

Міністерство освіти і науки України
Львівський національний аграрний університет

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БУБИС ОЛЬГА ЄВГЕНІВНА

УДК 574.58: 574.632

ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНІ МЕХАНІЗМИ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА
ПРОЦЕСИ МЕТАБОЛІЗМУ В КЛІТИНАХ РОСЛИН ПЛЕЙСТОФІТОНУ

03.00.16 – екологія

Сільськогосподарські науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук

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



О. Є. Бубис

Науковий керівник

Антоняк Галина Леонідівна
доктор біологічних наук, професор

Львів – 2018

АНОТАЦІЯ

Бубис О. Є. Екотоксикологічні механізми впливу важких металів на процеси метаболізму в клітинах рослин плейстофітону. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 «Екологія» (101 – Екологія). – Львівський національний аграрний університет Міністерства освіти і науки України, Львів, 2018.

Дослідження проблем раціонального використання водних ресурсів, збереження біорізноманіття водних екосистем, екологічний моніторинг компонентів гідросфери в Україні надзвичайно актуальні, оскільки за сучасних умов водні екосистеми зазнають значного антропогенного забруднення. З'ясування екотоксикологічного впливу важких металів на властивості прісноводних екосистем та різноманіття водяних рослин і тварин є важливою складовою екологічного моніторингу гідросфери. Актуальним є пошук інформативних біоіндикаторів для оцінки стану водного середовища, зокрема природних акваторій. Важливими проблемами за умов антропогенного забруднення водних ресурсів є вивчення механізмів впливу важких металів на гідробіоти, дослідження метаболічних і фізіологічних процесів в клітинах рослин плейстофітону, що відбуваються під час адаптації до змін водного середовища.

Важкі метали можуть акумулюватись у клітинах живих організмів, спричинюючи порушення метаболічних і фізіологічних процесів, накопичуватись у трофічних ланцюгах, негативно впливати на продуктивність гідробіотів у водоймах. Вивчення впливу цих елементів на життєві процеси в клітинах рослин, наприклад плейстофітів, дає змогу з'ясувати основні метаболічні ланки, які задіяні в механізмах адаптації до змін водного середовища та придатні до використання з біоіндикаційною метою. Для з'ясування адаптаційних та біоіндикаційних властивостей окремих представників *Lemnoideae* (родів *Lemna* L.,

Spirodela L.), які належать до розповсюджених на території України компонентів водяної флори, важливе значення має вивчення екологічних особливостей та метаболічної відповіді цих рослин на вплив важких металів. Іншим актуальним аспектом досліджень є з'ясування можливості використання рослин у живленні сільськогосподарських тварин, зокрема птиці.

У дисертаційній роботі вперше описано результати дослідження змін у процесах антиоксидантної системи рослин плейстофітону на прикладі виду *Lemna minor* за умов забруднення водного середовища іонами важких металів, а саме: Плюмбуму, Кадмію, Хрому (VI). Встановлено, що адаптація рослин до забруднення водойм важкими металами відбувається внаслідок змін у процесах антиоксидантного метаболізму.

Доведено, що клітини рослин ряски малої мають високий антиоксидантний потенціал, що дає змогу протистояти розвиткові оксидативного стресу за певних концентрацій металів у водному середовищі. Показники пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) залежать від сезонних змін у природних умовах, концентрації важких металів у середовищі культивування рослин та слугують репрезентативними індикаторами аутоекологічної реакції на стан води, як середовища життя представників плейстофітону.

Новизною у роботі є проведений аналіз порівняння антиоксидантного потенціалу різних видів представників *Lemnoideae* – *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*. З метою з'ясування стійкості водяних макрофітів до оксидативного стресу проводили дослідження процесів ПОЛ та активності ензимів антиоксидантного захисту в клітинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, порівнюючи вміст ТБК-активних продуктів та ензимну активність із значеннями цих показників у клітинах листків латаття жовтого (*Nuphar lutea* (L.) Smith) – багаторічної водяної рослини, аерогідатофіта з родини Лататтеві (*Nymphaeaceae*).

У результаті аналізу встановлено, що рослини *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, відібрані з водойми у польових умовах, характеризуються близькими значеннями показників прооксидантно-антиоксидантного стану, зокрема, вмістом продуктів ПОЛ, активністю супероксиддисмутази (СОД) і каталази, проте в

клітинах листя *Nuphar lutea* концентрація ТБК-активних продуктів досягає більшого рівня, ніж у представників *Lemnoideae*. Вища концентрація ТБК-активних продуктів у клітинах латаття може вказувати на більшу вразливість цієї рослини до несприятливих умов середовища, порівняно з досліджуваними у нашій роботі представниками *Lemnoideae*.

Доведено, що встановлені особливості адаптаційних реакцій рослин *Lemna* є інформативні у використанні для оцінювання рівня токсичності водного середовища, спричиненої важкими металами. Визначено видові особливості процесів пероксидного окиснення ліпідів і стану антиоксидантної системи, а також доведено сезонну специфіку в інтенсивності синтезу молекул ензимів, задіяних у детоксикації активних форм кисню, в тому числі, супероксид-аніон радикалу та гідроген пероксиду в клітинах водяних макрофітів упродовж вегетаційного періоду.

Встановлена сезонна динаміка компонентів антиоксидантної системи рослин може зумовлюватись змінами їх фізіологічного та фітогормонального стану у період із весни по осінь, а також різним рівнем утворення активних форм кисню в клітинах під впливом факторів навколишнього середовища. Зокрема, підвищення рівня сонячної радіації в літні місяці може спричинити розвиток стресу, що супроводжується збільшенням інтенсивності утворення активних форм кисню (АФК) та накопиченням продуктів ПОЛ, здатних пригнічувати активність каталази і аскорбатпероксидази в клітинах досліджуваних видів плейстофітів.

Удосконалено підходи до аналізу впливу важких металів на метаболічні процеси в клітинах плейстофітів; адаптаційного, біоіндикаційного та фіторемедіаційного потенціалів рослин роду ряска. За низького рівня Cd^{2+} , Pb^{2+} та $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ відбувається активація супероксиддисмутази та каталази, як одна з адаптаційних реакцій на надходження в клітини та прооксидантний вплив цих іонів, а за високих концентрацій металів ензимна активність пригнічується.

Отримані результати свідчать про відмінності у процесах біоаккумуляції Кадмію, Плюмбуму, Хрому та Кобальту в двох видах рослин із підродини Ряскових – *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*. Спільною властивістю аналізованих

водяних макрофітів є висока здатність до накопичення Плюмбуму, що може мати важливе значення для практичного застосування зазначених видів рослин у процесах фітореMediaції водних об'єктів, розташованих у зоні впливу промислових підприємств, автомагістралей, залізничних вузлів та інших джерел забруднення природного середовища цим елементом. Разом із тим, *Spirodela polyrhiza* має більшу здатність, ніж *Lemna minor*, до накопичення Кадмію, що відкриває більші перспективи її застосування з фітореMediaційною метою.

Проведено оцінювання екологічного стану водних об'єктів на території м. Дубляни та стану води централізованого водопостачання міста. Удосконалено моніторинг екологічного стану водних об'єктів на територіях Львівської та Волинської областей з різним рівнем антропогенного навантаження за показниками якості води у поверхневих та підземних водах. Результати проведеного аналізу свідчать, що з усіх досліджуваних у нашій роботі водних об'єктів найкращу якість мають проби води, відібрані з озера Світязь, де майже всі вимірювані показники перебувають у межах норми і, таким чином, вказують на найменший рівень порушення екологічного стану водойми.

Територіальне розташування поверхневих водойм поблизу екологічно небезпечних об'єктів значною мірою визначає концентрацію важких металів у воді цих компонентів гідросфери. Зокрема, таким небезпечним об'єктом є Львівське сміттєзвалище, розміщене неподалік с. Великі Грибовичі. Внаслідок інфільтрації важкими металами ґрунтових вод токсичні елементи, насамперед такі, як Кадмій і Плюмбум, можуть надходити у поверхневі водойми, розташовані на прилеглих територіях.

Комплекс методів і системний підхід до вивчення проблеми чистоти вод дозволяє здійснити адекватну оцінку стану водойм, водяних рослин і можливих загроз від споживання брудної води або брудної фітомаси плейстофітону сільськогосподарськими тваринами, зокрема поїдання птиці. У роботі встановлено, що концентрація металів у воді водойм характеризується відмінностями, навіть у разі близького територіального розташування водних об'єктів.

Подальший розвиток отримали такі схеми: дослідження як аналізування активності ферментів у рослинах ряски малої (*Lemna minor* L.), яку можна застосовувати для оцінки стану водойм як середовища життя плейстофітів, а саму рослину – як тест-об’єкт у методах фітоіндикації; введення методичних підходів, які можуть бути використані під час екологічної оцінки та біоіндикації стану прісних водойм України, у моніторингових програмах захисту та збереження біорізноманіття водних ресурсів.

Стійкість антиоксидантної системи клітин ряски до інгібувальної дії Кадмію, Плюмбуму та Хрому (VI) в широкому діапазоні концентрацій може відігравати важливу роль у ремедіаційних властивостях рослини – здатності до акумуляції цих елементів за наявності їх у природних водоймах та очищення акваторій від забруднення важкими металами. Із результатів наших досліджень випливає, що клітини ряски мають високий антиоксидантний потенціал, що дає змогу протистояти розвиткові оксидативного стресу за певних концентрацій металів у водному середовищі. Про це свідчить підвищення ензимної активності у клітинах рослин, яких культивували за наявності Хрому (VI), Кадмію і Плюмбуму в діапазоні концентрацій, відповідно, 1–4 ГДК, 1–10 ГДК і 1–20 ГДК.

Запропоновано ввести рослину ряску малу до системи аквакультування в агропромисловому комплексі України для забезпечення біокормом галузі тваринництва та біофільтром – сфери водоочистки. Оскільки ряску можна легко вирощувати під час ведення фермерського господарства, в тому числі, з використанням стічних вод тваринницьких ферм, застосування біомаси рослини (за умов аналізу її хімічного складу) в живленні птиці може забезпечити отримання економічного ефекту у птахівництві.

Рослини *Lemna minor* є значним джерелом білка, мікроелементів та антиоксидантів, що зумовлює їх значний потенціал для годівлі птиці та інших видів сільськогосподарських тварин (свиней, великої рогатої худоби, птиці, риб).

Ключові слова: важкі метали, плейстофітон, біоіндикація, антиоксидантна система, ряска мала, ферменти, біотестування, гідроекосистема, фітомоніторинг, біокорм, біофільтр.

Список публікацій здобувача за темою дисертації

Публікації, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

1. Яремко О., Антоняк Г., Панас Н. Якість питної води у системі водопостачання міста Дубляни Жовківського району Львівської області. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2009. № 13. С. 78–81.
2. Антоняк Г., Яремко О. Характеристика ряски малої та її значення для сільського господарства. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2010. № 14 (2). С. 16–19.
3. Яремко О., Антоняк Г. Екологічна характеристика ряскових (*Lemnoideae*). *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2011. № 15 (1). С. 73–83.
4. Яремко О., Антоняк Г. Вплив важких металів на активність каталази у клітинах ряски малої (*Lemna minor* L.). *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2012. № 16. С. 62–66.
5. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2014. Вип. 65. С. 161–169.
6. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Моніторинг забруднення водних біогеоценозів різного рівня антропогенного навантаження. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва. Агрономія*. 2011. Ч. 1, № 75. С. 190–195.
7. Бубис О. Є. Водяні рослини та їх екологічна роль. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. С. З. Гжицького*. 2015. Т. 17, № 1 (61), ч. 1. С. 258–264.

Публікації, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

8. Антоняк Г., Яремко О. Показники якості води деяких артезіанських свердловин у системі господарсько-питного водопостачання Львівщини. *Шляхи підвищення ефективності використання агроресурсного потенціалу* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. форуму, 23–25 верес. 2009 р. Львів, 2009. С. 66–70.
9. Яремко О. Є. Доцільність використання біологічного виду *Letna minor* у сільському господарстві України. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва* : тези доп. IV Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених, 1–4 черв. 2010 р. Сколе, 2010. С. 166–168.
10. Яремко О., Антоняк Г. Ряска мала (*Letna minor* L.) як кормова добавка в годівлі сільськогосподарських тварин. *Перспективні напрями розвитку галузей АПК і підвищення ефективності наукового забезпечення агропромислового виробництва* : тези доп. II Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених, 15–16 верес. 2010 р. Тернопіль, 2010. С. 131.
11. Антоняк Г., Яремко О., Костюк О. Оцінка забезпечення населення якісною питною водою. *Наукові і практичні аспекти агропромислового виробництва та розвитку сільських регіонів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. форуму, 22–24 верес. 2010 р. Львів, 2010. С. 16–20.
12. Яремко О. Є. Еколого-біохімічні особливості метаболізму рослин роду ряска (*Letna* L.). X Український біохімічний з'їзд, 13-17 верес. 2010 р. : тези доп. Одеса, 2010. С. 259.
13. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Екологічний моніторинг деяких водних об'єктів Львівської і Волинської областей. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування* : тези доп. III Міжнар. наук.-практ. студент. конф., 16–17 лист. 2010 р. Львів, 2010. С. 82–83.
14. Яремко О. Е., Антоняк Г. Л. Перспективы использования ряски (*Letna minor* L.) в сельском хозяйстве. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды* : тез. докл. IV Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2011 г. Минск, 2011. С. 212.

15. Yaremko O. E., Antonyak H. L. The using of duckweed (*Lemna minor* L.) in the feeding of farm animals. *Fizjologia i biochemia w żywieniu zwierząt* : VIII konferencja młodych badaczy, 19–20 wrzes. 2011 r. Warszawa, 2011. S. 107–108.
16. Яремко О., Антоняк Г. Ряска мала (*Lemna minor* L.) – цінна кормова рослина. *Роль науки у підвищенні технологічного рівня і ефективності АПК України* : тези доп. II Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю, 16–18 трав. 2012 р. Тернопіль, 2012. С. 181–183.
17. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Перспективи використання ряски малої (*Lemna minor* L.) у тваринництві. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета* : тези доп. 5-го Міжнар. екол. форуму, 21–22 лист. 2013 р. Херсон, 2013. С. 437–439.
18. Бубис О., Антоняк Г. Вплив важких металів на активність супероксиддисмутази і каталази в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Молодь і поступ біології* : тези доп. X Міжнар. наук. конф. студентів та аспірантів. Львів, 2014. С. 103–104.

Публікації, які додатково відображають наукові результати дисертації

19. Біологічна доступність металів та їх акумуляція в тканинах рослин / Г. Л. Антоняк, З. І. Мамчур, О. І. Першин, О. Є. Бубис, Т. В. Кордош. *Вісник проблем біології і медицини*. 2015. Вип. 3, т. 2 (123). С. 11–16.
20. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів / Г. Л. Антоняк, Т. В. Багдай, О. І. Першин, О. Є. Бубис, Н. Є. Панас, Н. П. Олексюк. *Біологія тварин*. 2015. Т. 17, № 2. С. 9–24.
21. Сучасний стан та екологічні проблеми водних ресурсів України / В. В. Снітинський, Г. Л. Антоняк, Т. В. Багдай, О. Є. Бубис, Н. Є. Панас. *Журнал агробіології та екології*. 2014. Т. 4, № 1. С. 9–16.
22. Яремко О. Є. Процеси метаболізму в рослинах родини *Aristolochiaceae*. *Студентська молодь і науковий прогрес в АПК* : тези доп. Міжнар. студент. наук. форуму, 26–28 верес. 2006 р. Львів, 2006. С. 5.

23. Ментух О., Яремко О., Антоняк Г. Показники процесів пероксидного окиснення ліпідів і антиоксидантного статусу клітин наперстянки. *Сучасний стан та перспективи розвитку біо- і агроценозів в умовах постійного техногенного забруднення* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. конф. за результатами аспірант. і студент. досліджень, 19–20 жовт. 2006 р. Трускавець; Дрогобич, 2006. С. 66–70.
24. Яремко О., Костюк О. Оцінка забезпечення населення якісною питною водою. *Студентська молодь і науковий прогрес в АПК* : тези доп. Міжнар. студент. наук. форуму, 22–24 верес. 2010 р. Львів, 2010. С. 49.
25. Яремко О. Є. Екологічні аспекти використання рослини ряска мала (*Lemna minor* L.) в сільському господарстві. *Агропромислове виробництво України – стан та перспективи розвитку* : матеріали VIII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених і спеціалістів, 31 трав. – 1 черв. 2012 р. Кіровоград, 2012. С. 97–99.
26. Яремко О., Антоняк Г. Використання рослин роду ряска (*Lemna minor* L.) у кормовиробництві. *Теоретичні основи і практичні аспекти використання ресурсоощадних технологій для підвищення ефективності агропромислового виробництва і розвитку сільських територій* : матеріали Міжнар. наук.-практ. форуму, 18–21 верес. 2012 р. Львів, 2012. С. 76–79.
27. Ланчевич Г., Шеремета М., Бубис О. Екологічна характеристика ріки Дністра у районі міста Миколаєва (Львівська область). *Молодь і поступ біології* : тези доп. XI Міжнар. наук. конф. студентів і аспірантів, 20–23 квіт. 2015 р. Львів : СПОЛОМ, 2015. С. 256–257.
28. The present state of water resources in Lviv region. T. V. Bahday, O. E. Bubys, T. V. Kordosh, O. J. Dumych, O. N. Savytska, H. L. Antonyak. *Ресурси природних вод Карпатського регіону (проблеми охорони та раціонального використання)* : матеріали XIV Міжнар. наук.-практ. конф., 28–29 трав. 2015 р. Львів, 2015. С. 6–7.

ABSTRACT

Bubys O. Ye. Ecotoxicological mechanisms of impact of heavy metals on metabolism processes in the cells of pleustophyton plants. – On the rights of manuscript.

The dissertation for the scientific degree of Candidate of Agriculture on the specialty 03.00.16 “Ecology” (101 – Ecology). – Lviv National Agrarian University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2018.

Study of the problems of rational use of water resources, preservation of biodiversity of water ecosystems, ecological monitoring of hydrosphere components is extremely important in Ukraine, because water ecosystems are subjected to a considerable anthropogenic pollution under current conditions. Investigation of ecotoxicological impact of heavy metals on the properties of fresh water ecosystems and diversity of water plants and animals is the essential component of ecological monitoring of hydrosphere.

Search for informative bio-indicators to estimate the conditions of water environment, particularly natural water bodies, is an actual task. Heavy metals can be accumulated in the cells of live organisms, causing deterioration of metabolic and physiological processes, as they are accumulated in trophic chains, and negatively influence productivity of aquatic organisms in water areas.

Investigation of the impact of those elements on life processes in plant cells, e.g. pleustophytes, helps determining of the main metabolic links, which are engaged in the mechanisms of adaptation to changes in water environment and are available to be used for bio-indication. To determine adaptation and bio-indicating properties of some representatives of *Lemnoideae* (genus *Lemna* L., *Spirodela* L.), which belong to the components of water flora, spread on the territory of Ukraine, it is important to study ecological peculiarities and metabolic responses of the plants to impact of heavy metals. Another actual aspect of the research is to find out the opportunity to use the plants in the diet of farm animals, particularly poultry.

The dissertation describes results of the research concerning changes in the processes of antioxidant system of pleustophyton plants on the example of *Lemna minor* variety under conditions of water environment pollution with ions of heavy metals, particularly plumbum, cadmium, chrome (VI). It is argued that adaptation of pleustophyton plants to water contamination with heavy metal happens due to some changes in the processes of antioxidant metabolism. It is confirmed that cells of the plants of little duckweed possess a high antioxidant potential, preventing oxidative stress under definite concentrations of metals in water environment, and peroxide oxidation of lipids (POL) indicators depend on seasonal changes in natural conditions, concentrations of heavy metals in the environment of plant cultivation and serve as representative indicators of autecologic reaction to the conditions of water as the living environment of pleustophyton representatives.

Novelty of the work is in the performed comparative analysis of antioxidant potential of different kinds of the representatives of *Lemnoideae* – *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza*. To detect resistance of water macrophytes to oxidative stress, the scientists made researches of POL processes and activity of enzymes of antioxidant protection in the cells of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza*, comparing to the content of TBA-active products and enzyme activity with the figures of the indicators in the cells of yellow water lily (*Nuphar lutea* (L.) Smith) – a perennial water plant, air-hydratophytes of Water lily family (*Nymphaeaceae*).

The analysis defines that plants of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza*, taken from a water body under field conditions, are characterized with close figures of the indicators of prooxidant-antioxidant conditions, particularly the share of POL products, activity of superoxide dismutase (SOD) and catalase. However, in the cells of *Nuphar lutea* leaves, concentration of TBA-active products reaches a higher level than in the representatives of *Lemnoideae*.

The research confirms that the defined particularities of adaptation reactions of duckweed are of informative character for assessment of the level of toxic pollution of water environment, caused by heavy metals. The works describes typical peculiarities of the processes of peroxide oxidation of lipids and conditions of antioxidant system, as

well as argues seasonal particularity in the intensity of synthesis of enzyme molecules, engaged in detoxication of active forms of oxygen, including superoxide-anion of the radical and hydrogen of peroxide in the cells of water microphytes during the vegetation period. The determined seasonal dynamics of the components of antioxidant system of plants can be forced by the changes of physiological and phytohormonal conditions in the period from spring to autumn, as well as by a different level of creation of oxygen active forms in the cells under the impact of environmental factors. In particular, increase of the level of solar radiation in summer months may cause development of the stress, accompanied by the raise of intensity of active forms of oxygen (AFO) formation and accumulation of POL products, which can depress activity of catalase and ascorbate peroxidase in the cells of the studied kinds of pleustophytes.

The work improves approaches to analysis of the impact of heavy metals on metabolic processes in the cells of pleustophytes: adaptation, bio-indicative and phytoremediation potential of the plants of duckweed kind. A low level of Cd^{2+} , Pb^{2+} and $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ forces activation of superoxide dismutase and catalase, as one of adaptation reactions to income of ions into cells and their pro-oxidant effect. A high concentration of metals depresses enzymes' activity. The obtained results prove the difference in the processes of bioaccumulation of cadmium, plumbum, chrome and cobalt in two kinds of plants of duckweed family, i.e. *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza*. The common characteristic of the analyzed water macrophytes is their high capability to accumulate plumbum. It is of great importance for practical application of the mentioned kinds of plants in the processes of phytoremediation of water objects, located in the area of impact of industrial enterprises, highways, railways and other sources of environmental pollution with the element. However, *Spirodela polyrhiza* has a higher capability to accumulate cadmium, comparing to *Lemna minor*. The capability gives better prospects for its application in phytoremediation.

The thesis assesses ecological conditions of water objects on the territory of Dubliany town and conditions of water in the central water supply system of the town. The work has improved monitoring of ecological conditions of water objects on the

territory of Lviv and Volyn regions with different levels of anthropogenic load according to the indicators of water quality of surface and ground waters.

Results of the carried analysis conclude that, among the studied water objects, the best quality is demonstrated by the water tests, taken from the Svitiaz lake, where almost all measured indicators are within the norms. Thus, they confirm the least degree of deterioration of ecological conditions of the water body.

A complex of methods and system approach to investigation of the problem of water purity secures an adequate assessment of the conditions of water objects, water plants and possible threats from consumption of contaminated water or polluted phytomass of pleustophyton by agricultural animals, particularly poultry. The work determines that concentration of metals in the water of the water bodies is different even in case of close territorial location of them.

The following schemes have been deeper developed, i.e. study concerning the analysis of ferments' activity in the plants of little duckweed (*Lemna minor* L.), which can be applied for assessment of the conditions of waters as life environment for pleustophytes, and the very plants can be used as test-objects in the methods of phyto-identification; introduction of methodic approaches, which can be used for ecological assessment and bio-identification of the conditions of fresh water bodies of Ukraine, in monitoring programs of preservation and protection of biodiversity of water resources.

Resistance of the antioxidant system of duckweed cells to inhibitory action of cadmium, lead and chrome (VI) in a wide range of concentrations can be of crucial importance for remediation properties of the plants, particularly ability to accumulate the elements in case of their presence in natural bodies of water and purification of the water from heavy metals.

The work proposes to introduce the plant of little duckweed into the system of aqua-cultivation in agro-industrial complex of Ukraine for supply of animal breeding industry with bio-forage and the sphere of water-purification – with a biological filter. The duckweed can be easily grown at farms, also with application of sewage waters of animal farms. Thus, application of the plant biomass (under conditions of analysis of

their chemical contents) in feeding of animals can supply an economic effect in poultry breeding.

Plants of *Lemna minor* supply a considerable source of protein, microelements and antioxidants. It gives a great potential to use them for feeding of poultry and other kinds of farm animals (pigs, cattle, poultry, fish).

Key words: heavy metals, pleustophyton, bio-identification, antioxidant system, little duckweed, enzymes, bio-testing, hydroecosystem, phyto-monitoring, bio-forage, biological filter.

List of publications by the external PhD student on the subject of the dissertation

Publications, reporting the main scientific results of the dissertation

1. Yaremko O., Antoniak H., Panas N. Quality of fresh water in the system of water supply of Dubliany town, Zhovkva district, Lviv region. *Journal of Lviv National Agrarian University: agronomy*. 2009. № 13. P. 78-81.
2. Antoniak H., Yaremko O. Characteristics of little duckweed and its importance for agriculture. *Journal of Lviv National Agrarian University: agronomy*. 2010. № 14 (2). P. 16-19.
3. Yaremko O., Antoniak H. Ecological characteristics of duckweed family (*Lemnoideae*). *Journal of Lviv National Agrarian University: agronomy*. 2011. № 15 (1). P. 73-83.
4. Yaremko O.Ye., Antoniak H.L. Monitoring of polluted water biogeocenosis of different level of anthropogenic stress. *Collection of scientific works of Uman National University of Horticulture. Agronomy*. 2011. Part 1, № 75. P. 190-195.
5. Yaremko O., Antoniak H. Impact of heavy metals on activity of catalase in the cells of little duckweed (*Lemna minor* L.). *Journal of Lviv National Agrarian University: agronomy*. 2012. № 16. P. 62-66.
6. Bubys O.Ye., Antoniak H.L. Impact of Cadmium, Plumbum and Chrome (VI) on activity of enzymes of antioxidant system in the cells of duckweed (*Lemna minor*

L.). *Journal of Lviv National Agrarian University. Biological issue*. 2014. Ed. 65. P. 161-169.

7. Bubys O.Ye. Water plants and their ecological importance. *Scientific journal of Lviv National Stepan Gzhytsky University of Veterinary Medicine and Biotechnologies*. 2015. Vol. 17, № 1 (61), part 1. P. 258-264.

