

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПЕДАГОГІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ імені ВОЛОДИМИРА ГНАТЮКА
ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені
ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

СКИБА ОЛЕНА ІГОРІВНА

УДК 504.453:661.718.1(477.84)

ДИСЕРТАЦІЯ

ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ ВМІСТУ ТА РОЗПОДІЛУ СПОЛУК
ФОСФОРУ У РІЧКАХ ТЕРНОПІЛЬЩИНИ У ЗВ'ЯЗКУ ІЗ СТУПЕНЕМ
АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

03.00.16 – екологія

101-Екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук.

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

_____ О. І. Скиба

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник – Грубінко Василь Васильович, доктор біологічних наук,
професор

Чернівці – 2017

АНОТАЦІЯ

Скиба О.І. Закономірності формування вмісту та розподілу сполук фосфору у річках Тернопільщини у зв'язку із ступенем антропогенного навантаження. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 03.00.16 «Екологія» (101-Екологія). – Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, Чернівці, 2017.

Дисертаційна робота присвячена вивченню закономірностей формування вмісту та розподілу сполук фосфору у річках Тернопільщини у зв'язку із ступенем антропогенного навантаження.

У зв'язку із посиленням антропогенного впливу на гідроекосистеми найбільше потерпають екосистеми малих та середніх річок, оскільки самоочисна здатність цих об'єктів знаходиться на межі свого вичерпання. Як відомо, якість води водойми є інтегральним показником екологічного стану всього водозбірного басейну, тому всі роботи з використання та регулювання річок слід розглядати тільки в комплексі з заходами, що здійснюються на водозборі.

Біогенні речовини, насамперед сполуки фосфору, є визначальними для функціонування гідроекосистем. Із одного боку Фосфор є необхідним елементом, який визначає продуктивність водної екосистеми, а з іншого – надлишковий його вміст у водоймі призводить до підвищення рівня її трофності та поступової деградації. Тому, нагальною проблемою на шляху до поліпшення стану річкових екосистем є необхідність з'ясування механізмів підтримання гомеостатичного балансу сполук фосфору у них.

Метою роботи було з'ясувати закономірності формування вмісту сполук фосфору та впливу біотичних і абіотичних чинників на складові їхнього балансу в

річкових екосистемах Тернопільської області в сезонному аспекті за різного характеру антропогенного навантаження.

Об'єктом дослідження були екосистеми річок Тернопільської області, а предметом – біотичні й абіотичні чинники та механізми формування вмісту сполук фосфору у річкових екосистемах у зв'язку зі ступенем антропогенного навантаженням.

Для визначення впливу на гідроекосистеми області (р. Збруч, р. Серет, р. Золота Липа, р. Стрипа) антропогенних чинників, нами було виділено чотири типи територій, що відрізняються за рівнем антропогенного навантаження: природно-заповідна (ПЗТ), аграрна (АТ), техногенно-трансформована (ТТ) та урбанізована (УТ) території. За екологічно «чисту» територію було прийнято природно-заповідну, оскільки її місцезнаходження у межах природного заповідника «Медобори» виключає можливість антропогенного впливу на природу.

Нами було визначено концентрацію валового фосфору та рухомих його форм ($\text{мг P}_2\text{O}_5/100 \text{ г ґрунту}$) у донних відкладах та корінних породах річкової долини, а також фосфатів у воді (мг/дм^3) досліджених річок Тернопільщини.

Вода. Навесні концентрація фосфатів у воді річок зросла ($0,019 \text{ мг/дм}^3$) за рахунок алохтонного (надходження з опадами та стоком з прибережного ґрунту) та автохтонного (вивільнення з донних відкладів) надходження, що співвідноситься зі зменшенням їх вмісту у вищеназваних компонентах екотопу. На початку літа концентрація фосфору у воді знизилася ($0,004 \text{ мг/дм}^3$ у водоймі з ТТ), що пов'язано із поглинанням останнього фітопланктоном. До кінця літа концентрація фосфору фосфатів зросла, досягаючи свого максимуму у серпні ($0,046 \text{ мг/дм}^3$ у водоймі з УТ), ймовірно за рахунок вивільнення органічної речовини із донних відкладів. Концентрація фосфатів у воді на початку осені знизилася за рахунок седиментаційних процесів – осадження сполук фосфору у донні відклади та споживанням фосфатів фітопланктоном та вищими водними рослинами, а до кінця осені – підвищилася.

Слід зазначити, що концентрація фосфатів у річці з урбанізованої території на порядок вища, ніж на трьох інших, що спричинено значним обсягом надходження в річку зворотних вод з міста.

Донні відклади. Динаміка вмісту фосфатів у воді відбивається на накопиченні їх рухомих форм у донних відкладах. Спостерігаємо зменшення концентрації останніх у травні та червні (24,8 мг/кг у річці з АТ), окрім донних відкладів з річки УТ, що пов'язуємо з переходом фосфатів у воду та залученням їх у біогеохімічний колообіг за рахунок активізації вегетації біоти. Дана закономірність порушується антропогенними факторами у річці Серет з УТ, де суттєвий вплив на фізико-хімічні показники води спричиняють забруднення, що надходять у водойму з поверхневим стоком. Осінній мінімум фосфатів (32 мг/кг у водоймі з ТТ) у донних відкладах співвідноситься з загальною закономірністю седиментації і утворенням малорозчинних комплексів більшості неорганічних сполук. Відносну невідповідність для досліджуваних водойм справляє значний антропогенний вплив міста Тернопіль (УТ) із вираженим «цвітінням» води та низькими показниками розчиненого у воді кисню, що сприяє переходу органічних речовин із донних відкладів у воду та збільшення концентрації рухомої форми фосфору у донних відкладах.

Грунт. У прибережних ґрунтах досліджуваних територій спостерігається загальна тенденція до зростання вмісту рухомих фосфатів з ранньої весни (15,2 мг/кг на ТТ) до середини липня (186 мг/кг на АТ) та зворотній механізм поступового зниження до зимових місяців (43,5 мг/кг на АТ). Це пов'язано з сезонністю вегетації рослин та активністю ґрунтових організмів і закисленням при цьому ґрунту за рахунок виділення біотою екзометаболітів, які мають кислу реакцію. Ця закономірність з окремими варіаціями прослідковується у ґрунтах усіх досліджуваних територій, особливо техногенно-трансформованої та урбанізованої, коли на динаміку рухомих фосфатів в окремі місяці накладаються антропогенні фактори (випадкові забруднення, змивні води, засмічення тощо).

Отже, вміст фосфатів у воді досліджених річок визначається їх міграцією в системі ґрунт↔вода↔донні відклади, що має сезонний характер. Навесні

фосфати, насамперед за рахунок розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності, надходять у воду із донних відкладів та зі змивними водами узбережжя із ґрунтів. Восени фосфати, які надходять з ґрунтів та рослин (фітопланктон та вищі водні рослини), осідають і накопичуються у донних відкладах, тим самим зменшуючи їх кількість у воді.

На зміну фізичних та хімічних показників водного середовища впливає концентрація фосфатів у воді залежно від рівня антропогенного навантаження. Найбільш відчутний вплив на зміну показників розчиненого кисню та рН води зафіксовано на урбанізованій території: значні показники концентрації фосфатів (сер. знач. 0,033 мг/ дм³) спричиняють підкислення води (рН 5,42-7,05) та зменшення вмісту розчиненого кисню (3,55-4,78 мгО₂/дм³).

Для визначення залежності комплексоутворюючої здатності фосфатів з металами у річках, залежно від антропогенного навантаження досліджено їх вміст в абіотичних складових гідроекосистем.

Встановлено тісний зв'язок між вмістом фосфатів та лужними (Na (I), K (I)) і важкими металами (Zn (II), Fe (III), Pb (II), Ni (II)) у воді, які утворюють солі фосфорної кислоти. У донних відкладах найбільше зв'язують фосфати такі лужні та лужно-земельні метали як K (I), Ca (II), Mg (II) і важкі метали – Mn (II), Fe (III), Cu (II), Cd (II), що утворюють різноманітні фосфорорганічні сполуки. Метали у прибережному ґрунті відіграють незначну роль в утворенні сполук з фосфатами, оскільки вони міцно зв'язані з гумусовими кислотами.

Фосфор, як один із найважливіших біогенних елементів у водних екосистемах, впливає на різноманіття та продуктивність організмів, насамперед водоростей та вищих водних рослин. В свою чергу, фітобіота, споживаючи фосфати із води та твердих субстратів, впливає на їх вміст у гідроекосистемі та бере участь у підтриманні балансу фосфору у ній. Нами було досліджено вміст загального фосфору (мгР₂О₅/г сухої маси) у домінантних представників водойм Тернопільщини (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий) і *Ceratophyllum demersum* L. (Кушир занурений).

Найнищі показники вмісту фосфору у *G. maxima* зафіксовані на усіх територіях у листі, що збільшуються з травня (0,7 мгP₂O₅/г сухої маси на АТ) по вересень (2,2 мгP₂O₅/г сухої маси на УТ). У рослині з урбанізованої території максимальний вміст фосфору у корені, що характеризується стрімким зростанням з травня по вересень (з 1 до 2,2 мгP₂O₅/г сухої маси). Встановлено, що вміст сполук фосфору у *G. maxima* прямо корелює із фосфатами у воді, а у *C. demersum* – обернено, що свідчить про їх накопичувальну здатність щодо фосфатів із води та подальшу трансформацію у рослині.

Аналіз вищої водної рослинності на вміст важких металів є одним із методів надійної оцінки рівня забруднення водойми. Використання рослин, які спроможні поглинати, акумулювати та переробляти небезпечні речовини, зокрема важкі метали, можуть бути успішно використані з метою попередження забруднення ними гідроекосистеми. Нами було досліджено вміст лужних, лужно-земельних та важких металів у вищих водних рослин для з'ясування впливу останніх на вміст фосфору у рослинах.

Встановлено, що на вміст сполук фосфору у *G. maxima* найбільше впливають Cd (II), Pb (II) та Zn (II), а на вміст фосфору у *C. Demersum* – Fe (III) та Zn (II), що є важливими біогенними елементами для рослин.

Фосфор, являючись компонентом ключових молекул – нуклеїнових кислот, фосфоліпідів, АТФ, пов'язаний із усіма системами перетворення енергії у живій клітині. Він приймає участь у контролі та регуляції головних ферментативних реакцій і метаболічних шляхів, як на рівні рослинних клітин, так і на організменному. На зміни АТФ-азної активності та лужної фосфатази, як показників рівня енергетичних процесів та стресовості умов для зростання рослин, впливає вміст фосфору у рослині, який у вигляді кислотного залишку фосфорної кислоти включається в органічні сполуки. Встановлено, що зі збільшенням фосфору у рослині активність ферментів зростає, що свідчить про активне протікання реакцій фосфорилування та дефосфорилування.

Вміст фосфору у середовищі відноситься до числа важливих факторів, які визначають кількісні показники розвитку фітопланктону та його видовий склад. У зв'язку з цим, ми дослідили фітопланктон річок Тернопільської області.

В досліджених річках найбільшим видовим багатством і кількісними показниками характеризувалися відділи *Bacillariophyta* і *Chlorophyta*. Встановлено, що при зниженні концентрації фосфатів у воді чисельність та біомаса фітопланктону зростає, за винятком річки з урбанізованої території, де дана закономірність порушується внаслідок підвищеного антропогенного навантаження на водойму.

В останнє десятиліття все більше застосовуються біологічні методи очистки, зокрема очищення водойм так званим методом біосорбції. Суть останнього зводиться до вилучення небезпечних речовин та поліпшення стану водойм за допомогою водних організмів, зокрема, рослин. Тому, зважаючи на багатий досвід проведених досліджень в області біосорбції, ми вирішили спрогнозувати ефективність даного методу за допомогою акумулятивної здатності поглинання фосфатів вищими водними рослинами (*Myosotis scorpioides* (L.) L. (Незабудка болотяна), *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий), *Nasturtium officinale* R. Br. (Настурція лікарська).

Найбільш акумулюючою фосфор частиною у *G. maxima* є коренева система, а у *N. officinale*. та *M. scorpioides* – стебло. Встановлено, що *M. scorpioides* має найвищий коефіцієнт акумуляції фосфору із води – 33,9 у контрольних і 51,8 у дослідних пробах, що дозволяє вважати її найефективнішою рослиною для зменшення забруднення водойм сполуками фосфору.

Ключові слова: гідроекосистема, фосфати, сполуки фосфору, важкі метали, вищі водні рослини, фітопланктон.

ANNOTATION

O. I. Skyba. Regularities of formation of content and distribution of phosphorus compounds in the rivers of Ternopil region in connection with the degree of anthropogenic loading. – Qualification scientific work on the rights of manuscripts.

Thesis for a candidate degree in biological sciences (doctor of philosophy) in specialty 03.00.16 "Ecology" (101-Ecology). – Ternopil National Pedagogical University named after Volodymyr Hnatyuk. Chernivtsi National University named after Yuri Fedkovich, Chernivtsi, 2017.

The dissertation is devoted to the study of the regularities of the formation of content and distribution of phosphorus compounds in the rivers of Ternopil region in connection with the degree of anthropogenic loading.

Due to the increase of anthropogenic impact on the hydroecosystems, the ecosystems of small and medium rivers are the most affected, since the self-cleaning ability of these objects is on the edge of its exhaustion. As it's known, the quality of water in the reservoir is an integral indicator of the ecological state of the entire catchment area, so all work on the use and regulation of rivers should be considered only in conjunction with the activities carried out at this catchment area.

Biogenic substances, first of all phosphorus compounds, are determinative for the functioning of hydro ecosystems. On the one hand, Phosphorus is a necessary element that determines the productivity of the water ecosystem, and on the other hand, the excess content of phosphorus in the reservoir leads to an increase of trophic level and gradual degradation. Therefore, the urgent problem on the way of improving the state of river ecosystems is the need to find out mechanisms for maintaining the homeostatic balance of phosphorus compounds in them.

The aim of the work was to find out the regularities of formation of the content of phosphorus compounds and the influence of biotic and abiotic factors on the components of their balance in the river ecosystems of the Ternopil region in the seasonal aspect on the different natured anthropogenic loading.

The object of the research were the ecosystems of the rivers of the Ternopil region, and the subject were biotic and abiotic factors and mechanisms of the formation of the content of phosphorus compounds in river ecosystems in connection with the degree of anthropogenic loading.

In order to determine the influence of anthropogenic factors on hydroecosystems of the region (Zbruch river, Seret river, Zolota Lipa river, Strypa river) we identified

four types of territories differing in levels of anthropogenic loading: natural reserve (PZT), agrarian (AT), techno-transformed (TT) and urbanized (UT) territories. In the ecologically "clean" territory was accepted natural reserve territory, because its location within the natural reserve "Medobory" excludes the possibility of anthropogenic impact on nature.

We have determined the concentration of gross phosphorus and its moving forms in bottom sediments and basic rocks of the river valley and also phosphates in the water of researched rivers of Ternopil region.

Water. The concentration of phosphorus in river water increase in spring because of allochthonic (means the income with precipitation and drainage from coastal soil) and autochthonous (means the release from bottom sediments) income that correlate with the increase of its contents in the forenamed components of ecotope. In the beginning of summer the concentration of phosphorus in the water decreased because of the absorption by phytoplankton, till the end of summer the concentration of phosphorus increased, reaching its maximum in August, probably due to the release of organic substances from the bottom sediments. The concentration of phosphates in the water in the beginning of autumn decreased due to sedimentation processes that is precipitation of phosphorus compounds into bottom sediments and use the phosphates by phytoplankton and by higher water plants, and till the end of autumn the concentration increased. It should be noted that the concentration of phosphates in the river on the urbanized territory is an order of magnitude higher than on the other three, which is caused by a significant amount of income into the river the reverse water from the city.

Bottom sediments. The dynamic of phosphate contents in water reflects on accumulation of its moving forms in bottom sediments. We observe a decrease of the concentration of the last in May and June (except bottom sediments from the river of the urbanized territory), which is connected with the transfer of phosphates into water and the attraction of them into the biogeochemical circle by activating the biota vegetation.

This regularity is disturbed by anthropogenic factors in the Seret river from the urbanized territory, where pollution, that enters into the reservoir with surface drainage, causes significant influence on the physico-chemical indexes of water. The autumn

minimum of phosphates in the bottom sediments correlates with general regularity of sedimentation and formation of insoluble complexes of the majority of inorganic compounds. Relative disparity for the researched reservoirs is caused by a significant anthropogenic impact of the Ternopil city (urbanized area) with pronounced "flowering" of water and low indexes of oxygen which is dissolved in water, that helps to transfer organic substances from the bottom sediments into water and increasing the concentration of the moving forms of phosphorus in the bottom sediments.

Soil. In the coastal soil of researched territories is observed general tendency to increasing of contents of moving phosphates from early spring to the middle of July and reverse mechanism of gradual decreasing to winter months. It is connected with the seasonality of the vegetation of plants and the activity of soil organisms and acidification of soil due to the biotransformation of exometabolites that have an acid reaction. This regularity with separate variation is tracing in soils of all researched territories, especially techno-transformed and urbanized, when the dynamics of moving phosphates in some month are laid on anthropogenic factors (such as accidental pollution, flushing water, clogging, etc.)

So, the contents of phosphates in water of researched rivers are determined with its migration in the soil-water-bottom sediments system, that has seasonal character. In spring phosphates, firstly due to development of phytoplankton and higher water plants, come into water from bottom sediments and with the flowing waters of the coast from the soil. In autumn phosphates, which come from soil and plants (phytoplankton and higher water plants) settle down and accumulate in bottom sediments, thereby providing water purification. The change of water environment indexes is influenced by the concentration of phosphates in water, depending on the level of anthropogenic loading.

The most significant influence on the change of dissolved oxygen indexes and pH of water was recorded on the urbanized area – significant indexes of phosphate concentrations (serum value 0.033 mg / dm³) cause acidification of water (pH 5.42-7.05) and a decrease of the content of dissolved oxygen (3.55-4.78 mgO₂ / dm³).

To determine the dependence of the complexing ability of phosphates with metals in rivers, depending on anthropogenic loading, their content in the abiotic components of the hydroecosystem has been investigated.

There is a close connection between the content of phosphates and alkaline (Na, K) and heavy metals (Zn, Fe, Pb, Ni) in water that form the salts of phosphoric acid. In bottom sediments such alkaline and alkaline earth metals as K, Ca, Mg and heavy metals - Mn, Fe, Cu, Cd link phosphates the most, and form various organophosphorus compounds. The metals in the coastal soil play an insignificant role in the formation of compounds with phosphates, since they are strongly bound with humus acids.

Phosphorus, as one of the most important biogenic elements in water ecosystems, affects on the diversity and productivity of organisms, thereby algae and higher water plants. In turn, phytobiota, consuming phosphates from water and firm substrates, affects their contents in the hydroecosystem and is involved in maintaining the balance of phosphorus in it. We investigated the contents of general phosphorus in the dominant representatives of reservoirs of the Ternopil region (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (Lepeshniak large) and *Ceratophyllum demersum* L. (Kushir immersed).

The highest indexes of the contents of phosphorus in *G. maxima* on nature reserved, agrarian and techno-transformed territories are recorded in leaves, which decrease from May to September. In a plant from the urbanized territory the maximum contents of phosphorus in the root, characterized by rapid increase from May to September. It was established that the contents of phosphorus compounds in *G. maxima* directly correlates with phosphates in water, and *C. demersum* is inversely correlate, that means their accumulation capacity for phosphates from water and further its transformation in the plant.

Analysis of higher water plants on contents of heavy metals is one of reliable methods for assessment of the level of pollution of the reservoir. The use of plants that are capable for absorbing, accumulating and recycling dangerous substances, particularly heavy metals, can be successfully used to prevent the pollution of the hydroecosystem. We researched the contents of alkaline, alkaline earth and heavy metals to find out the effect of the latter on the contents of phosphorus in plants.

It was established that the biggest influence on the phosphorus contents in plants is made by the ions of Cadmium, Plumbum, Calcium, Zinc and Ferum, which indicates the binding of phosphorus with these metals.

Phosphorus, being a component of key molecules - nucleic acids, phospholipids, ATP, is associated with all energy transformation systems in a living cell. It takes part in the control and regulation of major enzymatic reactions and metabolic ways, both on the level of plant cells and on the organism.

The changes in ATP-activity and alkaline phosphatase, as indicators of the level of energy processes and stress conditions for plant growth, are affected by the phosphorus contents in the plant, which in the form of acidic remnant of phosphoric acid is included in organic compounds. It was established that with increasing phosphorus in the plant, the activity of enzymes increases, that indicates the active occurrence of phosphorylation and dephosphorylation reactions.

The contents of phosphorus in the environment belong to the among of important factors that determine the quantitative indexes of phytoplankton development and its species composition. In this regard, we researched the phytoplankton of the rivers of the Ternopil region.

In the researched rivers, Bacillariophyta and Chlorophyta characterized with the largest species wealth and as quantitative indicators. It was established that when phosphate concentration in water decreases, the number and biomass of phytoplankton increases, with the exception of a river from an urbanized territory, where this regularity is interrupted due to increased anthropogenic loading on the reservoir.

In the last decade, biological methods of purification, in particular purification of the water with the so-called method of biosorption, are used more often. The essence of the latter is reduced to the removal of dangerous substances and the improvement of the state of reservoirs with the help of water organisms, particularly, plants.

Therefore, considering the rich experience of conducted researches in the field of biosorption, we decided to predict the effectiveness of this method with the use of accumulative absorption capacity of phosphates by higher water plants (*Myosotis*

scorpioides (L.) L.), *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb (Lepeshniak large), *Nasturtium officinale* R. Br. (Nasturtium Medicinal).

It was established that *M. scorpioides* has the highest coefficient of accumulation of phosphorus from water – 33.9 in control and 51.8 in experimental samples, *G. maxima* – 14.8 and 20.4, and *N. officinale* – 6.3 and 8.3 accordingly. The most accumulated part of the phosphorus in *G. maxima* is the root system, and in *N. officinale* and *M. scorpioides* is a stem. Therefore, to remove phosphates from the water, it is suggested to cultivate – *M. scorpioides*.

Key words: hydroecosystem, phosphates, phosphorus compounds, heavy metals, higher aquatic plants, phytoplankton.

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ:

– **в наукових періодичних фахових виданнях України:**

1. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Фосфати у водних екосистемах. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія* **2013**, 3 (56), с 78–85. (Аналіз експериментальних даних, написання статті).

2. Прокопчук, Е. И.; Суходольская, И.Л Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах в зависимости от его содержания в воде. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка* **2015**, 3-4 (64), с 553–557. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

3. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (1), с 173–181. (Проведення досліджень, написання статті).

4. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Накопичення фосфору рослинами *Myosotis palustris*, *Glyceria maxima* та *Nasturtium officinale* в лабораторному

експерименті. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (2), с 437–443. (Проведення досліджень, написання статті).

5. Прокопчук, О. І. Сезонні зміни вмісту сполук фосфору в абіотичних складових річок Тернопільщини з різним характером антропогенного впливу. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія* **2017**, 2 (69), с 105–112. (Проведення досліджень, написання статті).

6. Прокопчук, О.И.; Мантурова, О.В. Фитопланктон малых рек Тернопольской области и связь его количественных показателей с содержанием фосфора в воде. *Гидробиологический журнал* **2017**, 3 (53), с 12-21. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

– **в наукових періодичних виданнях інших держав, в т.ч., що входять до міжнародних наукометричних баз:**

7. Prokopchuk, O.; Grubinko, V. The content of phosphorus in the hydroecosystem of small river and its relationship with phytoplankton growth. *Acta Carpathica* **2016**, pp 155–162. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

8. Прокопчук, О. І. «Взаємозв'язок вмісту фосфатів з фізико-хімічними параметрами води у річках Тернопільщини з різним типом антропогенного впливу». *Proceedings of the III International Scientific and Practical Conference “Innovative Technologies in Science”* **2017**, 3 (19), с 16-19. (Проведення досліджень, написання статті).

– **в інших наукових виданнях:**

9. Грубинко, В. В.; Прокопчук, Е.И. Факторы поддержания гомеостаза фосфора в экосистеме малой реки. *Материалы лекций II-й Всероссийской школы-конференции «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана»*, Борок, Ноябрь 18–22, 2014; Борок, 2014; с 104–106.

10. Прокопчук, Е. И.; Суходольская. И.Л. Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах с разным уровнем фосфатов. *Тезисы докладов Всероссийской научной конференции с международным участием и*

школы для молодых ученых «Растения в условиях глобальных и локальных природно-климатических и антропогенных воздействий», Петрозаводск, Сентябрь 21–26, 2015; Петрозаводск, 2015; с 438.

11. Прокопчук, Е. И. Поглощение фосфора высшими водными растениями из водной среды в эксперименте. *Материалы Всероссийской молодежной гидробиологической конференции «Перспективы и проблемы современной гидробиологии»*, Борок, Ноябрь 10-13, 2016; Борок, 2016, с 234–235.

12. Прокопчук, О. І. Фактори підтримки гомеостазу фосфору в екосистемі малої річки. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів з міжнародною участю «Сучасні проблеми викладання та наукових досліджень біології у ВНЗ України»*, Дніпропетровськ, Жовтень 8–9, 2014; Дніпропетровськ, 2014; с 235–238.

13. Прокопчук, Е. И. Физико-химические свойства воды как фактор регуляции уровня фосфатов в реках. *Матеріали ІХ Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери»*, Харків, Листопад 18–20, 2014; Харків, 2014; с 154–155.

14. Прокопчук, О. І. Застосування вищих водних рослин в очищенні водойм від фосфатів. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Наукові засади підготовки фахівців природничого, інженерно-педагогічного та технологічного напрямків»*, Бердянськ, Квітень 3-8, 2017; Бердянськ, 2017; с 184–185.

15. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Температура воды как фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2015»* **2015**, с 200–202.

16. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Водневий показник (рН) як фактор регуляції рівня сполук фосфору у воді малих річок. *Збірник тез XI Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології»*, Львів, Квітень 20–23, 2015; Львів, 2015; с 224–225.

17. Прокопчук, О. І. Розчинений кисень як фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках Тернопільської області. *Матеріали міжнародної*

науково-практичної конференції, присвяченої 25-річчю географічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка «*Географія, екологія, туризм: теорія, методологія, практика*», Тернопіль, Травень 21–23 2015; Тернопіль, 2015; с 295–297.

18. Прокопчук, О. І. Взаємозв'язок між вмістом сполук фосфору у прибережному ґрунті та воді річки на аграрній території. *Матеріали II Міжнародної конференції «Відновлення біотичного потенціалу агроєкосистем»*, Дніпропетровськ, Жовтень 9, 2015; Дніпропетровськ, 2015; с 84–87.

19. Суходольська, І. Л.; Прокопчук, О.І. Порівняльна характеристика вмісту нікелю у річках Рівненської та Тернопільської областей. *Збірник наукових праць Другої Всеукраїнської науково-практичної конференції за міжнародною участю «Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища»*, Рівне, Жовтень 21–23, 2015; Рівне, 2015; с 178–179.

20. Прокопчук, Е. И. Корреляционный анализ зависимости уровня фосфатов в реках от физико-химических показателей воды (на примере Тернопольской области). *Матеріали X Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери»*, Харків, Грудень 2–4, 2015; Харків, 2015; с 221–222.

21. Прокопчук, О. І. Чинники підтримання гомеостазу фосфору в гідроекосистемі малої річки урбанізованої території. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2016»* **2016**, с 105–106.

22. Гуменюк, Г. Б.; Прокопчук, О. І.; Гарматій, Н. М. Еколого-оптимізаційна модель мінімізації вмісту фосфат-йонів у річці Збруч (Тернопільська область). *Тези доповідей VI Міжнародної науково-методичної конференції Форуму молодих економістів-кібернетиків «Моделювання економіки: проблеми, тенденції, досвід»*, Вінниця, Вересень 24–25, 2015; Вінниця, 2015; с 21–22.

23. Прокопчук, О. І. Вміст біогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології і екології»*, Вінниця, Квітень 12–14, 2016; м. Вінниця, 2016, с 138–139.

24. Прокопчук, О. І. Вміст небіогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Збірник тез XII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології»*, Львів, Квітень 19–21, 2016; Львів, 2016; с 173–174.

25. Прокопчук, О. І. Оцінка фосфатного статусу річки та прибережного ґрунту в межах природного заповідника «Медобори». *Збірник тез I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничих наук та методик їх викладання»*; Глухів, 2016.

26. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Nasturtium officinale* R. Вр. у модельному експерименті. *XII Міжнародна науково-практична конференція “Біотехнологія для аграрного виробництва та захисту природного середовища”*, Одеса, Вересень 7–10, 2016; Одеса, 2016; с 199–200.

27. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *M. palustris* в експерименті. *Збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»*, Дрогобич, Жовтень 12–14, 2016; Дрогобич, 2016; с 76–77.

28. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Glyceria maxima* у модельному експерименті. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні питання розвитку біології та екології»*, Вінниця, Жовтень 3–7, 2016; Вінниця, 2016; с 372–377.

29. Суходольська І. Л. Таксономічний склад та сезонна динаміка фітопланктону річки Устя / І. Л. Суходольська, О. І. Прокопчук // *Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної Інтернет-конференції «Регіональні геоекологічні проблеми: сучасний стан та шляхи їх вирішення»*. – Рівне, 20–22 жовтня, 2016 р. – Рівне, 2016. – С. 132–134.

30. Скиба, О. І. Вплив біотичних та абіотичних чинників на баланс фосфору в річкових екосистемах. *«Актуальные вопросы современной науки» (г. Ивано-Франковск, 07-08 июля 2017 г.)* **2017**.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	21
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	27
1.1. Джерела та шляхи надходження сполук фосфору у водні екосистеми	27
1.2. Розподіл та трансформація сполук фосфору у водних екосистемах.....	30
1.3. Особливості розподілу та акумуляції сполук фосфору в абіотичних та біотичних складових гідроекосистем.....	34
1.3.1. Вода.....	34
1.3.2. Донні відклади.....	36
1.3.3. Прибережні ґрунти.....	36
1.3.4. Фітопланктон.....	37
1.3.5. Вища водна рослинність.....	39
1.4. Екологічна роль сполук фосфору у гідроекосистемах.....	41
1.5. Проблема забруднення фосфатами річок Тернопільщини.....	44
1.6. Проблема забруднення фосфатами досліджених річок Тернопільщини.....	47
РОЗДІЛ 2. ОРГАНІЗАЦІЯ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	57
2.1. Об'єкти досліджень.....	57
2.2. Матеріали та методи досліджень.....	59
РОЗДІЛ 3. СЕЗОННИЙ ВМІСТ ФОСФАТІВ В АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ ГІДРОЕКΟΣΙΣΤΕΜ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	67
3.1. Динаміка вмісту фосфатів у складових гідроекосистем.....	67
3.1.1. Вода.....	67
3.1.2. Донні відклади.....	69
3.1.3. Прибережні ґрунти	73

3.2. Співвідношення вмісту фосфатів в абіотичних складових річок.....	76
3.3. Вплив фізико-хімічних факторів водного середовища (температура, рН, розчинений кисень) на вміст фосфатів у водоймах.....	79
РОЗДІЛ 4. ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК ВМІСТУ ІОНІВ МЕТАЛІВ ТА СПОЛУК ФОСФОРУ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ РІЧОК.....	89
4.1. Динаміка вмісту лужних та лужноземельних металів у річках Тернопільської області.....	89
4.1.1. Вода.....	89
4.1.2. Донні відклади.....	92
4.1.3. Прибережні ґрунти.....	94
4.2. Вміст важких металів у досліджених річках.....	96
4.2.1. Вода.....	96
4.2.2. Донні відклади.....	99
4.2.3. Прибережні ґрунти.....	100
РОЗДІЛ 5. НАКОПИЧЕННЯ СПОЛУК ФОСФОРУ У БІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ РІЧОК.....	107
5.1. Вміст фосфору у вищих водних рослин.....	107
5.2. Вміст іонів металів у вищих водних рослин.....	121
5.3. Активність АТФ-ази та лужної фосфатази у вищих водних рослин.....	126
5.4. Накопичення фосфору вищими водними рослинами залежно від концентрації фосфатів у воді в модельних умовах.....	136
РОЗДІЛ 6. РОЛЬ ФІТОПЛАНКТОНУ В ПЕРЕРОЗПОДІЛІ ТА НАКОПИЧЕННІ ФОСФАТІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ.....	151
6.1. Сезонна динаміка фітопланктону річок Тернопільщини.....	151
6.2. Участь фітопланктону в асиміляції фосфатів.....	157
ПІДСУМКИ.....	163
ВИСНОВКИ.....	170

ДОДАТКИ.....	172
--------------	-----

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

АТ – аграрна територія;

АТФ – аденозинтрифосфат;

АТФ-аза – аденозинтрифосфатаза, КФ. 3.6.1.3;

ВВР – вищі водні рослини;

ВМ – важкі метали;

ЛФ – лужна фосфатаза, КФ. 3.1.3.1;

ПЗТ – природно-заповідна територія;

ТТ – техногенно-трансформована територія;

УТ – урбанізована територія.

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. В умовах сьогодення екосистеми річок зазнають значного впливу унаслідок дії різноманітних швидкозмінюваних природних та антропогенних чинників, що негативно впливають на потенціал самоочищення природних вод. Руслові процеси та загальний стан середніх та малих річок нині меншою мірою залежать від природних факторів, а більше від господарської діяльності на площі водозбору. Особливо інтенсивного впливу зазнають річки, що протікають через урбанізовані комплекси (2-4).

Біогенні речовини, зокрема сполуки фосфору, є серед визначальних чинників функціонування гідроекосистем, насамперед, якості водного середовища для гідробіонтів, їх біорізноманіття та продуктивності. Однак, з одного боку фосфор визначає продуктивність водної екосистеми, а з іншого – надлишковий його вміст у водоймі призводить до підвищення рівня її трофності та поступової деградації (5-6). Тому, нагальною проблемою на шляху до поліпшення стану річкових екосистем є необхідність встановлення механізмів підтримання гомеостатичного балансу сполук фосфору у водоймах та їх розподілу унаслідок антропогенного навантаження.

У зв'язку із забрудненням водних екосистем спостерігається трансформація біогеохімічних циклів окремих хімічних елементів. На основі дослідження стану річкових екосистем в окремих регіонах охарактеризовано основні чинники їхньої трансформації: Водогрецький В. Е. (1990), Гриб Й. В. (1998), Яцик А. В. (2000), Мисковець І. Я. (2003), Романенко В. Д. (2004), Хімко Р. В., Мережко О. І. (2005-2008), Клименко М. О., Гроховська Ю. Р., Сондак В. В. (2008), Волкошовець О. В. (2012), Суходольська І. Л. (2015) та ін. Насамперед, досліджено хімічні показники води, донних відкладів та фізіолого-біохімічні зміни в організмах живих істот у зв'язку з хронічним забрудненням річок. Разом з тим, актуальною залишається проблема регуляції вмісту і динаміки в річкових екосистемах речовин-забруднювачів, серед яких одними з найважливіших є сполуки фосфору.

У літературі розкрито питання джерел та шляхів надходження фосфатів у водні екосистеми: Романенко В. Д. (2001), Кресин В. С. (2008), Морозова А. А. (2010), Савлучинська М. О. (2014), розподілу та трансформації фосфатів у водних екосистемах: Курейшевич А. В. (2006), Даценко Ю. С. (2007), особливостей розподілу та акумуляції сполук фосфору в абіотичних: (Жукова Т. В. (2001), Морозова А. А. (2006), Надкевич Л. І. (2007), Третинник В. Ю. (2008), Христенко А. О. (2009), Гладкіх Є. Ю. (2010), Носко Б. С. (2012)) та біотичних складових гідро екосистем: (Денисова Н. В. (2005), Кусакіна М. Г. (2005), Лузовіцька Ю. А. (2011), Пасічна О. А. (2015)), а також екологічну роль сполук фосфору у гідроекосистемах: Поліщук А. А. (2012). Однак, залишаються невирішеними питання щодо встановлення участі в формуванні екологічного вмісту та співвідношення сполук фосфору у залежності від антропогенних чинників в сезонному аспекті, комплексної оцінки та взаємоперетворюючої динаміки сполук фосфору в абіотичних та біотичних складових гідроекосистем, біохімічних механізмів перетворення сполук фосфору та порушенні гомеостатичної рівноваги у водних організмів.

Мета і завдання дослідження. Мета – з'ясувати закономірності формування вмісту фосфатів та впливу біотичних і абіотичних чинників на їхній розподіл в річкових екосистемах Тернопільської області в сезонному аспекті за різного характеру антропогенного навантаження.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити такі **завдання**:

1. дослідити вміст сполук фосфору в абіотичних компонентах (вода, донні відклади, прибережні ґрунти) у річках Тернопільської області залежно від гідрохімічного складу води та характеру антропогенного навантаження;
2. встановити взаємозв'язок між вмістом сполук фосфору та важких металів;
3. оцінити роль вищих водних рослин у розподілі фосфатів у річках;
4. визначити вплив якісного і кількісного складу фітопланктону на вміст сполук фосфору у досліджених гідроекосистемах;
5. з'ясувати участь вищих водних рослин в очищенні водойм від надлишкової кількості фосфатів.

Методи дослідження: екологічні (гідроекологічний моніторинг річок); фізико-хімічні (фотометричний – визначення вмісту фосфатів у воді та сполук фосфору у донних відкладах та прибережному ґрунті; атомно-абсорбційної спектрофотометрії – визначення вмісту важких металів у воді, донних відкладах, прибережному ґрунті та вищих водних рослин); біохімічні (визначення АТФ-азної активності та лужної фосфатази у вищих водних рослин); загальноприйняті методи відбору проб фітопланктону та його камерального опрацювання; аналіз; кореляційний аналіз; багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз; статистичний аналіз.

Наукова новизна отриманих результатів. Уперше здійснено моніторинг гідроекосистем Тернопільської області в сезонному аспекті з різним характером антропогенного навантаження на вміст і співвідношення сполук фосфору в їх абіотичних та біотичних складових. Досліджено, що рівень антропогенного навантаження істотно впливає на формування вмісту сполук фосфору у досліджених річках: найефективніший рівень їх регуляції виявлений у річці природно-заповідної території, потім – аграрної, а найнижчий – у річках техногенно-трансформованої і урбанізованої територій.

Виявлено суттєвий вплив фізико-хімічних факторів (температура, рН, кисневий режим) на вміст і співвідношення сполук фосфору у воді досліджуваних річок, особливо у водоймі з урбанізованої території. З'ясовано взаємозв'язок між вмістом лужних та лужно-земельних, есенціальних та неесенціальних важких металів та вмістом і співвідношенням сполук фосфору в біотичних та біотичних складових гідроекосистем. Визначено швидкість біохімічних перетворень сполук фосфору вищими водними рослинами малих річок з різним рівнем антропогенного навантаження.

Експериментально встановлено, що *Myosotis scorpioides* (L.) L. має найвищий коефіцієнт акумуляції фосфору із води, що дозволяє вважати її найефективнішою з досліджуваних рослин, для зменшення забруднення водойм сполуками фосфору.

Особистий внесок здобувача. Здобувачкою особисто проведено аналіз сучасної наукової літератури за тематикою дослідження; розроблено цільову структуру виконання дисертаційної роботи; обрано методики дослідження; зібрано матеріал для проведення лабораторних досліджень; математично оброблено, опрацьовано й узагальнено отримані дані; обґрунтовано основні положення дисертаційного дослідження, які виносяться на офіційний захист. Висвітлено основні положення дисертації в друкованих наукових працях. Визначення показників вмісту чисельності та біомаси водоростей за допомогою загальноприйнятих методів відбору проб фітопланктону та його камерального опрацювання виконано спільно з к.б.н. Мантуровою О. В. (Інститут гідробіології НАН України).

Апробація матеріалів дисертації. Результати дисертації оприлюднені на: II-ій Всеросійській школі-конференції «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана» (Борок, 2014); I Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих вчених (Дніпропетровськ, 2014); IX і X Міжнародній конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери» (Харків, 2014; 2015); «Біологічні дослідження» (Житомир, 2015; 2016); XI і XII Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології» (Львів, 2015; 2016); Міжнародній науково-практичній конференції «Географія, екологія, туризм: теорія, методологія, практика» (Тернопіль, 2015); II Міжнародній конференції «Відновлення біотичного потенціалу агроєкосистем» (Дніпропетровськ, 2015); Другій Всеукраїнській науково-практичній конференції «Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища» (Рівне, 2015); Всеросійській науковій конференції з міжнародною участю «Растения в условиях глобальных и локальных природно-климатических и антропогенных воздействий» (Петрозаводск, 2015); VI Міжнародній науково-методичній конференції «Моделювання економіки: проблеми, тенденції, досвід» (Вінниця, 2015); IV Міжнародній науковій конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології і екології» (Вінниця, 2016); I Всеукраїнській науково-практичній інтернет-конференції

«Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничих наук та методик їх викладання» (Глухів, 2016); XII Міжнародній науково-практичній конференції «Біотехнологія для аграрного виробництва та захисту природного середовища» (Одеса, 2016); III Міжнародній науково-практичній конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення» (Дрогобич, 2016); Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні питання розвитку біології та екології» (Вінниця, 2016); Міжнародній науково-практичній Інтернет-конференції «Регіональні геоекологічні проблеми: сучасний стан та шляхи їх вирішення» (Рівне, 2016); Всеросійській молодіжній гідробіологічній конференції «Перспективы и проблемы современной гидробиологии» (Борок, 2016); III International Scientific and Practical Conference “Innovative Technologies in Science” (Dubai, UAE, 2017); III Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні питання сучасної науки» (Івано-Франківськ, 2017).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами. Дисертаційна робота виконана в Тернопільському національному педагогічному університеті імені Володимира Гнатюка в межах науково-дослідної теми Міністерства освіти і науки України «Регуляції метаболізму у водоростей іонами металів з метою інтенсифікації очищення ними води та отримання потенційних компонентів біопалива», номер державної реєстрації 0110U000074.

Практичне значення отриманих результатів. Отримані результати є теоретичним підґрунтям для використання регуляторних факторів, що визначають вміст фосфатів у річках з різним ступенем антропогенного навантаження та для оптимізації вмісту фосфатів у річках. Виявлені особливості у водоймах досліджуваних територій можуть бути використані для розроблення рекомендацій щодо оцінки рівнів токсичності та біомоніторингу гідроекосистем за видовим складом фітопланктону, динамікою якісних і кількісних показників вищих водних рослин, а також при розробці заходів із регулювання надходження фосфатів з водозбірних територій. Для зменшення забруднення водойм сполуками фосфору доцільно запропонувати культивування *Myosotis scorpioides* (L.) L., яка володіє

значною акумулюючою здатністю щодо фосфору та має високий коефіцієнт акумуляції фосфору із води.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота викладена на 180 сторінках друкованого тексту і складається з таких структурних частин як: «Вступ», «Огляд літератури», «Організація, матеріали та методи досліджень», чотирьох розділів – «Результати досліджень», «Підсумки», «Висновки», «Список використаних джерел» (в кінці кожного розділу), який включає 248 посилань (з них 56 – іноземних авторів). Робота містить 7 таблиць, 44 рисунки та додатки.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Джерела та шляхи надходження фосфатів у водні екосистеми

У природі сполуки фосфору перебувають у ґрунті і мінералах у вигляді фосфатів (насамперед, фосфати кальцію), а також часто знаходяться у розчиненому вигляді у воді. У природних і стічних водах фосфор знаходиться виключно у вигляді фосфатів: ортофосфати, конденсовані фосфати (піро-, мета- та інші поліфосфати), а також органічно-зв'язані фосфати. Вони є в розчинах, частково в детритах, або в організмах водних жителів. Фосфати також є на дні водойм або в болотах, в обох випадках як осаджені неорганічні форми, так і включені в органічні сполуки (7-8).

Основними формами існування фосфору у воді річок, згідно даних (9-13) є: розчинний неорганічний, зважений неорганічний та розчинний органічний фосфор. Останній може бути як у розчиненому, так і в колоїдному станах. Значна частина органічного фосфору знаходиться також у донних відкладах.

На співвідношення окремих неорганічних сполук фосфору у воді істотно впливає низка чинників, насамперед, активна реакція (рН). Так, при рН 7 і вище (лужне середовище) переважає ортофосфорна кислота – H_3PO_4 . Її вміст досягає 90% від усіх форм фосфору у воді, і лише 10% припадає на H_2PO_4^- . H_2PO_4^- утворюється у водному розчині внаслідок дисоціації ортофосфорної кислоти (H_3PO_4) на іони H^+ та H_2PO_4^- за реакцією: $\text{H}_3\text{PO}_4 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{H}_2\text{PO}_4^-$. Саме у вигляді дигідрофосфатних іонів і трапляються неорганічні розчинені форми фосфору в кислих водах. Крім фосфорних кислот, у природних водах є їх солі, важкорозчинні у воді. Серед сполук фосфору найбільше значення має кальцієва сіль фосфорної кислоти – $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, яка у вигляді мінералу фосфориту утворює в природі великі поклади. Інший мінерал – апатит – у своєму складі, крім $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, має CaF_2 або CaCl_2 . Серед розчинених у воді солей ортофосфорної кислоти заслуговують на увагу так звані нормальні, або третинні, фосфати Na_3HPO_4 і $\text{Ca}_2(\text{HPO}_4)_2$. До таких солей належать і дигідрофосфати, або первинні фосфати, які мають слабокислу реакцію: NaH_2PO_4 та $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$. (10, 14-15).

Основними природними джерелами неорганічного фосфору є природні мінерали апатити і фосфорити, а також розчинені у воді сполуки. Фосфор у їх складі або з іншими розчинними сполуками постійно надходить у водойми природним шляхом у результаті вивітрювання і розчинення гірських порід, мінералів, а також в процесі життєдіяльності і розкладання решток гідробіонтів (2).

Антропогенний фон фосфору, окрім фонового рівня навколишнього середовища з гірської маси, надходить за рахунок переробки і використання у виробництві мінеральних добрив, кормів для тварин, миючих засобів та інших промислових, сільськогосподарських та комунальних продуктів (13). Забрудненню поверхневих вод сполуками фосфору сприяє також надходження побутових стічних вод, що містять фосфати як компоненти синтетичних миючих засобів, фотореагентів та пом'якшувачів води (16-17).

Сполуки фосфору можуть потрапляти у водойми з різних джерел. Виділяють джерела надходження фосфатів у поверхневі води на дві категорії: точкові (наприклад, промислові або стічні води, які скидаються в річки в певних місцях) та дифузні (наприклад, фосфорні добрива, які застосовуються на сільськогосподарських угіддях або фосфати, що присутні у відходах сільськогосподарських тварин змиваються в річки дощовими водами) джерела (6).

Згідно (18), найбільша частка надходжень фосфору у водойми припадає на стічні води (34%) серед водойм Європейського Союзу (по 12 країнах, включаючи Великобританію). Частка кожного джерела забруднення води сполуками фосфору може відрізнитись від середньоєвропейського, виходячи з конкретних природно-кліматичних умов та рівня впливу життєдіяльності людини.

Едіна Пейтен та співавт. (19) вважають джерелами надходження фосфатів континентальне вивітрювання, добрива, тваринні відходи і пряме захоронення фосфатів.

Аналогічно зазначеним, основними джерелами надходження фосфору у водойми України є атмосферні опади, поверхневий та річковий стік, континентальне вивітрювання, ерозія ґрунту, абразія берегів, тваринні відходи,

дренажні води зрошувальних систем, пряме захоронення фосфатів тощо (6). Окрім цього, важливу роль відіграють внутрішньоводоймні біохімічні і фізико-хімічні процеси: вивільнення фосфору із донних відкладів, біологічна азотфіксація, продукти життєдіяльності гідробіонтів тощо (20).

Надходження сполук фосфору зі стічними водами точкових джерел (промислові підприємства, очисні споруди підприємств житлово-комунального господарства) та дренажними водами зрошувальних систем суттєво впливає на якість води в районі викиду стічних вод. Якщо в 1995 році в Чорне море скидали 55,2 т мінерального фосфору, то в 2005 році – 382,1 т, що викликано збільшенням надходження речовин, які містять фосфор, на очисні споруди і зниження рівня очистки (21). Окрім того, надмірне використання фосфатів при виробництві синтетичних миючих засобів призвело до збільшення умісту фосфору у побутових стічних водах у 2-3 рази, а в промислових – у 100 разів (6).

Отже, більша частина водойм, що отримує стічні води, надзвичайно збагачена фосфором порівняно з іншими біогенними елементами, що викликає стресовий вплив на екосистеми (22).

