апроксимації виявлене для екогрупи гідрофітів вільноплаваючих на поверхні води ($R^2=0,7336$) (рис. 3.2.4, *г*), дещо нижче – для гідрофітів занурених укорінених ($R^2=0,6659$) (рис. 3.2.4, *а*), невисоке – для гідрофітів занурених вільноплаваючих ($R^2=0,4729$) (рис. 3.2.4, *б*) і найнижче – для гідрофітів із плаваючими листками вкорінених ($R^2=0,1429$) (рис. 3.2.4, *в*) (в останньому випадку дані, очевидно, не можна вважати репрезентативними через високий ступінь рідкості усіх видів). Це означає, що в екогрупах гідрофітів із найвищим ступенем кореляції (вільноплаваючих на поверхні води та занурених прикріплених) види із найнижчими значеннями індексу сапробності (тобто нижчою витривалістю до органічного забруднення води) є найбільш рідкісними. Таку закономірність можна пояснити, взявши до уваги інтервал значень індексів сапробності видів у кожній зі згаданих екогруп.

В екогрупі гідрофітів занурених вкорінених ($S_i=1.9-2.8$) більшість видів є β -мезосапробами, а *Potamogeton pectinatus* навіть є належить до α -мезосапробної зони. Разом із *P. crispus* ($S_i=2.5$) вони найбільш часто

представлені на міських водоймах, де ймовірно припускати високий рівень органічного забруднення; решта 8 видів цієї групи ($S_i=1.9-2.3$) характеризуються значно нижчою ЧТ ($\leq 25\%$).

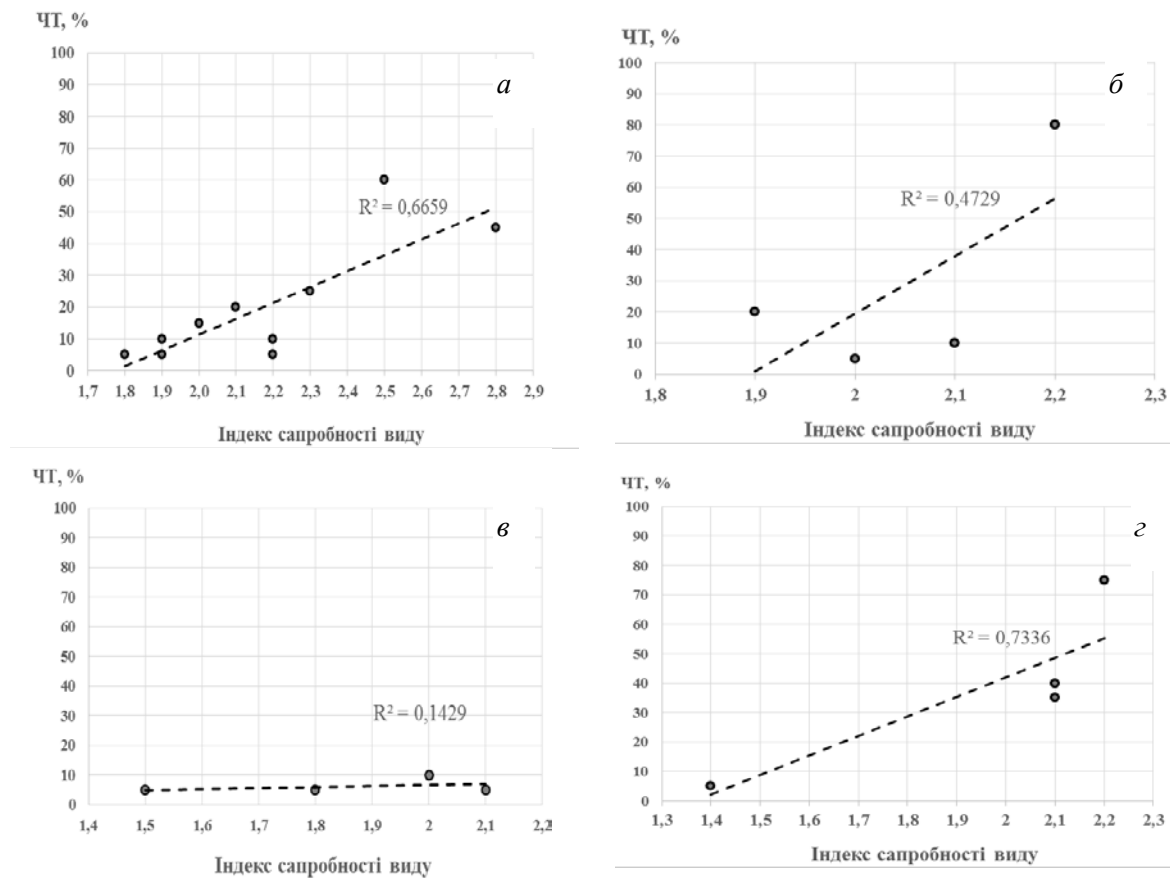


Рис. 3.2.4. Кореляція між індексом сапробності гідрофітів різних екологічних груп та частотою їх трапляння: а – занурені вкорінені; б – занурені вільноплаваючі; в – вкорінені із плаваючими листками; г – вільноплаваючі на поверхні води.

В екогрупі гідрофітів вільноплаваючих на поверхні води ($S_i=1.4-2.2$) більшість видів є β -мезосапробами та мають вищу ЧТ (35–75%), а *Salvinia natans* репрезентує олігосапробну зону і має одиничне трапляння.

Решта екогруп (гідрофіти занурені вільноплаваючі та вкорінені із плаваючим листками) мають інтервали значень індексу сапробності своїх видів у межах тільки β -мезосапробної зони (1.9–2.2 та 1.5–2.1 відповідно), тому рівень органічного забруднення води не є для них лімітуючим чинником середовища.

Таким чином, пряма достовірна кореляція між S_i виду та його ЧТ спостерігатиметься у тих екогрупах справжніх водних рослин, які відрізнятимуться більш гетерогенним видовим складом щодо толерантності до органічного забруднення (види із екстремальними значеннями індивідуального індексу сапробності). Отже, у міських водоймах закономірну перевагу у поширенні мають гідрофіти із вищою толерантністю до органічного забруднення.

Екотип *гелофітів (повітряно-водних рослин)* включає найменшу кількість видів – 11 (21,6%), у т.ч. 5 видів гелофітів низькотравних та 6 видів гелофітів високотравних.

Видове багатство. Кількість видів гелофітів у досліджених водоймах коливалася від 1 до 7 і в середньому склала 4. Найбідніший склад рослин цього екотипу (1–2 види) зареєстровано у копані №3 та ставку №13, який піддається сильному заболочуванню і де, судячи із низької видової представленості всіх екотипів, умови для зростання водних макрофітів є несприятливими. Найвище різноманіття гелофітів (6–8 видів) спостерігалось у ставках із найбільшою площею акваторії та відповідно більшою довжиною берегової лінії (№№ 61, 21; виключення становить лише ставок №42, який при відносно невеликій площі акваторії має більші глибини), а також у великих техногенних (кар'єри №№ 59 та 103) і природних (стариця №104) водоймах, умови в яких є більш різноманітними за рахунок зв'язку із річкою.

Частота трапляння. Аналіз розподілу ЧТ рослин із екотипу гелофітів за екологічними групами показує, що гелофіти низькотравні є менш характерними для міських водойм (зустрічаються у 60% об'єктів), ніж високотравні, які відзначені у 100% випадків, що відповідає літературним даним (рис. 3.2.2, б) [57, 86, 200].

В екогрупі гелофітів низькотравних (рис. 3.2.5, а) найбільш поширеним видом є *Alisma plantago-aquatica* (ЧТ 55%) – індикатор водойм, що зазнають посиленого евтрофування, характеризуються потужними мулистими відкладами і є досить розповсюдженим у міських умовах.

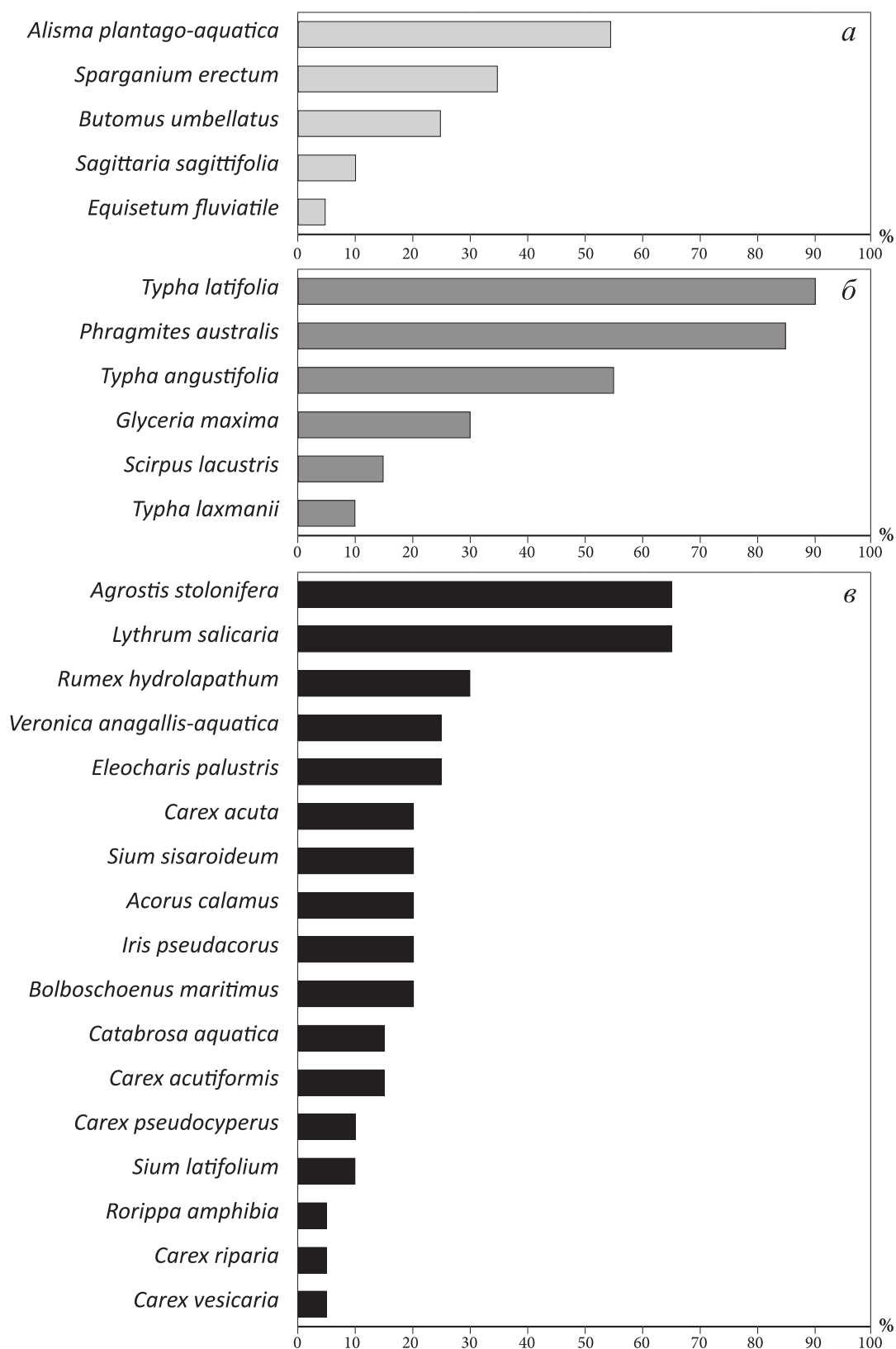


Рис. 3.2.5. Частота трапляння прибережно-водних рослин у межах різних екогруп (екотипів): а – екогрупа гелофіти низькотравні; б – екогрупа гелофіти високотравні; в – екотип гідрогелофіти.

Sparganium erectum зустрічається лише у 35% водойм, де мають місце характерні для нього місцезростання – алювіальні ділянки із постійним ґрунтовим та поверхневим підтопленням, мезо- та евтрофні водойми із коливанням рівня води, мулистопіщані відклади, тобто такі гідрологічні умови, які відрізняються меншою стабільністю та впливом фактору проточності (ділянки водойм у місці контакту із водотоками).

Високу спряженість із реофільними умовами разом із попереднім видом виявляють також такі низькотравні гелофіти, як *Butomus umbellatus* та *Sagittaria sagittifolia* [141], що зустрічаються лише у 10–25% досліджених міських водойм. Однак якщо сусак зонтичний ($S_i=1.9$) є індиферентним до трофності субстрату та був відмічений у 5 водоймах, то стрілолист стрілолистий ($S_i=1.8$) відрізняється чутливістю до трофності водойм і не витримує сильного забруднення води [140], внаслідок чого в ході досліджень був зафіксований із ЧТ 10% лише у природній водоймі та у верхній частині одного ставка (№42), де визначальне значення може мати створення локальних реофільних умов шляхом перекидання стоку струмка по каскаду.

Найменш поширеним видом низькотравних гелофітів є *Equisetum fluviatile* із ЧТ 5%, життєвість популяцій якого негативно реагує на посилення антропогенного евтрофування, а індекс сапробності (1.1) є найнижчим у всій екогрупі, що, вочевидь, обумовлює найнижчу толерантність даного виду до міських умов.

Отже, як показало ранжування низькотравних гелофітів за частотою їх трапляння, поширення видів цієї екологічної групи у міських водоймах зростає у напрямку посилення антропогенного евтрофування, підвищення толерантності до органічного забруднення, замулення, стабілізації гідрологічного режиму водойм.

В екологічній групі високотравних гелофітів (рис. 3.2.5, б) найбільш поширеним видом є *Typha latifolia*, який відмічено у 90% водойм, що свідчить про типовість для досліджених водойм характерних для цього виду місцезростань – мілководь (до 50 см) із евтрофними малопроточними

умовами та мулистими донними відкладами. Лише дещо меншою ЧТ (85%) у міських водоймах відзначається *Phragmites australis* – політопний вид, здатний зростати у широкому спектрі екологічних умов. Примітною є відсутність очерету у ставках-копанях (№№ 3, 11), а також ставку №109, що має ознаки дистрофування (зокрема, бурий колір води, помітний розвиток *Utricularia vulgaris* – виду-індикатора дистрофних умов).

Широкою екологічною амплітудою характеризується також *Typha angustifolia*, який однак зустрічається лише в 11 із досліджених водойм (ЧТ 55%). Вужчу представленість даного виду можна пов'язати із його нижчою толерантністю до органічного забруднення ($S_i=1.1$, що значно менше за аналогічний показник для двох попередніх видів високотравних гелофітів – 1.9 та 2.1 відповідно), а також тяжінням його до порівняно глибших місцезростань (до 0,8–1,5 м), які на міських водоймах наявні не всюди.

Glyceria maxima, попри свою природну політопність та достатню толерантність до органічного навантаження ($S_i=2.2$), зустрічається у менш ніж третині міських водойм (ЧТ 30%), що може свідчити про значний рівень евтрофування води, за якого кількість місцезростань цього виду типово скорочується. До того ж, у більшості випадків участь виду у фітоценозах гелофітів була мінімальною (до 5%). Угрупування, у яких вид домінував (ПП 100%) або співдомінував (ПП 20%), мали незначну площу і виявлені відповідно на кар'єрі №59 та стариці р. Ворскла (№104) – найбільших за розміром водоймах із найрозвиненішою береговою лінією, що крім того, мають гідрологічний зв'язок із руслами річок, де вид трапляється типово.

Scirpus lacustris досить непогано переносить органічне забруднення води ($S_i=2.1$), однак має низьку ЧТ (15%), очевидно, через те, що на більшості міських водойм встановлюється стабільний гідрологічний режим, тоді як у природі цей вид зазвичай приурочений до умов із коливанням рівня води та слабкою проточністю [140].

Typha laxmanii належить до рідкісних видів вивченої флори (ЧТ 10%) та не був раніше відмічений у районі досліджень [37, 90]. Сьогодні вид виявлений у двох місцезростаннях, де ймовірно припустити підвищену мінералізація води через вплив засобів для танення снігу від розташованого поблизу автошляху (став №42), а також внаслідок впливу забрудненого поверхневого стоку із розміщеного поруч полігону міського сміттєзвалища (водойма-кар'єр №59).

Отже, як видно із отриманих даних, ступінь поширення високотравних гелофітів у міських водоймах безпосередньо не залежить від їх витривалості до органічного забруднення води, що вказує, по-перше, на те, що ці рослини менш чутливі до хімічного складу води урбанізованих водойм порівняно із гідрофітами, а по-друге, – що цей фактор не є провідним у їх розповсюдженні в умовах урболандшафту.

Екологічний тип гірогелофітів, або рослин урізу води, включає 17 видів рослин (33,3% водної флори макрофітів у водних об'єктах з уповільненим водообміном). Відносно вище різноманіття екотипу гірогелофітів вказує на широке поширення у досліджуваних водоймах сприятливих для них екотопів – перезволожених і слабо вкритих водою ґрунтів, характерних для заболочуваних ділянок берега. Показово, що хоч гірогелофіти і представлені у флорі всіх досліджених водойм (ЧТ 100%, рис. 3.2.2, б), однак жоден із видів не займає виключного положення за ступенем свого розповсюдження (ЧТ навіть найбільш поширених на водоймах видів – *Agrostis stolonifera* та *Lythrum salicaria* – не перевищує 65%, рис. 3.2.5, в). Це може свідчити про високе різноманіття умов, що формуються уздовж урізу води у міських водоймах, та наявність у зв'язку з цим спеціалізованих видів.

Отже, результати аналізу розподілу видів водної флори за частотою трапляння у водоймах м. Полтави дозволяють виділити найбільш типові види, характерні для урбанізованих гідроекосистем (ЧТ понад 70%) – гелофіти *Typha latifolia* і *Phragmites australis* та гідрофіти *Ceratophyllum demersum* і *Lemna minor*.

3.3. Структура флори урбанізованого відрізка середньої річки

Видове багатство. На дослідженому відрізку середньої течії р. Ворскла (з урахуванням ділянок вище та нижче міста) нами зареєстровано 57 видів водних макрофітів, серед яких квіткових рослин – 49, папоротей – 1, хвощів – 1, печіночників – 1, водоростей – 5 таксонів (із котрих 3 визначено до видового рангу⁷).

На кожній із досліджених станцій кількість видів макрофітів коливалася від 17 до 42 (рис. 3.3.1). На станціях вище міста (ст. 1–3) відзначалося 31–35 видів, що свідчить про однорідність умов цієї ділянки.

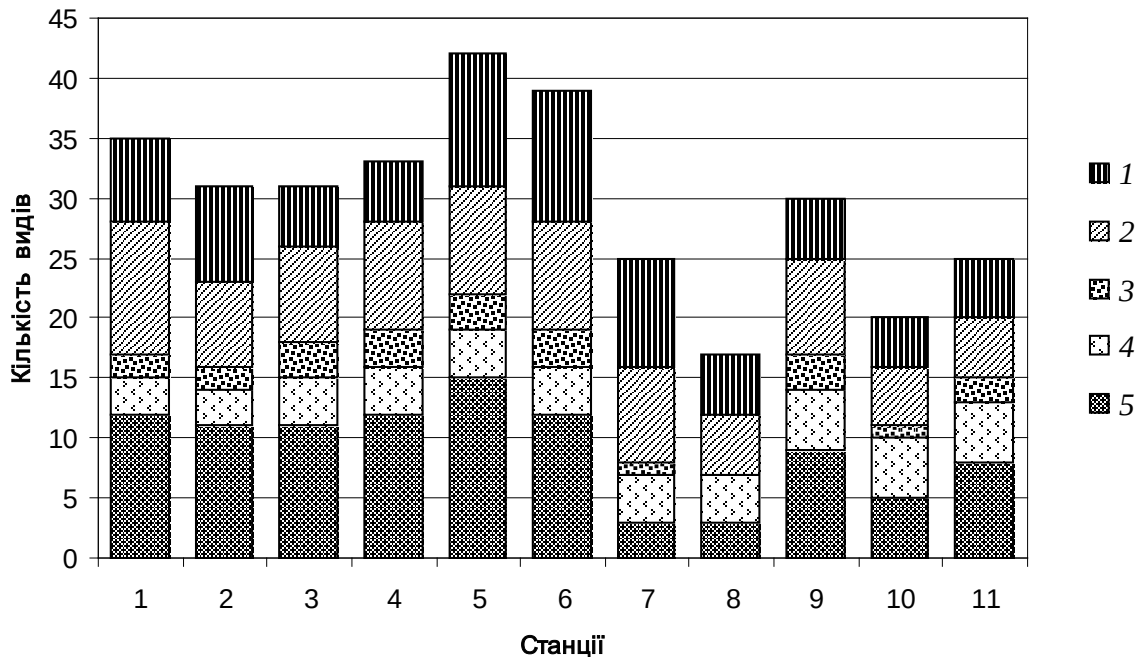


Рис. 3.3.1. Видове багатство та екологічна структура макрофітів досліджених станцій р. Ворскла: 1 – гірогелофіти, 2 – гелофіти, 3 – гідрофіти із плаваючими листками вкорінені, 4 – гідрофіти вільноплаваючі на поверхні води, 5 – гідрофіти занурені.

⁷ *Enteromorpha intestinalis*, *Hydrodictyon reticulatum* Lagerh. (Chlorophyta), *Nitella mucronata* A.Br. (Charophyta).

Значні коливання видового багатства на станціях у межах міста (ст. 4–8) обумовлені високою гетерогенністю антропогенних факторів та різним ступенем їх впливу. Так, на найпершій станції у місті (4), яка ще не зазнає помітного пресу, відмічалось 32 види (аналогічно до еталонних станцій вище міста), на наступних двох станціях (5, 6) спостерігалось збільшення видового багатства до 42–39 видів (внаслідок розширення спектру екоотопів), а на нижньоміських (7, 8) воно спадало до 17–25 (через синергізм різноманітних факторів урбосередовища). На станціях нижче міста (ст. 9–11) показник видового багатства ще помітно коливався (20–30 видів), що свідчить про нестабільність умов та неповернення системи до попереднього еталонного стану на ділянці нижче міста на 4,5 км. Описані перебудови структури, що названі екологічними модифікаціями екосистеми [1, 87, 161], відповідають таким інваріантним станам водних екосистем, які відображають різні рівні антропогенного впливу:

- фоновий стан – станції вище міста та перша у межах міста, на котрих відбуваються перебудови структури, що не призводять до її ускладнення або спрощення;
- стан антропогенного екологічного напруження – середньоміські станції, на котрих відзначається збільшення видового багатства;
- стан антропогенного екологічного регресу – нижньоміські та станції нижче міста, що характеризуються зменшенням різноманіття.

Таким чином, за невеликого антропогенного навантаження спостерігається збільшення кількості видів макрофітів, із його посиленням – кількість видів зменшується, що може свідчити про критичне порушення структури біоценозу.

Порівнюючи подібність видового складу макрофітів різних станцій за коефіцієнтом Жаккара, можна констатувати, що перша група станцій на ділянці вище міста (еталонні) співпадають між собою на 89–93%. Також високий рівень подібності (81–91%) спостерігається між верхньо- та середньоміськими станціями, крім цього, достатньо високу подібність

(64–91%) відзначено між станціями вище міста, верхньо- та середньоміськими (аж до станції 6), що свідчить про подібність екологічних умов на еталонній ділянці вище міста та цих ділянках у місті, які поки що не зазнають помітного впливу міського середовища.

За видовим багатством однорідною є також група станцій нижче міста (рівень подібності 79–86%), а зі станціями нижче міста вони співпадають значно менше – на 50–62%. Найнижча подібність відмічена між нижньоміськими станціями із усіма іншими (42–59%), хоча між собою вони досить подібні (71%). Ці станції також відрізняються найвищим показником оригінальності (1,11; 1,47), тобто за видовим складом нижньоміські станції докорінно трансформовані не лише у порівнянні із контрольними станціями, але й з усіма іншими. Це пов'язано із сумарним комплексним впливом урбанізованого середовища на екосистему річки й, зокрема, на макрофіти. Таким чином, за подібністю видового багатства виділяється 3 групи станцій: 1) станції вище міста, верхньо- та середньоміські; 2) нижньоміські; 3) станції нижче міста. Якщо вважати ділянку вище міста еталонною, то у районі міста униз за течією спостерігається поступове зменшення флористичної подібності із нею, на нижньоміській ділянці (де вплив урбанізованого середовища на річку підсумовується) ця подібність є мінімальною, а нижче міста вона поступово зростає, тобто видовий склад макрофітів поступово відновлюється після проходження річки через міське середовище.

Найбільш чітко відмінність ділянок за видовим багатством відстежується при розрахунку коефіцієнта Жаккара із залученням кількісних даних (у даному випадку, проективного покриття видів). При цьому виділяється ділянка вище міста, а також ділянка нижче міста із високими коефіцієнтами подібності (76% та 56–69% відповідно). Верхньо- та середньоміські ділянки також характеризуються високим рівнем подібності, але із меншими показниками (37–65%). Порівняння із еталонними станціями вище міста виявило поступове зменшення подібності станцій униз за течією від 61–43% – для верхньоміської ділянки, 32–38% для середньоміської,

13–21% – для нижньоміської. А для станцій нижче міста подібність за цими показниками із еталонними станціями є мінімальною – 10–13%. Це може свідчити про те, що якщо видовий склад починає поступово відновлюватися на ділянці нижче міста (що підтверджує коефіцієнт Жаккара якісний), то кількісна структура угруповань ще значно порушена.

При проведенні кластерного аналізу за видовим багатством і проективним покриттям видів методом незваженого попарного арифметичного середнього, де у якості ступеня подібності використаний коефіцієнт Серенсена, подібність 94% (найвища) виявляється між кластером еталонних станцій нижче міста (рис. 3.3.2), 90% – верхньо- та середньоміськими станціями (4, 5, 6); 89% – нижче міста (9, 10, 11), 85% – нижньоміськими (7, 8). Висока подібність (75%) виявляється між кластерами більш високого порядку – станціями нижче міста і кластером еталонних, верхньо- та середньоміських станцій. Найнижча подібність видового багатства (65%) відмічена між кластером станцій нижньоміської ділянки із усіма іншими, що свідчить про найбільші трансформації видового складу та проективної рясності видів макрофітів на цій ділянці внаслідок комплексного впливу урбанізованого ландшафту.

Екологічна структура флори макрофітів. Флора макрофітів дослідженого відрізка русла Ворскли в екологічному відношенні диференційована так: гідрофіти, або справжні водні рослини, – 30 видів (52,6%), у т.ч. занурені – 21 вид (36,8%), вільноплаваючі на поверхні води – 5 видів (8,8%), із плаваючими листками вкорінені – 4 види (7,0%); гелофіти, або повітряно-водні рослини, – 12 (21,1%), гірогелофіти, або рослини урізу води, – 15 (26,3%). Таким чином, найбільшим видовим різноманіттям характеризуються справжні водні рослини. Склад гелофітів є значно збідненим унаслідок недостатнього розвитку екотопів прибережної зони (круті урвисті береги).

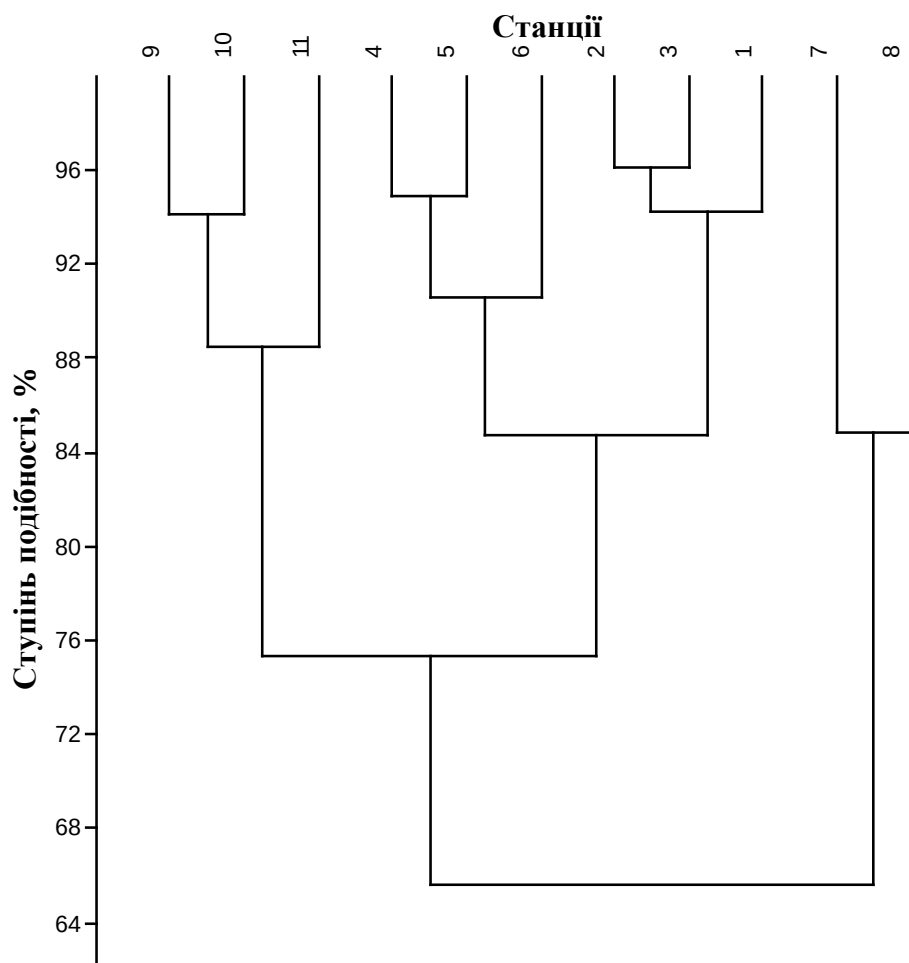


Рис. 3.3.2. Подібність видового багатства та проективного покриття макрофітів досліджених станцій р. Ворскла (за індексом Серенсена).

Розглянемо більш детально динаміку складових екологічного типу гідрофітів (рис. 3.3.1). Зі збільшенням антропогенного навантаження до стану екологічного напруження (станція 6) спостерігається поступове збільшення кількості видів занурених, із плаваючими листками та вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів. При подальшому підвищенні навантаження до стадії екологічного регресу (станції 7, 8) відбувається різке зменшення кількості занурених видів та вкорінених із плаваючими листками (повна відсутність на ст. 8), що свідчить про значне погіршення якості водного середовища на цій ділянці. На ділянці нижче міста спостерігається відновлення видового складу гідрофітів занурених і вкорінених

із плаваючими листками, а також відмічається найбагатший видовий склад вільно плаваючих на поверхні води видів, котрі для свого розвитку потребують значної концентрації поживних речовин у водному середовищі, що має місце після проходження річкою міста.

Таким чином, серед екологічних типів макрофітів найбільш інформативними для оцінки екологічного стану водної екосистеми є гірогелофіти (відбивають стан прибережних екотопів) та гідрофіти (індикують стан водного середовища). Індикаторна роль гелофітів у даному випадку є невисокою, оскільки їх різноманіття пов'язане не стільки із якістю водного середовища, скільки із наявністю придатних екотопів, що в умовах міста спотворюється внаслідок техногенних перетворень прибережної зони.

Частота трапляння. Важливим критерієм оцінки різноманітності є не лише видове багатство, але й оцінка частоти трапляння окремих видів. Частота трапляння (розраховується як відношення числа площадок, на яких вид був присутній, до загальної їх кількості) характеризує якісну відмінність порівнюваних ділянок. Це одна із найважливіших характеристик вида, значення якої можуть бути зумовлені як природними, так і антропогенними факторами. У природних непорушених умовах, крім відносно невеликої кількості видів-домінантів, зазвичай трапляється велика кількість рідкісних видів, тому класична крива трапляння Раунккієра має найбільш високу ліву частину (область низького трапляння), мінімальну середню та деякий підйом в області класів із максимальним траплянням. Зниження загального числа видів при переході від першого класу до наступних відображає природну закономірність, згідно якої кількість рідкісних видів більша за кількість масових [41, с. 38].

Для побудови графіка всі віднайдені на дослідженому відрізку русла види були розподілені відповідно до частоти їх трапляння на 5 класів: А (0–20%), В (21–40%), С (41–60%), D (61–80%), Е (81–100%) (рис. 3.3.3). Розподіл видів макрофітів для всього дослідженого відрізка русла Ворскли (25 км) (рис. 3.3.3, а) має вигляд кривої, що наближена до класичної кривої

Раункієра, однак зі значним переважанням лівої частини кривої, що свідчить про кількісну перевагу в угрупованні рідкісних та малочисельних видів. Відмічається також відсутність виразного комплексу видів із найбільшими показниками трапляння. Це, вочевидь, обумовлено гетерогенністю екологічних умов досліджуваної частини річки, котра включає природне русло, трансформовану ділянку в умовах урбосередовища, а також ділянку нижче міста.

Значне переважання видів класу А (тих, що трапляються зрідка) – 46 видів (82,1% загального списку) та відсутність видів класу Е (постійних для всього відрізка русла) також підтверджують цей висновок. До цього класу (А) увійшли, зокрема, рідкісні флористичні знахідки для регіону досліджень із груп гідрофітів та гелофітів (*Enteromorpha intestinalis*, *Hydrodictyon reticulatum*, *Nitella mucronata*, *Riccia fluitans*, *Nymphaea alba*, *Phragmites altissimus*, *Lemna gibba*). Із частотою трапляння до 40% (клас В) відмічено 6 видів (10,7%), серед яких – характерні представники річкових систем (*Nuphar lutea*, *Sagittaria sagittifolia*), а також індикатори помірного та значного евтрофування (нитчасті водорості, *Lemna trisulca*, *Salvinia natans*). Із високою частотою трапляння відмічені види-індикатори помірного заболочування – *Hydrocharis morsus-ranae*, *Typha latifolia* (клас С), а також евтрофних водойм, багатих на органічні речовини, – *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza* (клас D), котрі до того ж мали високі показники кількісного розвитку (проективне покриття (ПП) до 80–100%).

Аналіз частоти трапляння видів на п'яти ділянках виявив такі закономірності. Для ділянки вище міста (рис. 3.3.3, б) крива трапляння описується класичною кривою Раункієра із домінуючою лівою частиною (рідкісні види), невисокою середньою та деяким підйомом в області класів із максимальним траплянням, що відбиває природний характер цієї частини русла. Для верхньоміської ділянки, де напруження антропогенного впливу є ще не великим, крива змінюється малопомітно (рис. 3.3.3, в).

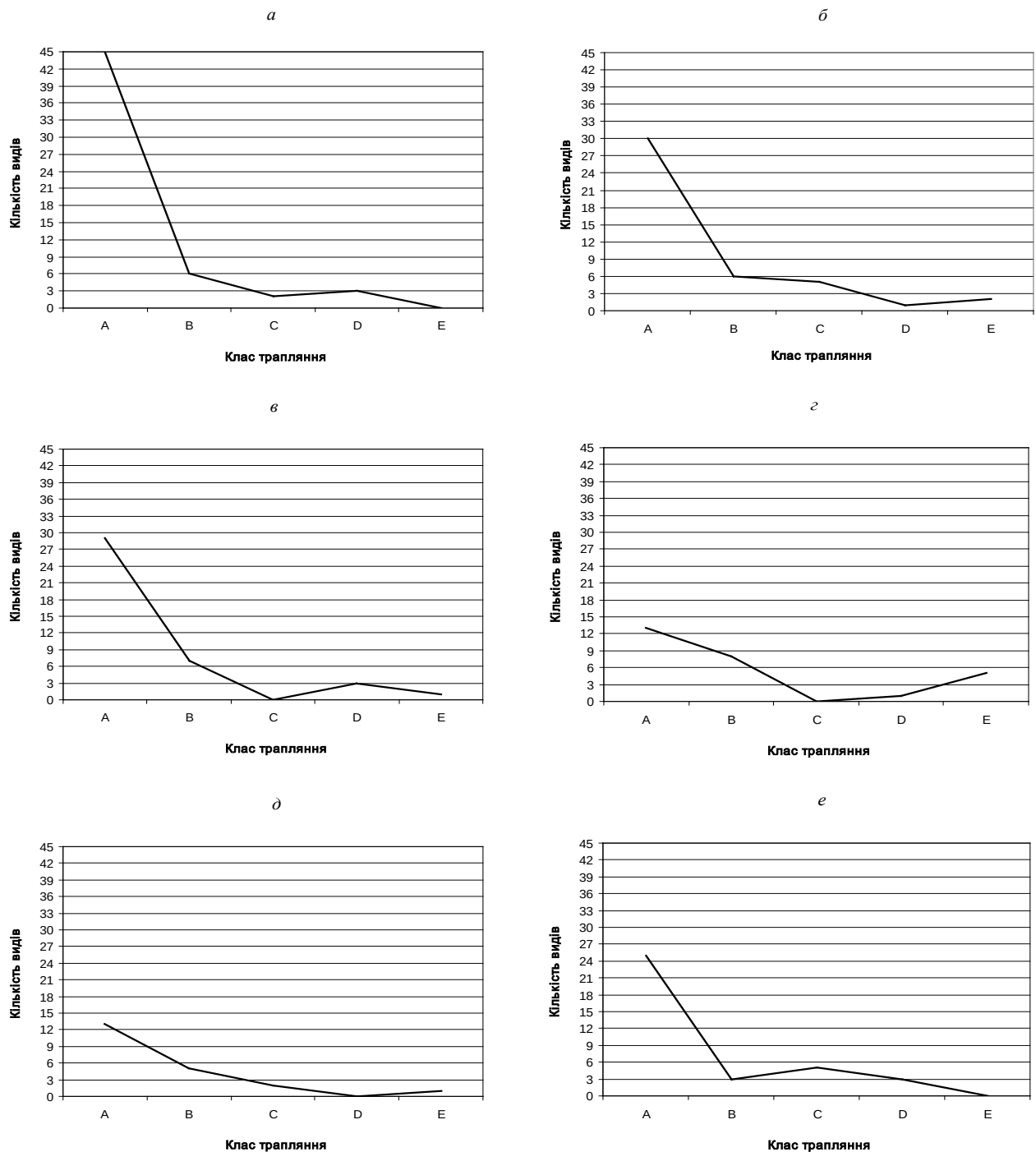


Рис. 3.3.3. Частота трапляння водних макрофітів на різних ділянках р. Ворскла: *а* – на всьому дослідженому відрізку русла, *б* – на ділянці вище міста, *в* – на верхьоміській ділянці, *г* – на середньоміській ділянці, *д* – на нижньоміській ділянці, *е* – на ділянці нижче міста.

Інша форма кривої спостерігається для середньо- та нижньоміської ділянок (рис. 3.3.3, з, д). Так, на тлі різкого збіднення видового складу переважно за рахунок рідкісних видів на середньоміській ділянці із високою частотою трапляння (класи D, E) відмічається порівняно невелика кількість видів-домінантів – *H. morsus-ranae*, *C. demersum*, *L. minor*, *S. natans*, *Myriophyllum spicatum*, *S. polyrrhiza*, котрі належать до індикаторів високотрофних вод. На нижньоміській ділянці в умовах комплексного впливу урбанізованого середовища та сильного збіднення видового складу макрофітів крива частоти трапляння наближається до прямої за рахунок сильного збіднення групи рідкісних видів, а також зникнення видів-домінантів (окрім *C. demersum*), що може свідчити про порушення структури заростей внаслідок дуже несприятливих екологічних умов, які встановлюються після проходження річки крізь міське середовище. Для ділянки нижче міста крива не набуває форми, характерної для еталонної ділянки, у зв'язку з тим, що якість середовища, очевидно, ще не відновилася (рис. 3.3.3, е).

Таким чином, при напруженні дії антропогенних факторів крива трапляння видів трансформується у напрямку наближення її до прямої лінії; видове багатство скорочується у першу чергу за рахунок рідкісних видів, котрі зазвичай є стенотопними, на відміну від константних евритопних.

Рясність видів. Показники кількісного розвитку окремих організмів можуть змінюватись при антропогенному впливові та, як наслідок, певною мірою відображати його навантаження. Для такого аналізу нами розглядалася рясність константних видів-домінантів, котрі формують ценози та визначають вигляд угруповань, а також видів, котрі зустрічалися зрідка, зазвичай із невисокою рясністю, але виступали досить чутливими індикаторами екологічних умов. Рясність макрофітів виражалася через проективне покриття (ПП) видів та була оцінена у балах із використанням модифікованої шкали Браун-Бланке: 1 бал – вид присутній одинично, 2 – ПП до 5%, 3 – ПП 5–25%, 4 – ПП 25–50%, 5 – 50–75%, 6 – більше 75%.

У даному випадку види-домінанти, які постійно трапляються, є евтрибіонтами і у зв'язку з цим їх присутність не має індикаторного значення, однак їх ПП на ділянці може вказувати на певні екологічні умови, зокрема, на ступінь антропогенного евтрофування. Всього для дослідженого відрізка русла ріки було виділено 15 константних видів-домінантів (рис. 3.3.5).

Для ділянки вище міста (рис. 3.3.4, а) відмічено 13 видів цієї групи, характерна порівняна вирівненість показників їх ПП та наявність лише одного виду із більш високими показниками ПП (*Ceratophyllum demersum*). На верхньоміській ділянці (рис. 3.3.4, б) виражені всі види цієї групи, вирівненість їх ПП вже не відстежується, а кількість видів із найвищими значеннями ПП зростає до 3 (*Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, нитчасті водорості). Таким чином, якщо за видовим складом відмінність між цими ділянками практично відсутня, то кількісні характеристики (ПП видів) зазнають змін у напрямку збільшення.

Для середньоміської ділянки (рис. 3.3.4, в), на якій прес антропогенних факторів є вищим, характерна помітна диференціація видів за показником кількісного розвитку, а велика група із 7 видів розвиває найвищі показники ПП, аж до максимальних (*Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Salvinia natans*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*), що є наслідком посилення антропогенного евтрофування річки униз за течією у межах міста. На нижньоміській ділянці (рис. 3.3.4, г) трансформація ПП макрофітів найбільш виразна: різкість усіх видів помітно спадає, домінують 3 види (*Ceratophyllum demersum*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*), що теж свідчить про підвищену трофність ділянки, а також можливе пригнічення розвитку більшості видів макрофітів забруднюючими речовинами. На ділянці нижче міста (рис. 3.3.4, д) відновлюється склад видів-домінантів, їх показники різності також вирівнюються, однак вони значно перевищують показники еталонної ділянки вище міста, що також свідчить про підвищений трофічний статус цієї ділянки річки після проходження її через урбанізовану територію

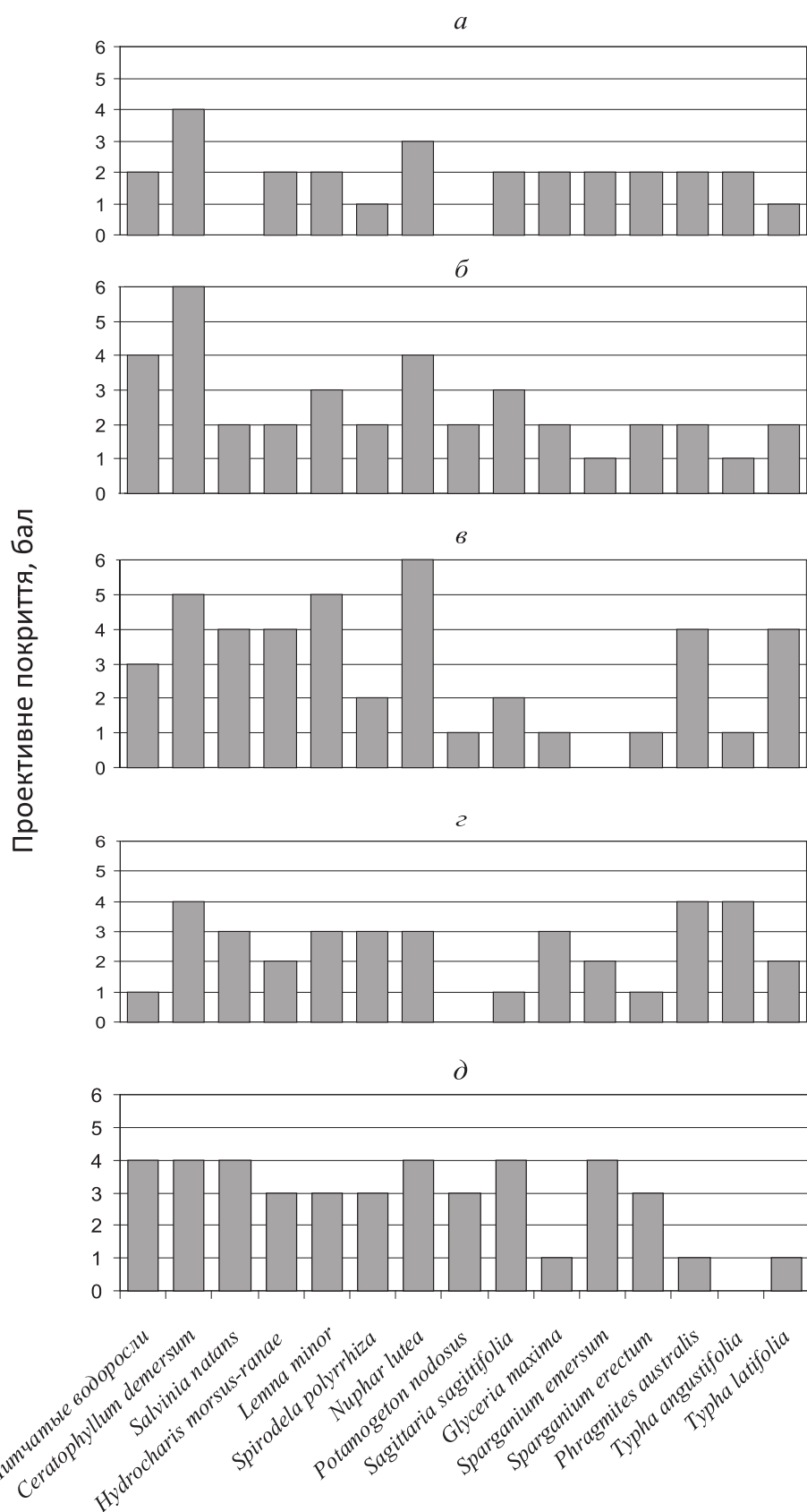


Рис. 3.3.4. Проективне покриття константних видів-домінантів на різних ділянках русла р. Ворскла: *a* – вище міста, *б* – верхньоміській, *в* – середньоміській, *г* – нижньоміській, *д* – нижче міста.