Publication, certifying approbation of the dissertation materials

8. Yaremko O.Ye. Metabolism processes in the plants of *Aristolochiaceae* family. *Students and scientific progress in AIC: theses of the reports of the International student scientific forum, September, 26-28, 2006, Lviv, 2006*. P. 5.
9. Yaremko O.Ye. Expediency of application of *Lemna minor* biological kind in agriculture of Ukraine. *Ecological problems of agricultural production: theses of the reports of the IV Ukrainian scientific and practical conference of young scientists, June 1-4, 2010. Skole, 2010*. P. 166-168.
10. Antoniak H., Yaremko O. Indicators of water quality in some water wells in the system of fresh water supply in Lviv region. *Ways to improve efficiency of agro-resource potential employment: theses of the reports of the International scientific and practical forum, September 23-25, 2009. Lviv, 2009*. P. 66-70.
11. Yaremko O.Ye. Ecological and biochemical particularities of metabolism in the plants of duckweed family (*Lemna* L.). *X Ukrainian biochemical meeting, September 13—17, 2010: theses of reports. Odesa, 2010*. P. 259.
12. Antoniak H., Yaremko O., Kostiuk O. Appraisal of population supply with fresh water of good quality. *Scientific and practical aspects of agro-industrial production and development of rural areas: materials of the International scientific and practical forum, September 22-24, 2010. Lviv, 2010*. P. 16-20.
13. Yaremko O.Ye., Antoniak H.L. Ecological monitoring of some water objects in Lviv and Volyn regions. *Environmental protection. Sustainable nature management: theses of the reports of the III International scientific and practical student conference, November 16-17, 2010. Lviv, 2010*. P. 82-83.

14. Yaremko O., Antoniak H. Little duckweed (*Lemna minor L.*) as a feed additive in the diet of farm animals. *Perspective directions of development of AIC branches and improvement of efficiency of scientific supply for agro-industrial production: theses of the reports of the II Ukrainian scientific and practical conference of young scientists*, September 15-16, 2010. Ternopil, 2010. P. 131.
15. Yaremko O. E., Antonyak H. L. The using of duckweed (*Lemna minor L.*) in the feeding of farm animals. *Fizjologia i biochemia w żywieniu zwierząt : VIII konferencja młodych badaczy*, September, 19–20, 2011. Warsaw, 2011. P. 107–108.
16. Yaremko O., Antoniak H. Little duckweed (*Lemna minor L.*) – a valuable fodder plant. *Place of science in improvement of technological level and efficiency of AIC of Ukraine: theses of the reports of the II Ukrainian scientific and practical conference with international participation*, May 16-18, 2012. Ternopil, 2012. P. 181-183.
17. Yaremko O., Antoniak H. Use of the plants of duckweed family (*Lemna minor L.*) in forage production. *Theoretical fundamentals and practical aspects of application of resource-saving technologies for improvement of the efficiency of agro-industrial production and development of rural territories: material of the International scientific and practical forum*, September 18-21, 2012. Lviv, 2012. P. 76-70.
18. Bubys O. Ye., Antoniak H. L. Perspectives of use of little duckweed (*Lemna minor L.*) in animal breeding. *Clean city. Clean river. Clean planet: theses of the reports of the 5th International ecological forum*, November 21-22, 2013. Kherson, 2013. P. 437-439.
19. Bubys O., Antoniak H. Impact of heavy metals on activity of superoxide dismutase and catalase in the cells of duckweed (*Lemna minor L.*). *Youth and evolution of biology: theses of the reports of the X International scientific conference of students and PhD students*. Lviv, 2014. P. 103-104.
20. Lanchevych H., Sheremeta M., Bubys O. Ecological characteristics of the Dnister River on the territory of Mykolaiiv town (Lviv region). *Youth and evolution of biology: theses of the reports of the XI International scientific conference of students and PhD students*, April 20-23, 2015. Lviv: SPOLOM, 2015. P. 256-257.

Publications, which occasionally report scientific results of the dissertation

21. Mentukh O., Yaremko O., Antoniak H. Indicators of the processes of peroxide acidification of lipids and antioxidant status of foxglove cells. *Current conditions and prospects of development of bio- and agrocenoses under conditions of continuous anthropogenic pollution: theses of the reports of the International scientific and practical conference according to the results of students' and PhD students' researches*, October 19-20, 2006. Truskvets; Drodobych, 2006. P. 66-70.
22. Yaremko O., Kostiuk O. Appraisal of population supply with fresh water of good quality. *Students and scientific progress in AIC: theses of the reports of the International student scientific forum*, September 22-24, 2010. Lviv, 2010. P. 49.
23. Yaremko O.Ye., Antoniak H.L. Prospects of duckweed (*Lemna minor L.*) use in agriculture. *Ecosystems of lakes: biological processes, anthropogenic transformation, water quality: theses of the reports of the IV International scientific conference*, September, 12-17, 2011. Minsk, 2011. P. 212.
24. Yaremko O.Ye. Ecological aspects of use of little duckweed (*Lemna minor L.*) plants in agriculture. *Agro-industrial production of Ukraine – conditions and prospects of development: materials of the VIII Ukrainian scientific and practical conference of young scientists and specialists*, May, 31 – June, 1, 2012. Kirovohrad, 2012. P. 97-99.
25. Current conditions and ecological problems of water resources of Ukraine / V.V. Snitynskyy, H.L. Antoniak, T.V. Bahdai, O.Ye. Bubys, N.Ye. Panas. *Journal of agrobiological and ecology*. 2014. Vol. 4, № 1. P. 9-16.
26. The present state of water resources in Lviv region. T. V. Bahdai, O. E. Bubys, T. V. Kordosh, O. J. Dumych, O. N. Savytska, H. L. Antoniak. *Resources of natural waters in Carpathian region (problems of protection and rational use): materials of the XIV International scientific and practical conference*, May 28-29, 2015. Lviv, 2015. P. 6-7.

27. Metals in water ecosystems and their impact on hydrobionts / H.L. Antoniak, T.V. Bahdai, O.I. Pershyn, O.Ye. Bubys, N.Ye. Panas, N.P. Oleksiuk. *Biology of animals*. 2015. Vol. 17, № 2. P. 9-24.
28. Biological availability of the metals and their accumulation in the tissues of plants / H.L. Antoniak, Z.I. Mamchur, O.I. Pershyn, O.Ye. Bubys, T.V. Kordosh. *Journal on the problems of biology and medicine*. 2015. Ed. 3, vol. 2 (123). P. 11-16.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	23
ВСТУП	24
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНИЙ СТАН ГІДРОЕКОСИСТЕМ ТА ЕКОБЕЗПЕКА ВОДИ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)	30
1.1 Водні ресурси гідросфери та їх екологічний стан	30
1.2 Важкі метали як маркери забруднення гідроекосистем	33
1.3 Біологічні методи оцінки екоситуації в суходільних гідроекосистемах	35
1.3.1 Біоіндикація як метод моніторингу екоситуації у водному середовищі	36
1.3.2 Фітоіндикація як спосіб оцінювання екобезпеки і якості води	38
1.4 Водяні рослини – гідрофіти й гідатофіти – як компоненти гідроекосистем	39
1.4.1 Аутокологічні особливості рослинних гідробіонтів	39
1.4.2 Екофункції і практичне використання фітогідробіонтів у сільському господарстві	42
1.4.3 Підродина Ряскові (<i>Lemnoideae</i> L.) у гідроекосистемах	45
Висновки до розділу 1	53
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1	54
РОЗДІЛ 2 УМОВИ ДОСЛІДЖЕНЬ І МЕТОДИКА ВИВЧЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ТА МЕТАБОЛІЧНИХ РЕАКЦІЙ ПЛЕЙСТОФІТІВ НА ЇЇ ПОГІРШЕННЯ	74
2.1 Територія досліджень та програма експериментів	74
2.2 Методи аналізу якості води й водного середовища	86
2.3 Виготовлення рослинного екстракту та визначення біохімічних показників у клітинах рослин	94
Висновки до розділу 2	95
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2	96

РОЗДІЛ 3 ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ НА ТЕРИТОРІЇ ЛЬВІВСЬКОЇ І ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТЕЙ ІЗ РІЗНИМ РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ	98
3.1 Показники якості води у водоймах Жовківського району, Добротвірського водосховища (Львівщина) та озера Світязь (Волинь)	98
3.2 Вміст металів у водах ставів м. Дубляни та с. Великі Грибовичі Жовківського району Львівської області	106
3.3 Стан підземних вод на території м. Дубляни та якість питної води у водопроводах	110
3.4 Поширення представників роду Ряскових у водних об'єктах Жовківського району і Добротвірському водосховищі (Львівська область) та в озері Світязь (Волинська область)	117
Висновки до розділу 3	120
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3	122
РОЗДІЛ 4 МОРФО-ФІЗІОЛОГІЧНІ ПРИСТОСУВАННЯ ПРЕДСТАВНИКІВ РОДІВ РЯСКА (<i>LEMNA</i> L.) ТА СПРОДЕЛА (<i>SPIRODELA</i> SCHLEID.) У ЗАБРУДНЕНІЙ ВОДІ	125
4.1 Аутокологічні особливості представників роду <i>Lemna</i> L.	125
4.2 Аутокологічні особливості <i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid	132
4.3 Зміни вмісту органічних та мінеральних компонентів у рослинах родів <i>Lemna</i> і <i>Spirodela</i> в умовах забруднень	135
4.4 Біохімічні зміни в клітинах рослин родів <i>Lemna</i> і <i>Spirodela</i> в умовах забруднення	139
4.5 Вегетаційна динаміка прооксидантно-антиоксидантних процесів у клітинах <i>Lemna minor</i> L., <i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid., <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	142
Висновки до розділу 4	147
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 4	148

РОЗДІЛ 5 ВПЛИВ ЗМІНИ УМОВ СЕРЕДОВИЩА НА МОРФОФІЗІОЛОГІЧНІ ОЗНАКИ ТА БІОХІМІЧНІ ПРОЦЕСИ В КЛІТИНАХ ПЛЕЙСТОФІТІВ	155
5.1 Морфологічні, фізіологічні та біохімічні особливості рослин ряски у природних водоймах і лабораторному експерименті	155
5.2 Акумуляція металів у клітинах <i>Lemna minor</i> і <i>Spirodela polyrhiza</i>	159
5.3 Вплив важких металів на морфологічні ознаки та метаболічні процеси в клітинах <i>Lemna minor</i>	165
5.3.1 Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на морфометричні показники рослин <i>Lemna minor</i>	165
5.3.2 Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах ряски (<i>Lemna minor</i>)	169
Висновки до розділу 5	175
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 5	176
РОЗДІЛ 6 ЗНАЧЕННЯ БІОМАСИ РОСЛИН <i>Lemna minor</i> ДЛЯ ЖИВЛЕННЯ ПТАХІВ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЇЇ ЗГОДОВУВАННЯ МОЛОДНЯКОМ КУРЕЙ	180
6.1 Плейстофітон як нижня ланка харчової піраміди в гідроекосистемах	180
6.2 Дослідження ефективності згодовування біомаси <i>Lemna minor</i> молодняком курей	181
Висновки до розділу 6	183
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 6	184
ВИСНОВКИ	185
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ	188
ДОДАТКИ	189

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

АП – аскорбат-залежна пероксидаза

АФК – активні форми кисню

ГП – глутатіонпероксидаза

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДК_{р-г} – гранично-допустима концентрація (рибогосподарська)

ПОЛ – пероксидне окиснення ліпідів

СОД – супероксиддисмутаза

СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини

ТБК – тіобарбітурова кислота

GSH – відновлений глутатіон

КБ – коефіцієнт біоакумуляції

НПП – національний природний парк

ВСТУП

Актуальність теми. За умов інтенсивного антропогенного забруднення дедалі важливішими стають проблеми раціонального використання водних ресурсів, збереження біорізноманіття водних екосистем, екологічний моніторинг компонентів гідросфери (Fuerhacker, 2002; Neamtu, 2009). Актуальним став пошук інформативних біоіндикаторів для оцінки стану водного середовища, зокрема, природних акваторій (Дубина та ін., 1993; Федорчук, Мусієнко, 2006; Pérez et al., 2010, 2013; Amengual-Morro et al., 2012; Shi, 2015; Wiegleb, 2016).

Відомо що, на властивості прісноводних екосистем та різноманіття водяних рослин і тварин впливає наявність у воді іонів важких металів, концентрація яких істотно зросла впродовж останніх десятиріч (Samecka-Cymerman, 2007; Echols et al., 2008; Rai, 2008, 2009; Bai et al., 2011). Важкі метали можуть акумулюватись у клітинах живих організмів, спричиняючи порушення метаболічних і фізіологічних процесів, накопичуватись у трофічних ланцюгах, негативно впливати на продуктивність гідробіонтів у водоймах (Braune et al., 2005; Evans et al., 2005; Guittonny-Philippe et al., 2014; Duan et al., 2014; Wang et al., 2014).

Однак багато видів водяних рослин здані адаптуватись до впливу важких металів, нагромаджуючи їх значну кількість. Вивчення впливу цих елементів на життєві процеси в клітинах, наприклад, гідатофітів дає змогу з'ясувати основні метаболічні ланки, які задіяні в механізмах адаптації до змін водного середовища та придатні до використання з біоіндикаційною метою. Для з'ясування адаптаційних та біоіндикаційних властивостей окремих представників *Lemnoideae* (роду *Lemna* L., *Spirodela* L.), які належать до розповсюджених на території України компонентів водяної флори, важливе значення має вивчення екологічних особливостей та метаболічної відповіді цих рослин на вплив важких металів. Іншим актуальним аспектом досліджень є з'ясування можливості використання рослин у живленні сільськогосподарських тварин, зокрема птиці.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційні дослідження є частиною науково-дослідної роботи, що велася

впродовж 2007–2014 рр. кафедрою екології Львівського національного аграрного університету за темами “Дослідити стан окремих компонентів екосистем та розробити заходи щодо оптимізації їх функціонування в умовах техногенезу” за 2006-2010 рр. (номер державної реєстрації 0106U002074) та “Дослідити стан і динаміку природних компонентів агроєкосистем Західного регіону України та розробити заходи щодо оптимізації їх ефективного функціонування в умовах антропогенезу” за 2011–2015 рр. (номер державної реєстрації 0111U001253).

Мета і завдання дослідження. Мета дисертаційної роботи – з’ясувати функціональні реакції плейстофітів на забруднення важкими металами водного середовища та обґрунтувати біоіндикаційні критерії оцінки стану гідроекосистем за морфо-фізіологічними показниками рослин.

Для досягнення поставленої мети були визначені такі завдання:

- проаналізувати результати вивчення та узагальнення питань стану суходільних гідроекосистем і питних водних ресурсів заходу України й методичні аспекти дослідження та біоіндикації якості вод;
- проаналізувати біоекологічні особливості рослин роду *Lemna* і *Spirodela* та з’ясувати біоіндикаційний потенціал цих рослин;
- дослідити екологічний стан і склад середовища водних об’єктів, розташованих на території м. Дубляни Жовківського району Львівської області, порівнюючи його із станом окремих компонентів гідросфери на території Львівської та Волинської областей;
- провести аналіз екологічного стану підземних вод на території м. Дубляни та визначити якість води, яка надходить до населення, із врахуванням результатів досліджень артезіанських свердловин; провести порівняльний аналіз якості води з підземних джерел та водопровідної води;
- дослідити морфологічні зміни та інтенсивність асиміляційних процесів у клітинах рослин *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza* залежно від рівня забруднення водного середовища металами аналізом концентрації протеїну та крохмалю;

- дослідити вплив катіонів Плюмбуму, Кадмію та аніонів хромату на морфометричні показники та синтез пігментів у рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza*;
- дослідити вплив катіонів Плюмбуму, Кадмію та аніонів хромату на стан процесів пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) і активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах рослин *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza* аналізом концентрацій ТБК-активних продуктів, активності су пероксиддисмутази, каталази, аскорбатзалежної пероксидази, глутатіонпероксидази, глутатіонредуктази;
- проаналізувати динаміку клітинних метаболітів у рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrrhiza* залежно від ступеня забруднення водойм;
- дослідити кормовий потенціал плестофітону і вплив згодовування ряски сільськогосподарській птиці на її ріст і якість тваринної продукції.

Об'єкт дослідження: екоситуація та якість вод у гідроекосистемах заходу України та підземних водозаборах верхньої частини басейну Західного Бугу.

Предмет дослідження: вплив забруднення водного середовища важкими металами другого і третього класів токсичності на метаболічні й адаптаційні процеси у клітинах рослин підродини *Lemnoideae* Vab, екобезпеку питного водопостачання та потенційні загрози потрапляння токсичних елементів із суходільних водойм у тваринну продукцію.

Методи дослідження. Для виконання поставлених завдань використали основні методи екологічного дослідження: спостереження за станом води в екосистемах, лабораторні експерименти для вивчення впливу екотоксикологічних чинників на метаболізм у клітинах рослин, моделювання процесів, у тому числі, математичне моделювання; екобіохімічні методи; фізико-хімічні (визначення фізико-хімічних властивостей води); статистичні (встановлення достовірності проведених досліджень).

Наукова новизна одержаних результатів. Основні наукові положення дисертаційних досліджень, що визначають новизну одержаних наукових результатів, полягають у наступному:

вперше:

- показано, що адаптація рослин плейстофітону до забруднення водойм важкими металами здійснюється шляхом змін у процесах антиоксидантного метаболізму;
- порівняльний аналіз антиоксидантного потенціалу представників різних видів роду *Lemna* показав, що клітини ряски мають високий антиоксидантний потенціал, що дає змогу протистояти розвитку оксидативного стресу за певних концентрацій металів у водному середовищі, а показники ПОЛ залежать від сезонних змін у природних умовах, від концентрації важких металів у середовищі культивування рослин та служать репрезентативними індикаторами ауекологічної реакції на стан вод, як середовища життя представників плейстофітону;
- доведено, що встановлені особливості адаптаційних реакцій рослин ряски є інформативні у використанні для оцінювання рівня токсичності водного середовища, спричиненої важкими металами;
- позитивний ефект від згодовування біомаси *Lemna minor*, який полягає у збільшенні інтенсивності росту курей упродовж перших 2-х місяців життя, може становити потенційну загрозу;

удосконалено:

- підходи до аналізу впливу важких металів на метаболічні процеси в клітинах плейстофітів; адаптаційного, біоіндикаційного та фітореMediaційного потенціалів рослин роду ряска;
- техніку оцінювання екологічного стану водних об'єктів на території м. Дубляни та стану води централізованого водопостачання міста;

отримали подальший розвиток:

- розуміння активності ферментів в рослинах ряски малої (*Lemna minor* L.), яку можна застосовувати для оцінки стану водойм як середовища життя плейстофітів, а саму рослину – як тест-об'єкт у методах фітоіндикації;

- методичні підходи, які можуть бути використані під час екологічної оцінки та біоіндикації стану прісних водойм України, у моніторингових програмах захисту та збереження біорізноманіття водних ресурсів.

Практичне значення одержаних результатів дослідження.

Напрацювання автора, які стосуються удосконалення екологічної оцінки та біоіндикації стану прісних водойм у моніторингових програмах захисту та збереження біорізноманіття водних ресурсів, розглянуті і схвалені Львівським обласним управлінням водних ресурсів, що підтверджено відповідною довідкою.

Застосування біомаси рослин плейстофітону в живленні птиці забезпечило зростання економічного ефекту від приросту її живої маси в агрофірмі ТОВ «ЗАГАЇ» (с. Жовтанці), що засвідчено довідкою. Ряску малу можна вирощувати при веденні фермерського господарства.

Результати дослідження, висновки та рекомендації дозволили збагатити новим змістом навчальні програми з таких дисциплін, як «Гідробіологія», «Гідроекологія», «Екотоксикологія», «Моніторинг навколишнього середовища», «Технології заготівлі і використання кормів» та «Екологізація технологічних процесів у кормовиробництві», які викладають на факультеті агротехнологій та екології Львівського національного аграрного університету, про що подано відповідну довідку.

Особистий внесок здобувача. Усі наукові результати, викладені в дисертації і винесені на захист, отримані автором особисто за методичного консультування наукового керівника. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, у дисертації використані лише ті ідеї та положення, які є результатом особистої роботи здобувача. Конкретний внесок здобувача зазначено у списку публікацій.

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати дисертаційного дослідження пройшли апробацію на: Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасний стан та перспективи розвитку біо- і агроценозів в умовах постійного техногенного забруднення» (Трускавець – Дрогобич, 2006 р.), Міжнародному студентському науковому форумі «Студент-

ська молодь і науковий прогрес в АПК» (Львів, 2006, 2010 рр.), Міжнародному науково-практичному форумі «Шляхи підвищення ефективності використання агроресурсного потенціалу» (Львів, 2009 р.), IV Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих учених «Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва» (Сколе, 2010 р.), II Всеукраїнській науково-практичній конференції молодих вчених «Перспективні напрями розвитку галузей АПК і підвищення ефективності наукового забезпечення агропромислового виробництва» (Тернопіль, 2010 р.), Міжнародному науково-практичному форумі «Наукові і практичні аспекти агропромислового виробництва та розвитку сільських регіонів» (Львів, 2010 р.), X Українському біохімічному з'їзді (Одеса, 2010 р.), Міжнародній науково-практичній студентській конференції «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування» (Львів, 2010 р.), IV Міжнародній науковій конференції «Озерні екосистеми: біологічні процеси, антропогенна трансформація, якість води» (Мінськ – Нароч, 2011 р.), VIII Конференції молодих вчених «Фізіологія і біохімія в годівлі тварин» (Яблоня, 2011 р.), доповідались автором на звітних наукових конференціях аспірантів та здобувачів Львівського національного аграрного університету (2008–2010 рр.). Результати досліджень відображені в наукових звітах кафедри екології та біології Львівського національного аграрного університету.

Публікації. Результати наукового дослідження за темою дисертації викладені у 28 наукових працях, з них 3 статті надруковані у виданнях, що належать до міжнародних наукометричних баз, 5 – у наукових фахових виданнях України, 2 – в інших журналах, 18 – у матеріалах і тезах конференцій.

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел. Загальний обсяг дисертації становить 207 сторінок комп'ютерного тексту, основний зміст викладено на 127 сторінках. Робота містить 23 таблиці, 20 рисунків, 5 додатків. Бібліографічний список складається з 373 джерел, із них 258 англomовних.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ГІДРОЕКОСИСТЕМ ТА ЕКОБЕЗПЕКА ВОД (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1 Водні ресурси гідросфери та їх екологічний стан

Гідросфера – сфера водних ресурсів Землі – є одним із основних середовищ життя рослин, тварин, мікроорганізмів. Вода є однією з найпоширеніших речовин на планеті і необхідна для життя всіх організмів – водяних і наземних. Молекули води беруть участь у біохімічних реакціях і фізіологічних процесах, що відбуваються в клітинах еукаріотів і прокаріотів, а також у механізмах екологічних зв'язків і комунікації між організмами. Водночас вода – це компонент глобальних процесів, пов'язаних з колообігом хімічних елементів, формуванням клімату та регулюванням енергетичного балансу Землі [1 – 3]. Людина використовує водні ресурси для питних, гігієнічно-санітарних, господарсько-виробничих та рекреаційних потреб.

Гідросфера займає об'єм майже 1,4 млрд км³ та понад 70 % площі земної кулі. До складу гідросфери входять води Світового океану (361 млн км²), льодовиків (24 млн км³), континентальних водойм і водотоків (близько 3 % загальної площі планети) та підземних вод (об'ємом понад 23 млн км³) [4]. Гідросфера містить водні, мінеральні та біологічні ресурси. Мешканці гідросфери – гідробіоти різних таксономічних груп – сконцентровані, головним чином, у складі солоноводних (океанічних, морських) та прісноводних екосистем. Прісноводні екосистеми займають незначну частину поверхні Землі (приблизно 4 % території України [5]), однак відіграють надзвичайно важливу роль у житті людини, насамперед завдяки відновлюваним запасам прісної води. Тому проблема раціонального використання і збереження прісноводних екосистем нині набуває особливої актуальності.

На сучасному етапі розвитку суспільства за високого рівня антропогенної діяльності гідроекосистеми перебувають у надзвичайно складному стані, адже

якість води погіршується, а кількість води, придатної для життя гідробіонтів та безпечного використання для потреб людини, зменшується [6]. Як відомо, якість будь-якого об'єкта поверхневих або підземних вод визначається впливом і природних чинників, і виробничої діяльності людей. Із природних чинників на якість води впливають процеси вивітрювання гірських порід, атмосферні процеси випаровування та осадження солей і пилу з вітром і опадами, природне вилугування органічних і мінеральних речовин із ґрунту, гідрологічні фактори, які діють у водних об'єктах, та біологічні процеси у водному середовищі, які можуть змінювати фізико-хімічний склад води [1; 2]. З іншого боку, розширення промислового та сільськогосподарського виробництва, урбанізація та інтенсифікація використання водних ресурсів, неефективне очищення стічних вод (а в окремих випадках – скидання у гідросферу неочищених стоків) є важливими антропогенними чинниками, які зумовлюють погіршення якості природних вод, особливо континентальних водойм і водотоків [7 – 10]. На сьогодні майже третина річного річкового стоку на земній кулі є забрудненою, внаслідок чого стає непридатною для багатьох видів водокористування. Наприклад, у води річок і озер, які становлять лише 0,0161 % загального обсягу гідросфери планети (25 тис. км³), щорічно скидають понад 450 км³ стічних вод, із яких лише половина зазнає очищення. Важливе значення має й забруднення та погіршення якості підземних вод, які становлять основну частку джерел водопостачання людей [11; 12].

Потрібно зазначити, що екологічний стан водних ресурсів і рівень забруднення антропогенними поллютантами водних екосистем неоднаковий на різних ділянках планети. На деяких територіях водні об'єкти не підлягають антропогенному впливу, перебувають у природоохоронних зонах, тому їхній фізико-хімічний і токсикологічний стан задовільний. Однак унаслідок надходження значної кількості токсичних речовин в атмосферу індустріальних міст, близькості доріг та інших антропогенних об'єктів міграція і трансформація поллютантів з подальшим сухим або вологим осадженням може спричинювати

аерогенне забруднення та зменшення біорізноманіття поверхневих водойм, розташованих на «екологічно безпечних» територіях [13 – 15].

Забруднення водного середовища насамперед впливає на водяні організми, які складають біотичну складову гідроекосистем, а згодом може призводити до негативних наслідків для здоров'я людей, особливо жителів прибережних територій – це так звана «ланцюгова реакція», що базується на трофічних зв'язках [16 – 19].

Зазвичай якість води визначається порівнянням фізичних і хімічних параметрів досліджуваних зразків зі стандартними зразками. Своєю чергою, стандарти якості води підбирають таким чином, щоб забезпечити постачання чистої та безпечної для використання води, тим самим захищаючи здоров'я людини [20; 21]. Встановлені нормативи якості води насамперед ґрунтуються на науковій оцінці рівня токсичності поллютантів щодо людини із врахуванням їхнього впливу на водяні організми. Однак унаслідок дисперсії металів і ксенобіотиків водним потоком їхній вміст під час аналізу у середовищі може перебувати в межах норми, але у гідробіонтів проявляються ознаки ураження. Це ускладнює оцінку ступеня акумуляції забруднювачів в організмі на основі визначення хімічного складу абіотичних зразків. Результати багатьох експериментальних робіт свідчать, що лише біологічні методи (а саме методи біоіндикації) відображають зв'язок між біологічною доступністю металів та інших поллютантів водного середовища, їхнім вмістом у тканинах гідробіонтів та внутрішньотоксичним впливом на компоненти водної біоти [19; 22 – 25;]. Це зумовлює переваги у використанні методів біомоніторингу над хімічними методами аналізу водних об'єктів [26 – 31].