Згідно з (6) з 1996 до 2006 року, порівняно з 80-90-ми роками ХХ ст., помітна тенденція до зростання кількості загального фосфору зі стоком головних річок України. Так, суттєво збільшилось надходження загального фосфору зі стоком р. Дніпро. Це, можливо, пов'язано зі збільшенням складових фосфору за рахунок використання миючих і засобів чищення промисловістю і населенням, а також погіршенням очистки побутових стічних вод від фосфатів на очисних спорудах комунального господарства і несанкціонованими викидами неочищених стічних вод в басейн р. Дніпро.

Із розвитком сучасної агротехніки до 2% фосфорних добрив, які вносяться в ґрунт (а при неправильному і неакуратному використанні – ще більше), змивається у водойми ґрунтовими, дощовими і талими водами (23). За довготривалого застосування великих кількостей добрив, виніс фосфору із ґрунту з поверхневим стоком може збільшуватись внаслідок накопичення цього елемента у верхньому шарі ґрунту. Виніс фосфору може досягати 20-50 кг/га (24).

В Швейцарії кількість фосфору і азоту, які попадають в ріки з поверхневим стоком, дорівнює загальній кількості забруднень, які вносяться усіма стічними водами з населених міст і промислових підприємств (25).

Отже, не зважаючи на високий вміст фосфатів у літосфері та ґрунтах, у зв'язку з їх низькою розчинністю у природних гідроекосистемах з низьким рівнем антропогенного навантаження, вміст сполук фосфору як необхідного компонента функціонування екосистем встановився як стабільний унаслідок його залучення у біогеоценологічний колообіг. У зв'язку з значними обсягами використання сполук фосфору у сільському господарстві, промисловості та побуті його привнесення у гідроекосистеми суттєво зросло. Окрім того, антропогенний вплив, насамперед підкислення водою стічними водами, сприяє розчиненню літосферних фосфатів, спричиняючи підвищення вмісту сполук фосфору у водоймах.

1.2. Розподіл та трансформація фосфатів у водних екосистемах

Потрапивши у воду, сполуки фосфору, включаються в біохімічні цикли внутрішньоводоймних процесів його колообігу і вже практично не залишають її. Циркуляція фосфору включає в себе комплекс взаємопов'язаних фізико-хімічних і біологічних процесів, які, зрештою, зберігають фосфор в органічних і неорганічних формах (26-27). При цьому необхідно розглядати як короткочасне збереження фосфору, яке відбувається опосередковано шляхом асиміляції рослинами, мікроорганізмами, перифітоном і детритом, так і тривале збереження частинками ґрунту, і чистий приріст органічної речовини (28-29).

Експериментальні дані кінетики десорбції сполук фосфору з донних відкладів в аеробних і анаеробних умовах та за наявності у воді гумусових речовин показали, що в анаеробних умовах концентрація PO_4^{3-} збільшується у воді в 25-30 раз, порівняно з початковим його вмістом у природній воді (30). Міграція фосфат-іонів з донних відкладів за наявності у воді гумусових речовин підсилюється у 1,3-1,5 раз, порівняно з його надходженням з донних відкладів за відсутності гумінових речовин. Додаткове внесення в експериментальні системи

фульвокислот ще більше впливає на десорбцію фосфатів у 2,0-2,5 рази. Зростання надходження фосфат-іонів з донних відкладів зумовлено одночасно впливом таких чинників як дефіцит розчиненого кисню у воді та комплексоутворення за рахунок гумінових речовин.

Утилізація фосфору є найшвидшою на мілководді (де відклади легко зрушуються течією, дією вітру та через біотурбацію). Повільне вивітрювання мінералів (переважно апатитів), роль хімічного зв'язування в ґрунтах, а також включення і збереження лісовими екосистемами суші сприяють мінімізації витоку фосфору з дренажними водами. Очищення і оранка ґрунту послаблюють здатність водозборів зберігати фосфор. У міграції фосфору від орних земель до дренажних, як і раніше, домінують зв'язані фракції, які є ледь біодоступними (5, 8, 31).

В умовах сприятливого кисневого режиму водойм, тобто при достатньому насиченні води киснем, забезпечується нормальне функціонування водних екосистем. В них переважають окиснювані процеси і забезпечується потреба гідробіонтів у кисні. Погіршення кисневого режиму негативно відображається на життєдіяльності водних організмів і обумовлює зміни напрямку міграції речовин і їх розподілу між абіотичними компонентами водних екосистем. Якщо при нормальному кисневому насиченні потік речовин направлений переважно із води в донні відклади, то в умовах тривалого дефіциту O_2 і формування анаеробних умов певна кількість речовин переходить із донних відкладів в контактуючу з ним воду (32). Відповідно, насичення води киснем сприяє самоочищенню водного середовища, а його дефіцит, навпаки, вторинному його забрудненню.

Ступінь кисневого насичення води в придонному шарі визначають інтенсивність і направленість фізико-хімічних і біологічних процесів, які проходять на межі донних відкладів і води. В свою чергу, донні відклади, володіючи значним накопичувальним потенціалом, істотно впливають на стан кисневого режиму водойм. Вірогідність їхнього негативного впливу на нього тим більша, чим більше вони накопичують в своєму складі різноманітних хімічних речовин. Інтенсивність витрат кисню на біохімічне і хімічне окислення речовин, які містяться в донних відкладах, визначається низкою факторів. Серед них

першорядне значення мають пора року, температура води, швидкість течії, хімічний склад донних відкладів і води, чисельність бентосних організмів, склад мікрофлори і деякі інші фактори. Поглинання O_2 донними відкладами істотно зростає зі збільшенням вмісту в їхньому складі органічних речовин (8).

Скаламучування донного осаду, особливо в місцях особливого мулонакопичення, а також збільшення чисельності бентосних організмів, неминуче призводить до збільшення витрат кисню в придонному шарі води. Зниження концентрації кисню на межі поділу фаз сприяє інтенсифікації процесу переходу речовин із донних відкладів у воду (33).

Згідно з результатами Савенка В. С. (34), який вивчав вміст сполук фосфору у поверхневій плівці води Можайського водосховища, кількість мінерального та валового фосфору у поверхневій плівці в 2-4 рази перевищує його вміст у товщі води на глибині 0,5 м. Основним чинником збільшення концентрації валового фосфору пов'язують з адсорбцією поверхнево-активних фосфоровмісних сполук на межі поділу «повітря-розчин».

Фосфор водних екосистем перебуває у постійному колообігу між водним середовищем і організмами гідробіонтів. Наприклад, через бактеріальні клітини в процесі обміну впродовж кількох хвилин проходить досить значна кількість ортофосфату, який перетворюється в його органічні форми. Вміст неорганічного фосфору у воді поповнюється унаслідок переходу органічного фосфору у неорганічні форми, які й засвоюються гідробіонтами. Саме завдяки цьому неорганічний фосфор водних екосистем розглядається як його проміжна форма в колообігу фосфору в гідросфері. Він простіший, ніж колообіг азоту і вуглецю, які знаходяться у більш різноманітних формах, у тому числі і в газоподібному стані. Фосфор, однак, не переходить в атмосферу (в газоподібному стані), а повністю циркулює між літосферою, біосферою і гідросферою. У цьому колообігу певна його частина постійно виноситься з річковим стоком у Світовий океан і відкладається разом із відмерлими морськими організмами в осадових породах (рис. 1.2) (35).

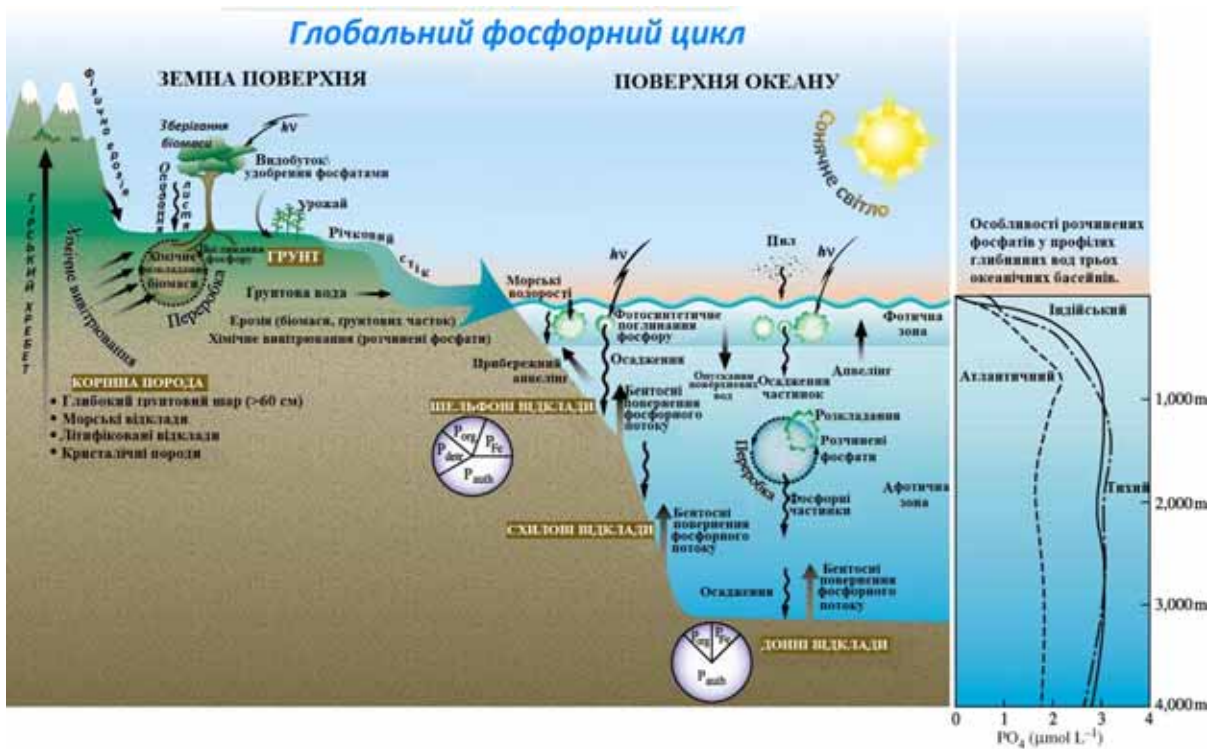


Рис. 1.2. Схема глобального циклу фосфору (згідно з (35))

У будь-якій водоймі, яка існує тривалий час за таких умов, що в ній відбувається “цвітіння” за рахунок водоростей, останні гинуть, осідають і розкладаються. В результаті цього біогенні елементи знову надходять у поверхневі шари води. При цьому велике значення має не тільки їх концентрація, а також і співвідношення N/P (Нітроген/Фосфор). Згідно з концепцією надмірного поглинання, водорості, які ростуть в умовах надлишку фосфору, запасують значну кількість сполук цього елемента понад свої справжні потреби. Після загибелі клітин, відкладений фосфор швидко вивільняється, що обумовлює низьке співвідношення N/P при поверненні у середовище цих біогенних елементів. Встановлено (22), що безперервне надходження фосфату в озеро не викликає пропорційного збільшення концентрації фосфат-іонів у водах озера, отже частина фосфату випадає в осад. Оскільки в озерних водах часто спостерігається високий вміст Кальцію, можна припустити, що одним із шляхів видалення фосфатів є їх випадання у вигляді фосфатів кальцію.

В озері, що отримує відносно високоякісну воду з відношенням N/P, яке становить 12, розмножуються водорості, які характеризуються таким самим

відношенням цих елементів. Після загибелі і розкладання водоростей відношення Азоту і Фосфору, які вивільнились, стає нижчим, наприклад 8. При змішуванні вод повторного надходження з цими рециркулюючими біогенними елементами водорості дадуть врожай з співвідношенням N/P, що дорівнює 10. В свою чергу, ці водорості після розкладу вивільняють біогенні елементи, відношення яких буде дорівнювати 6 і т.п. Саме ця здатність зберігати фосфор, а потім вивільняти його для того, щоб підтримувати біологічну продуктивність, вважається важливим фактором в процесі природної евтрофікації будь-якої водойми (5).

Отже, фосфор у водних екосистемах, в основному, акумулюється у донних відкладах та організмах, однак відбувається і його коLOBіг як за рахунок зміни абіотичних чинників, насамперед вмісту кисню та речовин-комплексоутворювачів, так і унаслідок біологічної трансформації сполук фосфору біотичними компонентами водойм через співвідношення процесів фіксація-вивільнення фосфору.

1.3. Особливості розподілу та акумуляції сполук фосфору в абіотичних та біотичних складових гідроекосистем

1.3.1. Вода

Вміст фосфору в природних водах значною мірою залежить від його використання гідробіонтами. З водного середовища гідробіонти засвоюють фосфор у формі ортофосфату, поліфосфатів, фосфорних ефірів. У континентальних водоймах найбільш рухливою і легко засвоюваною гідробіонтами формою неорганічного фосфору є ортофосфат-іон (PO_4^{3-}). Саме він включається в метаболічні цикли гідробіонтів – від мікроорганізмів до риб (36).

На вміст сполук фосфору у воді впливають різні чинники, зокрема, сезонні зміни температури, освітлення, кількість дощових і снігових опадів. Так, у літні, найбільш теплі дні, коли посилюється засвоєння фосфору фітопланктоном і водяними тваринами, його вміст у воді знижується, а взимку, коли відбувається масове відмирання і розкладання біомаси гідробіонтів – зростає. Не менш

важливим джерелом насичення води біогенними елементами, зокрема фосфором, є донні відклади. Наприклад, під час шторму за добу з 1 м² дна Кременчуцького водосховища у воду потрапляє 1-9 мг мінерального фосфору (37). Під час весняної повені, коли вимиваються фосфати з водозбірної площі, їх концентрація у воді водойм також збільшується.

Єдиною формою фосфору, яку можуть засвоювати автотрофи, є ортофосфат. Надмірна концентрація фосфору є однією з найпоширеніших причин евтрофікації прісноводних озер, водосховищ, річок та верхів'їв гірлових систем, результатом чого є надлишкова продукція автотрофів, особливо водоростей і ціанобактерій. Ця висока продуктивність призводить до зростання бактеріальної популяції і високих темпів дихання, що спричиняє гіпоксію або аноксію в погано перемішуваних придонних водах, а також в поверхневих водах в тихих, теплих умовах. Низький вміст розчиненого кисню викликає загибель водних тварин і вивільнення багатьох речовин, зазвичай зв'язаних донними відкладами, у тому числі різних форм фосфору. Це, в свою чергу, підсилює евтрофікацію (38-40).

У малих річках України концентрація неорганічних форм фосфору коливається від слідових до 0,5 мг/мг³, а в середніх і великих річках – від 0,15 до 0,2 мг/дм³. Найменший вміст фосфору (0,02 – 0,1 мг/дм³) відзначається навесні, а в інші сезони року його концентрація становить від 0,04 до 0,2 мг/дм³. Вміст органічного фосфору коливається в межах 0,02 – 0,07 мг/дм³ (2).

Більшість водних екосистем і їх основні продуценти відчують природний дефіцит біологічно доступного фосфору. Біодоступні форми фосфору знаходяться в розчині (наприклад, іони ортофосфату), або легко розчиняються чи можуть бути елюйовані з вільних сполук. Більшість інших форм, включаючи фосфати лужноземельних металів, алюмінію та феруму, навряд чи доступні взагалі. Іони ортофосфату, сорбовані оксидами і гідроксидами металів, зазвичай також недоступні, окрім як через слабку дисоціацію (десорбцію). Біодоступний фосфат вивільняється при розчиненні окисно- чи лужночутливих гідроксидів металів, але ці процеси є незначним внеском у збагачення вод поживними речовинами (2,41).

1.3.2. Донні відклади

Донні відклади – це складова екосистем, що знаходиться у взаємозв'язку із водною товщею, та, у якій відображаються основні фізико-хімічні і біологічні внутрішньоводні процеси. Останні відіграють важливу роль у колообігу хімічних елементів. Вміст забруднюючих речовин у донних відкладах поверхневих водойм є важливим показником їх антропогенного забруднення.

У товщі води постійно знаходиться певна кількість завислих частинок мінерального і органічного походження. Під дією сили тяжіння вони поступово опускаються на дно. Крім мінеральних частинок у водоймах і водотоках відбувається осадження і органічних частинок, які утворюються у процесі життєдіяльності гідробіонтів (8).

Органічні і мінеральні частинки, що опускаються на дно, проходять складний шлях фізико-хімічних і бактеріальних перетворень та ущільнення. В залежності від розміру, структури мінеральних частинок та органічних компонентів первісного дна, формується донний ґрунт.

Перенесення сполук фосфору та їхня рециркуляція у водоймах не заважають повільній гравітації фосфатів на донний субстрат. Утримання фосфору донними відкладами залежить від їхнього хімічного складу. Поки оксид-гідроксид зв'язуюча здатність поверхневих відкладів зберігається, вони вловлюють фосфор і регулюють його колообіг (42-43). В цих умовах найбільш ефективні осади, збагачені залізом і/або глиною, а також, певною мірою, вапняні осади. Евтрофікація може призвести до виснаження фосфорзв'язуючої здатності осадів (44-45).

1.3.3. Прибережні ґрунти

Ґрунт є головним компонентом ландшафтів, який бере безпосередню участь у формуванні водного балансу Землі і впливає на хімічний склад поверхневих і ґрунтових вод, які живлять річки. У результаті привнесу ґрунтових сполук

водойми отримують вражаючу кількість біофільних макро- і мікроелементів, а також гумусу (46). Порівняно з Азотом і Калієм, ґрунти, як правило, бідніші на валовий вміст фосфору. Вміст останнього залежить від механічного складу ґрунту і кількості у ньому гумусу (47).

Загальний вміст фосфору (у перерахунку на P_2O_5) у ґрунтах найчастіше знаходиться у межах 0,046 – 0,092% (48). Усі фосфоровмісні сполуки ґрунту поділяються на дві групи: мінеральні та органічні, які представлені солями ортофосфорної кислоти або її сполук з органічними речовинами. Як правило, мінеральні фосфати у ґрунті переважають над органічними.

Фосфатна система ґрунтів – це відкрита термодинамічна система, характерною особливістю якої є висока стабільність основних параметрів. Рівень динамічної рівноваги такої системи, виражений через уміст рухомого фосфору, перебуває на межі низьких і середніх значень забезпеченості фосфором. Система за рахунок запасів валового фосфору здатна впродовж невизначено тривалого часу підтримувати рівень, що відповідає рівню динамічної рівноваги (49).

На структуру та властивості ґрунтів істотно впливають донні гідробіонти (бентос). Під впливом бактерій, олігохет, хірономід та інших бентосних організмів важкорозчинні у воді органічні і мінеральні сполуки переходять у розчинені форми Азоту, Фосфору, Феруму та інших біогенних елементів (50-51).

Фосфор ґрунтового розчину перебуває в стані рівноваги з ґрунтовими сполуками твердої фази, і якщо якась кількість фосфатів втрачається з ґрунтового розчину, певна частина такої втрати поповнюється за рахунок фосфатів твердої фази. У результаті цих реакцій у ґрунтах підтримується фосфатний потенціал на відносно постійному рівні за збільшення або зменшення загального запасу рухомих фосфатів (47, 52).

1.3.4. Фітопланктон

Фітопланктону належить провідна роль у функціонуванні прісноводних екосистем, за рахунок фотосинтезу якого формуються потоки енергії і фонд

автохтонної органічної речовини у водоймах. Будучи первинною ланкою трофічних ланцюгів, він є основним агентом формування якості води, завдяки участі в процесах самоочищення, фізико-хімічній трансформації та біологічному колообігу речовин (53-55).

У процесі життєдіяльності планктонні водорості істотно модифікують умови водного середовища, впливаючи на його кисневий режим, рН, вміст біогенних елементів тощо (23, 56-58). Унаслідок надходження прижиттєвих та, особливо, постлетальних екзометаболітів водоростей у воді збільшується вміст органічних речовин, які, поступово мінералізуючись, призводять до зростання у воді концентрацій мінеральних сполук нітрогену і фосфору. Найчастіше високі концентрації цих речовин спостерігаються при зниженні температури, коли процеси їх асиміляції гідробіонтами сповільнюються (59). Зазвичай, концентрації біогенних елементів змінюються обернено пропорційно до біомаси фітопланктону (60-61).

Серед факторів, що визначають чисельність та біомасу фітопланктону річок, важливими є умови водності року, інтенсивність та масштаби водопілля, кліматичні фактори (температура, інсоляція) та надходження у водойми хімічних речовин (53, 62-63).

Між гідробіонтами і водним середовищем відбувається постійний обмін фосфором. Так, водорості можуть накопичувати у клітинах таку кількість фосфору, яка набагато перевищує метаболічну потребу в ньому (2). Запасання надлишків фосфору може відбуватись завдяки акумуляції фосфат-іонів у вакуолях клітин або утворення поліфосфатних гранул діаметром 30-500 мкм (64). Вважається, що таке запасання фосфору є адаптивною реакцією водоростей, яка сформувалася в процесі еволюції на значні сезонні коливання його концентрації у воді. Акумуляований фосфор використовується водоростями при його дефіциті в навколишньому середовищі.

Відомо, що фосфор є необхідним біогенним елементом для росту і розвитку водоростей. Для оптимального росту водоростей різних видів потрібна різна кількість фосфору. Наприклад, результати попередніх дослідів з використанням

культури *Pteromonas varians* показали, що для цієї водорості необхідний високий вміст фосфору, порівняно з іншими біогенними елементами (2). Різні види *Chara* мають дуже низьку потребу у фосфаті: найкраще ця водорість росте за концентрації фосфату нижче 20 мкг/дм³ (22). Значною потребою у фосфорі відрізняються також діатомові водорості (65-66).

Водорості не тільки утилізують фосфор з води, але й виділяють його в процесі життєдіяльності або після відмирання. На різних стадіях їх масового розвитку може істотно змінюватись і концентрація фосфору у воді. Так, при інтенсивному розвитку фітопланктону у літні місяці в поверхневому шарі води водосховищ концентрація фосфору може знижуватися до 0,03 мг/дм³. При осінньому похолоданні і послабленні фотосинтезу його вміст у воді зростає до 0,055 мг/дм³. У місцях скупчення біомаси синьозелених водоростей вміст мінерального фосфору може зростати в 5-10 разів. При цьому концентрація органічного фосфору підвищується у зоні “цвітіння” води до 4,8 мг/дм³, а у окремих випадках – і до 8,0 мг/дм³ (8).

1.3.5. Вища водна рослинність

Водні рослини мають високу акумулюючу і адаптивну здатність щодо полютантів різної хімічної природи. У них розвинуті надзвичайно ефективні механізми поглинання фосфору, хоча не всі його форми є легкодоступними. Вміст фосфатів у рослинних організмах являється одним із показників їхнього фізіологічного стану, оскільки метаболізм фосфору значною мірою визначає можливість виживання рослин у несприятливих умовах середовища (50).

Найбільш біодоступна форма фосфору для рослин – розчинений фосфор (ортофосфат PO_4^{3-}). Перетворення недоступних форм у розчинені ортофосфати, які асимілюються рослинами, відбувається шляхом різних геохімічних і біохімічних процесів на різних етапах протікання глобального фосфорного циклу. Повітряно-водні макрофіти поглинають фосфор переважно із донних відкладів. Занурені укорінені види отримують елемент як із водного середовища, так і із

донних відкладів, але останній спосіб домінує за помірної концентрації у воді сполук фосфору. При цьому його концентрація у тканинах та інтенсивність росту рослин значно відрізняється залежно від виду макрофітів. Досліджено, що за концентрації фосфору у воді 0,015 і 0,5 мг/дм³ Уруть колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.) використовувала його переважно із донних відкладів, однак за 2,0 мг/дм³ поглинання фосфору із донних відкладів зменшилось, а розчиненого у воді фосфору – збільшилося. При збільшенні вмісту фосфатів у воді від 0 до 40 мг/дм³ його поглинання водним гіацинтом (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) зростає, а елемент рівномірно розподіляється у листках, стеблах і коренях (67).

Як прокаріотичні, так і еукаріотичні рослини здатні акумулювати фосфор у спеціальних внутрішньоклітинних запасуючих гранулах. При цьому фосфати можуть накопичуватися, особливо у нижчих рослин, у формі поліфосфатів (H₃PO₄)_n і метаболічного пулу (нуклеїнові кислоти, фосфоліпіди, фосфорні ефіри цукрів). Вміст поліфосфатів у клітинах визначається активністю ензимів поліфосфатного обміну, зокрема, полі-, триполі- і пірофосфатази, активність і спрямованість дії яких змінюється в залежності від особливостей фізіологічного стану організму. При екзогенній нестачі фосфору поліфосфати використовуються для потреб метаболізму клітини. У рослинних організмів також виявлений фітин – спеціальна речовина для запасання фосфору. Фітин (кальцій-магнієва сіль фітинової кислоти) зустрічається у всіх частинах рослин, а у запасуючих органах відкладається у формі кулястих тілець. Існує думка, що накопичення фосфору являється адаптивною, сформованою у процесі еволюції, реакцією водних рослин на значні сезонні коливання його концентрації у воді (8, 50).

Отже, вміст фосфору у тканинах водних рослин значною мірою залежить від його кількості у навколишньому водному середовищі і концентрації доступної форми. Разом з тим вміст фосфору у представників різних груп водних рослин відрізняється. Так, у макрофітів, зокрема, у макроводоростей, його часто менше, ніж у фітопланктоні.

Водні рослини відіграють важливу роль у колообігу фосфору у водній екосистемі. У результаті життєдіяльності вони здатні виділяти його різноманітні

водорозчинні сполуки (68-70). Окрім того, здійснюючи вплив на гідрохімічний склад водного середовища (вміст кисню, рН), вони тим самим впливають на колообіг елементу у водоймі. Органічний фосфор утворюється також і в процесі розкладання детриту, при чому його кількість, що попадає у водне середовище, пропорційно масі детриту (71). У кінці життєвого циклу водних рослин органічний фосфор перетворюється в неорганічний і повертається у водну систему, замикаючи колообіг, а також зберігається у донних відкладах (72). Оскільки протікання метаболічних реакцій і ріст водних рослин значною мірою залежить від концентрації доступного фосфору, його називають “*limiting nutrient*” (71, 73-74).

Важливо відмітити також, що значення фосфору для життєдіяльності рослинних організмів вивчалось, насамперед, на прикладі наземних рослин, тому інформації про особливості його метаболізму у вищих водних рослин і водоростей вкрай мало. При нестачі фосфорного живлення синтез вуглеводів у рослин сповільнюється, а при слідових кількостях – припиняється. Так, максимальний ріст водного гіацинта (*E. crassipes*) зафіксовано при концентрації фосфору у водному середовищі 20 мг/дм³ (67). Найбільша інтенсивність росту повітряно-водної рослини *Cyperus involucratus* Rottb. зафіксована при 1-5 мг P/дм³, при чому більше 60% загальної кількості фосфору акумулюється в надземних органах – до 0,53% сухої маси (75).

Встановлено, що реакція мікроскопічних водоростей на збагачення водного середовища фосфором (або азотом) змінюється від стимуляції до прямого або непрямого пригнічення і залежить від виду та джерела поживної речовини (товща води або відклади), а також інших умов навколишнього середовища (зокрема, температури та світла) (72). При цьому спостерігаються фізіологічні реакції, які призводять до збільшення вмісту азоту, фосфору та хлорофілу у листках. З іншого боку, збагачення води фосфором може пригнічувати ріст морських водоростей унаслідок порушення внутрішнього співвідношення поживних речовин (67).

1.4. Екологічна роль сполук фосфору у гідроекосистемах

Усі компоненти екосистеми річки пов'язані між собою біотичними зв'язками, в основі яких лежить обмін речовини та енергії. Разом з тим вони залежать і від абіотичних факторів – субстрату, морфометричних, гідрофізичних, гідрологічних факторів, які значною мірою визначають характер розвитку біоти в річці. В цілому, у водоймі існує певний колообіг речовини у т. ч. з участю в ньому антропогенного стоку. Останній може певною мірою або його стимулювати, або пригнічувати, впливаючи тим самим на напрямок та інтенсивність процесів самоочищення і формування якості води (5). Надходження до річок органічної речовини, біогенів, пестицидів, солей важких металів і забруднювачів іншої природи відповідним чином впливає на життєдіяльність гідробіонтів. В результаті забруднення зменшується видовий склад іхтіофауни, фітопланктону (замість діатомових, які властиві для більшості фітоценозів малих річок, значного розвитку досягають синьо-зелені) (76). Все це приводить до погіршення умов розвитку зоопланктону і зообентосу, як кормової бази гідробіонтів, а звідси і біологічного різноманіття популяцій ссавців та птахів. Окрім цього погіршуються реакційні можливості річок.

Вплив людської діяльності на екосистеми малих річок відбувається через зміну фізико-хімічних властивостей води в результаті додаткового надходження до річки біогенних елементів, токсичних речовин, мулистих часток тощо. Відповідь екосистеми на ці фактори можна знайти як у певних змінах параметрів екосистеми в цілому, так і в зміні структури і характеру функціонування окремих її компонентів (77).

В умовах антропогенної евтрофікації у водоймах різко збільшується концентрація біогенних елементів, серед яких найбільше значення для гідробіонтів мають сполуки фосфору (78). З одного боку, Фосфор є необхідним елементом, який визначає продуктивність водного об'єкта, а з іншого – надлишок сполук фосфору у водоймах призводить до підвищення рівня трофності водойми і до наступної її деградації внаслідок бурного розвитку у ньому рослинних організмів. У морських екосистемах фосфор є «лімітуючою» речовиною у

процесах розвитку евтрофікації. Надмірне надходження сполук фосфору у морські води призводить до деградації прибережних біоценозів і відображається негативним чином на риболовстві (6). Хоча процеси евтрофікації і забруднення водойм тісно пов'язані і взаємообумовлені, між ними існує принципова відмінність. Помірна евтрофікація у цілому позитивно впливає на біологічні показники водойм, зокрема на рибопродуктивність (23).

Фосфор і його сполуки відіграють важливу роль для організмів, оскільки беруть участь у всіх видах обміну речовин. Однак, як його нестача, так і надлишок здатні викликати небажані наслідки (79). Як вважають (22), основна роль фосфору у навколишньому середовищі полягає у тому, що він є одним із поживних речовин для водоростей.

Фосфор необхідний для росту організмів і є поживним ресурсом, що визначає первинну продуктивність водойми. У водоймах, де фосфати обмежують продукцію, викид необроблених або забруднених стічних вод, сільськогосподарський стік або води промислових підприємств сприяють росту фотосинтезуючих водних мікро- та макроорганізмів у небажаних кількостях. Фосфати також трапляються на дні водойм або в біологічних болотах, в обох випадках як осажені неорганічні форми, так і включені в органічні сполуки.

Фізіологічна роль фосфору у метаболічних процесах рослинних організмів є надзвичайно великою. Цей елемент бере участь у біосинтезі білків і складних вуглеводів, енергетичному обміні (реакціях фотосинтетичного і окисного фосфорилування), поділу клітин і утворенні клітинних мембран (у складі фосфоліпідів). Фосфор є важливим компонентом макроергічних сполук (АТФ і АДФ), входить до складу ДНК, РНК, нуклеопротейдів та ряду коферментів (НАДФ, ФАД та ін.). Фосфати використовуються рослинами для утворення в клітинах буферних систем, які стабілізують реакцію середовища у тканинах (72).

Суттєве екологічне значення має забруднення вод детергентами (синтетичними миючими засобами, до складу яких входять солі неорганічних кислот та фосфати). Детергенти покривають поверхню водойм шаром поверхневої плівки, яка зменшує випаровування, що викликає підвищений прогрів поверхні

води. Утворення плівки також перешкоджає надходженню кисню у воду і виділенню вуглекислого газу в повітря впродовж тривалого часу. Детергенти поглинають частину ультрафіолетового опромінення, практично не окисляються і знижують співвідношення біологічної потреби кисню у зв'язку з чим є сильною отрутою для біоти. Так, в концентраціях понад 0,5-25 мг/дм³ детергенти викликають загибель бокоплавів і багатьох риб (16).

Фосфор є нутрієнтом з обмежених і не поновлюваних джерел, швидкість експлуатації яких у даний час набагато вище, ніж відсоток його повернення до свого природного циклу. Передбачається, що відомі і доступні джерела фосфору скоро будуть вичерпані з серйозними і незворотними економічними, соціальними та екологічними наслідками (2).

Отже, роль фосфатів у водоймах багатогранна – від участі у процесах формування хімічної рівноваги в буферних системах водойм до забезпечення колообігу хімічних елементів, як умови існування екосистем та участі у регулюванні росту, розвитку та біорізноманіття гідробіонтів у екосистемах, що в сукупності сприяє формуванню якості водного середовища як екологічного феномена (35). У зв'язку з цим виникає питання про природні фактори регуляції гомеостатичного рівня та гомеостатичної рівноваги сполук фосфору у гідроекосистемах та вплив на них антропогенної діяльності (забруднення водойм), як одного з найвагоміших трансформаційних чинників природного середовища сучасності (37).

1.5. Фізико-географічна характеристика річок дослідження

Гідрографічна мережа Тернопілької області налічує близько 2400 річок і потічків, з яких 120 річок мають довжину понад 10 км кожна. Всі вони належать до басейну Чорного моря. Річки північної частини області належать до басейну Дніпра, центральної та південної частини — до басейну Дністра. Основні річки в межах області: Горинь (притока Прип'яті, басейн Дніпра), Стрипа, Серет, Збруч (притоки Дністра), а також Дністер, який тече

вздовж південної межі області. Більшість річок (4/5) належить до басейну Дністра. Середня щільність річкової мережі Тернопільської області – 0,48 км/км². Усі річки є рівнинними річками; лише на півдні області деякі річки місцями мають ознаки гірських річок — зі швидкою течією, перекатами та водоспадами (наприклад Джуринський водоспад, Русилівські водоспади та інші).

Водозбори великих і багатьох середніх річок розташовані в кількох природних зонах та географічних областях, малі ж річки течуть здебільшого в межах однієї геоморфологічної області. У зв'язку з цим, окремі ділянки водозборів великих і частини середніх різняться між собою; басейн малої ж річки найчастіше однорідний за природними умовами.

Живлення рік області змішане: дощові, талі та підземні води. Найбільша водонасиченість рік спостерігається навесні – у березні-квітні, під час танення снігу, та в першій половині літа, під час випадання частих дощів. У другій половині літа починається нестійка літньо-осіння межень. Льодостав на ріках починається в останній декаді грудня, а інколи на початку січня і триває 60-65 днів. Льодовий режим нестійкий. Товщина криги коливається від 5-10 до 80-90 см. Наприкінці лютого-початку березня ріки скресають і настають повені. Унаслідок частих відлиг у теплі зими трапляється декілька льодоставів, навіть повне зникнення криги. Максимальний рівень повені припадає на другу половину березня, але інколи він буває в лютому, а в холодні пізні весни – у квітні.

Загальний обсяг річкового стоку – 7,26 км³. У зв'язку з тим, що ріки області мають порівняно великий нахил русел, їхні течії досить швидкі – 0,5-1,5 м/сек, а в межень – 0,2-0,3 м/сек.

Величина твердого стоку пов'язана з інтенсивністю ерозійних процесів у басейнах річок. Його показником є каламутність води, обумовлена кількістю завислих у воді твердих частинок. Каламутність води змінюється за сезонами по довжині річок. У верхів'ях вона щодо невелика і збільшується до гирлових ділянок. Найпрозоріша і найчистіша вода – в період літньої і зимової межені, коли відсутній поверхневий стік, а живлення річок відбувається зазвичай за

рахунок підземних вод. Під час весняних повеней та паводків кількість наносів у річках збільшується.

Хімічний склад річкових вод переважно гідрокарбонатно-кальцієвий, мінералізація 200-400 мг/дм³.

Води річок Тернопільщини можна використовувати для побутових, сільськогосподарських і технічних потреб та риборозведення (80-81).

Гідроекологічна характеристика р. Збруч (ПЗТ). Збруч – друга за довжиною притока Дністра в області. Довжина річки – 247 км, ширина русла в середньому – 15-25 м, глибина – 0,2-2,5 м. Площа басейну річки – 3350 км². У живленні водойми переважають снігові води, на які припадає до 45-50% річної величини стоку. Вода ріки відзначається порівняно значною мінералізацією (400-700 мг/дм³), досить тверда, сіруватого кольору. Ріка в основному використовується для гідроенергетики та промислового водопостачання. На Збручі побудовано ряд ГЕС потужністю від 20 до 150 кВт кожна. Основними забруднювачами даного водного об'єкту на території області являються Підволочиське УЖКГ і КП «Водоканал-сервіс», підприємства м. Хоросткова.

Гідроекологічна характеристика р. Стрипа (АТ). Стрипа – третя за величиною з лівих приток Дністра у межах Тернопільської області. Площа її водозбору становить 1610 км² (майже 12% території області). Довжина річки – 147 км, ширина русла в середній течії – 10-65 м, глибина – 0,5-1,0 м. Основними забруднювачами р. Стрипа є КП «Зборівський водоканал» і КП «Бучацький ККП», Бучацький сирзавод.

Гідроекологічна характеристика р. Золота Липа (ТТ). Золота Липа є четвертою за довжиною ріка області, але друга за водністю. Довжина річки – 1440 км², ширина русла від 5 до 50 м, середня глибина – 0,5 – 2,0 м. На якість води впливають кількість і якість зворотних вод, скинутих, в основному, МКП «Добробут», підприємствами м. Бережани. Загальноміські очисні споруди в м. Бережани не добудовані і річка забруднюється господарсько-побутовими стоками.

Гідроекологічна характеристика р. Серет (УТ). Серет – найдовша із приток Дністра у межах області. Площа її басейну – 3900 км², що становить майже 1/3 площі області. Довжина річки – 248 км, ширина русла – 10-20 м, середня глибина – 0,5-2,0 м. Основними забруднювачами річки є КП «Зборівський водоканал», КП «Теребовля» і Чортківський ВУВКГ (82-83).

1.6. Проблема забруднення фосфатами досліджених річок Тернопільщини

Регіональне забруднення малих річок призводить до погіршення якості води у середніх і великих річках, що створює серйозну небезпеку для здоров'я населення (1, 82). Особлива чутливість малих річок до антропогенних навантажень і порушень стійкості гідроекосистем викликає необхідність їх раціонального використання, вирішення ряду проблемних питань щодо регулювання їх структури та функціонування. Тернопільщина має розгалужену гідрографічну сітку мало дебітних, слабо захищених водотоків. Внаслідок цього навіть незначне локальне забруднення річки чи потічка може мати катастрофічні наслідки для цілого басейну, а то й підземних горизонтів.

Основними забруднювачами водних об'єктів є атмосферні опади, що містять забруднюючі речовини промислового походження; міські стічні води (побутові, каналізаційні стоки тощо); сільськогосподарські стічні води (відходи тваринницьких комплексів, змив з полів добрив і пестицидів дощами та весняними талими водами тощо); неочищені або недостатньо очищені промислові стічні води. Особливо небезпечними забруднювачами є підприємства житлово-комунального господарства, через каналізаційні мережі яких скидається близько 80% забруднених зворотних вод. Головною причиною цього є значна зношеність каналізаційних мереж, насосних станцій, очисних споруд, несвоєчасне проведення поточних та капітальних ремонтів, припинення експлуатації обладнання у зв'язку з високою енергоємністю, низька кваліфікація обслуговуючого персоналу, недостатня увага міських і селищних голів до питань забезпечення належного

функціонування згаданих об'єктів (80, 84-86).

Забруднення води речовинами, що містять надмірну кількість фосфору, сприяє інтенсивному розмноженню одноклітинних водоростей, особливо синьо-зелених, які в процесі свого біологічного розвитку зменшують вміст кисню у воді, утворюють токсичні речовини і викликають масову загибель гідрофауни. Прісна вода стає непридатною для пиття і небезпечною для життя (87-89).

Список використаних джерел

1. Сніжко, С. І. *Оцінка та прогнозування якості природних вод / Ніка* : Центр: Київ, 2001; с 262.
2. Савлущинська, М.О; Горбатюк, Л.О. Фосфор у водних екосистемах. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія* **2014**, 4 (61), с 153–162.
3. Поліщук, В.В. *Малі річки України та їх охорона*; Знання: Київ, 1988; с 32.
4. Козловська, М.С. Екологічні проблеми водних ресурсів. В *Стан навколишнього середовища*; 5; Козловська, М.С., Ред.; ВЕЛ: Київ, 2008; с 32.
5. Даценко, Ю. С. *Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты*; ГЕОС: Москва, 2007; с 252.
6. Кресин, В.С.; Еременко, Е.В.; Захарченко, М.А.; Юрченко, А.И. Динамика поступления соединений фосфора в украинские прибрежные воды Черного моря и комплекс водоохраных мероприятий. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності* **2008**, 5, с 28–33.
7. Кривовязов, Е.Л. *Неорганические полимерные фосфаты*; Знание: Москва, 1978; с 59.
8. Романенко, В.Д. *Основи гідроекології* : підруч. для студ. еколог. і біолог. Спец.; Обереги: Київ, 2001, с 728.

9. Дмитриева, Н. Г.; Эйно́р, Л.О. Формы и содержание фосфора в природной воде и определяющие факторы его круговорота. *Водные ресурсы* **1984**, 4, с 110–120.
10. Журавлева, Л. А.; Грубина, Н.А. Режим фосфора в воде Низовья Дуная и его сток в Черное море. *Гидробиол. журн.* **1993**, 29 (6), с 31—88.
11. Correll, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poult. Sci.* **1999**, 78 (5), pp 674-682.
12. Pelley, J. Neglected forms of phosphorus play important role. *Environ. Sci. and Technol.* **2004**, 38 (20), pp 383—384.
13. Cade-Menun, B. J.; Navaratnam, J. A.; Walbridge, M. R. Characterizing dissolved and particulate phosphorus in water with ³¹P nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Environ. Science & Technol.* **2006**, 40 (24), pp 7874—7880.
14. Морозова, А. А. Взвешенные формы железа и фосфора в воде Киевского водохранилища. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія* **2010**, 3 (20), с 169 – 177.
15. Reynolds, C.S.; Davies, P.S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* **2001**, 76 (1), pp 27—64.
16. Лукьянова Т.С. *Влияние загрязнения на распределение биологических ресурсов Мирового океана*; Изд-во “Знание” РСФСР : Москва, 1991 с 48.
17. Эдельштейн, К. К. Антропогенные потоки фосфора в глобальном гидрологическом цикле. *Вестн. Моск. ун-та. Сер. География* **1997**, 2 с 21 – 26.
18. *Eu environment directorate. Phosphates and alternative Detergent Builders. Final Report WRC Ref: UC 4011; June, 2002 p 334.*
19. Paytan, A.; McLaughlin, K.; Baskaran, M (ed.) Tracing the Sources and Biogeochemical Cycling of Phosphorus in Aquatic Systems Using Isotopes of Oxygen in Phosphate. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*,

- Advances in Isotope Geochemistry*, Springer-Verlag: Berlin Heidelberg, 2011; pp 419–436.
20. Совга, Е.Е.; Жоров, В.А.; Богуславский, С.Г. Многолетняя изменчивость потоков фосфора в северо-западную часть Черного моря *Морской гидрофизический журнал* **2000**, 4, с 59–69.
21. Журавлева, Л.А.; Морозова А.А. Сток общего взвешенного вещества Днепра и Южного Буга в Черное море. *Гидробиол. журн.*, **1999**, 1, с 96–102.
22. Гриффит, С.; Битон, А.; Спенсер, Дж.; Митчел, Д., Ред. *Фосфор в окружающей среде*, Мир: Москва, 1977; с 760.
23. Кульский, Л.А.; Сиренко, Л.А.; Шкавро, З.Н. *Фитопланктон и вода*; Наукова думка: Київ. 1986; с 136.
24. Журавлева, Л. А.; Морозова, А.А. Сток общего взвешенного фосфора из Днепроовско-Бугской устьевой области в Черное море. *Гидробиол. журн.* **1999**, 4, с 101–105.
25. Costa, A.; Rolim, M.; Bonfim-Silva, E. et al. Accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium in sugarcane cultivated under different types of water management and doses of nitrogen. *Australian Journal of Crop Science* **2016**, 10 (3), pp 362–369.
26. Гутельмахер Б. Л. Количественная оценка круговорота фосфора в начальных звеньях трофической цепи. *Океанология* **1981**, 21 (4), с 634–638.
27. Булдовская, О.Р. Трансформация соединений фосфора в пресноводных экосистемах. Дисс. на соиск. ученой степени канд. геогр. наук: 11.00.07, Москва, 1998.
28. Курейшевич, А. В.; Медведь, В.А. Оценка соотношения между содержанием хлорофилла а и фосфора в воде днепровских водохранилищ. *Гидробиол. журн.* **2006**, 42 (1), с 35–46.
29. Nowlin Weston, H.; Davies John-Mark; Mazumber Asit. Planctonic phosphorus pool sizes and cycling efficiency in coastal and interior British. *Columbia lakes Freshwater Biol* **2007**, 52 (5), pp 860–877.

- 30.Reddy, K.R.; Newman, S.; Osborne, T.Z. Phosphorus cycling in the Greater Everglades Ecosystem: legacy phosphorus implications for management and restoration. *Critical reviews in Environ. Sci. and Technol* **2011**, 41, pp 149–186
- 31.Жукова, Т.В. Режим фосфора, его роль в биотическом круговороте и евтрофировании (на примере озер Нарочанской группы). *Гидробиол. журн.* **1989**, 25 (4), с 24–28.
- 32.Markel, D.; Kolodny, Y.; Luz, B.; Nishri, A. Phosphorus cycling and phosphorus sources in Lake Kinneret: Tracing by oxygen isotopes in phosphate. *Israel J. Earth Sci.* **1994**, 43, pp 165–178.
- 33.Эдельштейн, К. К. Антропогенные потоки фосфора в глобальном гидрологическом цикле. *Вестн. Моск. ун-та. Сер. География* **1997**, 2 с 21–26.
- 34.Савенко, В. С. О содержании фосфора в поверхностной пленке Можайского водохранилища. *Гидробиол. журн.* **1979**, 15 (6), с 106–108.
- 35.Ruttenberg, K. C. The Global Phosphorus Cycle. *Treatise on Geochemistry* **2003**, 8, pp 585–633.
- 36.Надкевич, Л.І.; Надкевич, А.Л. Інновації комбінованого впливу агрохімікатів, нафтопродуктів і детергентів на організм тварин, здоров'я людини та воду водоймищ Тернопільщини. *Безпека життєдіяльності* **2007**, 10, с 25.
- 37.Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Фосфати у водних екосистемах. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія* **2013**, 3 (56), с 78–85.
- 38.Куприянов, В.В. *Гидрологические аспекты урбанизации*; Гидрометеоиздат: Ленинград, 1977; с 184.
- 39.Третьяков, В.Ю.; Яременко, В.А. Особенности состава синтетических моющих средств и методы их дезактивации. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності* **2008**, 5, с 77–78.
- 40.Conley, D.; Paerl, H.; Howarth, R.; Boesch, D. et al. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science Magazine* **2009**, 323, pp 1014–1015.

41. Захарова, Е. А. Основные закономерности глобального стока фосфора. Дисс. на соискание ученой степени канд. географ. наук, Москва, 1995.
42. Dai, J. C.; Song, J. M.; Li, X. G. Sediment record of phosphorus and the primary study of its bioavailability in Jiaozhou Bay sediments. *Environ. Sci. Technol.* **2007**, 28 (5), pp 929 – 936.
43. Chunye, L.; Zhigang, W.; Mengchang, H. Phosphorus sorption and fraction characteristics in the upper, middle and low reach sediments of the Daliao river systems, China. *J. of Hazardous Materials* **2009**, 170 (1), pp 278-285.
44. Жукова, Т. В.; Бабицкий, В. А. Влияние зообентоса на поток фосфора из донных отложений в воду в озерных биотопах. *Гидробиол. журн.* **2001**, 37 (1), с 27 – 36.
45. Линник, П. М.; Морозова, А.О. Десорбція сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників. *Гідрологія, гідрохімія і гідро екологія* **2006**, с 73 – 81.
46. Добровольский, Г.В.; Никитин, Е. Д. *Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв)*, Наука: Москва, 1990; с 261.
47. Носко, Б.С.; Гладких, Є.Ю. До проблеми трансформації і тривалості післядії фосфорних добрив у чорноземах. *Вісник аграрної науки* **2012**, 5, с 11-15.
48. Полупан, М. І.; Соловей, В. Б.; Коростін, О. В. Природний рівень фосфору у ґрунтах України залежно від їх генетичної природи. *Вісник аграрної науки* **2008**, 5, с 14-23.
49. Христенко, А.О. Рухомість «рухомих» елементів живлення рослин у ґрунті. *Вісник аграрної науки* **2009**, 8, с 16-19.
50. Кусакина, М.Г.; Ефремченко, О.З.; Орлова, Н.В.; Коновалова, Д.В. Влияние техногенного засоления на фракционный состав фосфорных соединений растений. *Вестн. Перм. Ун–та.* **2005**, 6, с 155–158.
51. Тараріко, О.Г.; Корчовий, І. А.; Фролова, О. М. Комплексна агроекологічна оцінка ландшафтів водозбірних басейнів малих річок. *Агроекологічний журнал* **2006**, 3, с 3-7.