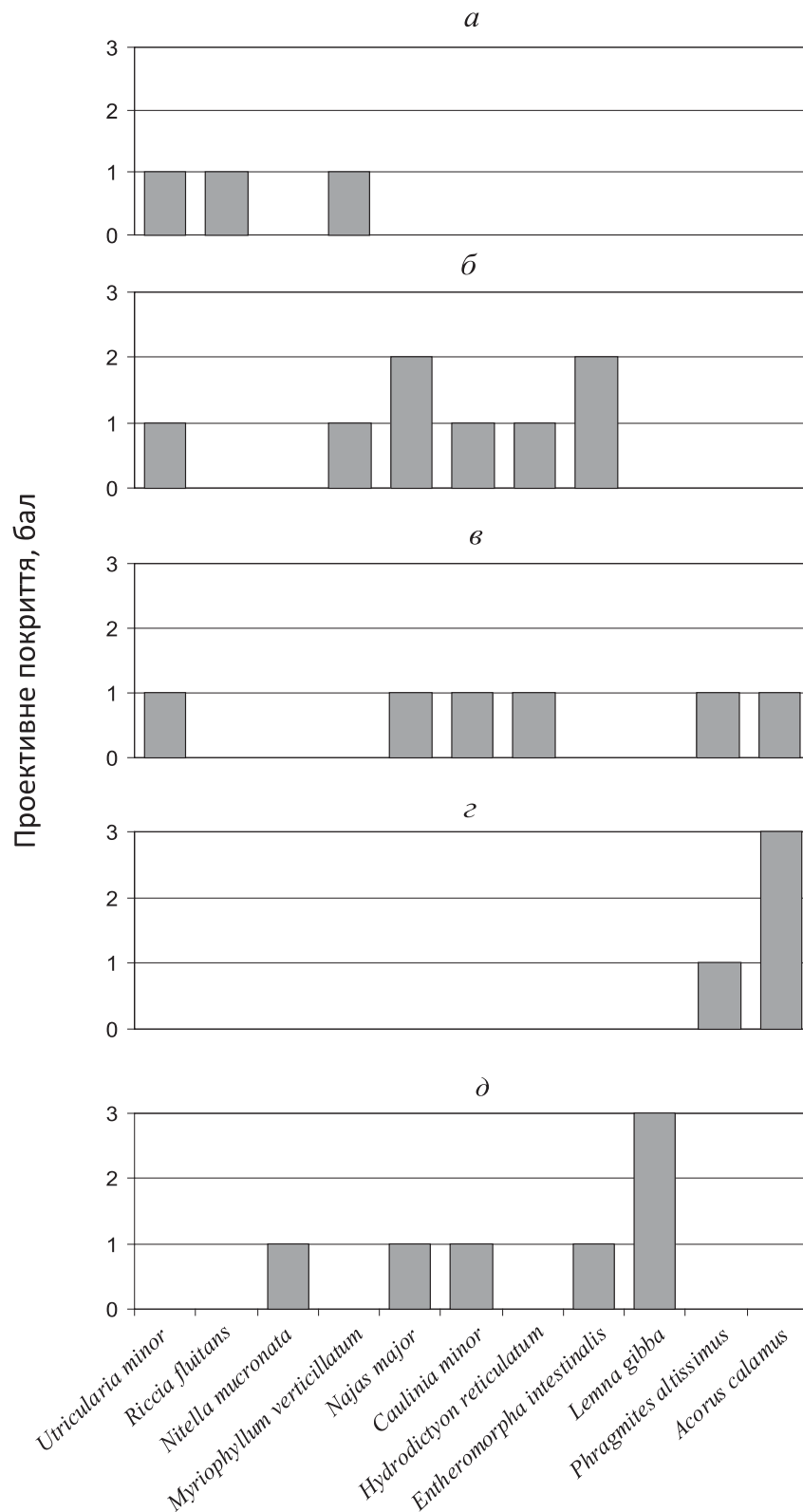


Рис. 3.3.5. Проективне покриття рідкісних видів на різних ділянках русла р. Ворскла: *a* – вище міста, *б* – верхньоміській, *в* – середньоміській, *г* – нижньоміській, *д* – нижче міста.

Цікавим є також відстежити показники кількісного розвитку рідкісних на дослідженому відрізку русла видів (рис. 3.3.5, *a–d*). Так, для ділянки вище міста серед рідкісних видів були відмічені *Riccia fluitans*, *Utricularia minor*, котрі є індикаторами олігосапробної зони [14, 262].

На верхньоміській ділянці зберігається присутність лише пухирника малого, але відмічається поява нових видів-індикаторів евтрофних і навіть гіпертрофних водойм: *Hydrodictyon reticulatum*, *Enteromorpha intestinalis*, *Caulinia minor*, *Najas major*. Нижче за течією на середньоміській ділянці додатково відмічені *Phragmites altissimus*, *Acorus calamus* – інвазивні види, поява яких пов'язана із порушенням прибережних екотопів у межах міста. Для нижньоміської ділянки із групи рідкісних видів зберігаються лише інвазивні із високими показниками ПП. На ділянці нижче міста, окрім раніше відмічених видів-індикаторів значного евтрофування (*Enteromorpha intestinalis*, *Caulinia minor*, *Najas major*), виявлені також *Lemna gibba*, *Nitella mucronata*, котрі індикують високий трофічний статус цієї ділянки.

Отже, рясність евритопних домінантних видів можна використати у якості індикатора антропогенного евтрофування водних систем, а поява рідкісних видів індикує зміни якості водного середовища.

Індикаторні групи макрофітів. Аналізуючи розподіл всієї сукупності макрофітів, виявлених на дослідженому відрізку русла Ворскли, можна виділити кілька груп рослин за приуроченістю до тих або інших його ділянок із різним ступенем урбанізації ландшафту:

1) види, що зустрічаються на всіх ділянках, – найбільш чисельна група (22 види), представлена переважно евритопними видами-домінантами, котрі виступають ценозоутворювачами (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Lemna minor* тощо), а також характерними саме для річкових систем (*Butomus umbellatus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium erectum*, *S. emersum*). У даному випадку індикатором є не наявність виду, а показник його проективної рясності, змінюваний по ділянках;

2) види, які зустрічаються лише на ділянці вище міста, – *Elodea canadensis*, *Catabrosa aquatica*, *Equisetum fluviatile*, *Riccia fluitans*. Перші два види є індикаторами помірного антропогенного впливу, хвощ – мезо-евтрофних умов, популяції якого при посиленні евтрофування деградують [140], а річчія належить до індикаторів олігосапробної зони [14]. На ділянці вище міста вид масово траплявся у ценозах *Phragmites australis*, *Ceratophyllum demersum*, *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*, де, розвиваючи ПП до 5%, виступав асектатором поряд із *Lemna trisulca*, видами роду *Utricularia* L., нитчастими водоростями;

3) види, що зростають на ділянках вище міста та у місті в умовах помірного антропогенного впливу (станції 1–6) – *Myriophyllum verticillatum* (1.8), *Utricularia minor* (1.0), *U. vulgaris* (2.1), *U. australis* (2.0). Згідно індексів сапробності, зазначених у дужках, більшість цих видів є індикаторами β -мезосапробної зони [262], а *U. minor* – олігосапробної, у зв'язку з чим вони закономірно зникають зі складу заростей в умовах надмірного антропогенного впливу та не зустрічаються нижче середньоміської ділянки (станція 6);

4) види, що зустрічаються лише на міській ділянці в умовах значного антропогенного впливу (станції 7, 8) – *Phragmites altissimus*, *Acorus calamus* – інвазивні види, котрі утворюють угруповання на порушених прибережних місцезростаннях у межах міста. Серед макрофітних водоростей показовою є знахідка лише на міських станціях *Hydrodictyon reticulatum* – виду, який наводиться для евтрофних та гіпертрофних водойм [146];

5) види, які зустрічаються у місті в умовах значного комплексного антропогенного впливу та нижче міста, – *Caulinia minor*, *Najas major*, *Enteromorpha intestinalis*, *Salvinia natans*, *Potamogeton nodosus*. Це види-індикатори евтрофних ділянок, що піддаються антропогенному впливу, із донними відкладами, що багаті на поживні речовини [140], а зелена водорість *E. intestinalis* є індикатором α , β -мезосапробної зони [145];

6) види, що зустрічаються лише на ділянці нижче міста, – *Lemna gibba*, *Nitella mucronata*. Ряска горбата ($S_i=2.4$) характерна для водойм із високим вмістом солей, органічних речовин, а посилення антропогенного евтрофування стимулює розвиток її популяцій [140], тому поява цього виду нижче міста в угрупованнях гелофітів, у заростях яких можлива концентрація забруднень, є цілком закономірною. Вид тут траплявся масово (ПП до 80%) та часто (ЧТ 44%). Харова водорість *Nitella mucronata* була зафіксована лише один раз, але її поява також пояснюється наслідками антропогенного забруднення річки, оскільки даний вид серед харових водоростей вважається найменш чутливим до евтрофування [261].

Таким чином, комплекс видів груп 2 і 3 виступає індикатором еталонних умов р. Ворскла та незначного антропогенного впливу на річкову систему, а види груп 4, 5, 6 є індикаторами значного антропогенного впливу на екосистему річки (рис. 3.3.6).

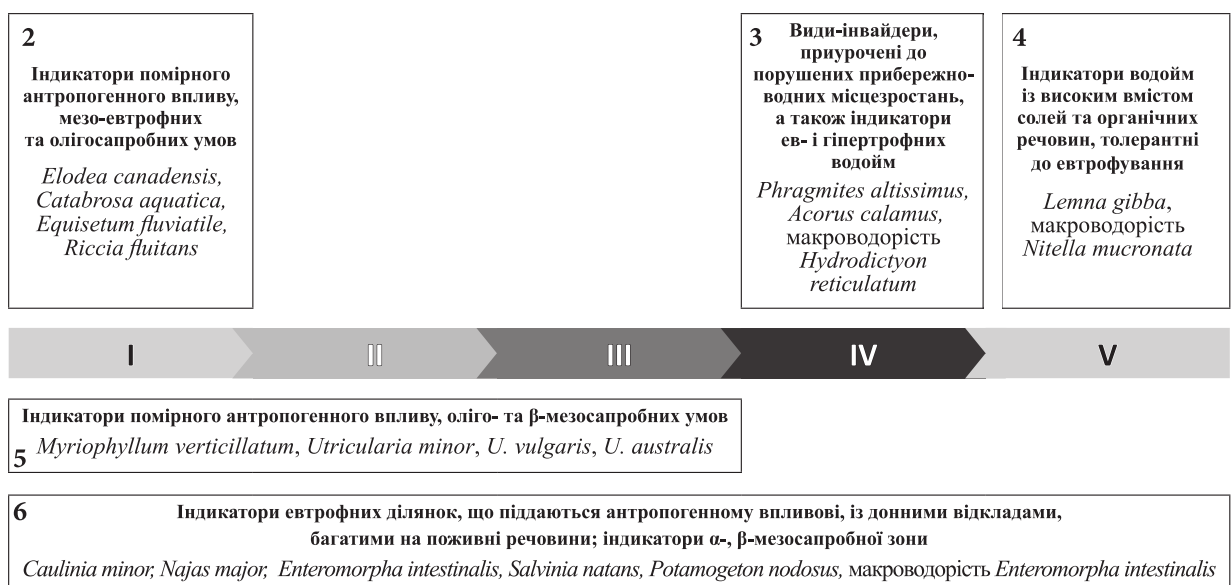


Рис. 3.3.6. Індикаторні групи макрофітів за приуроченістю до ділянок р. Ворскла із різним ступенем урбанізації ландшафту.

Отже, трансформацію флористичного складу макрофітів на різних ділянках річки можна пояснити різним ступенем антропогенного впливу (евтрофування, забруднення, трансформація русла, рекреація, порушення місцезростань), а також різною толерантністю окремих видів до цього впливу.

За помірного впливу урбанізованого середовища на річкову екосистему відбувається збільшення видового багатства, різноманітності видів та ускладнення екологічної структури макрофітів. При подальшому посиленні впливу відбувається поступове погіршення (спрощення, збіднення) структурних показників макрофітів, котрі в умовах максимального впливу урбосередовища відхиляються до критичних значень.

За результатами проведених досліджень встановлено, що у річці за 5 км нижче міста не відбувається відновлення структурних показників макрофітів до таких на еталонній ділянці у зв'язку з тим, що якість водного середовища ще не відновилася до вихідного природного рівня після проходження річкою урбанізованого ландшафту.

**ОСОБЛИВОСТІ ЦЕНОТИЧНОЇ ТА ПРОСТОРОВОЇ СТРУКТУРИ
ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ
УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

**4.1. Класифікаційна схема рослинності
та загальна характеристика синтаксонів**

В результаті проведених досліджень в урбанізованих водних об'єктах м. Полтави було ідентифіковано 37 асоціацій (у т.ч. 8 субасоціацій та 2 варіанти) із 14 союзів, семи порядків та трьох класів, що співставне із даними інших дослідників по ценорізноманіттю водної рослинності деяких урбанізованих територій. Так, для водних об'єктів м. Львова відомо 48 рослинних асоціацій [46], водойм м. Києва – від 38 асоціацій [186] до 42 [86] безрангових угруповань).

Класифікаційна схема ВВР досліджених водних об'єктів

Cl. LEMNETEA R. Tx. 1955

Ord. Lemnetalia minoris R. Tx. 1955

Al. Lemnion minoris R. Tx. 1955

1. As. Lemnetum minoris (Oberd. 1957) Th. Müller et Görs 1960
2. As. Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae W. Koch 1954 em Müller et Görs 1960
3. As. Salvinio-Spirodeletum polyrrhizae Slavnić 1956
4. As. Spirodeletum polyrrhizae W. Koch 1954
5. As. Lemno-Salvinietum natantis Migan et J. Tx. 1960

Al. Lemnion trisulcae Den Hartog et Segal 1964

6. As. Lemnetum trisulcae Soó 1927

Al. Hydrocharition morsus-ranae Rubel 1933

7. As. Hydrocharitetum morsus-ranae Van Langend. 1935
subass. Hydrocharitetum morsus-ranae typicum Dubyna 1986
8. As. Ceratophyllo-Hydrocharitetum Pop 1962

Cl. POTAMETEA Klika in Klika et Novak 1941

Ord. Callitricho-Batrachietalia Passarge 1978

Al. Ranunculion aquatilis Passarge 1964

9. As. Batrachietum trichophylli Soó (1927) 1971

Ord. Potametalia W. Koch 1926

Al. Ceratophyllion demersi Den Hartog et Segal 1964

10. As. Ceratophylletum demersi (Soó 1927) Eggler 1933

Al. Nymphaeion albae Oberdorfer 1957

11. As. Nupharetum lutei Beljavetchene 1990
12. As. Myriophyllo-Nupharetum W. Koch 1926
subass. Myriophyllo-Nupharetum potametosum pectinati Dubyna 2006
13. As. Potametum natantis Oberdorfer 1977

Al. Parvopotamion (Vollmar 1947) Den Hartog et Segal 1964

14. As. Potametum trichoidis Freitag, Markus, Schwippl 1958
15. As. Potametum crispum Soó 1927
16. As. Ceratophyllo-Potametum crispum Horvatić i Micevski 1960
17. As. Potametum pectinati Carstensen 1955
subass. Potametum pectinati typicum Dubyna 2006
subass. Potametum pectinati potametosum crispum Dubyna 2006

Al. Magnopotamion (Vollmar 1947) Den Hartog et Segal 1964

18. As. Potametum lucentis Hueck 1931
subass. Potametum lucentis typicum Dubyna 2006
19. As. Potametum perfoliati (W. Koch 1926) Passarge 1964
subass. Potametum perfoliati ceratophylletosum demersi Dubyna 2006
subass. Potametum perfoliati potametosum pectinati Zapletalek 1939
20. As. Elodeetum canadensis Egger 1933
subass. Elodeetum canadensis typicum Dubyna 2006
21. As. Potametum nodosi (Soó 1960) Segal 1964

Cl. PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA Klika in Klika et Novak 1941

Ord. Nasturtio-Glycerietalia Pignatti 1953

Al. Glycerio-Sparganion Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942

22. As. Sparganietum erecti Roll 1938
23. As. Glycerietum maximae Hueck 1931
24. As. Sagittario-Sparganietum emersi R. Tx. 1953

Ord. Phragmitetalia W. Koch 1926

Al. Oenanthion aquaticae Hejný ex Neuhausl 1959

25. As. Eleocharitetum palustris Ubrizsy 1948
26. As. Butometum umbellati (Konczak 1968) Philippi 1973
27. As. Butomo-Sagittarietum sagittifoliae Losev in Losev et Golub 1988

Al. Phragmition communis W. Koch 1926

28. As. Phragmitetum communis (Gams 1927) Schmale 1939
29. As. Typhetum angustifoliae Pignatti 1953 var. typica
30. As. Typhetum latifoliae G. Lang 1973
31. As. Scirpetum lacustris Schmale 1939 var. typica
32. As. Acoretum calami Egger 1933

Ord. Magno-Caricetalia Pignatti 1953

Al. Caricion gracilis Neuhausl 1959 em. Balátova-Tulácková 1963

33. As. Caricetum gracilis Savič 1926
34. As. Caricetum vesicariae Chouard 1924
35. As. Caricetum acutiformis Egger 1933

Ord. Bolboschoenetalia maritimi Hejný in Holub et al. 1967

Al. Scirpion maritimi Dahl et Hadac 1941

36. As. Bolboschoenetum maritimi (Warm. 1906) R. Tx. 1937

Al. Typhion laxmannii Losev et Golub 1988

37. As. Typhetum laxmannii Nedelcu 1968

Синоптичні таблиці асоціацій класів рослинності наведені у додатку Г.

1. Угрупування асоціації *Lemnetum minoris* зустрічаються переважно у ставках руслового типу (№№ 13, 71 Полтавського міського парку та №№ 1, 21 Пушкарівської балки), де вони в інтервалі глибин 30–80 см та в умовах мулистих субстратів формують зарості по периферії водного дзеркала або ж повністю вкривають акваторію неглибоких водойм. Поодинокі невеликі плями ценозів цієї асоціації також відмічено на середьоміській ділянці р. Ворскла (район човнової станції на лівому березі) на глибинах до 150 см. В усіх випадках угруповання двоярусні, загальне проективне покриття (ЗПП) їх сягає 100% при ПП *Lemna minor* до 80–90%, але якщо у ставках видовий склад нараховує не більше 3 видів (підводний ярус можуть формувати *Ceratophyllum demersum* та нитчасті водорості, забезпечуючи до 40% ПП), то у р. Ворскла флористичний склад включає до 9 видів, у т.ч. *Spirodela polyrrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans* (до 5% ПП) та *Nuphar lutea* (поодинокі) у наводному ярусі, а також *Najas major* (ПП до 1%) поряд із *Ceratophyllum demersum* (ПП до 50 %) та нитчастими водоростями (ПП до 20%) – у підводному.

2. Угрупування асоціації *Lemno minoris–Spirodeletum polyrrhizae* відмічено у єдиному місцезростанні малої паркової водойми (ставка-копанки № 3а) ботанічного саду Полтавського педуніверситету, де воно вкривало всю акваторію. Це угруповання із ЗПП 100% сформоване майже за рівною участю обох співдомінантів, які у підводному ярусі по периметру водойми доповнені незначними домішками (ПП до 1%) *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus*, а також нитчастих водоростей. Очевидно, ця асоціація має перехідний характер від *Lemnetum minoris* до *Spirodeletum polyrrhizae* та відбиває поступове наростання трофності водного середовища, аж до сильного антропогенного евтрофування, характерного для угруповань багатокорінника [140], і виявляє тенденцію до заміни останніми. Як відомо з літератури, змінно-домінантний комплекс *Spirodela polyrrhiza* та *Lemna minor* є звичайним для міських водойм Києва [82].

3. Угрупування асоціації ***Salvinio-Spirodeletum polyrrhizae*** поширені на мілководдях верхньоміської ділянки р. Ворскла, де вони описані на глибинах до 180 см на піщаних та мулистопіщаних субстратах із ЗПП близько 100%. ПП *Salvinia natans* досягає 60%, *Spirodela polyrrhiza* – 30–40%. Кількість видів у описах – 5–7 (в середньому 6,0). Ценофлора нараховує 10 видів. Угрупування переважно двоярусні. У наводному ярусі зарості доміантних видів доповнюють *Lemna minor* (ПП 1–5%), *Nuphar lutea*, *Hydrocharis morsus-ranae* (ПП до 5%). Підводний ярус репрезентований розрідженими заростями *Ceratophyllum demersum* (ПП 5–10%), *Lemna trisulca*, *Riccia fluitans* (ПП до 1%). Зрідка трапляються поодинокі флористичні елементи ярусу надводних рослин – *Butomus umbellatus*, *Typha latifolia* (ПП до 1%).

4. Ценози асоціації ***Spirodeletum polyrrhizae*** були типово представлені на мілководдях верхньоміської ділянки (мікрорайон Дублянщина, район ІІ міського пляжу), а також поодинокі траплялися на трансформованій нижньоміській ділянці р. Ворскла (нижче скиду колектора зливової каналізації). Крім того, місцезростання цієї асоціації виявлені на русловому ставку Горбанівського масиву (№9), розташованому у периферійній частині міста серед садибної забудови. Типовим для цих угруповань є мулисті субстрати, висока щільність (ЗПП сягає 100% при ПП *Spirodela polyrrhiza* 75–90%) і двоярусна будова, причому у наводному ярусі часто присутні домішки *Hydrocharis morsus-ranae* (ПП 1–10%), а в підводному – *Ceratophyllum demersum* (ПП 20–50%) та нитчастих водоростей (ПП до 20%). Разом із тим, річкові ценози відмічені на більших глибинах (до 180 см проти 50–70 см у ставку) та характеризуються багатшим флористичним складом – до 8 видів (у ставку – всього 4): у наводному ярусі подекуди зафіксовано незначну участь (ПП до 5%) *Lemna minor*, *Nuphar lutea*, *Salvinia natans*, у підводному – *Lemna trisulca*, *Riccia fluitans*, *Utricularia australis*.

5. Угрупування асоціації ***Lemno-Salvinietum natantis*** зустрічаються на мілководдях середньоміської ділянки р. Ворскла, а також та на гідроекотопах

річкової стариці, де вони сформувалися на глибинах 80–90 см та субстраті замуленого піску із ЗПП 100%. ПП *Lemna minor* – 10–30%, *Salvinia natans* – 50–75%. Кількість видів у описах – 6–8 (в середньому 7,0), багатство ценофлори складають 9 видів. Угрупування двоярусні. Серед домішок (із ПП 1–5%) у наводному ярусі відмічено *Spirodela polyrrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Nuphar lutea*; у підводному ярусі типовими є *Ceratophyllum demersum* (ПП до 50%), іноді досить значне ПП (до 30–40%) розвиває *Lemna trisulca*, одинично трапляються *Najas major* та *Myriophyllum spicatum* (ПП до 1%).

6. Ценози асоціації ***Lemnetum trisulcae*** представлені на мілководдях верхньоміської (низькоурбанізованої) ділянки р. Ворскла та можуть формувати прибережні смуги у деяких руслових ставках (верхній став №105 Горбанівського каскаду). Середній інтервал глибин становить 30–70 см, ґрунти переважно мулисті та муристо-піщані, ЗПП завжди високе (до 100%). В угрупованнях середньої річки відмічено найбільше ПП ценозоутворюючого виду (80–90%), найвище флористичне різноманіття (до 10 видів, зокрема, вільноплаваючі гідрофіти *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans* забезпечують від 1 до 5% ПП) та найскладніша просторова структура (розвинений наводний ярус із ПП 1–10% доповнюють окремі види підводного – *Potamogeton pectinatus*, *Caulinia minor* – та надводного – *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia* – ярусів). Різноманітність ставкових ценозів гранично низька (2–3 види в описах), високе ПП (до 50%) тут типово формує *Lemna minor*; участь в одному з таких ценозів гідрофільного мохоподібного *Drepanocladus aduncus* (ПП до 25%) може засвідчувати тенденцію до заболочування відповідних екотопів [29].

7. Всі описані угруповання асоціації ***Hydrocharitetum morsus-ranae*** характерні тільки для штучних водойм із уповільненим водообміном та постійним рівнем води (окремі ставки Полтавського міського парку та Горбанівського масиву (№№ 12, 76, 109), заповнений водою кар'єр (№103)

у заплаві р. Ворскла), де відмічені на ділянках акваторій із інтервалом глибин 50–80 см та мулистими донними відкладами. Флористичний склад угруповань налічує від 4 до 14 видів (в середньому 8,0), багатство ценофлори становить 16 видів. ЗПП сягає 90–100%. ПП ценозоутворюючого виду варіює у широких межах – від 25 до 90%. Угруповання здебільшого двоярусні. У наводному ярусі повсюди зареєстровано участь *Lemna minor* (ПП 1–5%, рідше до 25%), подекуди – *Spirodela polyrrhiza* (ПП не більше 5%). У підводному ярусі примітною в усіх описах є висока ценотична активність *Ceratophyllum demersum* (ПП 10–40%), а в ставках Горбанівського масиву – ще й наявність домішок *Elodea canadensis* (ПП не більше 5%). Крім того, у більшості водойм, у яких траплялася дана асоціація, у підводному ярусі виявлено значну участь нитчастих водоростей (ПП 5–40%), подекуди також із домішками *Enteromorpha intestinalis*. У ставку №105 Горбанівського масиву в угрупованні жабурника відмічено розвиток надводного ярусу за незначною участю гелофітів *Equisetum fluviatile*, *Sparganium erectum*, *Typha latifolia* та гідрогелофітів *Eleocharis palustris*, *Agrostis stolonifera*, *Lythrum salicaria*.

8. Угруповання асоціації ***Ceratophyllo-Hydrocharitetum*** виявлені на мілководдях міського відрізка р. Ворскла у районі Прирічкового парку біля човнової станції та вище скиду колектора (середньоміська ділянка) на глибинах до 130–180 см. Ґрунти – потужні чорні мули із відчутним запахом сірководню. Фітоценози відрізняються високою щільністю (ЗПП 100%), діагностичні види розвивають високе покриття (до 80–100% у *Hydrocharis morsus-ranae* та 25–70% у *Ceratophyllum demersum*). Флористичний склад небагатий (8–9 видів), ценофлора нараховує 10 видів. У наводному ярусі також стабільно присутні *Lemna minor* (ПП до 5%), *Spirodela polyrrhiza* та *Salvinia natans* (ПП кожного виду близько 1%), випадково тут може траплятися *Nuphar lutea*, а з повітряно-водних рослин – *Sagittaria sagittifolia*. У підводному ярусі значною є участь нитчастих водоростей (ПП до 25%),

поодинокі відмічені *Potamogeton lucens* та водорість *Hydrodictyon reticulatum*.

9. Синузії асоціації *Batrachietum trichophylli* відмічені у єдиному місцезростанні найнижчого у каскаді ставку дендропарку (водойма №14). Тут на початку вегетаційного сезону на глибинах до 50 см та мулистих ґрунтах формуються флористично бідні угруповання із високим ПП ценозоутворюючого виду (до 80–100%), який подекуди доповнюють *Ceratophyllum demersum* та нитчасті водорості (ПП обох видів до 5%). Вже до середини червня такі ценози поступово деградують. Їх формуванню могли сприяти аварійні зниження рівня води у даній водоймі, пов'язані із недосконалим станом гідроспруд [140].

10. Угруповання асоціації *Ceratophylletum demersi* зустрічаються на більшості досліджених біотопів як проточного так і непроточного типу в інтервалі глибин 10–200 см на мулистих, піщаних та піщано-мулистих ґрунтах. Всі описані угруповання відрізняються високим ЗПП (50–100%) та відносно небагатим флористичним складом (1–12 видів в описах).

Для міських водойм ценози асоціації *Ceratophylletum demersi* є типовими (описано у 70% досліджених об'єктів – №№ 1, 2, 3а, 9, 10, 12–14, 59, 103, 104), тут вони формують смуги уздовж берегів та можуть займати водну товщу мілководних сильно евтрофованих ставків і копаней, схильних до заболочування. Всі угруповання відрізняються високим загальним ПП (до 100%) та ПП ценозоутворювача (50–100%), а також дуже низьким видовим багатством (1–7 видів, у середньому – 3,3 види). Ценофлора нараховує 12 видів. Вертикальну структуру угруповань формують, як правило, два яруси. У підводному ярусі більш постійними флористичними елементами (ЧТ 36–57%) є нитчасті водорості та *Myriophyllum spicatum* (ПП кожного – до 50%), решта видів трапляються нечасто (*Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*) або випадково (*Lemna trisulca*, *Elodea canadensis*, *Utricularia australis*, *Enteromorpha intestinalis*) та розвивають незначне ПП (1–10%). У наводному

ярусі відмічено всього три (очевидно, найбільш стійкі до міських умов) види вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів – *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* та *Hydrocharis morsus-ranae* – постійність яких не перевищує 21%, а ПП – 25%.

На відрізку р. Ворскла у межах міста угруповання асоціації *Ceratophylletum demersi* демонструють виключно високе ПП домінантного виду (75–100%). Видове багатство варіює від 5 до 12 видів (у середньому – 7,7), багатство ценофлори – 18 видів. Угруповання зазвичай двоярусні. Підводний ярус у половині описів доповнюють *Myriophyllum spicatum* та *Lemna trisulca* (ПП обох видів до 25%), майже постійно фіксуються нитчасті водорості із ПП 5–80%, рідше трапляються *Potamogeton pectinatus* (ПП 5–30%), *P. perfoliatus* (ПП 5–20%), одиничні включення *Najas marina*, *Caulinia minor*, *Utricularia australis* та *U. vulgaris* (останній більш антропоотолерантний вид замінює в міських умовах чутливіший до антропогенного впливу *U. minor*), а також зелених макрофітних водоростей *Enteromorpha intestinalis* та *Hydrodictyon reticulatum*. У наводному ярусі закономірно представлені *Lemna minor* (постійність V, ПП 5–25%), *Spirodela polyrhiza* (постійність IV, ПП до 5%), *Hydrocharis morsus-ranae* (постійність IV, ПП до 25%), відзначалася випадкова присутність *Salvinia natans*, *Potamogeton nodosus* та *Nuphar lutea*.

У досліджених урбанізованих водних об'єктах типовим компонентом флори ценозів куширу зануреного виступають нитчасті водорості: на міських водоймах – із ЧТ 57%, на річковому відрізку у межах міста – 90% (для порівняння: на ділянці р. Ворскла вище міста – із ЧТ 50%, ділянці нижче міста – 67%), що може свідчити про значний евтрофуючий вплив урболаншафту [92, 168, 232].

11. Угруповання асоціації *Nupharetum lutei* звичайно поширені на всьому дослідженому відрізку р. Ворскла, але у міських водоймах не трапляються. На ділянках річки у межах міста ці лімnofільно-реофільні

угруповання [82] описані на глибинах 20–200 см, на мулистих ґрунтах і замуленому піску. ЗПП угруповань сягає 100%, при цьому ПП діагностичного виду варіювало від 50% до 90%. Кількість видів у описах коливалася від 2 до 7 (в середньому 4,6), кількість видів у ценофлорі – 9. Угруповання двоярусні. Наводний ярус можуть у незначній кількості (ПП 1–5%) доповнювати *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*. Підводний ярус типово включає досить розвинені зарості *Ceratophyllum demersum* (ПП до 50%), а також подекуди домішки нитчастих водоростей (ПП 5–20%) та одиничні екземпляри *Utricularia australis* і *Lemna trisulca*.

12. Угруповання асоціації ***Myriophyllo-Nupharetum***, навпаки, на міському відрізку Ворскли не фіксувалися, проте виявлені в еталонній водоймі стариці цієї річки (№ 104), де формували вузьку уривчасту смугу поясу рослинності із плаваючими листками уздовж периметру акваторії. При ЗПП всього угруповання 100% домінантні види *Nuphar lutea* та *Myriophyllum verticillatum* забезпечували ПП до 75% та 5% відповідно. Угруповання двоярусні, кількість видів у ценофлорі становить 15. Серед інших видів у наводному ярусі слід відзначити вільноплаваючі гідрофіти *Salvinia natans*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, ПП яких не перевищувало 5%; у підводному ярусі відмічені *Ceratophyllum demersum* із ПП до 20%, *Lemna trisulca*, *Potamogeton pectinatus*, *P. lucens* та *P. perfoliatus* із ПП кожного виду 1–5%. Угруповання є рідкісними для урбогідроекотопів, були відзначені також на еталонній ділянці вище міста, що свідчить про їх тяжіння до малопорушених умов існування.

13. Угруповання асоціації ***Potametum natantis*** є рідкісними у водоймах м. Полтави, а на міському відрізку р. Ворскла зафіксовані не були. Виявлені лише в єдиному місцезростанні на русловому ставку №42 парку Перемоги, де формували дуже незначні за площею плямисті монодомінантні зарості із ЗПП 100% у діапазоні глибин 140–200 см на мулистих ґрунтах. Критично

низькі значення прозорості у водоймі (35–40 см за диском Секкі), очевидно, є причиною майже повної відсутності інших видів у складі цих ценозів. Зокрема, у підводному ярусі виявлено незначні домішки *Potamogeton lucens*.

14. Ценози асоціації ***Potametum trichoidis*** були виявлені тільки в одному локалітеті – у верхньому ставку (І) Горбанівського масиву, де вони формували пояс зануреної рослинності на більшій частині акваторії. Глибини поширення цих ценозів – 110–140 см, ґрунти – мули. ЗПП описаних угруповань 80–100%, зарості домінантного виду подекуди доповнені домішками *Potamogeton pectinatus* із ПП до 20%, інколи – поодинокими включеннями *Ceratophyllum demersum* та *Elodea canadensis* (середня кількість видів у описах складає 3,5).

15. Угруповання асоціації ***Potametum crispi*** зафіксовані тільки на міських водоймах із значними глибинами (у ставку руслового типу №42 та водоймі-кар'єрі №59) і в цілому є рідкісними для району досліджень. Здебільшого мають вигляд ізольованих плям, що формуються на глибинах від 10 до 160 см на мулистих ґрунтах або замуленому піску. Ценози досить щільні (ЗПП 80–100%), але флористично бідні (серед домішок із невисоким ПП відмічені *Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum* та нитчасті водорості). Активно вегетують у першій половині літа, а вже до початку серпня майже повністю деградують.

16. Угруповання асоціації ***Ceratophyllo-Potametum crispi*** трапляються дещо частіше за попередні: описані у чотирьох локалітетах, виключно у руслових ставках (№№ 9, 10, 12, 76), на глибинах від 10 до 100 см, мулистих ґрунтах, із ЗПП як правило 100%, де ПП *Potamogeton crispus* сягало 70–80%, а *Ceratophyllum demersum* – 20–30%. Угруповання флористично бідні, в описах фіксувалося усього по 2–3 види. У більшості випадків зарості ценозоутворювачів доповнені домішками нитчастих водоростей із ПП до 5%. Після завершення вегетації *Potamogeton crispus* угруповання трансформуються у монодомінантні зарості куширу.

17. Угрупування асоціації *Potametum pectinati* зафіксовані лише на двох вивчених об'єктах, де вони формують дещо відмінні угруповання рангу субасоціацій. На водоймі-кар'єрі №59 у мікрорайоні Лісок (заплава р. Коломак) на глибинах 20–50 см із піщаними донними відкладами описано угруповання субасоціації *Potametum pectinati typicum*, що формує уривчасту вузьку смугу у заростях зануреної рослинності. ЗПП таких угруповань у межах 90%, ПП домінантного виду сягає 80%, а ПП до 10% можуть забезпечувати нитчасті водорості. На русловому ставку (№109) Горбанівського масиву відмічено інше угруповання асоціації *Potametum pectinati*, що за сукупністю ценотичних ознак можна віднести до відомої з літератури субасоціації *Potametum pectinati potametosum crispi* [55]. Такі ценози формували об'ємні зарості килимового типу на глибинах 50–230 см та мулистих ґрунтах на гідроекотопах із ознаками дистрофності (буруватий колір води) у поясі зануреної рослинності і відрізнялися досить багатим флористичним складом (10 видів у ценофлорі) – із співдомінуванням *Ceratophyllum demersum* (ПП до 20%), за помітної ценотичної участі *Potamogeton crispus*, *Lemna trisulca*, *Utricularia vulgaris* (ПП кожного виду до 10%), а також у конгломераті із нитчастими водоростями (ПП до 5%) та одиничними екземплярами *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton trichoides*, *Elodea canadensis* та *Enteromorpha intestinalis*.

18. Піонерне угруповання асоціації *Potametum lucentis* виявлене у новоствореному обводненому кар'єрі (водойма №103) у вигляді окремої плями по краю заростей повітряно-водної рослинності. Глибина – 240–250 см, донні відклади – піщані, ЗПП 100%. Угрупування незначне за площею та флористично недиференційоване, зарості домінуючого виду із ПП 80% доповнені домішками нитчастих водоростей (ПП до 10%) та куширу зануреного (ПП до 5%).

19. Реофільні угруповання асоціації *Potametum perfoliati* спорадично траплялися як на міських ділянках р. Ворскла, так і у деяких міських

водоймах, гідрологічно з нею пов'язаних (кар'єр №103, стариця №104). Угрупування формували невеликі плями у поясі зануреної рослинності уздовж заростей повітряно-водної рослинності або безпосередньо уздовж берегів на глибинах 15–100 см на пісках та піщаних та мулисто-піщаних ґрунтах. Угрупування щільні, ЗПП досягає 100%, ПП домінанта – від 50 до 90%. Кількість видів в угрупованнях – від 2 до 5, в середньому 3,3; ценофлора нараховує 6 видів. Угрупування переважно одноярусні. За особливостями флористичного складу в описах більшість угруповань (на трансформованих біотопах – водойма-кар'єр №103 та нижньоміська ділянка р. Ворскла) віднесені до subass. *Potametum perfoliati ceratophylletosum demersi* Dubyna 2006, де ПП *Ceratophyllum demersum* сягало 10–20%, а також відзначена участь нитчастих водоростей (ПП до 5%). Крім того, в описах із малопорушеної водойми-стариці були присутні угруповання, що відповідають subass. *Potametum perfoliati potametosum pectinati*, у яких відмічено участь *Potamogeton pectinatus* (ПП до 10%), *Utricularia australis* (одинично) та гелофіта *Glyceria maxima* із ПП до 15%.

20. Угрупування асоціації ***Elodeetum canadensis*** виявлена на єдиному водному об'єкті м. Полтави – русловому ставку №9 і представлена **subass. *Elodeetum canadensis typicum***. Такі ценози формували уривчасті плями у поясі зануреної рослинності уздовж пригреблевої частини ставу на глибинах 10–40 см та мулистих ґрунтах із ЗПП 100%. Видовий склад збіднений (ценофлора нараховує усього 4 види): окрім домінуючого виду, ПП якого сягало 80%, зафіксовано також присутність *Ceratophyllum demersum* із ПП до 20%, а також одиничні екземпляри *Potamogeton pectinatus* та *P. crispus*.

21. Угрупування асоціації ***Potametum nodosi*** виявлено у двох місцезростаннях – ставки №42 (верхній) та 43 (нижній) у каскаді парку Перемоги, тобто асоціація є рідкісною у регіоні досліджень. Монодомінантні зарості рдесника вузлуватого мають вигляд щільних (ЗПП 80–100%) невеликих плям, що зростають в інтервалі глибин 60–160 см, на мулистих

донних відкладах. Інші види представлені одиничними випадковими домішками гелофітів *Sparganium erectum* та *Sagittaria sagittifolia*, що може свідчити про локальні реофільні умови у даних екотопах [141].

22. Угрупування асоціації ***Sparganietum erecti*** є рідкісними для водних об'єктів м. Полтави: відомі з єдиного місцезростання – мілководного ставу у Полтавському міському парку, на заболоченій прибережній частині акваторії із глибинами 5–20 см та мулистим ґрунтом. Угрупування досить щільне, ЗПП до 90%, майже повністю сформоване домінуючим видом. Склад ценофлори нараховує 7 видів і доповнений участю повітряно-водних рослин (*Alisma plantago-aquatica*, *Lythrum salicaria*) та гігрофільного різнотрав'я (*Lycopus europaeus* L., *Bidens frondosa* L., *B. cernua* L., *B. tripartita* L.).

23. Ценози асоціації ***Glycerietum maximae*** зустрічаються зрідка на міських водоймах (кар'єр №59) та спорадично – на міському відрізку р. Ворскла від мікрорайону Дублянщина до району тролейбусного мосту (верхньо- та середньоміська ділянки). Поширюються від урізу води до глибин 50–70 см, на мулистих та мулисто-піщаних ґрунтах. Угрупування зазвичай формують щільні невеликі куртини відокремлено або уздовж заростей високотравних гелофітів. Ценози дво- або триярусні, ЗПП їх сягає 100%, ПП домінанта – до 80–90%. Постійним компонентом наводного ярусу є *Spirodela polyrhiza* (ПП від 10% у річкових ценозах до 20% на водоймах), тільки на річкових біотопах трапляється *Lemna minor* (ПП 5–10%), іноді тут також може бути присутня *Lemna trisulca* (ПП не більше 1%); в угрупованнях водойми-кар'єру у підводному ярусі можуть траплятися незначні домішки *Ceratophyllum demersum*, а у надводному – вкращення *Carex vesicaria* (ПП до 10%) та *Phragmites australis* (одинично), гігрофільного різнотрав'я тощо. В середньому в описах присутні по 5,3 видів, загальна кількість видів у ценофлорі – 10.