1.2 Важкі метали як маркери забруднення гідроекосистем

Важкі метали (Плюмбум, Кадмій, Меркурій, Цинк, Купрум, Хром та ін.) застосовують у різних галузях промислового виробництва, тому їхні сполуки, незважаючи на очисні заходи, часто містяться у промислових відходах і належать до найрозповсюдженіших у навколишньому середовищі забруднювальних речовин [32 – 35]. Важливими джерелами забруднення довкілля важкими металами є видобуток і виплавка металевих руд [36], викиди в атмосферу та стічні води промислових підприємств різних галузей, звалища побутових відходів, добування та спалювання вугілля, поверхневий стік із сільськогосподарських полів тощо [7; 37 – 39].

Надходження важких металів у компоненти природного середовища привертає значну увагу наукової громадськості впродовж останніх десятиріч. Це зумовлюється впливом цих чинників на біотичні компоненти ґрунтових і водних екосистем, надходженням їх в організм людини з питною водою та продуктами харчування [32; 40 – 43]. Потрапляючи у компоненти гідросфери, метали можуть по-різному розподілятися в різних частинах водойми (товща води, донні відкладення), концентруватися в клітинах водяних організмів та нагромаджуватися в трофічних ланцюгах водних екосистем [19; 44 – 47]. Вони впливають на водяну флору і фауну за допомогою різних механізмів, у тому числі спричинюючи гострі і хронічні токсичні ефекти [46; 48; 49]. Деякі метали можуть бути високотоксичними для різних форм життя, інші – необхідні для організмів у малій концентрації, але можуть бути токсичними у великих дозах. Багато ефектів металів значно залежить від конкретної форми, в якій елемент наявний у водній системі. Наприклад, сполуки Хрому (VI) набагато токсичніші, ніж Хрому (III) [32; 43; 50]. Натомість всі сполуки Меркурію (зокрема, метилртуть, неорганічні солі цього елемента) отруйні, але проявляють різні ступені токсичності [51; 46; 52]. Так, утворення органічних комплексів, наприклад алкілпохідних Меркурію, значно посилює біологічну доступність цього металу для гідробіонтів і, відповідно, збільшує ризик гострого ураження.

У природних водах метали зазнають постійних змін між розчинною, осадженою і адсорбованою з осадами формами, причому швидкість процесів адсорбції, десорбції і осадження залежить від рН, окисно-відновного потенціалу, хімічного складу води, донних відкладень та суспендованих у воді частинок [53]. Ці форми металів традиційно розділяють на дві фракції – розчинну і нерозчинну, відповідно до оперативної встановленої межі у розмірі частинок (0,45 мкм), які можна відокремити фільтрацією [54]. Однак у сучасних дослідженнях під час аналізу забруднення води металами їх розділяють на три фракції: 1) розчинна, яку зазвичай характеризують як ультрафільтровану (молекулярною масою менше 1 кДа); 2) колоїдна (розміром < 0,45 мкм і молекулярною масою від 1 кДа до 10 кДа і більше); 3) фракція твердих частинок (розміром > 1 мкм) [55; 56]. Визначення вмісту різних фракцій металів у пробах води необхідне для розуміння їхньої токсичності, біологічної доступності, біоаккумуляції і трансформації у водних екосистемах [57; 58].

Водночас токсичність металів у гідросфері залежить від специфічних для певних ділянок акваторії показників якості водного середовища, тобто таких чинників, як температура, рН, твердість і сольовий склад води, вміст у ній природних розчинних і завислих компонентів, концентрація органічних речовин, наявність ксенобіотиків різної хімічної структури та інших чинників [59; 60]. Значною мірою такі ефекти зумовлюються впливом зазначених чинників на біодоступність металів. Зокрема, відзначено, що токсичність Кадмію, Купруму, Цинку помітно зменшується зі зниженням показника рН [61; 62], оскільки рівень їхнього поглинання в клітинах гідробіонтів пригнічується через конкуренцію катіонів цих елементів з H^+ -іоном на поверхні клітинних мембран. Такий ефект спостерігають і в клітинах водяних тварин, і в клітинах водяних рослин.

1.3 Біологічні методи оцінки екоситуації в суходільних гідроекосистемах

Різде загострення екологічної ситуації впродовж останніх десятиріч у результаті антропогенного впливу, забруднення природних біотопів важкими металами та ксенобіотиками, посилення впливу забрудників на компоненти біосфери зумовили надзвичайну важливість проблем екологічного моніторингу стану гідросфери та оцінки якості природних вод у контексті комплексного управління водними ресурсами [6; 25; 33; 34].

Аналіз екологічного стану водних об'єктів, розташованих на територіях з різним рівнем антропогенного навантаження, є необхідною умовою екологічної оцінки якості води та санітарно-гігієнічного стану природних гідробіогеоценозів з метою розробки відповідних рекомендацій щодо його поліпшення. Для оцінки стану водойм і водотоків застосовують екологічний моніторинг вод. Це система спостережень, збирання, опрацювання, збереження та аналізу інформації про стан водних об'єктів, прогнозування його змін та розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття відповідних рішень [63].

Як відомо, за допомогою постійного контролю та періодичного аналізу водних об'єктів з використанням відповідних сучасних методів можна визначити екологічний стан і тип водойми або водотоку, хімічний і біохімічний склад та рівень забруднення води і, таким чином, уникнути небезпечних ситуацій. Проведення постійного моніторингу екологічного стану водних об'єктів дає змогу контролювати рівень забруднення цих об'єктів і, відповідно, приймати рішення щодо їхнього подальшого використання [20; 64]. Однак широке різноманіття співіснуючих форм полутантів та специфічність внутрішніх процесів у природних водоймах зумовлюють певні закономірності міграції і трансформації забруднювальних речовин, які складно враховувати під час оцінки стану водного середовища та аналізу його токсичності щодо мешканців гідросфери. Тому використання, головним чином, хімічних підходів до визначення якості води не зовсім виправдане з огляду на неможливість виявлення всього набору елементів,

наявних у водному розчині, оцінки їхньої взаємодії й подальших перетворень у середовищі та організмі гідробіонтів [65; 66].

Характерною особливістю сучасного підходу до оцінки якості поверхневих вод є екосистемний підхід, який розглядає водний об'єкт як складну екосистему, що характеризується багатьма біотичними та абіотичними параметрами [67; 68]. За таких умов актуальним є пошук інформативних біологічних індикаторів для оцінки стану природних акваторій [69 – 72].

1.3.1 Біоіндикація як метод моніторингу екоситуації у водному середовищі

Упродовж останніх десятиріч великої актуальності набуло застосування біологічних методів моніторингу та оцінки стану гідроекосистем [31; 66; 73 – 78]. Ці методи ґрунтуються на використанні біологічних об'єктів та оцінці реакції живих організмів або клітин на вплив різноманітних чинників середовища. До основних напрямів біологічного моніторингу належать біоіндикація (спосіб інтегральної оцінки якості середовища за реакцією на нього живих організмів-біоіндикаторів або їхніх спільнот) та біотестування – використання у контрольованих умовах біологічних об'єктів (тест-об'єктів) для виявлення та оцінки дії чинників навколишнього середовища (у тому числі, й токсичних) на організм, його окрему функцію або систему організмів [73; 76; 79 – 81].

За визначенням, біоіндикація – це оцінювання екологічних факторів і змін за допомогою ознак або властивостей біосистем [82]. Щодо водного об'єкта – це спосіб оцінки стану водного середовища (включно із впливом антропогенного навантаження) за реакцією на нього живих організмів та їх сукупностей, тобто система оцінки ступеня забруднення водного об'єкта, заснована на аналізі стану водних екосистем [69; 71; 80; 81]. На відміну від фізико-хімічних методів аналізу біоіндикація дає змогу оцінити ступінь комплексного впливу чинників середовища з урахуванням особливості кожної з водойм, розташування і походження, ступеня мінералізації та хімічного складу води.

В основу біоіндикації покладено закони екологічної толерантності видів, відповідно до яких кожен вид пристосований лише до певних природних умов і поза ними існувати не може. Зміни довкілля призводять до зміни фізіології, морфології, поведінки окремих організмів, видів, структури популяцій, комплексів видів (біоценозів або їх складових). Такі різнопланові видимі зміни дають підстави для висновків про зміни навколишнього середовища [82]. Різні види організмів (мікроорганізми, рослини, тварини), які заселяють водойми, можуть бути індикаторами несприятливих умов середовища, оскільки для свого розвитку вони потребують певної інтенсивності впливу кожного з абіотичних чинників, які діють у водних екосистемах. Однак різним видам гідробіонтів притаманна неоднакова здатність адаптуватись до змін навколишніх умов, особливо тих, які зумовлені антропогенним впливом [83]. Багато гідробіонтів є особливо чутливими до хімічного складу води та інших параметрів водного середовища і можуть реагувати навіть на його незначну трансформацію. Організми, фізіологічні функції яких тісно корелюють із чинниками навколишнього середовища, можна використовувати як біоіндикатори для оцінки впливу цих чинників. За визначенням, біоіндикатор – це група особин одного виду або угруповання, за наявністю, станом і поведінкою яких стверджують про зміни в середовищі, у тому числі про наявність і концентрацію забруднювачів [76]. Індикаторне угруповання – це спільнота, за швидкістю розвитку, структури та благополуччя окремих популяцій (мікроорганізмів, грибів, рослин і тварин) якої можна робити висновок про загальний стан середовища, включно з його природними та штучними змінами.

Знаючи склад і динаміку видів, вибраних як біоіндикатори, можна оцінити за їхньою наявністю та кількістю якість води та екологічний стан водойми або водотоку. Проте, використовуючи біоіндикатори для оцінки антропогенного впливу на водний об'єкт, необхідно враховувати природні зміни у водних біоценозах (сезонні тощо) та відрізнити їх від трансформацій, які відбуваються в гідроекосистемі внаслідок антропогенного навантаження [84; 85]. Крім того, через здатність організмів реагувати на різноманітні впливи (природні та антропогенні)

та складність біологічних систем загалом іноді важко виявити специфічні індикаційні реакції, і часто можливою є лише неспецифічна біоіндикація. До того ж під час біоіндикації водних об'єктів необхідно враховувати такі основні вимоги, як: відносно швидке проведення аналізу; одержання достатньо точних і відтворюваних результатів; широке розповсюдження організмів-біоіндикаторів у водоймах [86; 87]. Тому пошук найінформативніших показників стану водних екосистем є важливою проблемою у сфері біоіндикації як одного з напрямів біологічного контролю за якістю природних вод. Особливу увагу привертає можливість пошуку та використання водяних рослин-фітоіндикаторів для оцінки рівня забруднення акваторій, здійснення моніторингу гідроекосистем і контролю за якістю та змінами водного середовища [69 – 72; 88].

Загалом біоіндикація дає змогу оцінювати: 1) комплексний, інтегральний вплив забруднювальних речовин на видовий склад і кількість гідробіонтів, характеризуючи якість вод, як середовище їхнього існування; 2) зміни якості води впродовж короткого часового періоду; 3) якість води з погляду її придатності для потреб людини. Застосовуючи метод біоіндикації, можна виявити ранній ступінь трансформації хімічного складу водного середовища, оскільки зміна видового складу відбувається навіть у разі слабого забруднення водойм, яке неможливо виявити за допомогою хімічних методів [76; 84].

1.3.2 Фітоіндикація як спосіб оцінювання екобезпеки і якості води

Однією з найважливіших галузей біоіндикації є фітоіндикація, в якій як індикатори стану навколишнього середовища використовують ознаки та властивості рослин або їх певну сукупність (популяції, види, фітоценози) [82]. Нині фітоіндикація набуває великої актуальності в екологічних дослідженнях, важливим завданням яких є виявлення взаємозв'язків між організмами і абіотичними чинниками в наземних і водних екосистемах. Для багатьох видів рослин суходолу характерна значно виражена адаптація до певних чинників навколишнього середовища (умов засолення, посухи, надмірного зволоження, кислотності або залуження ґрунту, високих концентрацій певних хімічних

елементів, у тому числі важких металів) [81; 89; 90]. За наявності таких рослин-індикаторів можна оцінити якість середовища їхнього росту. Водночас за допомогою рослин та їхніх угруповань оцінюють різні чинники антропогенного впливу: порушення природних ландшафтів, рівень надходження газоподібних забруднювачів в атмосферне повітря, забруднення компонентів природного середовища промислово-комунальними стоками і токсичними відходами тощо.

Індикаторні властивості притаманні й різним видам водяних рослин [71; 75; 91; 92]. У водоймах і водотоках рослини утворюють різноманітні за структурою і біотопною належністю угруповання [93]. Їх часто вивчають у синекологічному аспекті, здійснюючи аналіз різноманітних аспектів структури угруповань: чисельності, поширення, життєвості, рясності, ступеня покриття акваторії, ценотичної значущості та залежність цих показників від чинників навколишнього середовища [70; 93; 94].

Відомо, що забруднення водних об'єктів позначається на видовому складі рослинних асоціацій, зменшуючи їхню кількість. Рівень і тип забруднення також можна оцінити за морфологічним та фізіолого-біохімічним станом водяних рослин [95 – 97].

1.4 Водяні рослини – гідрофіти й гідатофіти – як компоненти гідроекосистем

1.4.1 Аутокологічні особливості рослинних гідробіонтів

Життєвий цикл водяних рослин відбувається в частково або повністю зануреному у воду стані. За систематичною належністю та життєвими формами водяні рослини дуже різноманітні – це водорості та вищі рослини. Основними компонентами гідрофітоценозів є водорості, які відіграють основну роль у формуванні видового різноманіття та фітопродуктивності водних екосистем. У водоймах і водотоках водорості ростуть у різних біотопах і входять до складу фітопланктону, фітобентосу, перифітону, нейстону [98 – 101].

Вищі рослини водних екосистем за чисельністю та різноманітністю поступають флорі суходолу і представлені, головним чином, покритонасінними. Однак серед угруповань водної рослинності є й представники вищих спорових рослин (*Bryophyta*, *Pteridophyta*) [102; 103]. Разом із покритонасінними та деякими групами водоростей вони формують групу водяних рослин-макрофітів [103; 104].

Вищі водяні рослини – важливий компонент гідробіоценозів. Поряд із водоростями ці організми є первинними продуцентами і формують автотрофний блок гідроекосистеми, забезпечуючи надходження органічних речовин та енергії в екосистему водойми. Під час фотосинтезу вони не тільки синтезують органічні речовини, а й виділяють у навколишнє середовище кисень, необхідний для дихання водяних тварин та інших гідробіонтів. Водночас водяні рослини-макрофіти відіграють важливу роль у структурних і функціональних аспектах водних екосистем, змінюючи режим руху води (швидкість потоку і формування поверхневої хвилі), забезпечуючи джерело їжі та притулок представникам іхтіофауни і водяним безхребетним, змінюючи якість води [105 – 107]. Поглинаючи розчинені мінеральні речовини, водяні рослини беруть участь у процесах обміну біогенних елементів та самоочищення води. Водночас макрофіти здатні біоконцентрувати і накопичувати в клітинах неорганічні та органічні полютанти, а крім того, можуть знешкоджувати деякі органічні ксенобіотики, вбираючи їх із водного середовища і трансформуючи їхню структуру у своїх клітинах після абсорбції [103; 108; 109].

Вищі водяні рослини розповсюджені дуже широко – деякі їхні види виявляються майже по всій земній кулі; відомі групи близькоспоріднених форм, що заміщають одна одну в різних частинах світу [104; 110; 111]. За життєвою формою, або формою росту, вони поділяються на чотири основні групи: 1) такі, що вільно плавають на поверхні або в товщі стоячої води; 2) вкорінені з плаваючими на поверхні листям; 3) вкорінені або прикріплені до дна, усі частини яких, іноді крім генеративних органів, знаходяться під водою; 4) напівзанурені вкорінені рослини, в яких стебла й листя часто піднімаються над водою [104; 112]. Проте за зменшення рівня води деякі види водяних рослин здатні

приспосовуватися до зміни умов середовища, наприклад до життя на вологому ґрунті, змінюючи форму росту, що пов'язано зі змінами морфологічних, анатомічних або фізіологічних ознак [106; 113; 114].

За вимогами до хімічного складу води можна виділити чотири групи водяних рослин: 1) види, що ростуть у м'яких, нейтральних або злегка кислих водах, звичайних для областей, де мало вапняку; 2) види, пристосовані до прісних вод, багатих на карбонат кальцію; 3) види, які розповсюджені в опріснених морських та лужних, багатих на сульфати, водах пустельних і напівпустельних (аридних) областей; 4) морські види рослин, які заселяють солонowodне середовище [110; 115; 116].

Деякі водяні рослини добре ростуть за різного хімічного складу води, інші – тільки за строго визначеного хімічного складу водного середовища. Наприклад, представники роду філоспадикс (*Phyllospadix*), як і інші види морських трав, виявляються тільки в морській воді [117], представники роду рупія (*Ruppia*) – ростуть тільки в солонуватих водоймах різного ступеня солоності [118], різні види рдесника (*Potamogeton*) ростуть у прісній або солонуватій воді, багатій на сполуки кальцію [119], а більшість представників *Isoetes* spp. виростає тільки в м'якій болотній воді [120].

Важливими чинниками для росту водяних рослин є світло й температура води [110; 121; 122]. Деякі види макрофітів ростуть тільки в тропічних областях, тоді як інші ростуть лише у водоймах помірної кліматичної зони [104]. Водночас для росту водяних рослин необхідне постійне надходження поживних речовин та мікроелементів [123 – 125]. Рослини, що вільно плавають на поверхні води (наприклад, ряска та різні види водяної папороті), отримують необхідні для живлення іони та хімічні сполуки безпосередньо з води, однак більшість водяних рослин, вкорінених або прикріплених до дна, принаймні частково, вбирають їх із донного ґрунту і найкраще розвиваються на родючому, багатому органічними речовинами субстраті. На бідних на поживні речовини донних ґрунтах, наприклад на піску, ріст багатьох видів пригнічується, а деякі види водяних рослин, зокрема

стрілиця (*Sagittaria*) і ехінодорус (*Echinodorus*), за таких умов залишаються на ювенільній стадії розвитку.

Для нормального розвитку водяним рослинам необхідне адекватне освітлення – для забезпечення функцій фотосинтезуючої системи [121; 122]. Тому домінування у водоймі вільно плаваючих макрофітів часто спричинює пригнічення росту занурених водяних рослин і становить ризик для біотичного різноманіття в багатьох прісноводних екосистемах [126; 127]. Зокрема, через конкуренцію за світло занурені макрофіти зазвичай не можуть співіснувати з представниками Ряскових, які за наявності поживних речовин утворюють щільний та стійкий покрив на поверхні води [126]. У тропічних і субтропічних районах інші вільно плаваючі рослини, такі як водяний гіацинт (*Eichhornia crassipes* Solms), можуть становити ще більшу загрозу для біорізноманіття [128].

1.4.2 Екофункції і практичне використання фітогідробіонтів у сільському господарстві

Водяні рослини є незамінними компонентами водних екосистем планети і відіграють важливу роль у загальному колообігу речовин у природі. З функціонуванням водяних рослин, які є основними автотрофними фотосинтезуючими організмами у водних екосистемах, безпосередньо пов'язане нагромадження органічних речовин у гідросфері. Вищі водяні рослини відіграють вагомую роль у житті водойм, виконуючи такі основні функції, як фільтраційна, поглинальна, накопичувальна, окиснювальна та детоксикаційна [26; 129; 130].

Вищі водяні рослини більш стійкі до забруднення води порівняно з фіто- і зоопланктоном та відіграють роль бар'єра, завдяки якому відбувається фільтрування та збільшення прозорості води. Зарості вищих водяних рослин перешкоджають потраплянню у водойму розсіяних забруднень, пригнічують розвиток бактерій і збудників окремих інфекційних хвороб, тобто виконують важливу санітарну функцію [26; 130]. Окремі вищі водяні рослини володіють фітонцидними властивостями.

Крім того, водяними рослинами живляться представники іхтіофауни та багато інших тварин [131 – 133]. Окремі види макрофітів вирощують для харчування людини [104].

Водяні рослини відіграють істотну роль у підтриманні структури та функцій водних екосистем, але деякі з водяних макрофітів є найбільш розповсюдженими інвазивними рослинами. Багато стресових для прісних водойм чинників (наприклад, зміна кліматичних умов, евтрофікація) можуть призводити до зниження різноманітності місцевих видів макрофітів і, своєю чергою, сприяти розповсюдженню чужоземних видів [104].

Водяні рослини-макрофіти беруть участь у процесах самоочищення водного середовища, у зв'язку з чим вони необхідні для підтримання відповідного екологічного стану водойм і водотоків. Здатність водяних рослин ефективно впливати на процес очищення води зумовлена тим, що вони можуть успішно функціонувати й рости за нестачі кисню; здатні вилучати з води не лише життєво необхідні для їхнього метаболізму речовини та біогенні елементи, а й мають властивість поглинати з водного середовища різноманітні шкідливі сполуки та наявні у воді неесенціальні важкі метали [132; 134 – 137].

Вищі водяні рослини ефективно адаптуються до наявності токсичних речовин, істотно впливають на кисневий режим водойм і водотоків; вони є сильними антагоністами ціанобактерій (синьо-зелених водоростей), які спричинюють процес «цвітіння» води та синтезують токсини [130]. Крім того, водяні макрофіти виділяють фізіологічно активні речовини (фітонциди, антибіотики), чим сприяють процесам знезараження води [130; 138; 139]. У дослідженнях, проведених із використанням ряски малої (*Lemna minor*), показано, що ліофілізований водний та етанольний екстракти цієї рослини виявляють протимікробний ефект щодо різних штамів бактерій, а також дріжджів *Candida parapsilosis*, *Candida glabrata* [140].

На сьогодні відомо, що різні види вищих водяних рослин, а також водоростей можуть взаємодіяти між собою завдяки алелопатичним

взаємовідносинам, через що у природних водоймах формуються певні рослинні угруповання, специфічні для окремих екосистем [139; 141 – 144].

Водяні рослини часто розглядають як індикаторні об'єкти під час біомоніторингу екологічного стану водойм [26; 130]. Проведений *J. Burger* (2006) аналіз наукових праць, опублікованих упродовж 1970–2005 рр. щодо використання біоіндикаторів для оцінки стану водного середовища, свідчить, що на дослідження індикаторних видів рослин припадає понад 40 % від усіх експериментальних робіт, здійснених у цьому напрямі [91].

Загалом якість або ступінь забруднення води за складом водяних рослин оцінюють двома способами: 1) за індикаторними рослинними організмами; 2) за результатами порівняння структури угруповань на ділянках із різним ступенем забруднення і незабрудненій ділянці, яку приймають за контроль. У першому випадку за наявності або відсутності індикаторних видів або груп та їх відносного вмісту в складі водних фітоценозів, користуючись наперед розробленими системами індикаторних організмів, відносять водойму або її ділянку до певного класу вод. У другому випадку висновок роблять за наслідками порівняння складу угруповань рослин на ділянках водойми, що зазнають різного рівня забруднення.

Водяні рослини як біоіндикатори стану водного середовища застосовують під час санітарно-біологічної оцінки водних об'єктів [69; 70; 71; 73], для оцінки ступеня евтрофікації водойм і водотоків [145]. Окремі види цих рослин використовують для очищення стічних вод та фіторемедіації водного середовища, оскільки вони здатні нагромаджувати окремі органічні забрудники, пестициди, важкі метали [72; 103; 146 – 149].

Вищі рослини можна використовувати для очищення стічних вод і забрудненого водного середовища. Окремі водяні рослини можуть накопичувати важкі метали, пестициди та інші ксенобіотики, вбираючи їх із стічних вод та забруднених компонентів середовища (води, ґрунту). Наприклад, здатність до акумуляції важких металів притаманна наземним, водно-болотним, та різним групам водяних рослин (водорості, вищі рослини) [149 – 152]. Системи очищення

стічних вод за допомогою водяних макрофітів використовують у багатьох країнах Європи, Азії та Америки [153 – 155].

Крім того, вищі водяні рослини застосовують під час розробки токсикологічних нормативів. Однак відносно тривалий термін отримання реакції-відповіді на наявність забруднювальних речовин обмежує застосування вищих рослин для контролю токсичності стічних вод, особливо за низької концентрації поліутантів [156].

1.4.3 Підродина Ряскові (*Lemnoideae* L.) в гідроекосистемах

Широко розповсюдженими водяними рослинами є Ряскові (*Lemnoideae*), які, відповідно до сучасної класифікації, об'єднані в підродину водяних однодольних рослин із родини Ароїдні (*Araceae*) [157; 158]. Раніше цю групу рослин виділяли в окрему родину ряскових (*Lemnaceae*) [159 – 161]. Підродина *Lemnoideae* таксономічно складається з чотирьох родів, що налічують 38 видів рослин, поширених у водних екосистемах Європи, Азії, Африки, Австралії, Північної та Південної Америки [162 – 163]. Рослини функціонують лише в прісноводних водоймах і водотоках (хоча можуть рости в солонуватому середовищі), а ареал їхнього поширення охоплює місцевості і з помірним, і з тропічним кліматом [162; 164; 165].

До підродини Ряскові (*Lemnoideae*) родини Ароїдні (*Araceae*) входять такі роди рослин: *Lemna* L. (синонім *Staurogeton* (Rchb.) Schur), *Spirodela* Schleid. (синонім *Landoltia* Les, Crawford), *Wolffia* Horkel ex Schleid., *Wolffiella* (Hegelm.) Hegelm. (синоніми: *Pseudowolffia* Hartog, Plas; *Wolffiopsis* Hartog, Plas) [162; 166]. Ці рослини виявляються на всіх континентах, окрім Антарктиди, проте не ростуть на великих висотах [162].

Представники підродини *Lemnoideae* – багаторічні рослини, які належать до гідатофітів, тобто повністю або більшою своєю частиною занурені у воду. Більшість видів цих рослин плаває на поверхні води, а деякі, зокрема *Lemna trisulca* L. – у товщі води, хоча й здатні впродовж певного часу перебувати в життєздатному стані за умов незначного зволоження на дні пересохлих водойм.

До типового роду ряска (*Lemna*) з підродини *Lemnoideae* належать рослини, які здебільшого можна охарактеризувати як плейстофіти, гідрохори, орнітохори [26]. Відомо дев'ять видів рослин роду *Lemna* (табл. 1.1), які характеризуються різними ареалами розповсюдження, специфікою анатомо-морфологічної будови та еколого-біохімічними особливостями метаболізму [167]. У водних об'єктах України розповсюджені такі види роду *Lemna*, як ряска мала (*Lemna minor*), ряска горбата (*Lemna gibba*), ряска тридольна (*Lemna trisulca*) (дод. А, рис. А 1) [168].