- 52.Гладкіх, Є.Ю. Зміна фракційного складу мінеральних фосфатів під впливом застосування мінеральних добрив. *Вісник аграрної науки* **2010**, 10, с 72-75.
- 53.Левич, А. П.; Булгаков, Н. Г.; Замолодчиков, Д. Г. *Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ*; Товарищество научных изданий КМК: Москва, 1999; с 136.
- 54.Shcherbak, V. I. Phytoplankton as a Model Object of Evaluating the Influence of Power Complexes on Water Ecosystems. *Engineering Simulation* **1999**, 16, pp 513–519.
- 55.Спивак, Э. Г. *Влияние пестицидного загрязнения и вырубки лесов на гидробионтов речных экосистем* ; Потапенко, Е. С., Ред.; Азовский науч.-исслед. ин-т рыбного хозяйства; Мини Тайп: Ростов на Дону, 2015; с 150.
- 56.Курейшевич, А. В.; Сиренко, Л. А. Влияние фитопланктона на формирование рН воды (на примере днепровских водохранилищ). *Гидробиол. журн.* **1994**, 30 (2), с 7–22.
- 57.Курейшевич, А. В. «Отклик» фитопланктона днепровских водохранилищ на увеличение содержания в воде азота и фосфора. *Гидробиол. журн.* **2005**, 41 (4), с 3–23.
- 58.Денисова, Н.В. Оценка степени антропогенного евтрофирования пойменных озер по фитопланктону. *Гидробиол. журн.* **2005**, 6, с 33–43.
- 59.Лузовіцька, Ю. А.; Осадча, Н. М.; Осадчий, В. І. Винос біогенних елементів із водозбору річки Десни. *Наук. праці УкрНДГМІ* **2011**, 261 с 117–138.
- 60.Клоченко, П. Д. Содержание неорганических соединений азота и развитие фитопланктона в некоторых типах водоемов. *Гидробиол. журн.* **1993**, 29 (6), с 88–95.
- 61.Клоченко, П. Д. Суточная динамика неорганических соединений азота в культуральной среде водоростей. *Гидробиол. журн.* **1995**, 31 (6), с 53–60.
- 62.Георгиева, Е. Ю. Особенности суточной изменчивости фитопланктона северо-западного шельфа Черного моря в осенний период. *Экосистемы, их оптимизация и охрана* **2012**, 7, с 191–197.

63. Мухутдинов, В. Ф. Продуктивность фитопланктона и гидрохимический режим Юмагузинского водохранилища (р. Белая, Башкортостан) в первые годы его существования. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. 03.02.10 – Гидробиология, Борок, 2013.
64. Усенко, О.М.; Мантурова, О.В.; Сакевич, А. И. Влияние фосфорсодержащих гербицидов на функциональную активность водорослей. *Гидробиол. журнал*. **2010**, 46 (1), с 75-87.
65. Пархоменко, А. В. Количественная оценка потребления фосфата микропланктоном в Черном море в зимний период. *Экология моря* **2000**, 51, с 14 – 19.
66. Пархоменко, А. В.; Кирикова, М. В. Потребление и время оборота неорганического фосфора в водах черного моря в осенний период. *Морський екологічний журнал* **2004**, 2, с 54 – 71.
67. Пасичная, Е. А.; Горбатюк, Л. О.; Арсан, О. М.; и др. Влияние соединений фосфора на водные растения (обзор). *Гидробиол. журнал*. **2015**, 51 (1), с 93–108.
68. Хамар, І.С.; Прокопів, А.І. Гідромакрофіти озера Пісочне як індикатори трофності водойми. *Биологический вестник* **2004**, 8 (2), с 13–15.
69. Морозова, А. А.; Дьяченко, Т. Н. Влияние высшей водной растительности на содержание и режим взвешенного фосфора в пойменных водоемах Нижнего Днепра. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту*. **2005**, 3 (26), с 314 – 316.
70. Федорчук, І.; Мусієнко, М. Вища водна рослинність та її роль у формуванні екологічного стану річкових систем природоохоронних територій. *Вісник Київського нац. ун-ту імені Тараса Шевченка* **2006**, 10, с 42–45.
71. Дмитриева, Н. Г.; Эйнон, Л. О. Роль макрофитов в превращениях фосфора в воде. *Водные ресурсы* **1985**, 5, с 101–110.
72. Haller, W.; Sutton, D.L. Effect of pH and high phosphorus concentration on growth of water hyacinth. *Hyacinth Control J.* **1973**, 11, pp 59–61.

73. *Химия окружающей среды*; Бокриса, Дж., Ред.; Химия: Москва, 1982; с 672.
74. Куцоконь, Н. Рослинні тест-системи для визначення генотоксичності. *Вісн. НАН України* **2010**, 4, с 48-52.
75. Hocking, P.J. Responses of *Cyperus involucratus* Rottb. to nitrogen and phosphorus, with reference to wastewater reclamation. *Water Res.* **1985**, 19(11), pp 1379-1386.
76. Поліщук, В.В. *Малі річки України та їх охорона*; Знання: Київ, 1988; с 32.
77. Quevedo, C.M.; Paganini, W.S. The impact of human activities on the dynamics of phosphorus in the environment and its effect on public health. *Cien. Saude Colet.* **2011**, 16 (8), pp 3529–3539.
78. Арсан, О.М.; Соломатина, В. Д.; Романенко, В. Д. Роль фосфора водной среды в регуляции биоэнергетических процессов у рыб. *Гидробиол. журнал* **1984**, 20 (1), с 53-57.
79. Полищук, А. А.; Яловский, Г. В.; Мозолева, Т. Н.; Гольцов, В. И. Содержание фосфатов в р. Днестр и сточных водах г. Одесса. *Укр. гідрометеорол. Журнал* **2012**, 11, с 195-201.
80. Свинко, Й.М. *Нарис про природу Тернопільської області: геологічне минуле, сучасний стан*; Навчальна книга – Богдан: Тернопіль, 2007; с 192.
81. *Природні умови та ресурси Тернопільщини*; Сивий, М.Я., Ред.; ТзОВ “Терно-граф”: Тернопіль, 2011; с 512.
82. Сінгалевиц, О.В; Березовська, Г.О.; Груніна, С.О.; Зайшлий, О.М.; Козак, О.П.; Леньків, І.В.; Миколаєвич, О.М.; П’ятківський, І.О.; Синиця, Г.Б.; Трояновська, С.М.; Фижик, М.Б. *Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області у 2015 році*; Тернопіль, 2016; с 223.
83. *Природа Тернопольской области*; Геренчука, К. И., Ред.; Вища школа: Львів, 1979; с 167.
84. Яцик, А.В.; Бишовець, Л.В.; Богатов. Є.О. та ін. *Малі річки України: Довідник*; Яцик, А.В., Ред.; Урожай: Київ, 1991; с 296.

- 85.Соколовський, О.; Кордубан, В. *Екологія Тернополя в цифрах і фактах на межі тисячоліть. Міський екологічний бюлетень*; Мальва-ОСО: Тернопіль, 2001; 4; с 176.
- 86.Мисковець, І.Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області). Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: спеціальність 11.00.11 – Конструктивна географія та раціональне використання природних ресурсів, Чернівці, 2003.
- 87.*Екологічні проблеми водних ресурсів (Стан навколишнього середовища, 5*; Козловська, М.С., Ред.; ВЕЛ: Київ, 2008; с 32.
- 88.Вишневецький, В. І. Антропогенний вплив на річки України. Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геогр. наук: спеціальність 11.00.11 – Конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів», Львів, 2003.
- 89.Вовкодав, Г. М. Оцінка стану поверхневих водних об'єктів України. *Збалансоване природокористування* **2015**, 2, с 66-68.

РОЗДІЛ 2. ОРГАНІЗАЦІЯ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Об'єкти досліджень

В основу дисертаційної роботи покладені результати спостережень та експериментальних досліджень, отримані як в природних, так і в лабораторних умовах.

Проби зразків для аналізу відбирались з чотирьох головних водних артерій Тернопільської області: р. Збруч, р. Серет, р. Золота Липа та р. Стрипа. Станції відбору проб для трьох річок розташовувались нижче адміністративних центрів районів (с. Острів Тернопільського району $49^{\circ}29'15''$ пн. ш., $25^{\circ}34'51''$ сх. д. (р. Серет), с. Посухів Бережанського району $49^{\circ}24'35''$ пн. ш., $24^{\circ}57'09''$ сх. д. (р. Золота Липа), с. Жизномир Бучацького району $49^{\circ}01'55''$ пн. ш., $25^{\circ}22'56''$ сх. д. (р. Стрипа)) для відображення антропогенного навантаження міст на досліджувані водойми. У зв'язку з цим межі виокремлених територій практично співпадають із межами адміністративних районів області. Для виключення антропогенного впливу на гідроекосистему, проби води з р. Збруч відбирались у межах природного заповідника «Медобори», Гусятинського району – $49^{\circ}13'46''$ пн. ш., $26^{\circ}11'55''$ сх. д.

Для визначення впливу на гідроекосистеми області (басейни річок) антропогенних чинників, нами було виділено чотири типи територій, що відрізняються за рівнем антропогенного навантаження: природно-заповідна (ПЗТ), аграрна (АТ), техногенно-трансформована (ТТ) та урбанізована (УТ) території (рис. 2.1.).



Рис. 2.1. Картосхема досліджуваних територій Тернопільської області з різним ступенем антропогенного навантаження: 1 – ПЗТ, 2 – АТ, 3 – УТ, 4 – ТТ; масштаб: 1:1750000

Проаналізувавши статистичні дані Головного управління статистики у Тернопільській області, Управління екології та природних ресурсів Тернопільської обласної державної адміністрації, Державної екологічної інспекції у Тернопільській області, Тернопільського обласного управління водних ресурсів, за критерії виділення територій дослідження було вибрано наступні показники: показник заповідності району, коефіцієнт антропогенного навантаження та екологічної стійкості районів, чисельність та щільність населення району, показник промислового виробництва, показники розвитку рослинництва та

тваринництва, щільність транспортної мережі, площа орних земель, кількість внесених мінеральних добрив, обсяг скинутих зворотних вод.

Оскільки показник заповідності Гусятинського району (14,21%) є найвищим серед інших територій, а територія району характеризується сприятливою екологічною ситуацією (1), до ПЗТ було включено екологічно чисту територію Гусятинського району в межах природного заповідника «Медобори». Виокремлена нами аграрна територія в межах Буцацького району характеризується значним показником розораності (92,9%), кількістю внесених фосфорних добрив (3670 ц/100% поживних речовин) та одним з найвищих показників ведення рослинництва (найбільша частка посівів зернових культур) та тваринництва (найвища щільність поголів'я свиней). Найвищі показники чисельності (67,3 тис. ос.) та щільності (0,089 тис. ос./км²) населення у Тернопільському районі дозволили віднести дану територію до урбанізованої. Показники промислового виробництва та кількості промислових підприємств (14 од.), щільність транспортної мережі, обсяг скинутих зворотних вод (313,67 т) Бережанського району є другими після Тернопільського серед досліджуваних територій, що сприяли віднесенню даного району до техногенно-трансформованого.

2.2. Матеріали та методи досліджень

Визначення хімічного складу абіотичних складових гідроекосистем

Воду, донні відклади та прибережний ґрунт відбирали з п'яти різних точок річки за стійких погодних умов, між 8 і 16 годинами світлового дня. Для цього використовували пластикові пробовідбірники об'ємом 1 дм³ та поліетиленові пакети. Перед тим, як взяти пробу, посуд декілька разів прополіскували водою. Проби води відбирали з середини річки, під поверхнею води у верхній третині загальної глибини (30-40 см під поверхнею) (2, 3).

Кожну пробу води фільтрували через фільтр обеззолений «синя стрічка» d 70 мм на місці її відбору. Під час відбору проб температуру води вимірювали

ртутним термометром з ціною поділки 0,1-0,5°C. Термометр закріплювали так, щоб ртутний резервуар був на глибині 0,3-0,5 м, витримували там 8-10 хв. і фіксували температуру відразу ж після його підйому (4-6). Показник рН вимірювали за допомогою іоніміра ЭВ-74, а вміст розчиненого у воді кисню – киснеміра АЖА-101М.

До сполук фосфору відносять оксиди фосфору, фосфоровмісні кислоти і їх солі та фосфіти. З огляду на завдання дослідження, ми досліджували оксид фосфору (V) P_4O_{10} у його спрощеному вигляді – P_2O_5 та аніон PO_4^{3-} ортофосфорної кислоти HPO_4 в абіотичних та біотичних складових гідроекосистем.

Для визначення у воді фосфатів використовували фотометричний метод з молібдатом амонію $(NH_4)_2MoO_4$. Внаслідок взаємодії ортофосфату з молібдатом амонію у кислому середовищі (рН \approx 1) у присутності аскорбінової кислоти утворюється інтенсивно забарвлена у синій колір сполука – «молібденова синь». Ця реакція відбувається при нагріванні. Чутливість визначення становить 0,02 мг $PO_4^{3-}/дм^3$. Оптичну густину розчинів вимірювали при $\lambda = 690$ нм (червоний світлофільтр). Для перерахунку отриманих величин у концентрацію фосфору фосфатів, мг P/дм 3 , показники множили на 0,3263 (7), описаним (8)

Оскільки в Тернопільській області найбільшу площу займають чорноземи опідзолені лісостепові (близько 72%), мінеральні рухомі форми фосфору визначали за методикою Чирикова, яка є стандартною для чорноземів і сірих лісових ґрунтів степової і лісостепової зон (9). Метод ґрунтується на вилученні фосфору і калію із ґрунту 0,5 н. розчином оцтової кислоти (рН 2,5) при співвідношенні ґрунт: розчин = 1:25 і температурі 18-20°C з подальшим визначенням вмісту фосфору в розчині методом Деніже, варіант Труога-Майєра, на фотоелектроколориметрі (10). Метод заснований на здатності фосфорної кислоти давати голубе забарвлення з молібденово-кислим амонієм у присутності хлористого олова.

Визначення вмісту валових форм фосфору у донних відкладах та прибережних ґрунтах здійснювали згідно (11). Даний стандарт визначає метод повного розчинення, із застосуванням плавикової та перхлоратної кислот для різних елементів у ґрунті, серед яких є Фосфор. Просушений і розмелений зразок

попередньо обробляють для зруйнування органічного матеріалу, а потім травлять сумішшю плавикової та перхлоратної кислот. Після випаровування до майже сухого стану залишок розчиняють у хлоридній або нітратній кислотах. Вміст фосфору в розчині визначали методом Деніже, варіант Труога-Майєра на фотоелектроколориметрі (10). Вміст рухомих форм фосфору та його валового вмісту виражали в мг P_2O_5 на 1 кг ґрунту.

Для визначення вмісту металів у воді здійснювали фільтрування проб води через мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм та концентрування води до 10 разів шляхом випарювання. Визначення важких металів у донних відкладах та ґрунтах визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі (ААС) з лампами порожнистого катоду типу С 115-1М з використанням пропан-бутан-повітря, ацетилен-закис азоту при відповідних довжинах хвиль, що відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів згідно зі стандартними методиками (12-13, 15).

Дослідження біотичних складових гідроекосистем

Вміст фосфору у вищих водних рослинах визначали завдяки мінералізації проби способом мокроого озолення, після чого фосфорна кислота залишається у золі у вигляді солей різних металів (14). Ці солі розчиняли соляною кислотою. Наступне визначення фосфору проводили методом Деніже (варіант Труога-Майєра) (10). Вміст фосфору у рослинах виражали в мг P_2O_5 на 1 г сухої маси.

Для визначення вмісту важких металів у пробах вищих водних рослин їх висушували у сушильній шафі за температури 60-65°C до повітряно-сухого стану. Повітряно-суху пробу подрібнювали і просіювали через сито з отворами діаметром 2 мм. Залишок на ситі після подрібнення ножицями або в ступці додавали до просіяної частини і ретельно перемішували. Мінералізацію проб рослин проводили методом мокроого озолення, після чого визначали важкі метали в зольних розчинах рослинних проб на атомно-абсорбційному спектрофотометрі (ААС) при відповідних довжинах хвиль, що відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів згідно зі стандартними методиками (12-13, 15).

Проби фітопланктону відбирали і опрацьовували згідно загальноприйнятої

методики (16-17). При ідентифікації водоростей використовували загальновідомі визначники серії «Визначник прісноводних водоростей України» (18-23). Чисельність фітопланктону встановлювали за допомогою камери Нажотта, а біомасу розраховували стереометричним методом (19).

Дослідження біохімічних показників рослин

Вищі водні рослини відбирали у нативному стані з річок і відмивали від осаджень та перифітонних організмів згідно з рекомендаціями (17).

Для визначення катіонзалежної АТФ-азної активності рослин готували ферментний препарат (наважка рослинного матеріалу) з додаванням 0,05 М трис-НСІ буферу (рН 7,4) і 0,25 М розчину сахарози, який двічі центрифугували при 1000 об/хв. Інкубаційна суміш складалася із 0,05 М розчину трис-НСІ, 16 мМ розчину АТФ, 400 мМ розчину КСІ і ферментного препарату. Реакцію зупиняли 25% ТХО, після чого розчин фільтрували через щільний обеззолений фільтр і в фільтраті визначали фосфор з молібдатом амонію методом Деніже (варіант Труога-Майєра) (10). Активність ферменту виражали в мікромолях неорганічного фосфору, який відщеплений за 1 год в розрахунку на 1 мг білка (24). Вміст білків у біомасі рослин визначали за методом Лоурі (25).

Для визначення активності лужної фосфатази до ферментного препарату додавали боратний буфер рН 9,0, 0,2 мл 0,001М розчину $MgCl_2$ і субстрат – гліцерофосфат натрію з концентрацією 5 мг в 1 мл. Суміш інкубували в термостаті впродовж 2 год при температурі 35°C, після чого реакцію зупиняли 10% ТХО. Загальний об'єм суміші доводили дистильованою водою до 10 мл і центрифугували 10 хв при 5000 об/хв. Паралельно проводили «холосте» визначення неорганічного фосфору. Для цього в реакційну суміш відразу після додавання ферментного препарату доливали ТХО, щоб попередити ферментативне розщеплення фосфору. У розчині визначали фосфор з молібдатом амонію методом Деніже (варіант Труога-Майєра) (10). Кількісна різниця між дослідним і холостим визначенням фосфору слугувала мірою активності ферменту. Активність ферменту виражали у мг неорганічного фосфору в 1 г сирової тканини за 1 год (24).

Для дослідження поглинальної здатності фосфатів із води вищими водними рослинами був проведений модельний експеримент. Для цього із р. Серет (УТ) в околицях м. Тернополя було відібрано Лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), Настурцію лікарську (*Nasturtium officinale* R. Br.) та Незабудку болотяну (*Myosotis palustris* (L.) L.). Частину відібраних зразків рослин було поміщено у простерилізовані скляні ємності місткістю 10 дм³ із водою з р. Серет, що прийняли за контроль (К). Для модельного досліду (Д) у річкову воду додавали розчин дигідрофосфату натрію (NaH₂PO₄), в якому фосфор (Р) взятий у кількості 3,5 мг/дм³ – концентрація, при якій елемент активно поглинається рослинами із води та рівномірно розподіляється у листі, стеблі та корені (26). Експозиція рослин на розчинах та у природній воді тривала впродовж чотирьох місяців (з жовтня по січень). Температура повітря в приміщенні становила 18-20°C, температура води 14-16°C, освітленість – 10000 Лк за допомогою люмінесцентних ламп (світлова/темнова фази – 16/8 год). Визначали перманганатну та біхроматну окиснюваність води за загальноприйнятою методикою (5), вміст фосфатів у воді, вміст фосфору у рослинах, катіонзалежну АТФ-азну активність рослин та активність лужної фосфатази – згідно вищенаведених методик.

Всі використані в дослідженнях вимірювальні прилади стандартизовані і повірені експертизою ДП «Тернопільський науково-виробничий центр стандартизації, метрології і сертифікації» з видачею свідоцтв про перевірку законодавчо-регульованого засобу вимірювальної техніки: атомно-абсорбційний спектрофотометр С 115-М1 (№ сертифікату 743-Ф); іономір ЭВ 74 (№ сертифікату 745-Ф); спектрофотометр СФ 46 (№ сертифікату 742-Ф); фотоелектроколориметр КФК-2 (№ сертифікату 744-Ф); киснемір АЖА-101,1 V1(№ сертифікату 741-Ф).

В роботі використані хімічні реактиви кваліфікації «ОСЧ» та «ЧДА».

Для аналізу показників використовували статистичні параметричні критерії (t-критерій Стьюдента, кореляційний аналіз, багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз) за нормального розподілу величин; рівень статистичної значущості; варіаційні ряди розподілу (розмах варіації, середнє квадратичне

відхилення).

Список використаних джерел

1. Янковська, Л. Еколого-географічне районування Тернопільської області. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія Географія* **2003**, 2, с 31–36.
2. ДСТУ ISO 5667-6-2001. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків. (ISO 5667-6:1990, IDT)
3. Кукурудза, С.І.; Перхач, О.Р. *Використання та охорона водних ресурсів: навч. посіб.: для вищ. навч. закл.*; Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка: Львів, 2009; с 304.
4. Лурье, Ю. Ю. *Унифицированные методы анализа вод*; Химия: Москва, 1973; с 376.
5. Лурье, Ю.Ю.; Рыбникова, А. И. *Химический анализ производственных сточных вод*; Химия: Москва, 1974; с 336.
6. Лейте, В. *Определение органических загрязнений питьевых, природных и сточных вод : пер. с нем.*; Лурье, Ю.Ю., Ред.; Химия: Москва, 1975; с 200.
7. Методика виконання вимірювань «Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчинених ортофосфатів фотометричним методом» // МВВ081/12-0005-01 від 16.11.2001; с 17.
8. Осадчий, В. І.; та ін. *Процеси формування хімічного складу поверхневих вод*; Ніка-Центр: Київ, 2013; с 239.
9. ДСТУ 4115-2002. Ґрунти. Визначення рухомих сполук фосфору і калію за модифікованим методом Чирикова
10. Радов, А.С.; Пустовой, И.В.; Корольков, А.В. *Практикум по агрохимии*; Колос: Москва, 1978; с 350.

11. ДСТУ ISO 14869-1:2005. Якість ґрунту. Розчинення для визначення валового вмісту елемента. Частина 1. Розчинення плавикою та перхлоратною кислотами
12. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – Москва, 1992; с 62.
13. Новиков, Ю. В.; Ласточкина, К. О.; Болдина, З. Н. *Методы исследования качества воды водоемов*; Медицина: Москва, 1990; с 400.
14. *Методы биохимического исследования растений*; Ермаков, А.И., Ред.; Ленинград, 1972; с 365.
15. Чибисова, Н. В. *Практикум по экологической химии: учебное пособие*; Калининград, 1999; с 94.
16. Топачевский, А. В.; Масюк, Н.П. *Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие*; Вища школа: Київ, 1984; с 334.
17. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*; Романенко, В.Д., Ред.; ЛОГОС: Київ, 2006; с 408.
18. Коршиков, О. А. *Підклас Протококові (Protococcineae). Вакуольні (Vacuolales) та Протококові (Protococcales) (Визначник прісноводних водоростей Української РСР, 5-е вид.; Вид-во Академії Наук УРСР: Київ, 1953; с 440.*
19. Топачевский, О. В.; Оксіюк, О.П. *Діатомові водорості – Bacillariophyta (Diatomeae) (Визначник прісноводних водоростей Української РСР), 11-е вид.; Київ : Вид-во Академії Наук УРСР, 1960; с 412.*
20. Кондратьєва, Н. В. *Синьозелені водорості – Суанорphyta. Ч. 2. Клас Гормогонієві – Ногмогоніорphyseae (Визначник прісноводних водоростей Української РСР), 1-е вид. ч. 2; Наукова думка: Київ, 1968; с 524.*
21. Асаул, З.І. *Визначник евгленових водоростей Української РСР*; Наукова думка: Київ, 1975; с 408.
22. Кондратьєва, Н. В.; Коваленко, О. В.; Приходькова, Л. П. *Синьозелені водорості – Суанорphyta. Ч. 1. Загальна характеристика синьозелених водоростей – Суанорphyta. Клас Хроококові – Chroococcophyceae. Клас Хамесифонові –*

Chamaesiphonophyceae (Визначник прісноводних водоростей Української РСР), 1-е вид. ч. 1; Наукова думка: Київ, 1984; с 388.

23. Царенко, П.М. *Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР*; Наукова думка: Київ, 1990; с 208.

24. *Методы биохимического анализа растений. Учебное пособие*; Полевой, В.В.; Максимов, Г. Б., Ред.; Изд-во Ленинградского ун-та: Ленинград, 1978; с 192.

25. Lowry, O. H.; Rosebrough, N. J.; Farr, A. L.; Randall, R. J. Protein measurement with the Folin-Phenol reagents. *J. Biol. Chem.* **1951**, 193 (1), pp 265–275.

26. Пасичная, Е. А.; Горбатюк, Л. О.; Арсан, О. М.; и др. Влияние соединений фосфора на водные растения (обзор). *Гидробиол. журнал.* **2015**, 51 (1), с 93–108.

РОЗДІЛ 3. СЕЗОННИЙ ВМІСТ ФОСФАТІВ В АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Динаміка фосфатів у складових гідроекосистем

3.1.1. Вода

Вміст фосфатів у водних екосистемах залежить від їх надходження з алохтонних та автохтонних джерел, а також від низки гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників водного середовища. Окрім того, значний вплив на колообіг фосфатів здійснюють донні відклади, які їх акумулюють. Зміна показників одного з абіотичних компонентів гідроекосистеми відображаються на зміні інших, у зв'язку з чим у завдання нашого дослідження входило вивчення особливостей зміни вмісту фосфатів у воді, донних відкладах та прибережному ґрунті та їх перерозподіл між даними абіотичними складовими упродовж року та у зв'язку зі ступенем антропогенного навантаження. Сезонні чинники впливають на буферну ємність гідроекосистем і їх здатність до самоочищення через зміну гідрологічних та гідрохімічних параметрів, розвиток фітопланктону і вищих водних рослин і ступеня антропогенного навантаження.

Слід зазначити, що гранично допустимі концентрації фосфатів як для питної води, води для побутових потреб і рибного господарства в Україні становить 3,5 мг $\text{PO}_4^{3-}/\text{дм}^3$ або 0,2 мг P/ дм^3 (1-4).

У водоймі з ПЗТ мінімальні значення фосфатів упродовж періоду дослідження спостерігали у вересні (0,004 мг/ дм^3), а максимальні – у травні (0,019 мг/ дм^3) (рис. 3.1.1). Концентрація фосфатів з квітня по травень незначно зросла, а у червні знизилася у 2,71 раза. З червня по серпень концентрація фосфатів збільшилася у 2,71 раза, з серпня по вересень знизилася у 4,75 раза, а до жовтня незначно збільшилася.

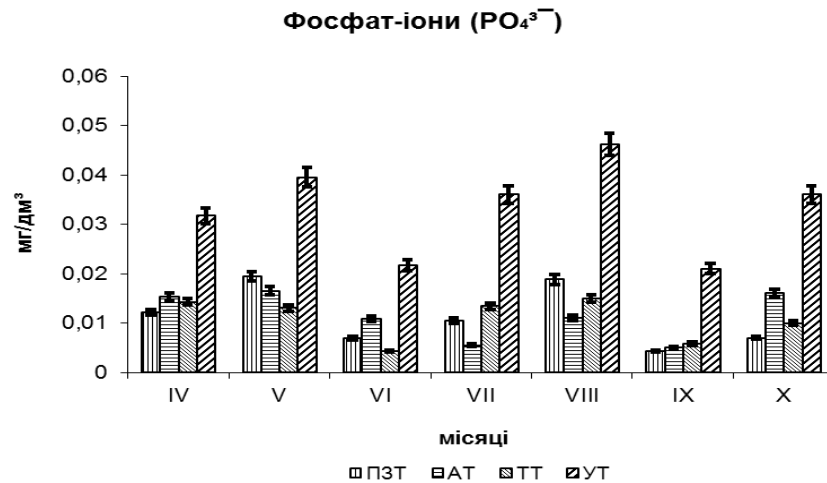


Рис. 3.1.1. Концентрація фосфатів (мг/дм^3) у воді досліджених річок Тернопільщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження ($M \pm m$; $n=5$)

У річці з АТ мінімальні значення фосфатів спостерігали у вересні ($0,005 \text{ мг/дм}^3$), а максимальні – у травні ($0,016 \text{ мг/дм}^3$). З квітня по травень концентрація елементу незначно зросла, а з травня по липень знизилася у 3,2 раза. З липня по серпень концентрація фосфатів зросла у 2,2 раза, а до вересня знизилася у стільки ж разів. Фосфати збільшилися у 3,2 раза з вересня по жовтень.

У водному об'єкті з ТТ концентрація фосфатів коливалася від мінімального значення у червні ($0,005 \text{ мг/дм}^3$) до максимального у серпні ($0,015 \text{ мг/дм}^3$). З квітня по червень концентрація елементу знизилася у 3,5 раза, а з червня по серпень зросла у 3,75 раза. З серпня по вересень концентрація фосфатів знизилася у 2,5 раза, а до жовтня незначно зросла.

У річці з УТ концентрація фосфатів коливалася в межах від мінімального значення у вересні ($0,021 \text{ мг/дм}^3$) до максимального у серпні ($0,046 \text{ мг/дм}^3$). З квітня по травень концентрація елементу незначно зросла, а до червня знизилася у 1,77 раза. У період з червня по серпень концентрація елементу зросла у 2,09 раза, після чого зменшилася у вересні у стільки ж разів. До кінця вегетаційного сезону концентрація фосфатів зросла у 1,71 раза.

Слід зазначити, що концентрація фосфатів у річці з УТ на порядок вища, ніж на трьох інших, що спричинено антропогенним впливом міста.

Травневий пік фосфатів для ПЗТ і АТ обумовлений їхнім надходженням з поверхневим стоком з усієї водозбірної площі басейну річок. Окрім того, у теплі весняні місяці, коли починається активна сільськогосподарська діяльність на полях, можливий змив фосфатів у водойму (особливо для АТ), що і підвищує їхній вміст.

Літній мінімум на ТТ пов'язаний із значним розвитком фітопланктону із поглинанням фосфору для їх життєдіяльності, а також з активною седиментацією зваженого фосфору при низькому рівні води і малій швидкості річкового стоку.

Максимальні показники фосфатів у серпні на ТТ і УТ, в першу чергу, пов'язуємо з їх вивільненням при відмиранні значної кількості фітопланктону через низький вміст кисню і значну евтрофікацію водойми, яка відбувається швидше, ніж на ПЗТ і АТ. Великий вплив має розвиток водоростей *Cyanophyta* (основні збудники «цвітіння» води), особливо на УТ.

Мінімальні показники фосфатів у вересні на ПЗТ, АТ і УТ пов'язуємо із седиментаційними процесами осадження рухомих сполук фосфору у донних відкладах. До кінця осені підвищується уміст фосфатів у водоймах за рахунок алохтонного надходження із водозбірної території та їх вивільнення із органічних решток (5-8).

Отже, показники вмісту фосфатів упродовж періоду дослідження коливалися від 0,004 мг/дм³ у водоймі з ПЗТ до 0,046 мг/дм³ у річці з УТ.

3.1.2. Донні відклади

Між донними відкладами та товщею води здійснюється постійний обмін біогенними елементами, що забезпечує функціонування водних екосистем у нерозривній єдності усіх їх компонентів. Зокрема, донні відклади є джерелом вторинного забруднення водних об'єктів, бо накопичені в них мінеральні й органічні речовини поступово переходять у товщу води. Цей процес відіграє

особливу роль у підтриманні високого вмісту біогенних елементів у природних водоймах (9-10).

Вміст рухомих форм фосфору у донних відкладах. Мінімальні показники рухомих форм фосфору у водоймі з ПЗТ зафіксовані у червні (25,7 мг/кг), а максимальні – у липні (80,1м г/кг) (рис. 3.1.2). З квітня по травень зафіксували підвищення фосфору у 1,33 раза, а до червня – зниження у 1,48 раза. З червня по липень концентрація елементу зростає у 3,12 раза, а до жовтня знизилася у 1,51 раза.

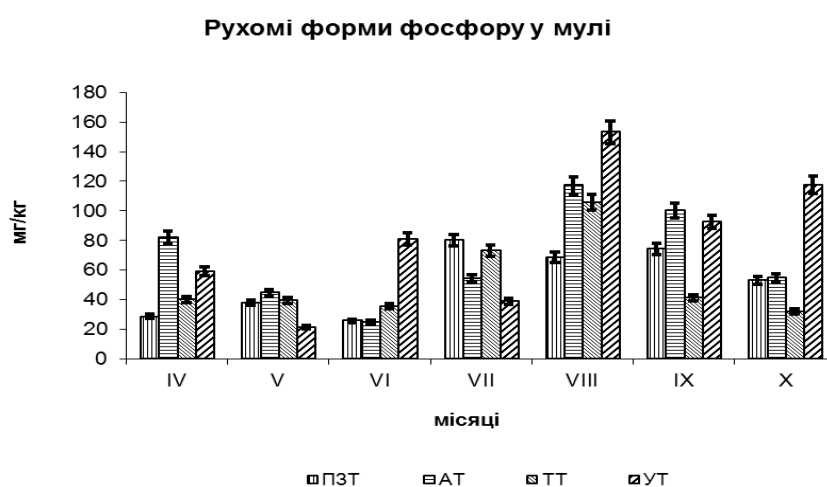


Рис. 3.1.2. Вміст рухомих форм фосфору (мг/кг) у донних відкладах річок досліджуваних територій Тернопільщини

У водоймі з АТ концентрація фосфору коливалась від мінімальних показників у червні (24,8 мг/кг) до максимальних у серпні (117,3 мг/кг). З квітня по червень концентрація рухомих форм фосфору знизилася у 3,31 раза, а до серпня збільшилася у 4,73 раза. З серпня до жовтня концентрація фосфору знизилася у 2,13 раза.

У річці з ТТ мінімальні показники рухомих форм фосфору спостерігали у жовтні (32,0 мг/кг), а максимальні – у серпні (105,8 мг/кг). З квітня по серпень

зафіксували зростання концентрації фосфору у 2,64 раза, а з серпня по жовтень – зниження у 3,3 раза.

На УТ спостерігали мінімальні показники фосфору у травні (21,4 мг/кг), а максимальні – у серпні (153,3 мг/кг). З квітня по травень концентрація рухомих форм фосфору знизилася у 2,76 раза, з травня по червень зросла у 3,78 раза, а до липня знизилася у 2,08 раза. З липня по серпень концентрація фосфору зросла у 3,94 раза, а до жовтня незначно знизилася.

Найнижчі значення рухомої форми фосфору у донних відкладах досліджуваних територій зафіксовано у травні – 21,4 мг/кг, а найвищі – у серпні (153,3 мг/кг) у водоймі з УТ.

Динаміка концентрації фосфатів у воді відбивається на накопиченні їх рухомих форм у донних відкладах. Спостерігаємо зменшення вмісту останніх у травні та червні (окрім донних відкладів з річки УТ), що пов'язуємо з переходом фосфат-іонів у воду та залученням їх у біогеохімічний колообіг за рахунок активізації вегетації біоти. Дана закономірність порушується антропогенними факторами у річці з УТ, де суттєвий вплив на фізико-хімічні показники води спричиняють забруднення, що надходять у річку з поверхневим стоком. Осінній мінімум рухомих сполук фосфору у донних відкладах співвідноситься з загальною закономірністю седиментації і утворенням малорозчинних комплексів більшості неорганічних сполук. Відносну невідповідність для досліджуваних водойм справляє значний антропогенний вплив міста Тернопіль (УТ) із вираженим «цвітінням» води та низькими показниками розчиненого у воді кисню, що сприяє переходу органічних речовин із донних відкладів у воду та збільшення концентрації рухомої форми фосфору у донних відкладах.

Вміст валових форм фосфору у донних відкладах. Найнижчі значення валового фосфору у донних відкладах зафіксовано у квітні у водоймі з ТТ – 129,7 мг/кг, а найвищі – у жовтні 572,5 мг/кг з УТ.

Концентрація валових форм фосфору у гідроекосистемі з ПЗТ коливалася від мінімального значення у червні (187,5 мг/кг) до максимального у серпні (261,9

мг/кг) (рис. 3.1.2.1). З квітня по серпень зафіксовано зростання валового фосфору у 1,38 раза, а до жовтня незначне зниження.

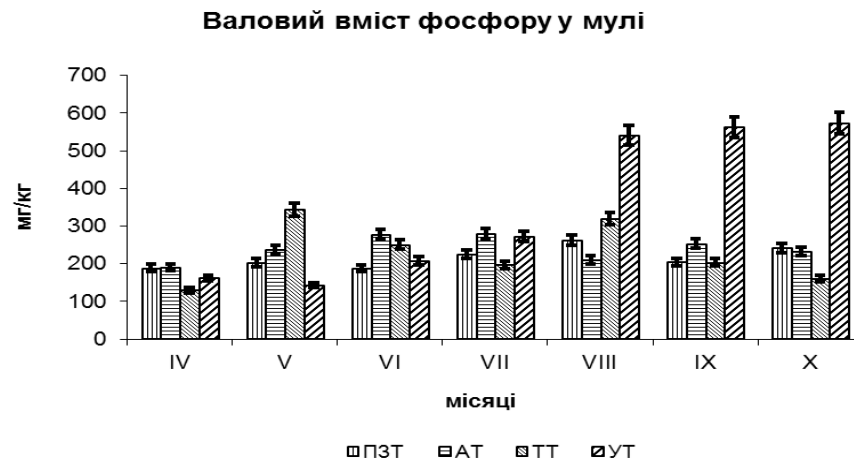


Рис. 3.1.2.1. Валовий вміст фосфору (мг/кг) у донних відкладах річок досліджуваних територій Тернопільщини

У водоймі з АТ мінімальні показники валового вмісту фосфору зафіксовано у квітні (190,0 мг/кг), а максимальні – у липні (279,1 мг/кг). З квітня по липень валовий вміст форм фосфору зріс у 1,47 раза, а до жовтня незначно знизився.

Мінімальні показники фосфору у річці з ТТ зафіксовано у квітні (129,7 мг/кг), а максимальні – у травні (343,4 мг/кг). З квітня до травня вміст фосфору стрімко зріс у 2,65 раза, а з травня до липня знизився у 1,74 раза. З липня до серпня валовий вміст фосфору зріс у 1,62 раза, а до жовтня знизився у 1,99 раза.

У гідроекосистемі з УТ мінімальні показники валового фосфору спостерігаємо у травні (143,1 мг/кг), а максимальні – у жовтні (572,5 мг/кг). Валові форми фосфору зросли з травня по жовтень у 4,0 раза.

Між вмістом фосфатів у воді та рухомими формами фосфору у донних відкладах встановлено обернений зв'язок навесні ($r=-0,94$), а прямий ($r=0,76$) – влітку. Найбільш виражено кореляційні зв'язки виявлені у річці АТ ($r=-0,49$) та ТТ ($r=0,71$).

Між вмістом фосфат-іонів у воді та валовим вмістом фосфору у донних відкладах встановлено обернений зв'язок навесні ($r=-0,84$), прямий ($r=0,86$) – влітку та восени ($r=0,98$). У водоймі з ПЗТ ступінь кореляції становив ($r=0,58$), а з ТТ – ($r=0,88$).

На основі вивлених залежностей встановлено такі закономірності: навесні та на початку літа між фосфат-іонами у воді, рухомими та валовими формами фосфору у донних відкладах встановлено обернений зв'язок, що свідчить про вивільнення фосфатів з донних відкладів та їх переходом у воду, тим самим зменшуючи їх концентрацію у донних відкладах. В кінці літа спостерігається пряма залежність між вищеназваними показниками, що пояснює урівноваження балансу фосфатів у системі вода↔донні відклади. Восени уміст фосфору у донних відкладах зростає унаслідок вивільнення фосфатів із відмерлої органіки з поступовими седиментаційними процесами їх осадження у донних відкладах.

3.1.3. Прибережні ґрунти

Фосфор має складну природу взаємодії з різними компонентами ґрунту, що визначає велику кількість різних форм, реакцій, сполук і комплексів, у вигляді яких він може бути в ґрунті. Одна з найбільш важливих особливостей фосфору – здатність швидко поглинатися ґрунтом та утворювати слаборозчинні та кристалізовані сполуки за рахунок хімічного зв'язування та різних напрямів фізико-хімічної адсорбції (11-12). Прибережні ґрунти, на відміну від ґрунтів відкритих місцевостей, прямо контактують з водою та відіграють значну роль у розподілі сполук фосфору у системі ґрунт↔вода↔донні відклади.

Вміст рухомих форм фосфору у ґрунті. У ґрунтах ПЗТ мінімальні показники рухомої форми фосфору зафіксовано у квітні (26,7 мг/кг), а максимальні – у червні (128,8 мг/кг) (рис. 3.1.3). З квітня до червня вміст фосфору зріс у 4,82 раза, з червня до серпня знизився у 2,16 раза, з серпня до вересня зріс у 1,34 раза, а до жовтня знизився у 1,77 раза.

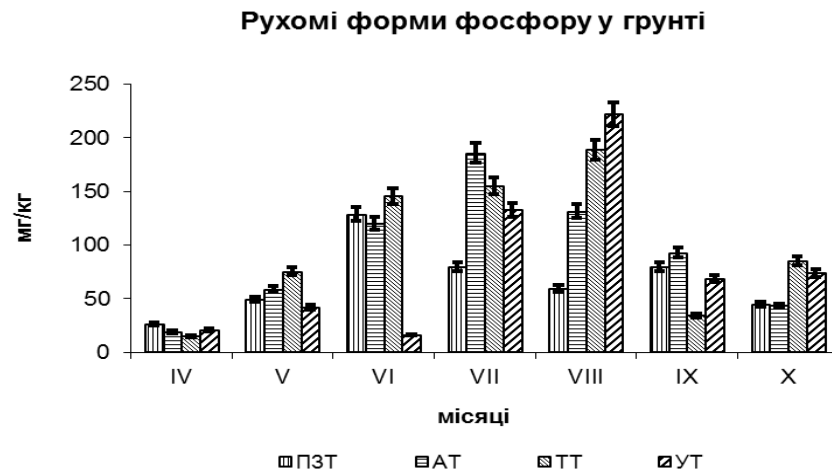


Рис. 3.1.3. Вміст рухомих форм фосфору (мг/кг) у прибережних ґрунтах річок досліджуваних територій Тернопільщини

У річці з АТ вміст рухомої форми фосфору коливався від мінімальних значень у квітні (19,1 мг/кг) до максимальних у серпні (131,6 мг/кг). З квітня до липня вміст фосфору зріс у 9,74 раза, а з липня до жовтня – знизився у 4,27 раза.

Динаміка рухомих форм фосфору у ґрунтах біля водойми з ТТ коливалася від 15,2 мг/кг у квітні до 188,9 мг/кг у серпні. З квітня до серпня вміст фосфору зріс у 12,43 раза, а до жовтня незначно знизився.

У ґрунті біля гідроекосистеми з УТ вміст рухомих форм фосфору коливався в межах 21,0 мг/кг у квітні до 222,1 мг/кг у серпні. З квітня до серпня вміст фосфору зріс у 10,57 раза, а до жовтня знизився у 3,00 раза.

Найнижчі значення рухомої форми фосфору у ґрунті біля водойм досліджуваних територій зафіксовано у квітні на ТТ – 15,2 мг/кг, а найвищі – у серпні (222,1 мг/кг) на УТ.

У прибережних ґрунтах досліджуваних територій спостерігається загальна тенденція до зростання вмісту рухомих форм фосфору з ранньої весни до середини липня та зворотній механізм поступового зниження до зимових місяців. Це пов'язано з сезонністю вегетації рослин та активністю ґрунтових організмів і закисленням при цьому ґрунту за рахунок виділення біотою екзометаболітів, які

мають кислу реакцію. Ця закономірність з окремими варіаціями прослідковується у ґрунтах усіх досліджуваних територій, особливо антропогенно-трансформованих (ТТ, УТ), коли на динаміку рухомих форм фосфору в окремі місяці накладаються антропогенні фактори (випадкові забруднення, змивні води, засмічення тощо).

Вміст валового фосфору у ґрунті. Мінімальні показники вмісту валового фосфору у водоймі з ПЗТ спостерігаємо у червні (182,0 мг/кг), а максимальні – у серпні (271,9 мг/кг) (рис. 3.1.3.1). З квітня до травня спостерігаємо зростання вмісту фосфору у 1,15 раза, з травня до червня незначне зниження, з липня до серпня підвищення, а до жовтня зниження у 1,47 раза.

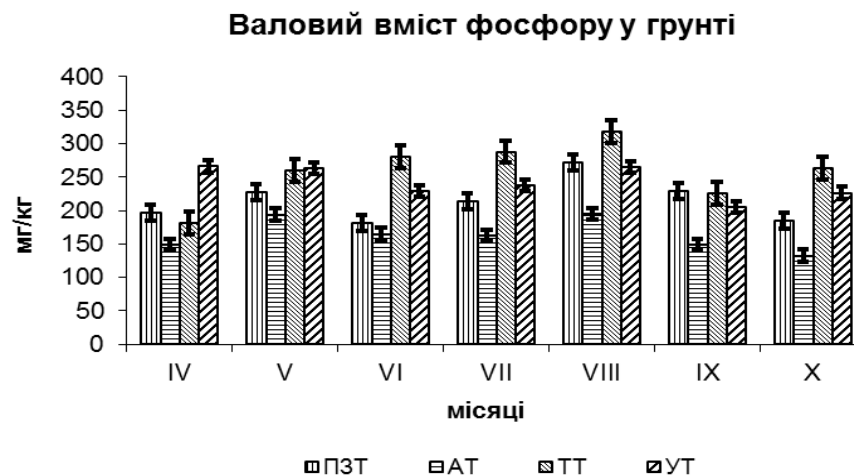


Рис. 3.1.3.1. Валовий вміст фосфору (мг/кг) у прибережних ґрунтах річок досліджуваних територій Тернопільщини

У водоймі з АТ мінімальні показники валового фосфору зафіксовані у жовтні (132,8 мг/кг), а максимальні – у серпні (194,6 мг/кг). З квітня до травня спостерігаємо зростання вмісту фосфору у 1,30 раза, з травня до червня незначне зниження, до серпня підвищення, а до жовтня зниження у 1,46 раза.

Мінімальні показники валового вмісту фосфору у річці з ТТ зафіксовано у квітні (181,2 мг/кг), а максимальні – у серпні (317,7 мг/кг). З квітня до серпня спостерігали зростання концентрації фосфору у 1,75 раза, а до жовтня – зниження.

У ґрунтах біля гідроекосистеми УТ мінімальні показники валового вмісту фосфору спостерігаємо у вересні (204,9 мг/кг), а максимальні – у квітні (266,2 мг/кг). З квітня до липня валовий вміст фосфору незначно знизився, з липня до серпня підвищився, а до жовтня знову знизився.

Найнижчі значення валового вмісту фосфору у ґрунтах зафіксовані у жовтні у річці з АТ – 132,8 мг/кг, а найвищі – у серпні 317,7 мг/кг з ТТ.

Між вмістом фосфатів у воді та рухомими формами фосфору у ґрунті розраховано коефіцієнти кореляції та встановлено обернений зв'язок навесні ($r=-0,82$). У водоймі з ПЗТ зафіксовано обернений зв'язок ($r=-0,73$), а з УТ – прямий ($r=0,71$).

Між вмістом фосфатів у воді та валовим вмістом фосфору у ґрунті встановлено прямий кореляційний зв'язок: у річці з ПЗТ – $r=0,59$, з АТ – $r=0,83$, з ТТ – $r=0,59$, з УТ – $r=0,93$.