24. Угрупування асоціації ***Sagittario-Sparganietum emersi*** виявлені тільки на біотопах міського відрізку р. Ворскла, на верхньо- та

середньоміській ділянках, де вони формували невеликі повздовжні куртини від урізу води до глибин 60–70 см в умовах виразної проточності, на мулистопіщаних відкладах. Ценози триярусні, ЗПП коливається від 70 до 100%. На описаних ділянках у парі діагностичних видів відзначене різке переважання одного із них (ПП до 75%) із незначною домішкою іншого (ПП до 5%): на верхньоміській ділянці переважає *Sparganium emersum*, на середньоміській – *Sagittaria sagittifolia*. Можливо, така інверсія у кількісному співвідношенні ценозоутворюючих видів зумовлена напруженістю умов в урболандшафті та є ознакою міських гідрофітоценозів. У ярусі гелофітів може траплятися *Typha latifolia* із ПП 1–5%. Серед видів наводного ярусу стійко представлені *Lemna minor* (ПП 1–20%), *Hydrocharis morsus-ranae* та *Spirodela polyrhiza* (ПП кожного з видів у межах 1%). В описах на верхньоміській ділянці також одинично відзначені такі занурені гідрофіти, як *Utricularia australis*, *Myriophyllum verticillatum* та *Caulinia minor*. Кількість видів у описах становила від 10 на верхньоміській ділянці до 6 на середньоміській (в середньому 8,0), багатство ценофлори визначають загалом 10 видів.

25. Ценози асоціації ***Eleocharitetum palustris*** були відзначені лише на мілководдях єдиної міської водойми (обводнений кар'єр №59 у мікрорайоні Лісок) на глибинах 0–20 см та донних відкладах замуленого піску. Угрупування відрізнялися високим ЗПП (100%) та бідним видовим складом із помітним кількісним переважанням виду-ценозоутворювача (до 90%) за незначної участі *Spirodella polyrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae* і нитчастих водоростей (їх ПП не перевищувало 5%), а також випадкових домішок *Agrostis stolonifera* та *Bidens frondosa*.

26. Угрупування асоціації ***Butometum umbellati*** відзначені усього у двох місцезростаннях, обидва з яких приурочені до міських водойм, – на ставку №61 із системи Пушкарівської балки та обводненому кар'єрі (водойма №59) у мікрорайоні Лісок. Інтервал глибин поширення даних

ценозів – від урізу до 60 см, ґрунти – мулисті та піщано-мулисті. Багатство ценофлори досить низьке – 6 видів, середня кількість видів у описах – 4. Зарості сусака щільні, із ЗПП близько 100%, де ПП домінанта досягало 80–90%, а незначні (ПП 1–5%) домішки *Ceratophyllum demersum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Persicaria hydropiper* (L.) Delarbre, *Agrostis stolonifera*, *Bidens frondosa* визначали здебільшого одноярусний характер виявлених ценозів та їх тяжіння до болотної рослинності.

27. Угрупування асоціації ***Butomo-Sagittarietum sagittifoliae*** спорадично відзначені на міському відрізку р. Ворскла та на реофільних екотопах її слабкотрансформованій стариці (у частині з'єднання водойми із основними річищем). Дані ценози формують невеликі смуги або уздовж берегів, безпосередньо від урізу води до глибин 70–80 см на піщано-мулистих ґрунтах, або, рідше, – в екотонній зоні уздовж заростей високотравних гелофітів. Куртини відрізняються компактністю та щільністю (ЗПП до 100%), ПП видів-ценозоутворювачів коливається від 30 до 70% для *Sagittaria sagittifolia* та від 20 до 50% для *Butomus umbellatus*, із кількісною перевагою першого виду. Угрупування дво- або триярусні. Кількість видів у описах варіювала від 5 до 10 (в середньому – 7,7). Багатство ценофлори формують загалом 15 видів, серед яких більш звичайними є також *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae* (ПП 1–5%). У підводному ярусі поодинокі зафіксовані *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus* (ПП 1–5%), у наводному – *Salvinia natans* (ПП до 5%), у ярусі надводних рослин – *Sparganium erectum*, *Sium latifolium* (ПП по 5%), *Sparganium emersum*, *Typha latifolia*, *Rumex hydrolapathum*, *Sium sisaroides*, *Lythrum salicaria* (ПП у межах 1%).

28. Ценози асоціації ***Phragmitetum communis*** виявлені на більшості досліджених об'єктів та загалом є характерними для рослинного покриву водних екосистем в умовах урболандшафту, що засвідчують численні літературні дані [9, 47, 49, 51, 52, 74, 82, 85, 86, 134, 151, 152, 196]. Асоціація

представлена ценозами двох екологічних модифікацій – болотної та водної, що формуються за різних умов зволоження субстрату та різняться за структурно-функціональними характеристиками. Подібна еколого-ценотична гетерогенність заростей очерету відома і з літератури [60, 250].

Угрупування очерету болотного типу переважають на верхніх ділянках руслових ставків у місцях входу струмка до улоговини водойми (№№ 1, 2, 10, 12, 13, 14, 21, 42, 43, 61) або у смугах змінного зволоження уздовж периметру акваторії (№№ 59, 71, 76). Ці ділянки вкриті незначною товщею води (до 20–50 см), частково обсихаючи влітку та формуючи своєрідні екотонні зони між наземною і водною рослинністю, а також відрізняються слабким або майже відсутнім замуленням субстрату. Такі угруповання характеризуються нижчою щільністю заростей домінанта (від 36 до 124, в середньому 72 пагони *Phragmites australis* на 1 м²), їх ЗПП може не досягати 100% (становить 80–90%, а ПП ценозоутворювача – відповідно 70–80%). Флористичний склад сформований за участю видів як прибережно-водних (*Typha latifolia*, *Agrostis stolonifera*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Lythrum salicaria*), так і наземних гігрофільних рослин (*Scirpus sylvaticus* L., *Carex otrubae* Podp., *Eupatorium cannabinum* L., *Archangelica officinalis* Hoffm., *Impatiens glandulifera* Royle, *Lycopus europaeus*, *Bidens frondosa*, *B. cernua*, *Sonchus palustris* L., *Ranunculus repens* L., *R. sceleratus* L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br. тощо), однак ПП кожного з таких видів, як правило, не перевищує 1%. Угрупування переважно однарусні, значно рідше – двоярусні. Кількість видів у описах коливалася від 6 до 16 (в середньому 9,1). Багатство ценофлори формують 34 види, із яких 7 – гелофіти, 5 – гірогелофіти, 24 – навколоводні рослини (гігрофіти, гігромезофіти та мезофіти). Із постійністю понад 50% зареєстровано всього три види (*Lycopus europaeus*, *Bidens frondosa*, *Ranunculus repens*), що вказує на низьку флористичну специфічність цих угруповань і їх залежність від впливу флори суміжних наземних фітоценозів.

На відміну від цього, угруповання очерету водного типу майже завжди знаходяться на водопокритому ґрунті, поширюючись до глибин 100–150 см. Вони займають пригреблеві ділянки руслових ставків (№№ 13, 14), смуги уздовж берегів (ставки №№ 42, 43, 71, кар'єр №103, стариця №104, екотопи міського відрізка русла середньої річки) або по всьому периметру відкритої акваторії (ставки №№ 1, 2, 12, 21, 76). Типовим субстратом цих угруповань є мул, характер якого варіює від потужних відкладів із залишками детриту у тривало існуючих замкнених водоймах та слабкопроточних річкових біотопах до комбінацій із піском у проточних річкових біотопах і водоймах, створених відносно недавно на місці піщаних кар'єрів. Крім того, угруповання водного типу асоціації *Phragmitetum communis* характеризуються високим ЗПП (здебільшого 100%, де ПП виду-ценозоутворювача складає 75–90% і вище), а також високою щільністю травостою очерету (від 32 до 266, в середньому 108 пагонів на м²). Флористичний склад небагатий. Кількість видів у описах коливалася від 3 до 11 (в середньому 6,0). У ценофлорі загалом зареєстровано 18 видів, із яких 7 гідрофітів, 4 гелофіти, 5 гігрогелофітів, 2 види навколоводної флори. Угруповання досить часто триярусні (особливо у річкових гідроекотопах), рідше – одно- або двоярусні. У надводному ярусі зарості домінанта з низькою постійністю доповнюють незначні домішки *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Glyceria maxima*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium erectum*, *Rumex hydrolapathum*, *Agrostis stolonifera*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Sium latifolium*, *S. sisaroides*, *Lythrum salicaria*, види гігрофільного різнотрав'я, ПП кожного з яких не перевищує 1%. Ярус наводних рослин представлений синузіями гідрофітів, що вільно плавають на поверхні води (найчастіше – *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, рідше – *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*), які можуть розвивати ПП до 15–25%. Ярус підводних рослин формується переважно на основі *Ceratophyllum demersum* із ПП 1–20%, у руслових ставках – подекуди у

комплексі із незначними домішками нитчастих водоростей; в одному описі з річкового місцезростання відзначено наявність *Potamogeton lucens* із ПП до 5%. Серед усіх видів ценофлори постійність понад 50% має місце тільки у *Ceratophyllum demersum*, решта видів є більш випадковими компонентами даних угруповань, очевидно, у зв'язку із високою варіабельністю умов зростання.

В окремих випадках (зокрема, у ставку №14 на території дендропарку) спостерігалася висока неоднорідність водних угруповань очерету (значні площі акваторії були зайняті дуже розрідженими заростями зі збідненим флористичним складом), що вказувало на їх новосформований характер та, ймовірно, є відгуком водної екосистеми на посилення процесів заболочування.

У більшості випадків (зокрема, на ставках №№ 1, 2, 12, 13, 14, 21, 42, 43, 61, 76) ці угруповання можуть поступово переходити у ценози очерету болотного типу, що утруднює проведення чіткої межі між водним та наземним середовищем та може свідчити про процеси заболочування у таких водоймах [141].

29. Угруповання, віднесені до асоціації *Typhetum angustifoliae* **var. typica**, виявлені на 9 із 20 досліджених водойм, що дає підстави вважати їх досить характерними для урбанізованого ландшафту. Серед біотопів р. Ворскла дані угруповання були виявлені тільки на міському відрізку, де вони досягали найбільшого розвитку на нижньоміській ділянці, що зазнала найсильнішої гідротехнічної трансформації (штучне розширення та поглиблення русла, одамбування берегів тощо).

Типовими місцезростаннями асоціацій даного синтаксону є прибережні мілководдя із глибинами 10–180 см, де вони формують вузькі куртини уздовж урізу води або угруповань інших високотравних гелофітів. Більшість описаних місцезростань характеризується мулистими ґрунтами. Загальне ПП угруповань становило переважно 90–100%, лише в одному зі ставків Пушкарівської балки (водойма №61) значні площі були зайняті

розрідженими (ЗПП до 50%) угрупованнями із домінуванням *Typha angustifolia*, які, вочевидь, почали формуватися нещодавно. Загальна кількість видів у ценофлорі – 27 (6 гідрофітів, по 8 гелофітів та гідрогелофітів, а також 5 видів навколоводної флори). Ценози відзначаються низьким видовим багатством (в описах відмічено 2–5 видів на водоймах та 3–8 на ділянці річки), мають щільний монодомінантний характер, найчастіше дво-, рідше – триярусні. У ярусі надводних рослин спорадичні домішки формують *Glyceria maxima*, *Typha latifolia*, *Alisma plantago-aquatica*, *Rumex hydrolapathum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Sium sisaroides*, *Sparganium erectum*, *S. emersum*, *Lythrum salicaria*, *Agrostis stolonifera*, *Iris pseudacorus*, *Carex vesicaria* (ПП 1–5%) тощо, поодинокі зустрічаються види гідрофільного різнотрав'я (*Persicaria maculosa* S.F. Gray, *Lycopus europaeus*, *Epilobium parviflorum* Schreb., *Bidens frondosa*). Розвиток ярусу наводних рослин зафіксований здебільшого на річкових ценозах, де найпомітнішу кількісну участь забезпечує *Lemna minor* (ПП до 25–50%), найчастіше спільно із *Spirodela polyrrhiza* (ПП 1–5%), рідше – також за незначної присутності *Hydrocharis morsus-ranae*. Серед місцезростань, приурочених до водойм, у складі описаних ценозів по одному виду наводного ярусу відмічено лише на ставку №9 (Горбанівський масив) – *Spirodela polyrrhiza* із ПП до 20%, а також на стариці р. Ворскла – *Lemna minor* із ПП до 5%, що, судячи із індикаторних властивостей цих видів [140], може вказувати на різні умови трофності води у водоймах, різних за походженням (вищі у русловому ставку та нижчі у річковій стариці). Ярус підводних рослин майже не розвинений, його спорадично репрезентує *Ceratophyllum demersum* із ПП до 1–20%, одинично на міському відрізку р. Ворскли зафіксовано *Lemna trisulca* (ПП до 5%), на водоймі кар'єрного типу (№103) було відзначено незначні домішки нитчастих водоростей.

30. Ценози асоціації *Typhetum latifoliae* були описані на 12 із 20 досліджених міських водойм, а також на міському відрізку р. Ворскла, де

приурочені переважно до верхньо- та середньоміської ділянок, і є досить типовими для урбанізованого ландшафту [9, 47, 49, 51, 52, 82, 85, 86, 134, 151, 152, 196]. Угруповання звичайно формують прибережні смуги в інтервалі глибин 5–70 см на субстратах мулу та замуленого піску і репрезентують водно-болотні типи екотопів. Зарості мають щільний характер, їх ЗПП зрідка є нижчим за 100%, а ПП виду-ценозоутворювача найчастіше складає 75–90%. Видове багатство ценозів невисоке, кількість видів у описах становила 5–10 (в середньому 7,3) на річкових екотопах та 3–15 (в середньому 8,3) на екотопах міських водойм. Загальне багатство ценофлори формують 38 видів, із яких 5 гідрофітів, 9 гелофітів, 8 гідрогелофітів та 16 видів навколоводних рослин (гігрофітів, гігромезофітів та мезофітів). Вища постійність (частота трапляння понад 50%) відмічена у трьох видів – *Alisma plantago-aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Bidens frondosa*. Решта видів в описах фіксуються спорадично. Угруповання найчастіше однажурні, рідше дво- або трижурні. У надводному ярусі домінуючий вид можуть доповнювати незначні домішки (ПП 1–5%) *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Alisma plantago-aquatica*, *Sparganium erectum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*, *Scirpus lacustris*, *Eleocharis palustris*, *Agrostis stolonifera*, *Rumex hydrolapathum*, *Lythrum salicaria*, *Iris pseudacorus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Sium sisaroides*, *Acorus calamus*, види гігрофільного різнотрав'я. Наводний ярус представлений синузіїями вільноплаваючих рослин і частіше трапляється на річкових місцезростаннях у складі *Lemna minor* (ПП 5–10%), *Spirodela polyrrhiza* (ПП до 5%), *Hydrocharis morsus-ranae* (ПП 1–5%), *Salvinia natans* (ПП до 1%), в той час як на міських водоймах такі синузії є моновидовими та їх покриття може зростати (на ставках №1 та №21 Пушкарівської балки – *Lemna minor* із ПП 5–30%, на ставку №9 Горбанівського каскаду – *Spirodela polyrrhiza* із ПП 5–10%). Врешті підводний ярус трапляється зрідка на біотопах річки та водойм і представлений моновидовими заростями *Ceratophyllum demersum*,

але у річкових ценозах його ПП невисоке (1–5%), тоді як у ценозах водойм цей показник може зростати до 30–40%.

31. Угрупування асоціації *Scirpetum lacustris* серед водних об'єктів урбанізованої території були виявлені тільки у єдиному місцезростанні – на водоймі-кар'єрі №59 у мікрорайоні Лісок. Зарості розташовувалися неширокими прибережними смугами від урізу води до глибини близько 60 см, на субстраті замуленого піску, розвиваючи ЗПП до 100%. Угрупування однарусні та флористично бідні (усього 6 видів у ценофлорі): зафіксовано незначні домішки *Rumex hydrolapatum*, *Lithrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Lycopus europaeus*, *Bidens frondosa* (ПП усіх видів до 1%).

32. Єдине місцезростання угруповань асоціації *Acoretum calami* зафіксоване на міському відрізку р. Ворскла, на мілководдях уздовж лівого берега (мікрорайон Климівка). Глибина поширення заростей – до 60 см, ґрунт – замулений пісок. Ці угруповання формували вузькі смуги на прибережних ділянках, вільних від заростей високотравних гелофітів. Загальне ПП в середньому 90%, де вид-ценозоутворювач забезпечував до 75%. Флористичне різноманіття угруповань сформоване макрофітами з різних екологічних груп (усього 9 видів), що обумовило триярусну вертикальну структуру. Серед видів надводного ярусу зафіксовано *Rumex hydrolapathum*, *Carex acuta*, *Bidens frondosa*, *Sonchus palustris* (ПП не вище 1%), серед видів наводного ярусу – *Hydrocharis morsus-ranae* (ПП до 5%), *Lemna minor* (ПП до 1%), у підводному ярусі виявлено незначну кількісну участь *Lemna trisulca* (ПП до 1%) та *Ceratophyllum demersum* (ПП до 5%).

33. Угрупування асоціації *Caricetum gracilis* ідентифіковано згідно [218, 288] у двох місцезростаннях – водоймі-кар'єрі №103 в урочищі Жемчужному та русловому ставку №2 системи Пушкарівської балки. В обох випадках ценози мали вигляд компактних прибережних куртин, поширюючись від зони змінного зволоження та урізу води до глибин 20–50 см, на мулистих та піщано-мулистих ґрунтах. Загальне ПП високе (до 100%), основна роль у

його формуванні належить ценозоутворюючому виду *Carex acuta* (ПП близько 90–95%). Кількісна участь інших флористичних елементів є незначною: *Scirpus sylvaticus* – до 5%, *Iris pseudoacorus*, *Butomus umbellatus*, *Lycopus europaeus*, *Echinochloa crus-gali* (L.) P. Beauv., *Bidens frondosa*, *Solanum dulcamara* L., *Cirsium setosum* (Willd.) Besser – одиничні екземпляри. Кількість видів в описах відрізнялася несуттєво (5–6 видів), загальна кількість видів у ценофлорі – 9.

34. Ценози асоціації ***Caricetum vesicariae*** ідентифіковано згідно [218, 288] у єдиному місцезростанні – водоймі-кар’єрі №59 (мікрорайон Лісок), де вони на глибинах до 20 см та субстраті замуленого піску формували щільні (ЗПП близько 100%) маловидові зарості із незначними домішками (ПП 1–5%) *Carex acuta*, *Lythrum salicaria*, *Agrostis stolonifera*, *Sium latifolium*, *S. sisaroides*.

35. Угрупування асоціації ***Caricetum acutiformis*** ідентифіковано згідно [218, 288] у єдиному місцезростанні – водоймі-копанці №11 у системі ставків дендропарку – на глибинах 10–20 см та мулистому субстраті у вигляді досить щільних (ЗПП близько 90%) заростей із ПП *Carex acutiformis* до 80% та домішками гігрофільних трав – *Agrostis stolonifera* (ПП до 5%), *Sium latifolium*, *S. sisaroides*, *Scirpus sylvaticus*, *Lycopus europaeus*, *Bidens frondosa*, *Eupatorium cannabinum*, *Impatiens glandulifera*, *Carex otrubae*, *Tussilago farfara* L. (одиничні екземпляри). Загальна кількість видів у ценофлорі становить 11.

36. Асоціація ***Bolboschoenetum maritimi*** представлена угрупованнями з двох місцезростань – руслового ставка №61 у каскаді Пушкарівської балки та прибережних мілководдях лівого берега р. Ворскла, на міському її відрізку, нижче тролейбусного мосту. Глибини поширення заростей незначні – до 25–40 см, ґрунти – мул або замулений пісок. ЗПП описаних угруповань досягало 90–100%, кількість видів у описах – від 4 до 9 (в середньому 7,0), при цьому річкові ценози є флористично багатшими, у них представлені види трьох

основних ярусів, тоді як у подібних угрупованнях на ставку сформований лише надводний ярус. ПП ценозоутворювача повсюди було високим – до 90–100%, домішками у надводному ярусі виступали *Agrostis stolonifera* (ПП до 5%), а також одиничні екземпляри *Sium latifolium*, *Lycopus europaeus*, *Calystegia sepium* (у фітоценозі ставка), *Rumex hydrolapathum*, *Lythrum salicaria*, *Sagittaria sagittifolia* (у річкових угрупованнях); надводний ярус формували *Lemna minor* (ПП до 10%), *Salvinia natans* та *Spirodela polyrrhiza* (ПП 1–5%), *Potamogeton natans* (одинично), серед видів підводного ярусу виявлено лише розріджені зарості *Ceratophyllum demersum* (ПП до 20%).

37. Ценози асоціації ***Typhetum laxmannii*** були виявлені у двох локалітетах: по берегах обводненого кар'єру у заплаві р. Коломак (мікрорайон Лісок) та уздовж одамбованої частини берега руслового ставка №42 (верхній став парку «Перемога» по вулиці Нижньомлинській). Інтервал глибин зафіксований у межах 10–60 см, ґрунти мулисті або муристо-піщані. В обох випадках угруповання відрізнялися просторовою компактністю (вузькі смуги до 0,5–1,0 м завширшки) та щільністю (ЗПП близько 100%), невеликими площами заростання, а також небагатим флористичним складом. На водопокритому ґрунті майже повністю переважав домінантний вид, тоді як ближче до урізу води, у зоні змінного зволоження, спостерігалася незначна участь (ПП до 1–5%) таких гігрофільних видів, як *Carex acuta*, *Juncus compressus* Jacq., *J. articulatus* L., *Bidens frondosa*, *Lycopus europaeus*, *Ranunculus repens*, *Calystegia sepium*, *Eupatorium cannabinum*, *Persicaria maculosa*.

Таким чином, із 37 рослинних асоціацій, описаних у досліджених водних об'єктах, лише три (*Ceratophylletum demersi*, *Phragmitetum communis*, *Typhetum latifoliae*) є найбільш типовими в умовах урболандшафту (зустрічаються у понад 50% досліджених місцезростань), решта ж належить до випадкових та рідкісних, що може свідчити про специфічність і своєрідність міських умов існування.

На урбанізованих водоймах усього зареєстровано 32 угруповання рангу асоціації, в той час як на міському відрізку середньої річки – 16. Більшість виявлених асоціацій (21) приурочено виключно до міських водних об'єктів непроточного типу, специфічними ж для міського відрізку річки є лише 5 асоціацій (*Salvinio-Spirodeletum polyrrhizae*, *Ceratophyllo-Hydrocharitetum*, *Nupharetum lutei*, *Sagittario-Sparganietum emersi* та *Acoretum calami*). З тих 11 асоціацій, що зустрічаються як на міських водоймах, так і на міському відрізку середньої річки, саме річкові ценози є більш різноманітними і повночленними, що може свідчити про вищу стійкість річкових екосистем до впливу урболандшафту.

Найвищим ценотичним різноманіттям відрізняється клас *PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA* (16 асоціацій), найнижчим – клас *LEMNETEA* (8 асоціацій). Загалом досліджені асоціації ВВР характеризуються досить низьким видовим багатством, їх абсолютна більшість за цим показником являє собою спрощений варіант вихідних природних асоціацій, описаних у літературі [55, 218, 288]. Особливо збідненими є угруповання із класу *ROTAMETEA* (1–3 види в описах), відмічені на міських водоймах. Порівняно вище видове багатство асоціацій *PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA* зумовлене участю видів гігро-мезофільного різнотрав'я, насамперед елементів синантропного флористичного комплексу, що пов'язане зі значним порушенням природного рослинного покриву прибережно-водних місцезростань в умовах міського середовища (внаслідок витоптування, розведення вогнищ, облаштування місць для аматорського рибальства тощо).

Можна констатувати невисоку синфітосозологічну значимість описаних угруповань. Лише ценози із домінуванням глечиків жовтих (формація *Nuphareta luteae*) та сальвінії плаваючої (формація *Salvinieta natantis*) занесені до Зеленої книги України (2009) [77]. Всі вони приурочені тільки до міського відрізку середньої річки та пов'язаної із ним малотрансформованої стариці і не зустрічаються в інших урбанізованих водних об'єктах.

4.2. Особливості просторового поширення рослинних угруповань у водних об'єктах із уповільненим водообміном

Ценотичне різноманіття. Ценотичний склад досліджених міських водойм включає 32 угруповання рангу асоціацій, у т.ч. 7 субасоціацій, що належать до різних екологічних груп ВВР, диференційованих нами на основі екологічної приналежності ценозоутворюючих видів. Екологічну структуру рослинного покриву водойм репрезентують 10 асоціацій зануреної рослинності, 8 асоціацій рослинності із плаваючими листками, 9 асоціацій повітряно-водної рослинності та 5 асоціацій болотної рослинності, сформованої угрупованнями рослин урізу води (гідрогелофітів). Таким чином, справжню водну рослинність репрезентують 18 асоціацій, а прибережно-водну – 14 (таблиця 4.2.1).

Ценотичне різноманіття для кожної водойми коливалося в інтервалі від 2 до 12 асоціацій (в середньому 4,7). Найвище ценотичне багатство ВВР зареєстровано на водоймах із найбільшою глибиною та площею водного дзеркала: водоймах кар'єрного типу (№№ 59 та 103 – 12 та 7 асоціацій відповідно), а також на річковій стариці (водойма №104 – 8 асоціацій). Вище середньої кількості асоціацій (5–6) виявлено ще на 4 водоймах (№№ 9, 21, 42, 61), що відрізняються порівняно великим площею акваторії та відповідно довжиною периметра берегової лінії, що сприяє урізноманітненню екологічних умов, а отже й ускладненню ценотичної структури рослинного покриву.

У найбільшій кількості досліджених водойм (7, або 35%) виявлено лише по 4 рослинних асоціації. В основному це невеликі за площею та дуже мілководні ставки з ознаками замулення (№№ 1, 2, 12, 14, 105), а також ставки, водне середовище яких у зв'язку з морфометричними особливостями (№43 – різкий перепад глибин та №71 – критично мілководна водойма) слабкодиференційоване за градієнтом глибини, що обумовлює переважання умов для розвитку прибережно-водної рослинності.

Таблиця 4.2.1

Ценорізноманітність та площі заростання (м²) ВВР у водних об'єктах із уповільненим водообміном

Водойма	10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	105	109	9	76	42	43	3а	59	103	104
Угрупування																				
ЗнР – 10																				
As. Lemnetum trisulcae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	150	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Batrachietum trichophylli	–	–	–	–	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Ceratophylletum demersi	2514	–	3086	7020	15700	–	–	9000	980	2090	780	–	1245	–	–	–	43	1048	1200	7078
As. Potametum trichoidis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3100	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Potametum crispum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	85	–	–	237	–	–
As. Ceratophyllo-Potametum crispum	85	–	360	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2250	4780	–	–	–	–	–	–
As. Potametum pectinati	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
subass. Potametum pectinati typicum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	112	–	–
subass. Potametum pectinati potametosum crispum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2183	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Potametum lucentis subass. Potametum lucentis typicum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	80	–
As. Potametum perfoliati subass. Potametum perfoliati ceratophylletosum demersi	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	500	50
As. Elodeetum canadensis subass. Elodeetum canadensis typicum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	210	–	–	–	–	–	–	–
<i>Усього ЗнР</i>	2599	–	3446	7020	15800	–	–	9000	980	2090	4030	2183	3705	4780	85	–	43	1397	1780	7128
ПЛР – 7																				
As. Lemnetum minoris	–	2000	–	4640	–	880	–	600	1230	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	594	–	–	–
As. Spirodeletum polyrrhizae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	870	–	–	–	–	–	–	–
As. Lemno-Salvinietum natantis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3830
As. Hydrocharitetum morsus-ranae subass. Hydrocharitetum morsus-ranae typicum	–	–	430	–	–	–	–	–	–	–	–	965	–	175	–	–	–	–	185	–

Водойма Угруповання	10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	105	109	9	76	42	43	3a	59	103	104
As. Myriophyllo-Nupharetum subass. Myriophyllo-Nupharetum potametosum pectinati	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1670
As. Potametum natantis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	190	–	–	–	–	–
As. Potametum nodosi	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	105	15	–	–	–	–
<i>Усього ПЛР</i>	–	2000	430	4640	–	880	–	600	1230	–	–	965	870	175	295	15	551	–	185	5500
ПБР – 9																				
As. Sparganietum erecti	–	–	–	–	–	80	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Glycerietum maximae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	160	–	–
As. Butometum umbellati	–	–	–	–	–	–	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	620	–	–
As. Butomo-Sagittarietum sagittifoliae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	553
As. Phragmitetum communis	475	–	1584	4840	5440	50	9740	7000	70	1070	–	–	–	3980	173	300	–	1107	2480	700
As. Typhetum angustifoliae	–	11	–	–	360	–	10430	4210	–	–	–	–	1584	–	–	75	–	165	1200	2850
As. Typhetum latifoliae	–	–	–	–	–	90	2220	232	1070	400	70	–	307	–	90	830	106	178	–	53
As. Typhetum laxmannii	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	42	–	–	332	–	–
As. Scirpetum lacustris	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1136	–	–
<i>Усього ПБР</i>	475	11	1584	4840	5800	220	22490	11442	1140	1470	70	–	1891	3980	305	1205	106	3698	3680	4156
БР – 5																				
As. Eleocharitetum palustris	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	215	–	–
As. Caricetum gracilis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	380	–	–	–	–	–	–	–	–	355	–
As. Caricetum vesicariae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	728	–	–
As. Caricetum acutiformis	–	44	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
As. Bolboschoenetum maritime	–	–	–	–	–	–	50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Усього БР</i>	–	44	–	–	–	–	50	–	–	380	–	–	–	–	–	–	–	943	355	–
Загальна площа заростання ВБР	3074	2055	5460	16500	21600	1100	22540	21042	3350	3940	4100	3148	6466	8935	685	1220	700	6038	6000	16784

Досить чисельною (5, або 25%) є також група водойм із низьким ценорізноманіттям (3 асоціації) – невеликі мілководні руслові ставки (№№ 10, 13, 76) та копані (№№ 3а та 11), що піддаються інтенсивному заростанню макрофітами. Найменшу кількість асоціацій (2) зареєстровано лише в одному ставку (№109), що відрізнявся невеликим розмірами акваторії, середніми глибинами зі слабкою глибинною диференціацією улоговини та відносно коротким терміном існування (близько 20 років).

Отже, ценотичне різноманіття досліджених водойм сильно варіює, але виявляє загальну тенденцію до збіднення кількісного складу угруповань (більша частина водойм має меншу від середньої кількість рослинних асоціацій). Для більш точного визначення можливих причин цього явища доцільно проаналізувати рослинний покрив досліджених урбанізованих водойм у розрізі його екологічної структури.

Екологічна структура. *Занурена рослинність* розвинена у більшості обстежених міських водойм (16 із 20, ЧТ 80%) та відзначається в цілому не досить багатим ценорізноманіттям (10 асоціацій, 5 субасоціацій). Серед угруповань даної екологічної групи найбільш розповсюдженими є ценози на основі *Ceratophyllum demersum* (ЧТ 65%). Однаково часто (із ЧТ 35%) представлені угруповання куширу у комбінації із нитчастими водоростями, а також куширові угруповання у складі виключно вищих макрофітів, в одній водоймі (ставок № 10) спостерігалось поєднання заростей куширу одночасно із двох субасоціацій. Куширові угруповання із нитчастими водоростями характерні для різних за походженням водойм, які зазнають сильного антропогенного евтрофування.

Досить типовими у досліджених міських водоймах є угруповання асоціації *Ceratophyllo-Potametum crispum* (ЧТ 20%), характерні для ставків руслового типу. Решта виділених асоціацій у межах даної екологічної групи (близько 73%) представлені лише на 1–2 досліджених об'єктах та не можуть розглядатися як закономірні для урбанізованого ландшафту.

Рослинність із плаваючими листками характерна для більшості досліджених водойм (представлена у 14 із 20 об'єктів, ЧТ 70%) та відрізняється нижчим ценорізноманіттям (8 асоціацій, 2 субасоціації). У складі цієї екологічної групи ВВР абсолютну більшість складають угруповання на основі вільноплаваючих макрофітів (5 асоціацій, 1 субасоціація). Найбільш поширеними є угруповання асоціацій *Lemnetum minoris* (ЧТ 25%) та *Hydrocharitetum morsus-ranae* (ЧТ 20%), що приурочені в основному до акваторій мілководних ставків (№№ 1, 11, 12, 13, 21, 71, 76, 103, 109) або прибережних ділянок евтрофних водойм кар'єрного типу (№ 103). Водночас переважаюча частина (71%) асоціацій даної екологічної групи зустрічається лише в 1–2 водоймах, тобто є більш випадковими в умовах урболандшафту. Насамперед це стосується угруповань укорінених гідрофітів із плаваючими листками *Potamogeton natans* та *Potamogeton nodosus*, що зустрічалися у ставках одного каскаду (№№ 42, 43). Крім того, ценози асоціацій *Lemno-Salvinietum natantis* та *Myriophyllo-Nupharetum*, співдомінантами яких є раритетні види *Salvinia natans* (Додаток І до Бернської конвенції [246], Червона книга України [213], Червоний список макрофітів України [140], список регіонально рідкісних судинних рослин Лісостепу України [219]) та *Nuphar lutea* (Червоний список макрофітів України [140], список регіонально рідкісних судинних рослин Лісостепу України [219]), виявлені у єдиній водоймі (№104) – стариці р. Ворскла.

В цілому, справжня водна рослинність, об'єднуючи 18 рослинних асоціацій, або 56% описаного ценорізноманіття міських водойм, та будучи представлена на 19 із 20 досліджених водойм (ЧТ 95%), є закономірним компонентом урбогідроекосистем.

Повітряно-водна рослинність є найбільш типовою екологічною групою на міських водоймах (зустрічається із ЧТ 95%). У її складі найбільш поширені асоціації високотравних гелофітів – *Phragmitetum communis* (ЧТ 75%), *Typhetum latifoliae* (ЧТ 60%), *Typhetum angustifoliae* (ЧТ 45%), які формують звичний вигляд урбогідроекосистем.

Болотна рослинність виявлена усього на 5 із досліджених водойм, тобто демонструє ЧТ 25% – найнижчу серед інших екологічних груп. Чотири із п'яти її асоціацій приурочені всього до одного водного об'єкту, одна асоціація траплялася на двох водоймах. Низька ЧТ цих асоціацій є цілком закономірним явищем для рослинного покриву міських водойм, адже гідрогелофіти і їх угруповання є типовим компонентом боліт та перезволожених лук, а поширення таких угруповань може вказувати на процеси заболочення прибережних територій (можлива причина – підняття рівня ґрунтових вод при спорудженні гребель на струмках).

Отже, прибережно-водна рослинність, так само як і справжня, представлена майже на всіх досліджених міських водоймах (із ЧТ 95%), але відрізняється дещо нижчим ценорізноманіттям (об'єднує 44% усього ценорізноманіття водойм). Кількісні характеристики поширення прибережно-водної рослинності на досліджених водоймах (ЧТ, ценорізноманіття) виявлені насамперед за рахунок угруповань повітряно-водних рослин. Загалом, переважна більшість асоціацій прибережно-водної рослинності (79%) так само, як і у випадку справжньої водної рослинності, описана на одному або двох об'єктах, що вказує на їх зв'язок із умовами конкретної водойми, але не з умовами урбанізованого середовища в цілому.

Як видно із табл. 4.2.1, рослинність усіх чотирьох екогруп розвинена тільки на одній із 20 досліджених водойм, тобто у 5% випадків. Рослинність трьох екогруп одночасно розвинена тільки на 12 із 20 водойм, тобто у 60% випадків.

Угруповання зануреної рослинності відсутні на чотирьох водоймах (20%), що або мають найменші площі акваторії і глибини та відрізняються заростанням всього водного дзеркала вільноплаваючою рослинністю (№№ 11, 71), або ж характеризуються критично низькою (не вище 30 см) прозорістю води (№№ 43, 61).

Угрупування рослинності із плаваючими листками не виявлені на шести водоймах (30%), що характеризувалися або надмірним (44,5–98,3% площі акваторії) розвитком зануреної рослинності (ставки №№ 2, 10, 14, 105), або низькою (не вище 30 см) прозорістю води (став № 61), іноді із розвитком явища «цвітіння» води (водойма-кар'єр № 59).

Співставлення наведених вище фактів може дозволити припустити ймовірність існування у водних екосистемах конкурентних взаємозв'язків між угрупованнями занурених гідрофітів, гідрофітів із плаваючими листками та фітопланктону за такі життєві ресурси, як сонячна енергія та поживні речовини.

Угрупування повітряно-водної рослинності не були зареєстровані лише на одній водоймі (ставок № 109), прибережна зона якої по всьому периметру відрізнялася різким наростанням глибин та недостатнім розвитком екотопів, сприятливих для гелофітів (глибини до 1–2 м).

Угрупування болотної рослинності у чотирьох випадках із п'яти відзначені на водоймах, де відсутня рослинність із плаваючими листками (водойми №№ 2, 11, 61, 59, 103). Це може вказувати на певне взаємовиключення між даними екологічними групами рослин у зв'язку з тим, що їх розвиток індикує альтернативні шляхи формування боліт – заростання водойм та заболочення суходолу.

Таким чином, найбільш поширеною на міських водоймах є екологічна група повітряно-водних рослин, що в умовах урболандшафту відрізняється найвищою ЧТ (95%). Найвищим ценорізноманіттям (31% виділених асоціацій) характеризується екологічна група занурених рослин, що пов'язане із варіабельністю умов водного середовища. Найнижчі показники трапляння угруповань та ценотичного різноманіття демонструє екологічна група болотної рослинності (25% та 16% відповідно).

Найтиповіші угруповання у кожній екологічній групі ВВР репрезентує лише невелика частина асоціацій, що найчастіше представлені на різних міських водоймах. Отже, у водних об'єктах урболандшафту спостерігається

виразний нерівномірний розподіл ценорізноманіття, коли найвищу представленість (максимальну частоту трапляння) демонструють угруповання, сформовані видами макрофітів, які є найбільш толерантними до комплексу умов урбанізованого середовища. До таких угруповань в екогрупі зануреної рослинності належать асоціації *Ceratophylletum demersi*, в екогрупі рослинності із плаваючими листками – *Lemnetum minoris* та *Hydrocharitetum morsus-ranae*, в екогрупі повітряно-водної рослинності – *Phragmitetum communis*, *Typhetum latifoliae* та *Typhetum angustifoliae*. І тільки в екологічній групі болотної рослинності, де із 5 синтаксонів тільки асоціація *Caricetum gracilis* трапляється двічі, типових угруповань фактично не спостерігається.

Тип заростання. Особливості просторового розміщення водних рослин у водоймі залежать від її походження, а також екологічних умов, найважливішими з яких є прозорість води, морфологія улоговини, характер донних відкладів, хімічний склад водної маси, її кислотність, трофність та мінералізація [27]. Типово зарості розташовуються смугами уздовж берегів водного об'єкта, послідовно змінюючись по мірі наростання глибини від прибережно-водної рослинності через угруповання рослин із плаваючими листками до зануреної рослинності, формуючи так звану поясисть. Однак така закономірна просторова послідовність угруповань водних рослин спостерігається не завжди. В залежності від природних умов (прозорість води, режим проточності, характер ґрунту, рельєф берега, розвиненість мілководь) та антропогенних втручань (рекреація, забруднення води тощо) деякі пояси можуть не розвиватися або бути нечітко вираженими.

За типом заростання акваторії досліджені водойми розподілені так. Найменше (3 об'єкти, або 15%) включено до групи із *фрагментарним* (згідно І.Л. Корелякової (1977) [163]), або *розсіяно-плямистим* (згідно В.Г. Папченкова та співавторів (2003) [123]) типом – це водойми із нерівномірним, дифузним розташуванням фітоценозів по акваторії, рослинний покрив яких або деградує внаслідок сильного замулення (ставки №№ 1, 14), або сформувався відносно недавно (ставок № 109).

Порівну (по 5 водойм, або по 25%) припадає на групу із бордюрним [123] типом та групу із суцільним [123, 163] типом. Міські водойми із *бордюрним типом*, за якого зарості розташовані вузькими або ширшими смугами уздовж берегів, характеризуються невеликими площами заростання через відсутність сприятливих екоотопів у зв'язку із різкими перепадами глибин (ставки №№ 42, 43), низькою прозорістю води (водойми №№ 61, 59) або сукупністю згаданих факторів (водойма-кар'єр № 103). Як правило, у зоні заростей найкраще виражений пояс високотравних гелофітів, решта рослинних поясів має факультативний характер. *Суцільний тип* заростання, за якого рослинні угруповання займають усю площу акваторії, включаючи поверхню води, водну товщу та / або дно, демонструють водойми із найменшими глибинами (№№ 11, 71), а також водойми із потужним розвитком справжньої водної рослинності – вільноплаваючої (№ 3а) та зануреної (№№ 10, 105). Сюди належать водойми-копані (№№ 3а, 11), ставок-загата (№ 71) та сильно замулений мілководний ставок руслового типу (№ 10).

Врешті найбільшу групу (7 об'єктів, або 35%) формують водойми зі *змішаним* типом заростання [163], який поєднує ознаки бордюрного та фрагментарного (розсіяно-плямистого) типів. Очевидно, вище поширення змішаного типу просторової організації заростей у міських водоймах можна пояснити прагненням водної екосистеми до підтримання природного поясного розподілу рослинності у не завжди сприятливих умовах урболандшафту.

Таким чином, тип заростання урбанізованих водойм тісно пов'язаний із кількісним розвитком рослинності різних екологічних груп та відбиває напрямок розвитку цих водних екосистем.

Ступінь заростання. Як відомо, розподіл по акваторії та кількісне співвідношення площ заростей водної рослинності різних екологічних груп є важливим елементом її просторової структури та досить точно відбиває екологічний стан водної екосистеми [27, 34, 141]. Як недостатній, так і надмірний розвиток угруповань макрофітів у водоймі може свідчити про порушення природного екологічного балансу всієї гідроекосистеми. За деякими літературними даними, у збалансованих природних водоймах зарості макрофітів займають близько третини від площі акваторії [34], а найбільш сприятливим фактором для формування доброї якості води за умови достатнього водообміну є заростання акваторії на рівні 30–40% [27].

Підрахунок площ заростей окремих асоціацій ВВР дозволив встановити екологічну структуру заростання досліджених водойм та з'ясувати ступінь заростання їх акваторій (таблиця 4.2.2).

Згідно підходів І.Л. Корелякової [123], прийнято виділяти 6 градацій ступеню заростання акваторій: сильно зарослі (75–100%), досить сильно зарослі (50–75%), помірно зарослі (30–50%), слабо зарослі (10–30%), дуже слабо зарослі (1–10%), незарослі (< 1%). Відповідно до цих критеріїв, серед досліджених водойм 8, або 40% водних об'єктів (№№ 2, 3а, 10, 11, 13, 14, 71, 105) належать до сильно зарослих, 3 об'єкти, або 15% (№№ 1, 12, 109) репрезентують групу досить сильно зарослих, 4 об'єкти, або 20% (№№ 9, 21, 76, 104) – групу помірно зарослих, 2 об'єкти, або 10% (№№ 61, 103) – групу слабо зарослих і врешті 3 об'єкти, або 15% (№№ 42, 43, 59) – групу дуже слабо зарослих.

Таким чином, показники ступенів заростання акваторій досліджених водойм варіюють, але у більшості випадків вони відрізняються від оптимальних. Більша половина досліджених об'єктів виявляє тенденцію до сильного та дуже сильного заростання своїх акваторій, що пов'язане насамперед із високою інтенсивністю антропогенного евтрофування поверхневих вод в умовах урболандшафту.