Однак *Lemna gibba*, загалом, рідше трапляється на території України, ніж *Lemna minor* та *Lemna trisulca*. Цей вид рослин охороняється у Дунайському біосферному заповіднику, ботанічних заказниках місцевого значення «Інгулецький лиман» (Херсонська обл.) і «Прироські луки» (Черкаська обл.); внесений до Червоних Книг областей: Київської (2012), Закарпатської (2008), Одеської (2011), Львівської [169 – 171].

Представники підродини *Lemnoideae* – одні з найменших за розміром і найбільш видозмінених за будовою квіткових рослин. Їх розмір рідко перевищує 1 см і зменшується в межах підродини від 1,5 см (у рослин *Spirodela polyrhiza*) до менш ніж одного міліметра в довжину (у рослин *Wolffia globosa*) [162].

Таблиця 1.1

Перелік відомих видів роду *Lemna* L. [167]

Вид	Синонім
<i>Lemna aequinoctialis</i> Welw. (sect. <i>Alatae</i>)	<i>Lemna perpusilla</i> auct. non.
<i>Lemna gibba</i> L. (sect. <i>Lemna</i>)	-
<i>Lemna minor</i> L. (sect. <i>Lemna</i>)	-
<i>Lemna minuta</i> Kunth	<i>Lemna minuscula</i> Herter (sect. <i>Uninerves</i>)
<i>Lemna obscura</i> (Austin) Daubs (sect. <i>Lemna</i>)	<i>Lemna minor</i> var. <i>obscura</i> Austin (sect. <i>Lemna</i>)
<i>Lemna perpusilla</i> Torr. (sect. <i>Alatae</i>)	-
<i>Lemna trisulca</i> L. (sect. <i>Lemna</i>)	-
<i>Lemna turionifera</i> Landolt (sect. <i>Lemna</i>)	-
<i>Lemna valdiviana</i> Phil. (sect. <i>Uninerves</i>)	-

Ряскові становлять один із крайніх варіантів пристосування рослин до водного середовища життя за допомогою редукції анатомо-морфологічної будови. Більшість органів, характерних для квіткових рослин, у них відсутня або дуже спрощена за будовою. Редукція і спрощення рослинного організму виразно виявляються в напрямі від представників роду *Spirodela*, який має в межах підродини Ряскових найдавніше походження, до молодших в сенсі еволюції і близьких між собою представників родів *Wolffiella* і *Wolffia* [172]. Як свідчать результати секвенування ДНК, рід *Spirodela* перебуває в положенні базального таксону, далі розміщені роди *Lemna*, *Wolffiella* і *Wolffia*, який є найбільш віддаленим від початкового (рис. 1.1) [173].

У всіх видів рослин *Lemnoideae* тіло має форму плоскої або випуклої подібної до листка пластини, що складається з паренхімної тканини товщиною в кілька шарів клітин, іноді тільки з зародковими, іноді з розвиненими судинно-волокнистими пучками. Чіткої диференціації між стеблом і листком немає. Цю пластину називають листець, щиток, лопать, а в англомовній науковій літературі – фронд [166].

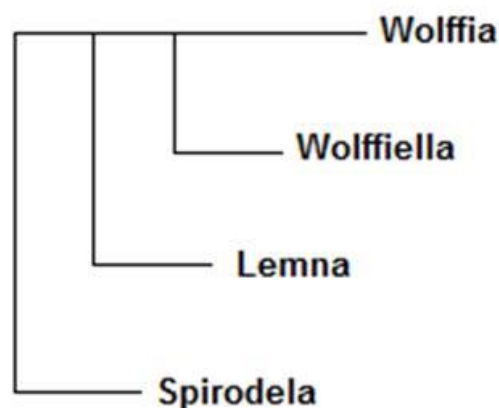


Рис. 1.1. Представники Lemnoideae: еволюційна спорідненість родів *Spirodela*, *Lemna*, *Wolffiella* і *Wolffia* [173].

Найбільші лопаті виявляються у представників роду *Spirodela* – з максимальним діаметром 12 мм, найменші – у *Wolffia* spp. (рис. 1.2). Лопаті часто містять повітряні порожнини (аеренхіму), які дають змогу рослині плавати на

поверхні або під поверхнею води [174]. На підставі аналізу викопних решток вважають, що своєрідна будова тіла рослин із підродини *Lemnoideae* розвинулася внаслідок неотенічної редукції від прадавніх Ароїдних; з ботанічного погляду таку тканину трактують як ювенільну [175; 176].

Коренева система Ряскових представлена ниткоподібними корінцями, які відходять від лопаті. У представників роду *Spirodela* розвивається пучок корінців, у *Lemna* spp. – один корінь, а у представників *Wolffia* spp., які найпростіші за будовою, коренів немає. У представників роду *Spirodela* вони виростають з потовщеної ділянки (яку називають *centrum*) у центральній частині лопаті [162].

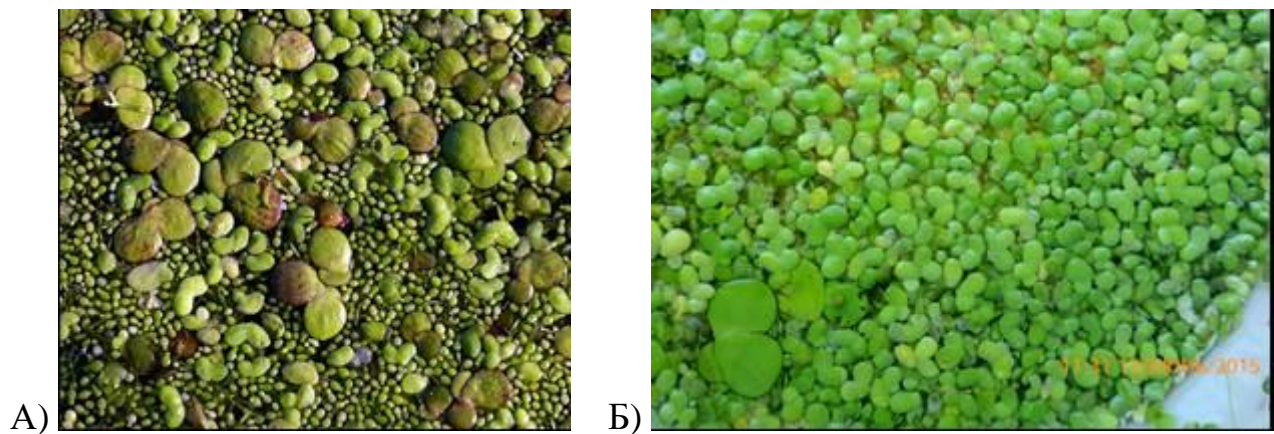


Рис. 1.2. Фотозображення представників Ряскових: А – рослини на поверхні водойми (спіродела багатокоренева (*Spirodela polyrhiza*, великі лопаті), ряска мала (*Lemna minor*, лопаті середнього розміру), вольфія безкоренева (*Wolffia arrhiza*, дуже дрібні лопаті)) [177]; Б – рослини, зібрані в озері м. Дубляни Львівської області (*Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*).

Розмноження представників *Lemnoideae* відбувається переважно вегетативним способом. З боків лопаті в особливих поглибленнях (кишенях), розташованих поблизу центру, із наявної там меристеми розвиваються дочірні рослини (рамети), які, розростаючись, певний час не відокремлюються від материнської особини (дод. А, рис. А. 2) [166]. Розмноження цих рослин утворенням бічних лопатей відбувається іноді дуже рясно і швидко (подвоєння маси сухої речовини триває впродовж 5–6 діб), що супроводжується

формуванням колоній рослин. Такі колонії або вільно плавають на поверхні води, або повністю занурені у водне середовище [162].

Статеве розмноження Ряскових відбувається вкрай рідко (рослини ряски цвітуть один раз на декілька років) [166; 178]. Квітки дрібні, непоказні, одностатеві, дуже простої будови; чоловіча квітка складається тільки з тичинки, а жіноча – лише з маточки з одногніздною зав'яззю та 1–6 сім'ябруньками. Квітки (одна або дві чоловічі та одна жіноча) зібрані в невелике суцвіття – качан, що поміщається в кишеньці на пагоні і прикритий іноді листковим зачатком – крилом. Оцвітини немає. Найбільш редукованою і найменшою є квітка у представників роду *Wolffia* – лише 0,3 мм завдовжки [162]. Цвітіння відбувається у другій половині літа, запилення здійснюється дрібними комахами (на початку цвітіння) і вітром (наприкінці цвітіння). Плід горішкоподібний («мішечок»), сухий нерозкривний з 1–6 насінинами; містить повітря, а з нижнього боку – крилоподібний виріст (кіль). Такі пристосування полегшують плавучість. Насіння товсте, ззовні м'ясисте. Верхня частина насінини під час проростання розкривається кришечкою. Після руйнування плода насіння або проростає, або занурюється на дно водойми [179].

Крім того, представникам Ряскових притаманне утворення особливих відпочинкових бруньок – туріонів, які стійкі до несприятливих умов середовища. Туріони являють собою округлі диски діаметром 2–3 мм, темно-зеленого, оливкового або коричневого забарвлення (рис. 1.3). Це видозмінені лопаті, але вони менші й товстіші, ніж вегетативні. Повітряні порожнини у них редуковані або повністю відсутні, а клітини заповнені крохмалем і цукрами, що дає змогу їм функціонувати як запасуючим органам. Хоча туріони є морозостійкими, їх основна адаптаційна риса – це здатність опускатися на дно ставка або озера, коли вода замерзає. Після занурення на дно водойми туріони залишаються там до весни без будь-яких змін [179; 180].

У деяких видів туріони характеризуються посухостійкістю і можуть зберігати життєздатність у тимчасово пересихаючих водоймах. Вони можуть формуватися й на початку літа, а також у жарких країнах, оскільки важливим

ініціаторним чинником їхнього утворення є зміни температури. Показано, що туріони з'являються і за низької (менше $+10\text{ }^{\circ}\text{C}$), і за високої (понад $+25\text{ }^{\circ}\text{C}$) температури води. Туріони утворюються й за інших несприятливих умов (у разі зменшення тривалості світлового дня, зміни хімічного складу води тощо) [174]. Навесні або за сприятливих температурних умов і достатнього освітлення туріони спливають на поверхню води і з них виростає нова рослина.

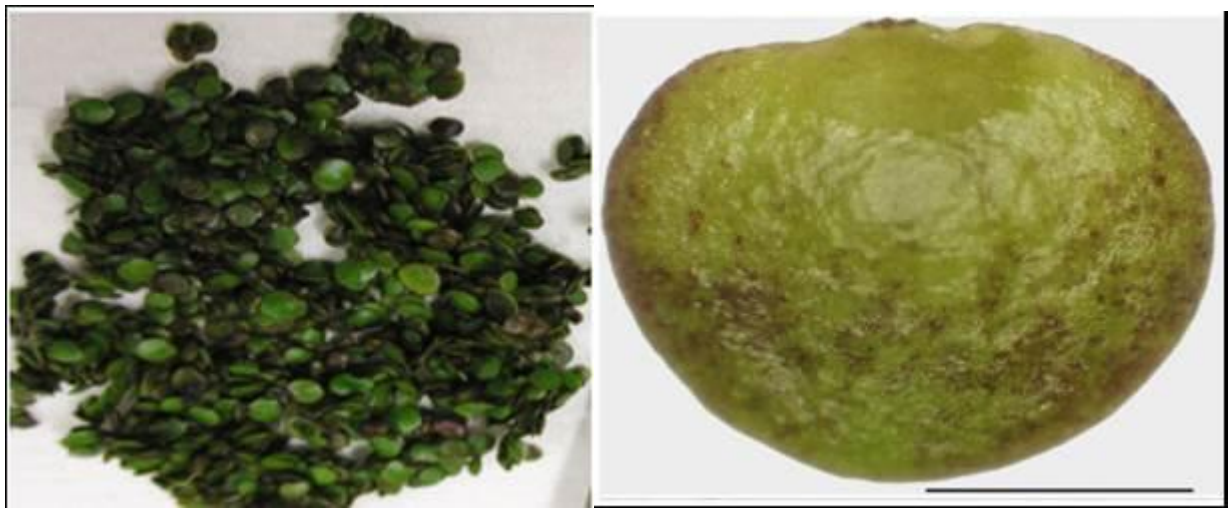


Рис. 1.3. Туріони *Spirodela polyrhiza* (справа – збільшене зображення) [181].

Рослини з підродини *Lemnoideae* надають перевагу слабопроточним, неглибоким (до 1–1,2 м глибиною), евтрофним водоймам, товща води яких має високу прозорість і добре прогрівається. Переважно це невеликі ставки, дрібні озера, зокрема їх літеральні зони, заболочені місця, а також затоки вздовж берегів рік, захищені від вітру [162; 182]. Ці рослини мають високу здатність до адаптації і можуть рости в широкому діапазоні рН – від 3,5 до 10,5, хоча найкраще ростуть за рН 4,5–8,3 [183]. Водночас представники *Lemnoideae* добре ростуть і за максимальної інтенсивності освітлення, і в затінених місцях. Біологічна продуктивність Ряскових, які ростуть у затінку, дещо нижча порівняно з тими, що розповсюджені у добре освітлених водоймах. Однак такі рослини характеризуються помітно більшим розміром та яскраво-зеленим забарвленням

листіків, на відміну від тих, що ростуть у відкритих незатінених місцях і мають дрібні листки світло-зеленого кольору.

Незважаючи на малий розмір лопатей, представники Ряскових відіграють важливу роль у водоймах. Ці рослини стійкі до високої концентрації токсичних сполук, через що здатні очищувати воду від важких металів, пестицидів та інших органічних поллютантів [132; 135; 136]. Крім того, у природних водоймах представники *Lemnoideae* є джерелом живлення для водоплавних птахів, ракоподібних, деяких риб і земноводних та слугують притулком для дрібних водяних безхребетних [132; 140; 184; 185].

У багатьох країнах представники Ряскових є об'єктами аквакультури, і за умов культивування в штучних ставках із дотриманням оптимальних умов росту і надходження поживних речовин, у тому числі в складі побутових стічних вод, ці рослини досягають високої продуктивності [186]. Зокрема, вирощують їх із комерційною метою як корм для тварин, передусім для риби та птиці, оскільки швидкорослий урожай цих рослин легко зібрати за допомогою поверхневого скіммінгу [187].

Показано, що Ряскові мають кормову цінність для риб за їх вирощування з промисловою метою [188 – 190], а також для сільськогосподарських тварин, оскільки ці рослини містять значну кількість протеїну. Через те різні види ряски застосовують у годівлі свиней, птиці, великої рогатої худоби [191 – 194]. Із джерел наукової літератури відомо, що високими кормовими властивостями наділені всі види ряски – це важливо у веденні тваринництва. За біохімічним складом ряска наближена до зерна культурних рослин, а за кількістю сирого протеїну не поступається насінню бобових культур [188; 195].

Однак в Україні на сьогодні не здійснюють масового культивування представників Ряскових, як і інших видів макрофітів, із агропромисловою метою і практично не застосовують ці рослини в годівлі тварин. Проте такі дослідження проводили в 70–80-тих роках ХХ ст. на території колишнього СРСР (у Білорусі, Узбекистані, Казахстані), вивчаючи можливість використання представників підродина Ряскових як кормових рослин [26; 164; 178; 196 – 198]. У зазначених

працях показано, що за умов застосування цих рослин у сільськогосподарському виробництві, можна досягти значного економічного ефекту.

Крім того, Ряскові є дуже перспективними рослинами для промислового застосування, зокрема вони є потенційним джерелом біоетанолу [199]. Представники *Lemnoideae* ростуть швидше, ніж більшість інших рослин на Землі, їх біомаса подвоюється кожні 2–3 дні за оптимальних умов росту [200]. Таких швидких темпів росту рослини Ряскових можуть досягти, використовуючи багаті на поживні речовини стічні води. Асиміляція забруднювальних речовин у клітинах рослин запобігає нагромадженню їх у навколишньому середовищі. Виходячи зі здатності до вбирання поллютантів та високого адаптаційного потенціалу ряску та інші види *Lemnoideae* можна використовувати для фітореMediaції забруднених водойм [44; 137; 148; 201 – 203;], біомоніторингу [204; 205]. Ряску, вирощену на побутових стічних водах, можна застосовувати як органічне добриво [206].

Представники *Lemnoideae* містять значну кількість крохмалю. Показано, що під час росту в стічних водах Ряскові можуть накопичувати до 45,8 % цього полісахариду (у перерахунку на суху масу) [207]. Накопичення крохмалю зростає до 65% при переході від лопатей до фази туріону [162]. Такі характеристики, як швидкий ріст і здатність накопичувати велику кількість крохмалю, зумовлюють потенціал Ряскових як джерела крохмалю для виробництва біопалива [199; 200]. Великомасштабне вирощування біомаси рослин ряски на стічних водах може забезпечити виробництво дешевою сировиною.

Акваріумісти часто використовують рослини *Lemna* як природний фільтр води у холодноводних і тропічних акваріумах, оскільки ряска добре очищає воду і насичує її киснем. В акваріумах, встановлених у світлих приміщеннях, більшість цих рослин, швидко розростаючись, покриває всю поверхню води [208; 209]. Використовують рослини ряски і з декоративною метою у відкритих ставках, проте зарості цих рослин необхідно часто розріджувати через їхню високу швидкість росту [209]. Вважають, що за умов культивування ряски в штучних ставках оптимальна густина рослин для запобігання перенаселеності і достатнього

покриття для мінімізації розвитку водоростей становить 600 г/м² (у перерахунку на сиру масу) [186].

Окремі види рослин із підродини *Lemnoideae* використовують у народній медицині. Зокрема, відомо, що ряска виявляє жарознижувальну, протизапальну, імунопротекторну, знеболювальну та сечогінну дію. У німецькій народній медицині спиртову настоянку ряски застосовують у разі запалення слизової оболонки верхніх дихальних шляхів, хронічного нежиттю, ревматизму. У китайській народній медицині ряску застосовують як жарознижувальний засіб. Її також спільно з іншими травами використовують у лікуванні нефриту, глаукоми, кропив'янки, псоріазу та вітиліго. Зовнішньо настій ряски вживають для обмивання і змочування гнійних ран і виразок [210].

З огляду на широкі можливості застосування представників Ряскових (*Lemnoideae*) в різних галузях господарства, ці рослини нині є предметом ґрунтового вивчення. Однак еколого-біохімічні особливості *Lemnoideae* все ще з'ясовані недостатньою мірою, у зв'язку з чим такі дослідження актуальні та мають практичне значення.

Висновки до розділу 1

Огляд низки наукових джерел і статистичної інформації показав, що стан екобезпеки водойм верхньої частини басейну Західного Бугу на території Львівського східного району Пасмового Побужжя досліджені не достатньо і спорадично.

Екобезпека питного водопостачання не має достатньо аргументованої аналітичної бази, яка би ґрунтувалася на з'ясуванні поведінки рослин водойм в умовах забруднення токсичними металами. У природних біотопах представників Ряскових (*Lemnoideae*) і в лабораторних умовах екобіохімічні особливості рослин роду *Lemna* раніше не вивчали. Не досліджено динаміки морфологічних і біохімічних показників *Lemna minor* залежно від рівня забруднення природних

водойм. Невідома і недоведена доцільність застосування показників метаболізму *Lemna minor* у біоіндикації водного середовища.

Екологічний стан суходільних гідроекосистем є загрозово небезпечним і створює ризик втрати питних водних ресурсів. Проте глибокого дослідження, узагальнення інформації щодо чинників забруднення вод, методики й способів його біоіндикаційної оцінки та спеціальних рекомендацій стосовно способів поліпшення екоситуації в лотичних гідроекосистемах верхнього басейну Західного Бугу ніхто досі не робив.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1

1. Hydrology and Freshwater Ecology / Arnell N. et al. *Climate Change 1995 : Impacts, Adaptations, and Mitigation of Climate Change, Scientific-Technical Analyses* / R. T. Watson, M. C. Zinyowera, R. H. Moss, D. J. Dokken (eds.); Cambridge University Press, 1995. P. 325–364.
2. Chapra S. C. *Surface Water-Quality Modeling*. Illinois, Long Grove : Waveland Press, Inc., 1997. 835 p.
3. *Water for Food, Water for Life : A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture* / D. Molden (ed.). London : Earthscan, 2007. 40 p.
4. Тугай А. М., Орлов В. О. *Водопостачання*. Київ : Знання, 2009. 735 с.
5. Пунько Б. М. *Наземні екосистеми : еколого-економічна характеристика та формування відносин* / НАУ, 2001. URL : <http://ena.lp.edu.ua/handle/ntb/9583>.
6. Fuerhacker M. EU Water Framework Directive and Stockholm Convention : can we reach the targets for priority substances and persistent organic pollutants? *Environ. sci. pollut. res. int.* 2009. Vol. 16, suppl. 1. P. 92–97.
7. Samecka-Cymerman A., Kempers A. J. Heavy metals in aquatic macrophytes from two small rivers polluted by urban, agricultural and textile industry sewages SW Poland. *Arch. environ. contam. toxicol.* 2007. Vol. 53, N 2. P. 198–206.
8. *Water Quality. Policy Brief.* UN-Water, 2011. URL : http://www.unwater.org/downloads/waterquality_policybrief.pdf.

9. Сучасний стан та екологічні проблеми водних ресурсів України / Снітинський В. В. та ін. *Журнал агробіології та екології*. 2014. Том 4, № 1. С. 9 – 16.
10. Міронова Н. Г. Вплив промислових підприємств на екологічний стан водних об'єктів східної частини Малеого Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць*. Львів : РВВ НЛТУ України, 2011. Вип. 21.3. С. 84–88.
11. Зоріна О. В. Основні особливості нового проекту державних санітарних норм і правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». *Гігієна населених місць : зб. наук. праць*. Київ, 2010. Вип. 56. С. 95–99.
12. Hayes C., Skubala N. Is there still a problem with lead in drinking water in the European Union? *J. water health*. 2009. Vol. 7, N 4. P. 569–580.
13. Findlay C. S., Houlihan J. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation biol.* 1997. Vol. 11. P. 1000–1009.
14. Trombulaka S. C., Frissell C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. biol.* 2000. Vol. 14, N 1. P. 18–30.
15. Zlobina V. L., Kiseleva V. V. The state of the hydroecosystem of “Losinyi Ostrov” National Park. *Water resources*. 2008. Vol. 35, N 1. P. 80–86.
16. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada : A review / J. Van Oostdam et al. *Sci. total environ.* 2005. Vol. 351–352. P. 165–246.
17. Ricca M. A., Keith Miles A., Anthony R. G. Sources of organochlorine contaminants and mercury in seabirds from the Aleutian archipelago of Alaska : inferences from spatial and trophic variation. *Sci. total environ.* 2008. Vol. 406, N 1 – 2. P. 308 – 323.
18. Relationship between blood mercury concentration and waist-to-hip ratio in elderly Korean individuals living in coastal areas / C. H. You et al. *J. Prev. Med. Public Health*. 2011. Vol. 44, N 5. P. 218–225.
19. Potential human health risks from toxic metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides via canned fish consumption: estimation of target hazard quotients / El Morsy F. A. et al. *J.*

- Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 2013. Vol. 48, N 12. P. 1470–1478.
20. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. Методика екологічної оцінки поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : Символ-Т, 1998. 28 с.
21. Interventions to improve water quality and supply, sanitation and hygiene practices, and their effects on the nutritional status of children / A. D. Dangour et al. *Cochrane Database Syst. Rev.* 2013. Vol. 8. 98 p.
22. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic : an overview of spatial and temporal trends / B. M. Braune et al. *Sci. total environ.* 2005. Vol. 351–352. P. 4–56.
23. Persistent organic pollutants and metals in the freshwater biota of the Canadian Subarctic and Arctic : an overview / M. S. Evans et al. *Sci. Total Environ.* 2005. Vol. 351–352. P. 94–147.
24. An assessment of the toxicological significance of anthropogenic contaminants in Canadian arctic wildlife / A. T. Fisk et al. *Sci. Total Environ.* 2005. Vol. 351–352. P. 57–93.
25. Pulkrabová J., Hajslová J., Poustka J., Kazda R. Fish as biomonitors of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in Czech aquatic ecosystems : pollution of the Elbe River basin. *Environ. health perspect.* 2007. Vol. 115, Suppl. 1. P. 28–34.
26. Макрофіти – індикатори змін природної середовища / Д. В. Дубина і др. Київ : Наук. думка, 1993. 434 с.
27. Егоркина Г. И., Зарубина Е. Ю., Кириллов В. В. Использование высших водных растений для оценки генотоксичности поверхностных вод. *Сибирский экол. журн.* 2000. Вып. 6. С. 685–688.
28. Ravera O. Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants : a review. *J. Limnol.* 2001. Vol. 60, suppl. 1. P. 63–78.

29. Биоиндикация и биотестирование – методы познания экологического состояния окружающей среды / Т. Я. Ашихмина и др. Киров, 2005. Вып. 4, ч. 3. 52 с.
30. Трифонова И. С. Биоиндикация в технологическом мониторинге. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*. 2007. С. 23–28.
31. Shellfish and residual chemical contaminants: hazards, monitoring, and health risk assessment along French coasts / M. Guéguen et al. *Rev. environ. contam. toxicol.* 2011. Vol. 213. P. 55–111.
32. Oze C., Bird D. K., Fendorf S. Genesis of hexavalent chromium from natural sources in soil and groundwater. *Proc. natl. acad. sci. U.S.A.* 2007. Vol. 104. P. 6544–6549.
33. Brack W., Klamer H. J., López de Alda M., Barceló D. Effect-directed analysis of key toxicants in European river basins a review. *Environ. sci. pollut. res. int.* 2007. Vol. 14, N 1. P. 30–38.
34. Toward a holistic and risk-based management of European river basins / W. Brack et al. *Integr. environ. assess. manag.* 2009. Vol. 5, N 1. P. 5–10.
35. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic / S. G. Donaldson et al. *Sci. total environ.* 2010. Vol. 408, N 22. P. 5165–5234.
36. Li X. D., Thornton I. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *App l. geochem.* 2001. Vol. 16. P. 1693–1706.
37. Mishra V. K., Upadhyay A. R., Pandey S. K., Tripathi B. D. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environ. monit. assess.* 2008. Vol. 141, N 1–3. P. 49–58.
38. Rai P. K. Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants : an ecosustainable approach. *Int. j. phytoremediation.* 2008. Vol. 10, N 2. P. 131–158.