Зменшення концентрації рухомих форм фосфору у прибережному ґрунті навесні пояснюється надходженням останніх з талими водами, тим самим зменшуючи їх кількість у воді. До кінця літа концентрація фосфору у прибережному ґрунті зростає унаслідок алохтонного надходження з природних джерел (ерозія, поверхневий стік, життєдіяльність рослинних та тваринних організмів тощо). Восени уміст рухомих форм фосфору у прибережному ґрунті знижується, скоріш за все, за рахунок виносу останнього із змивними дощовими водами та використанням його для життєдіяльності рослин (13-14).

3.2. Співвідношення фосфатів в абіотичних складових річок

Для пояснення міграції фосфатів між абіотичними складовими досліджуваних гідроекосистем було розраховано співвідношення їх вмісту у системі ґрунт↔вода↔донні відклади. За одиницю прийнято показники для

грунту, оскільки вони характеризуються найбільш сталим вмістом сполук фосфору та є основним джерелом надходження фосфору зі змивними водами.

Встановлено, що навесні більшість валового фосфору знаходиться у ґрунті, а влітку і до осені зростає його частка у донних відкладах (табл. 3.2.).

Таблиця 3.2

Співвідношення валового вмісту фосфатів у ґрунті, воді та донних відкладах

Місяці	Річки досліджуваних територій			
	ПЗТ	АТ	ТТ	УТ
Квітень	1:0,006:0,961	1:0,010:1,277	1:0,008:0,715	1:0,012:0,612
Травень	1:0,008:0,894	1:0,008:1,224	1:0,005:1,318	1:0,015:0,543
Червень	1:0,004:1,030	1:0,006:1,678	1:0,002:0,894	1:0,009:0,908
Липень	1:0,005:1,050	1:0,003:1,721	1:0,004:0,684	1:0,015:1,145
Серпень	1:0,007:0,963	1:0,005:1,081	1:0,005:1,004	1:0,017:2,043
Вересень	1:0,002:0,894	1:0,003:1,702	1:0,003:0,903	1:0,010:2,743
Жовтень	1:0,004:1,308	1:0,012:1,750	1:0,004:0,609	1:0,016:3,103

При цьому, вміст фосфатів у воді залишається відносно постійним, що дає право стверджувати про високу буферну ємність прибережних ґрунтів і донних відкладів та їх провідну роль у підтриманні гомеостатичного рівня фосфатів у воді річок. Однак, ця закономірність краще виражена в екосистемах річок з ПЗТ, ТТ та УТ. Натомість, в екосистемі річки, що протікає на АТ, спостерігаємо переважання вмісту фосфатів у донних відкладах над його рівнем у ґрунтах та воді. При цьому вміст фосфору у воді річки з АТ більший у 2-6 рази, ніж у воді з ПЗТ та ТТ, що може бути пов'язано зі зливом з агроугідь значних кількостей органічних речовин, які акумулюють фосфати і поступово седиментують їх у донних відкладах. Також вміст фосфатів у воді річки з УТ в середньому у 1,5 рази вищий, ніж у воді ПЗТ та у 3-4 рази вищий, ніж у воді річки ТТ, що, як вже зазначалося, пов'язано з їх надходженням з поверхневими змивними водами.

Щодо рухомих форм фосфору, то динаміка їх співвідношення у системі ґрунт↔вода↔донні відклади визначається сезонними чинниками зі зменшенням фосфору влітку у донних відкладах (відповідно, його зростання восени та ранньої весни) і витримуванням в межах екологічної норми фосфатів у воді (табл. 3.2.1).

Таблиця 3.2.1

Співвідношення вмісту фосфатів (рухома форма) у ґрунті, воді та донних відкладах

Місяці	Річки досліджуваних територій			
	ПЗТ	АТ	ТТ	УТ
Квітень	1:0,046:1,071	1:0,080:4,293	1:0,094:2,638	1:0,151:0,488
Травень	1:0,039:0,766	1:0,023:0,758	1:0,017:0,521	1:0,094:0,511
Червень	1:0,005:0,199	1:0,009:0,206	1:0,003:0,243	1:0,013:0,494
Липень	1:0,013:1,000	1:0,003:0,292	1:0,008:0,470	1:0,027:0,293
Серпень	1:0,032:1,153	1:0,008:0,891	1:0,008:0,560	1:0,021:0,690
Вересень	1:0,005:0,927	1:0,005:1,077	1:0,017:1,201	1:0,030:1,348
Жовтень	1:0,013:0,977	1:0,037:1,262	1:0,012:0,375	1:0,049:1,588

Ця закономірність найменше виявляється в екосистемі річки з ПЗТ, а найбільші відхилення показників виявлено за дії антропоічних чинників (АТ, ТТ). Вода річки з УТ характеризується постійно високим вмістом фосфору, що переважає аналогічний показник води річок інших досліджених територій у 2-4 рази. З одного боку, це може бути наслідком постійного надходження фосфатів зі змивними водами, а з іншого – кислою реакцією цих вод, що сприяє розчинності фосфатів у воді.

У прибережних ґрунтах досліджуваних територій спостерігається загальна тенденція до зростання вмісту рухомих форм фосфору з ранньої весни до середини липня та зворотній механізм поступового зниження до зимових місяців. У донних відкладах спостерігаємо зменшення вмісту фосфору у травні та червні (окрім донних відкладів річки з УТ), що пов'язуємо з переходом фосфат-іонів у

воду та залученням їх у біогеохімічний колообіг за рахунок активізації вегетації біоти. Останній порушується антропогенними факторами у річці з УТ, де суттєвий вплив на фізико-хімічні показники води річки спричиняють забруднення, що надходять у річку з поверхневим стоком.

Проаналізувавши співвідношення між абіотичними складовими гідроекосистем, бачимо, що наявність валової форми фосфору у ґрунті, воді та донних відкладах значно відрізняється по місяцям дослідження, а рухомої форми – навпаки співпадає. Останнє свідчить про значну мобільність рухомих форм фосфору у системі ґрунт↔вода↔донні відклади.

Отже, вміст фосфатів у воді досліджених річок визначається їх міграцією в системі ґрунт↔вода↔донні відклади, що має сезонний характер. Навесні фосфати, насамперед за рахунок розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності, надходять у воду із донних відкладів та зі змивними водами узбережжя із ґрунтів, в яких вони утворюються унаслідок гниття органічних речовин прибережних територій. Восени фосфати, які надходять з ґрунтів та рослин (фітопланктон та вищі водні рослини), осідають і накопичуються у донних відкладах, тим самим забезпечуючи очищення води (15).

3.3. Вплив фізико-хімічних факторів водного середовища (температура, рН, розчинений кисень) на вміст фосфатів у воді

Як зазначалося, форми знаходження фосфатів у водоймах залежать від показників рН, температури, вмісту розчиненого кисню, іонної сили водного середовища та від співвідношення інтенсивності фотосинтезу і біохімічного окислення органічних речовин (16). Однак, параметри зазначених фізико-хімічних чинників значно змінюються як упродовж року, так і у зв'язку з рівнем антропогенного навантаження, особливо фізичними, хімічними і біологічними забрудненнями, а їх значення у формуванні вмісту фосфатів у зв'язку з цим може бути різним (17).

Розчинений кисень. Концентрацію розчиненого у воді кисню вважають індикатором екологічного стану водойм, оскільки достатня його кількість або дефіцит суттєво впливає на життєдіяльність багатьох груп гідробіонтів, а також на інтенсивність і спрямованість окисно-відновних процесів. У поверхневих водах вміст розчиненого кисню змінюється в широких межах (від 0 до 14 мг/дм³) та має сезонні коливання, що залежать від інтенсивності його продукування та споживання (18-20).

Мінімальні значення розчиненого кисню для досліджуваних водойм зафіксовані у травні, а для річки з УТ – у серпні, із зниженням концентрації кисню до 3,55 мгО₂/дм³ (рис. 3.3).

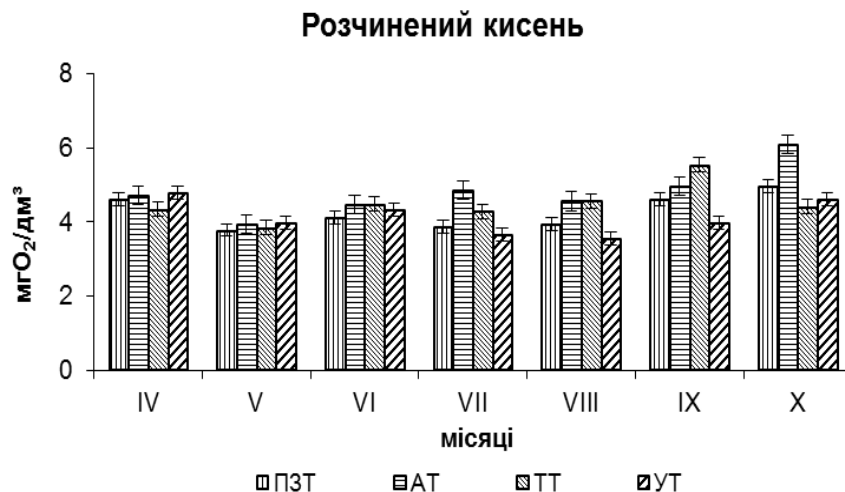


Рис. 3.3. Динаміка середньомісячних концентрацій розчиненого кисню (мгО₂/дм³) у воді річок Тернопільщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження (M±m; n=5-6)

Максимальні показники для водойм з ПЗТ і АТ зафіксовані у жовтні (6,09 мгО₂/дм³), для ТТ – у вересні (5,54 мгО₂/дм³), а для УТ – у квітні (4,78 мгО₂/дм³).

Максимальні значення розчиненого кисню у квітні свідчать про інтенсивність фотосинтезу, спричиненого значним прогріванням води та

розвитком фітопланктону у водоймах. Низькі концентрації кисню в літні місяці зумовлені тривалими дощами, коли з площі водозбору у річки надходить велика кількість гумінових речовин, на окислення яких витрачається значна кількість розчиненого у воді кисню. При тривалому дефіциті кисню із мулу у водне середовище переходять органічні речовини, кількість яких збільшується за рахунок відмирання фітопланктону восени, унаслідок чого у воді зростає кількість розчиненого кисню.

Навесні між вмістом розчиненого кисню та фосфатами у воді встановлено прямий взаємозв'язок, який обумовлений початком фотосинтетичної активності вищих водних рослин і водоростей та прямим надходженням фосфатів у водойму з різних джерел. Влітку та восени спостерігається обернена кореляція, коли кисень витрачається на окислення гумінових та інших речовин, а вміст фосфатів збільшується за рахунок їх надходження із донних відкладів.

Розрахований нами показник кореляційного зв'язку між вмістом розчиненого кисню та фосфатами у воді навесні становив $r=0,6$, влітку – $r=-0,78$, а восени – $r=-0,75$. На усіх територіях дослідження було встановлено обернений кореляційний зв'язок: у водоймі ПЗТ – $r=-0,88$, АТ – $r=-0,99$, ТТ – $r=-0,54$, УТ – $r=-0,81$ (21).

Водневий показник. Водневий показник впливає на перетворення біогенних елементів, змінює токсичність забруднюючих речовин, а також від нього залежить розвиток і життєдіяльність водних рослин та тварин (22, 23).

Мінімальні показники рН у воді досліджуваних річок зафіксовано у серпні (мін у річці з АТ – 4,76) (рис.3.3.1). Максимальні показники, за винятком водойми з УТ, встановлено у липні (макс з АТ – 7,34), а у річці з УТ у квітні – 6,78.

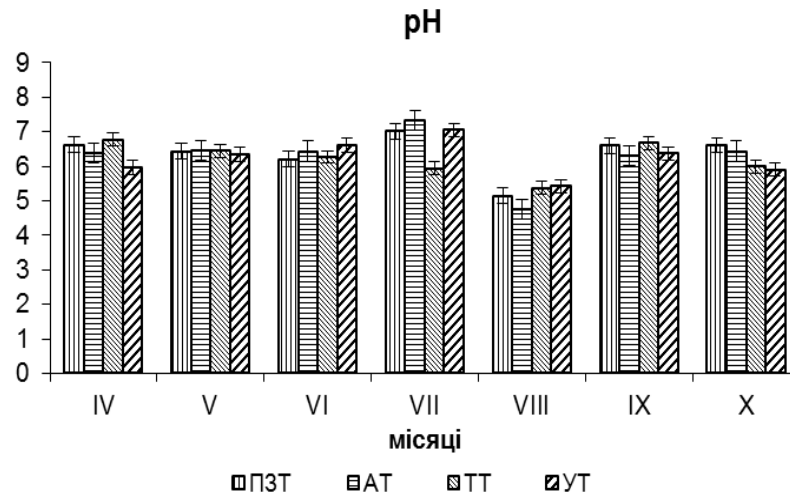


Рис. 3.3.1. Динаміка середньомісячних значень рН води у річках Тернопільщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження з квітня до жовтня 2014 р. ($M \pm m$; $n=5-6$)

При активному фотосинтезі влітку і поглинанні водоростями вуглекислоти відбувається підлогування води з наступним зниженням рівня фосфатів і їхнім переходом в донні відклади у вигляді HPO_4^{2-} . У серпні-вересні при відмиранні фітопланктону відбувається гниття органічних решток та виділення CO_2 , у результаті чого вивільняються відновлені форми фосфору із донних відкладів у вигляді H_2PO_4 , а їх збільшення призводить до підкислення води. Зростання кількості опадів з червня по вересень може слугувати фактором додаткового надходження органічних речовин у водойми з їх береговим зливом з ґрунтів та

рештками рослин, особливо в кінці літа, коли посилюється деструкція органічної складової гідроекосистем.

Між водневим показником та фосфат-іонами нами виявлено обернену кореляцію на всіх територіях, особливо в кінці весни-на початку літа, коли при активному фотосинтезі та поглинанні водоростями вуглекислоти відбувається підлюговування води із наступним зниженням рівня фосфатів у зв'язку з їх переходом в інші форми та осіданням у донних відкладах.

Обернений кореляційний зв'язок зафіксовано навесні – $r=-0,98$. Щодо територій дослідження, то найсильніший зв'язок було встановлено у водоймі ПЗТ – $r=-0,54$, ТТ – $r=-0,66$ і УТ – $r=-0,8$ (24).

Температура води. Температура води є важливим фізичним фактором, що впливає на фізичні, хімічні, біохімічні і біологічні процеси, які відбуваються у водоймі, і від якого, значною мірою, залежить кисневий режим і інтенсивність самоочищення річок. Відомо, що з підвищенням температури води інтенсивність окислювальних процесів зростає. Активне окислення органічних речовин в літній період – одна із головних причин споживання кисню і утворення безкисневих зон (25).

Найнижчі значення температури у водоймах досліджуваних територій зафіксовано у жовтні – $9,5^{\circ}\text{C}$ у річці з УТ, а найвищі у літні місяці – 24°C з УТ (рис. 3.3.2).

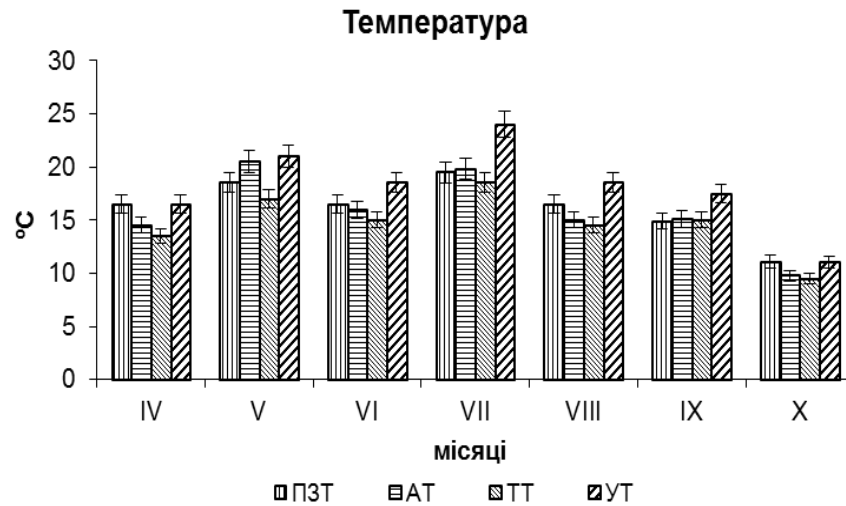


Рис. 3.3.2. Динаміка середньомісячних значень температури води (°C) у воді досліджених річок Тернопільщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження ($M \pm m$; $n=5-6$)

Зміна показників температури впливає на зміну хімічних показників води, які, в свою чергу, регулюють вміст фосфатів у воді. Зокрема, зростання температури навесні та влітку тісно пов'язано із збільшенням вмісту фосфатів у воді внаслідок зростання кількості розчиненого кисню та поступового процесу окиснення.

Прямий кореляційний зв'язок нами було встановлено впродовж усього досліджуваного вегетаційного періоду: навесні $r=0,69$, влітку $r=0,72$ та восени $r=0,99$. Щодо територій дослідження, то у водоймі з ПЗТ він становить $r=0,78$, з АТ $r=0,83$ і з УТ $r=0,52$ (26-29).

Отже, зростаючий антропогенний вплив на водойми Тернопільської області позначається на основних фізико-хімічних показниках водойм та вмісті фосфатів у них. Із посиленням антропогенного впливу на водойми більш відчутний вплив фізико-хімічних показників на концентрацію фосфатів, про що свідчить наявність сильного кореляційного зв'язку між досліджуваними показниками, особливо на ТТ і УТ (30). Проаналізоване співвідношення фосфору у системі

грунт↔вода↔донні відклади у річках Тернопільщини свідчить про урівноваження балансу фосфатів в абіотичних складових цих гідроекосистем, однак, який може порушуватися несприятливими природними явищами та антропогенним впливом (31).

Список використаних джерел

1. Брагинский, Л. П. Гидробиологические проблемы установления ПДК токсических веществ в водной среде. В кн. *Научные основы установления ПДК в водной среде и самоочищение поверхностных вод*; Наука: Москва, 1972; с 12–15.
2. Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм (№ 12-04-11 від 09.08.1990); Мінрибгосп СРСР: Київ, 1990; с 45.
3. Кресин, В.С.; Полихрон, Ш. Г. Предложение по установлению» единого значения предельно допустимой концентрации (ПДК) для фосфатов в водоемах рыбохозяйственного назначения. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності* **2008**, 3, с 53-55.
4. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»: ДСанПіН 2.2.4-171-10.; Київ, 2010.
5. Коненко, А. Д.; Гарасевич, И. Г.; Енаки, Н. Г. Азот, фосфор и калий в воде малых рек Правобережного Полесья. *Гидробиол. журн.* **1974**, 10 (4), с 14–20.
6. Грубинко, В. В.; Прокопчук, Е.И. Факторы поддержания гомеостаза фосфора в экосистеме малой реки. *Материалы лекций II-й Всероссийской школы-конференции «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана»*, Борок, Ноябрь 18–22, 2014; Борок, 2014; с 104–106.
7. Прокопчук, О. І. Фактори підтримки гомеостазу фосфору в екосистемі малої річки. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів з міжнародною участю «Сучасні проблеми викладання та*

наукових досліджень біології у ВНЗ України», Дніпропетровськ, Жовтень 8–9, 2014; Дніпропетровськ, 2014; с 235–238.

8. Прокопчук, О. І. Чинники підтримання гомеостазу фосфору в гідроекосистемі малої річки урбанізованої території. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2016» 2016*, с 105–106.

9. Романенко, В.Д. *Основи гідроекології : підруч. для студ. еколог. і біолог. спец.*; Обереги: Київ, 2001; с 728.

10. Гуменюк, Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу). Дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : 03.00.16 – екологія, Тернопіль, 2003.

11. Тараріко, О.Г.; Корчовий, І. А.; Фролова, О. М. Комплексна агроекологічна оцінка ландшафтів водозбірних басейнів малих річок. *Агроекологічний журнал 2006*, 3, с 3-7.

12. Гладкіх, Є.Ю. Зміна фракційного складу мінеральних фосфатів під впливом застосування мінеральних добрив. *Вісник аграрної науки 2010*, 10, с 72-75.

13. Прокопчук, О. І. Взаємозв'язок між вмістом сполук фосфору у прибережному ґрунті та воді річки на аграрній території. *Матеріали II Міжнародної конференції «Відновлення біотичного потенціалу агроекосистем»*, Дніпропетровськ, Жовтень 9, 2015; Дніпропетровськ, 2015; с 84–87.

14. Прокопчук, О. І. Оцінка фосфатного статусу річки та прибережного ґрунту в межах природного заповідника «Медобори». *Збірник тез I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничих наук та методик їх викладання»*; Глухів, 2016.

15. Прокопчук, О. І. Сезонні зміни вмісту сполук фосфору в абіотичних складових річок Тернопільщини з різним характером антропогенного впливу. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія 2017*, 2 (69), с 105–112.

16. Грюк, І.Б.; Суходольська, І.Л. Сезонні зміни хімічного складу поверхневих вод Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного впливу. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія* **2013**, 3 (30), с 51-65.

17. Жежеря, В.А.; Федоненко, Е. В.; Линник, П. Н. Современное состояние Днепровского (Запорожского) водохранилища по некоторым гидрохимическим показателям. *Гидробиол. журнал* **2009**, 45 (3), с 102-119.

18. Осадчий, В.І.; Осадча, Н.М. Кисневий режим поверхневих вод України. *Наук. Праці УкрНДГМІ* **2007**, 256, с 265-285.

19. Линник, П.Н.; Тимченко, О.В.; Зубко, А.В.; Зубенко, И.Б.; Малиновская, Л.А. Кислородный режим водоемов как важнейший фактор миграции различных форм металлов в системе «донные отложения – вода». *Гидробиологический журнал* **2008**, 44 (6), с 94-116.

20. Васильчук, Т.А.; Осипенко, В.П.; Евтух, Т.В. Особенности миграции и распределения основных групп органических веществ в воде Киевского водохранилища в зависимости от кислородного режима. *Гидробиологический журнал* **2010**, 46 (6), с 105-115.

21. Прокопчук, О. І. Розчинений кисень як фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках Тернопільської області. *Матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 25-річчю географічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка « Географія, екологія, туризм: теорія, методологія, практика»*, Тернопіль, Травень 21–23 2015; Тернопіль, 2015; с 295–297.

22. Линник, П.Н.; Зубко, А.В.; Зубенко, И.Б.; и др. Влияние рН на миграцию различных форм металлов в системе «донные отложения – вода» в экспериментальных условиях. *Гидробиол. журн.* **2009**, 45 (1), с 99–109.

23. Гуменюк, Г.Б.; Феркалюк, Х.П. Математичний прогноз залежності динаміки водневого показника від вмісту важких металів. *Збірник тез ІХ міжнародної науково-практичної конференції "Понт-Евксинский-2013" по проблемам водних екосистем*, Севастополь, Жовтень 24-27, 2013.

24. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Водневий показник (рН) як фактор регуляції рівня сполук фосфору у воді малих річок. *Збірник тез XI Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології»*, Львів, Квітень 20–23, 2015; Львів, 2015; с 224–225.

25. Manasrah, R.; Raheed, M.; Badran, M. Relationships between water temperature, nutrients and dissolved oxygen in the northern Gulf of Aqaba, Red Sea. *Oceanologia* **2006**, 48 (2), pp 237–253.

26. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Температура води як фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2015»* **2015**, с 200–202.

27. Прокопчук, Е. И. Корреляционный анализ зависимости уровня фосфатов в реках от физико-химических показателей воды (на примере Тернопольской области). *Матеріали X Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери»*, Харків, Грудень 2–4, 2015; Харків, 2015; с 221–222.

28. Гуменюк, Г. Б.; Прокопчук, О.І.; Гарматій, Н.М. Еколого-оптимізаційна модель мінімізації вмісту фосфат-іонів у річці Збруч (Тернопільська область). *Тези доповідей VI Міжнародної науково-методичної конференції Форуму молодих економістів-кібернетиків «Моделювання економіки: проблеми, тенденції, досвід»*, Вінниця, Вересень 24–25, 2015; Вінниця, 2015; с 21–22.

29. Прокопчук, О. І. «Взаємозв'язок вмісту фосфатів з фізико-хімічними параметрами води у річках Тернопільщини з різним типом антропогенного впливу». *Proceedings of the III International Scientific and Practical Conference “Innovative Technologies in Science”* **2017**, 3 (19), с 16-19.

30. Прокопчук, Е. И. Физико-химические свойства воды как фактор регуляции уровня фосфатов в реках. *Матеріали IX Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери»*, Харків, Листопад 18–20, 2014; Харків, 2014; с 154–155.

31. Скиба, О. І. Вплив біотичних та абіотичних чинників на баланс фосфору в річкових екосистемах. *«Актуальные вопросы современной науки»* (г. Ивано-Франковск, 07-08 июля 2017 г.) **2017**.

РОЗДІЛ 4. ВПЛИВ ІОНІВ МЕТАЛІВ НА ВМІСТ ФОСФАТІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ

4.1. Динаміка вмісту лужних та лужноземельних металів у річках Тернопільської області

4.1.1. Вода

Для визначення залежності комплексоутворюючої здатності фосфатів з металами у річках, залежно від антропогенного навантаження, досліджено їх вміст в абіотичних складових гідроекосистеми.

Ca (II), K (I), Na (I) і Mg (II) належать до групи головних йонів (макрокомпонентів) хімічного складу природних вод. Всі вони характеризуються високими значеннями кларків і значною розчинністю їх сполук у воді. У природних водах вміст Натрію, як правило, набагато перевищує вміст Калію. Якщо порівняти вміст Кальцію і Магнію у річкових водах, то останнього майже завжди менше, ніж першого.

Головними джерелами надходження лужних та лужно-земельних металів у поверхневі прісні води є вивержені породи і продукти їхнього хімічного розкладу. Так як Натрій і Калій належать до числа елементів, які легко виносяться із гірських порід, то значна їх кількість надходить у водойми у результаті розчинення хлористих, сірчаноокислих і вуглекислих сполук. Це ж можна відмітити і для Кальцію і Магнію, які потрапляють у поверхневі води у процесі розкладення мінералів, передусім вапняків, доломітів, мергелів і т.п. Значна кількість Натрію, Калію, Кальцію і Магнію надходять також із промисловими, сільськогосподарськими і побутовими стічними водами.

Однією із важливих властивостей лужних та лужно-земельних металів є те, що вони характеризуються слабо вираженою здатністю до гідролізу в умовах природних вод, тому комплексоутворення для цих металів мало характерно.

Калій і Натрій – хімічні елементи, які, на відміну від Кальцію і Магнію, активно засвоюються живими організмами. Однак, у воду метали надходять в більшості випадків із виділеннями живих організмів та у вигляді корму.

В екосистемі водойм лужні та лужно-земельні метали знаходяться у вигляді вільних іонів та комплексних сполук різної структури та міцності. У воді метали перебувають у вигляді вільного іону, що має, звичайно, гідратовану оболонку. Інші розчинені форми металів – це асоціати з одним (чи більше) органічним чи неорганічним лігандом, що утворюють розчинні комплекси з металом (1-2).

Вміст досліджуваних лужних та лужно-земельних металів у воді представлена на рис. 4.1.1.

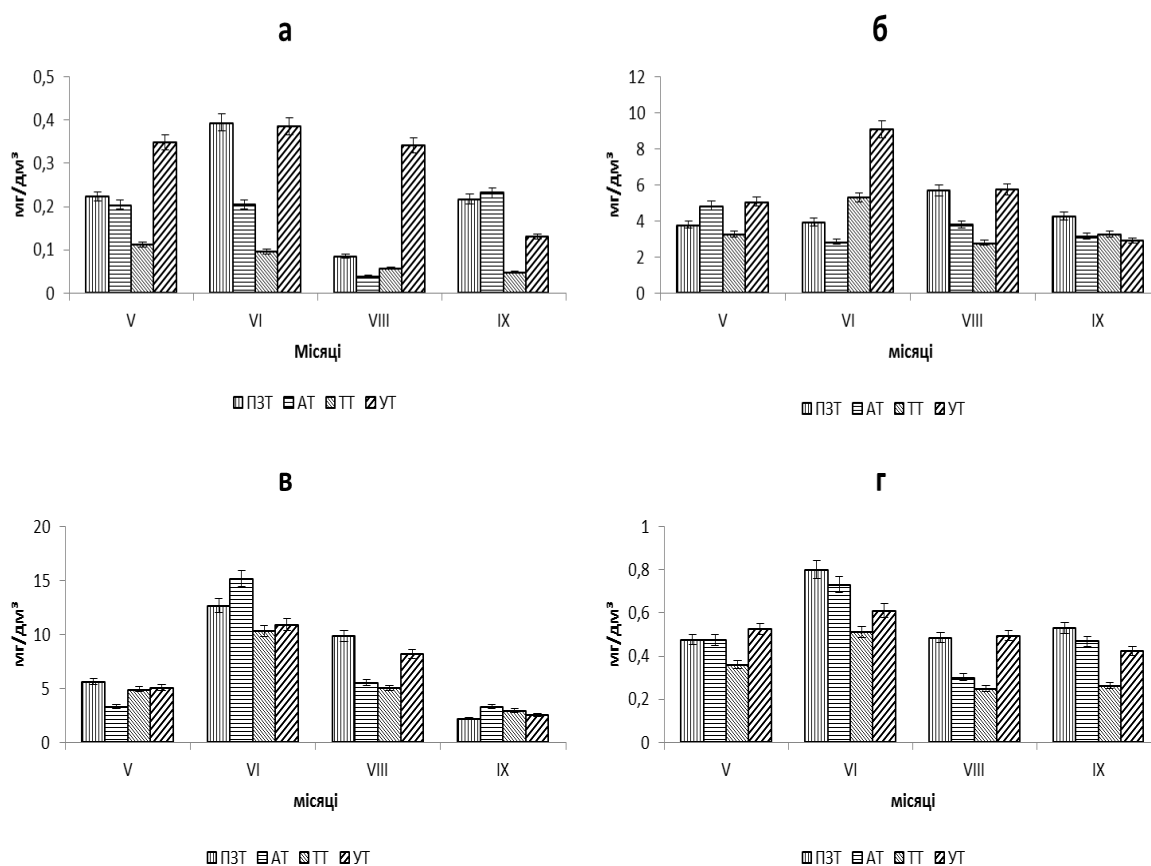


Рис. 4.1.1. Вміст лужних та лужно-земельних металів (мг/дм^3) у воді досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Натрій, б – Калій, в – Кальцій, г – Магній

Зростання концентрації Магнію і Кальцію у червні пов'язано з тим, що дані макроелементи є сполуками, які важко засвоюється організмами тварин та рослин. Під час фотосинтезу з води поглинається CO_2 і вуглекислота, в

результаті чого значно зростає частка вільних карбонатів у водоймах. Вуглекислий газ поглинається рослинами, а карбонати легко зв'язують вільний Кальцій та Магній, утворюючи сполуки $\text{CaCO}_3\downarrow$ і $\text{MgCO}_3\downarrow$. І ця підвищена інтенсивність циркуляції призводить до зростання концентрації у воді досліджених металів впродовж червня та липня. Аналогічно спостерігається підвищення концентрації і в донних відкладах, оскільки, карбонати Кальцію та Магнію осідають на дно.

Для встановлення кореляційної залежності між вмістом фосфатів у воді та іонами металів було проведено багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз (рис. 5.1.2). Встановлено, що Натрій та Калій, для яких не характерні процеси комплексоутворення, прямо корелюють із вмістом фосфатів у воді, а Кальцій та Магній, що утворюють слабкі за міцністю комплекси – обернено. Як відомо, процес осадження CaCO_3 сповільнюється за присутності фосфорорганічних сполук.

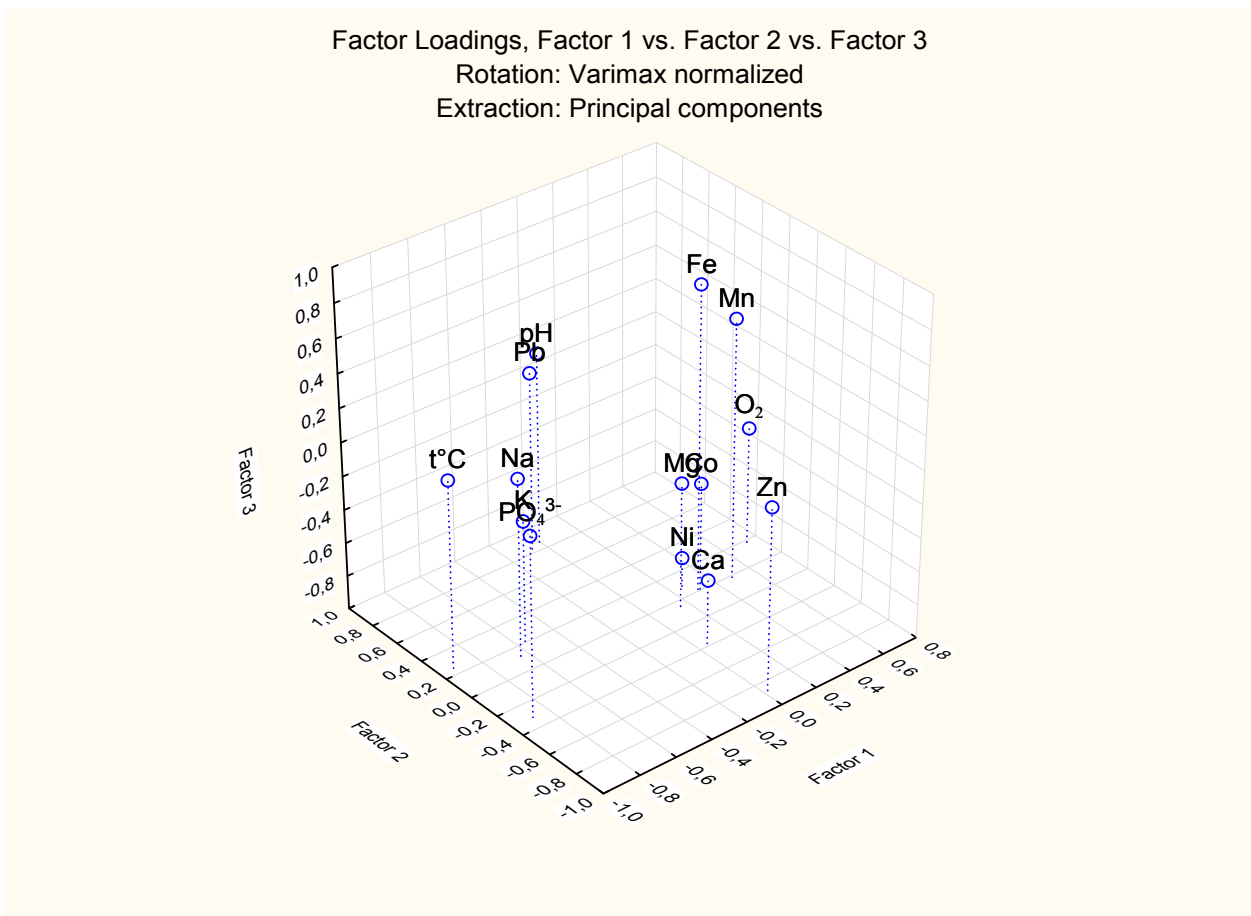


Рис. 4.1.1.1. Результати багатофакторного кореляційно-регресивного аналізу впливу гідрохімічних чинників та іонів металів на вміст фосфатів у воді досліджених річок Тернопільщини

4.1.2. Донні відклади

Донні відклади – це найбільш стабільна складова гідроекосистем, у якій відображаються основні фізико-хімічні і біологічні внутрішньоводні процеси, які відіграють важливу роль у колообігу хімічних елементів. Вміст металів у донних відкладах поверхневих водойм є важливим показником їх антропогенного забруднення. Нагромадження надлишкової концентрації макроелементів у донних відкладах супроводжується, в більшості випадків, зниженням їх токсичності чи повним її нівелюванням, що слід розглядати як позитивний фактор у функціонуванні водних екосистем. Визначну роль у процесі обміну відіграє міцність зв'язування металів з твердими субстратами донних відкладів (3).

Акумуляція макроелементів донними відкладами, обумовлена низькою розчинністю у воді більшості їх хімічних форм, а також тенденцією вступати у реакції комплексоутворення та адсорбцією на твердих фазах. Глинисті, мулові частинки, гумінові речовини, гідроксиди полівалентних металів (Mn, Fe, Al) донних відкладів завдяки своєму поверхневому електричному заряду притягують до себе іони та дипольні молекули, оборотньо зв'язуючи їх. Ці реакції залежать від рН середовища, окислювального потенціалу, вмісту органічної речовини та інших факторів (2).

Високі частки металів у донних відкладах пов'язані із формуванням комплексів з органічними речовинами природнього походження (весна) та із закінченням вегетаційного періоду (осінь). Організми, відмираючи, осідають на дно водойми, віддаючи їй біогенні елементи.

Накопичення лужних та лужно-земельних металів на дні водойми і ремобілізація їх із донних відкладів – один із важливих механізмів регуляції

вмісту цих речовин у водному середовищі, що впливає на біопродуктивність водних екосистем і якості води в них.

Вміст досліджуваних лужних та лужно-земельних металів у донних відкладах представлена на рис. 4.1.2.

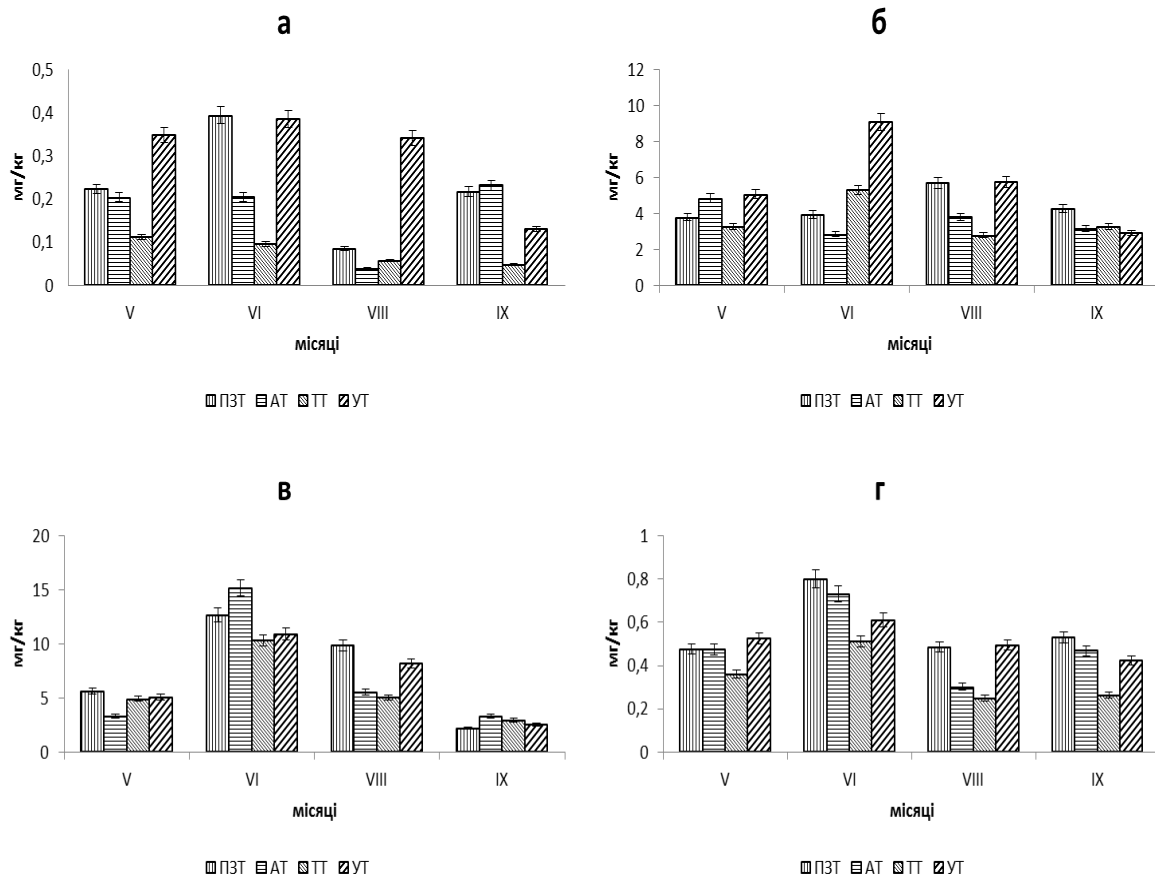


Рис. 4.1.2. Вміст лужних та лужно-земельних металів (мг/кг) у донних відкладах досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Натрій, б – Калій, в – Кальцій, г – Магній

Багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз між вмістом фосфатів та лужними і лужно-земельними металами (рис. 4.1.2.4) показав, що найбільший вплив на концентрацію фосфору у донних відкладах справляє Кальцій, між якими встановлена обернена залежність.

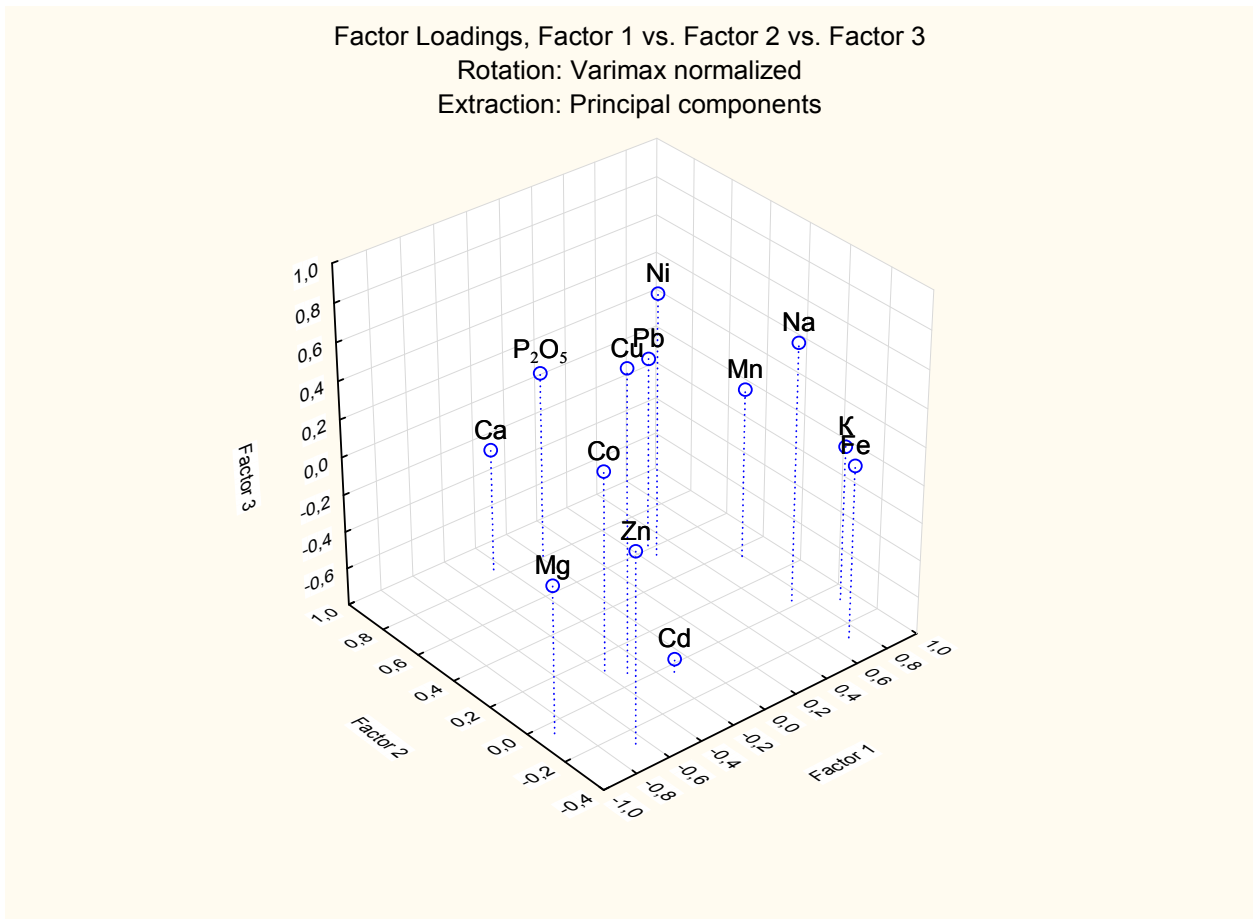


Рис. 4.1.2.1. Результати багатofакторного кореляційно-регресивного аналізу впливу гідрохімічних чинників та іонів металів на вміст фосфатів у донних відкладах досліджених річок Тернопільщини

Магній не справляє сильного впливу на вміст Фосфору у мулі, а Натрій і Калій прямо корелюють із вмістом фосфору, однак відіграють меншу роль.

4.1.3. Прибережні ґрунти

Вміст досліджуваних лужних та лужно-земельних металів у прибережних ґрунтах представлена на рис. 4.1.3.

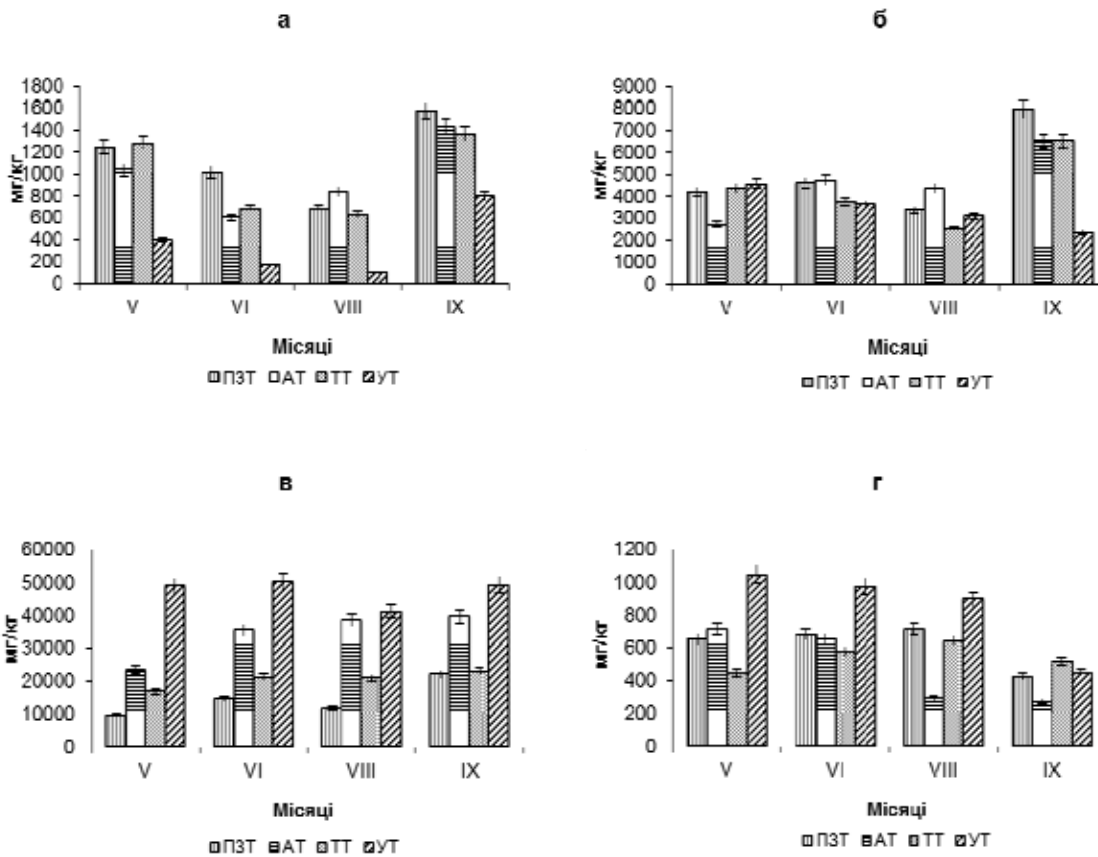


Рис. 4.1.3. Вміст лужних та лужно-земельних металів (мг/кг) у прибережних ґрунтах досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Натрій, б – Калій, в – Кальцій, г – Магній

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом (рис. 4.1.3.1) встановлено пряму залежність між сполуками фосфору, Натрієм та Калієм, які, однак, не мають значного впливу на вміст фосфатів у прибережному ґрунті.