Таблиця 4.2.2. Просторова структура заростання досліджених міських водойм

Екогрупа	Водойма	10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	105	109	9	76	42	43	3а	59	103	104
ЗНР	Усього, м ²	2599	–	3446	7020	15800	–	–	9000	980	2090	4030	2183	3705	4780	85	–	43	1397	1780	7128
	Частка у площі акваторії, %	84,6	–	36,7	36,0	58,0	–	–	14,5	19,6	42,7	98,3	51,9	21,1	25,5	0,9	–	6,1	1,1	4,4	16,3
	Частка у площі заростей, %	84,6	–	63,1	42,6	73,1	–	0	42,8	29,3	53,1	98,3	69,3	57,3	53,5	12,4	0	6,1	23,2	29,7	42,5
ПЛР	Усього, м ²	–	2000	430	4640	–	880	–	600	1230	–	–	965	870	175	295	15	551	–	185	5500
	Частка у площі акваторії, %	–	97,3	4,6	23,8	–	80,0	0	1,0	24,6	–	–	22,9	4,9	0,9	3,2	0,1	78,7	–	0,5	12,5
	Частка у площі заростей, %	–	97,3	7,9	28,1	–	80,0	0	2,9	36,7	–	–	30,7	13,5	2,0	43,1	1,2	78,7	–	3,1	32,8
ПВР	Усього, м ²	475	11	1584	4840	5800	220	22490	11442	1140	1470	70	–	1891	3980	305	1205	106	3698	3680	4156
	Частка у площі акваторії, %	15,4	0,5	16,9	24,8	21,2	20,0	27,6	18,5	22,8	30,0	1,7	–	10,7	21,2	3,3	10,0	15,1	3,0	9,2	9,5
	Частка у площі заростей, %	15,4	0,5	29,0	29,3	26,9	20,0	99,9	54,3	34,0	37,3	1,7	–	29,2	44,5	44,5	98,8	15,1	61,2	61,3	24,8
БР	Усього, м ²	–	44	–	–	–	–	50	–	–	380	–	–	–	–	–	–	–	943	355	–
	Частка у площі акваторії, %	–	2,2	–	–	–	–	0,1	–	–	7,8	–	–	–	–	–	–	–	0,8	0,9	–
	Частка у площі заростей, %	–	2,2	–	–	–	–	0,1	–	–	9,6	–	–	–	–	–	–	–	15,6	5,9	–
	Загальна площа заростей ВВР, м ²	3074	2055	5460	16500	21600	1100	22540	21042	3350	3940	4100	3148	6466	8935	685	1220	700	6038	6000	16784
	Ступінь заростання водойми, %	100,0	100,0	58,2	84,6	79,2	100,0	27,7	34,0	67,0	80,5	100,0	74,8	36,7	47,7	7,4	10,1	100,0	4,9	15,0	38,3

Типізація досліджених водойм за ступенем заростання та екологічною структурою заростей. При порівнянні даних по ступенях заростання досліджених водойм, враховуючи екологічну структуру заростей, із еталонним показником заростання акваторії (30–40%), за якого спостерігаються сприятливі умови для формування доброї якості води [27], нами було виділено 4 типи міських водойм: 1) слабо зарослі; 2) помірно зарослі; 3) надмірно зарослі із переважанням зануреної рослинності; 4) надмірно зарослі із переважанням рослинності із плаваючими на поверхні води листками (таблиця 4.2.3).

1. Група *слабо зарослих міських водойм* включає п'ять водних об'єктів (25% усіх досліджених), у яких ступінь заростання акваторії не досягає 30,0% (водойми №№ 42, 43, 59, 61, 103). Через низькі оптичні якості води (прозорість до 30 см) тут склалися обмеження для поширення справжньої водної рослинності. Так, у ставку №43 повністю відсутня занурена рослинність, водоймі-кар'єри №59 – рослинність із плаваючими листками, а ставку №61 – обидві згадані екологічні групи ВВР. Крім того, за морфометричними характеристиками це або більш глибокі водойми (руслові ставки та заповнені водою кар'єри із середніми глибинами понад 2 м і різким перепадом глибин) та / або водойми із великою площею акваторії і протяжним периметром, у яких на тлі зменшення площ рослинності гідрофітів сформувалися екотопи для розвитку угруповань гелофітів та гірогелофітів. Тому ценотичне різноманіття водойм цієї групи є найвищим у порівнянні з іншими типологічними групами (4–12 асоціацій, в середньому 6,8), але в основному за рахунок прибережно-водної рослинності, яка, окрім цього, повсюди має перевагу за часткою у формуванні рослинного покриву (3,3–27,7% акваторії). Типовим для таких об'єктів є також явища «цвітіння» води. У зв'язку з цим дані водойми мало привабливі для міських жителів у рекреаційному відношенні, зокрема, для купання.

Таблиця 4.2.3. Типи досліджених міських водойм за особливостями заростання акваторії

Показник		Тип водойм за заростанням			
		Слабко зарослі	Помірно зарослі	Надмірно зарослі із переважанням ЗнР	Надмірно зарослі із переважанням ПЛР
№№ водойм		42, 43, 59, 61, 103	9, 21, 104	2, 10, 12, 13, 14, 76, 105, 109	1, 3а, 11, 71
Кількість водойм		5 (25%)	3 (15%)	8 (40%)	4 (20%)
Ступінь заростання, %		<30,0	30,0–40,0	>40,0	
Ценотичне різноманіття (кількість асоціацій)	ЗнР	0–3	1–3	1–3	0–1
	ПЛР	0–2	1–2	0–1	1
	ПВР	2–7	2–4	0–2	1–3
	БР	0–2	–	0–1	0–1
	Вся ВВР	4–12	5–8	2–4	3–4
Екогрупа ВВР, що просторово домінує у заростях		ПВР	ЗнР / ПВР	ЗнР	ПлЛ
Площа акваторії, га		0,92–12,4	1,76–4,38	0,31–2,73	0,07–0,50
Середня глибина, м		1,7–6,6	1,0–2,2	1,5–3,5	0,2–1,9
Прозорість води, см		≤ 40 см	40–120	40–85	40–85
Тип водойм за походженням і особливостями морфометрії		Переважно глибокі руслові ставки та кар'єри	Руслові ставки із помірними глибинами та річкова стариця	Руслові ставки із помірними глибинами та глибокі	Мілководні ставки, копані, загати із найменшою площею акваторії
Рекреаційна цінність для міських жителів		Обмежена для купання (розвиток явищ «цвітіння води», непропорційність розвитку рослинних пооясів)	Прийнятна для купання та аматорського рибальства (гармонійний просторовий розподіл рослинних пооясів, наявність вільної від заростей акваторії)	Обмежена для купання (у більшості має місце потужний розвиток і наступна деградація нитчастих водоростей)	Обмежена для купання (мілководні; акваторія, повністю вкрита рясками)

2. Група *помірно зарослих міських водойм* є найменш чисельною за кількістю об'єктів (3 із 20, або 15%), ступінь заростання акваторії яких перебуває в інтервалі 30,0–40,0% (№№ 9, 21, 104). Її утворюють руслові ставки та річкова стариця (остання за сукупністю своїх гідроботанічних характеристик визнана нами за еталон урбанізованої водойми [115]). Помірні глибини (в середньому 1,0–2,2 м) та достатня прозорість води (40–120 см) цих водойм є сприятливими для їх заростання. Ценотичне різноманіття водних об'єктів цієї групи є порівняно високим (5–8 асоціацій, в середньому 6,3). У кожній із водойм представлені всі три екологічні групи водної рослинності (занурена, із плаваючими листками, прибережно-водна), проте перевагу за площами заростей у двох випадках із трьох має занурена рослинність. Дані водні об'єкти відрізняються більш гармонійним просторовим розподілом рослинних поясів, чим підвищують естетичну цінність урбанізованого ландшафту, а також є привабливими для рекреації (об'єкт №9 – тільки для рибної ловлі, об'єкти №№ 21 та 104 – для купання та аматорського рибальства, причому уздовж берегів останнього організовано стаціонарні місця для відпочинку).

3. Група *надмірно зарослих міських водойм із переважанням зануреної рослинності* є найбільш чисельною за кількістю об'єктів (включає 8 із 20, або 40% досліджених водойм), ступінь заростання акваторії яких перевищує 40,0%, перебуваючи в інтервалі 47,6–100,0% (№№ 2, 10, 12, 13, 14, 76, 105, 109). Всі вони без виключення належать до руслових ставків – або мілководних (середні глибини до 1,5 м) із достатньою прозорістю води (40–55 см), або ж більш глибоких (середня глибина 3,5 м), але із вищою прозорістю води (85 см). Для більшої половини водойм цієї групи є характерним розвиток лише двох екологічних груп ВВР: у чотирьох об'єктах (№№ 2, 10, 14, 105) не розвинена рослинність із плаваючими листками, ще в одному об'єкті (№ 109) відсутня прибережно-водна рослинність. Ценотичне різноманіття водойм цієї групи в цілому невисоке (від 2 до 4 асоціацій, в середньому 3,4). Занурена рослинність хоча й має перевагу за часткою у

заростанні акваторії всіх водойм (25,5–98,3%), але при цьому синтаксономічний склад її угруповань небагатий (1–3 асоціації) та лише у трьох водоймах (№№ 10, 12, 105) є більш різноманітним порівняно з іншими екологічними групами. Використання водойм цієї групи може ускладнювати розвиток у складі зануреної рослинності деяких із них (№№ 10, 12, 13, 14) нитчастих водоростей, які після завершення своєї вегетації спливають на поверхню води та починають розкладатися. Надмірний розвиток зануреної рослинності також в цілому не є сприятливим для відпочинку на воді, насамперед для купання. Накопичення великої кількості фітомаси в умовах недостатньої проточності обумовлює погіршення якості води таких водойм, їх поступове обміління та замулення із перспективою перетворення на болотний біоценоз [141].

4. Група ***надмірно зарослих міських водойм із переважанням рослинності із плаваючими листками*** є однією з найменш чисельних за кількістю об'єктів (включає 4 із 20, або 20% досліджених водойм), ступінь заростання яких, так само, як і в попередній групі, перевищує 40,0%, складаючи 67,0–100,0%. Цю групу репрезентують руслові ставки та ставки-копані (№№ 1, 3а, 11, 71), для яких характерні малі розміри акваторії (700–5000 м²), а також або дуже незначні глибини (в середньому 0,21–0,26 м), що сприяє кращому прогріванню води, або ж більші глибини (в середньому 1,4–1,9 м), але із різким перепадом, що в умовах невисокої прозорості стримує розвиток зануреної рослинності. За сукупністю вище згаданих обставин у водоймах даної групи сформувалися сприятливі умови для розвитку ценозів вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів [140]. Ценотичне різноманіття водойм невисоке (по 3–4 асоціації у кожній, в середньому 3,5). У половині водойм (№№ 11 та 71) занурена рослинність не розвивається. Рослинність із плаваючими листками переважає за участю у формуванні рослинного покриву, досягаючи частки 24,6–80,0% від площі акваторії, але в усіх випадках не відрізняється різноманітністю (представлена по одній асоціації). Акваторії водойм даної групи повністю або майже

всуціль вкриті представниками родини ряскові. Це свідчить про високий ступінь евтрофування води та може призвести до поступової деградації водної екосистеми. Рекреаційне використання таких водойм зазвичай обмежене любительським рибальством.

Висновки. Таким чином, прибережно-водна рослинність відіграє панівну роль у формуванні рослинного покриву здебільшого слабо зарослих міських водойм, тоді як справжня водна рослинність – більшості помірно зарослих та усіх надмірно зарослих водойм.

У помірно зарослих водоймах були представлені три екологічні групи ВВР (занурена, із плаваючими листками, повітряно-водна), тоді як у слабо або надмірно зарослих водоймах подекуди спостерігалось спрощення екологічної структури заростей до однієї–двох екогруп.

Екологічна група болотної рослинності найчастіше асоційована із водоймами слабо зарослого типу (60% випадків), рідше – із водоймами надмірно зарослого типу (із переважанням зануреної рослинності та рослинності із плаваючими листками – по 20%), тоді як у водоймах із помірним типом заростання дана екогрупа не зафіксована.

Водойми із помірним ступенем заростання акваторії (30–40%) є найменш чисельними в урболандшафті (15% досліджених об'єктів), тобто кількісно переважають водойми із показником заростання акваторії, відмінним від оптимального, що може свідчити про в цілому неврівноважений стан міських гідроекосистем.

Відхилення показників заростання акваторії від помірних супроводжується зниженням господарсько-рекреаційного значення міських водойм. Якісний склад та кількісне співвідношення площ угруповань рослинності різних екологічних груп визначають особливості користування водними об'єктами в урболандшафті та мають бути враховані при розробці заходів гідроекологічного менеджменту урбанізованих територій.

4.3. Ценотичні показники домінуючих рослинних угруповань та особливості заростання урбанізованого відрізка середньої річки

Для відстеження змін рослинності за градієнтом урбанізації у межах кожної екологічної групи обрано домінуючі угруповання константних видів, що максимально виявлені на всьому дослідженому відрізку: для зануреної рослинності – угруповання куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum*), для рослинності із плаваючими листками – ценози глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), для повітряно-водної рослинності – угруповання високотравних гелофітів очерету звичайного (*Phragmites australis*), рогазів вузьколистого (*Typha latifolia*) та широколистого (*T. angustifolia*). Аналізу піддавалися такі показники угруповань: флористичний склад (багатство ценофлори, покриття та індикаторне значення співдомінантів), ярусність, ЗПП, ПП і масові характеристики домінантів, фітомаса і відносне просторове поширення (участь у формуванні зони заростей) угруповань на ділянках (додаток Д).

При аналізі зміни ценотичних показників угруповань ми виходили із біоценотичного правила Тінемана, згідно якого за більш сприятливих умов угрупованню властиві багатший склад видів та їх більш рівномірна кількісна участь і навпаки: при зростанні специфічності умов окремих видів підвищує свою кількісну представленість (ПП, внесок у формування фітомаси угруповання), а флористичне різноманіття ценозу скорочується [122, С. 291].

Ярусність водної рослинності як елемент її вертикальної структури проявляється у розчленуванні фітоценозу на різновисотні структурні та функціональні частини – яруси. Хоча для водних ценозів характерна слабка взаємозалежність складових [124], ярусна структура угруповань пов'язана із різноманіттям екологічних умов біотопу і відображає пристосування рослин до ефективного засвоєння ресурсів середовища, зокрема, сонячної енергії, а також може бути зумовлена екотонним ефектом, тобто взаємним проникненням видів у контактні ценози.

Угрупування *Ceratophyllum demersum* у флористичному відношенні відрізняються досить широким діапазоном змін видового багатства⁸: від 13 видів на верхньоміській ділянці до 5 видів на нижньоміській та ділянці нижче міста (додаток Д, табл. 1). Збільшення кількості видів на верхньоміській ділянці можна пояснити деяким стимулюючим впливом низькоурбанізованого середовища за рахунок поступового підвищення гетерогенності умов, пов'язаного зі слабкоінтенсивною, але регулярною експлуатацією річки та прибережної зони (рекреація, забудова одного з берегів). При цьому у підводному ярусі зростає роль видів (різноманітність та / або покриття), що індикують процеси евтрофування (нитчасті водорості, *Potamogeton pectinatus*) і заболочення (види роду *Utricularia*). Водночас склад основних видів наводного ярусу (*Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodella polyrrhiza*) залишаються практично незмінним у порівнянні із фоновим (еталонним) станом, тоді як їх ПП дещо зростає, очевидно, у відповідь на прогнозоване підвищення концентрації біогенних сполук, а ярус повітряно-водної рослинності редукується, оскільки їх участь, очевидно, має факультативний характер. Триярусні угруповання мають місце лише на еталонній ділянці та середньоміській, де однаковим виявилось також видове багатство як для кожного ценозу в цілому (по 9 видів), так і в межах кожної з екологічних груп (ярусів): по 4 види занурених гідрофітів, по 3 – із плаваючими листками та по 2 – повітряно-водних рослин. При цьому навіть якісний склад і ПП видів куширових ценозів на ділянках I і III є майже ідентичними. Це може свідчити спочатку про поступове повернення екосистеми під впливом комплексу факторів урбанізації до стабільного еталонного рівня (середньоміська ділянка), а потім про її подальший регрес (ділянки нижньоміська та нижче міста), що супроводжується скороченням різноманіття (до 5 видів на кожній ділянці), спрощенням просторової структури, деяким зменшенням ПП домінанта та посиленням участі

⁸ Тут і далі під видовим багатством угруповання розуміється кількість видів у ценофлорі.

нитчастих водоростей (до значень ПП на рівні 20–40%) (рис. 4.3.1, а). Показово, що на ділянці нижче міста участь видів наводного ярусу редукується, кількість ярусів скорочується до одного і стає мінімальною, а різноманіття видів підводного ярусу зростає до максимального значення на всьому відрізку, що свідчить про деяку неврівноваженість екосистеми річки після перетину нею урбанізованої території.

Угрупування *Nuphar lutea* так само, як і ценози *Ceratophyllum demersum*, на початковий рівень впливу урбанізації у межах верхньоміської ділянки відповідають деяким підвищенням видового багатства (від 7 до 8 видів) за рахунок розширення складу флори підводного ярусу (рис. 4.3.1, б). Зростання трофності на цій ділянці засвідчується збільшенням ПП вільноплаваючого виду *Lemna minor*, а також розташованих у підводному ярусі нитчастих водоростей. На середньоміській ділянці, де вплив урбанізації стає відчутнішим, кількість видів критично скорочується до 3. Така перебудова ценозу свідчить про зростання екстремальності умов середовища, оскільки, по-перше, на тлі скорочення видового складу, угруповання глечиків у 1,5 рази збільшують свою відносну просторову представленість на ділянці (порівняно із верхньоміською), по-друге, у підводному ярусі, при одночасному зниженні ПП куширу, співдомінантами стають менш вибагливі до умов середовища нитчасті водорості (додаток Д, табл. 2). На наступних ділянках видовий склад угруповання *Nuphar lutea* відновлюється до еталонного і залишається стабільним надалі за рахунок розширення різноманіття видів-індикаторів евтрофування у наводному ярусі (насамперед, *Spirodella polyrrhiza*, *Lemna minor*, а *Hydrocharis morsus-ranae* на ділянці нижче міста заміщується стійкішим до біогенного навантаження *Lemna gibba*). Загалом видовий склад наводного ярусу на ділянках I і IV дуже подібний, однак деякі вільноплаваючі види (наприклад, *Spirodella polyrrhiza*) із асектаторів на еталонній ділянці перетворюються на співдомінанти в умовах нижньоміської ділянки, що може свідчити про зростання трофності.

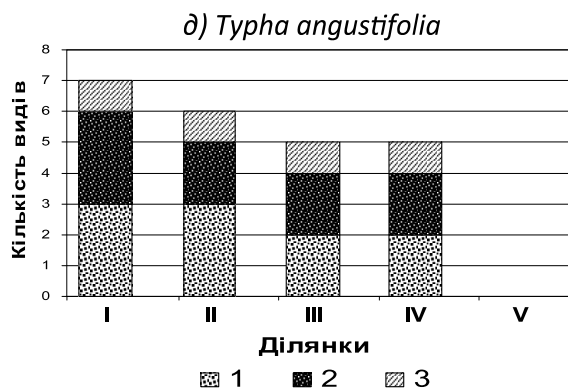
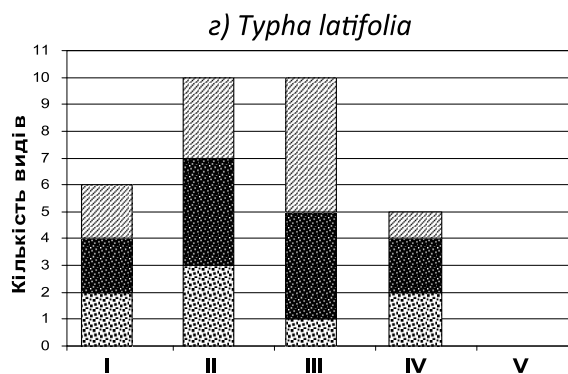
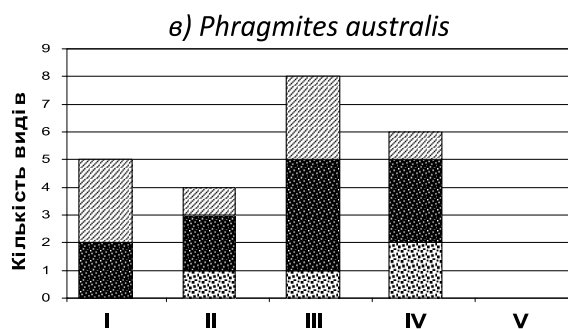
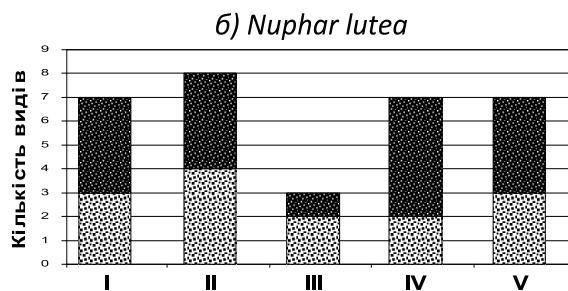
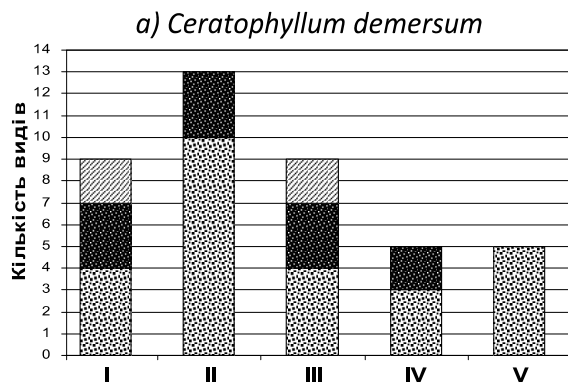


Рис. 4.3.1. Ярусність та видове багатство домінуючих угруповань ВВР на досліджених ділянках р. Ворскла (яруси: 1 – підводний, 2 – наводний, 3 – надводний).

На двох останніх ділянках структура угруповань *Nuphar lutea* вирівнюється при встановленні рівноваги ПП глечиків і куширу на рівні 50%. Якщо самостійні угруповання *Ceratophyllum demersum* на нижніх ділянках перебували у більш пригніченому стані (мали збіднений флористичний склад і знижене покриття домінанта), то у складі підводного ярусу угруповань рослинності із плаваючими листками кушир, навпаки, демонструє тенденцію до підвищення своєї ценотичної активності, хоча видовий склад ярусу залишається небагатим.

Посилення позицій *Ceratophyllum demersum* в угрупованнях інших рослин засвідчує погіршення водообміну та інтенсифікацію процесів заболочування у водній екосистемі [85]. Очевидно, що навіть на ділянці нижче міста біогенний пресинг на екосистему спадає не відразу, оскільки, аналогічно до куширових угруповань, у ценозах *Nuphar lutea* ПП нитчастих водоростей на відрізьку між ділянками IV–V зростає удвічі (додаток Д, табл. 2).

Аналіз змін флористичного складу угруповань очерету на досліджених ділянках дозволяє виділити кілька основних тенденцій. По-перше, починаючи із верхньоміської ділянки, з'являється ярус занурених рослин, у якому на всій довжині міського відрізьку поступово зростають ПП і ценотична активність куширу, а на останній ділянці (IV) навіть дещо збільшується видове багатство (додаток Д, табл. 3). Розвиток підводного ярусу у заростях гелофітів, як зазначалося, є свідченням заболочування екотопів міського відрізьку р. Ворскла. Крім того, на нижньоміській ділянці кількісна участь куширу може зростати внаслідок загострення конкуренції видів за життєвий простір в умовах штучного обмеження площ рипалі. По-друге, на всіх міських ділянках (II–IV) помітно зростає різноманіття рослин наводного ярусу, яке формується вільноплаваючими гідрофітами як відповідь на посилення концентрації біогенних сполук, що надходять із все більш трансформованого водозбору. По-третє, попри незначні коливання відносно еталонного рівня, в цілому різноманіття очеретяних ценозів на міському

відрізку є вищим, що може свідчити про загальну сприятливість для них умов урболандшафту. При цьому найбільшим видовим багатством вирізняються ділянки із високим ступенем урбанізації (III, IV) (рис. 4.3.1, в). Так, на середньоміській ділянці видове багатство досягає максимуму (8 видів) при помітному розвитку ярусів гелофітів та рослин із плаваючими листками. Цьому, очевидно, сприяють мозаїчність розташування угруповань повітряно-водних рослин на даній ділянці та зростаючий рівень трофності середовища.

Флористичне різноманіття угруповань *Typha latifolia* при помірному рівні урбанізації (верхньоміська ділянка) типово зростає, причому збагачення видами у порівнянні із еталонною ділянкою спостерігається в усіх ярусах (рис. 4.3.1, з). В умовах середньоміської ділянки (урбанізація високого рівня) загальне видове багатство залишається незмінним, однак розширення спектру видів повітряно-водного ярусу, що відбувається за рахунок гідрогелофітів-індикаторів заболочення (*Agrostis stolonifera*, *Iris pseudoacorus*, *Rumex hydrolapathum*), супроводжується збідненням ярусу зануреної рослинності у зв'язку із випадінням чутливих до забруднення видів (*Utricularia australis*, *Lemna trisulca*, *Riccia fluitans*) (додаток Д, табл. 4). На нижньоміській ділянці зареєстровано найнижче видове багатство (5 видів), що може свідчити про помітне відхилення умов даного екотопу від оптимальних для домінантного виду.

У ценотичній структурі угруповань *Typha angustifolia* за градієнтом урбанізації відстежується кілька основних тенденцій. Видове багатство угруповань від еталонної до нижньоміської ділянки поступово скорочується і при сильному рівні урбанізації (ділянки III, IV) стає найменшим (рис. 4.3.1, д). Надводний ярус на всіх ділянках залишається моновидовим, при цьому ПП домінанта *Typha angustifolia*, як і у випадку угруповань *Phragmites australis*, на міських ділянках підвищується і стабілізується на рівні 80% (додаток Д, табл. 5). Водночас на цих ділянках спостерігається збіднення ярусів гідрофітів із плаваючими листками та занурених, при цьому ПП видів підводного ярусу дещо зростає у напрямку до нижньоміської ділянки, що в

цілому свідчить про підвищення екстремальності умов середовища для ценозів рогозу вузьколистого при впливі урбанізації високого рівня.

Характер та ступінь заростання макрофітами ділянок р. Ворскла.

У зв'язку із впливом урбанізованого ландшафту м. Полтави досліджений відрізок р. Ворскла, порівняно короткий за довжиною, помітно різнився за характером заростання окремих ділянок та кількісною участю у формуванні заростей угруповань різних екологічних груп, що було встановлено при підрахунку площ заростей окремих угруповань (таблиця 4.3.1).

Перша ділянка, розташована за 5 км вище міста, майже не зазнає впливу урболандшафту, у зв'язку з чим обрана за еталон. Акваторія заростає помірно (34,4%), угруповання високотравних гелофітів займають 10,4%, укорінених гідрофітів із плаваючими листками – 15,8%, зануреної рослинності – 8,2%.

На верхньоміській ділянці, де вплив міського середовища стає помітним, спостерігається поступове підвищення ступеня заростання акваторії (42,6%) в основному за рахунок повітряно-водної (яка займає тут найбільші абсолютні площі на всьому відрізку) та зануреної рослинності. Ценози вкорінених гідрофітів із плаваючими листками, навпаки, помітно скорочують своє поширення (6,0% від площі акваторії), що може бути зумовлене, з одного боку, посиленням рекреаційним тиском (через розташування на створі системи міських пляжів), а з іншого – появою у поясі рослинності із плаваючими листками угруповань вільноплаваючих гідрофітів. Останні займають помітну частину акваторії (8,1%), очевидно, реагуючи на зростання у воді концентрації біогенних сполук внаслідок часткового порушення на цій ділянці водозбірної поверхні.

Середньоміська ділянка за сукупністю причин (гирла малих річок, забудова обох берегів, концентрація пляжів, випуски зливових стоків, розміщення автомобільного мосту та відповідно уповільнення швидкості течії до 0,1 м/с, див. рис. 2.2.2, табл. 2.2.2) відрізняється активними процесами замулення русла і тому є найбільш мілководною та піддається

надмірному заростанню (56,0%) при максимальній участі зануреної рослинності. У поясі рослинності із плаваючими листками ступінь заростання акваторії ценозами вкорінених гідрофітів залишається невисоким (9,0%), проте для ценозів вільноплаваючих рослин цей показник зростає (10,0%), що в цілому відбиває тенденцію до урбанізаційної трансформації природного рослинного покриву водних об'єктів міських територій [57, 85].

Нижньоміська ділянка, що зазнає найсильнішого комплексного впливу урболандшафту (таблиця 2.2.2), відрізняється найменшим ступенем заростання акваторії (9,8%) та помітними перебудовами у структурі заростей. Просторову перевагу, як і на верхньоміській ділянці, має повітряно-водна рослинність, яка формує щільні смуги уздовж берегів. Через штучне скорочення площ ріпалі та різке зменшення прозорості води (до найменшого на всьому відрізку) площі поширення зануреної рослинності стають мінімальними (2,0% акваторії). Заростання ценозами вкорінених гідрофітів із плаваючими листками незначне (2,9%), вільноплаваючі рослини угруповань не утворюють.

Ділянка, розташована нижче міста, характеризується безпідпірним гідрологічним режимом та природними параметрами русла, що обумовлює зміни характеру водної рослинності. Пояс повітряно-водної рослинності представлений угрупованнями низькотравних гелофітів. Помітного розвитку досягають угруповання занурених гідрофітів. Максимальна частка у заростях належить ценозам гідрофітів із плаваючими листками. За структурою заростей ділянка наближена до еталонної, але ступінь заростання акваторії вищий (48,1%), розвинені ценози вільноплаваючої рослинності.

Отже, просторове поширення ВВР на досліджених ділянках р. Ворскли перебуває у тісній залежності від напрямку й інтенсивності антропогенного перетворення річкової екосистеми в умовах функціонування урбанізованого ландшафту.

Таблиця 4.3.1. Ценотична та просторова структура заростання досліджених ділянок р. Ворскла

Угрупування асоціацій ВВР	Ступінь заростання на ділянках, % площі									
	I		II		III		IV		V	
	зарос- тей	аква- торії	зарос- тей	аква- торії	зарос- тей	аква- торії	зарос- тей	аква- торії	зарос- тей	аква- торії
<i>Ceratophylletum demersi</i>	23,8	8,2	25,2	10,7	37,5	21,0	10,3	1,0	27,2	13,1
<i>Potametum pectinati</i>	—	—	2,3	1,0	—	—	—	—	—	—
<i>Potametum perfoliati</i>	—	—	—	—	—	—	9,7	1,0	—	—
Занурена рослинність	23,8	8,2	27,5	11,7	37,5	21,0	20,0	2,0	27,2	13,1
<i>Nupharetum lutei</i>	46,0	15,8	14,2	6,0	16,1	9,0	30,0	2,9	37,7	18,1
Рослинність гідрофітів укорінених із плаваючими листками	46,0	15,8	14,2	6,0	16,1	9,0	30,0	2,9	37,7	18,1
<i>Salvinio-Spirodeletum polyrrhizae</i>	—	—	11,8	5,1	—	—	—	—	—	—
<i>Spirodeletum polyrrhizae</i>	—	—	7,1	3,0	—	—	—	—	—	—
<i>Lemno-Salvinietum natantis</i>	—	—	—	—	10,7	6,0	—	—	—	—
<i>Ceratophyllo-Hydrocharitetum</i>	—	—	—	—	7,1	4,0	—	—	—	—
<i>Lemnetum gibbae</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	14,7	7,1
Вільноплаваюча рослинність	—	—	18,9	8,1	17,8	10,0	—	—	14,7	7,1
<i>Glycerietum maximae</i>	1,5	0,5	—	—	2,6	1,4	—	—	—	—
<i>Typhetum angustifoliae</i>	4,5	1,6	9,3	4,0	1,0	0,6	18,4	1,8	—	—
<i>Typhetum latifoliae</i>	18,1	6,2	16,2	6,9	8,9	5,0	4,1	0,4	—	—
<i>Phragmitetum communis</i>	6,1	2,1	13,9	5,9	16,1	9,0	27,5	2,7	—	—
<i>Sparganietum emersi</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	6,1	2,9
<i>Sparganietum erecti</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	6,1	3,0
<i>Butomo-Sagittarietum sagittifoliae</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	8,2	3,9
Повітряно-водна рослинність	30,2	10,4	39,4	16,8	28,6	16,0	50,0	4,9	20,4	9,8
Усього ВВР	100,0	34,4	100,0	42,6	100,0	56,0	100,0	9,8	100,0	48,1

На дослідженому відрізку р. Ворскла значення ступеню заростання акваторії коливалися від 9,8% до 56,0% (таблиця 4.3.2). Примітно, що граничні значення показника заростання (мінімальні на нижньоміській ділянці та максимальні на середньоміській) сконцентровані у межах міської частини досліджуваного водотоку на порівняно короткому (близько 4 км) відрізку, що включає найбільш трансформовані створи із високим ступенем урбанізованості ландшафту (ділянки III, IV). Відповідно до використаної шкали градацій ступеню заростання [123], заростання на нижньоміській ділянці ідентифікується як дуже слабке, а на середньоміській – досить сильне, решта ділянок (I, II, V) заростають помірно (на рівні 34,4–48,1%).

Таблиця 4.3.2

**Ступінь заростання акваторії різними екологічними групами ВВР
на дослідженому відрізку р. Ворскла**

Екологічна група ВВР		Ступінь заростання на ділянках, %				
		I	II	III	IV	V
Занурена рослинність		8,2	11,7	21,0	2,0	13,1
Рослинність із плаваючими листками	гідрофітів укорінених	15,8	6,0	9,0	2,9	18,1
	гідрофітів вільноплаваючих	–	8,1	10,0	–	7,1
Повітряно-водна рослинність		10,4	16,8	16,0	4,9	9,8
Всього:		34,4	42,6	56,0	9,8	48,1

Отже, за даними таблиць 4.3.1–4.3.2, занурена рослинність переважає за площею на середньоміській ділянці (21,0% від площі акваторії), рослинність із плаваючими листками – на ділянках вище міста (15,8%) і нижче міста (25,2%), зарості повітряно-водної рослинності просторово переважають на решті ділянок – верхньоміській (10,4%) та нижньоміській (4,9%). Переважання заростей зануреної рослинності на середньоміській ділянці на тлі найвищого ступеню заростання цього створу може свідчити про початковий етап заболочування його акваторії [141].

Таким чином, при просуванні від центральної із досліджених ділянок р. Ворскла (середньоміської) до периферійних міських та позаміських у

просторовому домінуванні угруповань різних екологічних груп виявлено таку симетричну послідовність: занурена рослинність – повітряно-водна рослинність – рослинність із плаваючими листками (рис. 4.3.2).

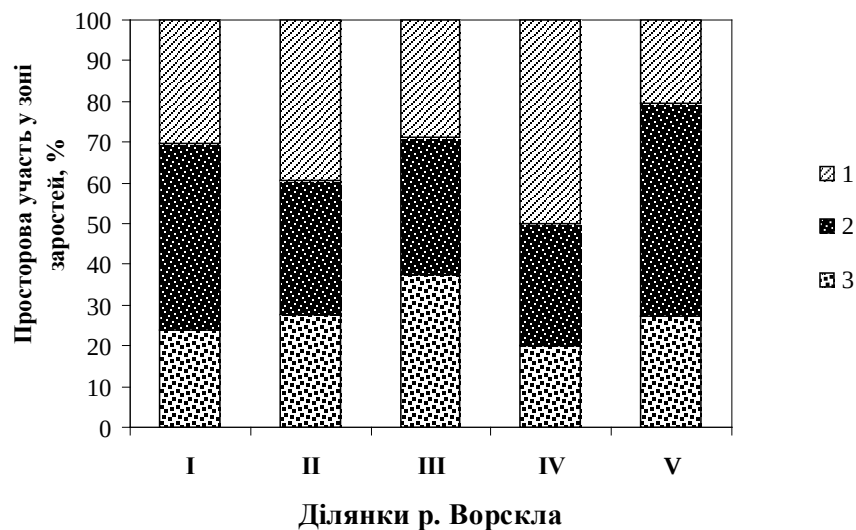


Рис. 4.3.2. Частка заростання мілководь екологічними групами ВВР на досліджених ділянках р. Ворскла: 1 – повітряно-водна рослинність, 2 – рослинність із плаваючими листками, 3 – занурена рослинність.

Тип заростання. Для більшості досліджених ділянок характерний бордюрний тип заростання [123], за якого зарості розташовані вузькими (2–3 м) або ширшими (до 6–8 м) смугами уздовж берегів річки. Розсіяно-плямистий [123], або фрагментарний [163] тип заростання, для якого є характерним нерівномірне, дифузне розташування рослинних угруповань, зафіксоване лише на ділянках нижче шлюзів-регуляторів річкового стоку, а також на середньоміській ділянці, де проходять процеси формування рослинного покриву (у першому випадку – від інтенсивного відкладання наносів, у другому – внаслідок активного замулення та заболочення акваторії).

Отже, зміни типу заростання акваторії від бордюрного до розсіяно-плямистого приурочені до ділянок із найбільш суттєвим порушенням гідрологічного режиму.

Висновки. Отже, найбільш виразні зміни флористичного складу і видового багатства на досліджених ділянках зафіксовані в угрупованнях *Ceratophyllum demersum*, де із посиленням урбанізації відстежується загальна тенденція до скорочення різноманіття флори і ярусності ценозів, а також ПП домінантного виду. Ценотична роль занурених гідрофітів зростає із посиленням урбанізації ландшафту лише в межах підводного ярусу рослинності із плаваючими листками та деяких гелофітів (*Phragmites australis*), що є проявом погіршення водообміну та інтенсифікації процесів заболочування у водній екосистемі. Показники просторового поширення угруповань *Ceratophyllum demersum* змінюються стрибкоподібно залежно від конкретних локальних впливів на ділянку.

Найбільш стабільним якісним і кількісним флористичним складом на досліджених ділянках відзначаються угруповання *Nuphar lutea*, які в умовах урбанізації високого рівня помітно варіюють за рахунок синузії вільноплаваючих видів (майже повна редукція на середньоміській ділянці, що піддається замуленню, та значне підвищення ПП на нижньоміській ділянці, де рівень біогенного навантаження є прогнозовано високим).

В угрупованнях повітряно-водної рослинності з посиленням урбанізації ландшафту флористичне багатство має тенденцію до скорочення, хоча кількість видів різних ярусів у ценозах різних гелофітів-едифікаторів змінюється неоднаково: у заростях очерету поступово зростає участь справжніх водних рослин, тоді як у заростях рогозів участь гідрофітів зменшується. За градієнтом урбанізації знижується ценотичне різноманіття та рівномірність просторового розподілу ценозів окремих гелофітів.

В цілому, перебудови структури угруповань ВВР за градієнтом урбанізації дозволяють констатувати посилення процесів заболочування і евтрофування вод річки, яке триває навіть в умовах низькоурбанізованої ділянки нижче міста.

ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

5.1. Фітомаса угруповань різних екологічних груп

Вища водна рослинність виступає важливим продуцентом міських гідроекосистем. Порівняння показників фітомаси для певного угруповання в умовах різних екотопів є можливим для досить обмеженої кількості ценозів у зв'язку із низьким виявленням більшості рослинних асоціацій на досліджених водних об'єктах. Дані фітомаси здебільшого аналізуються нами в перерахунку на повітряно-суху речовину (ПСР), яка є більш адекватною для співставлення угруповань різних екологічних груп [53, 123].

Значення біомаси рослинних угруповань коливається залежно від щільності заростей та життєвості видів, що складають фітоценоз, а це, у свою чергу, залежить від комплексу еколого-біологічних факторів, які діють одночасно (глибина, хімізм ґрунтів та води, вік заростей, захищеність від вітро-хвильового впливу, проточність тощо) [53]. Крім цього, значення показника фітомаси угруповань визначаються не лише кількісними характеристиками домінуючих видів (фітомаса, проективне покриття), але й особливостями вертикальної структури (ярусність) цих угруповань, їх флористичним складом, ПП співдомінантів тощо.

У складі ВВР досліджених водних об'єктів найбільш продуктивними є угруповання високотравних гелофітів, які представлені на більшості гідроекотопів. Так, у перерахунку на ПСР фітомаса угруповань очерету звичайного варіює від 951 до 5949 (в середньому 2424) г/м². У рогозу вузьколистого цей показник дорівнює 610–2797 (2233) г/м², а рогозу широколистого – 1026–3785 (1574) г/м². Спостерігається тенденція до зростання фітомаси ценозів цих високотравних гелофітів в умовах річкових екотопів. Так, середні значення ПСР угруповань очерету звичайного у

міських водоймах та на міському відрізку річки різняться майже удвічі (2094 та 4297 г/м² відповідно), для рогузу вузьколистого ці значення різняться менш помітно – як 1465 та 2302 г/м², для рогузу широколистого – ще менше (як 1633 та 1929 г/м²) (табл. 5.1.1).

Виходячи з цього, досить високою є і чиста річна продукція таких угруповань. Так, ценози *Phragmites australis* виробляють за рік від 976 до 6109 г/м² органічної речовини (в середньому – 2489 г/м²), що еквівалентне 898–5620 г/м² (1155 г/м²) карбону. Дещо меншим є цей показник у ценозів рогузу вузьколистого (в середньому 2054 г/м² органічної речовини, або 953 г/м² карбону) та рогузу широколистого (1738 г/м², або 806 г/м² відповідно). За класифікацією Р. Віттекера (1980) [204], такі угруповання належать до помірно- та високопродуктивних. Їх річна продукція співставна із такою у культивованих людиною ценозів, для яких підтримується оптимальний екологічний режим (забезпеченість вологою, порівняно високі температури, постійне поповнення запасу елементів мінерального живлення) [204]. Це може опосередковано свідчити на користь того факту, що екологічні умови гідроекотопів урболандшафту так само є особливо сприятливими для розвитку високотравних гелофітів. Ряд авторів [259, 260] вказують на те, що надземна біомаса очерету звичайного суттєво зростає у середовищі, збагаченому поживними елементами. Для порівняння, згідно літературних даних [140], середні показники сирової фітомаси по природному регіону (Україна, Лісостеп, Середній Дніпро) для усіх вище вказаних гелофітів є помітно нижчими за отримані нами у міських водоймах (табл. 5.1.1): в очерету звичайного – 2800–3500 г/м², у рогузу вузьколистого – 2800–3800 г/м², рогузу широколистого – 1100–1210 г/м². Дані надземної біомаси у згаданих гелофітів-еdifікаторів дійсно можуть сильно різнитися залежно від умов зростання, характеру ґрунту, гідрохімічних особливостей водного середовища, виїдання консументами тощо [187, 229].

Таблиця 5.1.1. Фітомаса та річна продукція основних угруповань ВВР досліджених водних об'єктів

Угруповання асоціацій ВВР	СМ, г/м ²			ПСР, г/м ²			АСР, г/м ²			Річна продукція, г/м ²		
	Водойми озерного типу	Водойми проточного типу (р. Ворскла)	Загалом по всіх типах досліджених водойм	Водойми озерного типу	Водойми проточного типу (р. Ворскла)	Загалом по всіх типах досліджених водойм	Водойми озерного типу	Водойми проточного типу (р. Ворскла)	Загалом по всіх типах досліджених водойм	АСМ	ОР	С
ЗнР												
Ceratophylletum demersi	720–7024/ 4672	2916–6428/ 4655	720–7024/ 4513	65–716/ 388	246–604/ 412	65–716/ 392	60–665/ 361	229–562/ 364	60–665/ 364	72–798/ 437	61–565/ 309	28–262/ 143
ПЛР												
Spirodeletum polyrrhizae	876–980/ 920	1364–1620/ 1485	876–1620/ 1202	72– 82/ 77	107–126/ 115	72–126/ 96	67– 76/ 72	100–117/ 107	67–117/ 90	80–140/ 108	72–126/ 278	33–58/ 143
Hydrocharitetum morsus-ranae	4265–10352/ 7708	–	4265–10352/ 7708	262–937/ 630	–	262–937/ 630	244–871/ 586	–	244–871/ 586	293–1045/ 703	264–941/ 633	122–437/ 294
Nupharetum lutei	–	2440–4250/ 3197	2440–4250/ 3197	–	256–408/ 307	256–408/ 307	–	238–379/ 286	238–379/ 286	286–455/ 343	257–410/ 309	119–190/ 143
ПВР												
Phragmitetum communis	2258–7620/ 4896	7703–14785/ 10734	2258–14785/ 5772	951–3210/ 2094	3033–5949/ 4297	951–5949/ 2424	884–2985/ 1947	2821–5533/ 3996	884–5533/ 2254	1061–6640/ 2705	976–6109/ 2489	898–5620/ 1155
Typhetum angustifoliae	2772–8237/ 6064	7056–12565/ 9909	2772–12565/ 7025	656–2010/ 1465	1558–3007/ 2302	656–3007/ 1674	610–1869/ 1362	1449–2797/ 2141	610–2797/ 2233	732–3356/ 2680	732–2573/ 2054	340–1194/ 953
Typhetum latifoliae	3528–17480/ 6898	6166–13575/ 8827	3528–17480/ 7284	1103–4070/ 1633	1247–3087/ 1929	1103–4070/ 1693	1026–3785/ 1520	1160–2871/ 1793	1026–3785/ 1574	1231–4542/ 1889	1133–4179/ 1738	526–1939/ 806

Примітка: СМ – сира маса; дані у числівнику – інтервал між мінімальними та максимальними значеннями, у знаменнику – середні значення.