39. Rai P. K. Heavy metals in water, sediments and wetland plants in an aquatic ecosystem of tropical industrial region, India. *Environ. monit. assess.* 2009. Vol. 158, N 1–4. P. 433–457.
40. Lead exposure by drinking water : an epidemiological study in Hamburg, Germany / R. Fertmann et al. *Int. j. hyg. environ. health.* 2004. Vol. 207. P. 235–244.
41. WHO, 2004. Guidelines for Drinking Water Quality. 3rd ed. Vol. 1. Geneva, 2004. URL : http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/.
42. WHO, 2014. UN-Water. Investing in water and sanitation : increasing access, reducing inequalities. UN-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS). WHO, 2014. 90 p.
43. Zhitkovich A. Chromium in drinking water: sources, metabolism, and cancer risks. *Chem. res. toxicol.* 2011. Vol. 24, N 10. P. 1617–1629.
44. Rai P. K. Heavy metal pollution in lentic ecosystem of sub-tropical industrial region and its phytoremediation. *Int. j. phytoremediation.* 2010 (a). Vol. 12, № 3. P. 226–242.
45. Bai J. H., Cui B. S., Chen B. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecol. modelling.* 2011. Vol. 222, N 2. P. 301–306.
46. Toxicological impact assessment of heavy metal contamination on macrobenthic communities in southern coastal sediments of Korea / D. I. Lim et. al. *Mar. pollut. bull.* 2013. Vol. 73, N 1. P. 362–368.
47. Integrated study of metal behavior in Mediterranean stream ecosystems : A case-study / N. Roig et. al. *J. hazard mater.* 2013. Vol. 263, pt 1. P. 122–130.
48. Khellaf N., Zerdaoui M. Growth response of the duckweed *Lemna gibba* L. to copper and nickel phytoaccumulation. *Ecotoxicology.* 2010. Vol. 19, N 8. P. 1363–1368.
49. Heydarnejad M. S., Khosravian-Hemamai M., Nematollahi A. Effects of cadmium at sub-lethal concentration on growth and biochemical parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ir. vet. j.* 2013. Vol. 66, N 1. P. 11.

50. Сологуб Л. І., Антоняк Г. Л., Бабич Н. О. Хром в організмі людини і тварин. Біохімічні, імунологічні та екологічні аспекти. Львів : Євросвіт, 2007. 127 с.
51. Mukherjee A., Zevenhoven R. Mercury in coal ash and its fate in the Indian subcontinent : A synoptic review. *Sci. total environ.* 2006. Vol. 368, N 1. P. 384–392.
52. Mercury toxicity to freshwater organisms: extrapolation using species sensitivity distribution / A. C. Rodrigues et. al. *Bull. environ. contam. toxicol.* 2013. Vol. 91, N 2. P. 191–196.
53. Weiner E. R. Applications of Environmental Aquatic Chemistry : A Practical Guide. New York : CRC Press, 2008. 442 p.
54. Danielsson L. G. On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. *Water res.* 1982. Vol. 16. P. 179–182.
55. Sigg L., Xue H., Kistler D., Schönenberger R. Size fractionation (dissolved, colloidal and particulate) of trace metals in the Thur river, Switzerland. *Aquatic geochem.* 2000. Vol. 6, N 4. P. 413–434.
56. Guéguen C., Dominik J. Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river: the Upper Vistula River (Poland). *Appl. geochem.* 2003. Vol. 18, N 3. P. 457–470.
57. Линник Р. П., Линник П. Н., Запорожец О. А. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах (обзор). *Методы и объекты химического анализа.* 2006. Т. 1, № 1. С. 4–26.
58. Линник П. Н., Васильчук Т. А., Линник Р. П., Игнатенко И. И. Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции. *Методы и объекты химического анализа.* 2007. Т. 2, № 2. С. 130–145.
59. Gundersen P., Steinnes E. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. *Water res.* 2003. Vol. 37, N 2. P. 307–318.
60. Gopalapillai Y., Hale B., Vigneault B. Effect of major cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) and anions (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^-) on Ni accumulation and toxicity in aquatic plant

- (*Lemna minor* L.) : implications For Ni risk assessment. *Environ. toxicol. chem.* 2013. Vol. 32, N 4. P. 810–821.
61. Franklin N. M., Stauber J. L., Markich S. J., Lim R. P. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquat. toxicol.* 2000. Vol. 48. P. 275–289.
62. Relative sensitivity of bull trout (*Salvelinus confluentus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to acute exposures of cadmium and zinc / J. A. Hansen et al. *Environ. toxicol. chem.* 2002. Vol. 21, N 1. P. 67–75.
63. Водний кодекс України : станом на 13 черв. 1995 р. / Верховна Рада України. Офіц. вид. Київ : Парлам. вид-во, 2006. 207 с.
64. Комплексна оцінка екологічного стану басейну Дніпра / В. Д. Романенко та ін. Київ, 2000. 100 с.
65. Божидарник В. В., Мольчак Я. О., Картава О. Ф. Еколого-гідрохімічна оцінка стану озера Світязь під впливом антропогенних навантажень. *Науковий вісник Волинського державного університету ім. Лесі Українки.* 2007. № 11, ч. 1. С. 102–106.
66. О проблеме оценки токсичности компонентов водной среды методами биологического тестирования / И. Г. Корпакова и др. *Вопросы рыболовства.* 2008. Т. 9, № 4 (36). С. 839–846.
67. Reynolds C. S. The ecosystems approach to water management. The main features of the ecosystems concept *J. aquatic ecosyst. health.* 1993. Vol. 2, N 1. P. 3–8.
68. Roy D., Barr J., Venema H. D. Ecosystem approaches in integrated water resources management. A review of transboundary river basins. UNEP, IISSD, 2011. 86 p.
69. Малюга Н. Г., Цаценко Л. В., Аветянц Л. Х. Биоиндикация загрязнения воды тяжелыми металлами с помощью представителей семейства рясковых – *Lemnaceae*. *Экологические проблемы Кубани : сб. науч. тр. Краснодар : КГАУ,* 1996. С. 153–155.
70. Капков В. И. Водоросли как биомаркеры загрязнения тяжелыми металлами морских прибрежных экосистем: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Москва, 2003. 52 с.

71. Куриленко В. В., Осмоловская Н. Г. Биоиндикаторная роль высших растений при диагностике загрязнений водных экосистем на примере малых водоемов г. Санкт-Петербурга. *Водные ресурсы*. 2007. Т. 34, № 6. С. 757–764.
72. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment / K. Peng et. al. *Sci. total environ.* 2008. Vol. 22. P. 2–9.
73. Брагінський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень*. Львів : Світ, 1993. С. 27–37.
74. Остапченко Л. І., Лукашов Д. В. Застосування методів біологічного моніторингу для оцінки антропогенного забруднення водних екосистем. *Техногенна безпека*. 2004. Т. 31, вип. 18. С. 150–156.
75. Спосіб біологічної оцінки забруднення води солями важких металів : пат. 31429 UA. Декларативний патент на корисну модель. опубл. 10.04.2008. Бюл. № 7, 2 с.
76. Holt E. A., Miller S. W. Bioindicators : using organisms to measure environmental impacts. *Nature education knowledge*. 2011. Vol. 3, N 10. P. 8.
77. Bioindicators of climate and trophic state in lowland and highland aquatic ecosystems of the Northern Neotropics / L. Pérez et. al. *Rev. biol. trop.* 2013. Vol. 61, N 2. P. 603–644.
78. Клименко О. М., Петрук А. М. Біоіндикаційна оцінка токсичності водного середовища на основі моделювання гранично-допустимих концентрацій іонів сульфату міді. *Збірник наукових статей за матеріалами III Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю Ecology-2011*. Вінниця, 2011. Т. 1. С. 196–201.
79. Биотестирование интегральной токсичности загрязненных почв и вод / В. М. Фомченков и др. Москва : Изд-во НИИ экономики мед. пром-сти, 1996. 31 с.
80. Ольхович О. П., Мусієнко М. М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. 64 с.

81. Глухов О. З., Машталер О. В. Біоіндикація техногенного забруднення навколишнього середовища південного сходу України : монографія. Донецьк : Вебер, 2007. 153 с.
82. Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ : Наук. думка, 2012. 344 с.
83. Ипатова В. И. Адаптация водных растений к стрессовым абиотическим факторам среды. Москва, 2005. 224 с.
84. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem / Q. Zhou et al. *Anal. chim. acta*. 2008. Vol. 606. P. 135–150.
85. Клименко О. М., Бедункова О. О., Петрук А. М. Оцінка токсичності штучних водойм з використанням тест-об'єктів *Allium* сера L. (цибуля звичайна) та *Lactuca sativa* (салату посівного). *Вісник НУВГП : зб. наук. праць*. Рівне, 2010. Вип. 4 (52). С. 76–85.
86. Оксуюк О. П., Жданова Г. А., Гусынская С. Л., Головки Т. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон. *Гидробиол. журн.* 1994 (б). Т. 30, № 3. С. 26–31.
87. Олексів І. Т., Брагінський Л. П., Олексів І. Т. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: теорія, методи і практика. Львів : Світ, 1995. 440 с.
88. Егоркина Г. И., Зарубина Е. Ю., Кириллов В. В. Использование высших водных растений для оценки генотоксичности поверхностных вод. *Сиб. экол. журн.* 2000. Вып. 6. С. 685–688.
89. Серегин И. В., Иванов В. Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиол. растений*. 2001. Т. 48. № 4. С. 606–630.
90. Демич Ю. А. Содержание тяжёлых металлов в объектах окружающей среды и состояние растительных популяций. *Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия*. 2006. № 7 (47). С. 45–53.
91. Burger J. Bioindicators : a review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environ. bioindicators*. 2006. Vol. 1, № 2. P. 136–144.
92. Kelp as a bioindicator : does it matter which part of 5 m long plant is used for metal analysis? / J. Burger et al. *Environ. monit. assess.* 2007. Vol. 128. P. 311–321.

93. Franklin P., Dunbar M., Whitehead P. Flow controls on lowland river macrophytes : a review. *Sci. total environ.* 2008. Vol. 400, N 1–3. P. 369–378.
94. Гуменюк Г. Б. Розподіл важких металів у гідроекосистемі прісної водойми (на прикладі Тернопільського ставу) : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Чернівці, 2003. 22 с.
95. Садчиков А. П., Кудряшов М. А. Гидрботаника : Прибрежно-водная растительность. Москва, 2005. 240 с.
96. Бреховских В. Ф., Казьмирук В. Д., Вишневская Г. Н. Биота в процессах массопереноса в водных объектах. Москва, 2008. 315 с.
97. Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология : теоретические и прикладные аспекты. Москва, 2009. 400 с.
98. Барина С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Экологические и географические характеристики водорослей-индикаторов. *Водоросли-индикаторы в оценке окружающей среды*. Москва : Изд-во ВНИИ природы, 2000. С. 60–150.
99. Тарашук О. С. Видовой состав фитоэпифитона рдеста курчавого (*Potamogeton crispus* L.) на речном участке Каневского водохранилища (Украина). *Альгология*. 2005. № 3. С. 310–325.
100. Токарев Ю. Н., Финенко З. З., Шадрин Н. В. Микроводоросли Черного моря. Проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования. Севастополь : ЭКОСИ–Гидрофизика, 2008. 454 с.
101. Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Макрофитобентос и макрофитоперифитон заповедника «Лебяжий острова» (Черное море, Украина). *Альгология*. 2010. № 2. С. 176–191.
102. Caudales R., Hernandez E. V., Sanchez-Perez A., Liogier H. A. Aquatic and wetland plants of Puerto Rico. I. Pteridophyta. *Anales jard bot. madrid*. 2000. Vol. 57, N 2. P. 333–339.
103. Sood A., Uniyal P. L., Prasanna R., Ahluwalia A. S. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*. 2012. Vol. 41, N 2. P. 122–137.

104. Chambers P. A., Lacoul P., Murphy K. J., Thomaz S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 198. P. 9–26.
105. Dhote S., Dixit S. Water quality improvement through macrophytes – a review. *Environ. monitor. assess.* 2009. Vol. 152. P. 149–153.
106. Hamann E., Puijalon S. Biomechanical responses of aquatic plants to aerial conditions. *Ann. bot.* 2013. Vol. 112, N 9. P. 1869–1878.
107. Miler O., Albayrak I., Nikora V., O’Hare M. Biomechanical properties and morphological characteristics of lake and river plants : implications for adaptations to flow conditions. *Aquat. sci.* 2014. Vol. 76, N 4. P. 465–481.
108. Reinhold D. M. Fate of Fluorinated Organic Pollutants in Aquatic Plant Systems : Studies with Lemnaceae and Lemnaceae Tissue Cultures. ProQuest, 2007. 267 p.
109. Dhir B., Sharmila P., Saradhi P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Crit. rev. environ. sci. technol.* 2009. Vol. 39. P. 754–781.
110. Santamaría L. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta oecologica*. 2002. 23. P. 137–154.
111. Міронова Н. Г. Вищі водні та прибережно-водні рослини техногенних озер Малого Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць*. Львів : РВВ НЛТУ України, 2012. Вип. 22.06. С. 63–67.
112. Lovell R. G. Field Guide to Aquatic Plants of Alabama. Alabama Department of Conservation and Natural Resources, 2007. 73 p.
113. Robe W. E., Griffiths H. Physiological and photosynthetic plasticity in the amphibious, freshwater plant, *Littorella uniflora*, during the transition from aquatic to dry terrestrial environments. *Plant cell environ.* 2000. Vol. 23. P. 1041–1054.
114. Li Z. Q., Yu D., Xu J. Adaptation to water level variation: responses of a floating-leaved macrophyte *Nymphoides peltata* to terrestrial habitats. *Annales de Limnologie. Int. j. limnology*. 2011. Vol. 47. P. 97–102.

115. Pedro F., Maltchik L., Bianchini I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. *Braz. j. biol.* 2006. Vol. 66, N 2B. P. 575–585.
116. Kohler J., Hachol J., Hilt S. Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river : Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquat. bot.* 2010. Vol. 92. P. 129–136.
117. Taxonomy and biogeography of seagrasses. Seagrasses : Biology, Ecology and Conservation / Larkum A. W. D., Duarte C., Orth R. J. (eds.) New York : Springer-Verlag, 2005.
118. Zhao L. C., Wu Z. Y. A review on the taxonomy and evolution of *Ruppia*. *J. syst. evolut.* 2008. Vol. 46. P. 467–478.
119. Wiegleb G., Kaplan Z. An account of the species of *Potamogeton* L. *Folia Geobotanica*. 1998. Vol. 33. P. 241–316.
120. Musselman L. J. Georgia quillworts. *J. georgia bot. soc.* 2001. Vol. 16. P. 2–19.
121. Kohler J., Hachol J., Hilt S. Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquat. bot.* 2010. Vol. 92. P. 129–136.
122. Bornette G., Puijalon S. Response of aquatic plants to abiotic factors : a review. *Aquat. sci.* 2011. Vol. 73. P. 1–14.
123. Robe W. E., Griffiths H. Adaptations for an amphibious life : changes in leaf morphology, growth rate, carbon and nitrogen investment, and reproduction during adjustment to emersion by the freshwater macrophyte *Littorella uniflora*. *New phytol.* 1998. Vol. 140. P. 9–23.
124. Eutrophication impacts on a river macrophyte / M. T. O'Hare et al. *Aquat. bot.* 2010. Vol. 92, N 3. P. 173–178.
125. Smith S. D. P. The roles of nitrogen and phosphorus in regulating the dominance of floating and submerged aquatic plants in a field mesocosm experiment. *Aquatic bot.* 2014. Vol. 112. P. 1–9.
126. Floating plant dominance as a stable state / M. Scheffer et al. *Proc. natl. acad. sci. U.S.A.* 2003. Vol. 100. P. 4040–4045.

127. Competition for light and nutrients in layered communities of aquatic plants / L. P. et al. *Amer. natur.* 2015. Vol. 186, N 1. P. 72–83.
128. Mehra A., Farago M. E., Banerjee D. K., Cordes K. B. The water hyacinth : an environmental friend or pest? A review. *Resour. environ. biotechnol.* 1999. Vol. 2. P. 255–281.
129. Brix H. Plants used in constructed wetlands and their functions. *1st International seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands*, may 8–10, 2003. Lisbon, 2003. P. 2–30.
130. Федорчук І., Мусієнко М. Вища водна рослинність та її роль у формуванні екологічного стану річкових систем природоохоронних територій. *Вісник Київського національного університету імені Т. Шевченка*. 2006. № 1(10). С. 42–45.
131. Biudes J. F., Camargo A. F. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). *Braz. j. biol.* 2006. Vol. 66, N 3. P. 781–789.
132. Drost W., Matzke M., Backhaus T. Heavy metal toxicity to *Lemna minor* : studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure. *Chemosphere*. 2007. Vol. 67, N 1. P. 36–43.
133. Proximate nutrient analyses of four species of submerged aquatic vegetation consumed by Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*) compared to romaine lettuce (*Lactuca sativa* var. *longifolia*) / J. L. Siegal-Willott et al. *J. zoo wildl. med.* 2010. Vol. 41, N 4. P. 594–602.
134. Bergmann B. A., Classen J., Cheng J., Stomp A. M. In vitro selection of duckweed geographical isolates for potential use in swine lagoon effluent renovation. *Bioresource technol.* 2000. Vol. 73, N 1. P. 13–20.
135. Geoffroy L., Frankart C., Eullaffroy P. Comparison of different physiological parameter responses in *Lemna minor* and *Scenedesmus obliquus* exposed to herbicide flumioxazin. *Environm. pollut.* 2004. Vol. 131, N 2. P. 233–241.
136. Toxicity assessment of heavy metal mixtures by *Lemna minor* L. / T. Horvat et al. *Sci. tot. environ.* 2007. Vol. 384, N 1–3. P. 229–238.

137. Hurd N. A., Sternberg S. P. Bioremoval of aqueous lead using *Lemna minor*. *Int. j. phytoremed.* 2008. Vol. 10, № 4. P. 278–288.
138. Kirpenko N. I., Usenko O. M. Influence of higher aquatic plants on microalgae. *Hydrobiol. j.* 2013. Vol. 49, № 2. P. 57–74.
139. Kurashov E. A., Krylova J. V., Mitrukova G. G., Chernova A. M. Low-molecular-weight metabolites of aquatic macrophytes growing on the territory of Russia and their role in hydroecosystems. *Cont. probl. ecol.* 2014. Vol. 7, N 4. P. 433–448.
140. Antioxidant, antibacterial, and anticandidal activities of an aquatic plant : duckweed (*Lemna minor* L. Lemnaceae) / I. Gülçin et al. *Turk. j. biol.* 2010. Vol. 34. P. 175–188.
141. Vasconcelos M. T., Leal M. F. Exudates of different marine algae promote growth and mediate trace metal binding in *Phaeodactylum tricornutum*. *Mar. environ. res.* 2008. Vol. 66, N 5. P. 499–507.
142. Roy S. The coevolution of two phytoplankton species on a single resource: allelopathy as a pseudo-mixotrophy. *Theor. popul. biol.* 2009. Vol. 75, N 1. P. 68–75.
143. The relevance of marine chemical ecology to plankton and ecosystem function : an emerging field / A. Ianora et al. *Mar. drugs.* 2011. Vol. 9, N 9. P. 1625–1648.
144. Grover J. P., Wang F. B. Competition and allelopathy with resource storage : two resources. *J. theor. biol.* 2014. Vol. 351. P. 9–24.
145. Hilton J., O'Hare M., Bowes M. J., Jones J. I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. total environ.* 2006. Vol. 365, N 1–3. P. 66–83.
146. Kumar J. I. N., Soni H., Kumar R. N., Bhatt I. Macrophytes in phytoremediation of heavy metal contaminated water and sediments in Pariyej Community Reserve, Gujarat, India. *Turk. j. fish. aquatic sci.* 2008. Vol. 8. P. 193–200.
147. Phytoremediation as a management option for contaminated sediments in tidal marshes, flood control areas and dredged sediment landfill sites / V. Bert et al. *Environ. sci. pollut. res. int.* 2009. Vol. 16, N 7. P. 745–764.

148. Rai P. K. Phytoremediation of heavy metals in a tropical impoundment of industrial region. *Environ. monit assess.* 2010(6). Vol. 165, N 1–4. P. 529–537.
149. Cadmium accumulation in the rootless macrophyte *Wolffia globosa* and its potential for phytoremediation / W. Y. Xie et al. *Int. j. phytoremed.* 2013. Vol. 15, N 4. P. 385–397.
150. Zhang J., Shu W. S. Mechanisms of heavy metal cadmium tolerance in plants. *Zhi Wu Sheng Li Yu Fen Zi Sheng Wu Xue Xue Bao.* 2006. Vol. 32, N 1. P. 1–8.
151. Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Curr. opin. plant biol.* 2009. Vol. 12, N 3. P. 364–372.
152. Expression of zinc and cadmium responsive genes in leaves of willow (*Salix caprea* L.) genotypes with different accumulation characteristics / C. Konlechner et al. *Environ. pollut.* 2013. Vol. 178. P. 121–127.
153. Kadlec R. H., Wallace S. Treatment wetlands. 2nd ed. Taylor & Francis Group, LLC, 2009. 1000 p.
154. Shelef O., Gross A., Rachmilevitch S. Role of Plants in a Constructed Wetland : Current and New Perspectives. *Water.* 2013. Vol. 5. P. 405–419.
155. Effectiveness of vegetated systems in managing contaminated runoff from sugarcane and banana farms to protect off-farm aquatic ecosystems, particularly the Great Barrier Reef. A Report for the Department of Environment and Heritage Protection. Report No. 14/10 / J. DeBose et al. Townsville : James Cook University, 2014. 118 p.
156. Филенко О. Ф. Методы биотестирования качества водной среды. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1989. 124 с.
157. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants : APG II. *Bot. j. lin. soc.* 2003. Vol. 141. P. 399–436.
158. Phylogenetic relationships of aroids and duckweeds (Araceae) inferred from coding and noncoding plastid DNA / L. I. Cabrera et al. *Am. j. bot.* 2008. Vol. 95, N 9. P. 1153–1165.
159. Hillman W. The Lemnaceae, or duckweeds. *Bot. rev.* 1961. Vol. 27. P. 221–287.

160. Тахтаджян А. Л. Система магнолиофитов. Ленинград : Наука, 1987. 439 с.
161. Phylogeny and Systematics of Lemnaceae, the Duckweed Family / D. H. Les et al. *Syst. bot.* 2002. Vol. 27. P. 221–240.
162. Landolt E. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae). Vol. 2: The family of Lemnaceae – A monographic study. Part 1 of the monograph: Morphology; karyology; ecology; geographic distribution; systematic position; nomenclature; descriptions. Zurich : Veröff. Geobot. Inst., Stiftung Rübel, ETH, 1986.
163. cpDNA microsatellite markers for *Lemna minor* (Araceae) : Phylogeographic implications / G. A. Wani et al. *Appl. plant sci.* 2014. Vol. 2, N 7. P. 1300099.
164. Кроткевич П. Г. Роль растений в охране водоемов. Москва : Знание, 1982. 64 с.
165. Influence of salinity on duckweed growth and duckweed based wastewater treatment system / S. P. H. Wendeou et al. *J. water res. protect.* 2013. Vol. 5. P. 993–999.
166. Stockey R., Hoffman G., Rothwell G. The fossil monocot *Limnobiophyllum scutatum* : resolving the phylogeny of Lemnaceae. *Am. j. bot.* 1997. Vol. 84, N 3. P. 355–368.
167. USDA, ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network – (GRIN). National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. URL : <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/splist.pl> 6629.
168. Липа О. Л., Добровольський І. А. Ботаніка. Систематика нижчих і вищих рослин. Київ : Вища шк., 1975. 400 с.
169. Дубина Д. В. Угрупування формації ряски горбатой. *Зелена книга України*. URL : <http://greenbook.land.kiev.ua/158.html>
170. Рослинність дельти Кілійського гирла Дунаю. I. Водна рослинність. Клас Lemnetae / Д. В. Дубина та ін. *Укр. фітоцен. зб.* Київ, 2000. Сер. А, вип. 1 (16). С. 28–38.
171. Красная Книга. Украина, Львовская область. Ряска горбатая (*Lemna gibba* L.). URL : <http://www.plantarium.ru/page/redbook/id/89.html>.

172. The Spirodela polyrhiza genome reveals insights into its neotenus reduction fast growth and aquatic lifestyle / W. Wang et al. *Nat. commun.* 2014. Vol. 5. P. 3311.
173. Wang W., Messing J. High-throughput sequencing of three Lemnoideae (duckweeds) chloroplast genomes from total DNA. *PLoS One.* 2011. Vol. 6, N 9. P. e24670.
174. Sculthorpe C. D. *The Biology of Aquatic Vascular Plants.* London : Edward Arnold, 1967. Reprinted 1985. P. 346–364.
175. Bogner J. The free-floating Aroids (Araceae)-living and fossil. *Zitteliana.* 2009. Vol. 48. P. 113–128.
176. Isotopic evidence for anthropogenic impacts on aquatic food web dynamics and mercury cycling in a subtropical wetland ecosystem in the US / Y. Wang et al. *Sci. total environ.* 2014. Vol. 487. P. 557–564.
177. Wikipedia, der freien Enzyklopädie : Wasserlinsen. URL : <http://www.wikiwand.com/de/Wasserlinsen>.
178. Доброхотова К. В., Ролдугин И. И., Доброхотова О. В. Водные растения. Алма-Ата : Кайнар, 1982. 192 с.
179. Подсемейство рясковые (Lemnoideae). Биологическая энциклопедия. URL : http://dic.academic.ru/dic.nsf/enc_biology/1613/.
180. Słownik botaniczny / A. Szweykowska, J. Szweykowski (red.). Warszawa : Wiedza Powszechna, 2003. 938 s.
181. Wang W., Messing J. Analysis of ADP-glucose pyrophosphorylase expression during turion formation induced by abscisic acid in *Spirodela polyrhiza* (greater duckweed). *Bmc plant biol.* 2012. 12. P. 5.
182. Driever S. M., van Nes E. H., Roijackers R. M. M. Growth limitation of *Lemna minor* due to high plant density. *Aquatic bot.* 2005. Vol. 81. P. 245–251.
183. Cayuela M. L., Millner P., Slovin J., Roig A. Duckweed (*Lemna gibba*) growth inhibition bioassay for evaluating the toxicity of olive mill wastes before and during composting. *Chemosphere.* 2007. Vol. 68. P. 1985–1991.