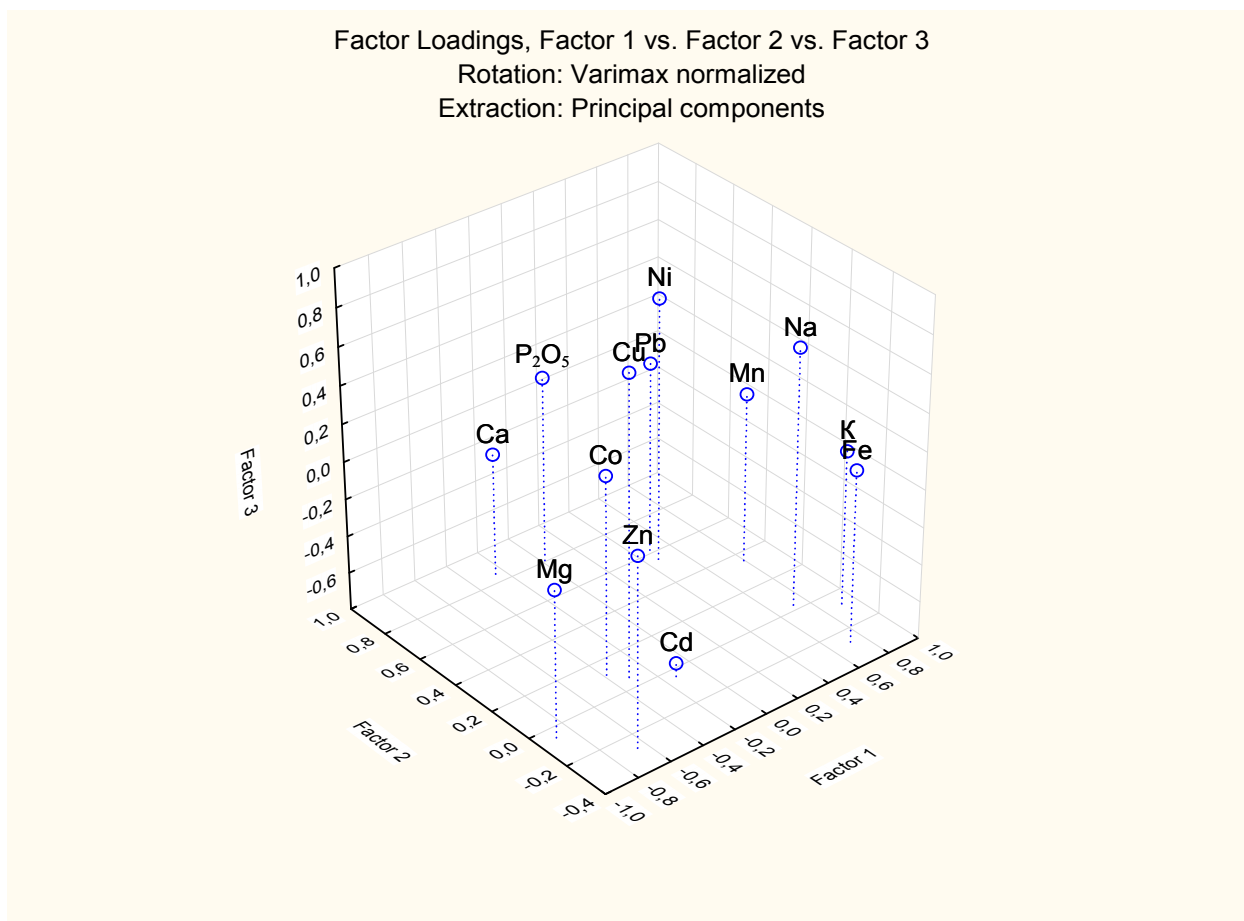


Рис. 4.1.3.1. Результати багатofакторного кореляційно-регресивного аналізу впливу гідрохімічних чинників та йонів металів на вміст фосфатів у прибережних ґрунтах досліджених річок Тернопільщини

Кальцій та Магній по відношенню до сполук фосфору визначаються оберненою залежністю, які також не мають сильного впливу на формування їхнього вмісту.

4.2. Вміст важких металів у досліджених річках

4.2.1. Вода

Якість води є обмежувачим фактором водокористування на фоні різкого зростання попиту на прісну воду загалом (4). Особливо небезпечними в останні роки для погіршення якості природних вод є важкі метали (ВМ), що вважаються найбільш небезпечними для біоти у зв'язку з токсичністю і здатністю

накопичуватися у гідробіонтах (5-6). Вони належать до класу консервативних забруднюючих речовин, що не використовуються та не розкладаються при міграції по трофічних ланцюгах, володіють мутагенною та токсичною дією, значно знижують інтенсивність протікання біохімічних процесів у водних організмів (7-11). Деякі з них є токсичними навіть при дуже низьких концентраціях (12), а такі важливі мікроелементи як Fe (III), Cu (II) і Zn (II), при високих концентраціях також можуть бути біологічно небезпечними (13-14).

Важкі метали можуть потрапляти у водойми з різних джерел, однак серед всіх виділяють два основні шляхи їхнього надходження: природний і антропогенний (15). Метали є природними складовими водного середовища і деякі з них, наприклад Fe (III), Mn (II), Zn (II), Co (II), Mo завжди присутні в низьких концентраціях у водному середовищі і є біологічно важливими його складовими. Природні джерела можуть включати ерозію рудопроявів, перенесення металовмісного пилу вітром, лісові пожежі тощо (16). До антропогенних джерел, основою яких є процеси індустріалізації та урбанізації, належать згоряння палива, видобування корисних копалин, вихлопні гази транспорту, скидання твердих побутових відходів (ТПВ), застосування ВМ у складі добрив і пестицидів, рекреаційна діяльність тощо (17-22).

Акумуляція важких металів у водоймах залежить від геологічної структури порід, типу водойми, її гідрологічного режиму, сезонних коливань фізико-хімічних показників води та активності біотичних складових гідроекосистеми (23-25). Вони просочуються у підземні води, рухаючись вздовж водних шляхів, і, в кінцевому результаті, проникають у водоносні горизонти або змиваються стоком у поверхневі води, унаслідок чого забруднюється як вода, так і прибережні ґрунти (26). Доволі часто ВМ можуть надходити у питні води (27). Відомо (28), що ВМ сорбуються завислими речовинами і з ними осідають у бенталі, де можуть накопичуватися впродовж десятків років. При цьому, основним шляхом забруднення стає комплексоутворення металів із гумусовими речовинами (29-31).

Вміст біогенних та небіогенних важких металів у воді представлена на рис.

4.2.1.

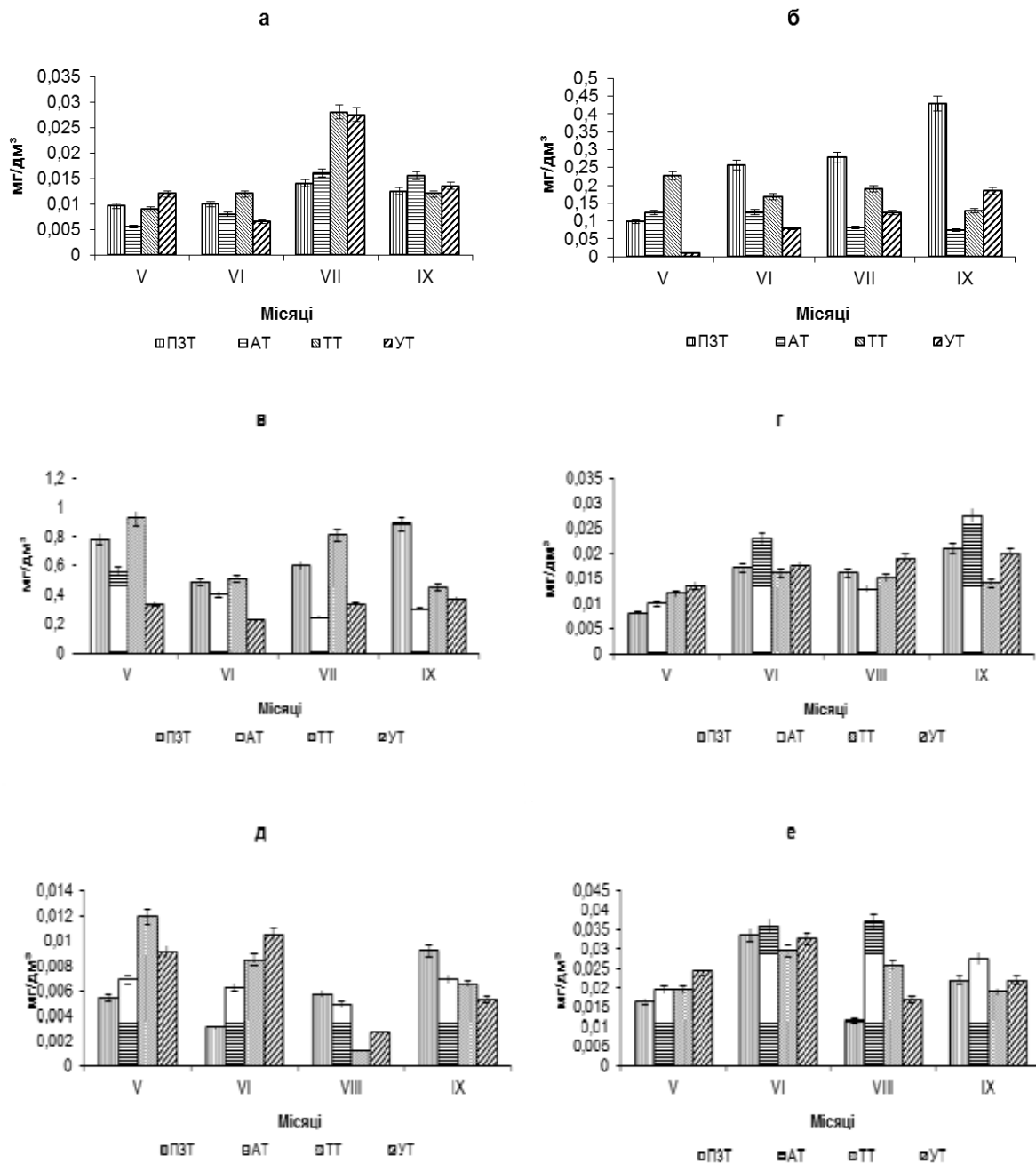


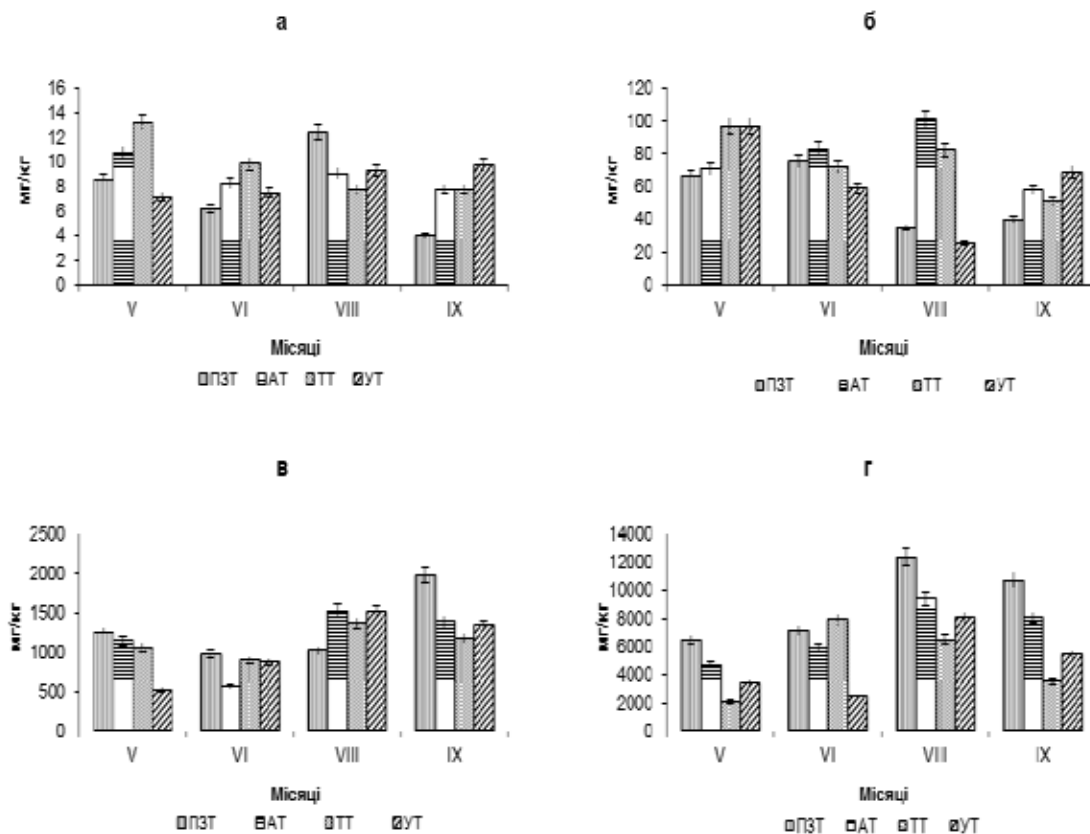
Рис. 4.2.1. Концентрація біогенних та небіогенних важких металів (мг/дм³) у воді досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Цинк, б – Манган, в – Ферум, г – Кобальт, д – Плюмбум, е – Нікел

Оцінивши вміст ВМ у досліджених річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження, ступінь забруднення водою області можемо подати наступним рядом: АТ<ПЗТ<УТ<ТТ (33).

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом (рис. 4.1.1.1) встановлено, що вміст як біогенних елементів, так і небіогенних обернено корелюють із вмістом фосфатів у воді та не здійснюють значного впливу на їх вміст та розподіл у воді (34-36).

4.2.2. Донні відклади

Вміст біогенних та небіогенних важких металів у донних відкладах представлена на рис. 4.2.1.1.



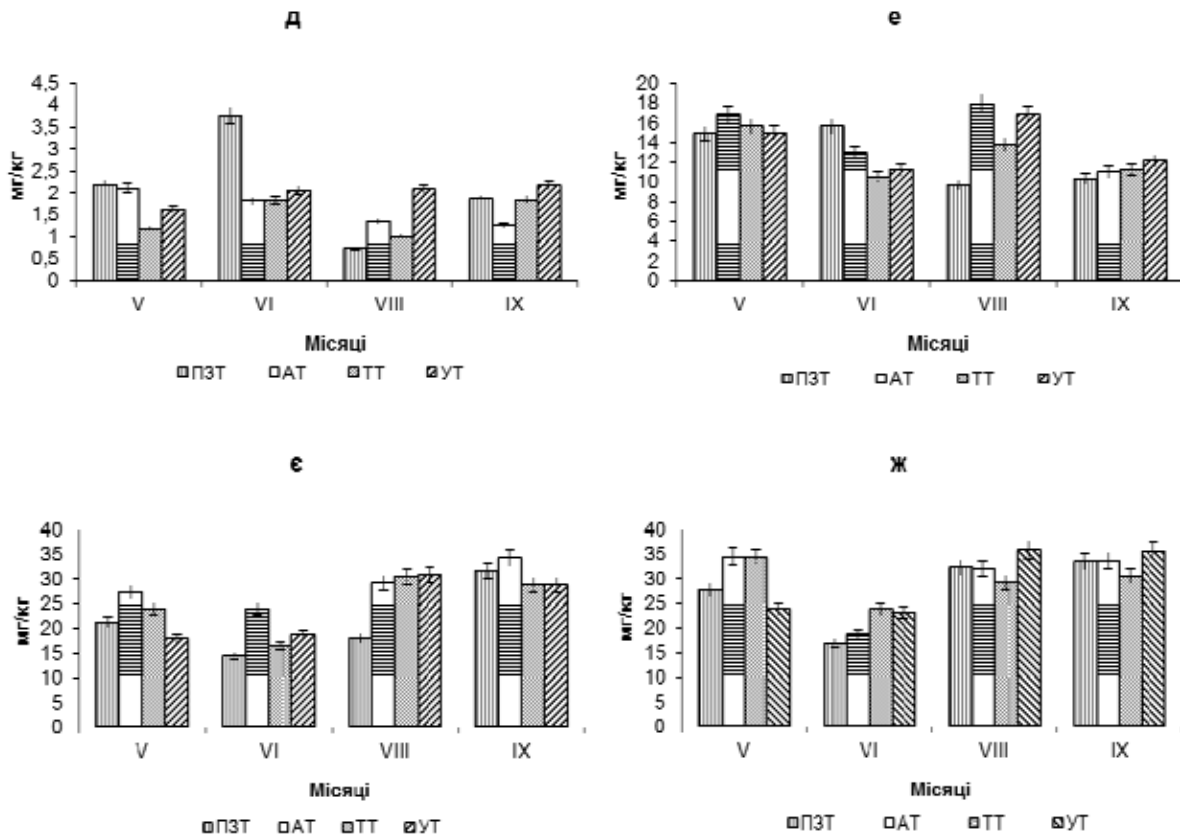


Рис. 4.2.2. Вміст біогенних та небіогенних важких металів (мг/кг) у донних відкладах досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Купрум, б – Цинк, в – Манган, г – Ферум, д – Кадмій, е – Кобальт, є – Плюмбум, ж – Нікел

Проведеним багатofакторним кореляційно-регресивним аналізом (рис. 4.1.2.1) нами встановлено, що на регуляцію вмісту сполук фосфору у донних відкладах найбільший вплив має Купрум, а меншою мірою – Цинк, між якими встановлена обернена залежність. Між вмістом Мангану та Ферумом встановлена пряма залежність, які не здійснюють значного впливу на вміст сполук фосфору у донних відкладах.

4.2.3. Прибережні ґрунти

Вміст біогенних та небіогенних важких металів у прибережних ґрунтах представлена на рис. 4.2.3.

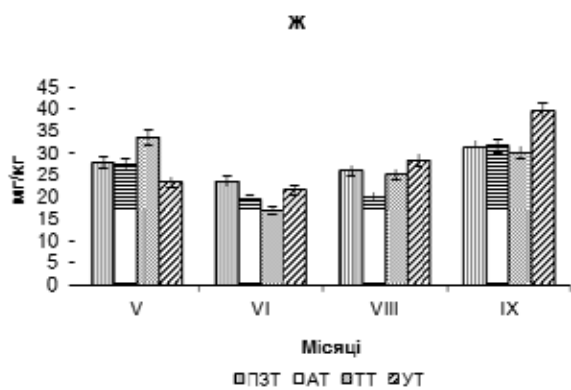
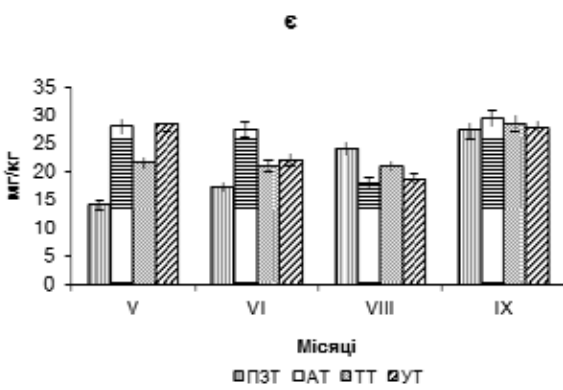
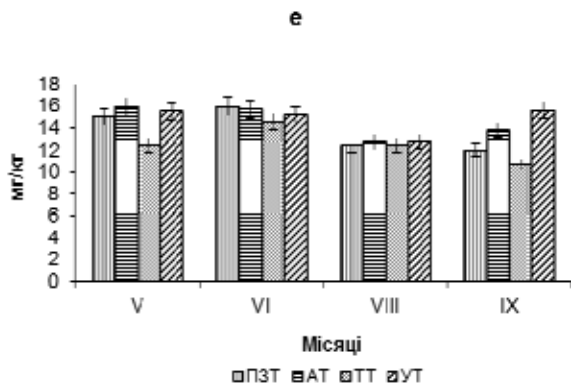
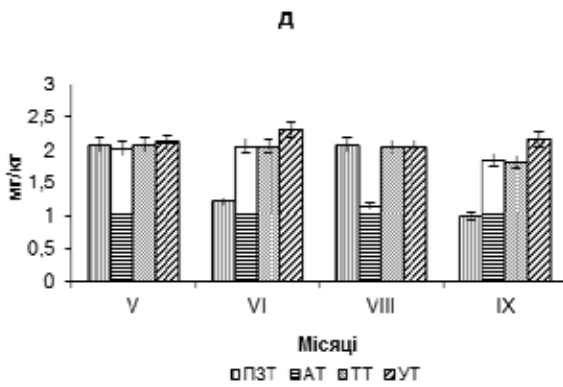
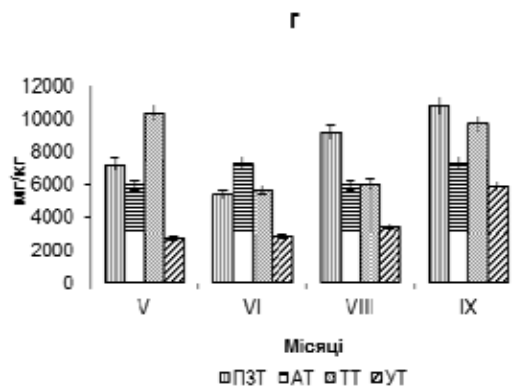
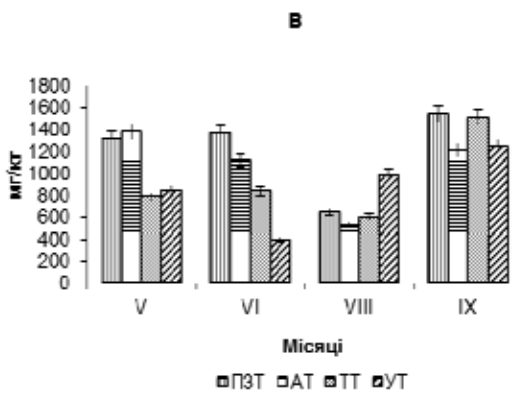
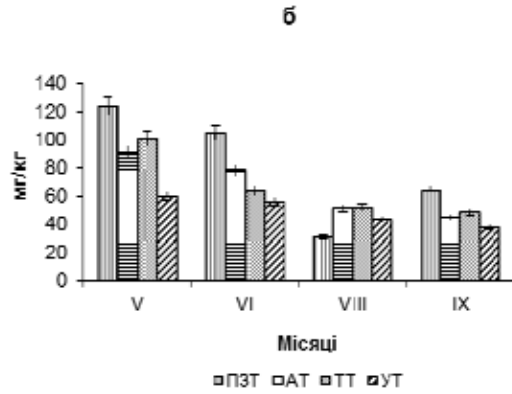
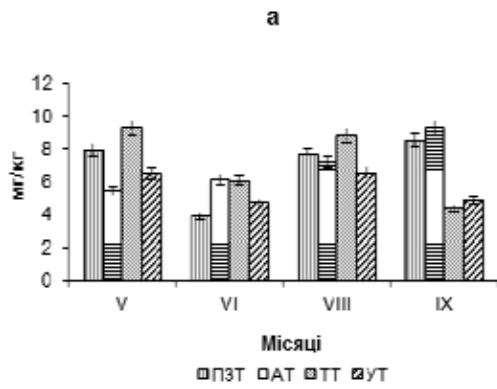


Рис. 4.2.3. Вміст біогенних та небіогенних важких металів (мг/кг) у донних відкладах досліджених річок Тернопільщини ($M \pm m$; $n=5$): а – Купрум, б – Цинк, в – Манган, г – Ферум, д – Кадмій, е – Кобальт, є – Плюмбум, ж – Нікел

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним (рис. 4.1.3.1) аналізом встановлено, що біогенні важкі метали не здійснюють значного впливу на концентрацію сполук фосфору у ґрунті та характеризуються прямою кореляційною залежністю. Вміст Кадмію обернено корелює з вмістом фосфатів у прибережному ґрунті, а Плюмбуму та Нікелю – прямо, однак, які також не здійснюють значного впливу на вміст та розподіл сполук фосфору.

Список використаних джерел

1. Линник, П.Н.; Набиванец, Б.И. *Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах*; Гидрометеиздат: Ленинград, 1986; с 268.
2. Куценко, С.А. *Основы токсикологии*; Санкт-Петербург, 2002; с 818.
3. Гуменюк, Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу). Дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : 03.00.16 – екологія, Тернопіль, 2003.
4. Мислива, Т. М.; Кот, І. С. Важкі метали у водах малих річок і боліт Житомирського Полісся. *Вісник ЖНАЕУ* **2011**, 1 (2), с 58–68.
5. *Тяжелые металлы как фактор экологической опасности*; Холопов, Ю. А., Ред.; СамГАПС: Самара, 2003; с 16.
6. Nasrabadi, T. An index approach to metallic pollution in riverwaters. *Int. J. Environ. Res.* **2015**, 9 (1), pp 385-394.
7. Авакян, З.А. Токсичность тяжелых металлов для микроорганизмов. *Итоги науки и техники*, 2; Серия: Микробиология; ВИНТИ: Москва, 1973; с 5-46.

8. Нейко, Є.М.; Губський, Ю.І.; Ерстенюк, Г.М. Інтоксикація кадмієм: токсикокінетика і механізм біоцидних ефектів. *Журнал АМН України* **2003**, 9 (2), с 262–277.
9. Malik, D.; Singh, S.; Thakur, J.; Singh, R.; Kaur, A. Nijhawan S. Heavy Metal Pollution of the Yamuna River: An Introspection. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* **2014**, 3 (10), pp 856-863.
10. Hu, H.; Jin, Q.; Kavan, P. A Study of Heavy Metal Pollution in China: Current Status, Pollution-Control Policies and Countermeasures. *Sustainability* **2014**, 6, pp 5820-5838.
11. Abubakar, A.; Saleh, Y.; Shehu, K. Heavy metals pollution on surface water sources in Kaduna metropolis, Nigeria. *Science World Journal* **2015**, 10 (2), pp 1-5.
12. Niu, Y.; Yu, W.; Niu, Y.; Xu, Y.; Spatial, X. Evaluation of heavy metals concentrations in the surface sediment of Taihu lake. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2015**, 12, pp 15028–15039.
13. Линник, П.Н. Медь в поверхностных водах Украины: содержание, формы нахождения, закономерности миграции. *Гидробиологический журнал* **2013**, 49 (5), с 90-110.
14. Manoj, K.; Padhy, P.; Chaundhury, S. Study of Heavy Metal Contamination of the River Water through Index Analysis Approach and Environmetrics. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences* **2012**, 1 (10), pp 7-15.
15. Nzeve, J.; Njuguna, S.; Kitur, E.; Assessment of Heavy Metal Contamination in Surface Water of Masinga Reservoir, Kenya. *Journal of Natural Sciences Research* **2015**, 5 (2), pp 101-108.
16. Naveedullah; Hashmi, M.; Yu, C.; Shen, H.; Duan, D.; Shen, C.; Lou, L.; Chen, Y. Concentrations and human health risk assessment of selected heavy metals in surface water of the siling reservoir watershed in zhejiang province, China. *Pol. J. Environ. Stud.* **2014**, 23 (3), pp 801-811.

17. Reza, R.; Singh, G. Assessment of heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* **2010**, 7 (4), pp 785-792.
18. Malassa, H.; Qutob, M.; Khatib, M.; Rimawi, F. Determination of Different Trace Heavy Metals in Ground Water of South West Bank/Palestine by ICP/MS. *Journal of Environmental Protection* **2013**, 4, pp 818-827.
19. Bichi, M.; Bello, U.; Heavy Metal Pollution in Surface and Ground Waters Used for Irrigation along River Tatsawarki in the Kano, Nigeria. *IOSR Journal of Engineering (IOSRJEN)* **2013**, 3 (8), pp 1-9.
20. Nazir, R.; Khan, M.; Masab, M.; Renman, H.; Rauf, N.; Shahab, S.; Ameer, N.; Sajed, M.; Ullah, M.; Rafeeq, M.; Shaheen Z. Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water Collected from Tanda Dam kohat. *Journal of pharmaceutical sciences and research (JPSR)* **2015**, 7 (3), pp 89-97.
21. Song, J.; Yang, X.; Zhang, J.; Long, Y.; Zhang, Y.; Zhang, T. Assessing the variability of heavy metal concentrations in liquid-solid two-phase and related environmental risks in the Weihe river of shaanxi province, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2015**, 12, pp 8243-8262.
22. Orubite, K.; Ogunka-Nnoka, C.; Okpokwu, K. Heavy metal concentrations in soil, fluted pumpkin leaf and surface water in umuebulu community in rivers state, Nigeria. *European Journal of Basic and Applied Sciences* **2015**, 2 (1), pp 46-52.
23. Мур, Дж.; Рамамурти, В.С. Тяжёлые металлы в природных водах. *Контроль и оценка влияния*; Мир: Москва, 1987; с 285.
24. Клименко, М.О.; Бедункова, О.О. *Колообіг важких металів у водних екосистемах*; НУВГП: Рівне, 2008; с 216.
25. Линник, П.Н.; Зубко, А.В.; Зубенко, И.Б. Влияние pH на миграцию различных форм металлов в системе «донные отложения – вода» в экспериментальных условиях. *Гидробиол. журн.* **2009**, 45 (1), с 99 –109.
26. Duruibe, J.; Ogwuegbu, M.; Egwurugwu, J. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences* **2007**, 2 (5), pp 112-118.

27. Wogu, M.; Okaka, C. Pollution studies on Nigerian rivers: heavy metals in surface water of warri river, Delta State. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)* **2011**, 1 (3), pp 7-12.
28. Opp, C.; Hahn, J.; Zitzer, N.; Laufenberg, G. Heavy Metal Concentrations in Pores and Surface Waters during the Emptying of a Small Reservoir. *Journal of Geoscience and Environment Protection* **2015**, 3, pp 66-72.
29. Станько, О. М. Важкі метали у воді: забруднення річки Дністер за останні 10 років : (територія Львів. обл.). *Сучасні проблеми токсикології* **2012**, 3 (4), с 58—63.
30. Андрусин, Т.; Грубінко, В. Сезонна динаміка вмісту важких металів у воді та донних відкладах річки Збруч. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна* **2012**, 58, с 165–174.
31. Гузієнко, І.А.; Осадча, Н.М. Оцінка основних джерел надходження важких металів в донні відклади водосховищ. *Геополітика и екогеодинамика регионов* **2014**, 10 (1), с 484–489.
32. Прокопчук, О. І. Вміст біогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології і екології»*, Вінниця, Квітень 12–14, 2016; м. Вінниця, 2016, с 138–139.
33. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (1), с 173–181.
34. Суходольська, І. Л.; Прокопчук, О.І. Порівняльна характеристика вмісту нікелю у річках Рівненської та Тернопільської областей. *Збірник наукових праць Другої Всеукраїнської науково-практичної конференції за міжнародною участю «Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища»*, Рівне, Жовтень 21–23, 2015; Рівне, 2015; с 178–179.
35. Прокопчук, О. І. Вміст небіогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Збірник тез XII Міжнародної наукової конференції студентів і*

аспірантів «Молодь і поступ біології», Львів, Квітень 19–21, 2016; Львів, 2016; с 173–174.

36. Шумигай, І. В. Комплексна екологічна оцінка вмісту важких металів у водних екосистемах малих річок Київської області. *Збалансоване природокористування* **2014**, 2, с 132-134.

РОЗДІЛ 5. НАКОПИЧЕННЯ СПЛУК ФОСФОРУ У БІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ РІЧОК

5.1. Вміст сполук фосфору у вищих водних рослин

Фосфор є одним із найважливіших біогенних елементів у водних екосистемах, який істотно впливає на різноманіття та продуктивність організмів, насамперед, водоростей і вищих водних рослин (1). Останні зв'язують його з різною інтенсивністю, відіграючи при цьому роль біологічних фільтраторів і очищувачів водних екосистем від забруднення (2-4). Таким чином, фітобіота, споживаючи фосфати із води та твердих субстратів, впливає на їх вміст у гідроекосистемі та бере участь у підтриманні балансу фосфорних сполук, разом з тим, забезпечуючи біомасу та продуктивність водойми (5-6).

Вищі водні рослини, як основний компонент біоценозів мілководь, відіграють важливу роль в біологічному режимі, біотичному балансі і формуванні якості води (7-12).

У результаті проведених досліджень було виявлено, що у водоймі з ПЗТ переважають такі прибережно-водні рослини: *Glyceria maxima* (С. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий), *Ranunculus circinatus* Sibth. (Водяний жовтець), *Alisma plantago-aquatica* L. (Частуха подорожникова), *Myosotis scorpioides* L. (Незабудка болотяна). Серед занурених рослин представлений *Ceratophyllum demersum* L. (Кушир занурений), а серед вільно плаваючих на поверхні води – *Lemna minor* L. (Ряска мала).

У річці з АТ та ТТ серед прибережно-водних рослин були представлені: *Glyceria maxima* (С. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий), *Agrostis stolonifera* L. (Мітлиця повзуча) та *Myosotis scorpioides* L. (Незабудка болотяна). Серед занурених та вільно плаваючих на поверхні води представлені *Ceratophyllum demersum* L. (Кушир занурений) та *Lemna minor* L. (Ряска мала).

У водоймі з УТ найбільш представлені частково занурені у воду рослини та прибережно-водні: *Glyceria maxima* (С. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий), *Myosotis scorpioides* L. (Незабудка болотяна), *Sagittaria sagittifolia* L. (Стрілолист

стрілолистий), *Nuphar lutea* (L.) Sm. (Глечики жовті), *Sparganium emersum* Rehmann (Їжача голівка зринувша), *Nasturtium officinale* R. Br. (Настурція лікарська). Серед занурених рослин представлений *Ceratophyllum demersum* L. (Кушир занурений), а серед вільно плаваючих на поверхні води – *Lemna minor* L. (Ряска мала).

Домінуючі рослинні комплекси, їх видовий склад, проективне покриття та місце зростання представлені у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1.

Видовий склад і представленість вищих водних рослин на мілководдях досліджених річок

Види рослин	Територія											
	ПЗТ			АТ			ТТ			УТ		
Місяці												
	V	VII	IX	V	VII	IX	V	VII	IX	V	VII	IX
<i>G. maxima</i>	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++	++	++	++++	++++	++++
<i>R. circinatus.</i>	++	++	++				+	+	+	+	+	+
<i>A. plantago-aquatica</i>	+	+	+							+	+	+
<i>M. scorpioides</i>	++	++	++	+++	+++	+++	++	++	++	+++	+++	+++
<i>C. demersum</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	+	+	+++	+++	+++
<i>L. minor</i>	++	++	++	+	+	+	+	+	+	++	++	++

Продовження Таблиці 5.1.

A. stolonifera				++++	++++	++++	+++	+++	+++			
S. sagittifolia										++	++	++
N. lutea										++	++	++
<i>S. emersum</i>										+++	+++	+++
<i>N. officinale</i>										++++	++++	++++

Примітка: + – проективне покриття до 25%; ++ – проективне покриття 25-50%; +++ – проективне покриття 50-75%;
++++ – проективне покриття більше за 75%.

Вміст фосфатів у рослинних організмах являється одним із показників їхнього фізіологічного стану, оскільки метаболізм фосфору значною мірою визначає можливість виживання рослин у несприятливих умовах середовища. Нами досліджено вміст фосфору (мг P_2O_5 /г сухої маси) у вищих водних рослин загалом та окремо у корені, стеблі та листі (табл. 5.1.2).

Таблиця 5.1.2.

Вміст фосфору у вищих водних рослин з досліджених річок Тернопільщини, мг P₂O₅/г сухої маси, M±m, n=5

№ п/ п	Части на рослин и	Територія											
		ПЗТ			АТ			ТТ			УТ		
		Місяці											
		V	VII	IX	V	VII	IX	V	VII	IX	V	VII	IX
1.	G.maxi ma, radix	1,00± 0,019	2,40± 0,033	1,20± 0,021	2,10± 0,018	2,00± 0,039	1,35± 0,075	1,00± 0,067	0,70± 0,017	2,70± 0,071	3,05± 0,054	2,50± 0,016	2,15± 0,063
	G.maxi ma,caul is	1,70± 0,004	2,55± 0,025	4,00± 0,121	0,80± 0,052	1,20± 0,045	1,35± 0,038	0,80± 0,111	3,20± 0,032	0,85± 0,055	2,85± 0,023	1,35± 0,094	0,80± 0,057
	G.maxi ma, folium	1,70± 0,003	1,30± 0,047	0,80± 0,020	0,80± 0,045	1,35± 0,046	1,00± 0,063	1,05± 0,031	1,20± 0,086	0,90± 0,092	1,20± 0,025	1,85± 0,021	2,15± 0,031
2.	M.scor pioides, radix		4,65± 0,039		0,66± 0,091		1,80± 0,051		3,50± 0,072		10,85 ±0,02 5	2,50± 0,022	

Продовження Таблиці 5.1.2.

	M.scorpioides, caulis		16,00 ±0,044		2,30± 0,070		3,00± 0,036		3,00± 0,029		5,50± 0,027	12,65 ±0,109	
	M.scorpioides, folium		2,80± 0,032		3,15± 0,047		4,00± 0,031		3,15± 0,076		3,50± 0,033	1,65± 0,027	
3.	A.stolonifera, radix				4,50± 0,050	4,25± 0,009							
	A.stolonifera, caulis				8,75± 0,032	4,50± 0,40							
	A.stolonifera, folium				19,00 ±0,02	5,25± 0,069							
5.	S.sagittifolia L., radix										5,30± 0,059	1,60± 0,038	

Продовження Таблиці 5.1.2.

	S. sagittifo lia L., caulis										7,60± 0,078		2,20± 0,041
	S. sagittifo lia L., folium										1,20± 0,029		1,30± 0,014
6.	N. lutea (L.) Sm., radix										1,60± 0,059	0,95± 0,046	1,05± 0,082
	N. lútea, caulis										5,40± 0,071	5,10± 0,068	4,10± 0,072
	N. lútea, folium										25,50 ±0,03 2	14,50 ±0,07 6	26,00 ±0,10 5
8.	L. minor L.	8,50± 0,072	16,00 ±0,03 2					7,50± 0,074	10,50 ±0,33		8,00± 0,046	43,00 ±0,19 5	

Продовження Таблиці 5.1.2.

9.	C. demers um L.	3,35± 0,067	1,85± 0,034	2,40± 0,057	2,17± 0,05	2,85± 0,074	3,05± 0,026	1,90± 0,096	1,90± 0,011	2,50± 0,028	4,75± 0,036	4,50± 0,025	1,90± 0,022
----	-----------------------	----------------	----------------	----------------	---------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

Примітка: radix – корінь, caulis – стебло, folium – листя.

Нами здійснено порівняльний аналіз на вміст фосфору у повітряно-водній із закріпленим коренем у прибережному ґрунті рослині – Лепешняку великому, та повністю зануреній у воді рослиною – Куширі зануреному.

Для кореня та стебла *G. taxita* характерне зменшення фосфору до кінця вегетаційного сезону для усіх територій, а для листя – збільшення (рис. 5.1).

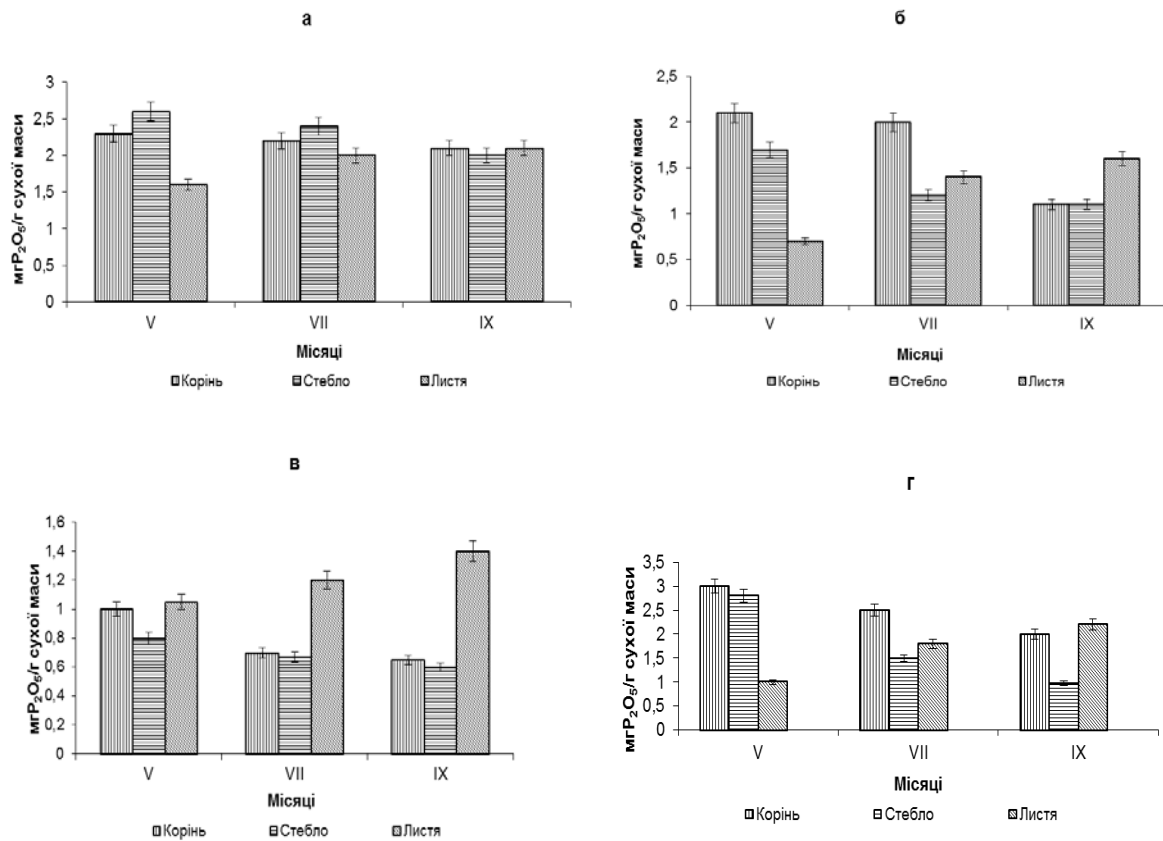


Рис. 5.1. Вміст фосфору (мг P₂O₅/г сухої маси) у *G. taxita* у водоймі: а – ПЗТ, б – АТ, в – ТТ, г – УТ

Виявлена закономірність пояснюється використанням отриманого із ґрунту фосфору для фізіологічних та біохімічних потреб рослини до кінця сезону та його накопиченням у листі, як запасуючого елемента для подальшого росту рослини.

Щодо *S. demersum*, то для ПЗТ та УТ характерне зменшення вмісту фосфору до вересня, а для АТ і ТТ – його збільшення, що може бути пов'язано із різним природним та антропогенним тиском на досліджуваних територіях (рис. 5.1.1).

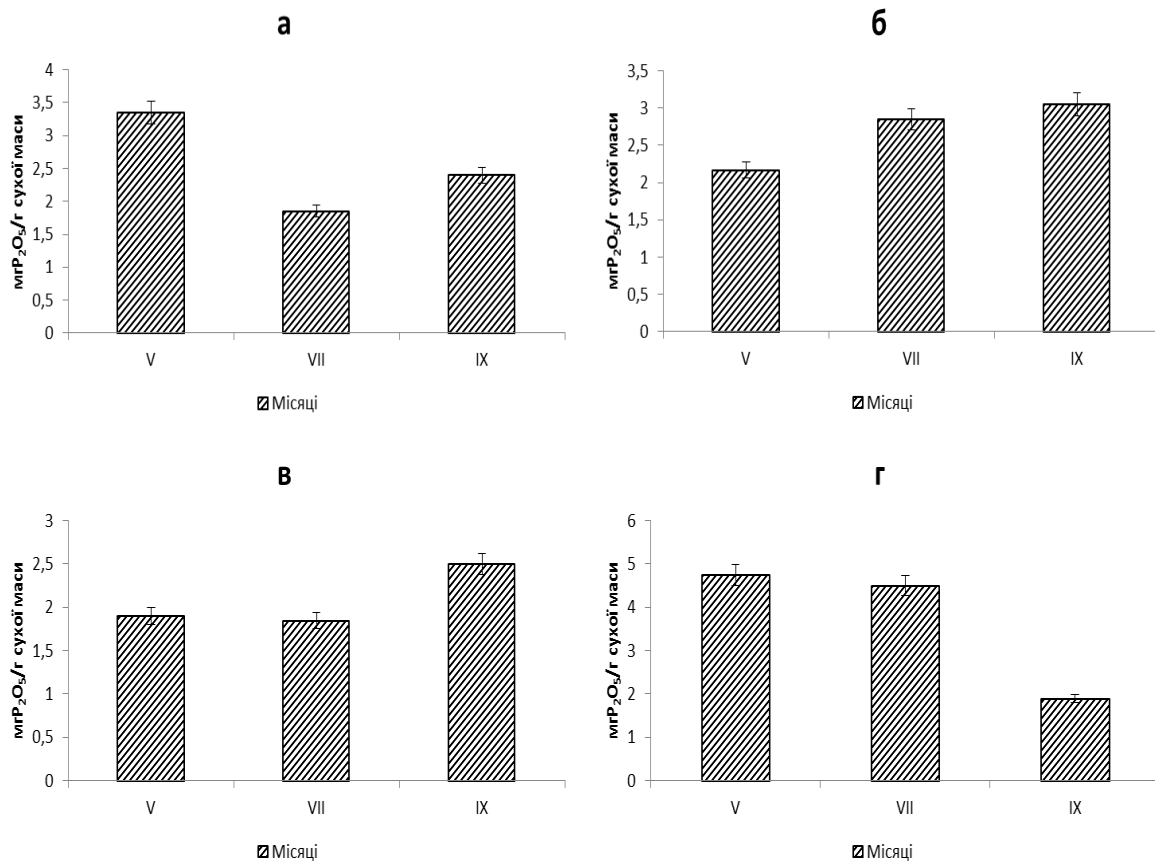


Рис. 5.1.1. Вміст фосфору (мг P₂O₅/г сухої маси) у *C. demersum* у водоймі: а – ПЗТ, б – АТ, в – ТТ, г – УТ

Розрахувавши співвідношення вмісту фосфору у вегетативних частинах *G. maxima* (табл. 5.1.3), бачимо, що у рослині з ПЗТ, АТ та ТТ найвищі показники зафіксовані у листі, що знижуються з травня по вересень. Щодо вмісту фосфору у корені та стеблі, то помітна тенденція до його зростання з травня по вересень. У рослині з УТ вміст фосфору у корені характеризується стрімким зростанням з травня по вересень у 3,03 рази. Вміст фосфору у стеблі та листі зростає з травня по липень та знижується до вересня.

Співвідношення вмісту фосфору у вегетативних частинах *G. maxima*
(корінь:стебло:листя)

Місяці	Річки досліджуваних територій											
	ПЗТ			АТ			ТТ			УТ		
	корінь	стебло	листя	корінь	стебло	листя	корінь	стебло	листя	корінь	стебло	листя
V	0,43	0,38	0,62	0,47	0,58	1,43	1,00	1,25	0,95	0,33	0,40	0,50
VII	0,45	0,42	0,50	0,50	0,83	0,71	1,43	1,49	0,83	0,35	0,66	1,02
IX	0,47	0,50	0,47	0,91	0,91	0,62	1,54	1,66	0,71	1,00	0,55	0,45

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом для *G. maxima* (рис. 5.1.2) встановлено, що вміст фосфатів у воді прямо корелює із сполуками фосфору у рослині, що свідчить про їх накопичувальну здатність щодо фосфатів із води та подальшу трансформацію у рослині.