Серед рослинності із плаваючими листками найвищу фітомасу продукують: на екотопах міських водойм – угруповання жабурника звичайного (262–937, в середньому 630 г/м²), на екотопах міського відрізка середньої річки – угруповання глечиків жовтих (256–408, в середньому 307 г/м²). Угруповання деяких вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів, що представлені на урбанізованих гідроекотопах як непроточного, так і проточного типу, меншу фітомасу розвивають саме в умовах міських водойм: зокрема, середні значення ПСР ценозів багатокорінника у водоймах становлять 78 г/м², тоді як у річкових екотопах – 115 г/м² (табл. 5.1.1). Середні значення сирої фітомаси, згідно літературних даних по природному регіону (Україна, Лісостеп, Середній Дніпро) [140], для перерахованих угруповань рослинності із плаваючими листками виявилися суттєво нижчими за отримані нами у водоймах урболандшафту (табл. 5.1.1): у багатокорінника – 140–170 г/м², у глечиків – 1131 г/м², у жабурника – 220–240 г/м².

Серед зануреної рослинності основними продуцентами фітомаси є угруповання куширу, які представлені на більшості досліджених водних об'єктів та характеризуються повітряно-сухою масою укосів на рівні 65–716 (в середньому 392) г/м². При цьому маса укосів, відібраних на річкових екотопах, дещо перевищує таку з екотопів міських водойм (412 г/м² проти 388 г/м²) (табл. 5.1.1). Аналогічно до вище згаданих угруповань ВВР, середні значення сирої фітомаси угруповань куширу зануреного по водоймах природного регіону (Україна, Лісостеп, Середній Дніпро), за даними літератури [140], є значно нижчими від встановлених нами у водних об'єктах урболандшафту: 1300–1400 г/м² проти 4513 г/м² (табл. 5.1.1).

Отже, найбільшими продуцентами фітомаси у досліджених водних об'єктах виступають угруповання високотравних гелофітів, серед яких найвищі середні значення фітомаси (за ПСР та АСР) та річної продукції (в перерахунку на АСМ, ОР та карбон) відзначені в очерету звичайного. Рівень чистої річної продукції гелофітів-еdifікаторів рослинного покриву

міських водойм співставний із високопродуктивними культивованими фітоценозами.

Для угруповань рослинності, що зустрічалися на водних об'єктах як проточного, так і непроточного типу, саме у річкових екотопах спостерігалось підвищення середніх значень фітомаси в усіх екологічних групах ВВР порівняно із екотопами міських водойм: в угруповань очерету звичайного – на 105%, в угруповань рогозу вузьколистого – на 57%, рогозу широколистого – на 18%, багатокорінника – на 49%, куширу зануреного – на 6% (за ПСР).

Отримана фітомаса угруповань різних екологічних груп із урбанізованих водних об'єктів суттєво перевищувала таку по водоймах природного регіону, встановлену за даними літератури: в угруповань очерету звичайного – у 1,65–2,06 раза, в угруповань рогозу вузьколистого – у 2,61–3,54, рогозу широколистого – у 6,02–6,62, в угруповань жабурника звичайного – у 32,12–35,04, глечиків жовтих – у 2,83, багатокорінника – у 7,07–8,59, у куширу зануреного – в 3,22–3,47 раза (за середніми значеннями сирової маси). Як видно із наведених даних, найбільш виразну тенденцію до збільшення фітомаси в умовах урбосередовища демонструють угруповання вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів, що можна пов'язати, з одного боку, з підвищеною здатністю цих рослин інтенсивно вбирати біогенні елементи із водного середовища, а з іншого, – із дуже високим рівнем антропогенного евтрофування поверхневих вод урболандшафту.

Таким чином, в усіх випадках показники отриманої фітомаси основних угруповань різних екологічних груп із різнотипних водних об'єктів урболандшафту суттєво перевищували такі показники по природних водоймах. У річкових екотопах спостерігається підвищення фітомаси угруповань усіх екологічних груп ВВР порівняно із екотопами міських водойм.

5.2. Запаси надземної фітомаси та річна продукція макрофітів досліджених водойм

Запаси фітомаси угруповань макрофітів. Площі заростання окремих угруповань та величини їх фітомаси дають змогу оцінити запаси рослинності водного об'єкту та отримати уявлення про масштаби первинної продукції його екосистеми.

Аналіз запасів рослинності на досліджених міських водоймах за ПСР показав, що максимум фітомаси на більшості водойм (75%, або 15 із 20) продукує повітряно-водна рослинність. На чотирьох водоймах (№№ 10, 14, 105, 109) за запасами фітомаси переважає занурена рослинність (у розумінні Т.М. Покровської (1973) [167], такі водойми, в яких занурені макрофіти відіграють головну роль у виробленні органічної речовини, належать до макрофітних): це спостерігається саме на тих об'єктах, ступінь заростання яких є сильним або максимальним (74,8–100,0%), але їх акваторія при цьому не зайнята суцільними заростями вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів. Лише на одній водоймі (ставок №11) за запасами фітомаси, як і за площею, переважає вільноплаваюча рослинність.

Найвищі значення запасів рослинності (6580–48955 кг ПСР) асоційовані насамперед з тими водоймами, які мають великі абсолютні площі заростей порівняно «важчих» високотравних гелофітів у зв'язку з активними процесами заболочення (руслові ставки №№ 13, 14, 21, 61, 76) та / або великою площею акваторії і відповідно значною протяжністю берегової лінії (стариця № 104), особливо на тлі пригнічення розвитку інших екогруп ВВР, наприклад, через різке наростання глибин (кар'єри №№ 59, 103). Зокрема, максимальний запас рослинності зафіксовано на одному зі ставків Пушкарівської балки (№ 61), який має досить велику площу водного дзеркала (8,13 га) та значний периметр. Близько 28% акваторії цього ставка зайнято угрупованнями прибережно-водної рослинності, проте угруповання інших екологічних груп (зануреної та із плаваючими листками) взагалі не

розвиваються, навіть попри незначні глибини (в середньому – 1,7 м). Таку диспропорцію у забезпеченні первинної продукції макрофітів для доволі мілководної водойми, очевидно, слід пов'язувати із глибоким порушенням гідрохімічних умов, про що опосередковано можна судити за низькою прозорістю води (30 см), розвитком явищ «цвітіння» води та її незадовільними органолептичними характеристиками.

Мінімальні запаси рослинності (99–1291 кг) спостерігалися у водоймах або із найменшими площами акваторій, у просторовій структурі заростей яких переважала рослинність вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів (руслові ставки №№ 105, 71, копані №№ 3а, 11), або у глибоких ставках із невиразною глибинною диференціацією улоговини та недостатнім розвитком екотопів для заростання, де зафіксовані дуже незначні абсолютні площі заростей макрофітів (русловий став №42).

Запас фітомаси з одиниці площі заростей. Більш об'єктивною характеристикою продуктивності водної екосистеми слід розглядати величину питомого запасу фітомаси ВВР, який передбачає можливість порівняння різних водних об'єктів шляхом співставлення створюваної у них рослинної маси до одиниці площі заростей. На відміну від класичного розуміння фітомаси як загальної маси рослинних організмів, отриманих із одиниці площі конкретного місцезростання у момент дослідження (фактично, маси укусу), питомий запас фітомаси дає уявлення про усереднене значення маси усіх водних рослин, що припадає на одиницю площі заростей, і таким чином інтегрально характеризує продукційні можливості водної екосистеми (згідно І.Л. Корелякової, такий показник називається продукційною потужністю заростей [123, с. 151]). Значення запасу фітомаси ВВР досліджених водойм, розрахованого на одиницю площі заростей (за ПСР), перебувало в інтервалі 0,05–2,17 кг/м² (в середньому – 0,93 кг/м²). Порівняння цих даних із умовно еталонною величиною, що встановлена для озер Білорусі Б.П. Власовим та Г.С. Гігевич (2002) на рівні 1,5 кг ПСР макрофітів з 1 м² заростей як показник формування доброї якості

води [27], дозволило виділити групу водойм із ознаками гіперпродукції ВВР. Сюди увійшли 3 (15%) водних об'єкти – 2 руслові ставки (№№ 43, 61) та водойма-кар'єр (№103), питомий запас фітомаси яких становив від 1,89 до 2,17 кг/м² заростей. Всі ці об'єкти відповідають типу слабо зарослих міських водойм, виділеному за критерієм кількісного розвитку зони заростей. Оскільки в екологічній структурі заростей таких водойм переважає повітряно-водна рослинність, це обумовлює і її найвищий питомий кількісний внесок у формування загального запасу фітомаси.

**Питомий запас фітомаси ВВР,
кг/м² заростей**

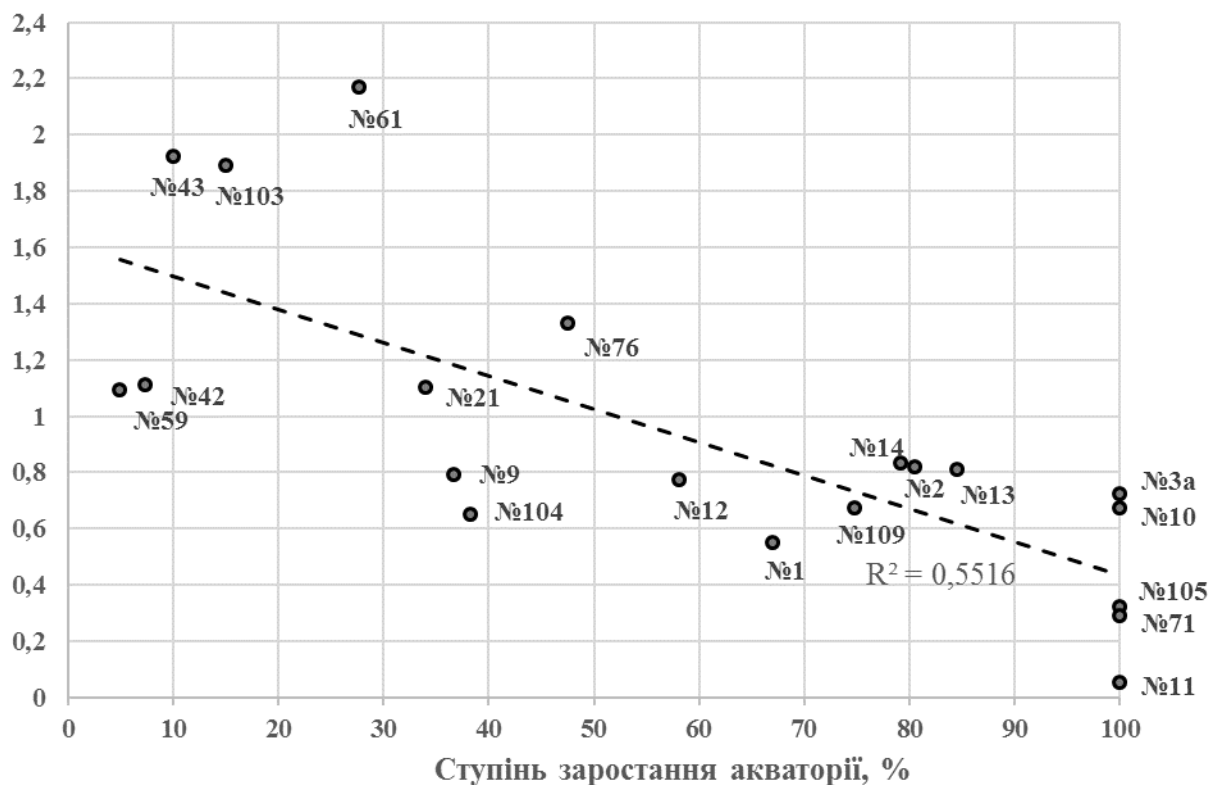


Рис. 5.2.1. Кореляція між ступенем заростання акваторії та питомим запасом фітомаси досліджених водойм.

Розташування досліджених водойм у порядку зростання ступенів заростання їх акваторій із одночасним співставленням показника запасу фітомаси з одиниці площі заростей показав обернену залежність між цими двома величинами (рис. 5.2.1). Більш повну картину такої залежності деталізують дані по екологічній структурі заростей (рис. 5.2.2).

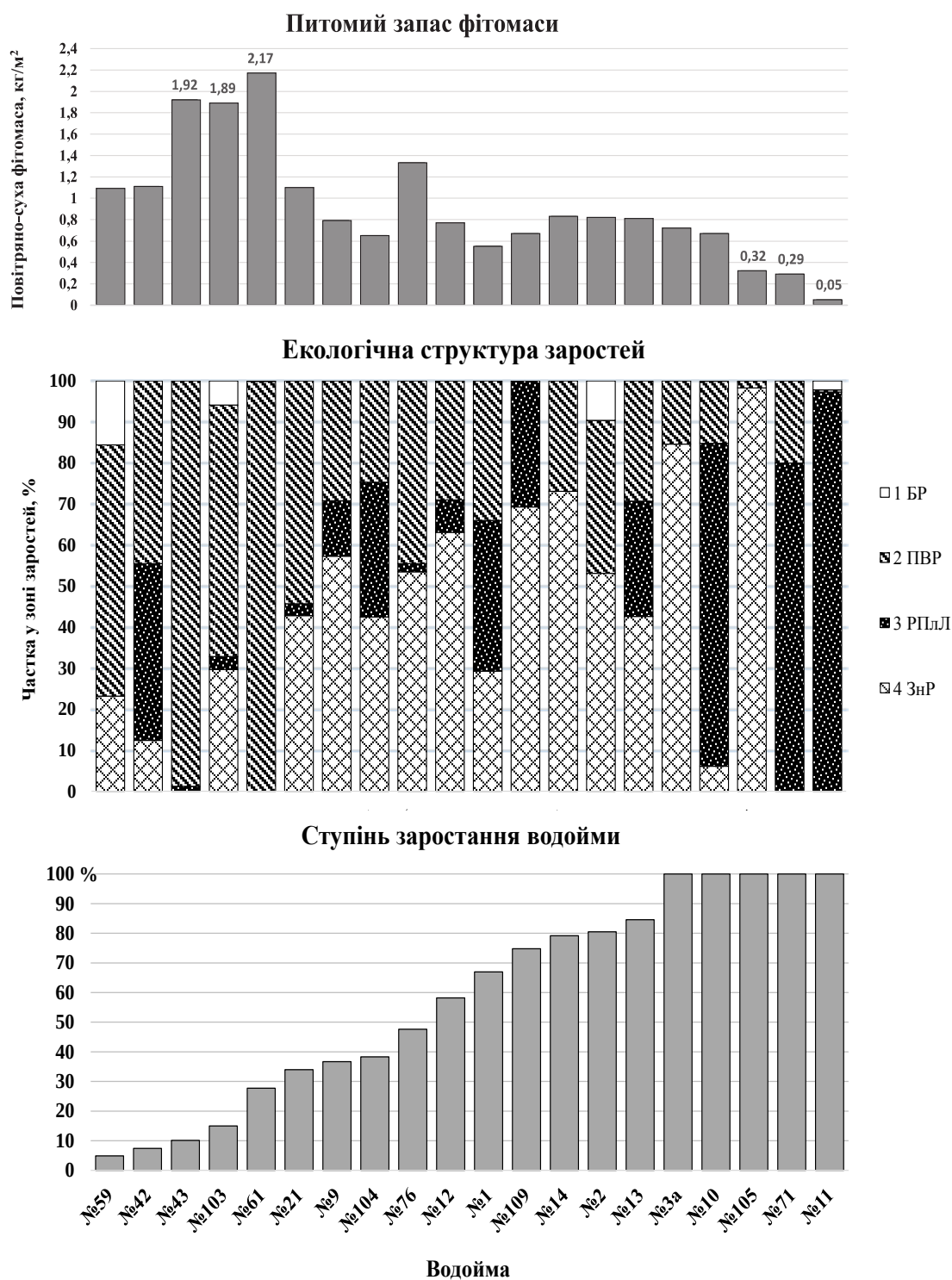


Рис. 5.2.2. Співвідношення між запасом фітомаси з одиниці площі заростей, екологічною структурою заростей та ступенем заростання акваторії досліджених водойм.

З рис. 5.2.2 видно, що критично високі значення питомого запасу фітомаси (1,89–2,17 кг/м²) пов'язані із непропорційністю просторового розвитку рослинності у водоймі, коли справжня водна рослинність або майже не представлена (ставки №№ 61, 43), або представлена в обмеженій кількості (її внесок складає близько 30%, в основному за рахунок заростей занурених макрофітів). Поступове підвищення запасу питомої фітомаси у групі слабо зарослих водойм (№№ 42, 43, 59, 61, 103) відбувається за рахунок експансії на акваторію угруповань високотравних гелофітів, що на тлі майже повного скорочення представленості інших екологічних груп свідчить про критичне продукційне навантаження повітряно-водних рослин на доступні для заростання екотопи у сприятливих екологічних умовах. Це може призвести до суттєвого скорочення площі вільного дзеркала таких водойм та прискорювати їх замулення.

Навпаки, критично низькі значення питомого запасу фітомаси (0,05–0,32 кг/м²) спостерігаються у водоймах, де надмірно високою є участь у заростанні рослинності із плаваючими листками (угруповання ряскових – водойми №№ 11, 71), або майже всуціль зарослих угрупованнями занурених макрофітів при мінімальній або відсутній участі повітряно-водних рослин (ставок №105). Спадання питомого запасу фітомаси у групі повністю зарослих водойм (№№ 3а, 10, 105, 71, 11) з урахуванням перебудов екологічної структури зони заростей вказує на поступову деградацію їх екосистем у зв'язку із втратою можливості ефективно використовувати сонячну енергію та фактичний перехід до дистрофного стану, характерного для боліт.

Отже, граничні значення питомого запасу фітомаси досліджених водойм супроводжуються різкою непропорційністю екологічної структури заростей та вказують на стійке порушення у них екологічної рівноваги, що ускладнює можливості експлуатації таких об'єктів в умовах урбосередовища.

Таблиця 5.2.1. Запаси фітомаси ВВР на досліджених водоймах (за ПСР)

Водойма		10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	104	109	9	76	42	43	3а	59	103	104
Загальний запас фітомаси ВВР, кг		2062	99	4182	13307	18008	313	48955	23193	1845	3239	1291	2096	5121	11964	763	2337	504	6580	11337	10905
Масова участь різних екологічних груп (%)	ЗНР	55	0	39	27	63	0	0	15	22	23	92	57	44	30	3	0	9	3	6	28
	РПЛ	0	73	7	1	0	13	0	1	2	0	0	43	1	1	12	1	6	0	1	13
	ПВР	45	7	54	72	37	87	99	84	76	70	8	0	55	69	85	99	85	84	91	59
	БР	0	20	0	0	0	0	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	13	2	0
Ступінь заростання, %		100,0	100,0	58,2	84,6	79,2	100,0	27,7	34,0	67,0	80,5	100,0	74,8	36,7	47,7	7,4	10,1	100,0	4,9	15,0	38,3
Питомий запас фітомаси ВВР, кг/м ² зони заростей		0,67	0,05	0,77	0,81	0,83	0,29	2,17	1,10	0,55	0,82	0,32	0,67	0,79	1,33	1,11	1,92	0,72	1,09	1,89	0,65

Таблиця 5.2.2. Річна продукція ВВР досліджених міських водойм у речовинному виразі

Водойма		10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	104	109	9	76	42	43	3а	59	103	104
Показник продукції																					
АСР	Загальна маса, кг	2302	121	4669	14850	20096	350	54633	25882	2058	3614	1441	2340	5716	13352	853	2609	563	7343	12652	12170
	На одиницю площі акваторії, г/м ²	749	59	497	762	736	318	672	417	412	738	351	557	325	712	93	217	804	59	316	278
	На одиницю площі заростей, г/м ²	749	59	855	900	930	318	2424	1230	614	917	351	743	884	1494	1245	2139	804	1216	2109	725
ОР	Загальна маса, кг	2029	100	4161	13380	17607	321	50262	29716	1861	3267	1233	2039	5082	12002	780	2401	515	6741	11581	10929
	На одиницю площі акваторії, г/м ²	660	49	443	686	645	292	618	479	372	667	301	485	289	640	90	200	736	54	290	250
	На одиницю площі заростей, г/м ²	660	49	762	811	815	292	2230	1412	555	829	301	648	786	1343	1139	1968	736	1116	1930	651
С	Загальна маса, кг	942	46	1930	6208	8170	149	23325	13788	863	1516	572	946	2358	5569	362	1114	239	3127	5374	5071
	На одиницю площі акваторії, г/м ²	306	22	205	318	299	135	287	222	173	309	140	225	134	297	39	93	341	25	134	116
	На одиницю площі заростей, г/м ²	306	22	353	376	378	135	1035	655	258	385	140	301	365	623	528	913	341	518	896	302

Таблиця 5.2.3. Річна продукція ВВР досліджених міських водойм в енергетичному еквіваленті

Водойма		10	11	12	13	14	71	61	21	1	2	104	109	9	76	42	43	3а	59	103	104
ккал	Загальна кількість, 10 ⁸ ккал	0,09	0,01	0,19	0,62	0,82	0,02	2,34	1,38	0,09	0,15	0,06	0,09	0,24	0,56	0,04	0,11	0,02	0,32	0,54	0,51
	На одиницю площі акваторії, ккал/м ²	3064	224	2053	3184	3003	1355	2878	2226	1802	3072	1395	2252	1364	2987	417	916	3414	258	1350	1154
	На одиницю площі заростей, ккал/м ²	3064	224	3535	3762	3796	1355	10382	6558	2690	3807	1395	3005	3712	6267	5606	9016	3414	5300	9000	3012
кДж	Загальна кількість, 10 ⁸ кДж	0,39	0,02	0,81	0,26	3,43	0,06	9,77	5,78	0,36	0,63	0,24	0,40	0,99	2,32	0,16	0,56	0,10	1,31	2,25	2,12
	На одиницю площі акваторії, кДж/м ²	12840	938	8603	13339	12552	5676	12017	9319	7279	12904	5846	9437	5625	12424	1639	4667	14306	1058	5635	4840
	На одиницю площі заростей, кДж/м ²	12840	938	14811	15765	15880	5676	43345	27469	10746	16048	5846	12591	15310	25965	22020	45902	14306	21725	37568	12631

Річна продукція. На досліджених урбанізованих водоймах обсяги чистої річної продукції, оцінені за абсолютно сухою речовиною, перебувають у широкому інтервалі – від 121 до 54633 кг і в середньому складають 9381 кг. Розподіл мінімальних та максимальних значень цього показника по водоймах відбувається аналогічно до розподілу запасів надземної фітомаси, виявляючи залежність від розмірів акваторії, ступеня розвиненості екотопів, просторової структури заростей. Подібний розподіл продукційних величин між водоймами спостерігається при перерахунку абсолютно-сухої речовини на органічну речовину, карбон, а також одиниці енергії (табл. 5.2.1).

У 8 водоймах (№№ 13, 14, 21, 59, 61, 76, 103, 104) відзначено найвищі рівні річної продукції (7343–25882 кг АСР), ще у 7 досліджених об'єктах (№№ 1, 2, 9, 10, 12, 43, 109) цей показник був помірно високим (2058–5716 кг) і тільки у 5 водоймах (№№ 3а, 11, 71, 42, 105) встановлено суттєво нижчі рівні річної продукції (121–1441 кг). Отже, більшість досліджених міських водойм мають тенденцію до нагромадження високих та помірно високих рівнів річної продукції макрофітів.

При розрахунку показника річної продукції на одиницю площі акваторії, 16 водойм із інтервалом значень 278–762 г/м²·рік, за класифікацією Р. Віттекера [204], належать до групи фітоценозів із середнім рівнем чистої первинної продукції, тоді як 4 водойми (№№ 11, 42, 43, 59) із інтервалом значень 59–217 г/м²·рік, можуть бути віднесені до групи низькопродуктивних фітоценозів. В останньому випадку це можна пояснити обмеженим просторовим поширенням на водоймах високотравних гелофітів як основних продуцентів фітомаси та / або великою розрахунковою площею акваторії.

При співставленні показника річної продукції до одиниці площі заростей ситуація дещо змінюється: 12 водойм зі значенням в інтервалі 318–917 г/м²·рік входять до групи середньопродуктивних фітоценозів, а 7 водойм, де виробляється 1216–2424 г/м²·рік, – переходять до групи із нормальним рівнем продуктивності. І тільки одна водойма (№11), акваторія якої майже повністю вкрита угрупованнями вільноплаваючих гідрофітів, із

показником $59 \text{ г/м}^2 \cdot \text{рік}$ залишається у групі низькопродукційних, що свідчить про виразний занепад її екосистеми. Примітним також є той факт, що серед 5-ти водойм із повним (100%) заростанням водного дзеркала макрофітами, для яких значення питомого показника продукції з одиниці площі заростей та акваторії співпадали, у 4-х це значення було достатньо високим ($318\text{--}804 \text{ г/м}^2 \cdot \text{рік}$ – рівень середньопродуктивних фітоценозів) та засвідчувало проміжні стадії їх сукцесійного розвитку на шляху до клімаксного стану (болота).

Таким чином, продукційні показники ВВР в урбанізованих водоймах здатні виступати індикаторами екологічного стану водних екосистем. Як максимальні, так і мінімальні значення продукції можуть свідчити про стійке порушення екологічної рівноваги екосистем таких водойм в умовах урболандшафту. Фітоценози міських водойм виявляють досить високі можливості до зв'язування сонячної енергії та перетворення її на органічну речовину, а провідна роль у цьому процесі належить угрупованням високотравних гелофітів.

5.3. Запаси надземної фітомаси та річна продукція макрофітів урбанізованого відрізка середньої річки

Фітомаса угруповань константних видів-ценозоутворювачів. Зміна умов існування за градієнтом урбанізації відбивається на продукційних можливостях угруповань ВВР різних екологічних груп, що було встановлено при порівнянні на різних ділянках показників фітомаси домінуючих угруповань.

Для справжньої водної рослинності посилення урбанізації ландшафту на продукційних можливостях позначається негативно (таблиця 5.3.1).

**Фітомаса угруповань константних видів-ценозоутворювачів
на досліджених ділянках р. Ворскла (ПСР, г/м²)**

Угруповання	Ділянки				
	I	II	III	IV	V
<i>Ceratophyllum demersum</i>	652±54	604±18	386±20	246±38	376±22
<i>Nuphar lutea</i>	400±8	408±8	256±12	257±10	403±10
<i>Phragmites australis</i>	2302±200	3910±144	3033±88	5949±262	–
<i>Typha latifolia</i>	1754±86	1247±128	1454±130	3087±178	–
<i>Typha angustifolia</i>	792±32	1558±174	2342±230	3007±368	–

Так, в угрупованнях *Ceratophyllum demersum* зареєстроване поступове спадання фітомаси від еталонної до верхньоміської ділянки та різке її зниження на найбільш трансформованих міських ділянках: на III – в 1,7 рази, на IV – в 2,7 рази відносно еталонного рівня. На ділянці нижче міста після тривалого пригнічення в умовах урбанізованого ландшафту занурена рослинність хоча й підвищує свої продукційні показники, але не відновлює їх до еталонного рівня: маса укосів досягає 153% від значення на нижньоміському створі та лише 58% – на еталонному. Схожа продукційна динаміка спостерігається у ценозів глечиків жовтих, які на ділянках із найвищим ступенем урбанізації (III–IV) помітно скорочують свою фітомасу порівняно із значеннями на слабо трансформованих ділянках (I–II), але на ділянці нижче міста відновлюють її навіть дещо вище еталонного рівня.

Угруповання високотравних гелофітів, навпаки, демонструють тенденцію до значного підвищення показника фітомаси від еталонної до нижньоміської ділянки. Однак для ценозів *Phragmites australis* на середньоміській ділянці спостерігається тимчасове зниження фітомаси, пов'язане із зменшенням середньої маси одного пагону домінанта та щільності його травостою, що, очевидно, обумовлене заболоченням екотопів [140].

Висока фітомаса гелофітів, зафіксована нами на всьому урбанізованому відрізьку р. Ворскла (таблиця 5.3.1), є співставною із даними інших авторів по природних водоймах південних регіонів. Так, у біотопах пониззя Дніпра та Південного Бугу повітряно-суха фітомаса очерету в середньому складала 1,9 кг/м², у найбільш продуктивних заростях – понад 4,0 кг/м², для заростей *Typha angustifolia* L. цей показник зафіксований на рівні 1,6 та 3,4 кг/м² відповідно [106]; у водоймах гирлової області Дунаю фітомаса заростей очерету (у перерахунку на повітряно-суху) сягала 3,1 кг/м² [56]. Крім того, на захищених мілководдях Запорізького водосховища із добре сформованим рослинним покривом очерет може продукувати 4,2–7,3 кг повітряно-сухої маси на 1 м² [13]. Подібне засвідчує, що умови урбанізованого ландшафту виявляють стимулюючий вплив на продукційні можливості угруповань гелофітів помірної зони, де природний рівень трофності вод обумовлює значно нижчі показники біомаси (зокрема, для середнього Дніпра пересічні значення повітряно-сухої фітомаси заростей очерету перебувають в інтервалі 1,2–1,5 кг/м², рогозу вузьколистого – 0,7–0,9 кг/м² [140]).

Таким чином, посилення інтенсивності урбанізації ландшафту є фактором пригнічення продукування фітомаси у ценозів справжньої водної рослинності та стимулюючим фактором – у ценозів високотравних гелофітів.

Запас фітомаси з одиниці площі заростей. Показник питомого запасу фітомаси, прийнятий нами, згідно [123], як відношення запасів повітряно-сухої фітомаси ВВР до площі зони заростей на ділянці, дозволяє оцінити продукційні можливості водної екосистеми незалежно від ступеня заростання її акваторії, який в умовах урболандшафту залежить від антропогенної трансформації русла і водозбору. На досліджених ділянках р. Ворскла цей показник значно коливався, перебуваючи в інтервалі від 0,49 кг/м² (на ділянці нижче міста) до 2,45 кг/м² (на нижньоміській ділянці), і в середньому склав 1,12 кг/м², що майже удвічі перевищує аналогічний показник для Кременчуцького водосховища (0,63 кг/м²) [123] та свідчить про досить високу продукційну активність ВВР на всьому виділеному відрізьку річки.

У змінах значень питомого запасу фітомаси ВВР по ділянках можна встановити чіткі залежності від кількісного розвитку угруповань різних екологічних груп (рис. 5.3.1). Так, від першої до другої ділянки при деякому зниженні фітомаси угруповань куширу (див. табл. 5.3.1) питомий запас фітомаси зануреної рослинності не змінюється, залишаючись максимальним ($0,16 \text{ кг/м}^2$), оскільки зміни ландшафту ще не є досить масштабними і водна екосистема спочатку намагається утримати вихідний продукційний рівень шляхом введення альтернативних продуцентів (див. таблиці 4.2.6 та 4.2.7). Подібних заходів стає недостатньо на середньоміській ділянці, де антропогенне навантаження помітно зростає, а питомий запас зануреної рослинності починає спадати ($0,14 \text{ кг/м}^2$).

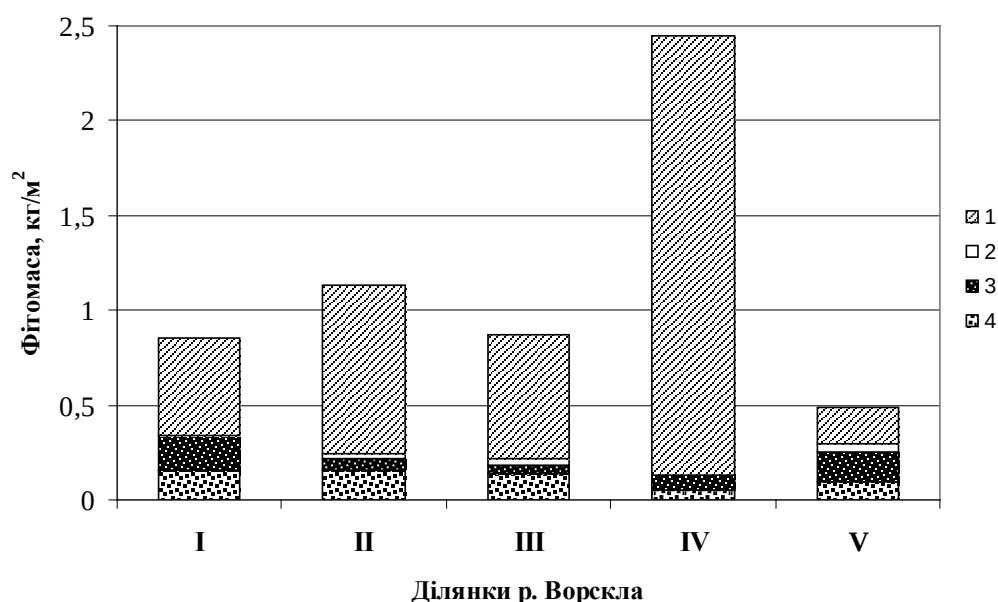


Рис. 5.3.1. Запас фітомаси різних екологічних груп з одиниці площі заростей ВВР на досліджених ділянках р. Ворскла: 1 – повітряно-водна рослинність, 2 – рослинність вільноплаваючих гідрофітів, 3 – рослинність гідрофітів укорінених із плаваючими листками; 4 – занурена рослинність.

Критичне зниження величини питомого запасу зануреної рослинності спостерігається на нижньоміській ділянці ($0,05 \text{ кг/м}^2$), де, судячи із помітних знижень прозорості (від 130 см на середньоміській ділянці до 70 см на нижньоміській), на тлі обмеження площ біотопів ВВР та прогнозовано високого трофічного статусу води активізується продукційна роль фітопланктону, що досягає візуально помітного рівня розвитку (спалахи «цвітіння» води). Очевидно, вже на верхніх ділянках р. Ворскла (І–ІІ), де фітомаса угруповань куширу є максимальною, занурена рослинність досягає граничного насичення біогенними елементами і поступово втрачає свою буферну роль у їх перехопленні з водозбору, що помітно посилюється при штучному обмеженні площ її розвитку в умовах нижньоміської ділянки. Ймовірність такого механізму перебудови водної екосистеми підкріплюється деякими літературними даними [92, 168, 229, 232].

Рослинність укорінених гідрофітів із плаваючими листками формує максимальний питомий запас фітомаси на еталонній ділянці ($0,18 \text{ кг/м}^2$). Однак уже на верхньоміській ділянці цей показник скорочується утричі ($0,06 \text{ кг/м}^2$), хоча фітомаса ценозів *Nuphar lutea* навіть дещо підвищується порівняно із еталонним створом (табл. 5.3.1). Пояснюється це стрибкоподібним зниженням просторової участі глечикових ценозів у формуванні зони заростей на ділянці (від 46,0% на еталонному створі до 14,2% – на верхньоміському, див. табл. 4.2.7) на тлі появи ценозів вільноплаваючих гідрофітів, які є більш ефективними утилізаторами біогенних сполук [139, 140] і водночас відрізняються найменшими значеннями повітряно-сухої фітомаси. На середньоміській ділянці частка ценозів *N. lutea* у заростях дещо зростає, однак маса їх в укосах знижується (табл. 5.3.1), визначаючи подальше зменшення питомого запасу фітомаси даної екогрупи до мінімального на всьому відрізку ($0,04 \text{ кг/м}^2$). В цей же час запас фітомаси вільноплаваючої рослинності з одиниці площі заростей ВВР поступово зростає (від 0,01 до $0,02 \text{ кг/м}^2$), ймовірно, у відповідь на підвищення трофності середовища на даному створі. На нижньоміській

ділянці при досить низьких значеннях маси укосів ценозів *N. lutea* значення питомого запасу рослинності укорінених гідрофітів із плаваючими листками зростає через скорочення площі зони заростей ВВР, а участь вільноплаваючої рослинності нівелюється, очевидно, за рахунок більш сильної конкуренції за біогенні сполуки із фітопланктоном. Врешті на ділянці нижче міста спостерігається майже повне відновлення інтенсивності продукування у глечикових ценозів, що підтверджується близькими значеннями як маси укосів, так і величини запасу фітомаси з одиниці площі зони заростей на обох позаміських ділянках (табл. 5.3.1, рис. 5.3.1). Це свідчить про те, що угруповання рослинності із плаваючими листками здатні динамічно реагувати на посилення інтенсивності урбанізації ландшафту в результаті «перемикання» продукційного процесу на автотрофні компоненти водної екосистеми, що характеризуються високою потребою споживання біогенних сполук (зокрема, угруповання вільноплаваючої рослинності).

Таким чином, при поступовому зниженні питомого запасу фітомаси угруповань справжньої водної рослинності, яке спостерігається на міських ділянках у зв'язку із несприятливим впливом урболандшафту, водна екосистема прагне до підтримання рівноваги шляхом активізації додаткових продуцентів, більш толерантних до антропогенного навантаження. Це відбивається на підвищенні ценотичного різноманіття ВВР на ділянках II–III (табл. 4.2.6). Однак в умовах нижньоміської ділянки, де вплив урбанізації найбільш сильний, продукційні можливості гідрофітів стають мінімальними, внаслідок чого екосистема зазнає більш глибоких структурних змін.

Для угруповань повітряно-водної рослинності на еталонній ділянці властиве порівняно невисоке значення питомого запасу фітомаси ($0,51 \text{ кг/м}^2$), що дає уявлення про продукційні можливості високотравних гелофітів в умовах урбанізації низького рівня. На верхньоміській ділянці, де умови середовища стають більш гетерогенними (табл. 2.2.2), цей показник помітно зростає ($0,89 \text{ кг/м}^2$), що обумовлене збільшенням середньої надземної маси пагонів та густоти травостою (а відтак і фітомаси угруповань) більшості

домінуючих видів (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*) (див. табл. 3). На середньоміській ділянці спостерігається зниження питомого запасу фітомаси повітряно-водної рослинності (до 0,66 кг/м²) за рахунок зменшення значень деяких її структурних показників. Так, частка угруповань гелофітів у формуванні площі заростей спадає від 39,4% на верхньоміській ділянці до 28,6% на середньоміській (табл. 5.3.2). Крім того, тут спостерігається зниження продуктивності найбільших за площею серед заростей гелофітів угруповань *Ph. australis*, котрі при інтенсивному замуленні і заболоченні даного створу піддаються розрідженню травостою (на 30–40% порівняно із верхньоміською ділянкою), що є цілком характерним за таких умов [140]. На нижньоміській ділянці повітряно-водна рослинність суттєво нарощує свій продукційний потенціал (величина запасу фітомаси з одиниці площі заростей стрімко зростає до 2,32 кг/м²): збільшуються не тільки площі ценозів більшості гелофітів, але й фітомаса всіх гелофітних угруповань (табл. 5.3.1), чому сприяє відновлення високої густоти травостою (особливо в очерету та рогозу вузьколистого) та помітне збільшення середньої маси одного пагону (у порівнянні із значеннями на еталонній ділянці ця величина в очерету зростає у 2,3 рази, рогозу широколистого – у 2,4, рогозу вузьколистого – в 1,2 рази), що може опосередковано свідчити про підвищення трофності водного середовища [105, 229]. На ділянці нижче міста значення питомого запасу фітомаси повітряно-водної рослинності різко зменшується (0,49 кг/м²), що обумовлене зміною домінантного комплексу повітряно-водної рослинності в умовах природного незарегульованого русла (високотравні гелофіти змінюються низькотравними) та зниженням її просторової участі у формуванні зони заростей (30,2% на ділянці вище міста та 20,4% – нижче міста, див. табл. 4.2.6).

Отже, найбільш помітну кількісну участь у формуванні запасів фітомаси на всіх ділянках, окрім останньої, мали угруповання повітряно-водної рослинності, де домінують високотравні гелофіти. Це відбувається у зв'язку із сприятливим для формування заростей такого типу підпірним

режимом р. Ворскла у районі Полтави, що обумовлений розташуванням вище і нижче міста шлюзів-регуляторів річкового стоку. Однак якщо на еталонній ділянці масовий внесок угруповань гелофітів дещо скомпенсований внеском угруповань справжньої водної рослинності (із плаваючими листками та зануреної, що забезпечують майже однакові показники запасів фітомаси з одиниці площі заростей), то на міських ділянках, де продукційні можливості таких угруповань суттєво обмежені через сукупний вплив факторів урбанізації, цей внесок помітно спадає. Зокрема, у зменшенні питомого запасу фітомаси ВВР на середньоміській ділянці ключове значення має антропогенно обумовлене посилення питомої участі заростей угруповань із екологічних груп рослинності зануреної та із плаваючими листками і відповідне послаблення угруповань повітряно-водної гелофітної рослинності. Протилежна тенденція має місце на нижньоміській ділянці, де спостерігаються різкі перебудови структури рослинності у відповідь на подальше посилення інтенсивності урбанізації. За сукупністю факторів (гідрологічний режим, розподіл глибин, гідрохімічний фон, площі біотопів) умови нижньоміської ділянки є особливо сприятливими для розвитку високопродуктивних угруповань гелофітів, які отримують помітну конкурентну перевагу у створенні органічної речовини, що забезпечує виключно високе значення запасів повітряно-сухої фітомаси ВВР з одиниці площі заростей.

На ділянці нижче міста показник питомого запасу фітомаси мінімальний на всьому відрізку, оскільки тут у його формуванні провідна роль належить справжній водній рослинності. Попри подібність для даної ділянки у просторовому розподілі угруповань різних екологічних груп із ділянкою вище міста, значення питомого запасу фітомаси тут є суттєво нижчим за еталонне. Це, окрім зміни характеру домінантів у заростях гелофітів та деякого скорочення їх ступенів заростання зони заростей, обумовлене ще й зниженим питомим запасом зануреної рослинності, яка після тривалого пригнічення в умовах урбанізованого ландшафту

відновилася лише частково. Отже, навіть при дуже низькому ступені урбанізації ландшафту розвиток угруповань ВВР та їх продукційні характеристики можуть відхилятися від оптимального природного рівня, оскільки водна екосистема ще на деякій відстані від міста здатна відбивати наслідки порушеної речовинно-енергетичної рівноваги.

Річна продукція. Площі заростання окремих угруповань ВВР, поряд із середніми величинами їх фітомаси, визначають обсяги рослинної продукції водного об'єкту.

На досліджених ділянках р. Ворскла обсяги річної рослинної продукції, оцінені за абсолютно сухою масою, перебувають в інтервалі 11,6–80,4 т і в середньому складають 50,2 т на ділянку. Найбільша кількість фітомаси за рік виробляється на міських ділянках (в середньому 70,1 т із максимумом на нижньоміській ділянці), найменша – на ділянці нижче міста. Аналогічний розподіл продукційних величин між ділянками спостерігається при перерахунку абсолютно-сухої речовини на органічну речовину, карбон, а також одиниці енергії (таблиці 5.3.2–5.3.3).

При порівнянні ділянок за даними продукції у речовинному та енергетичному еквіваленті, розрахованих на одиницю площі акваторії (таблиці 5.3.2–5.3.3), найвищий продукційний потенціал демонструють верхньоміська та середньоміська ділянки, які при досить високих запасах рослинності, характерних для річки у межах міста, помітно поступаються нижньоміській ділянці за площею водної поверхні (див. рис. 2.2.2). Через штучне розширення русла остання міська ділянка навіть при найвищій абсолютній величині річної продукції має помітно нижчу ефективність асиміляції речовини та запасання енергії макрофітами на одиницю площі акваторії, ніж еталонний створ, і наближається за цими показниками до найменш продуктивної ділянки нижче міста.