184. Bouchard S. S., Murphy A. K., Berry J. A. Non-additive dietary effects in juvenile slider turtles, *Trachemys scripta*. *Comp. biochem. physiol. a. mol. integr. physiol.* 2010. Vol. 155, N 2. P. 264–270.
185. Lahive E., O'Halloran J., Jansen M. A. A marriage of convenience; a simple food chain comprised of *Lemna minor* (L.) and *Gammarus pulex* (L.) to study the dietary transfer of zinc. *Plant biol (stuttg)*. 2015. Vol. 17, suppl. 1. P. 75–81.
186. Zimmo O. R., Al-Sa'ed R. M., van der Steen N. P., Gijzen H. J. Process performance assessment of algae-based and duckweed-based wastewater treatment systems. *Water sci. technol.* 2002. Vol. 45, N 1. P. 91–101.
187. FAO (Food and Agricultural Organization), 1999. Duckweed : A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment. URL : <http://www.fao.org/ag/AGAinfo/resources/documents/DW/Dw2.htm>.
188. Leng R. A., Stambolie J. H., Bell R. Duckweed a potential high protein feed resource for domestic animals and fish. *Livestock Research for Rural Development*. 1995. Vol. 7, N 1. URL : <http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/lrrd/lrrd7/1/3.htm>.
189. Wastewater-grown duckweed may be safely used as fish feed / M. S. Islam et al. *Can. j. microbiol.* 2004. Vol. 50, N 1. P. 51–56.
190. Yilmaz E., Akyurt I., Günal G. Use of duckweed, *Lemna minor*, as a protein feedstuff in practical diets for common carp, *Cyprinus carpio*, fry. *Turk. j. fish. aquatic sci.* 2004. Vol. 4. P. 105–109.
191. Anh N. D., Preston T. R. Evaluation of protein quality in duckweed (*Lemna* spp.) using a duckling growth assay. *Livest. res. rural develop.* 1997. Vol. 9, № 2. URL : <http://www.lrrd.org/lrrd9/2/anh92.htm>.
192. Men L. T., Van B. H., Chinh M. T., Preston T. R. Effect of dietary protein level and duckweed (*Lemna* spp.) on reproductive performance of pigs fed a diet of ensiled cassava root or cassava root meal. *Livestock res. rural devel.* 1997. Vol. 9, N 1. URL : <http://www.fao.org/livestock/agap/frg/lrrd/lrrd9/1/lemen911.htm>.
193. Van B. H., Men L. T., Son V. V. Duckweed (*Lemna* spp.) as protein supplement in an ensiled cassava root diet for fattening pigs. *Livestock res. rural devel.* 1997. Vol. 9, N 1. URL : <http://www.fao.org/livestock/agap/frg/lrrd/lrrd9/1/lemen912.htm>.

194. O'Bryan S., Brown T. F., Wittie R. D. Utilization of phosphorus by Holstein steers fed duckweed (*Lemna minor*) grown on dairy wastewater. *J. dairy sci.* 1998. Vol. 81, suppl. 1. P. 327.
195. Krimpen van Regional protein sources for application in poultry diets. LowInputBreeds technical note. 2014. URL : <http://www.lowinputbreeds.org>.
196. Abdullaev D. A. The use of common duckweed as green feed for chickens. *Uzbekskii Biologicheskii Journal (USSR)*. 1969. 13. P. 42–43.
197. Таубаев Т., Абдиев М. Ряски водоемов Узбекистана и их использование в народном хозяйстве. Ташкент : Фан УзССР, 1973. 89 с.
198. Кокин К. А. Экология высших водных растений. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1982. 160 с.
199. Xu J., Cui W., Cheng J. J., Stomp A. M. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. *Biosystems Eng.* 2011. Vol. 110, N 2. P. 67–72.
200. Xu J., Zhao H., Stomp A. M., Cheng J. J. The production of duckweed as a source of biofuels. *Biofuels*. 2012. Vol. 3, N 5. P. 589–601.
201. Upadhyay A. R., Mishra V. K., Pandey S. K., Tripathi B. D. Biofiltration of secondary treated municipal wastewater in a tropical city. *Ecol. engin.* 2007. Vol. 30, N 1. P. 9–15.
202. Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*) / S. Alvarado et al. *Biores. technol.* 2008. Vol. 99. P. 8436–8440.
203. Dosnon-Olette R., Couderchet M. L., Eullaf-Froy P. Phytoremediation of fungicides by aquatic macrophytes : Toxicity and removal rate. *Ecotoxicol. environ. safety*. 2009. Vol. 72, N 8. P. 2096–2101.
204. Teisseire H., Guy V. Copperinduced changes in antioxidant enzymes activities in fronds of duckweed (*Lemna minor*). *Plant sci.* 2000. Vol. 153, N 1. P. 65–72.
205. Effects of nickel on the chloroplasts of the duckweeds *Spirodela polyrhiza* and *Lemna minor* and their possible use in biomonitoring and phytoremediation / K. Appenroth et al. *Chemosphere*. 2010. Vol. 78, N 3. P. 216–223.

206. Oron G. Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production. *Agr. water manage.* 1994. Vol. 26. P. 27–40.
207. Cheng J. J., Stomp A. M. Growing duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. *CLEAN – Soil, Air, Water.* 2009. Vol. 37, N 1. P. 17–26.
208. Жданов В. С. Аквариумные растения : справочник / под ред. С. Е. Коровина. 2-е изд. Москва : Лесн. пром-сть, 1987. 294 с.
209. Hiscock P. Encyclopedia of Aquarium Plants. *United States and Canada : Interpret publ.*, 2003.
210. Махлаюк В. П. Лекарственные растения в народной медицине. Москва : Нива России, 1992. 477 с.

РОЗДІЛ 2

УМОВИ ДОСЛІДЖЕНЬ І МЕТОДИКА ВИВЧЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ТА МЕТАБОЛІЧНИХ РЕАКЦІЙ ПЛЕЙСТОФІТІВ НА ЇЇ ПОГІРШЕННЯ

2.1 Територія досліджень та програма експериментів

Експериментальні дослідження проводили впродовж 2007 – 2014 рр. відповідно до плану науково-дослідної роботи кафедри екології Львівського національного аграрного університету за держбюджетними темами: «Дослідити стан окремих компонентів екосистем та розробити заходи щодо оптимізації їх функціонування в умовах техногенезу» за 2006 – 2010 рр. (номер державної реєстрації 0106U002074) та «Дослідити стан і динаміку природних компонентів агроекосистем Західного регіону України та розробити заходи щодо оптимізації їх ефективного функціонування в умовах антропогенезу» за 2011 – 2015 рр. (номер державної реєстрації 0111U001253). У межах цих тем автор упродовж 2006 – 2015 рр. досліджувала екологічний стан окремих водних об'єктів на території Львівської та Волинської областей, стан метаболізму та антиоксидантної системи у клітинах рослин роду Ряска (*Lemna*) та інших макрофітів, а також адаптаційні, біоіндикаційні й фіторе mediaційні властивості цих рослин.

Дослідження за темою дисертаційної роботи були зосереджені головним чином на території м. Дубляни Жовківського району Львівської області. Окремі спостереження та експерименти виконані на території сіл Великі Грибовичі (Жовківський район Львівської області) і Світязь (Шацький район Волинської області) та с.м.т. Добротвір Кам'янка-Бузького району Львівської області.

Жовківський район розташований у північно-західній частині Львівської області. На півдні район примикає до обласного центру – м. Львова та межує з Пустомитівським районом. На півночі Жовківський район межує з Сокальським районом, на сході – з Кам'янка-Бузьким, на південному заході – зі Яворівським районом, а на північному заході – із Республікою Польща. Районний та

адміністративний центр – м. Жовква. Площа району становить 1295 км², населення – 109 365 осіб (на 1 серпня 2013 р.) [211].

У фізико-географічному аспекті Жовківський район розташований на межі природних областей: Карпати, представлені залісненим горбогірним пасмом Розточчя; Полісся – рівниною Мале Полісся; Поділля – горбистим пасмом Грядового Побужжя, яке складається з кількох гряд, зокрема Смереківської, Куликівської, Гряденської, Малехівської. Тут межа природних територій збігається з важливими межами Європи – геологічною, кліматичною та межами ареалів поширення рослин і тварин. Поруч з нею, по Розточчі проходить Головний Європейський вододіл [212]. Середня висота над рівнем моря становить 250 м, а найвища точка Жовківського району знаходиться на Розточчі – гора Гарай висотою 393 м (поблизу Жовкви) [211]. Інші вершини Розточчя на території району – Побійна (поруч Крехова), Вовковиця (біля Рави-Руської), Кам'яна (поблизу Фійни) та Скляна (в околицях Нової Скваряви).

Клімат району помірноконтинентальний, характеризується високою вологістю (до 78 %), м'якими зимами, теплим літом без засух. Континентальність клімату зростає з північного заходу на південний схід. Максимальна кількість опадів випадає у червні і липні, мінімум – узимку. На територію району в середньому випадає 650–710 мм опадів за рік [212].

На території Жовківського району є поклади корисних копалин, зокрема кам'яного вугілля (Любельське родовище), бурого вугілля (поблизу сіл Монастирок, Клебани, Потелич), торфу (у долині річки Рати), а також запаси гончарної глини, піску, вапняків, мергелів, які знаходяться по всій території і мають велику потужність (до 900 м). Частково на південно-західну частину району заходить Немирівське родовище самородної сірки. Та території району є також джерела мінеральних вод і термальні джерела [212].

Більша частина території району рівнинна. Найпоширенішими типами ґрунтів Жовківського району є дерново-підзолисті, сірі опідзолені, дернові, лучні та болотні. Ліси, які розповсюджені по всій території району, займають 31 тис. га, що становить 23,4 % його площі. Основні лісові масиви Малого Полісся

представлені сосново-дубовими лісами. Крім сосни і дуба, які займають понад 60% площі лісів, на території району поширені такі породи дерев, як бук (на Розточчі), граб, береза, вільха, ясен [211; 212]. Значна площа лісів зумовлює багатство фауни. Тут поширені олені, сарни, дикі кабани, борсуки. На ставках водяться чаплі та різні види качок. Щодо флористичного багатства, то загалом на території району налічується близько 988 видів вищих рослин, серед яких і водяні рослини-макрофіти.

Річкова мережа Жовківського району належить до басейну ріки Західний Буг. Основні водні артерії – це такі річки, як Рата з притоками Мощанка, Свиня, Желдець, Біла, а також притоки Полтви – Думниця і Яричівка. Загальна протяжність гідрографічної мережі району становить 676,6 км [211]. Значні площі на Жовківщині займають стави. Вони розташовані поблизу сіл Великі Грибовичі, Блищиводи, Крехів, Цитуля, Нова Скварява, Любеля, Потелич, Зашків, Зіболки і слугують місцем масового відпочинку населення району. Великі озера знаходяться біля сіл Майдан, Фійна та Воля Висоцька. Декілька ставків та озеро є на території м. Дубляни.

Територіально-господарський комплекс Жовківського району спеціалізується в основному на виробництві продуктів харчування (хлібобулочні та кондитерські вироби, тваринне масло, тверді сири), а також меблів, взуття, поліграфічної продукції, запчастин для автомобілів, дорожньої техніки, обладнання для доріг. У районі здійснюється виробництво сільськогосподарської продукції та її переробка, лісозаготівля та переробка деревини. Загалом у Жовківському районі налічується 25 промислових підприємств, з них дев'ять харчопереробних, п'ять деревообробних, п'ять металообробних, два поліграфічних підприємства тощо. У районі функціонує 34 агроформування, 108 фермерських господарств. Крім цього, у районі працює потужний приватний сектор (понад 22,3 тис. селянських господарств). Питома вага продукції, яка виробляється у приватному секторі, становить близько 90,0 %. Питома вага Жовківського району у Львівській області за обсягом промислової продукції становить 1,5 %, а за обсягом валової продукції сільськогосподарства – 7,8 %.

Через район проходить низка важливих транспортних коридорів, серед них – автошляхи Е40 та Е372 [211].

Для Жовківського району з його високим природно-ресурсним потенціалом актуальний розвиток природоохоронних територій для туристичних цілей. У 80-90-х роках ХХ ст. були створені ландшафтні заказники місцевого значення “Гряди” і “Завадівський”, гідрологічний заказник “Потелич” загальнодержавного значення, а також Національний природний парк “Яворівський” [213].

Місто Дубляни розташоване на віддалі 10 км від м. Львова, 25 км від районного центру, координати: 49°53'46" пн. ш. і 24°05'33" сх. д. Висота над рівнем моря становить 269 м. Площа м. Дубляни – 4,95 км², кількість населення – 10 795 осіб (станом на 01.01.2011 р.) [214].

Місто Дубляни – одне з трьох міст на території Жовківського району. Перша історична згадка про м. Дубляни датується 1468 роком. Назва походить від дубових лісів, яких тоді було багато в цій місцевості. Статус м. Дубляни мають з 1978 року [214].

Ділянка розташування міста і прилеглих територій приурочена до зони зчленування горбистої височини Розточчя та Малехівського лесового пасма Малого Полісся, через що рельєф місцевості дуже строкатий [215].

Місто Дубляни розміщене над річкою Підболоткою (притока р. Полтви), на північному схилі однієї з гряд Грядового Побужжя, яка тягнеться в південно-східному напрямку від грибовицьких горбів. Південним боком гряда прилягає до долини р. Полтви, а північним краєм межує з торфовищами, які простягаються від сіл Брюховичі і Гряда в напрямку Яричева та Задвір'я [216]. Для місцевості характерні ознаки переходу зони Лісостепу в Полісся. Торфовища з півночі та болота Полтви з півдня, порівняно низинне розміщення Дублян сприяють високій вологості клімату та частим туманам [217].

Околиці Дублян мало заліснені. Лісового захисту від північних вітрів практично немає, а з південної сторони міститься невеликий лісовий масив «Малиняк» площею 6 га. Поля навкруги Дублян мають назви: з південного сходу – «Карвати», з півдня – «Корчунок», із заходу – «Підлужки», з півночі – «Торфи».

Ґрунти в околицях Дублян характеризуються широким спектром хімічного складу, а глибина культурного шару коливається в межах від 0,2 до 0,7 м і більше. Є пам'ятка природи місцевого значення – дендропарк [218].

На території м. Дубляни функціонує понад 50 середніх і малих підприємств. Через місто пролягає автошлях Е40. Місто має значний науковий та інтелектуальний потенціал. У 1856 році в Дублянах була створена вища сільськогосподарська школа, яка в 1901 році набула статусу академії (нині Львівський національний аграрний університет) [214].

Село Великі Грибовичі віддалене на 8 км на північ від Львова і 2 км на захід від Дублян і знаходиться при автомобільній дорозі Львів – Жовква. Площа села – 12,30 км², географічне положення згідно з координатами 49°54'41" пн. ш., 24°03'08" сх. д. Село лежить на північному краю височини, яка становить частину Жовківського Розточчя, і оточене з півночі долиною Старої Ріки (Яричівки), з півдня – болотистою долиною річки Полтви. Великі Грибовичі лежать на висоті 271 м над рівнем моря, на південь від села стоїть гора Михайловщина (361 м), на захід – Чорна гора висотою 354 м, заліснена в західній стороні [219].

Важливою екологічною проблемою села є розміщення на його землях найбільшого на території Львівської області сміттєзвалища. Цей небезпечний об'єкт функціонує з 1957 р. За час експлуатації у ньому накопичено понад 50 млн м³ сміття. До 1990 р. у його межах складували не лише тверді побутові, а й токсичні промислові відходи. Їхня кількість, за орієнтовними оцінками, сягає 2 млн т. Крім сміття, на території сміттєзвалища накопичено понад 200 тис. т кислих гудронів – відходів Львівського нафтопереробного заводу. Показано, що товщина шару сміття у південно-східній частині полігону сягає 50 м, у північно-західній коливається від 1–3 до 10 м. Сумарна його площа становить 33,6 га [215]. Наявність цього об'єкта призводить до погіршення екологічного та санітарно-гігієнічного стану компонентів довкілля прилеглих до сміттєзвалища територій, що зумовлює необхідність розроблення заходів щодо поліпшення екологічної та санітарно-епідемічної ситуації в зоні його впливу.

Експериментальні дослідження проводили в п'ять етапів, відповідно до визначених завдань роботи.

Схеми розташування модельних об'єктів для кожного етапу подано на рис. 2.1 – 2.3.

На першому етапі досліджували стан водного середовища в окремих водоймах на території Львівської та Волинської областей (див. рис. 2.1). Об'єктами досліджень були вибрані такі водойми: озеро і два стави (№ 1 і № 2), розташовані на території м. Дубляни, став на території с. Великі Грибовичі (Жовківський район Львівської області), озеро Світязь, що входить до Шацького національного природного парку (с. Світязь Шацького району Волинської області) та водосховище теплової електростанції (ТЕС) с.м.т. Добротвір Кам'янка-Бузького району Львівської області.

Проби води для аналізу відбирали зі зазначених водойм упродовж жовтня 2009 р. згідно із загальноприйнятою методикою [20; 220]. У роботі використовували загальноприйняті в гідрохімії методи досліджень: титриметричний аналіз (з метою визначення твердості, основності води та вмісту в ній хлоридів), фотометричний аналіз (для визначення загального вмісту Феруму, іонів амонію, нітратів, нітритів, фосфатів), потенціометрію (визначення показника рН) [20; 221; 222].

Екологічну оцінку якості води досліджуваних об'єктів виконували зі застосуванням чинної системи класифікацій і нормативів оцінки якості поверхневих вод України [223]. Вона охоплює три блоки показників:

- показники сольового складу (I1) – мінералізація, сульфати, хлориди;
- трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) показники (I2) – завислі речовини, рН, іони амонію, нітрати, нітроти, фосфати, розчинений кисень, окиснюваність перманганатна;
- показники вмісту специфічних речовин токсичної дії (I3) – Ферум, Кадмій, Плюмбум, Хром (VI), Кобальт.

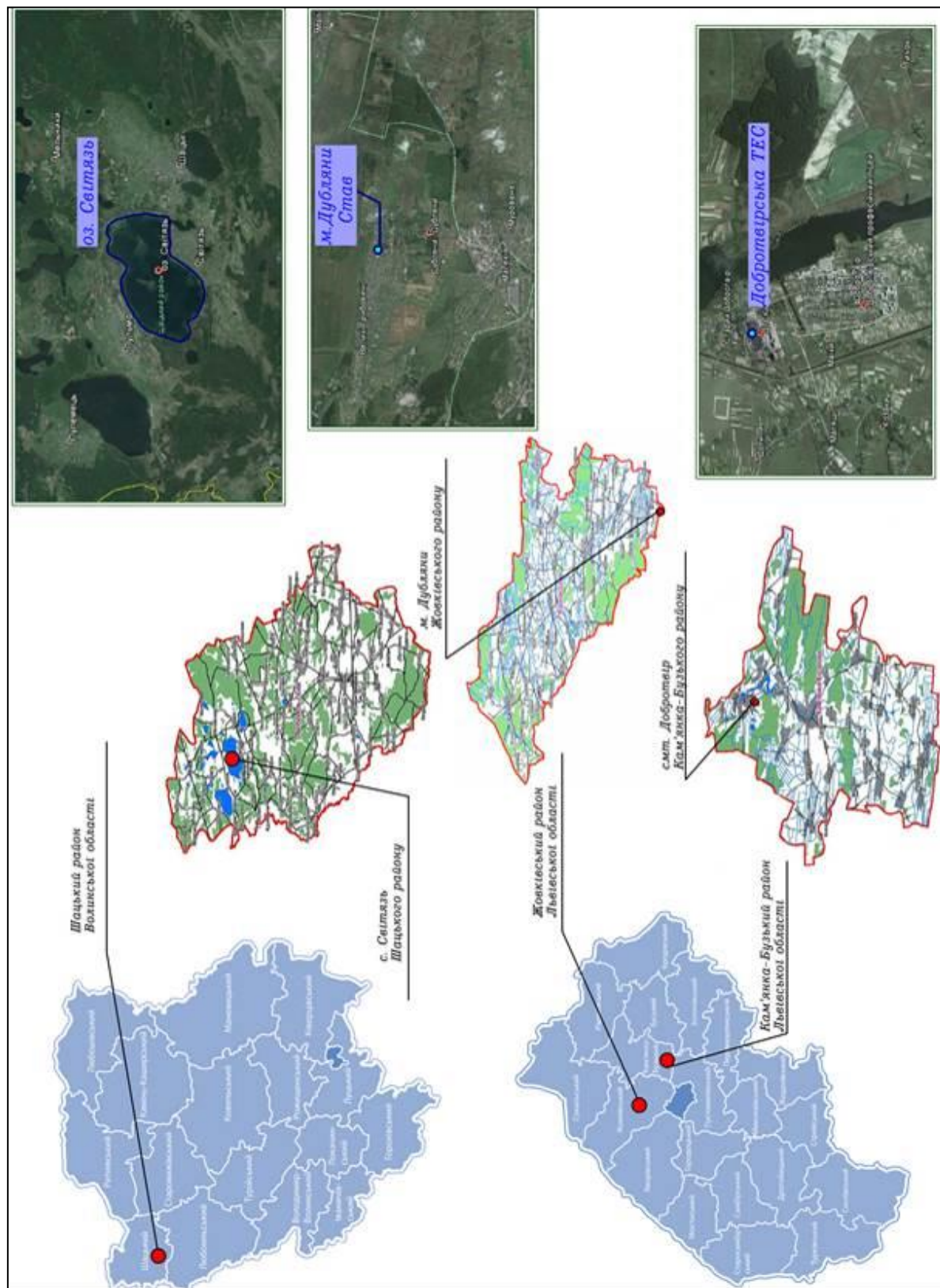


Рис. 2.1. Об'єкти дослідження екологічного стану вод.

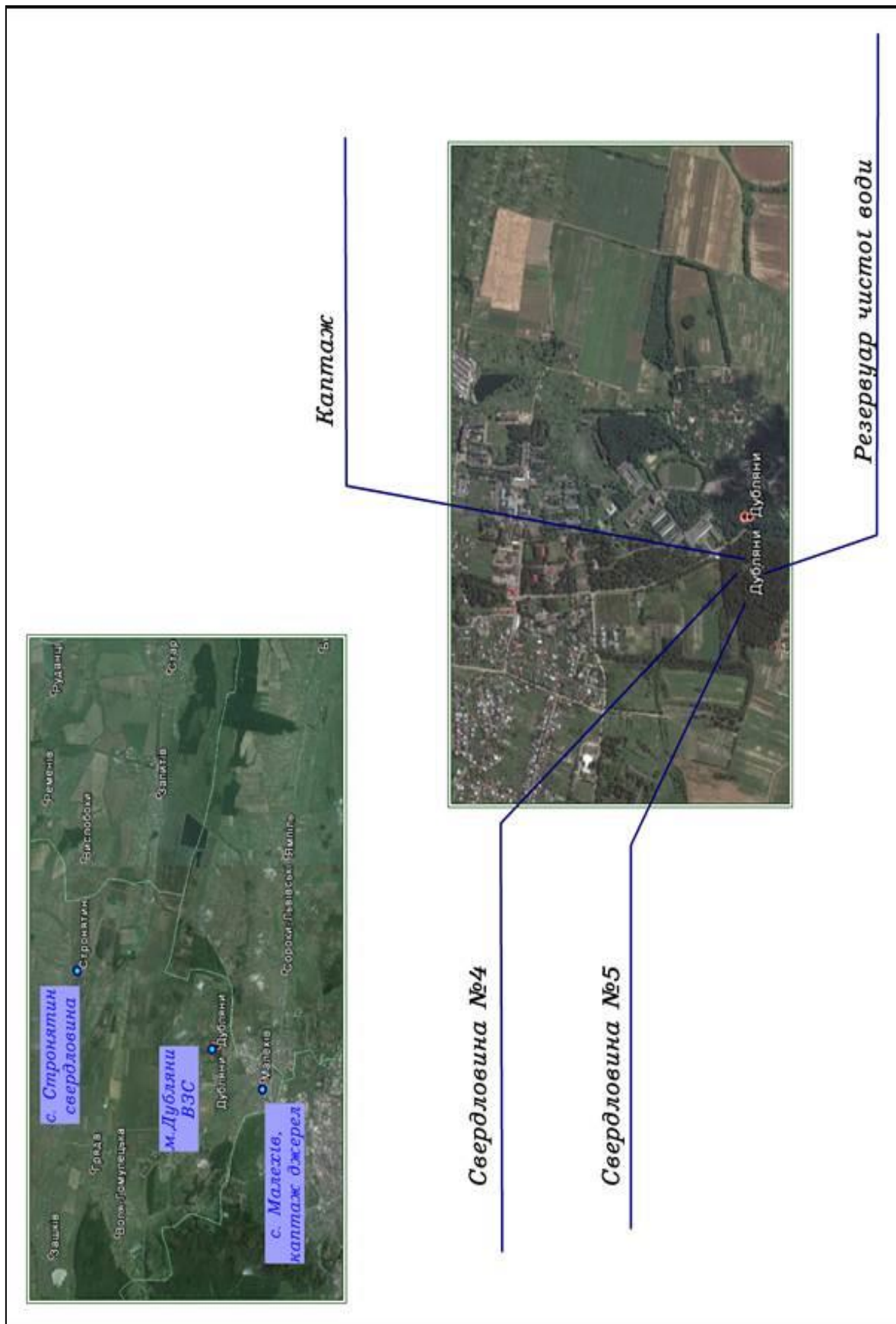


Рис. 2.2. Об'єкти дослідження екологічного стану вод у м. Дубляни Жовківського району.

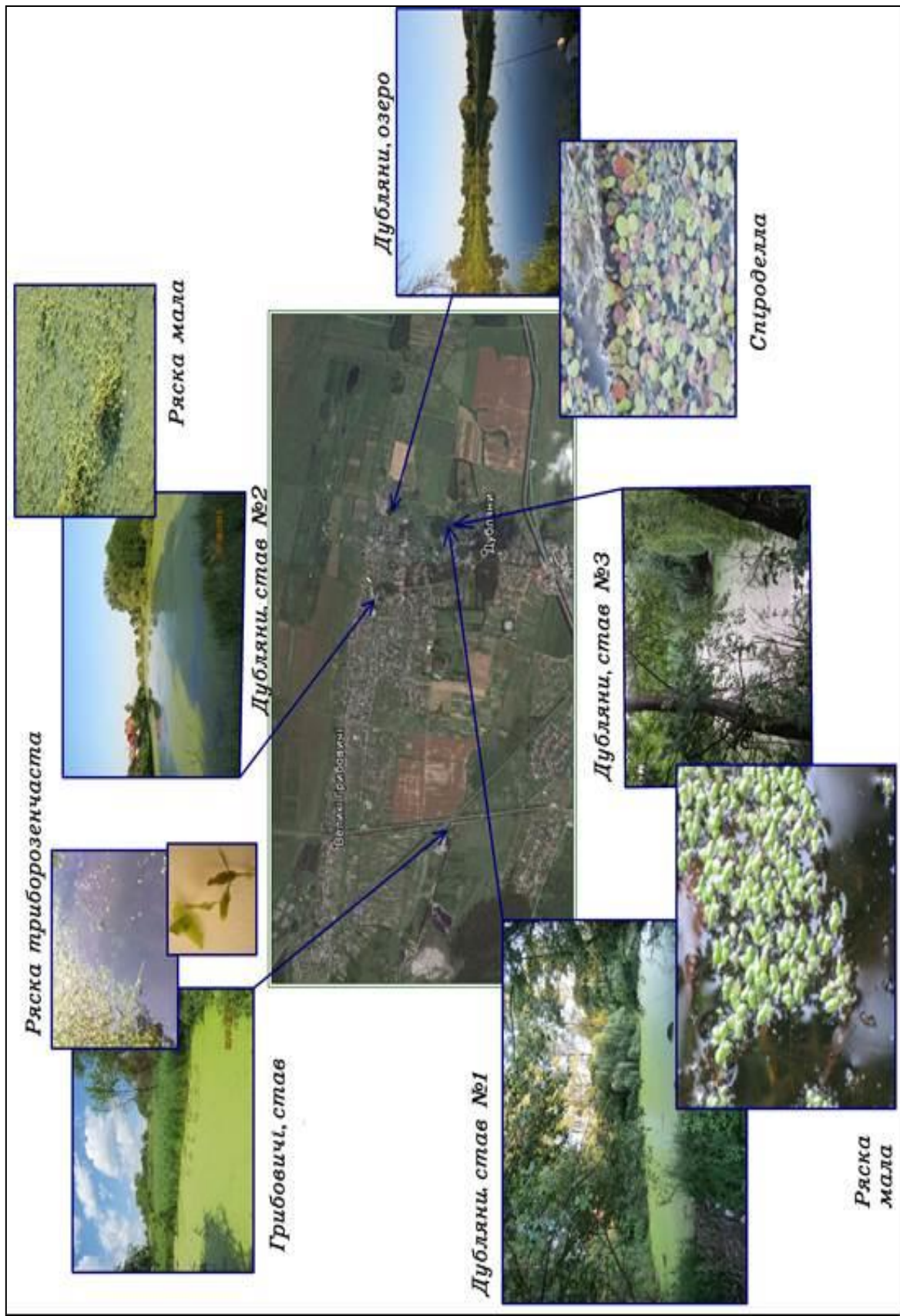


Рис. 2.3. Об'єкти дослідження поширення представників плейстофітону.