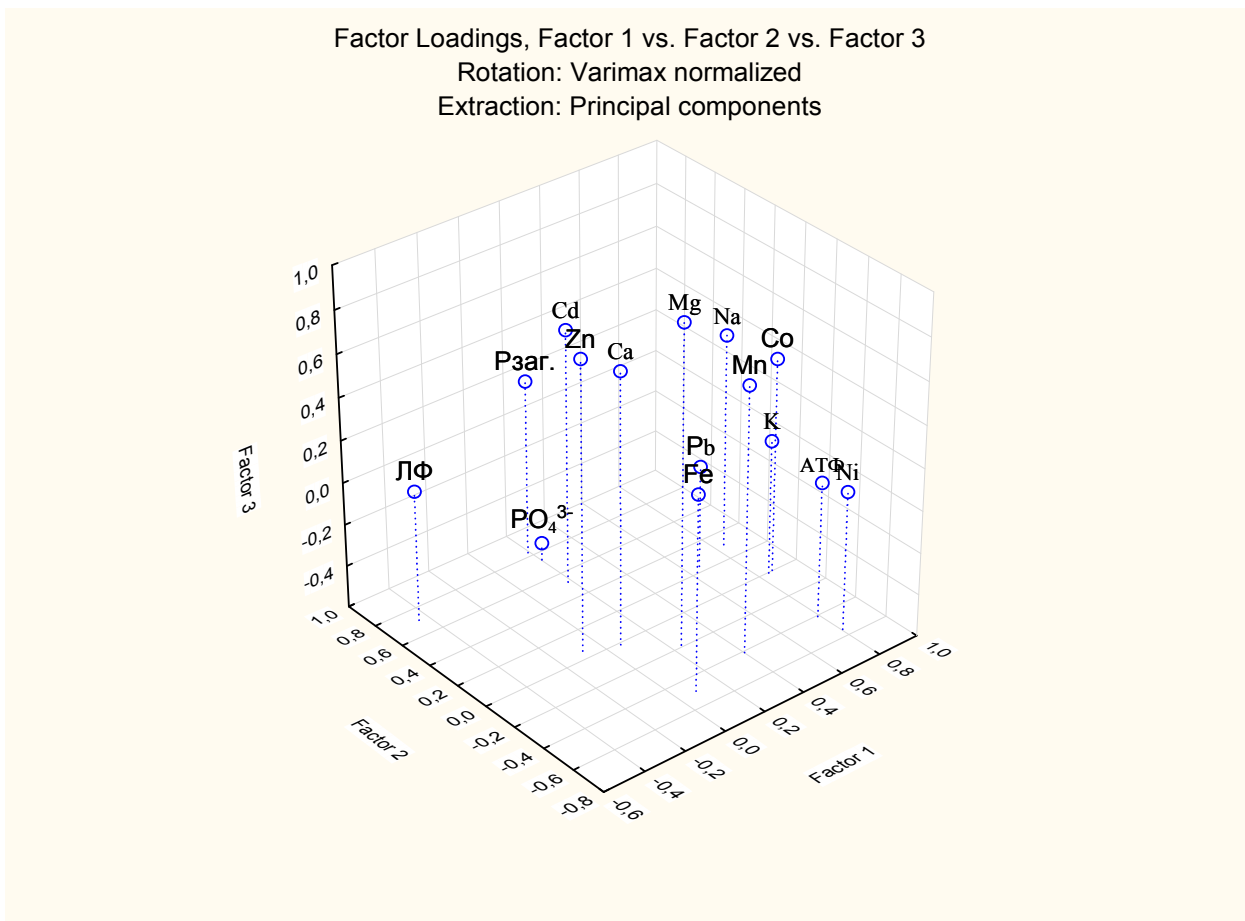


Рис. 5.1.2. Результати багатofакторного кореляційно-регресивного аналізу взаємовпливу іонів металів, активності АТФ-ази та лужної фосфатази, сполук фосфору у рослині та фосфатів у воді досліджених річок Тернопільщини для *G. maxima*

Вміст фосфат-іонів у воді та сполуками фосфору у *C. demersum* характеризується оберненою залежністю, що свідчить про тісний взаємозв'язок використання фосфат-іонів із води для життєдіяльності рослини (рис. 5.1.3).

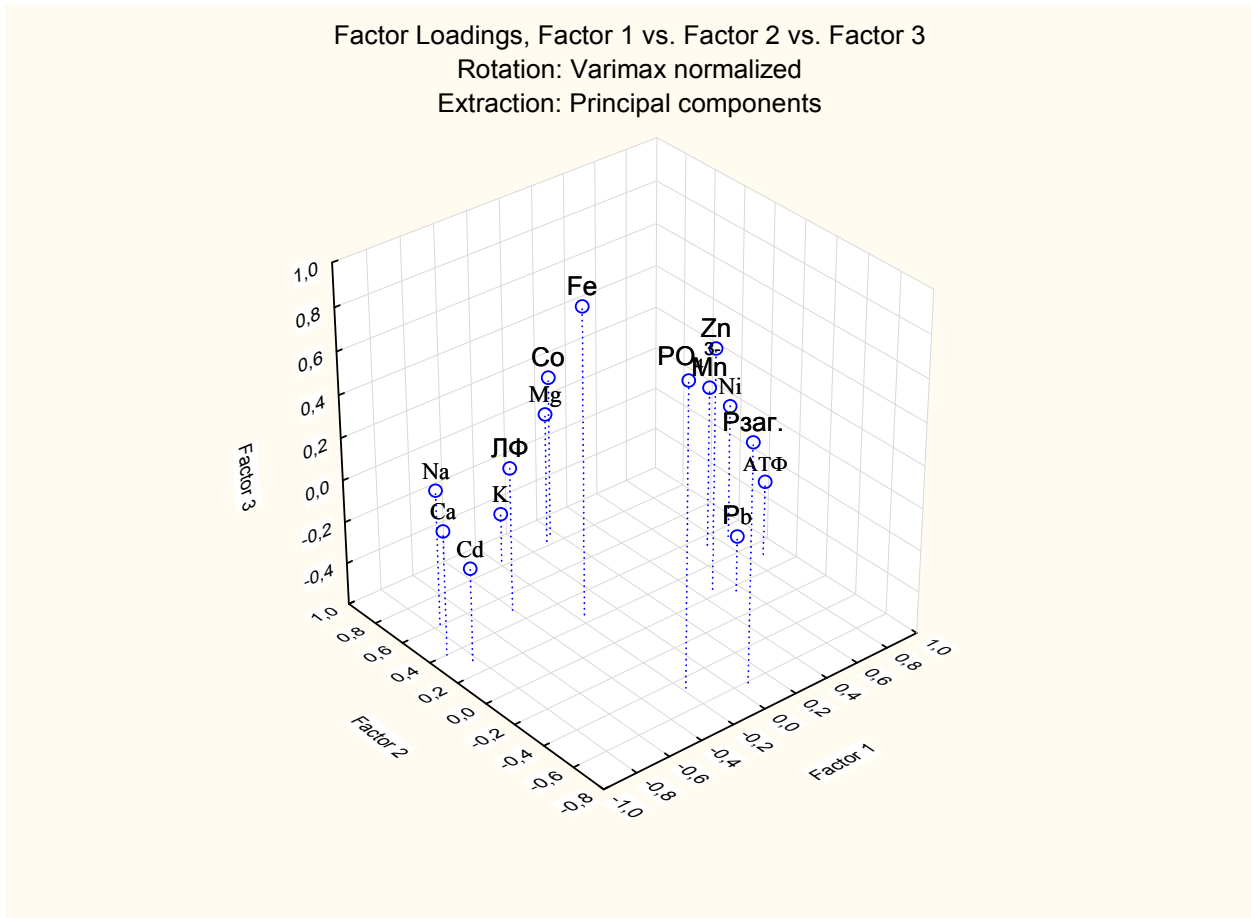


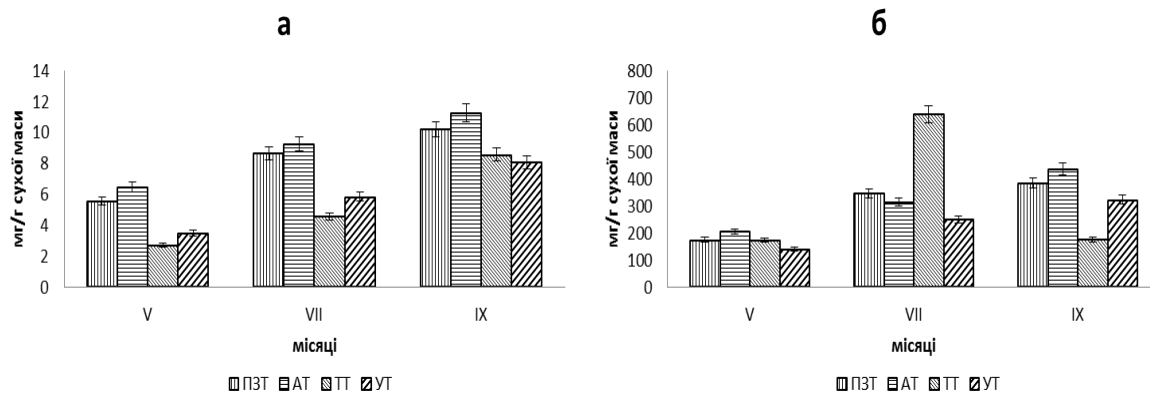
Рис. 5.1.3. Результати багатofакторного кореляційно-регресивного аналізу взаємовпливу іонів металів, активності АТФ-ази та лужної фосфатази, сполук фосфору у рослині та фосфатів у воді досліджених річок Тернопільщини для *C. demersum*

Отже, уміст сполук фосфору у досліджених водних рослинах значно впливає на колообіг фосфору у системі ґрунт↔вода↔мул. Навесні, коли стрімко зростає концентрація фосфатів у воді, рослини починають їх активно поглинати для своєї життєдіяльності, тим самим зменшуючи їх вміст на початку літа, досягаючи максимуму свого розвитку. Поглинальна здатність рослин знижується до кінця літа, коли вміст фосфатів у воді є максимальним. Восени вегетація рослин завершується, тим самим поповнюючи запаси біогенних речовин у водоймі.

5.2. Вміст іонів металів у вищих водних рослин

Аналіз вищої водної рослинності на вміст важких металів є одним із методів надійної оцінки рівня забруднення водойми. Використання рослин, які спроможні поглинати, акумулювати та переробляти небезпечні речовини, зокрема важкі метали, можуть бути успішно використані з метою попередження забруднення ними гідроекосистеми (13-15). Нами було досліджено вміст лужних, лужно-земельних та важких металів для з'ясування впливу останніх на вміст фосфору у рослинах.

Вміст металів у *G. maxima*. Вміст важких металів у *G. maxima* представлена на рис. 5.2.



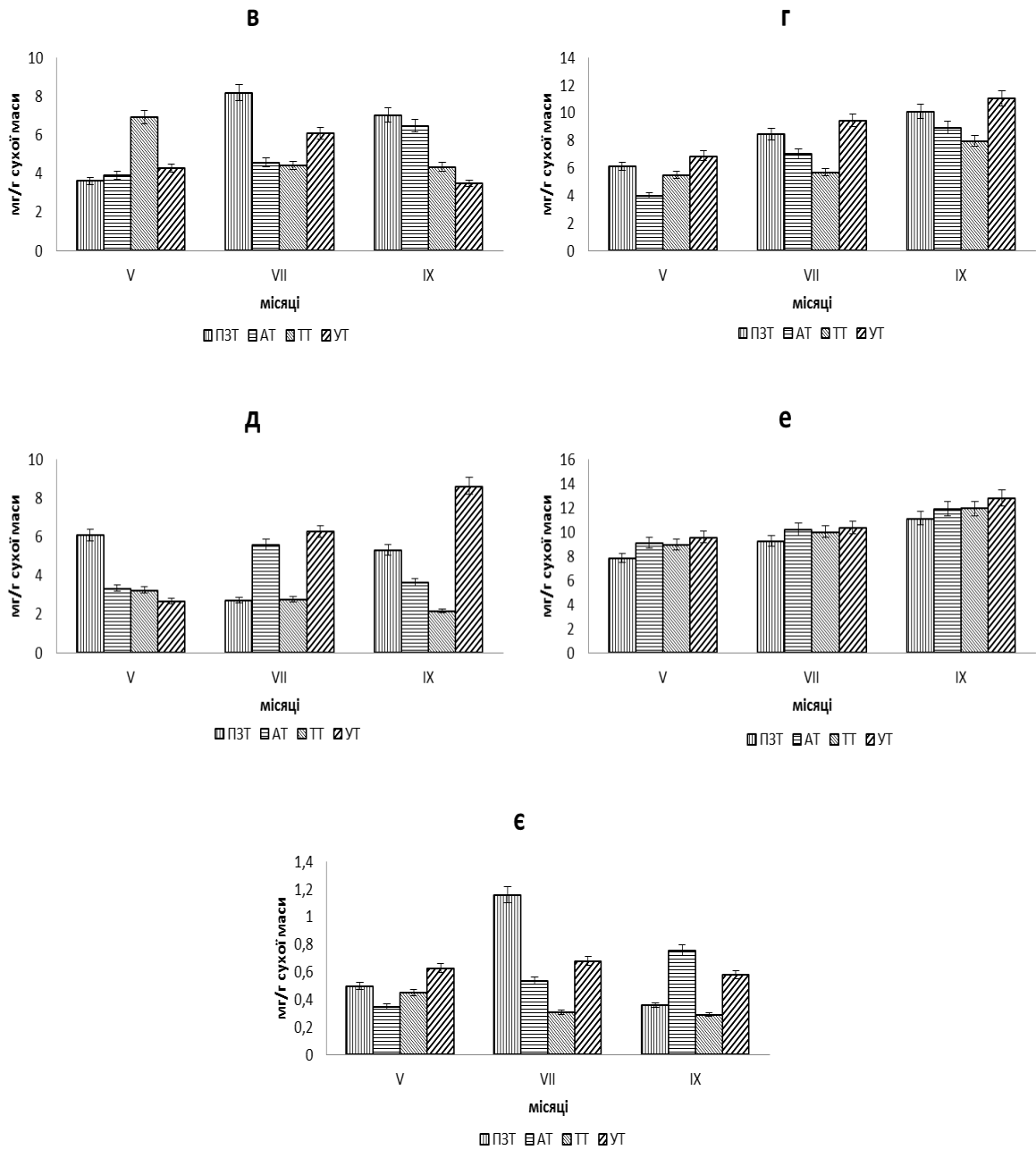


Рис. 5.2. Вміст важких металів (мг/г сухої маси) у *G. taxita* з території дослідження: а – Манган, б – Ферум, в – Цинк, г – Кобальт, д – Плюмбум, е – Нікел, є – Кадмій

Вміст лужних та лужно-земельних металів у *G. taxita* представлено на рис. 5.2.1.

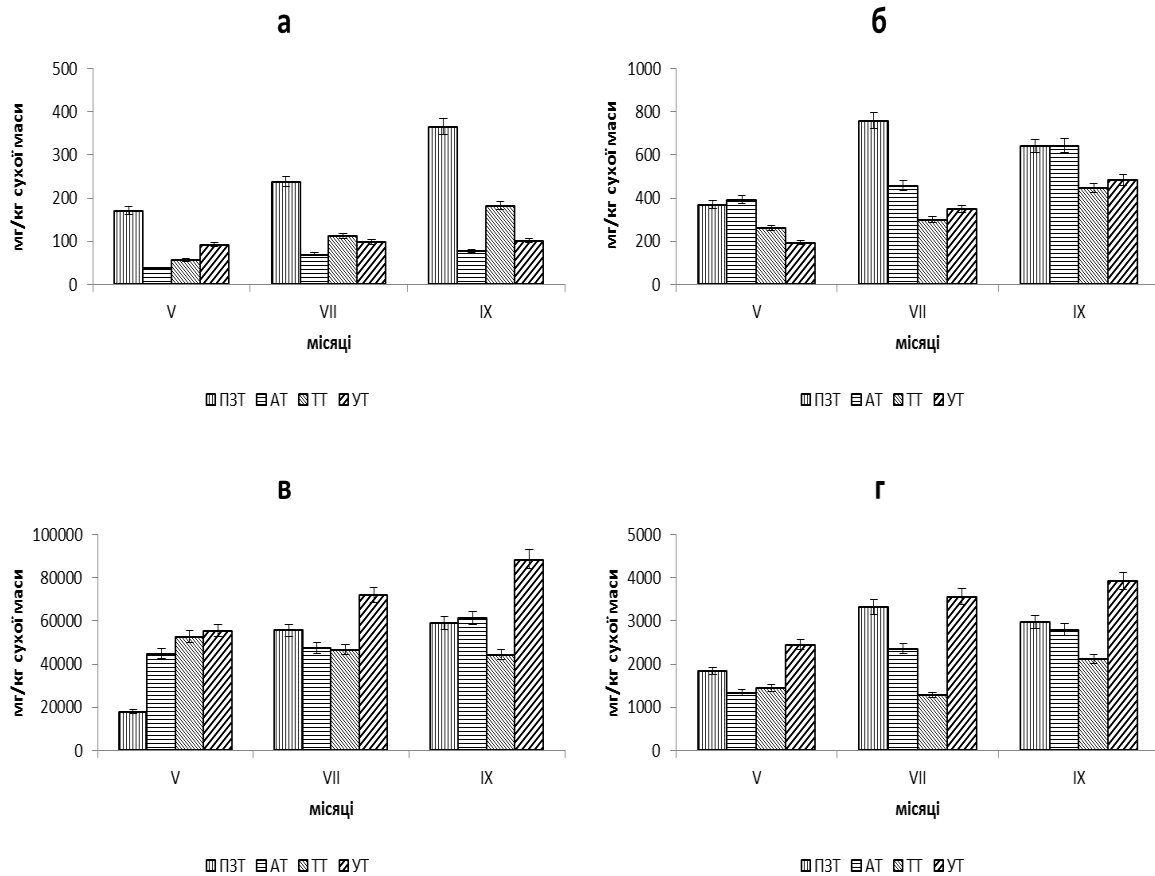


Рис. 5.2.1. Вміст лужних та лужно-земельних металів (мг/г сухої маси) у *G. taxita* з територій дослідження: а – Кальцій, б – Магній, в – Калій, г – Натрій.

Проведеним кореляційним аналізом між вмістом сполук фосфору у *G. taxita* та іонами Магнію і Натрію навесні та влітку встановлено прямий кореляційний зв'язок – $r=0,72$ та $r=0,96$ відповідно. У рослині з ПЗТ між вмістом сполук фосфору та вмістом Кальцію було зафіксовано обернений кореляційний зв'язок – $r=-0,84$. На АТ між вмістом фосфору та вмістом Магнію і Калію встановлено обернений зв'язок – $r=-0,94$ та $r=-0,97$ відповідно. Однак, на ТТ було зафіксовано прямий кореляційний зв'язок – $r=0,88$. У рослині з УТ між вмістом сполук фосфору та вмістом Кальцію, Магнію, Калію та Натрію встановлено сильний обернений зв'язок.

Вміст металів у *C. demersum*. Вміст важких металів у *C. demersum* представлена рис. 5.2.2.

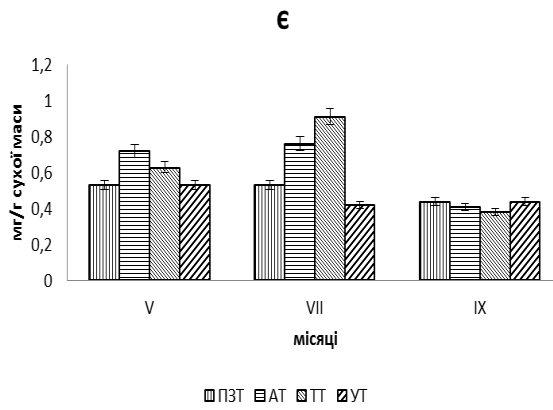
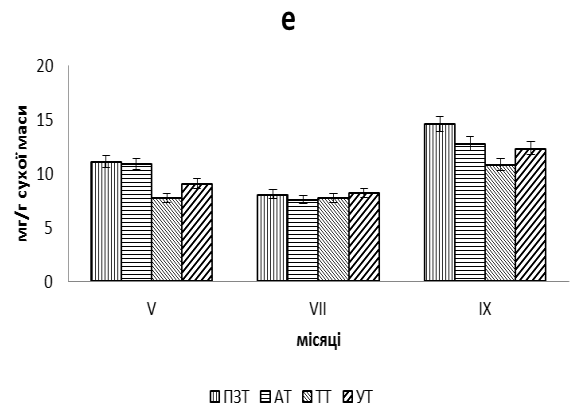
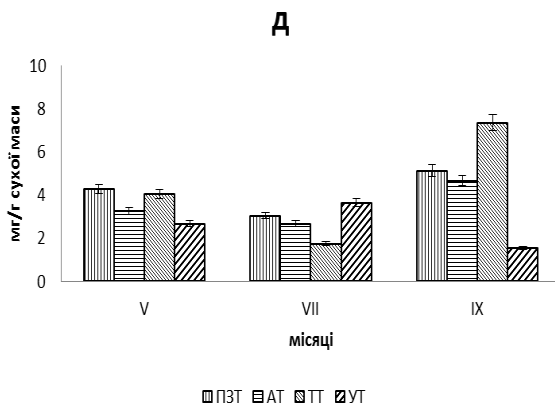
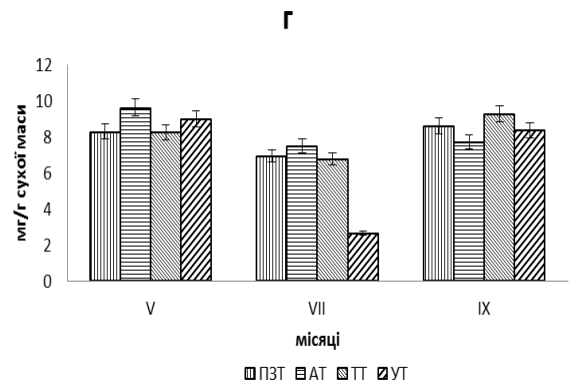
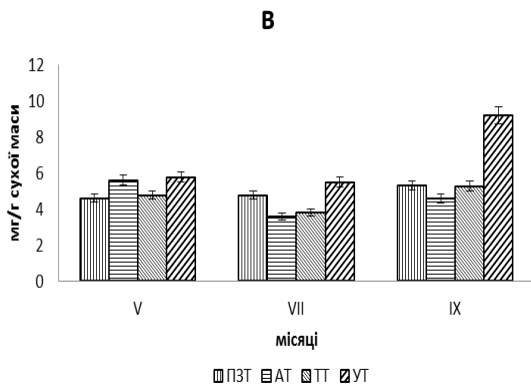
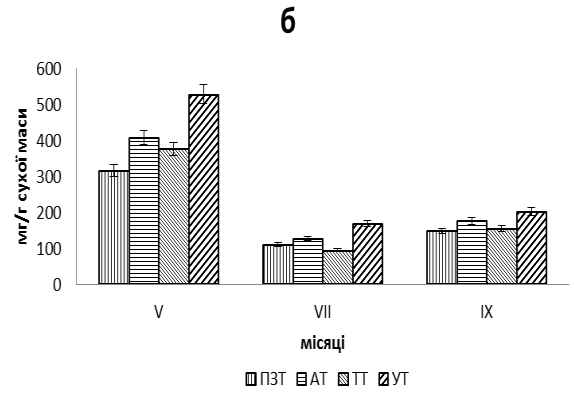
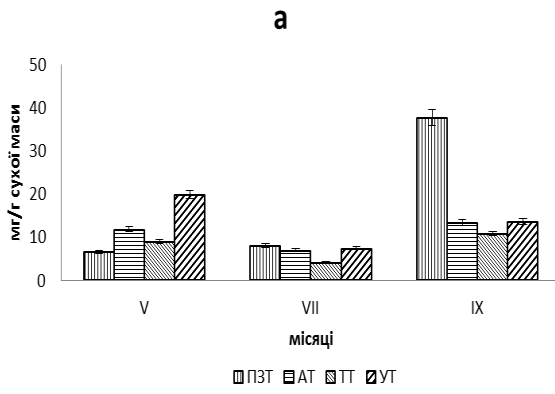


Рис. 5.2.2. Вміст важких металів (мг/г сухої маси) у *C. demersum* з територій дослідження: а – Манган, б – Ферум, в – Цинк, г – Кобальт, д – Плюмбум, е – Нікел, є – Кадмій

Вміст лужних та лужно-земельних металів у *C. demersum* представлено на рис. 5.2.3.

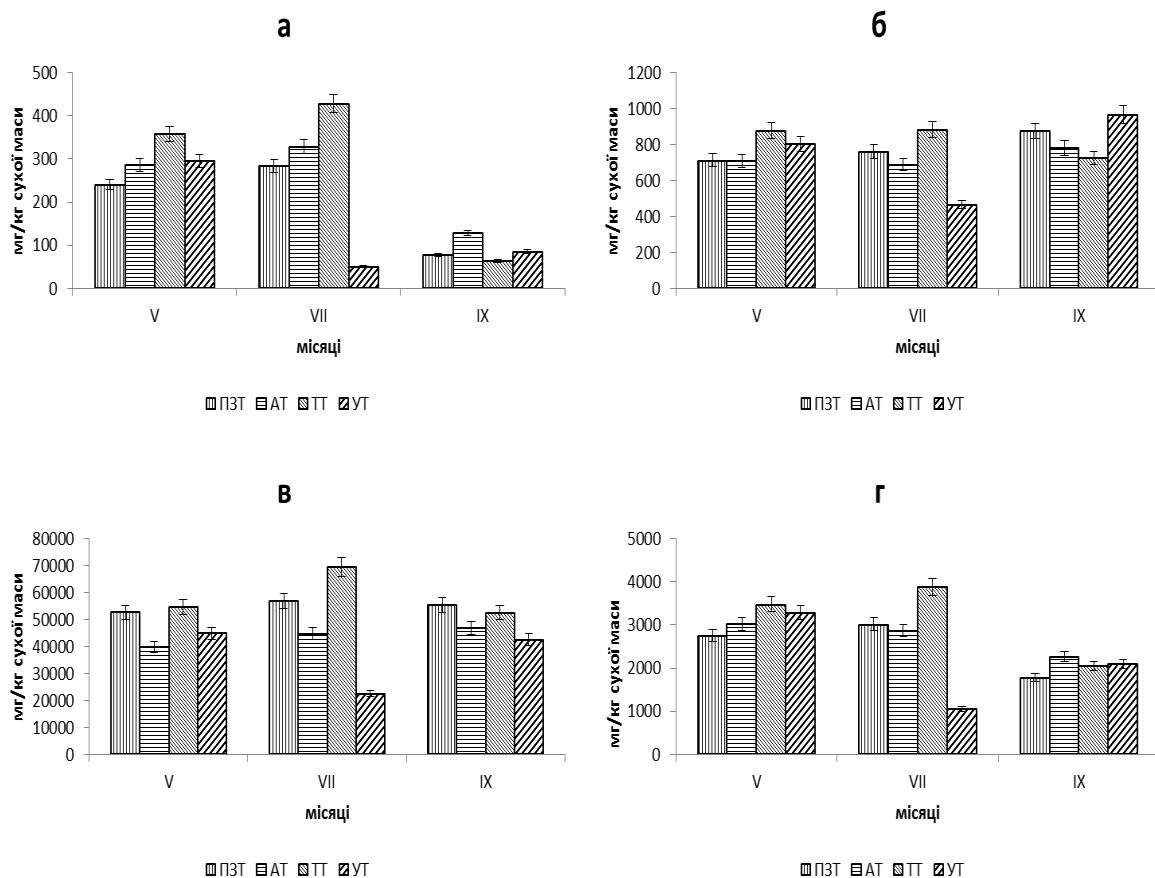


Рис. 5.2.3. Вміст лужних та лужно-земельних металів (мг/г сухої маси) у *C. demersum* з територій дослідження: а – Кальцій, б – Магній, в – Калій, г – Натрій.

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом для *G. maxima* (рис. 5.1.2) встановлено, що на вміст сполук фосфору у рослині найбільше впливають Кадмій, Плюмбум та Цинк, а на вміст фосфору у

C. demersum (рис. 5.1.3) – Ферум та Цинк, що є важливими біогенними елементами для рослин.

5.3. Активність АТФ-ази та лужної фосфатази у вищих водних рослин

Фосформісні речовини відносяться до числа найважливіших елементів біологічних систем, що пояснюється їх тісним зв'язком з енергетичними процесами (16).

Фосфор, являючись компонентом ключових молекул – нуклеїнових кислот, фосфоліпідів, АТФ, пов'язаний із усіма системами перетворення енергії у живій клітині. Він приймає участь у контролі та регуляції головних ферментативних реакцій і метаболічних шляхів, як на рівні рослинних клітин, так і на організменному (17).

Фосфор, на відміну від Азоту, який може поглинатися рослинами як у відновленій (NH_4^+), так і в окисленій формі (NO_3^-), поглинається тільки в окисленій формі аніону ортофосфату (H_2PO_4^- або HPO_4^{2-}). Окрім того, фосфор на відміну від азоту, увійшовши у клітину у вигляді кислотного залишку фосфорної кислоти, так і залишається у цій формі. У такому вигляді він включається в органічні сполуки і переходить з однієї сполуки в іншу під час їх взаємних перетвореннях, не зазнаючи при цьому ніяких окисно-відновних змін. Весь фосфорний обмін рослин зводиться до утворення зв'язку між залишком ортофосфорної кислоти і молекулою тієї або іншої органічної речовини. Тому із участю фосфору в організмі проходить лише два типи реакцій: первинне фосфорилування (неорганічний фосфат включається в будь-яку органічну молекулу) і перефосфорилування (фосфатний залишок переходить з однієї молекули в іншу). Однак, значення утворених при цьому фосфорорганічних сполук для життя організму надзвичайне. Енергія, яка вивільняється під час дихання із молекул вуглеводів, перехватується аденозинтрифосфатом, переходячи в його макроергічні зв'язки. При цьому до молекули АДФ за допомогою ферменту АТФ-ази приєднується один неорганічний фосфатний залишок.

Надзвичайним фактом є те, що первинне засвоєння мінерального фосфату співпадає із ключовою реакцією енергетичного обміну. Реакція відбувається із затратою енергії, джерелом якої, як уже було сказано вище, служить окислення вуглеводів під час дихання. Під час оберненої реакції (розпад АТФ на АДФ і неорганічний фосфор) ця енергія вивільняється. Завдяки надзвичайно високій реакційній здатності кінцевого фосфату АТФ вона вже не втрачається у вигляді тепла, а може бути з користю для клітини використана у різноманітних біосинтезах. Молекули, які беруть участь у біосинтезі, приймаючи від АТФ його кінцевий фосфатний залишок (перифосфорилювання), разом з ним отримують і енергію його макроергічного зв'язку (18-21).

До універсальних акумуляторів макроергічного фосфору належить АТФ, з участю якого здійснюються найрізноманітніші реакції обміну (16, 22-23). Усі реакції, у яких приймає участь АТФ, зручно класифікувати за групами в залежності від того, в якій точці молекули АТФ відбувається розрив. Місце розриву того або іншого зв'язку у молекулі АТФ визначається специфічними ферментами, завдяки чому АТФ являє собою універсальний переносник хімічної енергії. Участь АТФ у різноманітних ферментативних реакціях пояснюється головним чином здатністю атома фосфору у фосфатній групі АТФ приєднувати електрони.

Велику роль у фосфорному обміні рослин відіграють фосфатази, які приймають участь у гідролізі фосфорних ефірів. Розрізняють специфічні фосфатази, які діють на чітко визначені субстрати, і неспецифічні фосфатази, активність яких різко (до 20 разів) збільшується при дефіциті фосфору у тканинах, сягаючи 100 нмоль Р-ефірів/г маси сухої речовини за хвилину, фосфатази лужні з оптимумом рН близько 9,0 і кислі – з оптимумом рН у межах від 3,5 до 5,5 (24-25).

З метою біотестування водного середовища все ширше застосовують біохімічні показники, зокрема, активність тих або інших ферментів, які контролюють, насамперед, найбільш важливі процеси в організмі (26). На зміни АТФ-азної активності та лужної фосфатази, як показників рівня енергетичних

процесів та стресовості умов для зростання рослин, впливає вміст фосфору у рослині, який у вигляді кислотного залишку фосфорної кислоти включається в органічні сполуки. З огляду на зазначене, ми визначили активність ферментів у вищих водних рослин (табл. 5.3).

Таблиця 5.3.

Активність АТФ-ази (мкМ Рнеорг.х1 год/мг білку) і лужної фосфатази (мг Рнеорг. х 1год/г сирої тканини) у досліджених рослин, $M \pm m$, $n=5$

№ п/п	Назва рослини, її частина	Фермент			
		АТФ-аза		ЛФ	
ПЗТ					
		липень	вересень	липень	вересень
1.	<i>G. maxima</i> , radix	8,03±0,13	92,89±0,62	0,26±0,01	1,05±0,08
	<i>G. maxima</i> ,caulis	10,32±0,31	26,27±0,57	1,57±0,05	1,31±0,06
	<i>G. maxima</i> , folium	3,44±0,49	4,87±0,53	6,79±0,21	1,57±0,03
2.	<i>R. circinatus</i> , caulis	12,45±0,50		0,61±0,04	
	<i>R. circinatus</i> , folium	6,60±0,52		0,86±0,04	
3.	<i>A. plantago-aquatica</i> , radix	14,89±0,43		1,28±0,04	
	<i>A. plantago-aquatica</i> , caulis	10,23±0,52		0,13±0,01	
	<i>A. plantago-aquatica</i> , folium	6,77±0,39		0,47±0,02	

Продовження Таблиці 5.3.

4.	<i>C. demersum</i>	5,97±0,53	71,25±0,61	1,31±0,06	0,97±0,04
5.	<i>M. scorpioides</i> , radix	4,92±0,30	65,81±0,37	0,31±0,05	0,92±0,03
	<i>M. scorpioides</i> , caulis	5,01±0,32	19,75±0,70	1,59±0,06	2,36±0,19
	<i>M. scorpioides</i> , folium	3,72±0,44	7,46±0,35	2,07±0,08	1,70±0,07
6.	<i>L. minor</i>		14,70±0,48		2,35±0,13
АТ					
		липень	вересень	липень	вересень
1.	<i>G. maxima</i> , radix	7,04±0,47	120,34±2,88	1,94±0,04	0,52±0,05
	<i>G. maxima</i> , caulis	5,85±0,32	56,10±1,49	1,38±0,05	1,31±0,04
	<i>G. maxima</i> , folium	6,45±0,30	16,71±1,25	1,59±0,05	1,80±0,05
2.	<i>A. stolonifera</i> , radix	7,27±0,20	25,71±1,34	1,88±0,05	2,22±0,03
	<i>A. stolonifera</i> , caulis	5,89±0,29	35,77±2,43	1,65±0,05	2,48±0,04
	<i>A. stolonifera</i> , folium	4,69±0,48	27,20±0,92	0,63±0,05	0,10±0,03
3.	<i>M. scorpioides</i> , radix	6,13±0,38	8,06±0,52	1,57±0,05	1,18±0,06
	<i>M. scorpioides</i> , caulis	6,87±0,35	10,45±0,59	2,04±0,06	2,35±0,05

Продовження Таблиці 5.3.

	<i>M. scorpioides</i> , folium	4,84±0,44	6,61±0,49	3,92±0,03	2,88±0,06
4.	<i>C. demersum</i>	8,33	48,7±1,58	1,11	0,83±0,021
5.	<i>L. minor</i>		50,56±1,36		0,13±0,02
ТТ					
		липень	вересень	липень	вересень
1.	<i>G. maxima</i> , radix	6,06±0,25	72,23±1,62	2,07±0,03	1,18±0,03
	<i>G. maxima</i> ,caulis	21,21±0,60	55,57±1,77	1,02±0,06	0,78±0,03
	<i>G. maxima</i> , folium	2,50±0,37	15,35±1,00	1,59±0,06	1,31±0,03
2.	<i>M. scorpioides</i> , radix	6,67±0,68	25,75±1,39	3,35±0,06	0,13±0,02
	<i>M. scorpioides</i> , caulis	8,00±0,45	12,28±0,69	5,28±0,02	1,05±0,04
	<i>M. scorpioides</i> , folium	5,52±0,48	9,32±0,72	2,46±0,04	1,57±0,04
3.	<i>A. stolonifera</i> , radix	4,86±0,47		1,86±0,03	
	<i>A. stolonifera</i> , caulis	2,92±0,37		1,75±0,03	
	<i>A. stolonifera</i> , folium	1,84±0,34		1,52±0,06	
4.	<i>L. minor</i>	3,45±0,18	25,12±0,69	2,69±0,03	1,57±0,05

Продовження Таблиці 5.3.

УТ					
		липень	вереснь	липень	вереснь
1.	<i>G. maxima</i> , radix	9,11±0,64	929,14±6,38	1,54±0,04	1,57±0,04
	<i>G. maxima</i> ,caulis	2,50±0,49	301,91±1,06	2,22±0,03	1,05±0,05
	<i>G. maxima</i> , folium	4,52±0,22	287,67±2,11	2,35±0,05	2,62±0,05
2.	<i>S. sagittifolia</i> , radix	11,92±0,76	63,69±1,61	2,56±0,05	0,92±0,04
	<i>S. sagittifolia</i> , caulis	8,66±0,36	62,49±1,54	2,67±0,04	0,26±0,02
	<i>S. sagittifolia</i> , folium	5,15±0,57	9,31±0,61	2,06±0,05	1,57±0,04
3.	<i>N. lutea</i> , radix	7,04±0,37	112,77±2,43	1,67±0,03	6,74±0,07
	<i>N. lútea</i> , caulis	15,94±0,77	185,23±4,90	2,01±0,05	2,55±0,05
	<i>N. lútea</i> , folium	7,71±0,41	155,98±3,92	0,15±0,02	1,83±0,05
4.	<i>M. scorpióides</i> , radix	26,28±0,75	29,95±1,16	0,31±0,03	0,11±0,01
	<i>M. scorpióides</i> , caulis	39,02±0,69	76,61±1,85	1,57±0,06	0,39±0,03
	<i>M. scorpióides</i> , folium	22,26±0,75	12,91±0,87	0,21±0,02	0,10±0,02
5.	<i>S. emersum</i> , radix		409,24±1,38		0,78±0,04

Продовження Таблиці 5.3.

	<i>S. emersum</i> , caulis		420,87±5,79		0,65±0,04
	<i>S. emersum</i> , folium		170,06±4,70		1,69±0,05
6.	<i>C. demersum</i>	17,62±0,53	21,09±1,39	0,18±0,02	0,26±0,02
7.	<i>L. minor</i>	10,59±0,52	22,47±1,12	2,30±0,05	0,26±0,02

Примітка: radix – корінь, caulis – стебло, folium – листя.

Для *G. maxima* та *C. demersum* у водоймах усіх територій зафіксовано зростання активності АТФ-ази з липня до вересня, що пояснюється використанням фосфору для протікання біохімічних процесів за активної вегетації рослин (рис. 5.3).

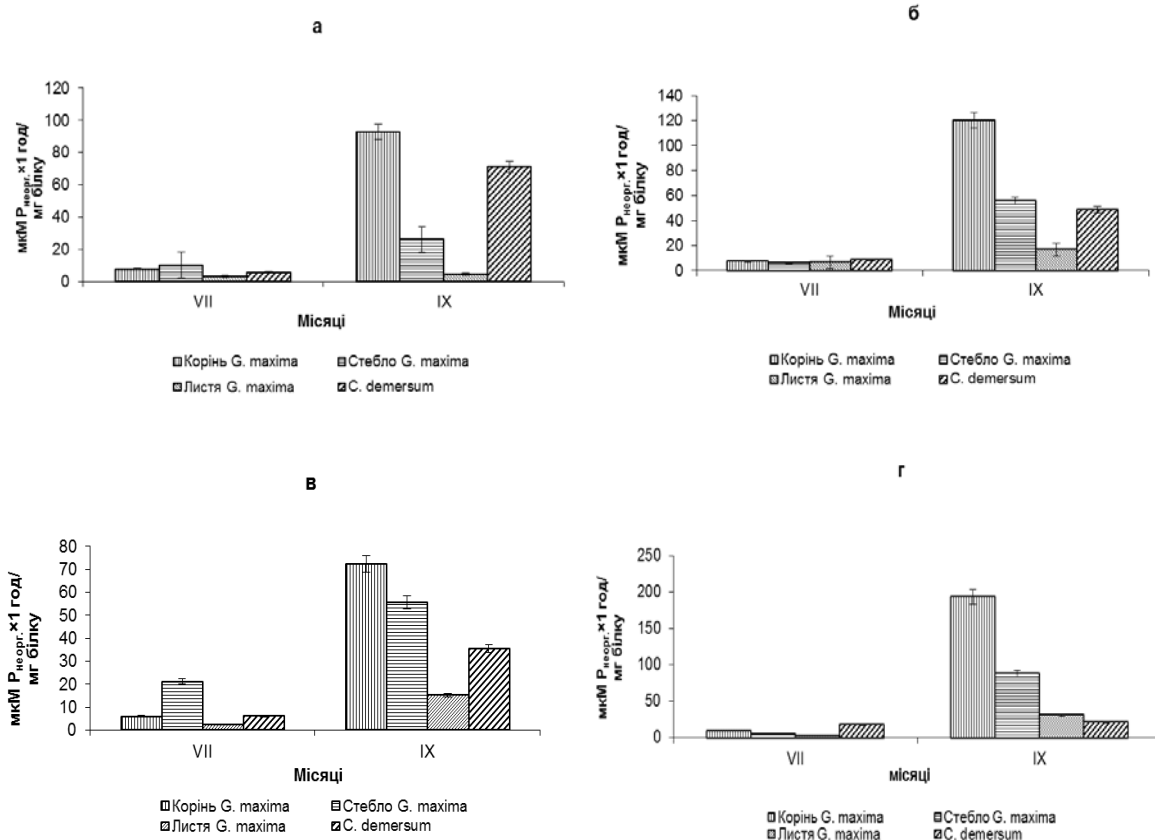


Рис. 5.3. Активність АТФ-ази у вищих водних рослин, $\mu\text{M P}_{\text{неорг.}} \times 1 \text{ год} / \text{мг білку}$, ($M \pm m$; $n=5$): а – ПЗТ, б – АТ, в – ТТ, г – УТ

Щодо рівня активності лужної фосфатази у *G. maxima*, то для кореня на усіх територіях, за винятком ПЗТ, для стебла, за винятком ТТ і для листя, за винятком УТ, зафіксовано зниження активності ферменту з липня до вересня, коли вміст фосфат-іонів у воді та сполук фосфору у рослині були практично максимальними у липні та зменшились до вересня. Це є свідченням стресового стану рослинного

організму та збільшення рівня активності ферменту у відповідь на збільшення вмісту фосфору у середовищі (рис. 5.3.1).

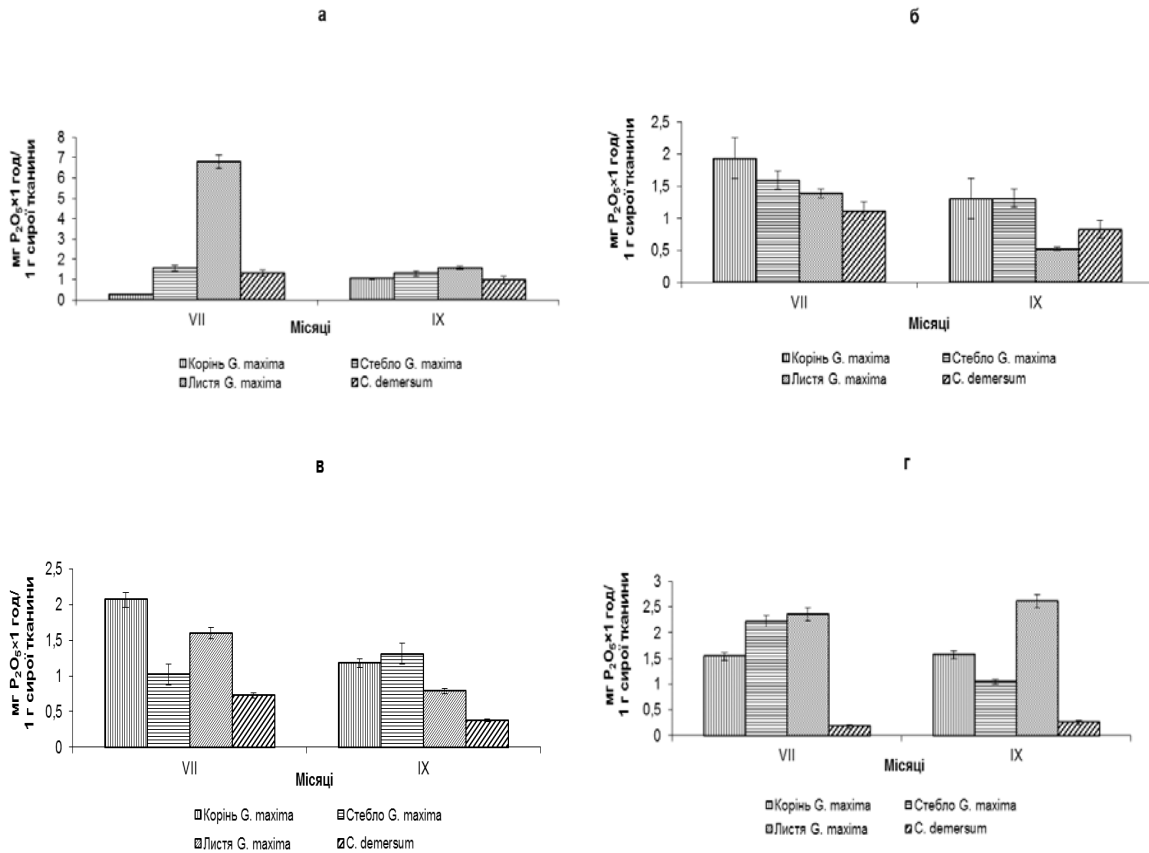


Рис. 5.3.1. Активність лужної фосфатази у вищих водних рослин, мг P₂O₅/1 год × г сирої тканини, (M±m; n=5)

У *C. demersum* для усіх територій, за винятком УТ, зафіксовано зменшення активності ЛФ з липня до вересня.

Проведеним кореляційно-регресивним аналізом для *G. maxima* між сполуками фосфору у рослині та активністю АТФ-ази влітку було встановлено обернену залежність – $r=-0,75$, а між фосфором та активністю ЛФ – пряму ($r=0,84$). У рослині з ПЗТ та ТТ між фосфором у рослині та активністю ЛФ було зафіксовано пряму кореляційну залежність: $r=0,88$ та $r=0,76$ відповідно. На ПЗТ і АТ між вмістом сполук фосфору та активністю АТФ-ази зафіксували обернений кореляційний зв'язок – $r=-0,98$ та $r=-0,99$ відповідно.

Кореляційний аналіз для *C. demersum* показав, що між фосфором у рослині та активністю ЛФ навесні та влітку встановлено обернену залежність: $r=-0,71$ та $r=-0,78$ відповідно. Влітку між сполуками фосфору та активністю АТФ-ази зафіксовано прямий кореляційний зв'язок – $r=0,98$. Щодо території дослідження, то обернений кореляційний зв'язок зафіксовано у рослині з АТ і ТТ між фосфором у рослині та активністю ЛФ: $r=-0,99$ та $r=-0,70$ відповідно. Між сполуками фосфору та активністю АТФ-ази зафіксовано пряму залежність на ТТ ($r=0,99$) та обернену – на УТ ($r=-0,92$).

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом для *G. maxima* (рис. 5.1.2) між фосфатами у воді, сполуками фосфору у рослині та активністю ЛФ встановлено тісну залежність, що свідчить про протікання активного процесу дефосфорилування органічних сполук у рослині, коли із збільшенням фосфору у рослині активність ЛФ зростає.

Багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз для *C. demersum* (рис. 5.1.3) показав, що збільшення вмісту фосфатів у воді призводить до збільшення міри активності ЛФ у рослині, що свідчить про активний процес дефосфорилування. Між активністю АТФ-ази, фосфатами у воді та сполуками фосфору у рослині, подібно як в *G. maxima*, встановлена слабка обернена залежність.

5.4. Накопичення фосфору вищими водними рослинами у модельному експерименті

В останнє десятиліття значно зріс інтерес до можливого використання деяких водних рослин для очищення стічних вод та використання добутої біомаси для виробництва енергії, їжі, волокон та інших продуктів (27-33). Зокрема, у багатьох наукових працях висвітлюється питання про накопичувальну здатність біогенних речовин водними рослинами (34-40).

Тому, метою модельного експерименту було з'ясувати накопичувальну здатність фосфору вищими водними рослинами з річкової екосистеми при фіксованих умовах зростання за підвищеного вмісту фосфору у воді.

Досліджували фосфоракумулюючу здатність та біохімію таких рослин: Лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb), Настурція лікарська (*Nasturtium officinale* R. Br.) та Незабудка болотяна (*Myosotis scorpioides* L.), які поширені від Європи до Центральної Азії. Всі вони – типові гідрофіти, однак перший вид має довге повзуче кореневище, закріплене переважно у прибережному ґрунті, а інші два – слаборозвинені підземні пагони, які кріпляться до прибережного мулу. *G. maxima* цвіте у травні-липні, *N. officinale* і *M. scorpioides* – травні-вересні. Лепешняк великий був відібраний після періоду вегетації, а Настурція лікарська і Незабудка болотяна – під час вегетації.

Перманганатна та біхроматна окиснюваність води. Нами оцінено зміни вмісту органічних речовин та фосфатів у середовищі культивування рослин для оцінки його відповідності біотичним вимогам їх зростання впродовж тривалого періоду культивування.