Таблиця 5.3.2. Річна продукція ВВР у речовинному виразі на досліджених ділянках р. Ворскла

Показник продукції	I			II			III			IV			V		
	АСР	ОР	С	АСР	ОР	С	АСР	ОР	С	АСР	ОР	С	АСР	ОР	С
Загальна кількість, т	29,0	26,2	12,1	71,0	64,6	30,0	58,8	53,4	24,8	80,4	73,8	34,2	11,6	10,4	4,8
На одиницю площі, г/м ²															
акваторії	325	293	136	533	484	225	538	488	226	268	246	114	262	235	109
зони заростей	944	852	395	1251	1137	528	960	871	404	2731	2507	1163	546	489	227

Примітка: АСР – абсолютно суха речовина, ОР – органічна речовина, С – карбон.

Таблиця 5.3.3. Річна продукція ВВР в енергетичному виразі на досліджених ділянках р. Ворскла

Показник продукції	I	II	III	IV	V
Загальна кількість, 10 ⁸ ккал (10 ⁸ кДж)	1,20 (5,04)	2,97 (12,44)	2,45 (10,29)	3,39 (14,22)	0,48 (2,01)
На одиницю площі, ккал/м ² (кДж/м ²)					
акваторії	1344 (5645)	2228 (9331)	2239 (9402)	1130 (4739)	1085 (4544)
зони заростей	3907 (16410)	5230 (21905)	3998 (16790)	11515 (48302)	2256 (9448)

Примітка: в дужках розміщено дані у перерахунку на кілоджоулі.

При віднесенні показників продукції до одиниці площі зони заростей на ділянках спостерігається протилежна тенденція: максимум речовини та енергії продукує нижньоміська ділянка, якій приблизно удвічі поступається верхньоміська ділянка, майже втричі – середньоміська та ділянка вище міста і понад у п'ять разів – ділянка нижче міста (табл. 5.3.2–5.3.3, рис. 5.3.2).

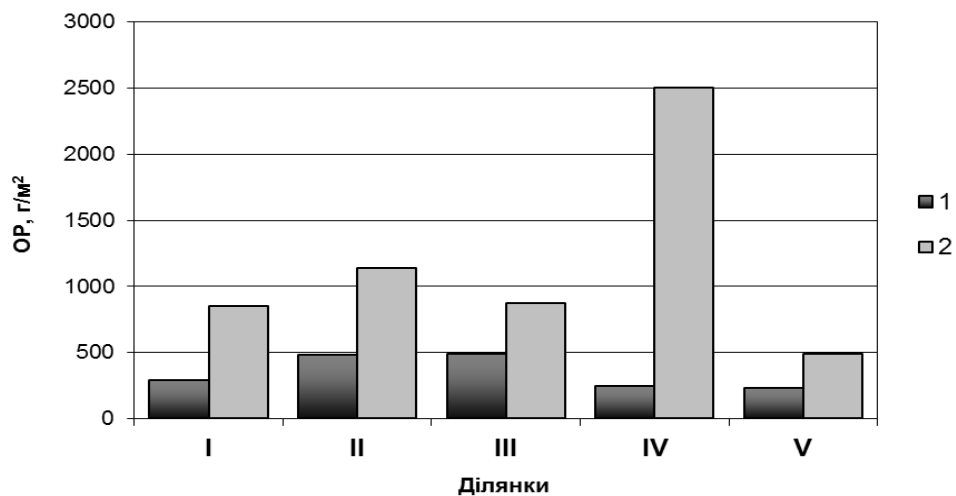
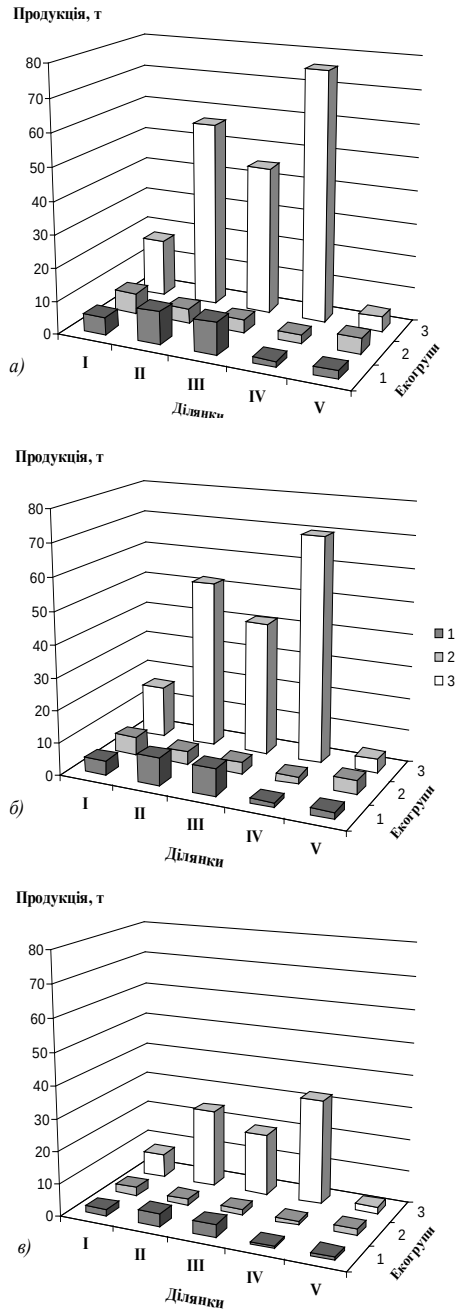


Рис. 5.3.2. Річна продукція ВВР на досліджених ділянках р. Ворскла (в розрахунку на органічну речовину): 1 – на одиницю площі акваторії, 2 – на одиницю площі зони заростей.

Таким чином, враховуючи граничні відхилення на нижньоміській ділянці значень питомих продукційних показників ВВР (від одного з найнижчих при розрахунку на одиницю площі акваторії до максимального – на одиницю площі заростей), слід констатувати, що на даному створі внаслідок найсильнішого ступеню урбанізаційної трансформації річка Ворскла характеризується найменш зрівноваженим станом своєї екосистеми.

При розгляді внеску у продукування речовини (абсолютно сухої, органічної та карбону) рослинності різних екологічних груп (рис. 5.3.3), як і у випадку із показником питомого запасу фітомаси (див. рис. 5.3.1), слід відзначити провідну роль угруповань високотравних гелофітів, що домінують на I–IV ділянках і забезпечують тут 61–95% всієї річної продукції ВВР (за ОР,

Рис. 5.3.3. Річна продукція рослинності різних екологічних груп на досліджених ділянках р. Ворскла: а) в абсолютно сухій речовині; б) в органічній речовині; в) в одиницях маси карбону; 1 – занурена рослинність; 2 – рослинність із плаваючими листками⁹; 3 – повітряно-водна рослинність.



⁹ У зв'язку із неспівставно малими значеннями продукційний внесок вільноплаваючої рослинності окремо не виділявся.

рис. 5.3.4). Екологічні групи рослинності гідрофітів вкорінених із плаваючими листками та гідрофітів вільноплаваючих на поверхні води максимальний внесок у продукцію формують на ділянці нижче міста (31% та 10% відповідно), однак якщо перша з цих екогруп добре розвинена і на еталонній ділянці (створює 22% продукції), то остання на інших ділянках свого поширення помітної продукційної ролі не виявляє. У зануреної рослинності участь у формуванні органічної речовини ВВР є відносно рівномірною на більшості ділянок (13–19%), окрім нижньоміської, де її продукційна роль зведена до мінімуму і забезпечує усього 2% річної продукції.

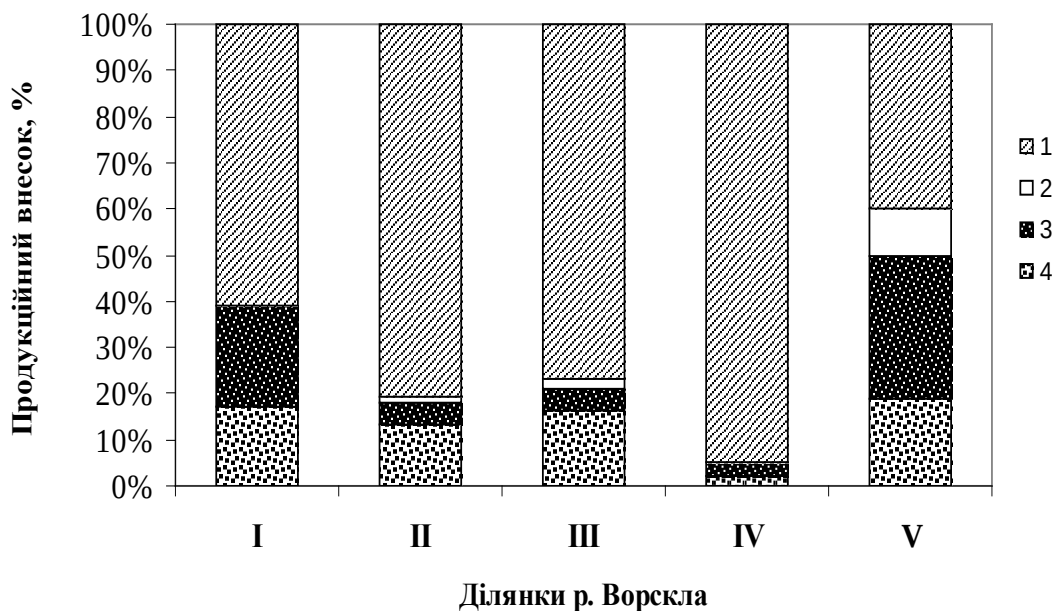


Рис. 5.3.4. Внесок різних екологічних груп ВВР у продукування органічної речовини на досліджених ділянках р. Ворскла: 1 – повітряно-водна рослинність, 2 – рослинність гідрофітів вільноплаваючих на поверхні води, 3 – рослинність гідрофітів укорінених із плаваючими листками; 4 – занурена рослинність.

Отже, у створенні продукції ВВР на більшості досліджених ділянок р. Ворскла основна роль належить угрупованням високотравних гелофітів. Максимальні обсяги річної продукції формуються на ділянках урбанізованого

відрізку річки, що відрізняються найбільшими абсолютними значеннями площ повітряно-водних ценозів (верхньоміська) та найвищими величинами їх фітомаси (нижньоміська).

Висновки. Таким чином, посилення впливу урбанізації на дослідженому відрізку р. Ворскла зумовлює помітні перебудови екологічної та просторової структури угруповань ВВР і супроводжується значними коливаннями їх продукційних показників. Показник запасів повітряно-сухої фітомаси, віднесених до одиниці площі зони заростей, непрямо корелює із ступенем урбанізації ландшафту і повинен розглядатися у розрізі масових внесків окремих екологічних груп.

Посилення урбанізації ландшафту негативно позначається на продукційних можливостях зануреної рослинності, яка демонструє стійку негативну динаміку фітомаси у міських умовах та має високу інертність до відновлення навіть при припиненні впливу несприятливих факторів. Угруповання рослинності із плаваючими листками здатні динамічно реагувати на зростання інтенсивності урбанізації ландшафту в результаті посилення ролі у продукційному процесі автотрофних компонентів, що характеризуються підвищеною потребою споживання біогенних сполук. Вплив факторів міського середовища виявляється найбільш сприятливим для розвитку угруповань високотравних гелофітів, що мають значну кількісну перевагу у створенні фітомаси та річної продукції ВВР на більшості досліджених ділянок р. Ворскла.

До найбільш суттєвих для розвитку ВВР факторів урбанізації на дослідженому відрізку р. Ворскла можна віднести порушення гідрологічного режиму, зміну морфометричних параметрів річкового русла, забруднення води, рекреацію. Внаслідок комплексного впливу урболандшафту найсильнішої трансформації зазнала нижньоміська ділянка р. Ворскла, що проявляється у значних відхиленнях від еталонного стану встановлених на ній продукційних показників ВВР.

ОПТИМІЗАЦІЯ СТАНУ УРБОГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗА СТРУКТУРНИМИ ПОКАЗНИКАМИ МАКРОФІТІВ

Отримані результати дисертаційного дослідження вказують на те, що значні коливання структурних показників вищої водної рослинності, які притаманні водним об'єктам в умовах комплексного антропогенного впливу, супроводжується зниженням їх господарського та декоративно-рекреаційного значення в урболандшафті. Якісний склад та кількісний розвиток угруповань ВВР різних екологічних груп безпосередньо визначають особливості користування міськими водними об'єктами, а тому мають бути враховані при розробці заходів гідроекологічного менеджменту урбанізованих територій.

Виходячи із виявлених негативних тенденцій розвитку урбогідроекосистем (збіднення видового та ценотичного різноманіття, синантропізація флористичного складу водних та прибережно-водних угруповань, посилення ролі автотрофних компонентів із підвищеною потребою у біогенних сполуках, порушення поясного розподілу рослинності, інтенсифікація процесів замулення та заболочення тощо), доцільно запропонувати такі заходи, які сприятимуть підвищенню структурної різноманітності рослинного покриву, наближенню його до еталонних показників, а також посиленню самоочисної здатності екосистем, що в сукупності визначатиме їх стійкість до зовнішніх впливів.

Усі заходи реабілітації урбогідроекосистем мають також враховувати генезис водного об'єкту, ландшафтно-екологічні особливості його водозбірної території (рельєф, рівень ґрунтових вод, характер рослинного покриву, а також основні напрямки антропогенного впливу). Крім того, необхідно керуватися тими господарсько-екологічними вимогами, що виставляються до водних об'єктів на урбанізованих територіях: відносна стабільність гідрологічного режиму, достатня якість води за органолептичними показниками, відсутність

явищ заболочування та «цвітіння води», перебування основних гідрохімічних та санітарно-гігієнічних показників у межах встановлених нормативів, прийнятний санітарно-гігієнічний стан прилеглих до водойми територій, загальна естетична привабливість усієї водойми, впорядкованість зон рекреації.

Відповідно до вище сказаного, беручи до уваги роботи ряду авторів [4, 18, 28, 36, 40, 78, 128, 142, 170, 184, 187, 198, 203, 205, 207, 220, 229, 256, 282, 292] та базуючись на власних узагальненнях за результатами проведених досліджень, можна рекомендувати такі біологічні, технічні й організаційні заходи впливу на водні об'єкти, адресовані насамперед до органів місцевого самоврядування, комунальних служб та водогосподарських організацій:

1) виділення в натурі і належне облаштування водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг (підвищення показників озеленення території деревно-чагарниковою рослинністю, регламент господарської діяльності), контроль за дотриманням законодавчо встановлених норм щодо їх експлуатації;

2) оптимізація гідрологічного режиму водних об'єктів проточного і непроточного типу (посилення режиму проточності зарегульованої річки у вегетаційний період; контроль технічного стану водоскидних споруд у ставках; застосування циркуляційних систем для інтенсифікації водообміну та процесів самоочищення водойм через посилення аерації);

3) реконструкція улоговини водойм (розчищення замулених ставків, днопоглиблення об'єктів із глибинами менше 1 м, вилучення забрудненого шару донних відкладів для протидії вторинному забрудненню), глибинна диференціація мілководної зони та доведення площ мілководних екотопів, придатних для заростання ВВР, до оптимальних (30–40% площі акваторії);

4) гідрохімічний моніторинг міських водойм та контроль джерел забруднення води, очищення зливової каналізації на очисних спорудах перед випуском у поверхневі води; фіторе mediaція забруднень, у т.ч. й шляхом створення штучних фітоценозів за принципом біоплато;

5) оптимізація якісних та кількісних показників ВВР (підвищення видового та ценотичного різноманіття, культивування водних рослин із високими декоративними та фітомеліоративними якостями, коригування площ заростей окремих угруповань); використання зоомеліораторів для стримування гіперпродукції автотрофів (білий товстолоб – при боротьбі із «цвітінням» води, білий амур – при надмірному розвитку макрофітів);

6) фітомоніторинг міських водойм за структурою ВВР (склад флори та угруповань, площі заростання (у т.ч. і з використанням аерокосмічних даних); закладання стаціонарних майданчиків для обліку структурно-функціональних показників макрофітів, визначення модельних водних об'єктів для відстеження змін рослинності у просторі і часі тощо);

7) паспортизація водних об'єктів урбанізованих територій (у т.ч. розробка гідроекологічних паспортів водойм із включенням до них даних про якість води та показники рослинного покриву), створення та оперативне оновлення інформаційної бази про стан водних об'єктів у містах із забезпеченням доступу громадськості до цих даних.

Таким чином, зважаючи на вагоме продукційне, середовищеформуюче, біофільтраційне, фітомеліоративне значення угруповань ВВР як компоненту гідробіоценозу, усі заходи, що сприятимуть оптимізації структурних показників макрофітів у міських водоймах, автоматично будуть спрямовані на відновлення екологічної рівноваги їх екосистем та утримання таких об'єктів у прийнятному естетичному, санітарно-біологічному та господарському стані.

ВИСНОВКИ

Дослідження вищої водної рослинності у різнотипних водоймах урбанізованих територій дозволило встановити основні показники структурної організації її угруповань (флористичні, ценотичні і продукційні) та закономірності трансформації цих показників в умовах комплексного антропогенного впливу:

1. Вища водна флора досліджених водних об'єктів урботериторії нараховує 55 видів, що належать до 36 родів, 25 родин, 19 порядків, 5 класів, 4 відділів. Екологічну структуру флори формують 25 видів гідрофітів, 13 видів гелофітів та 17 видів гірогелофітів. У географічній структурі домінують види із широкими ареалами: в зональному хорологічному спектрі – представники плюризональної групи (41,%), у регіональному – циркумполярної (43,7%), у кліматичному – індиферентної (58,2%). Вивчена водна флора є збідненою у порівнянні із гідрофільною флорою природного регіону (на 50,5%) та із ретроспективною водною флорою урботериторії (на 23,1%). Провідну роль у її формуванні відіграють види-індикатори процесів евтрофування, обміління та заболочування.

2. У досліджених водних об'єктах виділено 37 асоціацій із 14 союзів, 7 порядків та 3 класів (за системою Браун-Бланке). Виявлені асоціації ВВР мають досить низьке видове багатство і репрезентують здебільшого спрощені варіанти вихідних природних угруповань. Більшість асоціацій поширені обмежено або трапляються одинично, що свідчить про гетерогенність умов існування.

3. У 85% вивчених міських водойм ступінь заростання відхиляється від помірного. За ступенем заростання та екологічною структурою заростей виділено 4 типи водойм: 1) слабо зарослі (25% об'єктів, у рослинному покриві переважає повітряно-водна рослинність); 2) помірно зарослі (15% об'єктів, переважає занурена або повітряно-водна рослинність); 3) надмірно зарослі із

переважанням зануреної рослинності (40%); 4) надмірно зарослі із переважанням рослинності із плаваючими листками (20%).

4. Максимальні (56,0%) та мінімальні (9,8%) значення ступеню заростання досліджених ділянок р. Ворскла сконцентровані у межах міської частини на порівняно короткому (близько 4 км) відрізку, що зазнав найбільшої трансформації під впливом урбанізації (середньо- та нижньоміська ділянки відповідно).

5. Найбільшими продуцентами біомаси у досліджених водних об'єктах виступають угруповання високотравних гелофітів, рівень річної чистої продукції яких співставний із високопродуктивними культивованими фітоценозами. Фітомаса угруповань різних екогруп із урбанізованих об'єктів суттєво перевищувала таку по природних водоймах, особливо в угруповань гідрофітів вільноплаваючих на поверхні води.

6. У водній флорі об'єктів із уповільненим водообміном вільноплаваючі екобіоморфи за частотою трапляння переважають над укоріненими – як серед занурених, так і гідрофітів із плаваючими листками, а серед гелофітів – високотравні над низькотравними. Висока частка видів із низькою частотою трапляння вказує на екстремальність умов водного середовища у міських водоймах. Перевагу у поширенні на міських водоймах мають гідрофіти із вищою толерантністю до органічного забруднення.

7. На відрізку середньої річки за помірного впливу урбанізованого ландшафту спостерігається збільшення видового багатства, рясності видів та ускладнення екологічної структури макрофітів. При подальшому посиленні впливу урбанізації відбувається поступове спрощення флористичних показників макрофітів аж до критично низьких значень.

8. Екстремальні значення показника питомого запасу фітомаси міських водойм супроводжуються різкою непропорційністю екологічної структури заростей та вказують на стійке порушення екологічної рівноваги водних

екосистем: ознаки гіперпродукції макрофітів ($1,89\text{--}2,17 \text{ кг/м}^2$ ПСР) притаманні глибоким русловими ставками та кар'єрам, що мають тенденцію до замулення; мінімальні значення ($0,05\text{--}0,32 \text{ кг/м}^2$) зафіксовані у малих мілководних водоймах (загата, копані) із суцільним заростанням рослинністю із плаваючими листками, які за рівнем трофності наближені до боліт.

9. Посилення антропогенного впливу на екосистему річки зумовлює перебудови структури і коливання продукції ВВР. Із наростанням урбанізації спостерігається зниження фітомаси зануреної рослинності, її пригніченість зберігається навіть після припинення несприятливих впливів, а рослинність із плаваючими листками підвищує різноманітність за рахунок угруповань із високою потребою у біогенних сполуках (синузії вільноплаваючих на поверхні води гідрофітів). Вплив факторів міського середовища є найбільш сприятливим для ценозів високотравних гелофітів, що кількісно переважають у формуванні заростей та чистої річної продукції на більшості досліджених ділянок р. Ворскли.

10. Внаслідок комплексного впливу урболандшафту найсильнішої трансформації зазнала нижньоміська ділянка, де мають місце найбільші відхилення від еталонного стану встановлених структурних показників ВВР.

11. В умовах міського середовища екосистеми середньої річки виявляють вищу стійкість до впливу факторів урбанізації порівняно із екосистемами міських водойм, про що, зокрема, свідчать наявність соцологічно цінних видів та угруповань, вище видове багатство асоціацій, більші значення фітомаси для спільних ценозів.

12. Виходячи із виявлених негативних тенденцій розвитку рослинного покриву урбанізованих водних об'єктів, запропоновано комплексні заходи впливу на їх екосистеми, у т.ч. посилення режиму проточності міського відрізка р. Ворскла, розчищення найбільш мілководних ставків, оптимізація якісних та кількісних показників ВВР у міських водоймах і водотоках.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абакумов В.А., Максимов В.Н., Ганьшина Л.А. Экологические модуляции как показатель изменения качества воды. *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям* : тр. Всес. конф. Ленинград, 1981. С. 117–136.
2. Альошкіна У.М. Поширення та характеристика рідкісних біотопів м. Києва. *Укр. ботан. журн.* 2011. Т. 68, №1. С. 76–90.
3. Андрієнко Т.Л. Комахоїдні рослини України / Під ред. В.В. Протопопової. Київ : Альтерпрес, 2010. 80 с.
4. Артемьев А.А. Экологическое состояние, восстановление и обустройство малых водоемов г. Москвы. *Природо-обустройство и рациональное природопользование – необходимые условия социально-экономического развития России* : сб. науч. тр. Москва : МГУП, 2005. С. 298–302.
5. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева. *Вестник экологии.* 1996. №1–2. С. 112–118.
6. Афанасьев С.А., Карпова Г.А., Панькова Н.Г., Куриленко О.Г. Макрофиты и донная фауна водоемов устьевой области р. Виты. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, №2. С. 26–35.
7. Афанасьев С.А., Середя Т.Н., Гулейкова Л.В., Усов А.Е. Некоторые аспекты решения экологических проблем на реках урбанизированных территорий (на примере р. Стрижень). *Наукові записки Терн. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Серія: Біологія.* 2005. №3 (26). С. 21–23.
8. Багацька Т.С. *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) – новий вид для материкової частини України. *Укр. ботан. журн.* 2007. Т. 64, №6. С. 914–916.
9. Багацька Т.С., Оляницька Л.Г. Водно-прибережна флора київських водойм. *Екологічний стан київських водойм.* Київ : Фітосоціоцентр, 2010. С. 5–24.

10. Байрак О.М., Гапон С.В., Леванець А.А. Безсудинні рослини Лівобережного Лісостепу України (грунтові водорості, лишайники, мохоподібні). Полтава : Верстка, 1998. С. 98–130.
11. Байрак О.М., Стецюк Н.О. Атлас рідкісних і зникаючих рослин Полтавщини. Полтава : Верстка, 2005. 248 с.
12. Балашов Л.С., Зуб Л.Н., Савицкий А.Л. Типы водоемов Киева по флористическому составу высшей водной растительности. *Биология внутренних вод*. 2000. №1. С. 5–11.
13. Барановский Б.А. Растительность руслового равнинного водохранилища (на примере Запорожского (Днепровского) водохранилища) : Монография. Днепропетровск : Изд-во Днепропетр. ун-та, 2000. 172 с.
14. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив : Pilies Studio, 2006. 498 с.
15. Бармин А.Н., Кузьмина Е.В. *Pistia stratioides* (Araceae) в водоемах г. Астрахани. *Водная растительность внутренних водоемов и качество их вод* : материалы III Всерос. конф. Петрозаводск, 1993. С. 25–26.
16. Бачурина А.Ф., Партыка Л.Я. Печеночники и мхи Украины и смежных территорий. Краткий определитель. Киев : Наук. думка, 1979. 204 с.
17. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / О.П. Мелехова, Е.И. Сарапульцева, Т.И. Евсеева и др.; под ред. О.П. Мелеховой и Е.Е. Егоровой. Москва : Изд. центр «Академия», 2007. 288 с.
18. Богомолова Т.Г. Улучшение экологического состояния городских водных объектов регулированием их кислородного режима: Автореф. дисс. ... канд. техн. наук: 25.00.36 – геоэкология (в строительстве и ЖКХ). Москва, 2012. 23 с.
19. Бойко М.Ф. Чекліст мохоподібних України. Херсон : Айлант, 2008. 232 с.

20. Бойко М.Ф. Червоний список мохоподібних України. Рідкісні та зникаючі види мохоподібних України / Відп. ред. О.Є. Ходосовцев. Херсон : Айлант, 2010. С. 77.
21. Борсукевич Л.М. Структурно-порівняльний аналіз вищої водної флори Східної Галичини. *Чорномор. бот. журн.* 2009. Т. 5, №1. С. 80–90.
22. Буданова М.Г., Зарипов Р.Г. Гидрофильный элемент флоры города Омска. *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия* : тезисы докладов XII Междунар. конф. молодых ученых, посв. 50-летию назначения контр-адмирала, дважды Героя Советского Союза И.Д. Папанина директором Института Биологии Внутренних Вод (п. Борок, 23–26 сентября 2002 г.). Борок, 2002. С. 3.
23. Булава Л.М. Аналіз змін клімату міста Полтави за 1961–2011 роки. *Географія на Полтавщині: сучасний стан і перспективи розвитку* : зб. статей рег. наук. конф. (Полтава, ПНПУ імені В.Г. Короленка, 5 квітня 2012 р.). Полтава, 2012. С. 11–15.
24. Булава Л.М. Ландшафтна карта Полтави та її округи. *Географія та екологія Полтави* : матеріали всеукр. наук.-практ. конф. (Полтава, 25 квітня 2008 р.). Полтава : Верстка, 2008. С. 50–56.
25. Булава Л.М., Вішнікіна Л.П. Модель вивчення природи міста Полтави у шкільному курсі фізичної географії. *Географія та екологія Полтави* : матеріали всеукр. наук.-практ. конф. (Полтава, 25 квітня 2008 р.). Полтава : Верстка, 2008. С. 143–147.
26. Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике. Ленинград : Наука, 1969. 232 с.
27. Власов Б.П., Гигевич Г.С. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды. Метод. рекомендации. Минск : БГУ, 2002. 84 с.
28. Власов В.А. Инженерно-мелиоративные подходы к улучшению состояния водных объектов в условиях городской застройки : Автореф. дисс. ... канд.

- техн. наук: 06.01.02 – мелиорация, рекультивация и охрана земель. Москва, 2009. 26 с.
29. Водоросли, лишайники и мохообразные СССР / Л.В. Гарибова, Ю.К. Дундин, Т.Ф. Коптяева, В.Р. Филин; под ред. М.В. Горленко. Москва : Мысль, 1978. 365 с.
30. Гардашук Т.П. Природа і місто: гармонія чи опозиція? *Розмай (Екологічний журнал «Жива Україна»)*. 2008 (спецвипуск). С. 7–9.
31. Гарин Э.В. Флора выгонных копаней северо-запада Ярославской области. *Вестник АПК Верхневолжья*. 2012. № 4 (20). С. 56–58.
32. Геоботанічне районування Української РСР. Київ : Наук. думка, 1977. С. 172–178.
33. Географічне положення і природні умови міста Полтави. *Полтавський краєзнавчий музей імені В. Кричевського*. Ф. 1. Оп. 63. Спр. 23. Арк. 1–6.
34. Гигевич Г.С., Власов Б.П., Вынаев Г.В. Высшие водные растения Беларуси: эколого-биологическая характеристика, использование и охрана. Минск : БГУ, 2001. 231 с.
35. Гидрботаника: методология, методы : материалы Школы по гидрботанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. 188 с.
36. Голубовская Э.К. Биологические основы очистки воды. Учеб. пособ. для студ. строит. спец. вузов. Москва : Высш. школа, 1978. С. 131–155.
37. Гомля Л.М., Давидов Д.А. Флора вищих судинних рослин Полтавського району : Монографія. Полтава : ТОВ «Фірма «Техсервіс», 2008. 212 с.
38. Гомля Л.М., Оляницька Л.Г. *Прибережно-водні макрофіти як показники екологічного стану водойми. X Каришинські читання : матеріали доповідей міжнар. наук.-практ. конф. із природничих наук*. Полтава, 2002. С. 75–76.
39. Городская среда: геоэкологические аспекты : Монография / В.С. Хомич, С.В. Какарека, Т.И. Кухарчик и др. Минск : Беларус. навука, 2013. 301 с.

40. Горюнова С.В. Экологическое состояние малых городских прудов и возможные пути их реабилитации. *Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон*. Санкт-Петербург : РГГМУ, 2007. URL: http://www.rusnauka.com/21_DSN_2012/Ecologia/2_115000.doc.htm (дата обращения: 16.01.2021).
41. Грейг-Смит П. Количественная экология растений / Под ред. Т.А. Работнова и А.А. Уранова. Москва : Мир, 1967. 360 с.
42. Гриб И.В., Гроховская Ю.Р. Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припяти по ценозам высших водных растений. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 37, №2. С. 44–57.
43. Грибова С.А., Исаченко Т.И. Картирование растительности в съемочных масштабах. *Полевая геоботаника*. Т. 4 / Ред. А.А. Корчагин и др. Москва; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1972. С. 137–295.
44. Гукалова І.В. Урбанізація. *Екологічна енциклопедія: У 3 т.* / Редкол.: А.В.Толстоухов (гол. ред.) та ін. Київ : ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації». Т. 3. 2008. С. 268.
45. Данилик І.М., Соломаха В.А., Соломаха Т.Д., Цимбалюк З.М. *Utricularia australis* R. Br. (Lentibulariaceae) – новий вид для флори Прикарпаття. *Укр. ботан. журн.* 2007. Т. 64, №2. С. 242–245.
46. Данилик Р.М. Еколого-біологічна характеристика рослинності водних екосистем зеленої зони міста Львова (трансформація, фітоіндикація, відновлення) : Автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 – екологія. Дніпропетровськ, 2004. 20 с.
47. Данилик Р., Данилик І. Синтаксономія водної рослинності міста Львова. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : Матеріали конф. молодих вчених-ботаніків України (м. Зноб-Новгородське, Деснянсько-Старогутський НПП, 20–23 вересня 2001 р.). Ніжин, 2001. С. 33.

48. Данилик Р.М., Данилик І.М. Аспекти оптимізації автотрофного блоку водних екосистем урбанізованих територій. *Проблеми та перспективи розвитку лісового господарства. Наук. вісник УкрДЛТУ*. 1998. Вип. 9.1. С. 29–32.
49. Данилик Р.М., Думич О.Я. Екологічний стан малих паркових водойм Львова. *Міські сади і парки: минуле, сучасне і майбутнє. Наук. вісник УкрДЛТУ*. 2001. Вип. 11.5. С. 282–285.
50. Данилик Р.М., Колодко М.М. Гідрофільний рослинний покрив в екологічній оптимізації водних екосистем комплексної зеленої зони м. Львова. *Заповідна справа і охорона природи. Наук. вісник УкрДЛТУ*. 2004. Вип. 14.8. С. 207–213.
51. Данилик Р.М., Кучерявий В.П., Скробала В.М. Застосування макрофітів у біоіндикації екологічного стану водних екосистем. *Проблеми сучасної екології. Сучасна екологія і екологічна патологія людини* : матеріали укр.-пол. семінару (Львів, 8–10 жовтня 1997 р.). Львів, 1997. С. 151–154.
52. Данилик Р.М., Скробала В.М. Фітоіндикація екологічного стану водойм на території Львова. *Дослідження, охорона та збагачення біорізноманіття. Наук. вісник УкрДЛТУ*. 1999. Вип. 9.9. С. 137–140.
53. Довбня И.В. Фитомасса гидрофильной растительности волжских водохранилищ. *Флора и растительность водоемов бассейна верхней Волги* / Гл. ред. А.В. Монаков. Рыбинск, 1979. С. 140–154.
54. Догадіна Т.В., Веретенникова В.Ф., Мещерякова Р.І. Гідрофлора річок м. Харкова. *Укр. ботан. журн.* 1979. Т. 36, №3. С. 201–208.
55. Дубина Д.В. Вища водна рослинність. Lemnetae, Potametea, Ruppietea, Zosteretea, Isoëto-Litorelletea (*Eleocharition acicularis*, *Isoëtion lacustris*, *Potamion graminei*, *Sphagno-Utricularion*), *Phragmito-Magnocaricetea* (*Glycerio-Sparganion*, *Oenanthion aquaticae*, *Phragmition communis*, *Scirpion maritimi*) / Відп. ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. *Рослинність України*. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 412 с.

56. Дубина Д.В., Небесний В.Б., Прокопенко В.Ф. Геоботанічна та ресурсна характеристики *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. гирлової області Дунаю. *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 1. С. 87–93.
57. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм Дідорівського урочища (Голосіївський р-н м. Києва). *Наук. вісн. Нац. аграрного ун-ту.* 2002. Вип. 53. С. 257–264.
58. Дубина Д.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Фіторізноманіття водойм урочища «Китаєво» (Голосіївський р-н м. Києва). *Наук. вісн. Нац. аграрного ун-ту.* 2005. Вип. 86. С. 24–30.
59. Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Географічна структура флори водойм України. *Укр. ботан. журн.* 1984. Т. 41, №6. С. 1–7.
60. Дубина Д.В., Ступак А.П., Небесний В.Б. Распространение, эколого-ценотические особенности и ресурсы тростника южного в устьевой области Днепра. *Бюл. МОИП.* 1990. Т. 95, №1. С. 77–87.
61. Дьяченко Т.М. Макрофіти. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. акад. В.Д. Романенка. Київ, 2006. С. 38–52.
62. Дьяченко Т.Н. К вопросу о возможности использования макрофитов для индикации экологического состояния водных объектов. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник* / Відп. ред. В.К. Хільчевський. Т. 13. Київ : ВГЛ «Обрії», 2007. С. 178–180.
63. Екологічний стан кийвських водойм / Афанасьєва О.А., Багацька Т.С., Оляницька Л.Г. та ін. Київ : Фітосоціоцентр, 2010. – 256 с.
64. Екологічний стан урбанізованих заплавлних водойм. Затока Берковщина / за ред. В.М. Тімченка і С.С. Дубняка. Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2009. 68 с.
65. Екологічний стан урбанізованих заплавлних водойм. Озеро Видубицьке / В.М. Тімченко, П.М. Линник, В.І. Щербак та ін. Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2007. 64 с.

66. Екологія міста Полтави: Аналіз виконання комплексної програми охорони навколишнього середовища м. Полтави на 2001–2005 роки «Екологія–2005» / Ю.С. Голік, О.Є. Ілляш, А.Д. Локошко та ін. Полтава : Полтав. літератор, 2005. С. 133–135.
67. Екофлора України. Том 1. Дідух Я.П., Плюта П.Г., Протопопова В.В., Єрмоленко В.М., Коротченко І.А., Каркуцієв Г.М., Бурда Р.І. / Відпов. ред. Я.П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 284 с.
68. Екофлора України. Том 2. Дідух Я.П., Бурда Р.І., Зиман С.М. та ін. / Відпов. ред. Я.П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2004. 480 с.
69. Екофлора України. Том 6. Дідух Я.П., Коротченко І.А., Фіцайло Т.В., Бурда Р.І., Мойсієнко І.І., Пашкевич Н.А., Якушенко Д.М., Шевера М.В. / Відпов. ред. Я.П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2010. 422 с.
70. Ершов И.Ю. Гидрофильный компонент урбанофлоры г. Ярославля. *Гидрофильный компонент в сравнительной флористике фитобиоты России* / Науч. ред. А.И. Кузьмичев. Рыбинск : ОАО Рыбинский «Дом печати», 2006. С. 150–156.
71. Жакова Л.В. Макрофиты Невской губы и изменения, происходящие в составе и структуре водных и прибрежных сообществ в прошлом и настоящем. *Гидробиотаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 107–110.
72. Жакова Л.В. Харовые водоросли (Charophyta) Невской Губы (Ленинградская область). *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия* : тезисы докладов XII Междунар. конф. молодых ученых, посв. 50-летию назначения контр-адмирала, дважды Героя Советского Союза И.Д. Папанина директором Института Биологии Внутренних Вод (п. Борок, 23–26 сентября 2002 г.). Борок, 2002. С. 5–6.
73. Закалюжний В.М., Кривошея В.О. Геологічна будова міста Полтави і її околиць. *Актуальні проблеми методики викладання географії рідного*

- краю : матеріали обл. наук.-практ. конфер. / Відп. ред. О.П. Єрмак, наук. ред. Л.М. Булава. Полтава, 1994. С. 14–16.
74. Закурдаева М.В., Бекрєнева Е.С., Сєдова О.В., Болдырев В.А. Гидрофильная флора и растительность малых техногенных водоемов города Саратова. *Известия Саратовского университета*. 2012. Т. 12. Серия Химия. Биология. Экология. Вып. 3. С. 64–71.
75. Зарипова Н.Р. Структура биоразнообразия флоры ряда водоемов г. Казани. *Гидробиотаника 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, 16–20 октября 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 111–114.
76. Зейферт Д.В., Рудаков К.М., Петров С.С. Влияние промышленно-коммунальных стоков на состав высших водных растений в среднем течении реки Белой (Башкирская АССР). *Экология*. 1991. №1. С. 26–33.
77. Зелена книга України / Під заг. ред. чл.-кор. НАН України Я.П. Дідуха. Київ : Альтерпрес, 2009. 448 с.
78. Зимнюков В.А., Зборовская М.И., Чуприна Я.Н. Малый водоем и окружающая городская среда: Учебно-методическое пособие. Москва, 2019. 81 с.
79. Зуб Л.М. Методи біоіндикації як основа компенсаторних заходів упорядкування водоохоронних зон міських водойм. *Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод* / Під заг. ред. І.В. Панасюка. Київ, 2016. С. 23–25.
80. Зуб Л.М., Прокопук М.С., Погорєлова Ю.В. Різноманіття флори вищих водних рослин національного природного парку «Голосіївський». *Прагматичні аспекти діяльності національних природних парків у контексті збалансованого розвитку* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 20-річчю Нац. природ. парку «Вижницький» (17–19 вересня

- 2015 р., смт Берегомет, Чернівецька обл., Україна) / наук. ред. І.В. Скільський. Чернівці : Друк Арт, 2015. С. 306–309.
81. Зуб Л.М., Прокопук М.С. Якість вод Оболонських водойм за складом угруповань макрофітів. *Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод* / Під заг. ред. І.В. Панасюка. Київ, 2016. С. 36–42.
82. Зуб Л.М., Савицький О.Л. Угрупування вищих водних рослин в умовах урболандшафту (на прикладі водойм м. Києва). *Укр. фітоцен. зб.* Київ, 1998. Сер. А, вип. 1 (9). С. 39–52.
83. Зуб Л.Н., Карпова Г.А., Савицкий А.Л. Антропогенные изменения водной флоры г. Киева за последние 100 лет. *Гидробиотаника 2000* : тезисы докладов V Всерос. конф. по водным растениям (п. Борок, 10–13 октября 2000 г.). Борок, 2000. С. 143–144.
84. Зуб Л.Н., Карпова Г.А. Трансформация флоры макрофитов водоемов лесопарков г. Киева. *Роль ботаничних садів і дендропарків у збереженні та збагаченні біологічного різноманіття урбанізованих територій* : матеріали міжнар. наук. конф. (Київ, 28–31 травня 2013 р.) / Гол. ред. В.Г. Радченко. Київ : ПАТ «Віпол», 2013. С. 73–75.
85. Иванова И.Ю., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Флора і рослинність водойм м. Києва. *Наукові записки Терн. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Серія: Біологія.* 2007. №1 (31). С. 38–47.
86. Иванова И.Ю., Харченко Г.В., Клоченко П.Д. Высшая водная растительность водоемов г. Киева. *Гидробиол. журн.* 2007. Т. 43, №1. С. 38–58.
87. Израэль Ю.А., Абакумов В.А. Об экологическом состоянии поверхностных вод СССР и критериях экологического нормирования. *Экологические модификации и критерии экологического нормирования.* Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. С. 7–18.