Для інтерпретації отриманих значень показників складу води використали нормативи гранично допустимих концентрацій для водойм рибогосподарського призначення (ГДКр-г) [224; 225].

На другому етапі проводили аналіз підземних вод на території м. Дубляни Жовківського району Львівської області та питної води, що надходить до населення, із врахуванням якості води свердловин, які використовують для водопостачання. Дослідження проводили впродовж 2006 – 2015 рр.

З метою дослідження екологічного стану підземних вод аналізували якість води двох артезіанських свердловин, задіяних у системі централізованого господарсько-питного водопостачання м. Дубляни (див. рис. 2.2). Одна з них (свердловина № 5 глибиною 90 м, потужністю 16 м³/год), введена в дію в 1963 р., функціонує на території міста. Друга свердловина (глибиною 50 м, потужністю 16 м³/год) міститься в районі села Стронятин на відстані 7 км від м. Дубляни.

Лабораторний аналіз води проводили на кафедрі екології та біології Львівського національного аграрного університету та в Жовківській районній санітарно-епідеміологічній станції відповідно до вимог Держстандарту якості питної води.

Аналізували зразки води за стандартними показниками: водневий показник (рН), сухий залишок (мінералізація загальна), загальна твердість, лужність, вміст хлоридів, сульфатів, Феруму, амонійного азоту, нітритів, нітратів. Задіяли стандартні методики визначення якості питної води, що ґрунтуються на загальноприйнятих фізико-хімічних, титриметричних і фотометричних методах: азотний аміак – ГОСТ 4192-82; нітрити – ГОСТ 4192-82; нітрати – ГОСТ 18826-73; загальна твердість – ГОСТ 4151-72; Ферум – ГОСТ 4011-72; сухий залишок – ГОСТ 18164-72; хлориди – ГОСТ 4245-72; сульфати – ГОСТ 4389 [221; 226].

Лабораторні дослідження показників стану питної води проводили в лабораторії водозабірних споруд і в навчально-дослідній лабораторії кафедри екології та біології ЛНАУ. Відбір проб відповідав стандартним вимогам [222].

На третьому етапі проаналізовано поширення Ряскових (*Lemnoideae*) у водоймах на території Львівської та Волинської областей (див. рис. 2.3), метаболічні та екологічні особливості окремих представників родів ряска (*Lemna*) і спіродела (*Spirodela*), з'ясовано їхній біоіндикаційний і фітореMediaційний потенціали.

Під час виконання цього етапу досліджували інтенсивність розповсюдження рослин видів *Lemna minor*, *Lemna trisulca* та *Spirodela polyrhiza* у зазначених вище водних об'єктах, аналізували компонентний склад і прооксидантно-антиоксидантний стан цих рослин, рівень накопичення в них металів та морфологічні особливості залежно від середовища росту; порівнювали показники стану антиоксидантної системи з показниками, встановленими в клітинах листків латаття жовтого (*Nuphar lutea*); аналізували наявні в наукових джерелах дані щодо біологічних особливостей представників Ряскових (*Lemnoideae*).

На четвертому етапі досліджено вплив важких металів (Cd, Pb, Cr (VI)) на морфо-фізіологічні показники та стан антиоксидантного метаболізму в рослинах ряски малої (*Lemna minor*).

Дослідження проводили на культивованих у лабораторних умовах рослинах *Lemna minor*, які відбирали з природної водойми. Зі стерилізованого 0,5 % розчином NaOCl матеріалу, зібраного у природних умовах, вирощували вільну від мікроорганізмів культуру рослини відповідно до рекомендацій [227; 228]. Перед початком експерименту рослини переносили в колби зі стерильним поживним середовищем Стейнберга [228].

Склад поживного середовища, яке використовували під час культивування рослин, був таким: 1,65 моль/л $MgSO_4$, 1,00 моль/л $CaCl_2$, 0,10 моль/л NH_4NO_3 , 0,65 моль/л NaH_2PO_4 , 0,50 моль/л K_2SO_4 , 0,16 моль/л K_2CO_3 , 27 ммоль/л Fe-етилендіамінтетраоцтової кислоти (Fe-ЕДТА), 5,77 ммоль/л H_3BO_3 , 1,13 ммоль/л $MnCl_2$, 0,19 ммоль/л $ZnSO_4$, 0,08 ммоль/л $CuSO_4$, 0,05 ммоль/л Na_2MoO_4 [229].

Зразки, які використовували як контроль (К), містили лише поживне середовище. Дослідні зразки містили розчини солей металів (Д1–Д6 – $CdCl_2$; Д7–Д12 – $Pb(CH_3COO)_2$; Д13–Д18 – $K_2Cr_2O_7$) у концентраціях, підібраних із врахуванням значень ГДК у природних водоймах для Кадмію, Плюмбуму і Хрому

(відповідно 0,01 мг/л, 0,1 мг/л і 0,05 мг/л) [230; 231]. Діапазон досліджуваних концентрацій зазначених елементів становив 1, 2, 4, 10, 20 і 50 ГДК. Конкретний вміст Кадмію у дослідних зразках становив 0,01, 0,02, 0,04, 0,1, 0,2, 0,5 мг/л; Плюмбуму – 0,1, 0,2, 0,4, 1,0, 2,0, 5,0 мг/л; Хрому (VI) – 0,05, 0,1, 0,2, 0,5, 1,0, 2,5 мг/л. Дослідні і контрольні зразки культивували у триразовій повторності в асептичних умовах за температури 25 °С і 16-годинного фотоперіоду впродовж семи діб [228]. Після закінчення експерименту рослини забирали зі середовища культивування, промивали дистильованою водою, висушували фільтрувальним папером і використовували для досліджень.

На п'ятому етапі Досліджено вплив згодовування біомаси ряски малої (*Lemna minor*) на показники продуктивності молодняку курей.

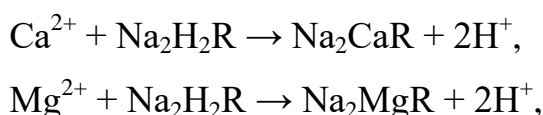
Дослідження проводили в умовах малого фермерського господарства, розміщеного в с. Малехів Жовківського району Львівської області. В експерименті використано 30 курчат м'ясо-яєчної породи Іспанка віком 21 доба, яких поділили на три групи: контрольну (К) і дві дослідні (Д1, Д2), по 10 особин у кожній. Годівлю курчат під час досліду здійснювали згідно з деталізованими нормами, використовуючи стандартний корм (комбікорм ПК-2 для молодняку курей віком 1-8 тижнів виробництва компанії «КреМікс», Україна), який забезпечував потреби молодняку птиці в поживних речовинах і вітамінах.

Курчатам групи Д1 додавали до раціону подрібнені рослини *Lemna minor* у кількості 10 г/кг маси тіла, тваринам групи Д2 забезпечували вільний доступ до годівниці з ряскою для споживання біомаси рослини в необмеженій кількості. Курчата контрольної групи отримували лише корм відповідно до раціону. У процесі досліду спостерігали за поведінкою тварин дослідних груп, інтенсивністю споживання корму і поїдання ряски. Тривалість досліду становила 21 добу. Курчат зважували перед початком досліду й через кожні сім діб у процесі згодовування біомаси *Lemna minor*.

2.2 Методи аналізу якості води й водного середовища

Визначення твердості води. Твердість (жорсткість) води – це показник, що виражає концентрацію в ній розчинених солей Кальцію і Магнію (гідрокарбонатів, хлоридів, сульфатів, нітратів, фосфатів). Твердість визначають упродовж двох діб із часу відбору проби. Аналіз проводять титриметричним методом за наявності індикатора хромогенчорного. Цей індикатор утворює з іонами малодисоційований комплекс винно-червоного кольору, а за їхньої відсутності забарвлений в блакитний колір із зеленуватим відтінком. Твердість виражають у вигляді суми міліграм-еквівалентів іонів кальцію і магнію, що містяться в одному літрі води (мг·екв/л).

Визначення базується на реакції солей кальцію та магнію з двонатрієвою сіллю етилендіамінтетраоцтової кислоти (трилон Б):



де R – радикал етилендіамінтетраоцтової кислоти.

У склянку об'ємом 100 мл відміряють піпеткою необхідний об'єм досліджуваної води з таким розрахунком, щоб у ній містилося не більше, ніж 0,3-0,4 мг·екв ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$). Об'єм води вказаний у табл. 2.1.

Загальний об'єм розчину доводять дистильованою водою до 25 мл, додають 0,5 мл буферного розчину і наважку суміші (50-70 мг) сухого індикатора хромогенчорного з NaCl.

Розчин перемішують і поволі титрують 0,05 н розчином трилону Б до переходу забарвлення з винно-червоного через фіолетово-синє в яскраво-блакитне. Кінець титрування краще спостерігати, поставивши поруч раніше протитровану пробу, до забарвлення якої слід титрувати досліджувану пробу. При подальшому збільшенні вмісту трилону Б колір і його інтенсивність не змінюється (якщо кінець титрування погано вловлюється, визначення повторюють, додаючи до води відповідно 0,5 мл 5 %-го сульфиду натрію і 0,5 мл 2 %-го солянокислого гідроксиламіну).

Таблиця 2.1

Твердість води

Твердість води, мг·екв	Необхідний об'єм води для аналізу, мл
До 15	25
15 – 30	10
30 – 50	5
Понад 50	Воду відповідно розводять дистильованою водою

Визначення твердості ($X_{\text{заг.тв.}}$), мг·екв/л, проводять за формулою

$$X_{\text{заг.тв.}} = (V_{\text{т.б}} \cdot n \cdot 1000) / V_{\text{в}}, \quad (2.1)$$

де $V_{\text{т.б}}$ – об'єм розчину трилону Б, використаний на визначення, мл;

n – нормальність розчину трилону Б;

$V_{\text{в}}$ – об'єм води, взятий для аналізу, мл.

Визначення основності води. Основність (лужність) води – це концентрація аніонів слабких кислот (карбонатів, гідрокарбонатів, силікатів, боратів, сульфатів, гідросульфатів, сульфідів, гідросульфідів, аніонів гумінових кислот, фосфатів), що спроможні зв'язувати еквівалентну кількість сильних кислот. Метод ґрунтується на титруванні проби води сильними кислотами за наявності індикатора.

У конічну колбу вносять 100 мл досліджуваної води і 2-3 краплі індикатора метилового оранжевого або бромфенолового синього, титрують 0,1 н розчином соляної кислоти (або сульфатної кислоти) до переходу забарвлення. Для точнішого вловлювання закінчення реакції титрування потрібно проводити з контролем. Для цього поруч з титрованою пробю води ставлять на білому фоні колбу з другою порцією води, до якої додають таку саму кількість індикатора. Кількість витраченої кислоти на титрування свідчить про вміст у ній аніонів слабких кислот.

Лужність води виражають у міліграмах-еквівалентах, що відповідає кількості мілілітрів 0,1 н кислоти, витраченої на титрування 100 мл дослідної

проби, мг·екв/л: $X_{\text{луж.}} = V_{\text{кис.}}$, де $V_{\text{кис.}}$ – кількість розчину кислоти, витраченого на титрування проби, мл.

Визначення вмісту сухого залишку. Сухий залишок характеризує вміст мінеральних і, частково, органічних домішок (температура кипіння яких вища за 105 °С, які нелеткі і не виносяться з водяною парою та не руйнуються при 105 °С).

Під час проведення аналізу 250–500 мл профільтрованої води випарюють у фарфоровій чашці, висушеній до постійної маси при 150 °С. Після того як в чашку долита остання порція води, додають піпеткою 25 мл 1 %-го розчину вуглекислого натрію з таким розрахунком, щоб маса добавленої соди приблизно у два рази перевищувала масу передбачуваного сухого залишку. Для звичайних прісних вод достатньо додати 250 мг безводної соди (25 мл 1 %-го розчину Na_2CO_3). Розчин добре перемішують скляною паличкою. Паличку обмивають дистильованою водою, збираючи воду в чашку з осадом. Випарений зі содою сухий залишок висушують до постійної маси при 150 °С. Чашку зі сухим залишком переносять у холодний термостат і тоді піднімають температуру до 150 °С. Різниця в масі між чашкою зі сухим залишком і початковою масою чашки та соди (1 мл розчину соди містить 10 мг Na_2CO_3) дає значення вмісту сухого залишку у взятому об'ємі проби.

Сухий залишок ($X_{\text{СЗ}}$), мг/л, вираховують за формулою

$$X_{\text{СЗ}} = (m - (m_1 + m_2) \cdot 1000) / V, \quad (2.2)$$

де m – маса чашки зі сухим залишком, мг;

m_1 – маса порожньої чашки, мг;

m_2 – маса добавленої соди, мг;

V – об'єм води, взятий для визначення, мл.

Визначення перманганатної окиснюваності води. Окиснюваність води характеризується кількістю міліграмів кисню, потрібного для окиснення органічних речовин, що містяться в 1 л води.

Окиснення здійснюють за м'яких умов перманганатом калію в кислому середовищі (окиснюються лише легкоокиснювані органічні і деякі неорганічні сполуки).

Реактиви:

- сульфатна кислота розведена (1:3);
- розчин перманганату калію KMnO_4 ($C = 0,01$ моль/л);
- розчин оксалатної (щавлевої) кислоти $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ($C = 0,01$ моль/л), де C – молярна концентрація еквівалентів.

У конічну колбу місткістю 300 мл наливають 100 мл води, яку аналізують, 5 мл сульфатної кислоти і 10 мл розчину перманганату калію. Суміш нагрівають до кипіння і кип'ятять 10 хв. Знебарвлення розчину свідчить про недостатню кількість окисника; у цьому разі відбирають ще пробу води і визначення проводять з більшою кількістю KMnO_4 .

Після кип'ятіння до розчину додають 10 мл розчину щавлевої (оксалатної) кислоти з концентрацією 0,01 моль/л і надлишок її відтитровують розчином KMnO_4 , $C = 0,01$ моль/л.

Результати обчислюють за формулою

$$X_{\text{ПО}} = ([(V_1 + V_2) \cdot C_{\text{KMnO}_4} - V_3 \cdot C_{\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4}] \cdot 8) / V \quad (2.3)$$

де $X_{\text{ПО}}$ – окиснюваність води, мг O_2 /л;

V_1 – об'єм KMnO_4 , який додано до води перед кип'ятінням, мл;

V_2 – об'єм KMnO_4 , витрачений на титрування надлишку оксалатної кислоти, мл;

C_{KMnO_4} – молярна концентрація еквівалентів розчину KMnO_4 ;

V_3 – об'єм доданої щавлевої кислоти, мл;

$C_{\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4}$ – молярна концентрація еквівалентів розчину оксалатної кислоти, мг;

8 – еквівалент кисню;

V – об'єм аналізованої води, мл.

Визначення вмісту неорганічних сполук Нітрогену. Нітроген міститься у природних водах у формі органічних і неорганічних сполук. Мінеральний (неорганічний) Нітроген перебуває у складі катіона амонію (NH_4^+), аніонів нітрату

(NO₃⁻) і нітриту (NO₂⁻). Підвищення концентрації іонів амонію і нітриту зазвичай вказує на недавнє забруднення, а збільшення вмісту нітрату – на давніше забруднення води.

Нітрит-аніон (NO₂⁻). Нітрит є проміжним ступенем у ланцюгу процесів, що здійснюються за участю бактерій, двох типів: 1) окиснення амонію до нітрату (нітрифікація в аеробних умовах); 2) відновлення нітрату до азоту і аміаку (денітрифікація за відсутності кисню).

Колориметричний метод визначення вмісту нітриту ґуртується на його реакції з реактивом Грісса. Сульфанілова кислота і альфа-нафтиламін, які містяться в реактиві, утворюють у кислому середовищі з нітрит-іоном забарвлену в рожевий колір азотовмісну сполуку.

Аналізуючи воду, наливають пробу в калібровану пробірку до мітки 5 мл, додають 0,05 г порошку реактиву Грісса, розчин збовтують до розчинення кристалів і через 15-20 хв порівнюють зі шкалою еталонів азотистокислового натрію, приготованих в аналогічних умовах. Також можна використовувати розчин Грісса і відповідно додавати 1-2 краплі до проби води.

Графік складають для таких значень NO₂⁻, мг/л: 0,00; 0,01; 0,02; 0,05; 0,10; 0,20; 0,50; 1,00.

Для приготування графіка або шкали еталонів користуються відповідно розведеним стандартним розчином азотистокислового натрію.

Концентрацію нітритів (X), мг/л, розраховують за формулою

$$X = (C \cdot 50) / V, \quad (2.4)$$

де C – масова концентрація, знайдена за калібрувальним графіком, мг/л;

V – об'єм проби, взятий для аналізу, мл;

50 – об'єм стандартного розчину, мл.

Нітрат-аніон (NO₃⁻). Метод визначення ґрунтується на реакції між саліциловою кислотою і нітрат-іонами з утворенням нітропохідних саліцилової кислоти, які в лужному середовищі забарвлені в жовтий колір.

У фарфорову чашку вносять піпеткою 1 мл досліджуваної води. Якщо у воді міститься більше, ніж 0,5 мг/л Феруму, то в чашку додають 0,1 г сегнетової солі.

Вміст чашки випарюють на водяній бані до сухого стану. Охолодивши, додають 4-5 крапель розчину саліцилової кислоти (саліциловокислого натрію) так, щоб змочити весь сухий залишок, і обережно, за допомогою піпетки, 0,5 мл концентрованої сірчаної кислоти (густина 1,83 г/мл). Скляною паличкою розтирають сухий залишок із кислотою і, не виймаючи палички, залишають рідину на 5 хв. Потім додають 3-4 мл дистильованої води з таким розрахунком, щоб вимити стінки чашки. До отриманого розчину обережно доливають малим циліндром 4-5 мл 20 %-го розчину гідроокису натрію. За наявності в дослідній воді нітрат-іона відразу ж з'являється жовте забарвлення.

Вміст чашки по скляній паличці зливають в пробірку з міткою на 10 мл, ополіскують чашку і паличку невеликими порціями дистильованої води і доводять об'єм розчину до мітки. Якщо при цьому випадає осад основних солей магнію, то розчин залишають для відстоювання осаду. Прозорий розчин наливають у калібровану пробірку до мітки 5 мл і порівнюють зі шкалою еталонів, приготованих в аналогічних умовах.

Для приготування шкали використовують відповідно розведений стандартний розчин азотнокислого калію. Шкалу складають для таких значень NO_3^- , мг/л: 0; 5; 10; 15; 20; 30; 40; 45; 50; 60.

Шкала стійка впродовж шести місяців при зберіганні в посудинах з притертим скляним корком у темному місці.

Концентрацію нітрату (X), мг/л, вираховують за формулою в перерахунку на нітратний азот: $X = C$, де C – вміст нітрату, знайдений на графіку, мг/л.

Амоній (NH_4^+). Метод визначення ґрунтується на реакції іона амонію з реактивом Несслера. Двойодиста ртуть, що міститься в реактиві, утворює в лужному середовищі забарвлену в жовтий колір сполуку – йодистий меркурамоній ($\text{O} = \text{Hg}_2 = \text{NH}_2 - \text{I}$).

Аналізуючи воду, наливають пробу в калібровану (мірну) пробірку до мітки 5 мл, додають 0,1 г сегнетової солі і 1,0 мл реактиву Несслера. Розчин перемішують і через 1-2 хв порівнюють зі шкалою еталонів хлористого амонію, приготованих в аналогічних умовах.

Шкалу складають для таких значень NH_4^+ , мг/л: 0,0; 0,1; 0,2; 0,4; 0,7; 1,0; 1,5; 2,0; 3,0. Для приготування шкали користуються відповідно розведеним стандартним розчином хлористого амонію.

Концентрацію іонів амонію (X), в мл/л, розраховують за формулою

$$X_{\text{NH}_4} = (C \cdot 50) / V, \quad (2.5)$$

де C – концентрація, знайдена за калібрувальним графіком;

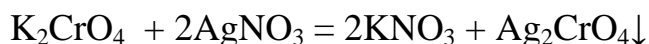
V – об'єм проби, взятий для аналізу, мл;

50 – об'єм стандартного розчину, мл.

Визначення вмісту хлоридів. Титриметричний метод Мора базується на осадженні хлорид-іонів розчином нітрату аргентуму (AgNO_3) за наявності калій хромату (K_2CrO_4) як індикатора. Під час титрування AgNO_3 спочатку утворюється осад AgCl білого кольору:



Коли всі хлорид-іони будуть осаджені, при подальшому добавлянні утворюється цегляно-червоний осад аргентум хромату:



У колбу відмірюють 100 мл води і додають 1 мл 10 %-го розчину калій хромату. Досліджувана проба забарвлюється в жовтий колір. За допомогою бюретки у воду додають по краплі 0,1 н розчин AgNO_3 . Титрування припиняють після появи стійкого червонувато-рожевого осаду і визначають витрату розчину AgNO_3 .

Вміст хлоридів, мг/л, у воді визначають за формулою

$$X = (V_1 \cdot C \cdot K \cdot 35,45 \cdot 1000) / V_2 \quad (2.6)$$

де X – вміст хлоридів, мг/л;

V_1 – об'єм розчину AgNO_3 , витрачений на титрування проби води, мл;

C – молярна концентрація розчину AgNO_3 , $C = 0,1$ моль/л;

K – поправковий коефіцієнт розчину AgNO_3 ;

35,45 – еквівалент іона Cl^- ;

V_2 – об'єм проби води, взятої для аналізу, мл.

Визначення вмісту сульфатів. Визначення вмісту сульфатів ґрунтується на осаджуванні в кислому середовищі іонів SO_4^{2-} хлоридом барію у складі сульфату барію.

До відміряного об'єму профільтрованої води у склянку додають 2-3 краплі розчину метилового оранжевого і соляну кислоту (1:1) до рожевого кольору розчину. Суміш нагрівають до кипіння і випарюють до 50 мл. Дають відстоятися розчину, за наявності каламутності або пластівців фільтрують крізь беззольний фільтр «синя стрічка». Фільтр промивають дистильованою водою, підкисленою кислотою, фільтрат разом з промивними водами випарюють у склянці до 50 мл. У киплячий розчин при помішуванні доливають 10 мл гарячого 5 %-ного розчину хлориду барію. Розчин з осадом нагрівають на гарячій водяній бані. Коли розчин просвітлиться, перевіряють повноту осідання, додаючи до прозорого розчину 1-2 краплі хлориду барію. Відсутність каламутності вказує на повноту осідання. Стакан накривають годинниковим склом і нагрівають 1-2 год на гарячій водяній бані або піщаній бані та залишають до наступного дня при кімнатній температурі. На наступний день розчин фільтрують крізь щільний беззольний фільтр «синя стрічка», який треба заздалегідь промити гарячою дистильованою водою.

Осад BaSO_4 кілька разів декантують дистильованою водою, відфільтровуючи крізь беззольний фільтр, далі осад переносять на той самий фільтр скляною паличкою з гумовим наконечником. Осад на фільтрі промивають гарячою дистильованою водою до негативної реакції на хлорид-іон. До проби фільтрату в пробірці додають кілька крапель 1,7 %-го розчину нітрату срібла.

Фільтр з осадом вміщують у заздалегідь прокалений та зважений тигель, просушують, обвуглюють у полум'ї пальника (електроплитки), не допускаючи загоряння, і далі прокалюють у муфелі за температури, що не перевищує $800\text{ }^\circ\text{C}$, і доступу повітря до одержання осаду білого кольору. Охолоджують в ексікаторі, зважують і знову прокалюють до постійної маси.

Вміст сульфатів (X), мг/л, встановлюють за формулою:

$$X = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 0,4115 \cdot 1000}{V}, \quad (2.7)$$

де m_2 – маса тигля з осадом, мг;

m_1 – маса тигля, мг;

0,4115 – коефіцієнт для перерахування BaSO_4 на SO_4^{2-} ;

V – об'єм води, взятої для визначення, мл.

2.3 Виготовлення рослинного екстракту та визначення біохімічних показників у клітинах рослин

Для виготовлення рослинного екстракту наважку рослинного матеріалу (500 мг) гомогенізували в 5 мл охолодженого калій-фосфатного буферу (0,1 М, рН 7,8) і центрифугували при 15 000 g (4 °C) впродовж 20 хв. Надосадову рідину використовували для аналізу ензимної активності.

Супероксиддисмутазну активність (КФ 1.15.1.1) визначали методом [232], аналізуючи рівень інгібування ензимом процесу відновлення нітросинього тетразолію (НСТ) за наявності NADH і феназинметасульфату. Ензимну активність виражали в умовних одиницях у перерахунку на 1 мг білка. За 1 умовну одиницю приймали активність СОД, необхідну для 50 % інгібування швидкості відновлення НСТ.

Активність аскорбатзалежної пероксидази (АРО) визначали методом [233] за швидкістю окиснення аскорбату при 290 нм ($E = 2,8 \text{ ммоль} \times \text{см}^{-1}$). Реакційна суміш містила 25 ммоль фосфатного буфера (рН 7,0), 0,1 ммоль ЕДТА, 1,0 ммоль H_2O_2 , 0,25 ммоль аскорбінової кислоти і аліквоту рослинного екстракту.

Каталазну активність (КФ 1.11.1.6) визначали спектрофотометрично [234], реєструючи зменшення оптичної густини при 240 нм під час розкладання H_2O_2 . Ензимну активність визначали в мікромолях H_2O_2 , розкладеного за 1 хв, у перерахунку на 1 мг білка. Концентрацію білка визначали методом Лоурі та співавторів [235].

Інтенсивність пероксидного окиснення ліпідів визначали за вмістом продуктів, які взаємодіють із тіобарбітуровою кислотою (ТБК-активні продукти).