Упродовж чотирьох місяців дослідження перманганатна та біхроматна окиснюваність води зростає з першого по четвертий місяці, що пов'язано із збільшенням у воді кількості органічних речовин (рис. 5.4).

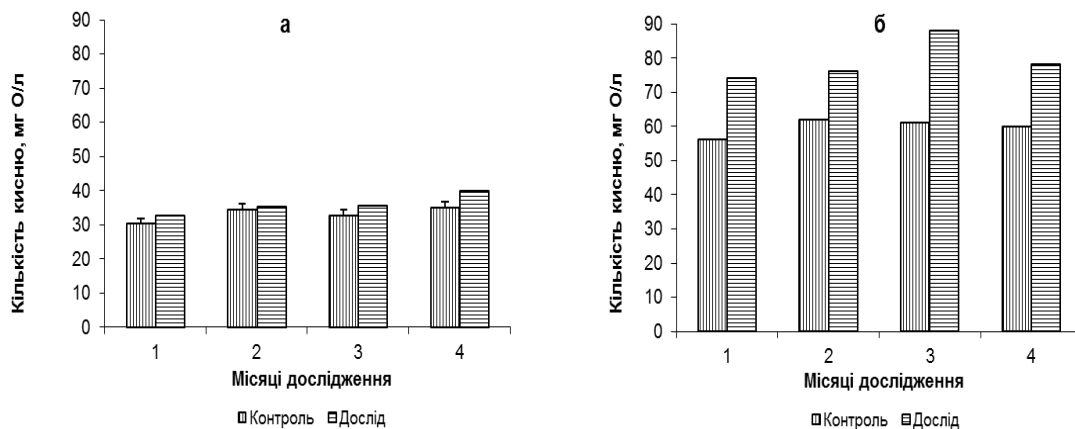


Рис. 5.4. Динаміка перманганатної (а) та біхроматної (б) окиснюваності у контрольних та дослідних пробах води; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень; $M \pm m$, $n = 5$

Високі показники органічних речовин в контрольних пробах свідчать про те, що у досліджуваній воді з річки Серет їх досить багато. Незначне зростання показників окиснюваності у дослідних пробах, порівняно з контрольними, указують на те, що сполуки фосфору не є лімітуючими чинниками підвищення чи пониження окиснюваності води з р. Серет.

Як відомо, органічна речовина у водному середовищі постійно розкладається на прості органічні низькомолекулярні сполуки, які, в свою чергу, внаслідок життєдіяльності мікроорганізмів та в процесі хімічного окиснення, розкладаються до низькомолекулярних неорганічних сполук (7), що є також поживним мінеральним субстратом для рослин. Загальновідомо, що для росту і розвитку рослин потрібне живильне середовище, передусім азот і фосфор (41), тому наявність значної кількості органіки у воді є сприятливим фактором для культивування рослин.

Динаміка вмісту фосфатів у воді. Вміст фосфатів у воді дослідних проб, порівняно з контрольними, збільшилася впродовж першого місяця у 1,31 раза, другого – у 3,40 раза, третього – у 7,37 раза та четвертого – у 1,31 раза (рис. 5.4.1).

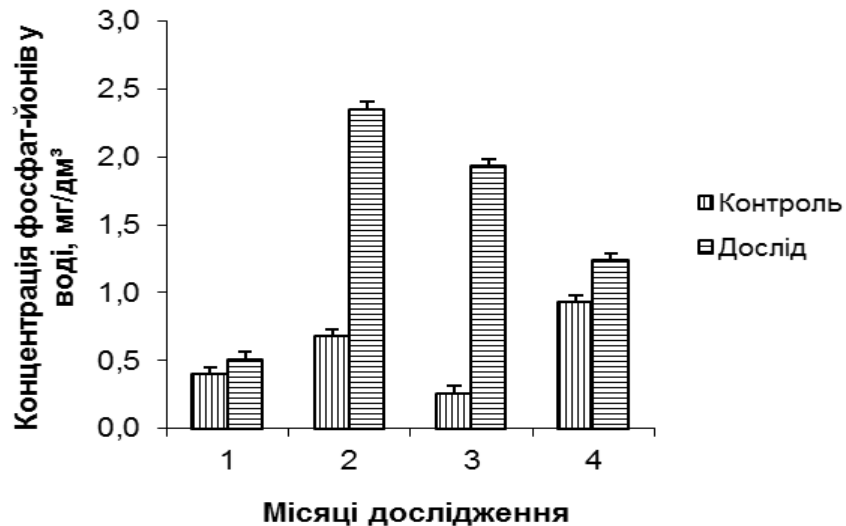


Рис. 5.4.1. Вміст фосфатів у контрольних та дослідних пробах води; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень; $M \pm m$, $n = 5$

Максимальні показники вмісту фосфатів у дослідних пробах у другому місяці є наслідком внесення фосфат-іонів у першому місяці, а максимальні у контрольних пробах у четвертому місяці – зростаючою здатністю фосфорних сполук у воді при наростанні органічних та біогенних речовин впродовж чотирьох місяців експозиції рослин.

Загальновідомо, що зміни вмісту фосфору у водних екосистемах визначаються режимом його надходження і умовами трансформації у самій водоймі. Окрім того, кожна водойма характеризується властивими їй гідрологічними й гідрохімічними умовами, розвитком фітопланктону і вищих водних рослин та рівнем антропогенного навантаження, що визначають концентрацію фосфатів у воді. Тому для вивчення сезонної динаміки вмісту фосфору у воді варто мати уявлення про кількісне накопичення фосфору водними рослинами.

Динаміка вмісту фосфору у *G. taxita* представлена на рис. 5.4.2.

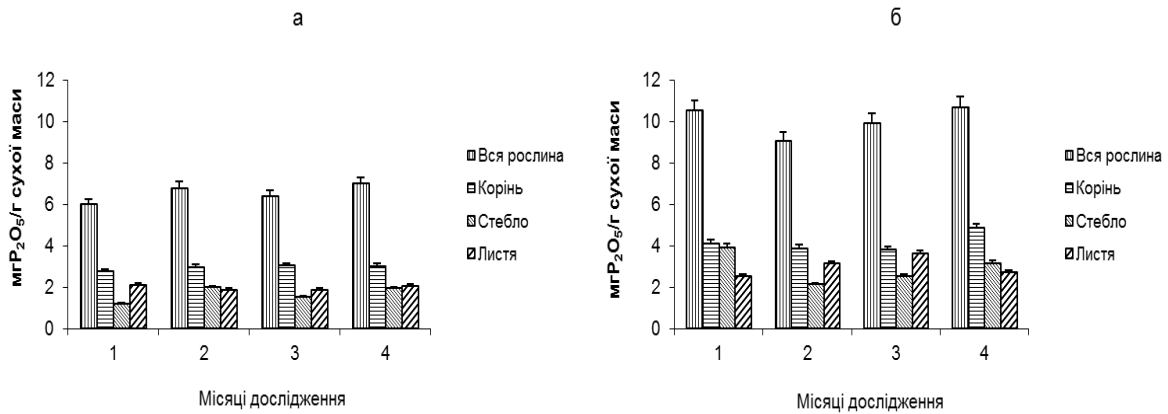


Рис. 5.4.2. Динаміка вмісту фосфору (мг P₂O₅/г сухої маси) у *G. taxita* у розрізі місяців: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень; $M \pm m$, $n = 3$, $p \leq 0,05$ за t-критерієм Стьюдента відносно контрольної проби

Встановлено, що найбільш акумулюючою фосфор частиною рослини *G. taxita* є коренева система із максимальними показниками у четвертому місяці досліджень. Далі вміст фосфору зменшується у стеблі, а потім у листі.

Динаміка вмісту фосфору у *N. officinale* представлена на рис. 5.4.3.

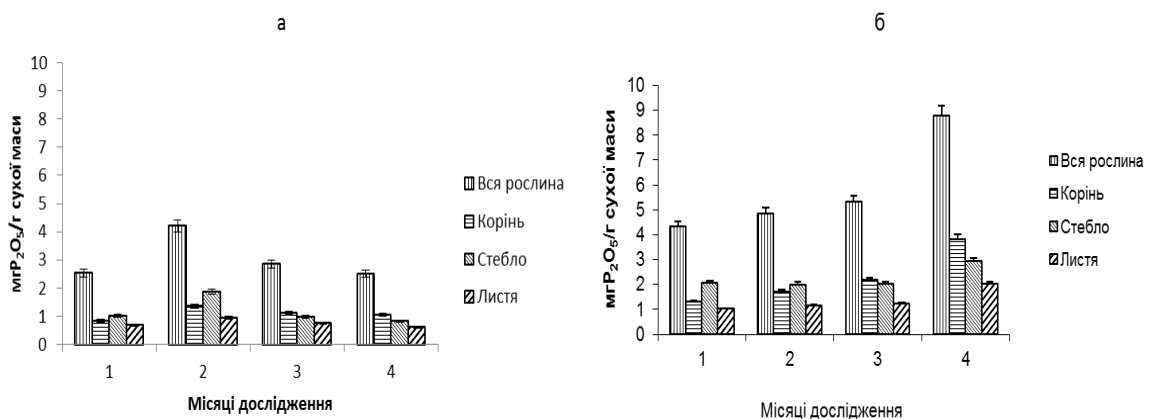


Рис. 5.4.3. Динаміка вмісту фосфору (мг P₂O₅/г сухої маси) у *N. officinale* у розрізі місяців: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 –

жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень; $M \pm m$, $n = 3$, $p \leq 0,05$ за t-критерієм Стьюдента відносно контрольної проби

Встановлено, що впродовж першого та другого місяців дослідження *N. officinale* найефективніше акумулює фосфор стебло, від якого елемент надходить до листя. Однак, впродовж третього та четвертого місяців, найбільша акумулююча здатність виявлена у кореневій системі із максимальними показниками у четвертий місяць дослідження.

Динаміка вмісту фосфору у *M. scorpioides* представлена на рис. 5.4.4.

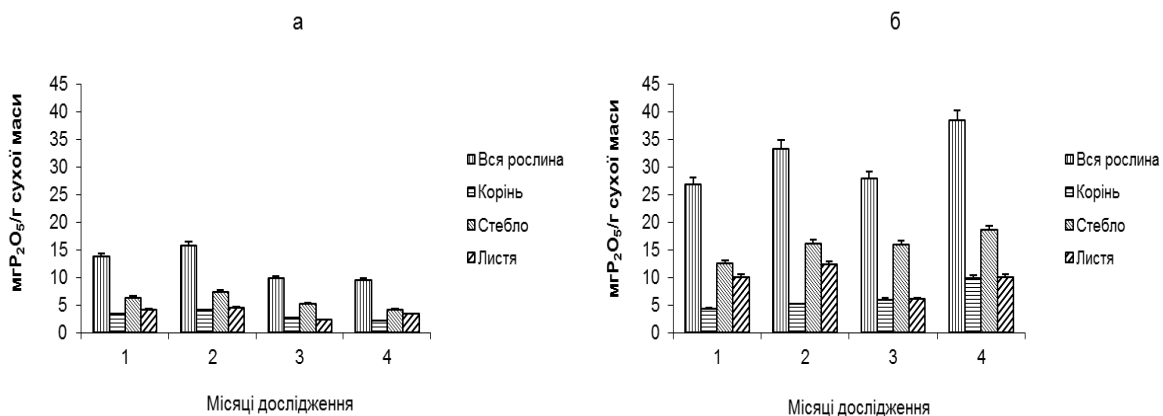


Рис. 5.4.4. Динаміка вмісту фосфору (мг P₂O₅/г сухої маси) у *M. scorpioides* у розрізі місяців: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень; $M \pm m$, $n = 3$, $p \leq 0,05$ за t-критерієм Стьюдента відносно контрольної проби

Найбільш акумулюючою фосфор частиною *M. scorpioides* є стебло із максимальними показниками у четвертому місяці досліджень. Далі вміст фосфору, зменшується у кореневій системі та у листі.

M. scorpioides, подібно як *N. officinale*, є напівприкріпленою водною рослиною зі слабо розвиненою кореневою системою, тому саме стебло і є найбільш акумулюючою фосфор частиною рослини.

Порівнюючи досліджувані рослини, щодо акумуляції фосфору частинами вегетативного тіла, виявлено, що найбільш акумулюючою фосфор частиною у *G. maxima* є коренева система, а у *N. officinale* та *M. scorpioides* – стебло. Поясненням цьому може бути зростання *G. maxima* на прибережному ґрунті без постійного прямого контакту з водоймою, а *N. officinale* і *M. scorpioides* – у водоймі із значним зануренням у воді стеблової частини рослини.

У досліджуваних рослинах зменшення накопичувальної здатності фосфору у частинах рослини відбувалося по-різному. Так, у *G. maxima* 44,9% у контрольних пробах і 41,1% у дослідних пробах фосфору акумульовано у корені, 31,0% і 35,0% у листі і 23,6% і 24,3% у стеблі відповідно. У *N. officinale* 42,3% у контрольних пробах і 44,2% у дослідних пробах фосфору акумульовано у стеблі, 32,9% і 32,4% у корені і 25,2% і 23,2% у листі відповідно. У *M. scorpioides* 47,0% у контрольних пробах і 50,1% у дослідних пробах фосфору акумульовано у стеблі, 31,0% і 30,5% у листі і 23,6% і 19,4% у корені відповідно. Отже, у *M. scorpioides* найкраще розвинута стебलो-листяна акумуляція фосфору, у *N. officinale* – коренево-стеблова, а у *G. maxima* – коренева.

Щодо рівня накопичення фосфору окремими видами рослин як в контрольних, так і в дослідних пробах за чотири місяці досліджень, то в порядку зменшення накопичувальної щодо фосфору здатності їх можна розмістити в ряд: *M. scorpioides* → *G. maxima* → *N. officinale*. При цьому, вміст фосфору у *M. scorpioides* був майже у 1,84 раза у контрольних пробах та у 3,12 раза у дослідних пробах вищий, ніж у *G. maxima*, та у 4,15 раза у контрольних пробах і у 5,60 раза у дослідних пробах вищий, ніж у *N. officinale*. Виявлена закономірність дозволяє стверджувати, що *M. scorpioides* серед досліджуваних рослин володіє найбільш акумулятивною здатністю щодо сполук фосфору.

Відмічені вище відмінності можуть бути пов'язані з особливостями будови кореневої системи, стебел та листків рослин, а також фізіологічними особливостями життєдіяльності та обміну речовин і еколого-фізіологічними вимогами рослин до середовища існування.

Отримані дані щодо вмісту фосфору у рослинах співвідносяться з їх акумулюючою здатністю фосфорних сполук із води. Встановлено, що *M. scorpioides* має найвищий коефіцієнт акумуляції фосфору із води – 33,9 у контрольних і 51,8 у дослідних пробах, *G. maxima* – 14,8 та 20,4, а *N. officinale* – 6,3 і 8,3 відповідно. При цьому, *G. maxima* має високу здатність акумулювати фосфати кореневою системою, *N. officinale* – кореневою і стебловою системами, а *M. scorpioides*. – стебловою. У зв'язку з переважанням кореневого шляху живлення у *G. maxima* і частково *N. officinale* можливе вилучення фосфорних сполук з ґрунтового шару та намулу, а у *M. scorpioides* і частково *N. officinale* – з води, що важливо для вилучення надлишку фосфатів з різних складових водних екосистем.

Коефіцієнт накопичення фосфору у *G. maxima* з води представлено на рис. 5.4.5.

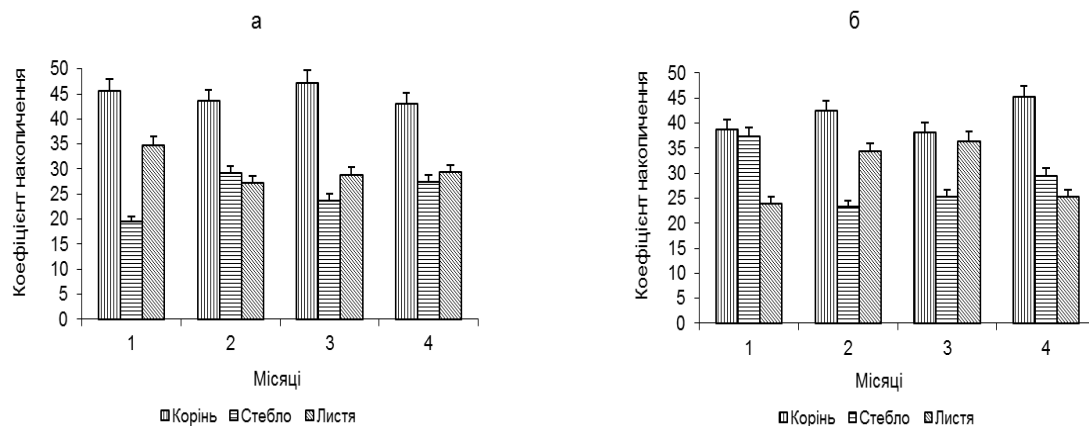


Рис. 5.4.5. Коефіцієнт накопичення фосфору у *G. maxima* з води: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень

Коефіцієнт накопичення фосфору у *N. officinale* з води представлено на рис. 5.4.6.

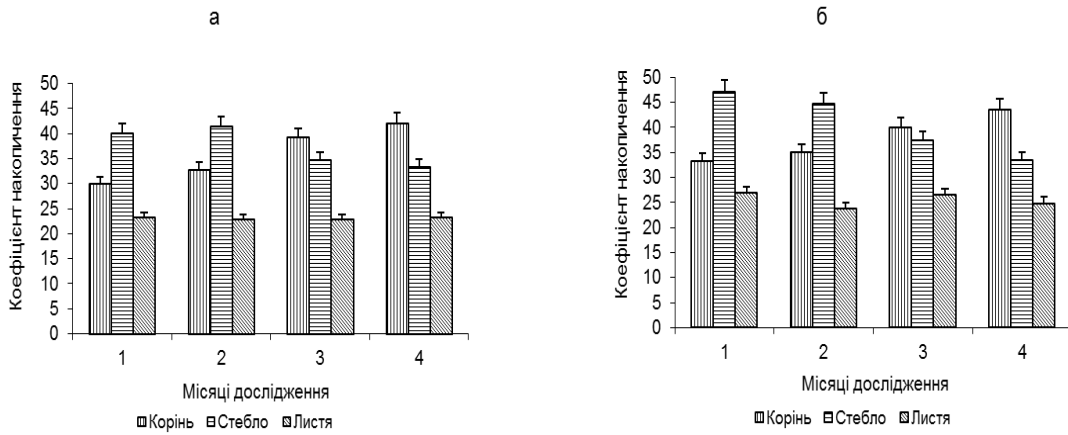


Рис. 5.4.6. Коефіцієнт накопичення Р у *N. officinale* з води: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень

Коефіцієнт накопичення фосфору у *M. scorpioides* з води представлено на рис. 5.4.7.

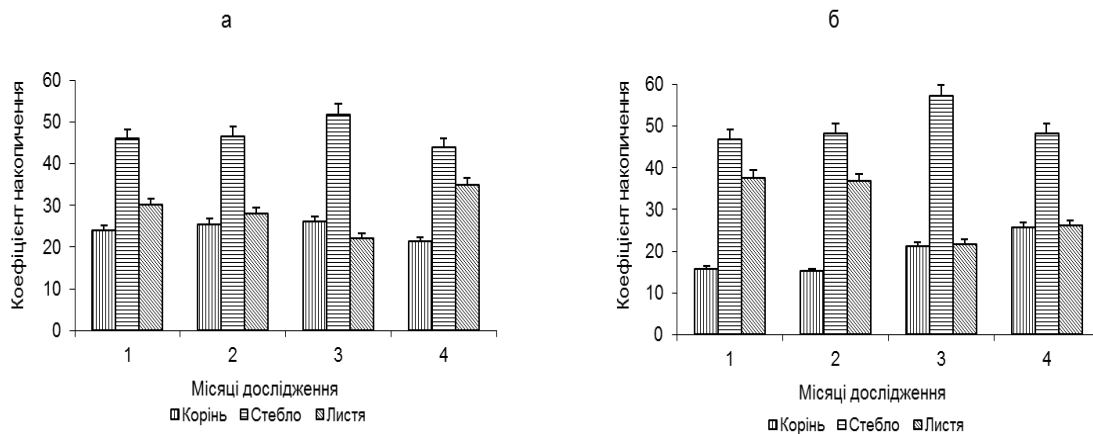


Рис. 5.4.7. Коефіцієнт накопичення фосфору у *M. scorpioides* з води: а – контрольні проби, б – дослідні проби; місяці дослідження: 1 – жовтень, 2 – листопад, 3 – грудень, 4 – січень

Згідно наших досліджень коефіцієнт накопичення фосфору рослинами та коефіцієнт акумуляції фосфору рослинами із води можна подати рядами:

G. maxima: 1 місяць – корінь>стебло>листя; 2 місяць – корінь>листя>стебло; 3 місяць – корінь>листя>стебло; 4 місяць – корінь>стебло>листя.

N. officinale: 1 місяць – стебло>корінь>листя; 2 місяць – стебло>корінь>листя; 3 місяць – корінь>стебло>листя; 4 місяць – корінь>стебло>листя.

M. scorpioides: 1 місяць – стебло>листя>корінь; 2 місяць – стебло>листя>корінь; 3 місяць – стебло>корінь>листя; 4 місяць – стебло>листя>корінь.

Порівнюючи ряди за коефіцієнтом накопичення фосфору із води, відмітимо, що кожна рослина здійснює ці процеси за допомогою різних вегетативних систем. У *G. maxima* максимальні показники зосереджено у кореневій системі рослини, а мінімальні – у листовій. У *N. officinale* максимальні показники у коренево-стебловій системі, а мінімальні – у листовій. У *M. scorpioides* максимальні показники у стебловій системі, а мінімальні – у кореневій.

Поглинання фосфору із води водними рослинами у природних умовах відбувається стебловою частиною рослинного організму, після чого фосфор як і інші поживні для рослини речовини спрямовуються до зон його інтеркалярного та апікального росту (листя, кореня), а потім і в плоди (42-43). Відомо, що накопичення фосфору у стеблах рослин – одна із ознак достатньої забезпеченості рослин фосфором. Тому, виходячи із отриманих даних, констатуємо той факт, що найбільш забезпеченими рослинами на фосфор є, в першу чергу, *M. scorpioides* та, в меншій мірі, *N. officinale* (44-49).

Список використаних джерел

1. Ruttenberg, K. *The Global Phosphorus Cycle. Treatise on Geochemistry*, 2003, 8, pp 585–633.
2. Chao, W.; Sha-Sha, Z.; Pei-Fang, W.; Jin, Q. Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: a review. *Journal of Hydrodynamics* 2014, 26 (4), pp 497–511.

3. Nouri, J.; Khorasani, N.; Lorestani, B.; Karami, M.; Hassani, A.; Yousef, N. Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environmental Earth Sciences* **2009**, 59, pp 315–323.
4. Xing, W.; Huang, W.; Liu, G. Effect of Excess Iron and Copper on Physiology of Aquatic Plant *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. *Environmental Toxicology* **2010**, 25, pp 103–112.
5. Costa, A.; Rolim, M.; Bonfim-Silva, E.; Neto, D.; Pedrosa, E.; Silva, E. Accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium in sugarcane cultivated under different types of water management and doses of nitrogen. *Australian Journal of Crop Science* **2016**, 10 (3), pp 362–369.
6. Shaibur, M.; Adjadeh, T.; Kawai, S. Effect of phosphorus on the concentrations of arsenic, iron and some other elements in barley grown hydroponically. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **2013**, 13 (1), pp 87–98.
7. Кокин, К.А. *Экология высших водных растений*; Изд-во Моск. ун-та: Москва, 1982; с 160.
8. Клименко, М. О.; Гроховська, Ю. Р. *Оцінка екологічного стану водних екосистем річок басейну Прип'яті за вищими водними рослинами. Монографія*; НУВГП: Рівне, 2005; с 194.
9. Горбатюк, Л. О.; Пасічна, О.О.; Арсан, О. М.; та ін. Особливості акумуляції фосфору гідрофітами водойм в районі Бортницької станції аерації (м. Київ). *Наукові записки ТНПУ ім. Володимира Гнатюка* **2014**, 1 (58), с 20–25.
10. Папченков, В.Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности. *Экология* **1985**, 6, с 8–13.
11. Прокопчук, Е. И.; Суходольская, И.Л. Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах с разным уровнем фосфатов. *Тезисы докладов Всероссийской научной конференции с международным участием и школы для молодых ученых «Растения в условиях глобальных и локальных природно-климатических и антропогенных воздействий»*, Петрозаводск, Сентябрь 21–26, 2015; Петрозаводск, 2015; с 438.

12. Прокопчук, Е. И.; Суходольская, И.Л Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах в зависимости от его содержания в воде. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка* **2015**, 3-4 (64), с 553–557.
13. *Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ.* / Под ред. Кабата-Пендиас, А.; Пендиас, Х., Ред.; Мир: Москва, 1989; с 439.
14. Клименко, М.О.; Гроховська, Ю.Р.; Бедункова, О.О. Накопичення важких металів гідрофітами. *Зб. наук. праць “Вісник національного університету водного господарства та природокористування”* **2006**, 33 (1), с 159–164.
15. Бессонова, В.П. *Влияние тяжелых металлов на фотосинтез растений*; ДГАУ: Днепропетровск, 2006; с 208.
16. Георгиева, В.Ц. Особенности использования соединений фосфора некоторыми видами синезеленых водоростей. *Гидробиологический журнал* **1973**, 2, с 109-112.
17. Швартау, В.В.; Гуляев, Б.И.; Карлова, А.Б. Особенности реакции растений на дефицит фосфора. *Физиология и биохимия культурных растений* **2009**, 41 (3), с 208-219.
18. Поповичев, В. Н.; Егоров, В. Н. Кинетические закономерности фосфорного обмена черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata*. *Морський екологічний журнал* **2009**, 1, с 55–66.
19. Agoreyo, В.О. Acid phosphatase and alkaline phosphatase activities in ripening fruit of *Musa Paradisiaca* L. *Plant Omics Journal* **2010**, 3 (3), pp 66-69.
20. Оразова, С.Б.; Ташенова, А.А. Активность кислых и щелочных фосфатаз в микоризных растениях томата. *Вестник КазНУ* **2013**, 2 (58), с 42-46.
21. Reynolds, С.С.; Davies, P.С. Sources and bioavailability of phosphorus in fresh waters: a British perspective. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* **2011**, 76 (1), pp 27-64.
22. *Ферменты, ионы и биоэлектрогенез у растений : сборник науч. Трудов*; Анисимов , А. А.; Опритов , В. А.; Александрова, И. Ф.; и др., Ред.; Горьковский гос. ун-т: Горький, 1982; с 170.

23. Силкин, В. А.; Чубчикова, И. Н. Кинетика поглощения фосфатов и нитратов морской многоклеточной водорослью *Gelidium latifolium* (Grev.) Born. et Thur. *Известия РАН* **2007**, 2, с 1–8.
24. Гуляев, Б.И.; Патыка, В.Ф. Фосфор как энергетическая основа процессов фотосинтеза, роста и развития растений. *Агроекологічний журнал* **2004**, 2, с 3-9.
25. Максименко, С. Ю.; Парфенова, В.В.; Томберг, И.В.; и др. Активность щелочной фосфатазы и динамика фосфора в дельте реки Селенга. *Биология внутренних вод* **2007**, 4, с 9-14.
26. Смірнова, Н.М.; Ольхович, О.П.; Мусієнко, М.М. Фізіолого-біохімічні реакції вищих водяних рослин – основа для використання їх в біотестуванні водного середовища. **2001**, 2, с 340.
27. Крот, Ю.Г. Использование высших водных растений в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод. *Гидробиологический журнал* **2006**, 42 (1), с 49.
28. Foroughi, M. Role of *Ceratophyllum demersum* in recycling macro elements from wastewater. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* **2011**, 15 (2), pp 401–405.
29. Marion, L.; Paillisson, J. A mass balance assessment of the contribution of floating-leaved macrophytes in nutrient stocks in an eutrophic macrophyte-dominated lake. *Aquatic Botany* **2003**, 75, pp 249–260.
30. Yu, X.; Li, Z.; Zhao, S.; Li, K. Biomass Accumulation and Water Purification of Water Spinach Planted on Water Surface by Floating Beds for Treating Biogas Slurry. *Journal of Environmental Protection* **2013**, 4, pp 1230-1235.
31. Горбатюк, Л. О.; Пасічна, О. О.; Кукля, І.Г.; Платонов, М. О. Поглинання фосфору зануреним макрофітом *Najas guadelupensis* L. в модельному середовищі. *Наукові записки ТНПУ ім. Володимира Гнатюка* **2015**, 3/4 (64), с 170–174.

32. Корнієнко, І. М. Захист водних об'єктів від біогенних елементів та завислих речовин (на прикладі м. Дніпродзержинська). Автореф. дис. на здобуття наук. ступеня. канд. тех. наук: спец. 21.06.01 – Екологічна безпека, Харків, 2007.
33. Петухова, Е.О.; Ручкинова, О.И. Дефосфотация сточных вод. *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета* **2017**, 2, с 123–141.
34. DeBusk, T.; Peterson, J.; Reddy, K. Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters. *Ecological Engineering* **1995**, 5, pp 371–390.
35. Henares, M.; Camargo, A. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluent. *Acta Limnologica Brasiliensia* **2014**, 26 (4), pp 420-428.
36. Jaiswal, S. Growth and nutrient accumulation by *Eicchornia Crassipes* (Mart.) solms in Robertsnon lake, Jabalpur, India. *Ecoprint: an international Journal of ecology* **2011**, 18, pp 91-100.
37. Kao, J.; Titus, J.; Zhu, W. N and P retention by five wetland plant species. *Wetland* **2003**, 23 (4), pp 979-987.
38. Lorenzena, B.; Brixa, H.; Mendelssohnb, I.; McKee, K.; Miao, S. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquatic Botany*, **2001**, 70, pp 117-133.
39. Rooney, N.; Kalff, J.; Habel, C. The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. *Limnology and Oceanography* **2003**, 48 (5), pp 1927-1937.
40. Кирпенко, Н. И.; Усенко, О. М. Влияние высших водных растений на микроводоросли (обзор). *Гидробиол. Журн.* **2012**, 48 (6), с 66-88.
41. Пасичная, Е. А.; Горбатюк, Л. О.; Арсан, О. М.; и др. Влияние соединений фосфора на водные растения (обзор). *Гидробиол. журнал.* **2015**, 51 (1), с 93–108.

42. Курсанов, А. Л. *Транспорт ассимилятов в растении*; Наука: Москва, 1976; с 646.
43. Макрушин, М. М.; Макрушина, Є. М.; Петерсон, Н. В.; Мельников, М. М. *Фізіологія рослин*; Макрушин, М.М., Ред.; Нова Книга: Вінниця, 2006; с 416.
44. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Накопичення фосфору рослинами *Myosotis palustris*, *Glyceria maxima* та *Nasturtium officinale* в лабораторному експерименті. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (2), с 437–443.
45. Прокопчук, О. І. Застосування вищих водних рослин в очищенні водойм від фосфатів. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Наукові засади підготовки фахівців природничого, інженерно-педагогічного та технологічного напрямків»*, Бердянськ, Квітень 3-8, 2017; Бердянськ, 2017; с 184–185.
46. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Nasturtium officinale* R. Вр. у модельному експерименті. *XII Міжнародна науково-практична конференція “Біотехнологія для аграрного виробництва та захисту природного середовища”*, Одеса, Вересень 7–10, 2016; Одеса, 2016; с 199–200.
47. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *M. palustris* в експерименті. *Збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»*, Дрогобич, Жовтень 12–14, 2016; Дрогобич, 2016; с 76–77.
48. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Glyceria maxima* у модельному експерименті. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні питання розвитку біології та екології»*, Вінниця, Жовтень 3–7, 2016; Вінниця, 2016; с 372–377.
49. Прокопчук, Е. И. Поглощение фосфора высшими водными растениями из водной среды в эксперименте. *Материалы Всероссийской молодежной гидробиологической конференции «Перспективы и проблемы современной гидробиологии»*, Борок, Ноябрь 10-13, 2016; Борок, 2016, с 234–235.

РОЗДІЛ 6. РОЛЬ ФІТОПЛАНКТОНУ В ПЕРЕРОЗПОДІЛІ ТА НАКОПИЧЕННІ ФОСФАТІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ

6.1. Сезонна динаміка фітопланктону річок Тернопільщини

Вміст фосфору у середовищі відноситься до числа важливих факторів, які визначають кількісні показники розвитку фітопланктону та його видовий склад. У зв'язку з цим, ми дослідили фітопланктон досліджених річок.

Сезонні зміни чисельності та біомаси фітопланктону визначаються впливом на водорості складного комплексу зовнішніх умов, перш за все освітлення, температури, вмісту у воді біогенних елементів, органічних речовин та ін. (1-2). За період спостережень у складі фітопланктону досліджуваних річок було виявлено 117 видів, представлених 121 внутривидовим таксоном (ВВТ) водоростей із семи відділів: *Bacillariophyta* – 56, *Chlorophyta* – 36, *Euglenophyta* – 11, *Cyanophyta* – 8, *Chrysophyta* – 2, *Dinophyta* – 3, *Cryptophyta* – 1. Склад і сезонна динаміка розвитку фітопланктону у водних об'єктах кожної з територій відрізнялася. В цілому флористичний склад фітопланктону досліджених гідроекосистем можна охарактеризувати як діатомово-зелений. Найбільшого розвитку як за чисельністю, так і за біомасою водорості досягали в кінці літа-на початку осені.

У фітопланктоні р. Збруч з природно-заповідної території максимальну кількість видів (54 з чотирьох відділів) зареєстровано в травні (рис. 6.1).

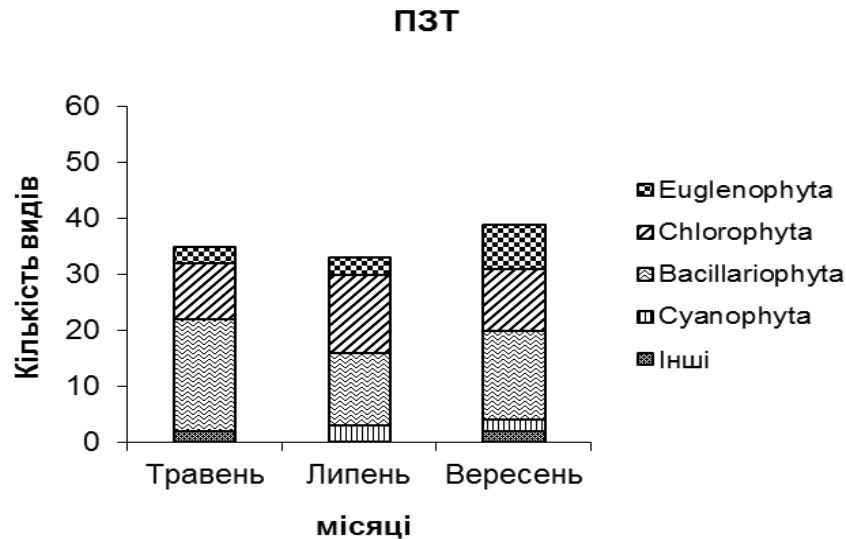


Рис. 6.1. Динаміка видового багатства (кількість видів) фітопланктону у річці з ПЗТ

Найбільш різноманітно були представлені Bacillariophyta – 32 види (59,3%) і Chlorophyta – 16 (29,6%). Два види було з відділу Dinophyta і чотири – Euglenophyta. За загальною кількістю домінували Зелені водорості – 61,7%, а за загальною біомасою – діатомові водорості (76,0%). З представників відділу Dinophyta за біомасою переважала *Gymnodinium sp.* (12,6%), з відділу Chlorophyta – *Chlamydomonas sp.1* (18,4% за чисельністю і 19,1% біомасою) та *Scenedesmus obliquus* (15,3% за чисельністю), з відділу Bacillariophyta – *Aulacoseira granulata* – 14,5% за біомасою) та *Diatoma vulgare* (6,9% за чисельністю). У липні майже рівна кількість видів були у представників відділів Chlorophyta – 14 видів (42,4%) і Bacillariophyta – 13 видів (39,4%). При цьому загальна кількість видів різко знизилася до 33. Представників відділу Dinophyta не було, але зате були види з відділу Cyanophyta. За загальною кількістю домінували Зелені водорості – 61,4%, а за загальною біомасою – Діатомові водорості (61,3%). Домінантними видами були *Euglena acus* з відділу Euglenophyta – 11,9% за біомасою, *Aphanizomenon sp.* з відділу Cyanophyta – 13,6% за чисельністю, *Tetrastrum triangulare* і *Scenedesmus quadricauda* з відділу Chlorophyta – 16,9% і 14,4% за чисельністю відповідно,

Chlamydomonas sp. з того ж відділу – 11,9% за біомасою, *Gyrosigma acuminatum* і *Nitzschia palea* з відділу Bacillariophyta – 17,9% і 13,7% за біомасою відповідно. У вересні загальна кількість видів знизилася до 39, при чому домінували представники Bacillariophyta – 16 видів (41,0%). Слід зазначити, що в цей період були представники водоростей з п'яти відділів Dinophyta, Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta і Bacillariophyta. За загальною кількістю домінували Зелені водорості – 37,0%, а за загальною біомасою – Діатомові водорості (71,6%). З представників відділу Cyanophyta домінувала *Oscillatoria* sp. – 26,1% за чисельністю, з відділу Chlorophyta – *Scenedesmus obliquus* (13,3%) за чисельністю, з відділу Bacillariophyta – *Aulacoseira granulata* (23,1%) і *Amphora ovalis* (19,9%) за біомасою. В цілому за період досліджень кількісні показники фітопланктону р. Збруч коливалися в широких межах: чисельність – від 5,0 до 580 тис. кл/дм³, біомаса – від 0,0007 до 0,5695 мг/дм³.

У фітопланктоні р. Стрипа, що протікає по аграрній території, в травні були представники з трьох відділів із загальною кількістю видів – 34, проте домінували представники з Bacillariophyta – 26 видів (76,5%) (рис. 6.1.1).

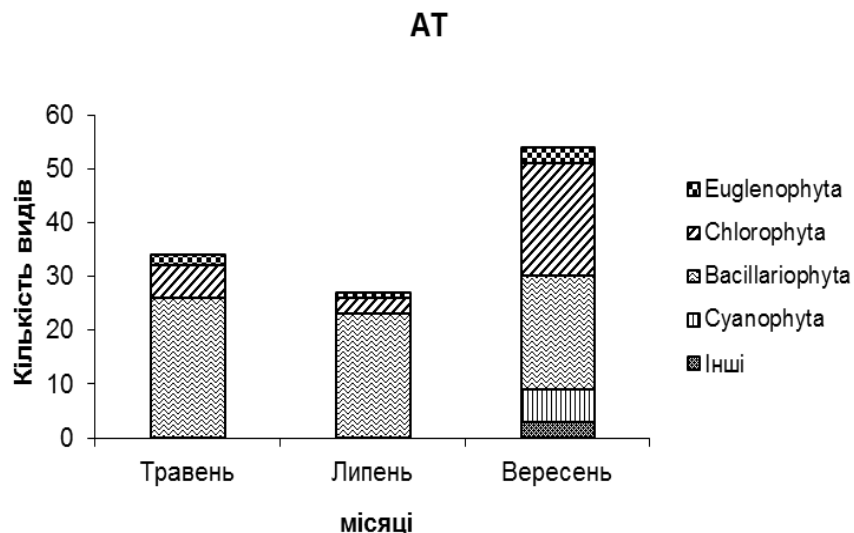


Рис. 6.1.1. Динаміка видового багатства (кількість видів) фітопланктону у річці з АТ

За загальною кількістю і біомасою домінували Діатомові водорості. Найбільшої чисельності досягали *Cocconeis placentula* – 11,0% і *Nitzschia palea* – 11,2%, біомаси – *Nitzschia vermicularis* – 19,5%, *Cocconeis placentula* – 11,5% з відділу Bacillariophyta. У липні кількість видів знизилася до 27, при цьому домінуюче положення займали представники з відділу Bacillariophyta – 23 видів (85,2%), як за загальною чисельністю, так і за біомасою. За чисельністю домінували *Navicula cryptocephala* – 17,6%, *Cocconeis placentula* – 11,8%, а за біомасою – *Aulacoseira granulate* (24,6%), *Aulacoseira granulate* (22,5%) з відділу Bacillariophyta. У вересні однакове домінуюче становище займали представники відділів Bacillariophyta і Chlorophyta – 21 вид (38,9%), причому загальна чисельність видів різко зросла до 54. Зафіксовано присутність водоростей з відділів Dinophyta, Cyanophyta, Euglenophyta і Cryptophyta. Однак, за загальною чисельністю домінували представники відділу Cyanophyta (49,4%), а за загальною біомасою – Bacillariophyta (66,9%). За чисельністю домінували *Gomphosphaeria lacustris* (31,5%), *Microcystis pulverea* (13,9%) з відділу Cyanophyta, *Melosira italica* v. *tenuissima* (12,6%) з відділу Bacillariophyta, а за біомасою – *Glenodinium* sp. (10,2%) з відділу Dinophyta, *Gyrosigma acuminatum* (12,9%), *Melosira italica* v. *tenuissima* (17,4%) з відділу Bacillariophyta. В цілому за період досліджень кількісні показники фітопланктону р. Стрипа коливалися в широких межах: чисельність – від 2,667 до 1138,667 тис. кл., біомаса – від 0,0008 до 0,7566 мг/дм³

У фітопланктоні р. Золотої Липи в травні було виявлено 35 видів, з яких 28 видів (80,0%) відносилися до Bacillariophyta (рис. 6.1.2).

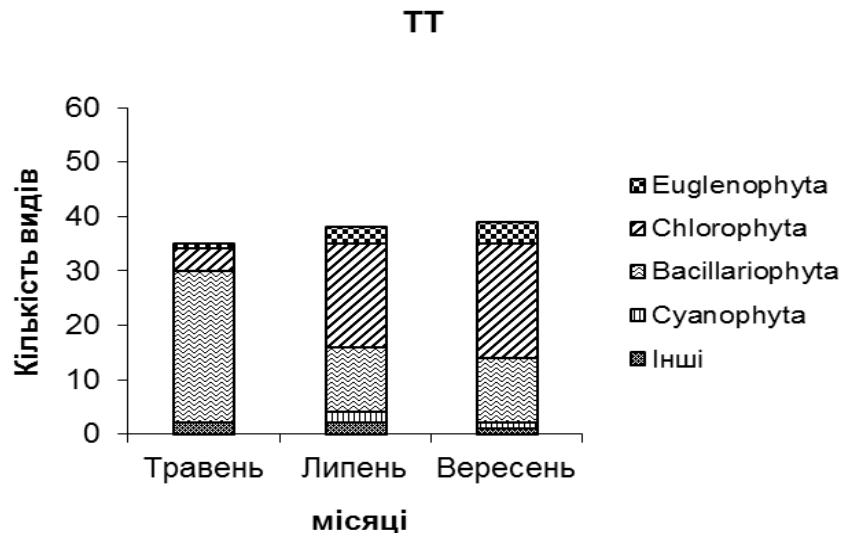


Рис. 6.1.2. Динаміка видового багатства (кількість видів) фітопланктону у річці з ТТ

Вони ж в цілому домінували за чисельністю (69,0%) і біомасою (94,6%). Найбільшої чисельності досягали *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. (21,8%) і *N. cryptocephala* (13,9%), за біомасою – *G. acuminatum* (11,5%), *C. lanceolata* (15,3%) і *Surirella ovata* W. Sm. (21,7%). У липні кількість видів зросла до 38, при цьому Зелених було 19 видів (50,0%), а Діатомових – лише 12 (31,6%). За загальною кількістю переважали представники зелених (55,3%), а за біомасою – динофітові (32,8%). Максимальної чисельності досягали *Oscillatoria* sp. (10,6%), *M. pulverea* (39,0%) і *Coelastrum astroideum* De-Not (10,2%), за біомасою – *Glenodinium* sp. (19,1%), *G. quadridens* (Stein) Bourr. (26,9%) і *S. ovata* (10,0%). У вересні кількість видів і частка зелених і діатомових практично не змінилися (відповідно 39, 21 і 12 видів). Також не змінилися і переважаючі відділи – чисельності Chlorophyta (55,4%), за біомасою – Dinophyta (47,6%). Максимальної чисельності досягали *M. pulverea* (40,4%), за біомасою – *Cymatopleura solea* (Breb.) W. Sm. (16,5%), *Stephanodiscus hantzschii* Grun. (26,4%), *C. placentula* (14,7%), *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory (12,7%) і *Chlamydomonas* sp. (11,5%). В цілому за період досліджень кількісні показники фітопланктону

р. Стрипи також коливалися в широких межах: чисельність – від 1,333 до 729,333 тис. кл/дм³, біомаса – від 0,0002 до 0,4391 мг/дм³.

Фітопланктон р. Серет з урбанізованої території, в травні налічував 62 види з чотирьох відділів, з яких Bacillariophyta – 40 (64,5%), Chlorophyta – 16 (25,8%).

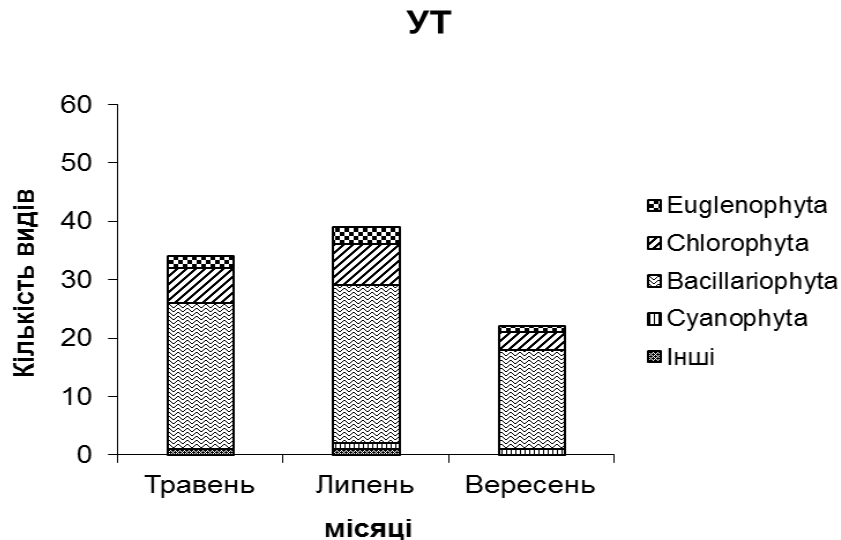


Рис. 6.1.3. Динаміка видового багатства (кількість видів) фітопланктону у річці з УТ

За загальною кількістю і біомасою переважали Bacillariophyta – відповідно 62,5 і 89,2%. Максимальної чисельності досягали *Chlamydomonas sp.* (14,7%), *Acutodesmus obliquus* (Turp.) Tsar. (12,0%), *Synedra tabulata* (Ag.) Kütz. (12,1%), *C. placentula* (15,6%) і *N. sublinearis* (11,3%), за біомасою – *Chlamydomonas sp.* (14,7%), *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. (13,8%), *C. placentula* (12,3%) і *Nitzschia sigmoidea* (11,6%). У липні було виявлено 39 видів з п'яти відділів, за чисельністю переважали представники відділу Bacillariophyta (43,3%), за біомасою – Dinophyta (73,7%). Максимальної чисельності досягали *Oscillatoria sp.* (18,2%), *C. astroideum* (11,7%), *C. placentula* (10,5%) і *S. tabulata* (10,9%), за біомасою – *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Bergh (76,2%). У вересні кількість видів знизилася до 22, з них 17 – діатомових, які переважали як за чисельністю (73,4%), так і за біомасою

(92,0%). Максимальної чисельності досягали *Scenedesmus acuminatus* (22,2%), *C. astroideum* (20,7%), *S. tabulata* (17,6%), *N. cryptocephala* (11,8%) і *Cyclotella sp.* (11,8%), за біомасою – *A. granulata* (27,9%) і *Cymatopleura elliptica* (Breb.) Cl. (26,4%). В цілому кількісні показники фітопланктону р. Серет, як і інших досліджених річок, коливалися в широких межах: чисельність – від 1,3 до 489,3 тис. кл/дм³, біомаса – від 0,0010 до 0,7194 мг/дм³ (3-6).

Отже, в досліджених річках найбільшим видовим багатством і кількісними показниками характеризувалися відділи Bacillariophyta і Chlorophyta.