88. Іллічевський С. Рослинність околиць м. Полтави. *Записки Полтавського с.-г. політехнікуму*. Полтава, 1928. Т. 1. С. 101–127.
89. Іллічевський С. Список найцікавіших рослин околиць міста Полтави. *Укр. ботан. журн.* 1926. №4. С. 34–40.
90. Іллічевський С. Флора околиць Полтави. З повним списком дикої рослинності. *Записки Полтавського с.-г. політехнікуму*. Полтава, 1927. Т. 1, №2. С. 19–49.
91. Ильминских Н.Г. Экотонный эффект и феномен урбаногенной флористической аномалии. *Изучение биологического разнообразия методами сравнительной флористики* : материалы IV рабочего совещания по сравнительной флористике. Санкт-Петербург, 1998. С. 233–243.
92. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Структура высшей водной растительности как индикатор экологического состояния водных объектов. *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы* : материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова; *Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок* : материалы конф. по гидроэкологии; *Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки* : материалы школы-семинара. Ч. 3. (п. Борок, 11–16 октября 2008 г.). Борок, 2008. С. 31–35.
93. Капитонова О.А. Гибриды во флоре водных макрофитов Вятско-Камского Предуралья. *Фиторазнообразие Восточной Европы*. 2014. Т. 8, №2. С. 4–13.
94. Капитонова О.А. Закономерности формирования и развития флоры водных макрофитов в урбанизированном ландшафте. *Антропогенная динамика природной среды* : материалы междунар. науч.-практ. конф. Т. I. Пермь: Издатель Богатырев П.Г., 2006а. С. 260–265.
95. Капитонова О.А. Некоторые методические аспекты гидрботанических исследований на урбанизированных территориях. *Гидрботаника 2010* :

- материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010а. С. 140–143.
96. Капитонова О.А. О факторах флорогенеза на аквальных местообитаниях в условиях урбаносреды. *Гидробиотаника 2005* : материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006б. С. 261–263.
97. Капитонова О.А. Растительность водоемов и водотоков города Ижевска. *Актуальные проблемы геоботаники* : сб. статей и лекций IV Всерос. школы-конф. (Уфа, 1–7 октября 2012 г.). Уфа : Изд. центр «МедиаПринт», 2012. С. 210–214.
98. Капитонова О.А. Флора водоемов г. Ижевска (Удмуртская Республика). *Растительный покров Волго-Вятского края*. Вып. 1. Чебоксары, 2010б. С. 50–58.
99. Капитонова О.А. Флора макрофитов города Глазов (Удмуртская республика). *Фиторазнообразие Восточной Европы*. 2013. Т. 7, №4. С. 71–86.
100. Капитонова О.А. Флористическое разнообразие малых рек урбанизированных территорий Удмуртской республики (на примере г. Ижевска). *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : Лекции и материалы докладов Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18–21 ноября 2008 г.). Ярославль : ООО «Ярославский печатный двор», 2008. С. 156–160.
101. Капитонова О.А. Чужеродные виды растений в водных и прибрежно-водных экосистемах Вятско-Камского Предуралья. *Рос. журн. биол. инвазий*. 2011. № 1. С. 34–42.
102. Капитонова О.А., Каргапольцева И.А. Оценка влияния гидротехнического сооружения на растительный покров водотока (на примере р. Березовка, г. Воткинск). *Гидробиотаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по

- водным макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 143–146.
103. Капитонова О.А., Мельников Д.Г. Флора Березовского залива Воткинского пруда (Удмуртская республика). *Вестник Удмуртского университета. Серия Биология*. 2003. С. 21–32.
104. Капчинська Є.І. Природні умови м. Полтави та її околиць. *Географічний збірник* / АН УРСР. Українське географічне товариство. Редкол.: В.П. Попов (відп. ред.) та ін. Київ, 1960. Вип. 3. С. 69–85.
105. Карпова Г.А. Фитомасса тростника обыкновенного как индикатор трофического статуса водоемов. *Гидробиол. журн.* 2012. Т. 48, №3. С. 49–56.
106. Карпова Г.О. Вища водяна рослинність Дніпровсько-Бузької гирлової області і її вплив на формування якості води: Автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.18 – гідробіологія. Київ, 1994. 25 с.
107. Карпова Г.О., Клепец О.В. Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile.) в умовах урболандшафту. *Рослини та урбанізація* : матеріали третьої міжнар. наук.-практ. конф. (м. Дніпропетровськ, 19–20 березня 2013 р.). Дніпропетровськ : ТОВ ТВГ «Куніца», 2013. С. 14–16.
108. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Ленинград : Наука, 1981. 187 с.
109. Катанская В.М. Высшая водная растительность. *Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте* / Под. ред. Е.А. Стравинской. Ленинград : Наука, 1984. С. 66–82.
110. Київ як екологічна система: природа – людина – виробництво – екологія / В.В. Стецюк, С.П. Романчук, Ю.В. Щур та ін. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2001. 259 с.
111. Клепец Е.В. Флора водных объектов г. Полтавы. *Гидрботаника 2015* : Материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным

- макрофитам (п. Борок, 16–20 октября 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 139–143.
112. Клепец Е., Ларионова Д., Давыдов О., Карпова Г. Особенности организации некоторых компонентов фитобиоты урбанизированного водоема. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали міжнар. конф. молодих учених (Щолкіне, 18–22 червня 2013 р.). Київ : Фітосоціоцентр, 2013. С. 160–161.
113. Клепець О.В. Адвентивна складова флори водних об'єктів м. Полтави. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали Міжнар. конф. молодих учених, присвяченої 120-річчю від дня народження Д.К. Зерова (м. Полтава, 15–20 вересня 2015 р.). Полтава, 2015. С. 51–52.
114. Клепець О.В. Використання інформаційних технологій при вивченні міських водойм. *Методика викладання природничих дисциплін у вищій і середній школі. ХІХ Каришчинські читання* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (Полтава, 17–18 травня 2012 р.). Полтава : Астроя, 2012. С. 279–282.
115. Клепець О.В. Вища водна рослинність малопорушеної урбанізованої водойми. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали міжнар. конф. молодих учених (Луцьк, 5–10 вересня 2017 р.). Луцьк : Вежа-Друк, 2017. С. 47.
116. Клепець О.В. Знахідки гідрофільних мохоподібних у водоймах зеленої зони м. Полтави. *Біорізноманіття України в світлі ноосферної концепції академіка В.І. Вернадського* : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. (Полтава, 18–19 квітня 2013 р., ПНПУ імені В.Г. Короленка). Полтава: Астроя, 2013. С. 119–121.
117. Клепець О.В. Раритетна складова вищої водної флори території міста Полтави та його околиць. *Флорологія та фітосозологія*. Т. 3–4. Київ : Фітон, 2014. С. 99–106.
118. Клепець О.В., Карпова Г.О. Структура гідрофільної флори середньої течії р. Ворскла. *Чорномор. бот. журн.* 2013. Т. 9, №2. С. 191–203.

119. Климат Полтавы / Под общ. ред. В.Н. Бабиченко. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. С. 6–8.
120. Кожанчиков В.И. Водная флора р. Невы в пределах Ленинграда и его ближайших окрестностей. *Вестник ЛГУ. Серия: Биология*. 1964. Вып. 3, №15. С. 144–145.
121. Кокин К.А. Экология высших водных растений. Москва : Изд-во МГУ, 1982. 160 с.
122. Константинов А.С. Общая гидробиология: учебник. Москва : Высш. шк., 1979. 480 с.
123. Корелякова И.Л. Растительность Кременчугского водохранилища. Киев : Наук. думка, 1977. 200 с.
124. Корчагин А.А. Строение растительных сообществ. *Полевая геоботаника*. Т. 5 / Ред. Е.М. Лавренко. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1976. С. 252–257.
125. Краснова А.Н. Структура гидрофильной флоры техногенно трансформированных водоемов Северо-Двинской водной системы. Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 1999. 240 с.
126. Краснова А.Н., Кузьмичёв А.И. Флора озёр Северо-Двинской водной системы. *Флора и продуктивность пелагических и литоральных фитоценозов водоёмов бассейна Волги*. Ленинград, 1990. С. 95–109.
127. Краснов А.М. Материалы для флоры Полтавской губернии. Результаты флористических исследований в Полтавской губернии. Харьков : Универ. типограф. 1891. 116 с.
128. Кривицкий С.В., Станис Е.В., Бирчак Т.Н. Экологическая реабилитация водоемов с использованием биоинженерных методов. *Вестник РУДН. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности*. 2010. № 5. С. 77–82.
129. Крылова Е.Г. Особенности зарастания устьевых участков малых рек. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : лекции и

- материалы докладов Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18–21 ноября 2008 г.). Ярославль : ООО «Ярославский печатный двор», 2008. С. 174–176.
130. Крылова Е.Г. Структура гидрофильной флоры и растительности малой реки в урбанизированной среде. *Биология внутренних вод*. 2010, №1. С. 20–26.
 131. Кузьмичев А.И. Гигрофильная флора юго-запада Русской равнины и ее генезис. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1992. 215 с.
 132. Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 183 с.
 133. Куприянов В.В., Скакальский Б.Г. Урбанизация и ее влияние на режим и качество поверхностных вод. *Водные ресурсы*. 1973. №2. С. 174–182.
 134. Кучерявий В.П., Данилик Р.М., Скробала В.М. До питання про екоклінну диференціацію водойм урбанізованих територій (на прикладі м. Львова). *Сучасна екологія і проблеми сталого розвитку суспільства. Лісове та садово-паркове господарство. Наук. вісник УкрДЛТУ*. 1999. Вип. 9.8. С. 76–80.
 135. Лапиров А.Г. О терминологии экологических групп растений водоемов и водотоков. *Гидробиотика: методология, методы* : материалы Школы по гидробиотике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 5–22.
 136. Лисицына Л.И. Гербаризация водных растений, оформление коллекций // *Гидробиотика: методология, методы* : материалы Школы по гидробиотике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 49–55.
 137. Лисицына Л.И., Папченков В.Г., Артеменко В.И. Флора водоемов Волжского бассейна. Определитель сосудистых растений. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2009. 219 с.

138. Лихачева Т.В. Флора макрофитов Удмуртии. *Исследовано в России* : Электронный научный журнал, 2006. 262. С. 2526–2534. URL: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2006/262.pdf> (дата обращения: 18.10.2020).
139. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений / Отв. ред. Н.Н. Мусиенко. Киев : Наук. думка, 1988. 188 с.
140. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды / Д.В. Дубына, С. Гейны, З. Гроудова и др.; отв. ред. С. Гейны, К.М. Сытник. Киев : Наук. думка, 1993. 435 с.
141. Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: наук.-метод. посіб. Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАНУ, Ін-т екології НЕЦУ, 2011. 112 с.
142. Мережко О.І., Хімко Р.В. Оздоровлення малих річок: екологічні основи. Київ : Інтерекоцентр, 1998. 56 с.
143. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; за ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
144. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Наука о растительности (История и современное состояние основных концепций). Уфа : Гилем, 1998. 412 с.
145. Миронюк О.М., Ткаченко Ф.П. Характеристика флористического состава фитобентоса реки Кучурган (Одесская область, Украина). *Вісн. Харківського нац. ун-ту ім. Каразіна*. Серія : Біологія. Вип. 15, № 1008. 2012. С. 67–75.
146. Михеева Т.М. Альгофлора Беларуси. Таксономический каталог. Минск : БГУ, 1999. 396 с.
147. Монтрезор В.В. Список растений, собранных в Киевском учебном округе в последний 15-летний период времени, т.е. со времени издания «Обозрения семенных и высших споровых растений» проф. Роговича, с 1869 по 1895 г. *Записки Киевского общества естествоиспытателей*. Киев, 1898. Т. 15, вып. 2. С. 605–707.

148. Мясникова О.В. Динамика флоры прудов г. Самары за период 1995–2020 г. *Гидробиотаника 2020* : материалы IX Междунар. науч. конф. по водным макрофитам (п. Борок, Россия, 17–21 октября 2020 г.). Ярославль : Филигрань, 2020. С. 123–124.
149. Науменко М.А. Эвтрофирование озёр и водохранилищ. Учеб. пособие. Санкт-Петербург, 2007. 100 с.
150. Олійник Л. Порівняльно-структурний аналіз флори водойм Лівобережного Лісостепу. *Зб. наук. пр. Полт. держ. пед. ун-ту ім. В.Г. Короленка. Серія: Екологія. Біологічні науки*. 2005. №4 (43). С. 60–67.
151. Ольхович О.П. Современное состояние фитоценозов речки Нивки г. Киева и поиски путей их оптимизации. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : лекции и материалы докладов Всерос. школы-конф. (п. Борок, 18–21 ноября 2008 г.). Ярославль : ООО «Ярославский печатный двор», 2008. С. 205.
152. Ольхович О.П., Таран Н.Ю. Использование фитомониторинговых методов для сохранения флористического разнообразия водных экосистем городов. *Структурно-функциональная организация и динамика растительного покрова* : материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием, посвящ. 100-летию со дня рожд. д.б.н., проф. В.Е. Тимофеева. (Самара, 1–3 февраля 2012 г.). Самара : ПГСГА, 2012. С. 82–84.
153. Ольхович О.П., Драга М.В., Грудина Н.С., Мусиенко Н.Н. Исследования водных фитоценозов урбанизированных территорий речки Нивка для сохранения их биоразнообразия. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : тезисы докл. Всерос. конф. (п. Борок, 16–19 ноября 2004 г.). Борок, 2004. С. 65–66.
154. Оляницька Л.Г., Багацька Т.С. Сучасні фітокомплекси і угруповання рослин водойм м. Києва. *Екологічний стан водойм м. Києва*. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 49–55.

155. Определитель высших растений Украины / Д.Н. Доброчаева, М.И. Котов, Ю.Н. Прокудин и др.; Редколл.: Ю.Н. Прокудин (отв. ред.) и др. Київ : Наук. думка, 1987. 548 с.
156. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довідкове видання) / Укладачі: Т.Л. Андрієнко, М.М. Перегрим. Київ : Альтерпрес, 2012. С. 93–99.
157. Папченков В.Г. Гидрботаника России: итоги и перспективы. *Гидрботаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 22–26.
158. Папченков В.Г. К определению сложных групп водных растений и их гибридов. *Гидрботаника: методология, методы* : материалы Школы по гидрботанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003а. С. 82–91.
159. Папченков В.Г. О классификации растений водоемов и водотоков. *Гидрботаника: методология, методы* : материалы Школы по гидрботанике (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003б. С. 23–26.
160. Папченков В.Г. О распространении *Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile (Роасеае). *Рос. журн. биол. инвазий*. 2008. №1. С. 36–41.
161. Папченков В.Г. Экологические модификации сообществ зообентоса в условиях загрязнения водных экосистем. *Экологические модификации и критерии экологического нормирования*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. С. 144–151.
162. Папченков В.Г., Бобров А.А., Гарин Э.В. О некоторых флористических находках в Тверской и Ярославской областях. *Бот. журн.* 1998. Т. 83, №7. С. 140–143.
163. Папченков В.Г., Щербаков А.В., Лапиров А.Г. Основные гидрботанические понятия и сопутствующие им термины.

- Гидробиотика: методология, методы : материалы Школы по гидробиотике* (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 27–38.
164. Петров С.С., Зейферт Д.В., Рудаков К.М. Особенности распределения водных макрофитов в среднем течении р. Белой в условиях промышленно-коммунального загрязнения. *Экология*. 1993. №5. С. 9–16.
 165. Петров С.С., Зейферт Д.В., Уразаева Ф.Х. Специфичность реакции водных макрофитов на загрязнение воды в среднем течении р. Белой. *Промышленная ботаника: состояние и перспективы развития : тезисы докл. респ. науч. конф., посв. 25-летию Донецкого ботанического сада АН УССР* (Донецк, сентябрь 1990 г.). Киев : Наук. думка, 1990. С. 137–138.
 166. Погорелова Ю.В. Флористическое разнообразие макрофитов водоёмов с разной биогенной нагрузкой. *Гидробиотика 2015 : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам* (п. Борок, 16–20 октября 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 201–203.
 167. Покровская Т.Н. Типизация озёр – накопителей органического вещества. *Изв. АН СССР. Серия географическая*. 1973, №1. С. 43–51.
 168. Покровская Т.Н. Устойчивость продукционно-функциональной организации макрофитов озёр и признаки ее нарушения. *Макрофитные озера и их евтрофирование* / Т.Н. Покровская, Н.Я. Миронова, Г.С. Шилькрот. Москва : Наука, 1983. С. 135–148.
 169. Понятовская В.М. Учет обилия и особенности размещения видов в естественных растительных сообществах. *Полевая геоботаника*. Т. 3 / Ред. А.А. Корчагин и др. Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1964. С. 209–299.
 170. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та прикладні аспекти / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.Я. Киризі́й та ін. Київ : Наук. думка, 2012. 112 с.

171. Прокопук М.С. Инвазионные высшие водные растения города Киева и его окрестностей. *Гидрботаника 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, 16–20 октября 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 204–206.
172. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. Киев : Наук. думка, 1991. 204 с.
173. Прядко Е.И., Арап Р.Я. Особенности формирования водной и прибрежно-водной растительности на территории НПП «Голосеевский». *Гидрботаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010. С. 250–252.
174. Раменский Л.Г., Цаценкин И.А., Чижиков О.Н., Антипов Н.А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. Москва : Сельхозгиз. 1956. 472 с.
175. Распопов И.М. Возможности индикации состояния окружающей среды по показателям видов и сообществ макрофитов. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*: сб. тезисов докл. междунар. конф. (Санкт-Петербург, 23–27 октября 2006 г.). Санкт-Петербург, 2006. С. 127–128.
176. Распопов И.М. Высшая водная растительность водохранилища Сестрорецкий Разлив в курортном районе г. Санкт-Петербурга. *Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2010а. Т. 19, № 3. С. 133–139.
177. Распопов И.М. Индикационные возможности макрофитов. *Гидрботаника 2000* : тезисы докладов V Всерос. конф. по водным растениям (п. Борок, 10–13 октября 2000 г.). Борок, 2000. С. 204–205.
178. Распопов И.М. Озеро Разлив: многолетний аспект зарастания водоёма. *Гидрботаника 2010* : материалы I (VII) Междунар. конф. по водным

- макрофитам (п. Борок, 9–13 октября 2010 г.). Ярославль : Принт Хаус, 2010б. С. 252–254.
179. Распопов И.М. О некоторых понятиях гидробиологии. *Гидробиол. журн.* 1978. Т. 14, №3. С. 20–26.
180. Распопов И.М. Продукция макрофитов водоемов с замедленным водообменом: основные понятия, методы изучения. *Гидробиология: методология, методы* : материалы Школы по гидробиологии (п. Борок, 8–12 апреля 2003 г.). Рыбинск : ОАО «Рыбинский Дом печати», 2003. С. 146–150.
181. Распопов И.М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера. *Микробиология и первичная продукция Онежского озера*. Ленинград : Наука, 1973. С. 123–142.
182. Распопов И.М., Папченков В.Г., Соловьева В.В. Сравнительный анализ водной флоры России и мира. *Известия Самарского научного центра РАН*. 2011. Т. 13, № 1. С. 16–27.
183. Рогович А.С. Обзорение семенных и высших споровых растений, входящих в состав флоры губерний Киевского учебного округа: Волынской, Подольской, Киевской, Черниговской и Полтавской. Киев, 1869. С. 1–296.
184. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник / наук. ред. Л.П. Брагінський. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
185. Романенко В.Д., Ляшенко А.В., Афанасьев С.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева. *Гидробиол. журн.* 2010. Т. 46, № 2. С. 3–24.
186. Савицький О.Л., Зуб Л.М. Рослинність водойм м. Києва. *Укр. ботан. журн.* 1999. Т. 56, №3. С. 266–275.
187. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности: учеб. пособие для студ. вузов. Москва : Изд-во НИИ Природа, 2004. 220 с.

188. Святицька Є.С. Ворскла. *Географічна енциклопедія України: У 3-х т.* / Редкол.: О.М. Маринич (відп. ред.) та ін. Київ : «Українська Радянська Енциклопедія» ім. М.П. Бажана, 1989. Т. 1. С. 230.
189. Семенюк Г.А. Экология городской среды: курс лекций. Минск : БГУ, 2009. 99 с.
190. Синицына М.В. Эколого-биологические особенности флоры малых искусственных водоемов Саратовской области: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.02.01 – ботаника, 03.02.08 – экология (биология). Саратов, 2013. 20 с.
191. Смирнова В.Г., Мовчан Л.А. Гідрографічна мережа міста Полтави. *Географія та екологія Полтави* : матеріали всеукр. наук.-практ. конфер. (Полтава, 25 квітня 2008 р.). Полтава : Верстка, 2008. С. 31–38.
192. Соколов В.Е. Фундаментальные биологические и экологические исследования. *Вестник РАН*. 1994. Т. 64, №9. С. 797–809.
193. Соловьева В.В. Мониторинг прудов г. Самары с 1936 по 2004 годы. *Гидробиотаника 2005* : материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 352–354.
194. Соловьева В.В. Структура и динамика растительного покрова экотонов природно-технических водоемов Среднего Поволжья: Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук: 03.00.16 – экология. Тольятти, 2008. 43 с.
195. Соловьева В.В. Флористические находки и редкие явления биоэкологии гидрофитов в прудах г. Самары. *Фиторазнообразие Восточной Европы*. 2007. № 2. С. 174–180.
196. Соловьева В.В., Саксонов С.В. Фитомониторинг прудов ботанического сада г. Самары. *Самарская Лука: Бюллетень*. 2007. Т. 16, № 1–2 (19–20). С. 208–234.
197. Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте / Под. ред. Е.А. Стравинской. Ленинград : Наука, 1984. 144 с.

198. Суздалева А.Л., Горюнова С.В. Техногенез и деградация поверхностных водных объектов. Москва : ООО ИД Энергия, 2014. 456 с.
199. Сукачев В.Н. Болота, их образование, развитие и свойства. Ленинград : Изд-во Лесного ин-та, 1926. 162 с.
200. Суханова И.В. Динамика растительных сообществ водоемов в условиях городской среды: на примере г. Томска: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 – экология. Томск, 2007. 21 с.
201. Суханова И.В. Флора водоёмов урбанизированных территорий лесной зоны юга Томской области. *Гидробиотаника 2005* : Материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам (п. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом печати», 2006. С. 359–361.
202. Ткачев Б.П., Булатов В.И. Малые реки: современное состояние и экологические проблемы. Аналит. обзор / ГПНТБ СО РАН. Новосибирск, 2002. 114 с. (Серия Экология. Вып. 64).
203. Томченко О.В. Моніторинг стану водних екосистем засобами ГІС/ДЗЗ-технологій. *Часопис картографії*. 2016. Вип. 14. С. 206–214.
204. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. Москва : Мир, 1980. 328 с.
205. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод / Під заг. ред. І.В. Панасюка. Київ, 2016. 94 с.
206. Усов О. Вплив екологічного стану р. Стрижень на фітокомпонент її екосистем. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали конф. молодих вчених-ботаніків України (м. Зноб-Новгородське, Деснянсько-Старогутський НПП, 20–23 вересня 2001 р.). Ніжин, 2001. С. 76–77.
207. Участь громадськості у збереженні малих річок України: матеріали тренінг-курсу. Київ : Чорноморська програма Ветландс Інтернешнл, 2005. 380 с.
208. Физико-географическое районирование Украинской ССР. Киев, 1968. С. 330–339.

209. Фоминых А.С. Высшая водная растительность бассейна реки Белой в районе города Стерлитамака. *Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление*. 2014. № 4. С. 17–30.
210. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. Київ : Інститут екології, 2003. 380 с.
211. Цаплина Е.Н., Линчук И.М. Пространственно-временное распределение высших водных растений урбанизированного озера Вырлица. *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы* : материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова; *Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок* : материалы конф. по гидроэкологии; *Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки* : материалы школы-семинара. Ч. 3. (Борок, 11–16 октября 2008 г.). Борок, 2008. С. 266–268.
212. Цвелёв Н.Н. О значении гибридизации в эволюции высших растений. *Эмбриология цветковых растений (терминология и концепции)*. Т. 3. Санкт-Петербург, 2000. С. 137–141.
213. Червона книга України. Рослинний світ / За ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
214. Чечерска Г. Антропогенные изменения растительного покрова озер, расположенных в черте городов Мазурского приозерья. *Гидробиол. журн.* 2004. Т. 40, №4. С. 16–34.
215. Чисельність населення по містах обласного значення та районах на 1 грудня 2020 року : Статистична інформація Головного управління статистики у Полтавській області. URL: <http://pl.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення: 30.01.2021).
216. Чорна Г.А. Рід *Batrachium* (DC.) S.F. Gray (Ranunculaceae) у флорі України. *Укр. ботан. журн.* 2007. Т. 64, №4. С. 534–539.

217. Чорна Г.А. Рослини наших водойм (Атлас-довідник). Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 134 с.
218. Чорна Г.А. Рослинність водойм і боліт Лісостепу України / відп. ред. Д.В. Дубина. Умань : ФОП Жовтий О.О., 2013. С. 269–275.
219. Чорна Г.А. Флора водойм і боліт Лісостепу України. Судинні рослини. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 184 с.
220. Шабанов В.А., Шабанова А.В. Управление качеством городской среды: два подхода к реабилитации водных объектов. *Международный научно-исследовательский журнал*. 2017. № 07 (61). Ч. 2. С. 51–58.
221. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
222. Шмальгаузен И.Ф. Флора Юго-Западной России. Киев, 1886. Т. 6, вып. 4. 783 с.
223. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Порівняльна оцінка ступеню урбанізації водойм за різноманіттям фітопланктону. *Наукові записки Терн. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка*. Серія: Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». 2005. №3 (26). С. 488–490.
224. Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Фітопланктон як показник ступеню урбанізації внутрішніх водойм м. Києва. *Зб. наук. праць УкрНДГМІ*. 2003. №251. С. 156–162.
225. Щербаков А.В. Региональная флора как объект для флористического анализа. *Гидробиотаника 2015* : материалы VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, 16–20 октября 2015 г.) / науч. ред. А.Г. Лапиров, Д.А. Филиппов, Э.В. Гарин. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 34–48.
226. Щербаков А.В., Майоров С.Р. Инвентаризация флоры и основы гербарного дела : Методические рекомендации / Под ред. проф. В.С. Новикова. Москва : Товарищество научных знаний КМК, 2006. 50 с.

227. Щербаков А.В., Мингазова Н.М. Высшая водная растительность города Пушкина и его окрестностей. Пушкино, 1988. 18 с.
228. Щербань М.И. Климатическое районирование. *Природа Украинской ССР*: Климат. Киев : Наук. думка, 1984. С. 187–201.
229. Эйно́р Л.О. Макрофиты в экологии водоема / Отв. ред. И.М. Распопов. Москва : Ин-т водных проблем РАН, 1992. 256 с.
230. Экология города: Учебник / Под общ. ред. Ф.В. Стольберга. Киев : Либра, 2000. С. 19–22.
231. Экология урбанизированных территорий / науч. ред. В.А. Попов, В.И. Гаранин. Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1987. 102 с.
232. Экосистемы в критических состояниях / Под ред. Ю.Г. Пузаченко. Москва : Наука, 1989. 155 с.
233. Abou-Hamdan H., Haury J., Hebrard J.P., Dandelot S., Cazaubon A. Macrophytic communities inhabiting the Huveaune (South-East France), a river subject to natural and anthropic disturbances. *Hydrobiologia*. 2005. Vol. 551. P. 161–170.
234. Arthington A.H. The biological resources of urban creeks. *Aust. Soc. Limnol. Bull.* 1985. Vol. 10. P. 33–39.
235. Azous A., Horner R.R. Wetlands and Urbanization: Implications for the Future. Boca Raton : CRC Press, 2000. 356 p.
236. Baatrup-Pedersen A., Riis T. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biol.* 1999. Vol. 48. P. 375–385.
237. Bernez I., Daniel H., Haury J., Ferreira M.T. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in Western France. *Riv. Res. Appl.* 2004. Vol. 20. P. 43–59.
238. Bilz M., Kell S.P., Maxted N., Lansdown R.V. European Red List of Vascular Plants. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2011. 130 p.

239. Bio-physical Impacts of Urbanization on aquatic ecosystems. Fundamentals of Urban Runoff Management : Technical and institutional issues / E. Shaver, R. Horner, J. Skupien, C. May, G. Ridley ; Ed. N. Rehnby. U.S. Environmental Protection Agency, 2007. P. 74–128.
240. Buczkowski G., Richmond D.S. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS One*. 2012. 7 (8). URL: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0041729> (last accessed: 23.02.2014).
241. Bursche E.M. Wasserpflanzen. Kleine Botanik der Wassergewächse. Leipzig-Radebeul : Neumann Verlag, 1980. 149 S.
242. Caley M.J., Schluter D. The relationship between local and regional diversity. *Ecology*. 1997. Vol. 78. P. 70–80.
243. Chambers P.A., Lacoul P., Murphy K.J., Thomaz S.M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 595 (1). P. 9–26.
244. Cheruvilil K.S., Soranno P.A. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquatic Botany*. 2008. Vol. 88. P. 219–227.
245. Collinge S.K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*. 1996. Vol. 36. P. 59–77.
246. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Appendix 1 of 1 March 2002: Strictly protected flora species. URL: <http://conventions.coe.int/Treaty/FR/Treaties/Html/104-1.htm> (last accessed: 03.01.2017).
247. Cronk J.K., Fennessy M.S. Wetland plants: biology and ecology. Boca Raton : CRC Press, 2001. 440 p.
248. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and 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.

249. Drayton B., Primack R.B. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology*. 1996. Vol. 10. P. 30–39.
250. Dykyjová D. Plant growth and estimates of production. *Pond Littoral Ecosystems* D. Dykyjová, J. Květ (eds). Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Vol. 28. Berlin, Heidelberg : Springer, 1978. P. 159–220.
251. Edvardsen A., Okland R.H. Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. *Aquat. Bot.* 2006. Vol. 85, Issue 2. P. 79–91.
252. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband / W. Rothmaler et al. Heidelberg : Spectrum Akademischer Verlag, 2009. 757 S.
253. Gecheva G., Yurukova L., Cheshmedjiev S. Patterns of aquatic macrophyte species composition and distribution in Bulgarian rivers. *Turk J Bot.* 2013. Vol. 37. P. 99–110.
254. Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X., Briggs J.M. Global change and the ecology of cities. *Science*. 2008. Vol. 319, Issue 5864. P. 756–760.
255. Guidance for the field assessment of macrophytes of river. URL: <http://www.eu-star.at/pdf/MacrophyteGuidance.pdf> (last accessed: 15.02.2011).
256. Hanson M. A., Herwig B. R., Zimmer K. D., Hansel-Welch N. Rehabilitation of shallow lakes: time to adjust expectations? *Hydrobiologia*. 2016. Vol. 787 (1). P. 45–59.
257. Heinze K., Krauß M. Röhrichtansiedlung und Röhrichtentwicklung an Berliner Wasserstraßen. *Röhricht an Bundeswasserstraßen (im norddeutschen Raum) : Kolloquium am 6 Juni 2007 in Hannover (Koblenz, August 2007)*. P. 72–81.
258. Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*. 2001. Vol. 12. P. 589–591.

259. Hocking P.J. Seasonal dynamics of production, and nutrient accumulation and cycling by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a nutrient-enriched swamp in inland Australia. I. Whole plants. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 1989. Vol. 40. P. 421–444.
260. Ho Y.B. Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. in Scottish lochs. *Hydrobiologia.* 1979. Vol. 64. P. 215–222.
261. Hrivnák R., Otahelová H., Husak S. *Nitella mucronata* and *N. translucens* – contribution to occurrence and ecology in Slovakia. *Biologia*: Bratislava, 2001. Vol. 56 (1). P. 13–15.
262. Husak S., Sladeczek V., Sladeczkova A. Freshwater Macrophytes as Indicators of Organic Pollution. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 1989. Vol. 6. P. 693–697.
263. Isabelle P.S., Fooks L.J., Keddy P.A., Wilson S.D. Effects of roadside snowmelt on wetland vegetation: an experimental study. *Journal of Environmental Management.* 1987. Vol. 25, №1. P. 57–60.
264. Jekatierynczuk-Rudeczyk E., Zieliński P., Puczek K. Ecological status of urban ponds in Białystok, Poland. *Limnol. Rev.* 2016. Vol. 1. P. 41–50.
265. Jeřabková O. Rostlinstvo Pražských vodních nadržů. *Staletá Praha. Přírodovědný význam Prahy (Pražské středisko státní památkové péče a ochrany přírody)*. / J. Kubíková, O. Podzemský. Praha : Panorama, 1985. S. 227–238.
266. King S.A., Buckney R.T. Urbanization and exotic plants in northern Sydney streams. *Austral. Ecology.* 2000. Vol. 25. P. 455–461.
267. Kozłowski G., Bondallaz L. Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. *Urban Ecosystems.* 2013. Vol. 16, №3. P. 543–551.
268. Krauß M., Kühl H., von Lührte A. Berliner Röhrichschutzprogramm. Erfassung von Veränderungen der Berliner Röhrichbestände und Beurteilung der Schutzmaßnahmen anhand von Luftbildern der Jahre 1990, 1995 und 2000 sowie früherer Luftbilder. Gutachten im Auftrag von SenStadt Berlin. 2003. 366 S.

269. Lacoul P., Freedman B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environ. Rev.* 2006. Vol. 14. P. 89–136.
270. Les D.H., Schneider E.L. The Nymphaeales, Alismatidae, and the theory of an aquatic monocotyledon origin. *Monocotyledons: Systematics and Evolution* / P.J. Rudall, P.J. Cribb, D.F. Cutler, C.J. Humphries. Royal Botanic Gardens, Kew. 1995. P. 23–42.
271. Lieth H. Ökologische Fragestellungen bei der Untersuchung der biologischen Stoffproduktion. 1 Einführung, Definitionen und Wachstumsanalysen. *Qualit. planter. et mater. vegetab.* 1965. Vol. 12, № 3. S. 241–261.
272. Management and Ecology of Freshwater Plants : *Proceedings of the 9th International Symposium on Aquatic Weeds, European Weed Research Society* / Editors: J. Caffrey, Ph.R.F. Barrett, K. Murphy, Ph.M. Wade. Series *Developments in Hydrobiology*, Vol. 120. Netherlands : Springer, 1996. 354 p.
273. McKinney M.L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban ecosystems.* 2008. Vol. 11. P. 161–176.
274. McKinney M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation.* 2006. Vol. 127. P. 247–260.
275. Meusel H., Jäger E., Weinert E. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Jena : Fisher, 1965. 583 S.
276. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine: a nomenclatural checklist / Ed. S.L. Mosyakin. Kiev, 1999. 345 p.
277. Onaindia M., Amezcaga I., Garbisu C., García-Bikuña B. Aquatic macrophytes as biological indicators of environmental conditions of rivers in north-eastern Spain. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 2005. Vol. 41. P. 175–182.
278. Paul M.J., Meyer J.L. Streams in the Urban Landscape. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature.* Editors: J. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher et al. New York : Springer, 2008. P. 207–231.

279. Postel S., Carpenter S. Freshwater ecosystem services. *Nature's Services* / Ed. G.C. Dailey. Washington DC : Island Press. 1997. P. 195–214.
280. Preston C.D., Sheail J., Armitage P., Davy-Bawker J. The long-term impact of urbanisation on aquatic plants: Cambridge and the River Cam. *Science of The Total Environment*. 2003. Vol. 314–316. P. 67–87.
281. Ranta P., Toivonen H. Changes in aquatic macrophytes since 1933 in an urban lake, lidesjärvi, SW Finland. *Ann. Bot. Fennici*. 2008, Vol. 45. P. 359–371.
282. Rosicska J., Rybak M., Goidyn R. Patterns of macrophyte community recovery as a result of the restoration of a shallow urban lake. *Aquatic Botany*. 2017. Vol. 138. P. 45–52.
283. Suren A.M. Effects of urbanization. *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management* / Editors: K.J. Collier, M.J. Winterbourn. Hamilton : N.Z. Limnol. Soc., 2000. P. 260–288.
284. Szmeja J. Przewodnik do badań roślinności wodnej. Gdańsk : Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, 2006. 468 s.
285. Szoszkiewicz K., Ciecierska H., Kolada A., Schneider S. C., Szwabińska M., Ruszczyńska J. Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2014. Vol. 415, №8. P. 1–16.
286. Tichy L. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*. 2002. Vol. 13. P. 451–453.
287. Tilton D.L., Kadlec R.H. The utilization of freshwater wetland for nutrient removal from secondary treated wastewater effluent. *Journal of Environmental Quality*. 1979. Vol. 8. P. 328–334.
288. Tomaszewicz Henryk: Roślinność wodna i szuwarowa Polski: Klasy Lemnatea, Charetea, Potamogetonetea, Phragmitetea wg stanu zbadania na rok 1975. Warszawa : Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, 1979. S. 236–241.

289. Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment / Editors: Elmqvist T. et al. Dordrecht : Springer, 2013. 771 p.
290. Vermonden K. Key factors for biodiversity of urban water systems. PhD-thesis. Nijmegen, Radboud University, 2010. 149 p.
291. Vermonden K., Leuven R.S.E.W., van der Velde G., Hendriks A.J., van Katwijk M.M., Roelofs J.G.M., Lucassen E.C.H.E.T., Pedersen O., Sand-Jensen K. Species pool versus site limitations of macrophytes in urban waters. *Aquatic Sciences*. 2010. Vol. 72, Issue 3. P. 379–389.
292. Vymazal J., Kröpfelová L. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering*. 2005. Vol. 25. P. 606–621.
293. Water bodies in Europe: integrative systems to assess ecological status and recovery. Deliverable D3.2-1: Review of European lake macrophyte methods / A. Kolada, S. Hellsten, A. Kanninen, M. Sondergaard, B. Dudley, P. Noges, I. Ott, F. Ecke, M. Mjelde, V. Bertrin, T. Davidson, H. Duel. URL: <http://www.wiser.eu/download/D3.2-1.pdf> (last accessed: 14.05.2012).
294. World Urbanization Prospects 2018. Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York, 2019. 38 p. URL: <http://esa.un.org/unpd/wup/index.htm> (last accessed: 16.07.2020).
295. Xavier L.R.C.C., Scherme F., Burgos D.C., Barreto R.C., Pereira S.M.B. Urbanization effects on the composition and structure of macrophytes communities in a lotic ecosystem of Pernambuco State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 2016. Vol. 76, № 4. P. 888–897.

ДОДАТКИ

- А. Список наукових праць, опублікованих за темою дисертації.
- Б. Список вищих водних рослин, виявлених під час досліджень.
- В. Зміни складу водної флори на території м. Полтави за ретроспективними та оригінальними даними.
- Г. Синоптичні таблиці асоціацій класів рослинності.
- Д. Структурні показники домінуючих рослинних угруповань урбанізованого відрізка р. Ворскла.

**СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ,
ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ:**

Статті у фахових виданнях:

1. **Клепець О.В.**, Карпова Г.О. Структура гідрофільної флори середньої течії р. Ворскла. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2013. Т. 9. №2. С. 191–203. (Збір, обробка, аналіз даних, узагальнення матеріалів, написання статті).
2. Клепець О.В. Фіторізноманіття водойм Полтавського міського парку. *Інтродукція рослин*. 2014. №1. С. 37–46.
3. Karpova G.A., **Klepets Ye.V.** Influence of Urban Landscapes on the Structural Indices of Macrophytes in the Vorskla River. *Hydrobiological Journal*. 2014. Vol. 50, Issue 6. P. 3–16. (Збір, обробка та аналіз матеріалу, участь у написанні статті).
4. Клепець О.В. Фітомаса вищої водної рослинності р. Ворскла в умовах впливу урболандшафту. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. 2015. № 3–4 (64). С. 302–305.
5. Klepets Ye.V. The structural analysis of the flora of water bodies of Poltava city. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины*. 2016. № 3 (96). С. 33–39.
6. Klepets O.V. Productivity of Higher Aquatic Plants of the Vorskla River under Conditions of Urban Landscape. *Hydrobiological Journal*. 2017. Vol. 53, Issue 2. P. 33–49.
7. Клепець О.В. Рослинність макрофітів водойм Полтавського міського парку *Біологія та екологія*. 2017. Т. 3, №1–2. С. 51–63.

8. **Клепець О.В.**, Пилипенко М.О. Фітоіндикація екологічного стану малої паркової водойми. *Біологія та екологія*. 2018. Т. 4, №1. С. 72–87. (Збір, обробка, аналіз даних, узагальнення матеріалів, написання статті).
9. Клепець О.В. Ценотична та продукційна характеристика угруповань домінантних видів вищої водної рослинності р. Ворскла під впливом урболандшафту. *Біологія та екологія*. 2019. Т. 5, №1. С. 65–78.

Статті в інших виданнях:

10. Клепець О.В. Раритетна складова вищої водної флори території міста Полтави та його околиць. *Флорологія та фітосозологія*. Т. 3–4. Київ: Фітон, 2014. С. 99–106.
11. Klepets O.V. Features of overgrowing the urbanized segment of the Vorskla River. *Біологія та екологія*. 2015. Т. 1, №1. С. 57–64.
12. Klepets O.V. State and prospects of optimization the plant cover of hydrophilic ecotopes of the Poltava botanical garden. *Біологія та екологія*. 2016. Т. 2, №1. С. 56–67.

Матеріали та тези конференцій:

13. Клепець О.В. Екологічний стан та фіторізноманітність ставків парку «Перемога» (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали V Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 29–30 листопада 2011 року). Полтава: Скайтек, 2012. С. 44–49.
14. Клепець О.В. Синантропізація флори навколоводних біотопів на території міста Полтава. *Синантропізація рослинного покриву України: тези доповідей II Всеукр. наук. конф.* (м. Переяслав-Хмельницький, 27–28 вересня 2012 р.). Переяслав-Хмельницький, 2012. С. 36–38.
15. Клепець О.В. Фіторізноманітність ставків Пушкарівської балки (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали VI Всеукр. наук.-практ. семінару* (м. Полтава, 25–26 вересня 2012 р.). Полтава: Астроя, 2013. С. 40–47.

16. Карпова Г.О., **Клепець О.В.** Особливості поширення очерету найвищого (*Phragmites altissimus* (Benth.) Nabile.) в умовах урболандшафту. *Рослини та урбанізація: матеріали третьої міжнар. наук.-практ. конф. (м. Дніпропетровськ, 19–20 березня 2013 р.).* Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ «Куніца», 2013. С. 14–16. (*Відбір та аналіз зразків, участь у написанні тез*).
17. Клепець О.В. Вища водна флора урбанізованої ділянки р. Ворскла. *Pontus Euxinus–2013: тези VIII Междунар. научно-практ. конф. молодых учёных по проблемам водных экосистем, посвященной 50-летию образования Института биологии южных морей Национальной академии наук Украины (г. Севастополь, 1–4 октября 2013 г.).* Севастополь, 2013. С. 72–73.
18. Клепець О.В. Сапробіологічна оцінка якості води р. Ворскла у районі м. Полтави за макрофітами. *Актуальні проблеми сучасної гідроекології: зб. матеріалів наук.-практ. конф., присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.).* Київ, 2013. С. 41–42.
19. Клепець О.В. Стан рослинного покриву р. Тарапунька (м. Полтава). *Навколишнє середовище і здоров'я людини: матеріали VII Всеукр. наук.-практ. семінару (м. Полтава, 29–30 вересня 2013 р.).* Полтава: Астроя, 2014. С. 45–50.
20. Клепець О.В. Основні напрямки антропогенного впливу на водні екосистеми м. Полтава. *Навколишнє середовище і здоров'я людини: зб. матеріалів VIII Всеукр. наук.-практ. семінару (м. Полтава, 11 грудня 2014 р.).* Полтава: Астроя, 2015. С. 69–76.
21. Клепець О.В. Адвентивна складова флори водних об'єктів м. Полтави. *Актуальні проблеми ботаніки та екології: матеріали Міжнар. конф. молодих учених, присвяченої 120-річчю від дня народження Д.К. Зерова (м. Полтава, 15–20 вересня 2015 р.).* Полтава, 2015. С. 51–52.

22. Клепец Е.В. Флора водных объектов г. Полтавы. *Гидробиотаника 2015*: материалы VIII Всероссийской конф. с междунар. участием по водным макрофитам (п. Борок, Россия, 16–20 октября 2015 г.). Ярославль: Филигрань, 2015. С. 139–143.
23. Клепець О.В. Вища водна рослинність малопорушеної урбанізованої водойми. *Актуальні проблеми ботаніки та екології*: матеріали міжнар. конф. молодих учених (м. Луцьк, 5–10 вересня 2017 р.). Луцьк: Вежа-Друк, 2017. С. 47.
24. Клепец Е.В. Оптимизация состояния урбогидроэкосистем по структурным показателям макрофитов. *Гидробиотаника 2020*: материалы IX Междунар. научной конф. по водным макрофитам (п. Борок, Россия, 17–21 октября 2020 г.). Борок: ИБВВ РАН; Ярославль: Филигрань, 2020. С. 74–77.