За значенням індексу сапробності (1,51-2,50) всі річки віднесли до β-мезосапробної зони (помірно забруднена вода). За біомасою фітопланктону трофність водотоків визначалася як оліготрофний тип (середня біомаса за вегетаційний період не перевищувала 1,0 мг/дм³).

6.2. Участь фітопланктону в асиміляції сполук фосфору

Вміст фосфатів у природних водах відіграє важливу роль для нормального функціонування гідробіонтів. Дефіцит фосфору є лімітуючим фактором розвитку фітопланктону, а його надлишок пригнічує дію деяких видів (так, для діатомових водоростей оптимальний діапазон становить 0,002-0,010 мг/дм³). Незначне збагачення води фосфором не сприяє суттєвому збільшенню кількісних показників фітопланктону. При більшій концентрації фосфору спостерігається зменшення числа клітин і біомаси водоростей. При певних умовах надлишок фосфатів у водоймі може привести до спалаху чисельності фітопланктону.

Уповільнення зростання фітопланктону при надлишку фосфору очевидно пов'язано з посиленням дефіциту азоту, що виникає внаслідок збільшення його споживання альгобактеріальним угрупованням. Причиною спостережуваного явища може бути також співосадження частини фосфору з кальцієм і утворення апатитового фосфору (так званої твердої форми), здатного уповільнювати зростання водоростей. Відомо, що утворенню апатитового фосфору сприяють лужні умови (7).

В енергетичних процесах у *Cyanophyta*, як і в інших фотосинтезуючих організмів, важливу роль відіграють макроергічні фосфатні сполуки, зокрема поліфосфати, які розглядаються як запасне джерело енергії.

Проведеними дослідженнями (8) встановлено високий вміст фосфорних сполук у клітинах *Microcystis*, *Anabaena* і *Aphanizomenon* (0,5 – 1,0% на суху речовину), в число яких входять кислото-нерозчинна і кислото-розчинна фракції. До останньої входять неорганічні фосфати, низько-конденсовані поліфосфати, фосфорні ефіри цукрів та фосфонуклеотиди, зокрема АТФ і АДФ. Це свідчить про інтенсивний фосфорний обмін у клітинах *Cyanophyta* і про важливу роль фосфорних сполук в їх життєдіяльності.

Фосфати можуть накопичуватися в клітинах водоростей в кількості, що значно перевищує метаболічні потреби. Фосфор може запасатися в результаті акумуляції фосфат-іонів в вакуолях або з утворенням поліфосфатних гранул діаметром 30-500 мкм. Накопичення фосфору вважається адаптивною реакцією водоростей на значні сезонні коливання його вмісту у воді. Крім того, велика кількість накопиченого водорослевими клітинами фосфору вивільняється після їх загибелі, що збільшує його вміст у воді (9).

Сезонна динаміка вмісту сполук фосфору у воді залежить від гідрометеорологічних, гідрологічних і гідрохімічних умов середовища, розвитку фітопланктону і вищих водних рослин, а також від рівня антропогенного навантаження території (10-14). Кожна досліджувана гідроекосистема визначається своєю буферною ємністю по відношенню до вмісту фосфатів і її здатністю до самоочищення. За вмістом фосфатів у водоймах визначили клас якості води: р. Збруч, р. Стрипа і р. Золота Липа відносяться до водойм з дуже чистою водою, а р. Серет – з чистою.

Динаміка кількісних показників планктонних водоростей у річках на всіх досліджених територіях була тісно пов'язана з динамікою вмісту фосфатів. Так, при зниженні їх концентрацій з травня по вересень на всіх територіях чисельність фітопланктону підвищувалася, що пов'язано з їх активним поглинанням клітинами водоростей (рис. 6.2).

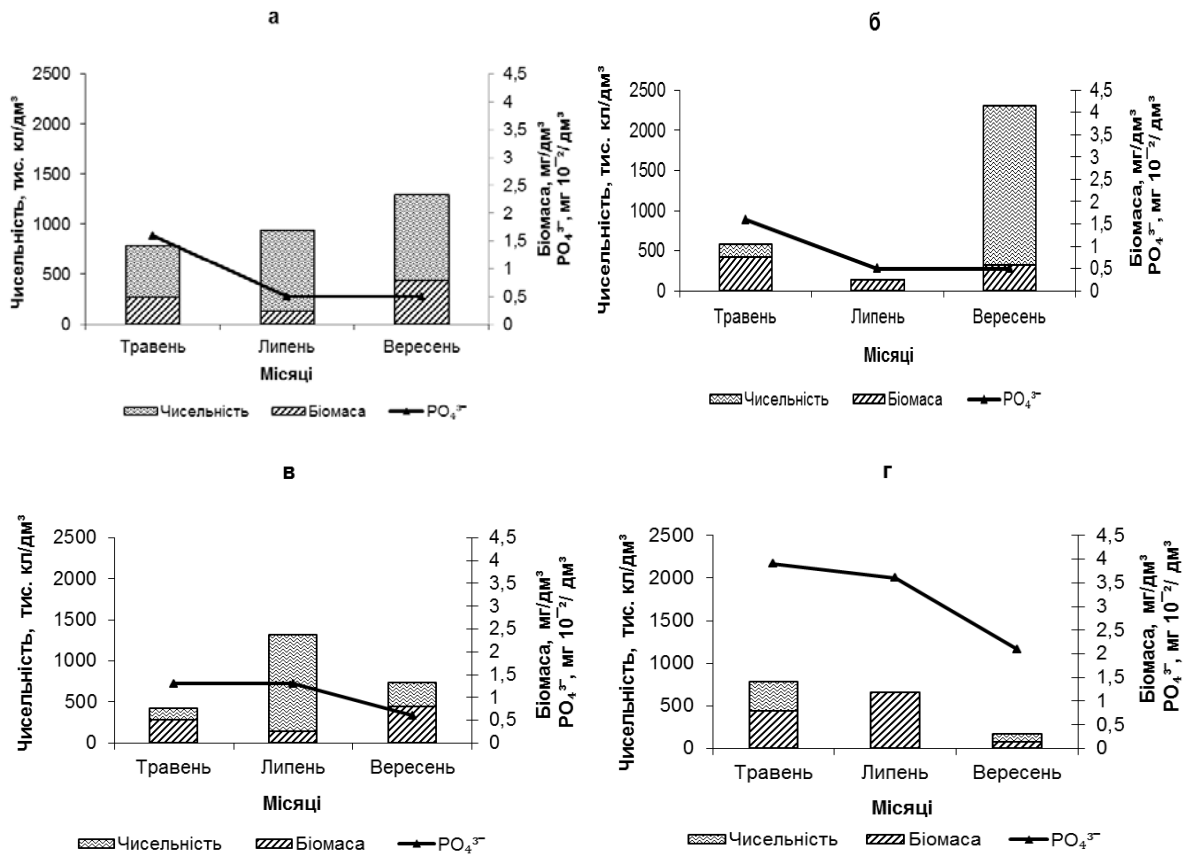


Рис. 6.2. Показники вмісту чисельності (тис. кл/дм³), біомаси (мг/дм³) водоростей та фосфатів (мг 10⁻²/дм³) у річках Тернопільщини: а – ПЗТ, б – АТ, в – ТТ, г – УТ

У річках ПЗТ і АТ при зниженні вмісту фосфатів зростала чисельність водоростей всіх відділів, за винятком Chlogorphyta. У річках з ТТ і УТ, навпаки, при зниженні вмісту фосфатів чисельність фітопланктону також знизилася, що може бути наслідком підвищеного антропогенного впливу на водойми. Як і чисельність, так і біомаса водоростей залежить від вмісту фосфатів у воді. У річках ПЗТ і АТ при зниженні їх концентрації біомаса фітопланктону зростала, а в річках з ТТ і УТ – знижувалася.

Додавання фосфору у воді більшості водойм сприяє збільшенню біомаси фітопланктону (15-16), тому відмічено позитивний кореляційний зв'язок між його концентрацією у воді і продуктивністю фітопланктону.

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом встановлено, що вміст фосфат-іонів у воді прямо корелює із біомасою та чисельністю фітопланктону, однак найбільший вплив здійснює на біомасу водоростей (17).

Отже, динаміка розвитку фітопланктону впливає на зміни концентрації фосфат-іонів у воді. Із початком вегетації водоростей навесні вміст фосфатів дещо знижується, однак вирівнюється за рахунок надходження їх із зовнішніх джерел. На початку літа, коли відбувається активна вегетація фітопланктону, вміст фосфатів знижується, однак до кінця сезону вирівнюється за рахунок надходження їх з органічної речовини. Восени водорості практично завершують свою життєдіяльність, тим самим регулюючи збільшення чи зменшення вмісту фосфатів у водоймі.

Список використаної літератури

1. Щербак, В. И.; Задорожная, А. М. Сезонная динамика фитопланктона киевского участка Каневского водохранилища. *Гидробиол. журн.* **2013**, 49 (2), с 28–30.
2. Суходольська, І. Л.; Прокопчук, О.І. Таксономічний склад та сезонна динаміка фітопланктону річки Устя. *Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної Інтернет-конференції «Регіональні геоекологічні проблеми: сучасний стан та шляхи їх вирішення»*, Рівне, Жовтень 20–22, 2016; Рівне, 2016; с 132–134.
3. Дворак, О. В. Фітопланктон Тернопільського водосховища та його роль у формуванні фітостоку р. Серет. Дис...канд. біол. наук : 03.00.17, Київ, 2006.
4. Карпезо, Ю. Г.; Іванов, О. І.; Давиденко, Т. В. Фітопланктон Тернопільського водосховища. *Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка* **2001**, 3 (14), с 250.

5. Сиренко, Л. А. *Физиологические основы массового размножения синезелёных водорослей в водохранилищах*, Наукова думка: Киев, 1972; с 203.
6. Щербак, В. І.; Гошовська, Г. О.; Бондаренко, О. В. Фітопланктон урбанізованих водойм м. Тернополя. *Наукові записки ТДПУ* **2001**, 3 (14), с 106–107.
7. Денисова, Н. Оценка степени антропогенного евтрофирования пойменных озер по фитопланктону. *Гидробиол. журн.* **2005**, 6, с 33–43.
8. Спивак, Э. Г. *Влияние пестицидного загрязнения и вырубки лесов на гидробионтов речных экосистем*; Потапенко, Е. С., Ред.; Азовский науч.-исслед. ин-т рыбного хозяйства; Мини Тайп: Ростов на Дону, 2015; с 150.
9. Старцева, Н. А. Состав и структура фитопланктона малых водоемов урбанизированного ландшафта (на примере г. Нижнего Новгорода) 03.00.16 – Экология. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук, Нижний Новгород, 2002.
10. Bizsel, N.; Benli, H.; Bizsel, K.; Metin, G. A synoptic study on the phosphate and phytoplankton relationship in the hypereutrophic Izmir bay (Aegean Sea). *Turkish Journal Engineering Environmental Science* **2001**, 25, pp 89-99.
11. Щербак, В.І.; Бондаренко, О.В. Просторово-часова динаміка фітопланктону в системі “річка – водосховище - річка”. *Гидробиологический журнал.* **2004**, 40 (6), с 36-41.
12. Георгиева, Е. Ю. Особенности суточной изменчивости фитопланктона северо-западного шельфа Черного моря в осенний период. *Экосистемы, их оптимизация и охрана* **2012**, 7, с 191–197.
13. Жежеря, Т.П.; Задороная, А.М.; Линник, П.Н. Содержание и формы нахождения кремния в воде Каневского водохранилища и их связь с развитием фитопланктона. *Гидробиол. журн.* **2014**, 50 (2), с 106–116.
14. Prokopchuk, O.; Grubinko, V. The content of phosphorus in the hydroecosystem of small river and its relationship with phytoplankton growth. *Acta Carpathica* **2016**, pp 155–162.

15. Суходольская, И. Л.; Мантурова, О. В.; Грюк, И.Б. Фитопланктон малых рек Ровенской области (Украина) и связь его количественных показателей с содержанием биогенных элементов. *Гидробиол. журн.* **2015**, 51(3), с 56–68.
16. Фролова, Г.И. Оценка экологического качества воды реки Москвы по состоянию фитопланктона. Вопросы современной альгологии. <http://algology.ru/125> (дата звернення Листопад 5, 2017).
17. Прокопчук, О.И.; Мантурова, О.В. Фитопланктон малых рек Тернопольской области и связь его количественных показателей с содержанием фосфора в воде. *Гидробиологический журнал* **2017**, 3 (53), с 12-21.

ПІДСУМКИ

Роль фосфатів у водоймах багатогранна – від участі у процесах формування хімічної рівноваги в буферних системах водойм до забезпечення колообігу як умови існування екосистем та участі у регулюванні росту, розвитку та біорізноманіття гідробіонтів у екосистемах, що в сукупності сприяє формуванню якості водного середовища. У зв'язку з цим виникає питання про природні фактори регуляції гомеостатичного рівня та гомеостатичної рівноваги сполук фосфору у гідроекосистемах та вплив на них антропогенної діяльності (забруднення водойм), як одного з найвагоміших трансформаційних чинників природного середовища сучасності.

Показники вмісту фосфатів у водоймах упродовж періоду дослідження коливалися від 0,004 мг/дм³ у річці з ПЗТ до 0,046 мг/дм³ з УТ. Слід зазначити, що концентрація фосфатів у річці з УТ на порядок вища ніж на трьох інших, що спричинено антропогенним впливом міста.

Показники вмісту рухомих форм фосфору у донних відкладах досліджуваних водойм коливалися в межах 21,4 мг/кг до 153,3 мг/кг у водоймі з УТ. В загальному, динаміка концентрації фосфатів у воді відбивається на накопиченні їх рухомих форм у донних відкладах. Відносну невідповідність для досліджуваних водойм справляє значний антропогенний вплив міста Тернопіль (УТ) із вираженим «цвітінням» води та низькими показниками розчиненого у воді кисню, що сприяє переходу органічних речовин із донних відкладів у воду та збільшення концентрації рухомої форми фосфору у донних відкладах.

Найнижчі значення валового фосфору у донних відкладах зафіксовано у квітні у водоймі з ТТ – 129,7 мг/кг, а найвищі – у жовтні 572,5 мг/кг з УТ. Валовий вміст фосфору в абіотичних складових характеризує їхню забезпеченість фосфором, який внаслідок антропогенного впливу може стрімко зростати.

Найнижчі значення рухомої форми фосфору у ґрунті біля водойм досліджуваних територій зафіксовано у квітні на ТТ – 15,2 мг/кг, а найвищі – у серпні – 222,1 мг/кг на УТ. У прибережних ґрунтах досліджуваних територій

спостерігається загальна тенденція до зростання вмісту рухомих форм фосфору з ранньої весни до середини липня та зворотній механізм поступового зниження до зимових місяців. Ця закономірність з окремими варіаціями прослідковується у ґрунтах усіх досліджуваних територій, особливо антропогенно-трансформованих (ТТ, УТ), коли на динаміку рухомих форм фосфору в окремі місяці накладаються антропогенні фактори (випадкові забруднення, змивні води, засмічення тощо).

Найнижчі значення валового вмісту фосфору у ґрунтах зафіксовані у жовтні у річці з АТ – 132,8 мг/кг, а найвищі – у серпні 317,7 мг/кг з ТТ. Встановлено, що навесні більшість валового фосфору знаходиться у ґрунті, а влітку і до осені зростає його частка у донних відкладах. При цьому, вміст фосфатів у воді залишається відносно постійним, що дає право стверджувати про високу буферну ємність прибережних ґрунтів і донних відкладів та їх провідну роль у підтриманні гомеостатичного рівня фосфатів у воді річок. Динаміка співвідношення рухомих форм фосфору у системі ґрунт↔вода↔донні відклади визначається сезонними чинниками зі зменшенням фосфору влітку у донних відкладах (відповідно, його зростання восени та ранньої весни) і витримуванням в межах екологічної норми фосфатів у воді.

Проаналізувавши співвідношення між абіотичними складовими гідроекосистем, бачимо, що наявність валової форми фосфору у ґрунті, воді та донних відкладах значно відрізняється за місяцями дослідження, а рухомої форми – навпаки співпадає. Останнє свідчить про значну мобільність рухомих форм фосфору у системі ґрунт↔вода↔донні відклади.

На зміну показників водного середовища впливає концентрація фосфатів у воді залежно від рівня антропогенного навантаження. Найбільш відчутний вплив на зміну показників розчиненого кисню та рН води зафіксовано на урбанізованій території – значні показники концентрації фосфатів (сер. знач. 0,033 мг/дм³) спричиняють підкислення води (рН 5,42-7,05) та зменшення вмісту розчиненого кисню (3,55-4,78 мгО₂/дм³).

Для визначення залежності комплексоутворюючої здатності фосфатів з металами у річках, залежно від антропогенного навантаження, досліджено їх вміст в абіотичних складових гідроекосистеми.

Встановлено, що Na (I) та K (I), для яких не характерні процеси комплексоутворення, прямо корелюють із вмістом фосфатів у воді, а Ca (II) та Mg (II), що утворюють слабкі за міцністю комплекси – обернено. Багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз між вмістом фосфатів та лужних і лужно-земельних металів показав, що найбільший вплив на накопичення фосфору у донних відкладах має Ca (II). Вміст Mg (II) не має сильного впливу на вміст фосфору у мулі, а вміст Na (I) та K (I) прямо корелює із вмістом фосфору. Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом встановлено пряму залежність між вмістом сполук фосфору, Na (I) та K (I), які, однак, не мають значного впливу на вміст фосфатів у прибережному ґрунті. Вміст Ca (II) та Mg (II) по відношенню до сполук фосфору у ґрунтах визначається оберненою залежністю, які також не мають сильного впливу на їх вміст.

Оцінивши вміст важких металів у досліджених річках Тернопільщини з різним ступенем антропогенного навантаження, ступінь забруднення водою області можемо подати наступним рядом: АТ<ПЗТ<УТ<ТТ. На регуляцію вмісту сполук фосфору у донних відкладах найбільший вплив має Cu (II), а меншою мірою – Zn (II), між якими встановлена обернена залежність. Між вмістом Mn (II) та Fe (III) встановлена пряма залежність, які не здійснюють значного впливу на вміст сполук фосфору у донних відкладах. Встановлено, що біогенні важкі метали не здійснюють значного впливу на концентрацію сполук фосфору у ґрунті та характеризуються прямою кореляційною залежністю. Вміст Cd (II) обернено корелює з вмістом фосфатів у прибережному ґрунті, а Pb (IV) та Ni (III) – прямо, однак, які також не здійснюють значного впливу на вміст та розподіл сполук фосфору.

Нами здійснено порівняльний аналіз на вміст фосфору у повітряно-водній із закріпленим коренем у прибережному ґрунті рослині – *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (Лепешняк великий), та повністю зануреній у воді рослиною –

Ceratophyllum demersum L. (Кушир занурений). Для кореня та стебла *G. maxima* характерне зменшення фосфору до кінця вегетаційного сезону для усіх територій, а для листя – збільшення. Щодо *C. demersum*, то для ПЗТ та УТ характерне зменшення вмісту фосфору до вересня, а для АТ і ТТ – його збільшення, що може бути пов'язано із різним природним та антропогенним тиском на досліджуваних територіях. Встановлено, що вміст фосфатів у воді прямо корелює із сполуками фосфору у *G. maxima*, що свідчить про їх накопичувальну здатність щодо фосфатів із води та подальшу трансформацію у рослині. Вміст фосфат-іонів у воді та сполуками фосфору у *C. demersum* характеризується оберненою залежністю, що свідчить про тісний взаємозв'язок використання фосфат-іонів із води для життєдіяльності рослини.

Аналіз вищої водної рослинності на вміст важких металів є одним із методів надійної оцінки рівня забруднення водойми. Тому нами було досліджено вміст лужних, лужно-земельних та важких металів для з'ясування впливу останніх на вміст фосфору у рослинах. Встановлено, що на вміст сполук фосфору у *G. maxima* найбільше впливає присутність Cd (II), Pb (IV) та Zn (II), а на вміст фосфору у *C. demersum* – Fe (III) та Zn (II), що є важливими біогенними елементами для рослин.

На зміни АТФ-азної активності та лужної фосфатази, як показників рівня енергетичних процесів та стресовості умов для зростання рослин, впливає вміст фосфору у рослині, який у вигляді кислотного залишку фосфорної кислоти включається в органічні сполуки. Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом для *G. maxima* між фосфатами у воді, сполуками фосфору у рослині та активністю ЛФ встановлено тісну залежність, що свідчить про протікання активного процесу дефосфорилування органічних сполук у рослині, коли із збільшенням фосфору у рослині активність ЛФ зростає.

Багатофакторний кореляційно-регресивний аналіз для *C. demersum* показав, що збільшення вмісту фосфатів у воді призводить до збільшення міри активності ЛФ у рослині, що свідчить про активне дефосфорилування. Між активністю

АТФ-ази, фосфатами у воді та сполуками фосфору у рослині, подібно як в *G. maxima*, встановлена слабка обернена залежність.

Для прогнозування ефективності методу біосорбції за допомогою акумулятивної здатності поглинання фосфатів вищими водними рослинами був проведений модельний експеримент із такими рослинами: Лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), Настурція лікарська (*Nasturtium officinale* R. Br.) та Незабудка болотяна (*Myosotis scorpioides* (L.) L.). Встановлено, що найбільш акумулюючою фосфор частиною у *G. maxima* є коренева система, а у *N. officinale* та *M. scorpioides* – стебло. Встановлено, що *M. scorpioides* має найвищий коефіцієнт акумуляції фосфору із води – 33,9 у контрольних і 51,8 у дослідних пробах, що дозволяє вважати її найефективнішою рослиною для зменшення забруднення водою сполуками фосфору.

У фітопланктоні річок Тернопільщини виявлено 117 видів водоростей (121 внутрішньовидових таксонів) із семи відділів, серед яких найбільшим видовим багатством і кількісними показниками характеризувалися відділи Bacillariophyta і Chlorophyta.

Динаміка кількісних показників планктонних водоростей в річках на всіх досліджених територіях була тісно пов'язана з динамікою вмісту фосфатів. Так, при зниженні їх концентрацій з травня до вересня у річках на всіх територіях чисельність фітопланктону підвищувалася, що пов'язано з їх активним поглинанням клітинами водоростей. У річках ПЗТ і АТ при зниженні вмісту фосфатів зростала чисельність водоростей всіх відділів, за винятком Chlorophyta. У річках з ТТ і УТ, навпаки, при зниженні вмісту фосфатів чисельність фітопланктону також знизилася, що може бути наслідком підвищеного антропогенного впливу на водойми.

Як і чисельність, так і біомаса водоростей залежить від вмісту фосфатів у воді. У річках ПЗТ і АТ при зниженні їх концентрації біомаса фітопланктону зростала, а в річках з ТТ і УТ – знижувалася.

Проведеним багатофакторним кореляційно-регресивним аналізом встановлено, що вміст фосфат-іонів у воді прямо корелює із біомасою та

чисельністю фітопланктону, однак найбільший вплив здійснює на біомасу водоростей.

Для з'ясування впливу абіотичних та біотичних чинників на вміст фосфатів у гідроекосистемі, нами було розраховано складові балансу фосфору. Для розрахунків була використана формула імітаційної математичної моделі фосфорної системи $C_i/t = R_i + LOAD_i$, описана у роботі Булдовскої О. Р., 1998 р.:

C_i/t – концентрація фосфору в абіотичних та біотичних складових гідроекосистем (вода, донні відклади, прибережні ґрунти, рослини) за рік;

R_i – сумарна швидкість біохімічних перетворень;

$LOAD_i$ – сумарна швидкість зовнішніх потоків (надходження фосфору з фосфатних добрив та зворотних вод).

Територія	C_i/t	R_i	$LOAD_i$
ПЗТ	$15,0 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$14,9 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$0,0050 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$
АТ	$12,8 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$12,7 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$0,0110 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$
ТТ	$12,0 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$11,9 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$0,0004 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$
УТ	$38,5 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$38,4 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$	$0,0040 \cdot 10^{-6} \text{ т/м}^3$

Найбільша кількість $LOAD_i$ зафіксована на АТ у зв'язку з високою кількістю фосфатних добрив, що використовуються у с/г і, як наслідок, потраплянням фосфору у гідроекосистему. Проте, найвищий вміст фосфору зафіксований на УТ, що пов'язано зі значним антропогенним навантаженням на даній території.

Вміст фосфору у річці з ПЗТ не є найменшим серед досліджуваних територій у зв'язку із антропогенним навантаженням в районах, що знаходяться вище руслом річки та потраплянням фосфатів з них на досліджувану територію, а також високим показником біотичної складової, зокрема вищих водних рослин.

Отже, досліджувані гідроекосистеми Тернопільської області характеризуються високою буферною ємністю за рахунок урівноваження

процесів надходження, трансформації та виходу сполук фосфору з екосистеми, значну роль у чому відіграють фітопланктон та вищі водні рослини.

ВИСНОВКИ

З'ясовано закономірності формування вмісту фосфатів та впливу біотичних і абіотичних чинників на їхній розподіл в річкових екосистемах Тернопільської області в сезонному аспекті за різного характеру антропогенного навантаження.

1. Рівень антропогенного навантаження впливає на формування вмісту сполук фосфору у досліджених річках: найефективніша їх регуляція виявлена у річці природно-заповідної території, потім – аграрної, а найнижча – у річках техногенно-трансформованої і урбанізованої територій.

2. Вміст фосфатів у воді досліджених річок визначається їх міграцією в системі ґрунт↔вода↔донні відклади, що має сезонний характер. Встановлено, що для природно-заповідної, техногенно-трансформованої та урбанізованої територій навесні більшість валового фосфору знаходиться у ґрунті (260,4 мг/кг на ТТ), а влітку і до осені зростає його частка у донних відкладах (572,5 мг/кг). На аграрній території спостерігається переважання вмісту фосфатів у донних відкладах над його рівнем у ґрунтах та воді. Динаміка співвідношення рухомих форм фосфору визначається сезонними чинниками зі зменшенням вмісту фосфору влітку у донних відкладах (187,5 мг/кг) і витримуванням в межах екологічної норми фосфатів у воді річок аграрної і техногенно-трансформованої територій (0,015 мг/дм³). Встановлена закономірність найменше проявляється в екосистемі річок природно-заповідної та урбанізованої територій.

3. Встановлено тісний зв'язок між вмістом фосфатів та лужними (Na (I), K (I)) і важкими металами (Zn (II), Fe (III), Pb (II), Ni (III)) у воді, які утворюють солі фосфорної кислоти. У донних відкладах найбільше зв'язують фосфати такі лужні та лужно-земельні метали як K (I), Ca (II), Mg (II) і важкі метали – Mn (II), Fe (III), Cu (II), Cd (II), що утворюють різноманітні фосфорорганічні сполуки. Метали у прибережному ґрунті відіграють незначну роль в утворенні сполук з фосфатами.

4. Вміст фосфору у водних рослинах впливає на колообіг фосфору у системі ґрунт↔вода↔мул. Найвищі показники вмісту фосфору у *G. taxita* на

територіях з природно-заповідної, аграрної та техногенно-трансформованої територій зафіксовані у листі, що знижуються з травня по вересень. У рослині з урбанізованої території максимальний вміст фосфору у корені, що характеризується стрімким зростанням з травня по вересень. Встановлено, що вміст сполук фосфору у *G. maxima* прямо корелює із вмістом фосфатів у воді, а у *C. demersum* – обернено, що свідчить про їх накопичувальну здатність щодо фосфатів із води та подальшу трансформацію у рослині.

5. Встановлено, що найбільший вплив на вміст фосфору у рослинах здійснюють іони Cd (II), Pb (II), Ca (II), Zn (II) та Fe (III), що свідчить про зв'язування фосфору із даними металами.

6. Досліджено, що зі збільшенням фосфору у рослині активність АТФ-ази та лужної фосфатази зростає, що свідчить про активне протікання реакцій дефосфорилування.

7. З'ясовано, що при зниженні концентрації фосфатів у воді чисельність та біомаса фітопланктону зростає, за винятком річки з урбанізованої території, де дана закономірність порушується внаслідок підвищеного антропогенного навантаження на водойму.

8. Встановлено, що серед досліджуваних вищих водних рослин *Myosotis scorpioides* (L.) L. має найвищий коефіцієнт акумуляції фосфору із води – 33,9 у контрольних і 51,8 у дослідних пробах, що дозволяє вважати її найефективнішою рослиною для зменшення забруднення водойм сполуками фосфору.

ДОДАТКИ

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ:

– *в наукових періодичних фахових виданнях України:*

1. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Фосфати у водних екосистемах. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія* **2013**, 3 (56), с 78–85. (Аналіз експериментальних даних, написання статті).

2. Прокопчук, Е. И.; Суходольская, И.Л. Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах в зависимости от его содержания в воде. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка* **2015**, 3-4 (64), с 553–557. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

3. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропогенного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (1), с 173–181. (Проведення досліджень, написання статті).

4. Прокопчук, О. І.; Грубінко, В.В. Накопичення фосфору рослинами *Myosotis palustris*, *Glyceria maxima* та *Nasturtium officinale* в лабораторному експерименті. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* **2016**, 24 (2), с 437–443. (Проведення досліджень, написання статті).

5. Прокопчук, О. І. Сезонні зміни вмісту сполук фосфору в абіотичних складових річок Тернопільщини з різним характером антропогенного впливу. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія* **2017**, 2 (69), с 105–112. (Проведення досліджень, написання статті).

6. Прокопчук, О.И.; Мантурова, О.В. Фитопланктон малых рек Тернопольской области и связь его количественных показателей с содержанием фосфора в воде. *Гидробиологический журнал* **2017**, 3 (53), с 12-21. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

– в наукових періодичних виданнях інших держав, в т.ч., що входять до міжнародних наукометричних баз:

7. Prokopchuk, O.; Grubinko, V. The content of phosphorus in the hydroecosystem of small river and its relationship with phytoplankton growth. *Acta Carpathica* **2016**, pp 155–162. (Участь у проведенні досліджень, написання статті).

8. Прокопчук, О. І. «Взаємозв'язок вмісту фосфатів з фізико-хімічними параметрами води у річках Тернопільщини з різним типом антропогенного впливу». *Proceedings of the III International Scientific and Practical Conference “Innovative Technologies in Science”* **2017**, **3** (19), с 16-19. (Проведення досліджень, написання статті).

– в інших наукових виданнях:

9. Грубинко, В. В.; Прокопчук, Е.И. Факторы поддержания гомеостаза фосфора в экосистеме малой реки. *Материалы лекций II-й Всероссийской школы-конференции «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана»*, Борок, Ноябрь 18–22, 2014; Борок, 2014; с 104–106.

10. Прокопчук, Е. И.; Суходольская. И.Л. Связывание аммония высшими водными растениями в гидроэкосистемах с разным уровнем фосфатов. *Тезисы докладов Всероссийской научной конференции с международным участием и школы для молодых ученых «Растения в условиях глобальных и локальных природно-климатических и антропогенных воздействий»*, Петрозаводск, Сентябрь 21–26, 2015; Петрозаводск, 2015; с 438.

11. Прокопчук, Е. И. Поглощение фосфора высшими водными растениями из водной среды в эксперименте. *Материалы Всероссийской молодежной гидробиологической конференции «Перспективы и проблемы современной гидробиологии»*, Борок, Ноябрь 10-13, 2016; Борок, 2016, с 234–235.

12. Прокопчук, О. І. Фактори підтримки гомеостазу фосфору в екосистемі малої річки. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів з міжнародною участю «Сучасні проблеми викладання та*

наукових досліджень біології у ВНЗ України», Дніпропетровськ, Жовтень 8–9, 2014; Дніпропетровськ, 2014; с 235–238.

13. Прокопчук, Е. И. Физико-химические свойства воды как фактор регуляції уровня фосфатов в реках. *Матеріали ІХ Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери»*, Харків, Листопад 18–20, 2014; Харків, 2014; с 154–155.

14. Прокопчук, О. І. Застосування вищих водних рослин в очищенні водойм від фосфатів. *Матеріали I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Наукові засади підготовки фахівців природничого, інженерно-педагогічного та технологічного напрямків»*, Бердянськ, Квітень 3-8, 2017; Бердянськ, 2017; с 184–185.

15. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Температура води як фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2015» 2015*, с 200–202.

16. Прокопчук, О. І.; Курта, Ю.Я. Водневий показник (рН) як фактор регуляції рівня сполук фосфору у воді малих річок. *Збірник тез ХІ Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології»*, Львів, Квітень 20–23, 2015; Львів, 2015; с 224–225.

17. Прокопчук, О. І. Розчинений кисень як фактор регуляції рівня сполук фосфору у малих річках Тернопільської області. *Матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 25-річчю географічного факультету Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка «Географія, екологія, туризм: теорія, методологія, практика»*, Тернопіль, Травень 21–23 2015; Тернопіль, 2015; с 295–297.

18. Прокопчук, О. І. Взаємозв'язок між вмістом сполук фосфору у прибережному ґрунті та воді річки на аграрній території. *Матеріали ІІ Міжнародної конференції «Відновлення біотичного потенціалу агроєкосистем»*, Дніпропетровськ, Жовтень 9, 2015; Дніпропетровськ, 2015; с 84–87.

19. Суходольська, І. Л.; Прокопчук, О.І. Порівняльна характеристика вмісту нікелю у річках Рівненської та Тернопільської областей. *Збірник наукових*

праць Другої Всеукраїнської науково-практичної конференції за міжнародною участю «Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища», Рівне, Жовтень 21–23, 2015; Рівне, 2015; с 178–179.

20. Прокопчук, Е. И. Корреляционный анализ зависимости уровня фосфатов в реках от физико-химических показателей воды (на примере Тернопольской области). *Матеріали X Міжнародної конференції молодих учених «Біологія: від молекули до біосфери», Харків, Грудень 2–4, 2015; Харків, 2015; с 221–222.*

21. Прокопчук, О. І. Чинники підтримання гомеостазу фосфору в гідроекосистемі малої річки урбанізованої території. *Збірник наукових праць «Біологічні дослідження – 2016» 2016, с 105–106.*

22. Гуменюк, Г. Б.; Прокопчук, О. І.; Гарматій, Н. М. Еколого-оптимізаційна модель мінімізації вмісту фосфат-йонів у річці Збруч (Тернопільська область). *Тези доповідей VI Міжнародної науково-методичної конференції Форуму молодих економістів-кібернетиків «Моделювання економіки: проблеми, тенденції, досвід», Вінниця, Вересень 24–25, 2015; Вінниця, 2015; с 21–22.*

23. Прокопчук, О. І. Вміст біогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених «Фундаментальні та прикладні дослідження в біології і екології», Вінниця, Квітень 12–14, 2016; м. Вінниця, 2016, с 138–139.*

24. Прокопчук, О. І. Вміст небіогенних важких металів у малих річках Тернопільщини. *Збірник тез XII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології», Львів, Квітень 19–21, 2016; Львів, 2016; с 173–174.*

25. Прокопчук, О. І. Оцінка фосфатного статусу річки та прибережного ґрунту в межах природного заповідника «Медобори». *Збірник тез I Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничих наук та методик їх викладання»; Глухів, 2016.*

26. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Nasturtium officinale* R. Вр. у модельному експерименті. *XII Міжнародна науково-практична конференція “Біотехнологія для аграрного виробництва та захисту природного середовища”*, Одеса, Вересень 7–10, 2016; Одеса, 2016; с 199–200.

27. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *M. palustris* в експерименті. *Збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції «Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення»*, Дрогобич, Жовтень 12–14, 2016; Дрогобич, 2016; с 76–77.

28. Прокопчук, О. І. Накопичення фосфору *Glyceria maxima* у модельному експерименті. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Актуальні питання розвитку біології та екології»*, Вінниця, Жовтень 3–7, 2016; Вінниця, 2016; с 372–377.

29. Суходольська І. Л. Таксономічний склад та сезонна динаміка фітопланктону річки Устя / І. Л. Суходольська, О. І. Прокопчук // *Збірник наукових праць Міжнародної науково-практичної Інтернет-конференції «Регіональні геоекологічні проблеми: сучасний стан та шляхи їх вирішення»*. – Рівне, 20–22 жовтня, 2016 р. – Рівне, 2016. – С. 132–134.

30. Скиба, О. І. Вплив біотичних та абіотичних чинників на баланс фосфору в річкових екосистемах. *«Актуальные вопросы современной науки» (г. Ивано-Франковск, 07-08 июля 2017 г.)* **2017**.

ДОДАТОК Б

Кореляція між вмістом фосфатів у воді, фізико-хімічними показниками та іонами металів

Variable	Correlations (вода) Casewise deletion of MD N=16													
	PO ₄ ³⁻	pH	O ₂	t°C	Zn	Mn	Fe	Co	Pb	Ni	Na	Mg	K	Ca
PO ₄ ³⁻	1,00	-0,23	-0,66	0,72	0,35	-0,41	-0,28	-0,17	-0,14	-0,33	0,47	-0,33	0,39	-0,04
pH	-0,23	1,00	0,17	0,24	-0,65	0,01	0,13	0,09	0,58	-0,02	0,28	-0,24	0,01	-0,42
O ₂	-0,66	0,17	1,00	-0,68	-0,00	-0,00	-0,15	0,33	0,04	0,33	-0,50	-0,05	-0,27	-0,07
t°C	0,72	0,24	-0,68	1,00	-0,30	-0,43	-0,18	-0,40	0,21	-0,29	0,62	-0,10	0,42	-0,23
Zn	0,35	-0,65	-0,00	-0,30	1,00	0,03	0,01	0,19	-0,66	-0,15	-0,01	-0,24	-0,18	0,13
Mn	-0,41	0,01	-0,00	-0,43	0,03	1,00	0,65	0,16	0,02	-0,25	-0,09	0,21	-0,14	-0,19
Fe	-0,28	0,13	-0,15	-0,18	0,01	0,65	1,00	-0,35	0,10	-0,46	-0,07	0,03	-0,34	-0,20
Co	-0,17	0,09	0,33	-0,40	0,19	0,16	-0,35	1,00	-0,04	0,32	0,09	0,06	-0,08	-0,03
Pb	-0,14	0,58	0,04	0,21	-0,66	0,02	0,10	-0,04	1,00	-0,01	-0,01	-0,16	0,33	-0,30
Ni	-0,33	-0,02	0,33	-0,29	-0,15	-0,25	-0,46	0,32	-0,01	1,00	-0,09	0,22	-0,01	0,57
Na	0,47	0,28	-0,50	0,62	-0,01	-0,09	-0,07	0,09	-0,01	-0,09	1,00	0,12	0,30	-0,16
Mg	-0,33	-0,24	-0,05	-0,10	-0,24	0,21	0,03	0,06	-0,16	0,22	0,12	1,00	0,12	0,36
K	0,39	0,01	-0,27	0,42	-0,18	-0,14	-0,34	-0,08	0,33	-0,01	0,30	0,12	1,00	0,17
Ca	-0,04	-0,42	-0,07	-0,23	0,13	-0,19	-0,20	-0,03	-0,30	0,57	-0,16	0,36	0,17	1,00

ДОДАТОК В

Кореляція між вмістом сполук фосфору у мулі та іонами металів

Variable	Correlations (мул) Casewise deletion of MD N=16												
	P ₂ O ₅	Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Co	Pb	Ni	Na	Ca	K	Mg
P ₂ O ₅	1,00	0,37	-0,27	0,27	0,01	-0,04	0,10	0,39	0,50	0,13	0,57	-0,11	-0,15
Cu	0,37	1,00	0,13	-0,25	-0,10	-0,42	0,17	-0,14	0,37	0,20	-0,01	-0,32	0,13
Zn	-0,27	0,13	1,00	-0,41	-0,45	-0,05	0,47	-0,21	-0,33	-0,38	-0,15	-0,47	0,58
Mn	0,27	-0,25	-0,41	1,00	0,49	-0,09	0,02	0,72	0,68	0,63	-0,02	0,69	-0,67
Fe	0,01	-0,10	-0,45	0,49	1,00	-0,17	-0,23	0,14	0,19	0,51	-0,42	0,51	-0,62
Cd	-0,04	-0,42	-0,05	-0,09	-0,17	1,00	0,25	-0,34	-0,47	-0,44	-0,09	-0,13	0,06
Co	0,10	0,17	0,47	0,02	-0,23	0,25	1,00	0,06	0,06	0,02	-0,00	-0,30	0,41
Pb	0,39	-0,14	-0,21	0,72	0,14	-0,34	0,06	1,00	0,71	0,44	0,30	0,46	-0,41
Ni	0,50	0,37	-0,33	0,68	0,19	-0,47	0,06	0,71	1,00	0,70	0,23	0,42	-0,43
Na	0,13	0,20	-0,38	0,63	0,51	-0,44	0,02	0,44	0,70	1,00	-0,20	0,74	-0,63
Ca	0,57	-0,01	-0,15	-0,02	-0,42	-0,09	-0,00	0,30	0,23	-0,20	1,00	-0,28	0,17
K	-0,11	-0,32	-0,47	0,69	0,51	-0,13	-0,30	0,46	0,42	0,74	-0,28	1,00	-0,81
Mg	-0,15	0,13	0,58	-0,67	-0,62	0,06	0,41	-0,41	-0,43	-0,63	0,17	-0,81	1,00

ДОДАТОК Г

Кореляція між вмістом сполук фосфору у прибережному ґрунті та іонами металів

Variable	Correlations (ґрунт) Casewise deletion of MD N=16												
	P ₂ O ₅	Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Co	Pb	Ni	Na	Ca	K	Mg
P ₂ O ₅	1,00	0,25	-0,18	-0,47	-0,17	0,32	-0,38	-0,26	-0,10	-0,36	-0,23	-0,36	0,38
Cu	0,25	1,00	0,00	-0,20	0,50	-0,05	-0,43	-0,06	0,19	0,32	-0,25	0,22	-0,38
Zn	-0,18	0,00	1,00	0,33	0,06	-0,09	0,40	-0,43	-0,10	0,34	-0,51	0,04	0,05
Mn	-0,47	-0,20	0,33	1,00	0,37	-0,32	0,08	0,30	0,46	0,64	-0,26	0,48	-0,26
Fe	-0,17	0,50	0,06	0,37	1,00	-0,35	-0,58	0,24	0,42	0,83	-0,55	0,59	-0,74
Cd	0,32	-0,05	-0,09	-0,32	-0,35	1,00	0,26	0,13	0,05	-0,49	0,22	-0,58	0,48
Co	-0,38	-0,43	0,40	0,08	-0,58	0,26	1,00	-0,02	-0,23	-0,30	0,28	-0,38	0,37
Pb	-0,26	-0,06	-0,43	0,30	0,24	0,13	-0,02	1,00	0,31	0,18	0,37	0,32	-0,09
Ni	-0,10	0,19	-0,10	0,46	0,42	0,05	-0,23	0,31	1,00	0,47	0,02	0,11	-0,35
Na	-0,36	0,32	0,34	0,64	0,83	-0,49	-0,30	0,18	0,47	1,00	-0,52	0,65	-0,73
Ca	-0,23	-0,25	-0,51	-0,26	-0,55	0,22	0,28	0,37	0,02	-0,52	1,00	-0,11	0,22
K	-0,36	0,22	0,04	0,48	0,59	-0,58	-0,38	0,32	0,11	0,65	-0,11	1,00	-0,40
Mg	0,38	-0,38	0,05	-0,26	-0,74	0,48	0,37	-0,09	-0,35	-0,73	0,22	-0,40	1,00

ДОДАТОК Д

Кореляція між вмістом фосфатів у воді, Рзаг. у *G. taxita*, біохімічними показниками та іонами металів

Variable	Correlations (Лепешняк) Casewise deletion of MD N=12													
	PO ₄ ³⁻	Рзаг.	Mn	Fe	Zn	Co	Pb	Ni	Cd	Ca	Mg	K	Na	АТФ
PO ₄ ³⁻	1,00	0,54	-0,63	-0,39	-0,29	-0,02	0,19	-0,24	0,15	-0,34	-0,61	0,22	0,20	-0,24
Рзаг.	0,54	1,00	-0,02	-0,32	0,06	0,27	0,28	-0,28	0,49	0,33	0,10	0,07	0,48	-0,16
Mn	-0,63	-0,02	1,00	0,32	0,24	0,58	0,20	0,60	0,23	0,41	0,86	0,22	0,48	0,53
Fe	-0,39	-0,32	0,32	1,00	0,20	0,19	-0,03	0,29	0,05	0,18	0,36	0,20	0,05	0,18
Zn	-0,29	0,06	0,24	0,20	1,00	0,28	-0,27	-0,05	0,55	0,42	0,55	0,22	0,29	-0,15
Co	-0,02	0,27	0,58	0,19	0,28	1,00	0,54	0,73	0,36	0,46	0,54	0,71	0,92	0,69
Pb	0,19	0,28	0,20	-0,03	-0,27	0,54	1,00	0,27	0,01	0,03	0,08	0,40	0,56	0,44
Ni	-0,24	-0,28	0,60	0,29	-0,05	0,73	0,27	1,00	-0,08	0,10	0,35	0,69	0,55	0,86
Cd	0,15	0,49	0,23	0,05	0,55	0,36	0,01	-0,08	1,00	0,07	0,51	0,29	0,59	-0,04
Ca	-0,34	0,33	0,41	0,18	0,42	0,46	0,03	0,10	0,07	1,00	0,57	-0,07	0,31	0,12
Mg	-0,61	0,10	0,86	0,36	0,55	0,54	0,08	0,35	0,51	0,57	1,00	0,21	0,52	0,38
K	0,22	0,07	0,22	0,20	0,22	0,71	0,40	0,69	0,29	-0,07	0,21	1,00	0,74	0,59
Na	0,20	0,48	0,48	0,05	0,29	0,92	0,56	0,55	0,59	0,31	0,52	0,74	1,00	0,52
АТФ	-0,24	-0,16	0,53	0,18	-0,15	0,69	0,44	0,86	-0,04	0,12	0,38	0,59	0,52	1,00

ДОДАТОК Е

Кореляція між вмістом фосфатами у воді, Рзаг. у *S. demersum*, біохімічними показниками та іонами металів

Variable	Correlations (Кушир) Casewise deletion of MD N=12													
	PO ₄ ³⁻	Рзаг.	Mn	Fe	Zn	Co	Pb	Ni	Cd	Ca	Mg	K	Na	АТФ
PO ₄ ³⁻	1,00	0,71	-0,11	0,56	0,36	-0,36	-0,39	-0,29	-0,11	-0,02	-0,31	-0,58	-0,08	-0,39
Рзаг.	0,71	1,00	0,08	0,38	-0,05	-0,36	0,06	-0,09	-0,33	-0,24	-0,59	-0,62	-0,34	0,01
Mn	-0,11	0,08	1,00	0,12	0,26	0,34	0,27	0,71	-0,41	-0,42	0,33	0,08	-0,33	0,80
Fe	0,56	0,38	0,12	1,00	0,20	0,43	-0,09	-0,03	0,02	0,26	0,05	-0,10	0,33	-0,28
Zn	0,36	-0,05	0,26	0,20	1,00	0,15	-0,22	0,43	-0,47	-0,51	0,33	-0,29	-0,37	0,13
Co	-0,36	-0,36	0,34	0,43	0,15	1,00	0,22	0,43	0,05	0,17	0,60	0,62	0,41	0,15
Pb	-0,39	0,06	0,27	-0,09	-0,22	0,22	1,00	0,39	-0,56	-0,51	-0,24	0,03	-0,42	0,55
Ni	-0,29	-0,09	0,71	-0,03	0,43	0,43	0,39	1,00	-0,56	-0,65	0,31	0,07	-0,48	0,79
Cd	-0,11	-0,33	-0,41	0,02	-0,47	0,05	-0,56	-0,56	1,00	0,88	0,15	0,38	0,77	-0,58
Ca	-0,02	-0,24	-0,42	0,26	-0,51	0,17	-0,51	-0,65	0,88	1,00	0,23	0,50	0,94	-0,68
Mg	-0,31	-0,59	0,33	0,05	0,33	0,60	-0,24	0,31	0,15	0,23	1,00	0,73	0,45	0,19
K	-0,58	-0,62	0,08	-0,10	-0,29	0,62	0,03	0,07	0,38	0,50	0,73	1,00	0,68	0,03
Na	-0,08	-0,34	-0,33	0,33	-0,37	0,41	-0,42	-0,48	0,77	0,94	0,45	0,68	1,00	-0,58
АТФ	-0,39	0,01	0,80	-0,28	0,13	0,15	0,55	0,79	-0,58	-0,68	0,19	0,03	-0,58	1,00