Список вищих водних рослин, виявлених під час досліджень
(види, що зустрічалися виключно поза межами урбанізованої території, показано *курсивом*)

№ виду	Відділ, клас, порядок, родина	Вид	Екотип	Екогрупа	Географічна характеристика			Синантропний статус	Созологічний статус	Індекс сапробності	Екотоп	
					Зональний тип ареалу	Регіональний тип ареалу	Океанічно- континентальна приуроченість				№№ водойми	ділянка р. Ворскла
	CORMOPHYTA											
	PLANTAE CELLULARES											
	BRIOBIONTA MARCHANTIOPHYTA MARCHANTIOPSIDA											
1.	Marchantiales Ricciaceae	Riccia fluitans L. emend. Lorbeer	I	1	PL	cosm	3	–	PP ЛС	1.3	–	I
	BRYOPHYTA BRIOPSIDA											
2.	Hypnales Amblystegiaceae	Drepanocladus aduncus (Hedw.) Warnst.	I	1	B	ci	3	–	–	1.4	105	–
	PLANTAE VASCULARES (TRACHEOPHYTA)											
	EQUISETOPHYTA EQUISETOPSIDA											
3.	Equisetales Equisetaceae	Equisetum fluviatile L.	II	6	BsM	ci	3	–	–	1.1	109	I
	POLYPODIOPHYTA POLYPODIOPSIDA											
4.	Salviniales Salviniaceae	Salvinia natans (L.) All.	I	5	TM	euras	1	–	ДІБК ЧКУ ЧСМУ ЗКУ PP ЛС	1.4	104	I–V

	MAGNOLIOPHYTA MAGNOLIOPSIDA											
5.	<u>Nymphaeales</u> <i>Nymphaeaceae</i>	Nuphar lutea (L.) Smith	I	4	BsM	eursib	3	–	ЧСМУ ЗКУ РР ЛС	1.8	104	I–V
6.		<i>Nymphaea alba</i> L.	I	4	TsM	eur	1	–	ЧСМУ ЗКУ РР ЛС РР ПО	1.9	–	I, V
7.	<i>Ceratophyllaceae</i>	Ceratophyllum demersum L.	I	2	PL	cosm	3	–	–	2.2	1–3, 9, 10, 12–14, 21, 59, 71, 76, 103–105	I–V
8.	<u>Ranunculales</u> <i>Ranunculaceae</i>	<i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Spach	I	3	BsM	euras	2	–	–	–	–	–
9.		<i>Batrachium trichophyllum</i> (Chaix) Bosch	I	3	PL	ci	3	–	МП ПО	2.2	14	–
10.	<u>Polygonales</u> <i>Polygonaceae</i>	Persicaria amphibia (L.) Delarbre f. aquatica	I	4	BM	ci	3	–	–	2.1	61	–
11.		Rumex hydrolapathum Huds.	III		TsM	eur	1	–	–	–	3, 14, 42, 59, 61, 104	I, III, IV, V
12.	<u>Capparales</u> <i>Brassicaceae</i>	Rorippa amphibia (L.) Besser	III		BsM	eursib	2	–	–	1.5	42	III
13.	<u>Myrtales</u> <i>Lythraceae</i>	Lythrum salicaria L.	III		BM	euras	3	–	–	–	1, 3, 9, 10, 11, 13, 14, 59, 71, 76, 103, 105, 109	I–V
14.	<u>Hippuridales</u> <i>Haloragaceae</i>	Myriophyllum spicatum L.	I	3	PL	ci	3	–	–	2.3	10, 59, 103– 105, 109	I–III
15.		Myriophyllum verticillatum L.	I	3	PL	ci	3	–	–	1.8	104	I–II
16.	<u>Araliales</u> <i>Apiaceae</i>	Peucedanum palustre (L.) Moench	III		BsM	euras	3	–	–	–	–	I
17.		Sium latifolium L.	III		PL	euras	3	–	–	2.1	11, 21	I, III, IV, V
18.		Sium sisaroides DC.	III		TM	euras	3	–	–	–	11, 12, 43, 61	II, V
19.	<u>Scrophulariales</u> <i>Scrophulariaceae</i>	Veronica anagallis-aquatica L.	III		PL	ci	3	–	–	2.2	10, 61, 105, 109	I, III, IV

20.	Lentibulariaceae	Utricularia australis R. Br.	I	2	TTr	ci	3	–	ЧКУ	2.0	104	I–III
21.		Utricularia minor L.	I	2	BT	ci	3	–	ЧКУ ЧСМУ РР ЛС РР ПО	1.0	–	I, II
22.		Utricularia vulgaris L.	I	2	BM	ci	3	–	РР ПО	2.1	104	I–III
LILIOPSIDA												
23.	<u>Alismatales</u> Butomaceae	Butomus umbellatus L.	II	6	BM	euras	3	–	–	1.9	21, 59, 61, 103, 104	I–V
24.	Alismataceae	Alisma plantago-aquatica L.	II	6	PL	euras	3	–	–	1.9	1, 2, 9, 10, 14, 21, 42, 61, 71, 76, 105	I–V
25.		Sagittaria sagittifolia L.	II	6	PL	euras	3	–	–	1.8	42, 104	I–V
26.	<u>Hydrocharitales</u> Hydrocharitaceae	Elodea canadensis Michx.	I	3	PL	cosm	3	кенофіт	–	2.1	9, 76, 105, 109	I
27.		Hydrocharis morsus-ranae L.	I	5	BM	euras	3	–	–	2.1	9, 10, 12, 59, 103, 104, 76, 109	I–V
28.	<u>Najadales</u> Potamogetonaceae	Potamogeton crispus L.	I	3	PL	ci	1	–	–	2.5	2, 3, 9, 10, 12, 21, 42, 59, 76, 103, 105, 109	I, V
29.		Potamogeton lucens L.	I	3	PL	eursib	1	–	–	2.0	42, 103, 104	I, III, IV, V
30.		Potamogeton natans L.	I	4	BsM	ci	3	–	–	1.5	42	I–V
31.		Potamogeton nodosus Poir.	I	4	PL	ci	1	–	–	2.0	42, 43	II, V
32.		Potamogeton pectinatus L.	I	3	PL	cosm	3	–	–	2.8	9, 10, 12, 21, 43, 76, 104, 105, 109	I–III, V
33.		Potamogeton perfoliatus L.	I	3	PL	cosm	3	–	–	2.2	103, 104	I–V
34.		Potamogeton trichoides Cham. & Schlecht.	I	3	TsM	euras	3	–	ЧСМУ ММ ПО	1.9	105, 109	–
35.	Najadaceae	Caulinia minor (All.) Coss. & Germ.	I	3	TM	euras	1	–	–	2.0	–	I, II, V
36.		Najas major All. = Najas marina L.	I	3	TM	euras	3	–	–	1.9	104	II, III, IV

37.	<u>Iridales</u> <i>Iridaceae</i>	<i>Iris pseudacorus</i> L.	III		BM	eursib	3	–	–	1.3	12, 59, 103, 104	II, IV, V
38.	<u>Cyperales</u> <i>Cyperaceae</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	III		BM	ci	2	–	–	1.3	9, 12, 61, 71	I, II, IV, V
39.		<i>Carex acuta</i> L.	III		BsM	eursib	2	–	–	0.7	9, 59, 76, 103	IV
40.		<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	III		TM	euras	1	–	–	–	2, 11, 61	–
41.		<i>Carex pseudocyperus</i> L.	III		PL	ci	1	–	–	–	10, 104	I, IV
42.		<i>Carex riparia</i> Curtis	III		BsM	euras	1	–	–	–	59	–
43.		<i>Carex vesicaria</i> L.	III		BsM	ci	1	–	–	–	59	II, IV
44.		<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	III		PL	ci	3	–	–	1.1	9, 21, 59, 76, 109	–
45.		<i>Scirpus lacustris</i> L.	II	7	PL	eursib	1	–	–	2.1	59, 71, 103	I, V
46.	<u>Poales</u> <i>Poaceae</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	III		PL	euras	3	–	–	–	9, 10–14, 21, 71, 76, 103–105, 109	I–V
47.		<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) P. Beauv.	III		BsM	ci	1	–	–	–	42, 43, 71	I, II
48.		<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm.) Holmberg	II	7	BsM	ci	1	–	–	2.2	14, 21, 59, 61, 103, 104	I–V
49.		<i>Phragmites altissimus</i> (Benth.) Nabile.	II	7	sMM	euras	3	кенофіт	–	–	–	IV
50.		<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	II	7	PL	cosm	3	–	–	2.1	1, 2, 9, 10, 12–14, 21, 42, 43, 59, 61, 71, 76, 103–105	I–V
51.	<u>Arales</u> <i>Araceae</i>	<i>Acorus calamus</i> L.	III		TsM	ci	3	археофіт	–	1.4	13, 59, 76, 104	IV
52.	<i>Lemnaceae</i>	<i>Lemna gibba</i> L.	I	5	TTr	ci	1	–	–	2.4	–	V
53.		<i>Lemna minor</i> L.	I	5	PL	cosm	3	–	–	2.2	1, 2, 10–13, 21, 59, 61, 71, 76, 103–105, 109	I–V
54.		<i>Lemna trisulca</i> L.	I	2	PL	ci	1	–	–	1.9	11, 104, 105, 109	I–V
55.		<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	I	5	PL	cosm	3	–	–	2.1	3, 9, 12, 59, 71, 103, 104	I–V

56.	<i>Typhales</i> <i>Sparganiaceae</i>	Sparganium emersum Rehman	II	6	BM	ci	3	–	–	1.7	–	I, II, IV, V
57.		Sparganium erectum L.	II	6	BsM	eursib	3	–	–	1.7	11, 42, 59, 61, 71, 104, 109	I, II, V
58.	<i>Typhaceae</i>	Typha angustifolia L.	II	7	TsM	ci	2	–	–	1.1	3, 9, 11–14, 21, 59, 61, 103, 104	I–V
59.		Typha latifolia L.	II	7	PL	ci	3	–	–	1.9	1–3, 9–12, 21, 42, 43, 59, 61, 71, 76, 103–105, 109	I–V
60.		Typha laxmanii Lepech.	II	7	TsM	euras	2	–	–	–	42, 59	–
Усього	5 відділів 6 класів 20 порядків 26 родин	60 видів										

Систематика і таксономія вищих рослин:

мохоподібних (Бойко, 2008) та судинних (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999).

Екотипи водної флори (Папченков, 2003; Лапіров, 2003):

I – гідрофіти (справжні водні рослини);

II – гелофіти (повітряно-водні рослини);

III – гірогелофіти (рослини урізу води).

Екологічні групи макрофітів у межах екотипів (екобіоморфи макрофітів) (Папченков, 2003; Лапіров, 2003):

Серед екотипу гідрофітів (I):

1 – макроводорості і мохи;

2 – гідрофіти вільноплаваючі у товщі води;

3 – гідрофіти вкорінені занурені;

4 – гідрофіти вкорінені із плаваючими листками;

5 – гідрофіти вільноплаваючі на поверхні води.

Серед екотипу гелофітів (II):

6 – гелофіти низькотравні;

7 – гелофіти високотравні.

Географічна структура флори (Meusel et al., 1965; Дубина, Шеляг-Сосонко, 1984):

Зональний тип ареалу:

PL – плюризональний;
BsM – борео-субмеридіональний;
BT – борео-температний;
BM – борео-меридіональний;
TTr – температурно-тропічний;
TM – температурно-меридіональний;
TsM – температурно-субмеридіональний;
sMM – субмеридіонально-меридіональний.

Регіональний тип ареалу:

cosm – космополітний;
ci – циркумполярний;
eur – європейський;
euras – євразійський;
eursib – євросибірський.

Кліматичний тип ареалу:

1 – євриокеанічний;
2 – євриконтинентальний;
3 – індиферентний.

Синантропний статус вказано для адвентивних видів за часом їх занесення в Україну (Протопопова, 1991):

археофіти – до кінця XV століття;
кенофіти – з початку XVI століття.

Созологічний статус виду:

Д І БК – Додаток I до Бернської конвенції (Convention on the Conservation...);
ЧКУ – Червона книга України (2009);
ЧСМУ – Червоний список макрофітів України (Макрофиты-индикаторы, 1993);
ЗКУ – Зелена книга України (2009) (у районі досліджень вид є едифікатором рідкісних угруповань);
РР ЛС – список регіонально рідкісних рослин Лісостепу України: судинних (Чорна, 2006) та мохоподібних (Бойко, 2010);
РР ПО – список регіонально рідкісних рослин Полтавської області (Байрак, Стецюк, 2005);
МП ПО – список малопоширених рослин Полтавської області (Офіційні переліки, 2012).

Індекс сапробності (Барінова, Медведева, 2006; Husák, Sládeček, Sládečková, 1989):

0.50–1.50 – олігосапробна зона;
1.51–2.50 – β мезосапробна зона;
2.50–3.50 – α-мезосапробна зона.

Додаток В

Зміни складу водної флори на території м. Полтави за ретроспективними та оригінальними даними

№ виду	Вид	Екотип	Індикаторне значення	Можливі причини зникнення / появи	Поширення у Лісостепу України, ступінь толерантності до урбанізації та гемеробії; созологічний / синантропний статус виду
Зниклі види (27)					
61.	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	III	Рівномірно перезволожені, збагачені гумусом екотопи.	Лімітуючі фактори – випас, меліорація, рубки.	Звичайно; урбанофоб; МП ПР
62.	<i>Nymphaea candida</i> J. et C. Presl	I	Індикатор евтрофних прісноводних замкнених водойм (заток, стариць, ставків) із коливанням рівня води, мулистоторф'янистих донних відкладів.	Лімітуючі фактори – меліорація, рекреація, зривання квітів.	Спорадично (Пд межа поширення); урбанофоб; ЧСМУ, РР ЛС, РР ПО
63.	<i>Batrachium aquatile</i> (L.) Dumort.	I	Прісноводні алювіальні ділянки евтрофних водойм, мулисті донні відклади.	Лімітуючі фактори – меліорація, рекреація, забруднення	Звичайно; урбанофоб; ЧСМУ, РР ЛС, МП ПР
64.	<i>Caltha palustris</i> L.	III	Достатньо обводнені, збагачені, евтрофні лучно-болотні угруповання помірних широт.	Лімітуючі фактори – надмірне випасання, меліорація	Спорадично, урбанофоб
65.	<i>Cardamine amara</i> L.	III	Перезволожені екотопи помірного клімату із ґрунтовим підтопленням, виходи ґрунтових вод; береги прісноводних слабо проточних водойм, біля струмків, на болотах, вогких луках, у заболочених, зволжених або заплавних лісах (вільшняках).	Лімітуючі фактори – осушення, меліорація, випасання	Звичайно лише на Пн Лісостепу, а при просуванні на Пд – тільки у долинах річок; факультативний урбанофіл
66.	<i>Hottonia palustris</i> L.	I	Помірно евтрофні алювіальні ділянки водойм, проточних водойм із зниженою температурою води, донних відкладів із високим вмістом детриту із листя верб, тополь, вільхи; багаті мулисті, глееві ґрунти у мілководдях, які пересихають, але при цьому тримається висока вологість.	Лімітуючі фактори – меліорація, випасання.	Спорадично; урбанофоб ЧСМУ, РР ЛС
67.	<i>Naumburgia thyrsoflora</i> (L.) Reichenb.	III	Достатньо обводнені болотні екосистеми на кислих торф'янистих ґрунтах.	Лімітуючі фактори – випасання, осушення, пожежі, рубки.	Звичайно; урбанофоб; РР ПО
68.	<i>Parnassia palustris</i> L.	III	На вологих луках, по болотах; індикатор близького залягання ґрунтових вод, торф'янистих закислених ґрунтів.	Лімітуючі фактори – випасання, осушення, зривання квіток.	Зрідка; РР ПО

69.	<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop. (<i>Comarum palustre</i> L.)	III	Заболочувані водойми, ділянки із постійним ґрунтовим підтопленням, торф'янистими відкладами і коливанням рівня води протягом вегетації.	Лімітуючі фактори – випасання, осушення, меліорація, стабілізація гідрологічного режиму водойм, посилення антропогенного евтрофування водойм	Спорадично РР ПО
70.	<i>Hippuris lanceolata</i> Retz.	II	Заболочувані евтрофні прісноводні водойми із лужною реакцією та коливаннями рівня води протягом вегетації, а також ділянок із інтенсивними відкладами мулу.	Лімітуючі фактори – зарегулювання стоку річок, стабілізація гідрологічного режиму водних об'єктів в умовах міст; посилення антропогенного евтрофування.	Спорадично МП ПО
71.	<i>Cicuta virosa</i> L.	III	Заболочувані ділянки водойм та зниження із поверхневим та ґрунтовим підтопленням і торф'янистими або мулистими відкладами.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрологічного режиму водних об'єктів в умовах міст; посилення антропогенного евтрофування.	Спорадично
72.	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	III	Політопний вид, індикатор ділянок із коливанням рівня води, оголення поверхні дна, мілководь новостворених водойм; по берегах евтрофних замкнених водойм, річок, озер, стариць, ставків, на болотах, вологих луках. Синантропізація позитивно впливає на поширення виду, витримує посилення антропогенного евтрофування і підвищену мінералізацію вод, невимогливий до кислотності субстрату, зростає по берегах водойм-приймачів стічних вод.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму, меліорація.	Звичайно
73.	<i>Peucedanum palustre</i> Moench.	III	Прибережні ділянки заболочуваних водойм із коливанням рівня води, торф'янистими відкладами, а також знижених ділянок із постійним підтопленням, органогенних ґрунтах.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму, меліорація, гемеробія екосистем.	Звичайно; гемеробіофоб
74.	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	III	На зниженнях сфагнових і трав'янистих боліт, сплавинах, зниженнях заболочених луків, ділянках із постійним ґрунтовим або поверхневим підтопленням.	Лімітуючі фактори – зміна гідрорежиму, осушення боліт, викошування, збір надземної частини; посилення антропогенного евтрофування.	Спорадично; РР ПО

75.	<i>Limosella aquatica</i> L.	III	Піонер заростання, на ділянках із розрідженим рослинним покривом; по берегах річок, озер, по канавах, калюжах, відмілинах, на мулистих та піщаних ґрунтах.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму.	Спорадично
76.	<i>Veronica beccabunga</i> L.	III	Береги та мілководдя струмків, річок на глибині 20–50 см, болота, вологі луки, вологі ліси (вільшняки, заплавні).	Лімітуючий фактор – меліорація.	Спорадично; МП ПР
77.	<i>Callitriche palustris</i> L.	I	По берегах із поверхневим і ґрунтовим підтопленням та на прибережних ділянках мілководь проточних і замкнених водойм, із коливанням рівня води протягом вегетації та піщаними відкладами; зниження рівня води стимулює розвиток.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму, замулення водойм.	Спорадично; ЧСМУ
78.	<i>Alisma gramineum</i> Lej.	II	На мілководдях непроточних або слабо проточних евтрофних водойм із високим ступенем коливання рівня води, мулистими та глинисто-мулистими відкладами, на зниженнях із постійним ґрунтовим підтопленням і слабким засоленням до глибини 50 см. Індикатор прісноводних евтрофних водойм, де відбувається підвищення рівня трофності, ділянок акумулятивно-ерозійних процесів, а також ділянок, де намічається оголення дна або проводиться внесення добрив та вапнування (рибоводні ставки, рисові поля), вказує на потужні мулисті відклади.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму.	Звичайно
79.	<i>Stratiotes aloides</i> L.	I	Індикатор мезо-евтрофних прісноводних замкнених або слабо проточних водойм, а також донних відкладів, багатих на органічні речовини. Індикатор заболочуваних ділянок, слабого і середнього антропогенного навантаження.	Лімітуючі фактори – надмірне антропогенне навантаження, посилення антропогенного евтрофування водойм.	Звичайно
80.	<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.	I	В евтрофних замкнених або проточних прісноводних, рідше слабкосолонуватоводних водоймах із коливанням рівня води та мулистими донними відкладами, на глибині 50–100 см. В озерах, руслах, старицях річок, на мілководдях водосховищ, у канавах, ставках.	Лімітуючі фактори – посилення антропогенного евтрофування водойм, зниження рівня води.	Звичайно; гемеробофоб
81.	<i>Carex rostrata</i> Stokes	III	Індикатор оліго-, мезо-, евтрофних замкнених і слабо проточних прісноводних водойм з помірним коливанням рівня води, мулистоторф'янистими із високим вмістом органічних речовин відкладами, ділянок виклинювання ґрунтових вод, джерел, кислих ґрунтів, бідних на кальцій і магній, зі слабкою буферністю і високим вмістом сполук фосфору і заліза у ґрунтовому розчині.	Лімітуючий фактор – посилення антропогенного евтрофування водойм.	Звичайно

82.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	III	По берегах оліго-, мезо-евтрофних прісноводних водойм, на мілководдях із коливанням рівня води, глинисто-мулистими, піщано-мулистими та глинистими донними відкладами із низьким вмістом сполук азоту. На прибережних територіях, незарослих берегах водойм, заток, замкнених рукавів, відмираючих стариць, на рисових полях. Частіше зустрічається в умовах із кислою або слабко лужною реакцією ґрунтів, багатих на сполуки кальцію.	Лімітуючі фактори – посилення антропогенного евтрофування водойм, меліорація, стабілізація гідрорежиму.	Звичайно
83.	<i>Scirpus tabernaemontani</i> C. C. Gmel.	II	Індикатор мезо-, евтрофних, слабко- і середньосолонуватоводних малопроточних водойм із коливанням рівня води, мулисто-піщаними донними відкладами, ділянок із постійним ґрунтовим і поверхневим підтопленням.	Лімітуючі фактори – стабілізація гідрорежиму, меліорація	Звичайно
84.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	III	Оліго-мезотрофні водойми, ділянки різкого зниження рівня води, біотопів із кислою реакцією та збіднених на органічні речовини; помірний антропогенний тиск.	Лімітуючі фактори – осушення боліт, підвищення антропогенного тиску, рівня трофності вод.	Спорадично
85.	<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.	III	Заболочені мілководдя прісних, поточних і замкнутих водойм, на глибині 10–20 (50) см.	Лімітуючий фактор – меліорація.	Звичайно
86.	<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimm.	I	Індикатор евтрофних замкнених непересихаючих добре прогріваних водойм із органічними донними відкладами. Зниження рівня води стимулює розвиток.	Лімітуючі фактори – меліорація, перебудови гідрографічної мережі, штучна регуляція стоку.	Спорадично: ЧСМУ, РР ЛС, МП ПО та ПР
87.	<i>Sparganium minimum</i> Wallr.	II	Індикатор новоутворених алювіальних ділянок із постійним ґрунтовим і поверхневим підтопленням, а також мілководь мезо-евтрофних водойм із коливанням рівня води, піщаними та мулисто-піщаними відкладами.	Лімітуючі фактори – осушення водних екотопів, посилення антропогенного евтрофування водойм.	Зрідка ЧСМУ, РР ЛС, РР ПО, синтаксони в ЗКУ
Нові види (7)					
88.	<i>Utricularia australis</i> R.Br.	I	Індикатор водойм зі стоячою або слабкопроточною водою, багатою на мінеральні солі.	Сприятливий фактор – збагачення води мінеральними солями.	Новий вид для Лісостепу України; ЧКУ
89.	<i>Utricularia minor</i> L.	I	Індикатор мілководних невеликих ацидотрофних замкнених і слабкопроточних водойм зі зниженим рівнем води або пересихаючих у літньо-осінній період.	Сприятливий фактор – ацидифікація вод унаслідок випадання кислотних опадів, потрапляння стічних вод, надходження гумусових речовин.	Рідко; ЧКУ, ЧСМУ, РР ЛС

90.	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	I	Індикатор прісноводних слабкопроточних із нейтральною або слабколужною реакцією, із невисоким вмістом зважених часточок, багатих на сполуки кальцію ділянок із органогенним субстратом, що зазнають помірного антропогенного впливу.	Сприятливі фактори – помірне антропогенне навантаження, велика кількість джерел поширення (водний транспорт, акваріумістика тощо); лімітуючі фактори – підвищення рівня трофності поверхневих вод, зростання антропогенного навантаження.	Звичайно; адвентивний вид північноамериканського походження
91.	<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	I	Індикатор слабкосолонуватоводних проточних водойм із коливаннями рівня води, мулистопіщаних донних відкладів.	Сприятливий фактор – підвищення мінералізації поверхневих вод.	Спорадично
92.	<i>Potamogeton trichoides</i> Cham. & Schlecht.	I	Індикатор прісноводних водойм, що поповнюються джерельною водою, з коливаннями рівня води, піщаних та мулистопіщаних донних відкладів, помірного рівня евтрофування.	Сприятливі фактори – гідротехнічне будівництво на малих річках; потепління клімату.	Спорадично; ЧСМУ
93.	<i>Phragmites altissimus</i> (Benth.) Nabile.	II	Техногенно перетворені екотопи (ділянки спрямлених або розширених русел, береги кар'єрів) тощо.	Сприятливі фактори – техногенна трансформація гідроекоотопів; потепління клімату.	Новий вид для материкової частини України; адвентивний вид іранотуранського походження
94.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	II	Індикатор новоутворених алювіальних ділянок із ґрунтовим та поверхневим підтопленням, евтрофних слабкосолонуватих водойм, мулистопіщаних донних відкладів.	Сприятливі фактори – підвищення мінералізації поверхневих вод; потепління клімату.	Спорадично

Ретроспективні дані видового складу водної флори виділено за зведеннями С.О. Іллічевського (1926, 1927, 1928).

Назви таксонів вищих рослин: згідно Чекліста судинних рослин України (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999).

Екотипи водної флори: згідно (Папченков, 2003; Лапіров, 2003).

Індикаторне значення видів та можливі причини їх зникнення / появи у вивченій водній флорі урботериторії: згідно (Данилик, Соломаха, Соломаха, Цимбалюк, 2007; Екофлора України. Т. 1, 2000; Т. 2, 2004; Т. 6, 2010; Макрофіты-индикаторы, 1993).

Поширення у Лісостепу України наведене за (Чорна, 2006).

Ступінь толерантності до урбанізації та відношення виду до гемеробії: згідно (Екофлора України. Т. 1, 2000; Т. 2, 2004; Т. 6, 2010).

Созологічний статус виду: **ЧКУ** – Червона книга України (2009); **ЗКУ** – Зелена книга України (2009); **ЧСМУ** – Червоний список макрофітів України (Макрофіты-индикаторы, 1993); **РР ЛС** – список регіонально рідкісних рослин Лісостепу України (Чорна, 2006); **РР ПО** – список регіонально рідкісних рослин Полтавської області (Офіційні переліки, 2012); **МП ПО** – список малопоширених рослин Полтавської області (Байрак, Стецюк, 2005); **МП ПР** – список малопоширених рослин Полтавського району (Гомля, Давидов, 2008).

Синантропний статус виду: за (Протопопова, 1991; Папченков, 2008).

Синоптичні таблиці асоціацій класів рослинності

Таблиця 1

Синоптична таблиця асоціацій класу *LEMNETEA*

Номери синтаксонів	1	2	3	4	5	6	7	8
Кількість описів	12	10	12	5	11	5	7	8
Загальна кількість видів (багатство ценофлори)	10	5	10	10	9	10	16	10
Середня кількість видів у описі	3,3	5	6	6,3	7	6,5	8	8,5
Середнє значення ЗПП	100	100	100	100	100	100	98	100

D.s. cl. Lemnetea:

<i>Lemna minor</i>	V ⁵	V ²	V ⁺¹	IV ⁺¹	V ²⁻³	V ¹⁻²	V ⁺²	V ¹
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	I	V ³	V ³⁻⁴	V ⁵	V ¹⁻²	II	III	V ⁺
<i>Salvinia natans</i>	I	.	V ³⁻⁴	IV ¹⁻²	V ⁴	II	.	V ¹
<i>Lemna trisulca</i>	II	.	II	II	V ⁺³	V ³⁻⁵	.	.
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	I	.	II	IV ⁺²	V ⁺²	II	V ²⁻⁵	V ⁵
<i>Riccia fluitans</i>	.	.	IV ⁺¹	II	.	.	.	.

D.s. cl. Potametea:

<i>Ceratophyllum demersum</i>	V ⁺³	V ⁺¹	IV ⁺¹	V ²⁻⁴	V ²⁻³	.	V ²⁻³	V ²⁻⁴
<i>Нумчасті водорості</i>	II	V ⁺²	.	V ²	.	.	IV ¹⁻³	V ²⁻⁴
<i>Nuphar lutea</i>	I	.	II	II	II	.	.	II
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	I	.	.	.	.	II	II	.

Номери синтаксонів: 1 – *Lemnetum minoris*, 2 – *Lemno minoris-Spirodeletum polyrrhizae*, 3 – *Salvinio-Spirodeletum polyrrhizae*, 4 – *Spirodeletum polyrrhizae*, 5 – *Lemno-Salvinietum natantis*, 6 – *Lemnetum trisulcae*, 7 – *Hydrocharetum morsus-ranae*, 8 – *Ceratophyllo-Hydrocharitetum*.

Також поодинокі траплялися: *Potamogeton pectinatus* (2, 6), *P. crispus* (7), *P. lucens* (8), *Myriophyllum spicatum* (5), *Elodea canadensis* (7), *Utricularia australis* (4), *Najas major* (1, 5), *Caulinia minor* (6), *Drepanocladus aduncus* (6), *Hydrodictyon reticulatum* (8), *Sparganium erectum* (7), *Butomus umbellatus* (3, 6), *Sagittaria sagittifolia* (8), *Alisma plantago-aquatica* (6), *Equisetum fluviatile* (7), *Typha latifolia* (3, 7), *Eleocharis palustris* (7), *Lythrum salicaria* (7), *Agrostis stolonifera* (7), *Carex acuta* (7), *Acorus calamus* (7).

Синоптична таблиця асоціацій класу *POTAMETEA*

Номери синтаксонів	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Кількість описів	5	36	26	7	6	9	9	7	8	5	7	5	5
Загальна кількість видів (багатство ценофлори)	4	20	9	15	4	4	4	3	10	3	6	4	3
Середня кількість видів у описі	3,0	5,1	4,6	8,5	1,8	3,5	2,1	2,8	6,0	3,0	3,3	4,0	1,4
Середнє значення ЗПП	100	96	100	95	100	90	90	100	95	90	97	100	100

D.s. cl. Potametea:

<i>Batrachium trichophyllum</i>	V ⁵	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratophyllum demersum</i>	IV ⁺¹	V ³⁻⁵	V ¹⁻³	III	.	III	IV ⁺¹	V ²	II	V ⁺¹	V ¹⁻²	II	.
<i>Nuphar lutea</i>	.	I	V ³⁻⁵	V ⁴	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	.	.	.	V ¹	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potamogeton natans</i>	.	.	.	.	V ⁵	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Potamogeton trichoides</i>	.	.	.	.	.	V ⁵	.	.	II	.	.	.	.
<i>Potamogeton crispus</i>	.	I	.	I	.	.	V ⁴	V ⁴⁻⁵	I	.	.	II	.
<i>Potamogeton pectinatus</i>	.	II	.	II	.	V ¹⁻²	.	.	V ⁴⁻⁵	.	II	II	.
<i>Potamogeton lucens</i>	.	.	.	II	II	.	.	.	.	V ⁵	.	.	.
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	.	I	.	II	.	.	.	.	.	.	V ⁵	.	.
<i>Elodea canadensis</i>	.	I	.	.	.	III	.	.	I	.	.	V ⁴⁻⁵	.
<i>Potamogeton nodosus</i>	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V ⁵
<i>Utricularia australis</i>	.	I	I	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.
<i>Нумчасті водорослі</i>	V ¹	IV ¹⁻⁴	V ⁺³	III	.	.	III	III	III	V ¹⁻²	II	.	.

D.s. cl. Lemnetea:

<i>Lemna minor</i>	.	III	III	III	.	.	II	.	.	.	.	.	.
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	.	III	III	III	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	.	II	I	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Salvinia natans</i>	.	I	II	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lemna trisulca</i>	.	II	II	I	.	.	.	.	I	.	.	.	.

Номери синтаксонів:

9 – *Batrachietum trichophylli*,
 10 – *Ceratophylletum demersi*,
 11 – *Nupharetum lutei*,
 12 – *Myriophyllo-Nupharetum*,
 13 – *Potametum natantis*,
 14 – *Potametum trichoidis*,
 15 – *Potametum crisp*,
 16 – *Ceratophyllo-Potametum crisp*,
 17 – *Potametum pectinati*,
 18 – *Potametum lucentis*,
 19 – *Potametum perfoliati*,
 20 – *Elodeetum canadensis*,
 21 – *Potametum nodosi*.

Також поодинокі траплялися:

Myriophyllum spicatum (10, 17),
Utricularia vulgaris (12, 17),
U. minor (10), *Najas major* (10),
Caulinia minor (10), *Hydrodictyon reticulatum* (10, 12), *Enteromorpha intestinalis* (10, 17), *Sparganium erectum* (13, 21), *Sagittaria sagittifolia* (13, 21), *Alisma plantago-aquatica* (9), *Glyceria maxima* (19).

Таблиця 3

Синоптична таблиця асоціацій класу *PHRAGMITI-MAGNOCARICETEA*

Номери синтаксонів	22	23	24	25	26	27	28а	28б	29	30	31	32	33	34	35	36	37
Кількість описів	8	17	9	5	8	15	35	28	23	32	7	5	8	6	5	7	9
Загальна кількість видів (багатство ценофлори)	7	10	10	6	6	15	18	34	27	38	6	9	9	4	11	13	10
Середня кількість видів у описі	4,2	5,3	8,0	3,0	4,0	7,7	6,0	9,1	4,6	8,1	3,2	4,0	5,5	2,8	5,3	7,0	4,2
Середнє значення ЗПП	100	100	85	100	100	100	95	97	95	97	100	90	100	100	100	95	100

D.s. cl. Phragmiti-Magnocaricetea

<i>Sparganium erectum</i>	V ⁵	.	.	.	.	I	.	I	I	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Glyceria maxima</i>	.	V ⁵	.	.	.	.	II	II	I	II	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sparganium emersum</i>	.	.	V ⁺⁴	.	.	I	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	.	.	V ⁺⁴	.	.	V ³⁻⁴	.	I	I	I	.	.	.	.	.	I	.
<i>Eleocharis palustris</i>	.	.	.	V ⁵	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Butomus umbellatus</i>	.	.	.	.	V ⁵	V ²⁻³	.	.	I	I	.	.	I	.	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	I	.	.	.	.	V ³⁻⁵	V ⁴⁻⁵	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Typha angustifolia</i>	.	.	.	.	.	.	I	I	V ³⁻⁵	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Typha latifolia</i>	.	.	I	.	.	I	II	II	I	V ⁴⁻⁵	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scirpus lacustris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	V ⁵	.	.	.	.	.	.
<i>Acorus calamus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	V ⁴	.	.	.	.	.
<i>Carex acuta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	V ⁵	III	.	.	.
<i>Carex vesicaria</i>	.	I	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	V ⁵	.	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V ⁵	.	.
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	I	I	.	.	.	.	.	V ⁴⁻⁵	.
<i>Typha laxmannii</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	V ⁵
<i>Lycopus europaeus</i>	III	.	.	.	.	.	.	V ⁺	II	III	III	.	III	.	III	III	II
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	III	I	.	.	I	.	.	II	I	III	.	.	.	.	.	.	.

D.s. cl. Lemnetea:

<i>Lemna minor</i>	.	IV ⁺²	V ⁺²	.	.	V ⁺	IV ⁺²	.	II	II	.	I	.	.	.	II	.
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	.	V ⁺²	IV ⁺	V ⁺¹	.	V ⁺	III	.	II	I	.	.	.	.	.	II	.
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	.	.	I	I	.	II	II	.	I	I	.	I	.	.	.	.	.
<i>Salvinia natans</i>	.	I	.	.	.	II	II	.	.	I	.	.	.	.	.	I	.
<i>Lemna trisulca</i>	.	I	.	.	.	.	.	.	I	.	.	I	.	.	.	.	.

Номери синтаксонів	22	23	24	25	26	27	28a	28б	29	30	31	32	33	34	35	36	37
D.s. cl. Potametea:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceratophyllum demersum</i>	.	I	IV ⁺²	.	I	I	V ⁺²	.	II	II	.	II	.	.	.	II	.
<i>Humчасті водорості</i>	.	.	.	II	.	.	II	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.
D.s. cl. Bidentetea tripartiti:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bidens frondosa</i>	III	.	.	I	II	.	.	V ⁺¹	II	III	III	I	III	III	III	.	III
Інші види:	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	II	.	.	.	.	I	I	II	I	II	II	.	.	III	.	II	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	I	II	.	II	II	I	I	.	.	.	III	III	III	.
<i>Rumex hydrolapathum</i>	.	.	.	.	.	I	.	I	I	II	I	I	.	.	.	II	.
<i>Sium latifolium</i>	.	.	.	.	.	I	I	.	I	.	.	.	.	III	II	II	.
<i>Sium sisaroides</i>	.	.	.	.	.	I	.	I	I	I	.	.	.	II	III	.	.
<i>Scirpus silvaticus</i>	.	.	.	.	.	.	I	I	I	.	.	.	I	.	I	.	.
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	I	I	.	II	II	.	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	.	.	.	.	IV	.	III	.	.	.	.	.	.	III
<i>Calystegia sepium</i>	.	.	.	.	.	.	.	III	.	I	.	.	.	.	.	I	II
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	.	.	.	.	.	I	.	I	.	.	.	.	I	.	I
<i>Solanum dulcamara</i>	.	I	.	.	.	.	.	I	.	I	.	.	I	.	.	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	II	I	I	.	.	.	.	.	.	II
<i>Bidens cernua</i>	I	.	.	.	.	.	.	II	.	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	.	.	.	.	I	.	.	I	.	I	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sonchus palustris</i>	.	.	.	.	.	.	.	II	.	I	.	I	.	.	.	.	.
<i>Impatiens glandulifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	II	.	I	.	.	.	.	I	.	.

Номери синтаксонів: 22 – *Sparganietum erecti*, 23 – *Glycerietum maximae*, 24 – *Sagittario-Sparganietum emersi*, 25 – *Eleocharitetum palustris*, 26 – *Butometum umbellati*, 27 – *Butomo-Sagittarietum sagittifoliae*, 28a – *Phragmitetum communis* (водного типу), 28б – *Phragmitetum communis* (болотного типу), 29 – *Typhetum angustifoliae*, 30 – *Typhetum latifoliae*, 31 – *Scirpetum lacustris*, 32 – *Acoretum calami*, 33 – *Caricetum gracilis*, 34 – *Caricetum vesicariae*, 35 – *Caricetum acutiformis*, 36 – *Bolboschoenetum maritimi*, 37 – *Typhetum laxmannii*.

Також поодинокі траплялися: *Myriophyllum verticillatum* (24), *Potamogeton pectinatus* (27), *Potamogeton natans* (36), *Potamogeton lucens* (28a), *Utricularia australis* (24), *Caulinia minor* (24), *Veronica anagallis-aquatica* (28a, 28б), *Ranunculus sceleratus* (28б, 30), *Epilobium hirsutum* (28б, 30), *Juncus compressus* (28б, 37), *Carex otrubae* (28б, 35), *Carex vulpina* (28б, 30), *Epilobium parviflorum* (29), *Bidens tripartita* (22), *Humulus lupulus* (30), *Echinocystis lobata* (28a), *Juncus articulatus* (27), *Rorippa palustris* (28б), *Archangelica officinalis* (28б), *Calamagrostis epigeos* (28б), *Glyceria notata* (30), *Echinochloa crus-gali* (33), *Poa palustris* (28б), *Cirsium setosum* (33), *Tussilago farfara* (35), *Scutellaria galericulata* (28б), *Myosoton aquaticum* (30), *Mentha aquatica* (31), *Carex pseudocyperus* (28a), *Catabrosa aquatica* (30).

**Структурні показники домінуючих рослинних угруповань
урбанізованого відрізка р. Ворскла**

Таблиця 1

Структурні показники угруповань *Ceratophyllum demersum*

Показник		Значення на ділянках				
		I	II	III	IV	V
Флористичний склад		ПП виду, %				
<i>Ceratophyllum demersum</i>		100	100	100	80	80
нитчасті водорості		5	40	5	20	40
<i>Myriophyllum spicatum</i>		5	15	5		
<i>Lemna trisulca</i>		1	5	1	5	
<i>Najas marina</i>			15			1
<i>Potamogeton pectinatus</i>			10			
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			5			
<i>Potamogeton lucens</i>						1
<i>Utricularia vulgaris</i>			5			
<i>Utricularia australis</i>			1			
<i>Caulinia minor</i>			1			1
<i>Lemna minor</i>		5	20	10	5	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		3	5	5		
<i>Spirodella polyrrhiza</i>		1	5	5	15	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>		1		1		
<i>Sium latifolium</i>		1		1		
Кількість видів		9	13	9	5	5
Кількість ярусів		3	2	3	2	1
ЗПП, %		100	100	100	100	100
Глибина, см		0–180	0–100	20–200	0–120	0–100
Ґрунт		замулений пісок	замулений пісок	замулений пісок	пісок	пісок
Фітомаса, г/м²	домінанта	569±48	374±10	304±16	224±32	338±20
	угруповання	652±54	604±18	386±20	246±38	376±22
Просторова участь угруповання у заростях, %		24	25	38	10	27

Таблиця 2

Структурні показники угруповань *Nuphar lutea*

Показник		Значення на ділянках				
		I	II	III	IV	V
Флористичний склад		ПП виду, %				
<i>Nuphar lutea</i>		80	90	90	50	50
<i>Lemna minor</i>		1	10		5	1
<i>Lemna gibba</i>						1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		1	1		5	
<i>Spirodella polyrrhiza</i>		1	5		40	5
<i>Salvinia natans</i>					5	
<i>Ceratophyllum demersum</i>		50	50	10	50	50
нитчасті водорості		5	5	20	5	10
<i>Lemna trisulca</i>		5	5			
<i>Utricularia australis</i>			1			
<i>Potamogeton lucens</i>						5
Кількість видів		7	8	3	7	7
Кількість ярусів		2	2	2	2	2
ЗПП, %		100	100	100	100	100
Глибина, см		50–180	20–190	5–70	20–250	40–130
Ґрунт		замулений пісок	замулений пісок	мул	замулений пісок	замулений пісок
Фітомаса, г/м²	домінанта	236±6	258±6	226±10	108±8	284±8
	угруповання	400±8	408±8	256±12	257±10	403±10
Просторова участь угруповання у заростях, %		46	15	16	30	38

Таблиця 3

Структурні показники угруповань *Phragmites australis*

Показник		Значення на ділянках			
		I	II	III	IV
Флористичний склад		ПП виду, %			
<i>Phragmites australis</i>		60	90	90	90
<i>Glyceria maxima</i>		1		1	
<i>Typha latifolia</i>				1	
<i>Rumex hydrolapathum</i>		1			
<i>Lemna minor</i>		80		5	10
<i>Spirodella polyrrhiza</i>		20	15	15	20
<i>Salvinia natans</i>			5	10	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>				1	
<i>Ceratophyllum demersum</i>			10	15	30
<i>Lemna trisulca</i>					15
Кількість видів		5	4	8	6
Кількість ярусів		2	3	3	3
ЗПП, %		100	100	100	100
Глибина, см		20–120	30–150	20–160	20–80
Ґрунт		замулений пісок	мул	мул	замулений пісок
Густина травостою, екз/м²		82	95	61	95
Маса одного пагону (сира), г		65±7	98±12	117±10	149±22
Фітомаса, г/м²	домінанта	2221±156	3879±94	2974±46	5898±198
	угруповання	2302±200	3910±144	3033±88	5949±262
Просторова участь угруповання у заростях, %		6	14	16	28

Структурні показники угруповань *Typha latifolia*

Показник		Значення на ділянках			
		I	II	III	IV
Флористичний склад		ПП виду, %			
<i>Typha latifolia</i>		60	50	90	60
<i>Glyceria maxima</i>		1	5	1	
<i>Scirpus sylvaticus</i>			1		
<i>Agrostis stolonifera</i>				1	
<i>Iris pseudoacorus</i>				1	
<i>Rumex hydrolapathum</i>				1	
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>			40	5	
<i>Salvinia natans</i>			10	1	
<i>Lemna minor</i>		40	1	40	10
<i>Spirodella polyrrhiza</i>		20	5	5	30
<i>Ceratophyllum demersum</i>		1	10	10	10
<i>Riccia fluitans</i>		1			
<i>Utricularia australis</i>			1		
<i>Lemna trisulca</i>			5		20
Кількість видів		6	10	10	5
Кількість ярусів		3	3	3	3
ЗПП, %		100	100	100	100
Глибина, см		5–50	20–40	5–70	0–40
Ґрунт		замулений пісок	замулений пісок	мул	замулений пісок
Густина травостою, екз/м²		66	42	50	50
Маса одного пагону (сира), г		110±16	113±9	118±14	262±18
Фітомаса, г/м²	домінанта	1688±78	1104±114	1372±122	3047±156
	угруповання	1754±86	1247±128	1454±130	3087±178
Просторова участь угруповання у заростях, %		18	16	9	4

Структурні показники угруповань *Typha angustifolia*

Показник		Значення на ділянках			
		I	II	III	IV
Флористичний склад		ПП виду, %			
<i>Typha angustifolia</i>		60	70	80	80
<i>Lemna minor</i>		30		30	30
<i>Spirodella polyrrhiza</i>		10	30	5	5
<i>Salvinia natans</i>			10		
<i>Nuphar lutea</i>		1			
<i>Ceratophyllum demersum</i>		10	20	20	20
<i>Lemna trisulca</i>		5	5	5	10
<i>Riccia fluitans</i>		1			
<i>Utricularia australis</i>			1		
Кількість видів		7	6	5	5
Кількість ярусів		3	3	3	3
ЗПП, %		100	100	100	100
Глибина, см		50–120	30–80	10–120	5–140
Ґрунт		пісок	мул	мул	замулений пісок
Густина травостою, екз/м²		32	62	89	111
Маса одного пагону (сира), г		92±11	98±18	105±7	110±12
Фітомаса, г/м²	домінанта	718±28	1482±146	2279±218	2978±344
	угруповання	792±32	1558±174	2342±230	3007±368
Просторова участь угруповання у заростях, %		5	9	1	18