З цією метою 0,25 г рослинного зразка гомогенізували в 5 мл 0,1 %-вої трихлороцтової кислоти і центрифугували при 10 000 g протягом 10 хв. Супернатант збирали, після чого 1 мл супернатанту змішували з 4 мл 20 %-вої трихлороцтової кислоти і 0,5 %-вої тіобарбітурової кислоти. Суміш нагрівали при 95 °С (30 хв), потім швидко охолоджували й центрифугували при 10 000 g упродовж 10 хв. Супернатант використовували для визначення концентрації ТБК-активних продуктів при 532 нм [236].

Сиру біомасу рослин визначали після видалення надлишку рідини фільтрувальним папером 15 хв та витримування в сушильній шафі при 25–35 °С упродовж 24 год для отримання постійної маси. Показник відносного росту (ВР) обчислювали, застосовуючи формулу: $ВР = [\text{кінцева сира маса}] / [\text{початкова сира маса}]$ [237].

Суху масу рослин визначали висушуванням зразків при 105 °С [186].

Отримані результати опрацьовували з використанням методів варіаційної статистики.

Висновки до розділу 2

Умови Львівської та Волинської областей дозволяють достовірно оцінити індикативні властивості плейстофітону щодо забруднень вод.

Комплекс методів і системний підхід до вивчення проблеми чистоти вод дозволяє здійснити адекватну оцінку стану водойм, водяних рослин і можливих загроз від споживання брудної води або брудної фітомаси плейстофітону сільськогосподарськими тваринами, зокрема поїдання курми.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2

211. Жовківський район. URL : https://uk.wikipedia.org/wiki/Жовківський_район.
212. Природні умови і ресурси Жовкіщини. URL : // <http://myzhovkva.com/history/природні-умови-і-ресурси-жовкіщини>.
213. Природно-заповідні об'єкти Жовкіщини як туристичний ресурс. URL : <http://zhovkva.com/archives/439>.
214. Дубляни. URL : // <https://uk.wikipedia.org/wiki/Дубляни>.
215. Волошин П. Аналіз впливу львівського сміттєзвалища на природне середовище. *Вісник Львівського університету. Серія геологічна*. 2012. Вип. 26. С. 139–147.
216. Пасмове Побужжя. URL : https://uk.wikipedia.org/wiki/Грядове_Побужжя.
217. Дубляни – географічне положення. URL : <http://dubliany.info/dubliany/dubliany-heohrafichne-polozhennia>.
218. Токарський Ю. Дубляни : історія аграрних студій 1856–1946. Львів : Львів. держ. аграр. ун-т, 1996.
219. Великі Грибовичі. URL : https://uk.wikipedia.org/wiki/Великі_Грибовичі.
220. КНД 211.1.4.010.94. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України : Методика. Київ, 1994. 37 с.
221. Вода питьевая. Методы анализа : сборник. Москва : Изд-во стандартов, 1984 (а). 239 с.
222. ГОСТ 24481-80. Вода питьевая. Отбор проб. Москва : Изд-во стандартов, 1984 (б). 239 с.
223. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. 2001. 264 с.
224. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбо-хозяйственных водоемов. Москва, 1990. 44 с.
225. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України : затверджені наказом

- Держбуду України 19 лютого 2002 р. № 37. Дод. 2. Допустимі концентрації шкідливих речовин у воді водних об'єктів.
226. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правила вибирання. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 36 с.
227. Мусієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин. Київ : Київ. ун-т, 2004. 60 с.
228. OECD guidelines for the testing of chemicals. Lemna sp. Growth Inhibition Test. 2006. 22 p.
229. Cedergreen N., Madsen T. V. Nitrogen uptake by the floating macrophyte Lemna minor. *New phytol.* 2002. Vol. 155, N 2. P. 285–292.
230. Беспмятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: справочник. Ленинград : Химия, 1985. 304 с.
231. Сборник санитарно-гигиенических нормативов и методов контроля вредных веществ в объектах окружающей среды. Москва, 1991. 370 с.
232. Kakkar P., Das B., Viswanathan P. A modified spectrophotometric assay of superoxide dismutase. *Indian j. biochem. biophys.* 1984. Vol. 21, N 2. P. 130–132.
233. Nakano Y., Asada K. Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate specific peroxidase in spinach chloroplasts. *Plant cell physiol.* 1981. Vol. 22. P. 867–880.
234. Aebi H. Catalase in vitro. *Methods enzymol.* 1984. Vol. 105. P. 121–176.
235. Lowry O. H., Rosenbrough N. J., Farr A. L. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. biol. chem.* 1951. Vol. 193. P. 265–275.
236. Dhindsa R. S., Matowe W. Drought tolerance in two mosses : correlated with enzymatic defence against lipid peroxidation. *J. exp. bot.* 1981. Vol. 32. P. 79–91.
237. Kaur L., Gadgil K., Sharma S. Role of pH in the accumulation of lead and nickel by common duckweed (Lemna minor). *Int. j. bioassays.* 2012. Vol. 1, N 12. P. 191–195.

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ НА ТЕРИТОРІЇ ЛЬВІВСЬКОЇ І ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТЕЙ ІЗ РІЗНИМ РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

3.1 Показники якості води у водоймах Жовківського району, Добровірівського водосховища (Львівщина) та озера Світязь (Волинь)

Аналіз екологічного стану водних об'єктів, розташованих на територіях різного рівня антропогенного навантаження, є необхідною умовою екологічної оцінки якості води та санітарно-гігієнічного стану природних гідробіогеоценозів. Дослідження стану водойм, розміщених на територіях, які зазнають різного рівня антропогенного впливу, дає змогу визначити специфіку забруднення водних об'єктів відповідно до видів господарської діяльності, що здійснюється в районі їхнього розташування.

Здійснення моніторингу та екологічної оцінки стану водойм і водотоків необхідне, з одного боку, для визначення придатності води до використання в господарській діяльності людини або з рекреаційною метою, а з іншого – для визначення якості води як середовища життя водяних організмів, у тому числі рослин-макрофітів, що не менш важливо.

Для аналізу зв'язку між екологічним станом водойми та морфофізіологічними і біохімічними характеристиками водяних рослин початковим етапом роботи було дослідження фізико-хімічних властивостей і хімічного складу водного середовища об'єктів, розміщених у зонах різного антропогенного навантаження. Для аналізу були вибрані такі водойми: стави, розташовані на території Жовківського району Львівської області (став № 1 у м. Дубляни і став у с. Великі Грибовичі), озеро Світязь, що входить до Шацького національного природного парку (с. Світязь Шацького району Волинської області) і вирізняється водою високої якості [238; 239], та водосховище ТЕС с.м.т. Добровір Кам'янка-Бузького району Львівської області (площа водосховища – 720,0 га).

Проведені дослідження якості води із зазначених водойм показали, що значення практично всіх аналізованих показників істотно відрізняються, причому різниці у значеннях цих показників можуть залежати від рівня антропогенного впливу на досліджуваний водний об'єкт (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Показники якості води водних об'єктів із різним рівнем антропогенного навантаження на території Львівської та Волинської областей

Показник	Став м. Дубляни	Став с. Великі Грибовичі	Водосховище ТЕС с.м.г. Доброговір	Озеро Світязь	ГДКр-г (або ГДЗ*)
Загальна твердість, мг-екв/л	5,5	-	7,0	1,6	7,0
Основність, мг-екв/л	4,8	-	6,5	1,6	0,5 – 6,5
pH	6,0	7,25	6,0	6,5	6,5 – 8,5
Хлорид (Cl ⁻), мг/л	18,5	27,79	32,5	15,0	300,0
Амоній (NH ₄ ⁺), мг/л	1,3	1,23	1,9	1,0	0,5
Нітрит (NO ₂ ⁻), мг/л	0,045	0,07	0,006	0,015	0,08
Нітрат (NO ₃ ⁻), мг/л	12,7	0,65	7,4	1,2	40,0
Фосфат, мг/л	0,34	0,27	0,22	0,09	0,15
Ферум, мг/л	4,60	0,34	1,25	0,20	0,10

Примітка. * – гранично допустимі значення (ГДЗ) загальної твердості, основності та показника pH води.

Результати проведеного аналізу свідчать, що з усіх досліджуваних у нашій роботі водних об'єктів найкращу якість мають проби води, відібрані з озера Світязь, де майже всі вимірювані показники перебувають у межах норми і, таким чином, вказують на найменший рівень порушення екологічного стану водойми. Однак, порівнюючи результати наших досліджень із даними за попередні роки,

потрібно зазначити, що вміст амонію у воді озера зріс над показниками, отриманими у 70-х рр. ХХ ст. (0–0,05 мг/л), проте зменшився, порівняно з даними за 1999 р. (2,10 мг/л) [240]. Водночас, враховуючи значення ГДКр-г вмісту амонію (яке становить 0,5 мг/л), концентрація NH_4^+ у воді озера Світязь, як і інших аналізованих об'єктів, перевищує гранично допустиме значення (див. табл. 3.1).

Як відомо, озеро Світязь – безстічна водойма, екосистема якої була порівняно незмінною протягом тривалого часу, чому сприяли збереженість природних ландшафтів прилеглих територій та традиційні методи господарювання на водозборі [241]. Це зумовлює підтримання більшості показників якості води в озері у межах нормативних значень, на відміну від проб, які відбирали для аналізу з інших досліджуваних водойм.

Порівнюючи результати досліджень показників якості води під час аналізу вказаних водних об'єктів, треба зазначити, що виразні відмінності виявляються в результатах показників загальної твердості (яка визначається вмістом солей Кальцію і Магнію) та основності води. Загалом за твердістю природну воду поділяють на дуже м'яку – з твердістю до 1,5 мг-екв/л, м'яку – від 1,5 до 4, середньої твердості – від 4 до 8, тверду – від 8 до 12 і дуже тверду – понад 12 мг-екв/л [242]. Результати наших досліджень свідчать, що за значенням показника твердості вода досліджуваних об'єктів належить до м'яких вод, проте вода оз. Світязь за цим показником близька до дуже м'яких вод. Показник твердості води цього озера був відповідно в 3,4 і 4,4 раза меншим від значень, отриманих під час аналізу води зі ставу на території м. Дубляни та Добротвірського водосховища (див. табл. 3.1).

Концентрація хлоридів у воді з озера Світязь у 2,2 раза менша, ніж у воді водосховища ТЕС с.м.т. Добротвір і в 1,85 раза менша, ніж у воді ставу с. Великі Грибовичі, проте незначно відрізняється від показника, установленого у воді ставу м. Дубляни (див. табл. 3.1, рис. 3.1). Загалом у всіх чотирьох водоймах вміст хлоридів є значно нижчим від показника ГДКр-г (який становить 300 мг/л).

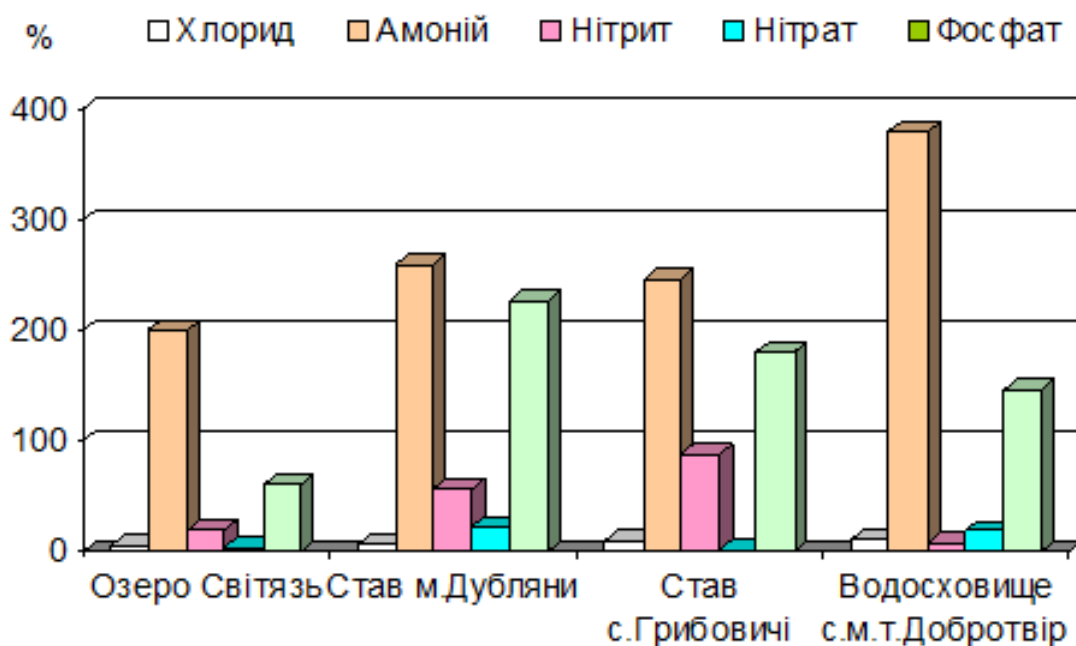


Рис. 3.1. Відносні значення показників вмісту хлорид-, нітрит-, нітрат- і фосфат-аніонів та амонію у воді досліджуваних водних об'єктів порівняно зі значеннями ГДК_{р-г}, які приймали за 100 %.

Лише концентрація нітритів у воді з озера Світязь (0,015 мг/л) була більшою, ніж у пробах з водосховища ТЕС с.м.т. Добротвір (0,006 мг/л), однак значення цього показника було втричі меншим, ніж у ставковій воді м. Дубляни і в 4,7 раза меншим, ніж у воді ставу с. Великі Грибовичі, та не перевищувало нормативного значення ГДК_{р-г} (див. табл. 3.1, рис. 3.1).

Відомо, що нітрити є нестійкою перехідною формою перебування Нітрогену в природних водоймах і водотоках [243]. Підвищений вміст нітритів у ставковій воді м. Дубляни і с. Великі Грибовичі порівняно з іншими аналізованими об'єктами свідчить про можливе забруднення води відходами тваринного і рослинного виробництва, залишками мінеральних добрив, господарсько-побутовими стічними водами. Окрім того, одним із механізмів збагачення вод сполуками Нітрогену є процеси зв'язування молекул азоту водними організмами.

Отримані результати свідчать, що концентрація нітратів у воді всіх чотирьох досліджуваних водойм не перевищувала значення ГДК_{р-г}, яке

становить 40 мг/л. Проте вміст нітратів у воді з озера Світязь був меншим, відповідно, у 10,6 і 6,2 раза, ніж у воді Дублянського ставу і Добротвірського водосховища (див. табл. 3.1). Подібною динамікою характеризується концентрація фосфатів, яка у воді оз. Світязь у 3,8, 3,0 і 2,4 раза менша, ніж, відповідно, у воді ставів м. Дубляни і с. Великі Грибовичі та Добротвірського водосховища. Однак вміст фосфатів у воді ставу м. Дубляни в 2,3 раза перевищує ГДКр-г (0,15 мг/л), а у воді ставу с. Великі Грибовичі і Добротвірського водосховища, відповідно, в 1,8 і 1,5 раза більша, ніж нормативний показник (див. табл. 3.1, рис. 3.1). Вважають, що збільшення вмісту фосфатів у водоймах може бути наслідком ерозії ґрунтів на прилеглих територіях, надходження залишків мінеральних добрив із поверхневим стоком, господарсько-побутових стічних вод [243].

Концентрація Феруму у воді озера Світязь та ставу с. Великі Грибовичі була значно меншою, ніж у воді із ставу на території м. Дубляни і Добротвірського водосховища, однак вміст зазначеного елемента в озерній воді вдвічі перевищував нормативне значення ГДКр-г (0,1 мг/л).

Загалом, аналізуючи проби води, відібрані з водойм, розміщених на території Жовківського району (стави м. Дубляни і с. Великі Грибовичі), можна зазначити, що в них виявляється перевищення нормативних значень щодо вмісту амонію – відповідно у 2,6 і 2,46 раза, фосфатів – у 2,3 і 1,8 раза, Феруму – у 46 і 3,4 раза, а крім того, у цих пробах води вища, ніж в інших досліджуваних об'єктах, концентрація нітритів і нітратів (див. табл. 3.1, рис. 3.1). Такі дані можуть вказувати на забруднення ставів м. Дубляни і с. Великі Грибовичі поверхневим стоком і ґрунтовими водами, що надходять із розташованих на навколишніх територіях сільськогосподарських угідь, а також, можливо, і з інших джерел. Крім того, концентрація Феруму у воді зі ставу м. Дубляни перевищує цей показник у воді оз. Світязь і Добротвірського водосховища відповідно у 23 і 3,7 раза (див. табл. 3.1). Як ми вже зазначали, вміст цього елемента у воді зі ставу с. Великі Грибовичі також перевищує показник ГДК. Відомо, що територія, на якій розміщені вказані стави, може зазнавати впливу сміттєзвалища,

розташованого в с. Великі Грибовичі, поблизу м. Дубляни. Цілком імовірно, що важкі метали, а також Ферум, які містяться в різноманітних відходах, можуть надходити в ґрунтові води, а відтак і у водні об'єкти на прилеглих територіях.

Результати аналізу води з водосховища ТЕС с.м.т. Добротвір свідчать про перевищення порівняно з нормативними значень таких показників: вмісту амонію – у 3,8 раза, фосфатів – в 1,5 раза, Феруму – в 12,5 раза, тобто загальна динаміка щодо змін показників якості води така ж сама, як у ставах м. Дубляни і с. Великі Грибовичі (див. табл. 3.1, рис. 3.1). Водночас у воді Добротвірського водосховища виявляється більша концентрація хлоридів (32,5 мг/л), ніж у воді інших досліджуваних водних об'єктів. Відомо, що наявність значної кількості хлоридів геологічного походження у поверхневих водах трапляється рідко. З цієї причини високий вміст хлоридів у воді є показником її забруднення побутовими стічними й деякими промисловими водами [244]. Крім того, таке явище може вказувати на застосування хлорвмісних речовин з метою дезінфікування.

Під час екологічної оцінки стану водойм важливе значення має визначення таких показників, як вміст розчиненого кисню та окиснюваність води. Певний вміст кисню у водному середовищі необхідний для життя більшості організмів, які населяють водойми. Порівнюючи результати досліджень вмісту кисню у водоймах із різним рівнем антропогенного навантаження, а також враховуючи нормативне значення цього показника (від 5,0), можна зробити висновок, що в усіх чотирьох водних об'єктах цей показник був у межах норми (табл. 3.2). Такі дані свідчать, що загалом екологічні умови в цих водоймах є відповідними для життя водяних рослин.

Однак потрібно зазначити, що найбільшим вмістом кисню характеризується вода озера Світязь, у якій значення цього показника є більшим відповідно в 1,85, 1,77 і 1,57 раза, ніж у воді ставів м. Дубляни і с. Великі Грибовичі та водосховища ТЕС с.м.т. Добротвір. Такі дані свідчать про найменший рівень забруднення озера Світязь органічними речовинами порівняно з іншими аналізованими водоймами. Натомість уміст кисню у воді ставка м. Дубляни є найменшим, що узгоджується з найбільшим значенням показника перманганатної окиснюваності води з цієї

водойми (див. табл. 3.2). Отримані результати свідчать, що показник окиснюваності води, відібраної з Дублянського ставу, у 1,37 раза перевищує нормативне значення, яке становить 7,20 мг О₂/л. Перевищення гранично допустимого значення показника окиснюваності зафіксоване і у воді ставка на території с. Великі Грибовичі (у 1,28 раза). Такі результати можуть зумовлюватися наявністю у воді легко- і важкоокиснюваних органічних речовин, у тому числі поллютантів, і недоокиснених солей. Показник перманганатної окиснюваності води з озера Світязь найменший порівняно з іншими досліджуваними водоймами і не перевищує нормативного значення ГДК (див. табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Вміст розчиненого у воді кисню та окиснюваність води об'єктів із різним рівнем антропогенного навантаження

Показник	Став м. Дубляни	Став с. Великі Грибовичі	Водосховище ТЕС с.м.т. Добротвір	Озеро Світязь	Нормативні значення
Загальний вміст кисню, мг/л	6,20	6,50	7,30	11,50	Допустиме значення – понад 5,0
Окиснюваність перманганатна, мг О ₂ /л	9,85	9,22	7,60	3,40	ГДЗ – 7,20

Загалом з отриманих результатів можна зробити висновок про те, що вода природних водойм, які знаходяться під охороною (зокрема озера Світязь), найменш забруднена сторонніми домішками, оскільки ці водні об'єкти найменше зазнають впливу промислових об'єктів та інших видів антропогенної діяльності. Водне середовище озера Світязь характеризується високим вмістом розчиненого кисню, містить найменшу концентрацію біогенних елементів і, відповідно, зазнає найменшого ризику евтрофікації порівняно з іншими аналізованими об'єктами

гідросфери (стави на території Жовківського району, водосховище ТЕС с.м.т. Добротвір).

Водночас згідно з наявними в наукових джерелах даними впродовж останніх десятиріч стали відчутними екологічні наслідки інтенсивного використання озера Світязь з рекреаційною метою. Зокрема, у 2008 – 2009 рр. рекреаційне навантаження на мілководдя озера зросло майже вдвічі порівняно зі 70–80-ми роками ХХ ст. Нинішнє навантаження на екосистему озера впродовж літнього періоду становить понад 6000 люд./добу, що в середньому перевищує норму у 20 разів [241].

Згідно з результатами аналізу води озера Світязь, проведеного в попередні роки, за останні 40 років відбулися суттєві зміни гідрохімічних показників, зокрема мінералізація води озера підвищилася майже вдвічі (з 167 мг/л у 1970 р. до 450 мг/л у 1999 р. та 200 мг/л у 2005 р.), значно збільшився вміст нітратів (з 0,1 мг/л до 1,1–1,2 мг/л у 2006 р.) [65; 240; 245]. Однак, варто зазначити, що останніми роками спостерігається тенденція до покращання екологічного стану водойми, зумовлена системою господарсько-організаційних заходів, що впроваджуються на території Шацького НПП (введення в експлуатацію каналізаційної системи в урочищі «Гряди», посилення контролю за дотриманням відповідних санітарних та екологічних норм тощо) [241]. На це вказують і результати наших досліджень щодо зменшення вмісту амонію у воді впродовж 2010 р. порівняно з 1999 р. (див. табл. 3.1) [246]. Окрім того, згідно з отриманими в наших експериментах результатами вода озера Світязь лише за загальним вмістом Феруму не відповідає нормативним показникам якості води (див. табл. 3.1).

Потрібно зазначити, що несприятливі наслідки збільшення рекреаційного навантаження на озеро Світязь торкаються рослинних комплексів прибережних мілководь, зумовлюючи зміни у функціонуванні популяцій водяних макрофітів та видового складу прибережної рослинності [241; 247]. Посилення рекреації на водозборі водойми впливає на її екологічний стан, а забруднення та погіршення якості води в ній позначається на всіх групах організмів, які заселяють водойму, та самоочисних функціях екосистеми озера загалом. Наявні дані, що за період

1988–2012 рр. внаслідок розбудови рекреаційних комплексів озера Світязь відбулися суттєві зміни в структурі рослинних угруповань макрофітів разом із погіршенням якості води [241].

Територіальне розташування поверхневих водойм поблизу екологічно небезпечних об'єктів значною мірою визначає концентрацію важких металів у воді цих компонентів гідросфери. Зокрема, таким небезпечним об'єктом є Львівське сміттєзвалище, розміщене неподалік с. Великі Грибовичі. Внаслідок інфільтрації важкими металами ґрунтових вод токсичні елементи, насамперед такі, як Кадмій і Плюмбум, можуть надходити у поверхневі водойми, розташовані на прилеглих територіях.

3.2 Вміст металів у водах ставів м. Дубляни та с. Великі Грибовичі Жовківського району Львівської області

Природні водойми, які розташовані в межах впливу господарської діяльності людини, часто перебувають під ризиком забруднення поллютантами, які надходять з антропогенних джерел: промислових підприємств, об'єктів комунального господарства та аграрного виробництва. Із потенційних забрудників водного середовища значну увагу привертають важкі метали, вплив яких на організм водяних тварин і рослин інтенсивно вивчають упродовж останніх десятиріч [46; 49; 248 – 250]. Як відомо, важкі метали є стійкими поллютантами, що можуть мігрувати між товщею води та донними відкладеннями, змінювати ступінь окиснення, зазнавати біоконцентрування в клітинах водяних організмів та спричиняти різні види токсичності, у тому числі генотоксичність щодо гідробіонтів [53]. Забруднення безстічних водойм (ставів, невеликих озер) цими поллютантами особливо несприятливе для водяної біоти і може призводити до деградації водних екосистем, які функціонують у таких водоймах.

З метою аналізу впливу металів як забруднювачів природних біотопів на розповсюдження водяних макрофітів наші дослідження були скеровані на з'ясування вмісту Кадмію, Плюмбуму, Хрому і Кобальту в ставах та озері,

розташованих на території м. Дубляни, а також у ставку, який міститься на території с. Великі Грибовичі, прилеглий до м. Дубляни. Крім того, у воді зазначених водойм аналізували вміст Феруму, який належить до елементів, необхідних для життя гідробіонтів, але може спричиняти токсичність за наявності у високій концентрації.

Результати досліджень свідчать, що концентрація металів у воді водойм характеризується відмінностями, навіть у разі близького територіального розташування водних об'єктів. Зокрема, вміст майже всіх досліджуваних елементів (за винятком Хрому і Феруму) у воді Дублянського озера був меншим, ніж у воді інших аналізованих об'єктів гідросфери (табл. 3.3). Вміст Кадмію у товщі води озера був меншим, ніж у воді ставків № 1, № 2 і ставка в с. Великі Грибовичі відповідно у 1,23, 4,07 ($p < 0,001$) і 3,65 рази ($p < 0,001$); Плюмбуму – у 3,93, 10,28 і 6,15 рази ($p < 0,001$); Кобальту – в 1,99, 1,83 і 1,56 рази ($p < 0,01-0,05$) (див. табл. 3.3).

Порівнюючи вміст металів у водних об'єктах із показниками ГДК, розробленими для водойм рибогосподарського призначення, встановлено, що у воді Дублянського озера вміст Cd, Pb і Co не перевищував гранично допустимих концентрацій. Однак вміст Fe у воді цього озера, як і в інших аналізованих водоймах Жовківського району, істотно перевищував показник ГДКр-г. Що стосується Хрому, загальний вміст якого ми аналізували, то на сьогодні в Україні не розроблений показник ГДК для поверхневих водойм. Якщо ж порівняти отримані дані зі значенням показника ГДК, прийнятого для загального вмісту Cr у питній воді (0,05 мг/л), то результати аналізу свідчать, що концентрація цього елемента у воді досліджуваних водних об'єктів була меншою, ніж цей нормативний показник (див. табл. 3.3).

Концентрація Кадмію перевищувала показник ГДК, встановлений для водойм рибогосподарського призначення у воді ставу № 2 і ставу в с. Великі Грибовичі відповідно в 1,78 і 1,60 рази ($p < 0,001$), а Кобальту – у ставках № 1 і № 2 м. Дубляни відповідно в 1,23 і 1,13 рази ($p < 0,01$). Крім того, вміст Кобальту у воді ставу, розміщеного на території с. Великі Грибовичі, був близьким до значення

ГДКр-г. Вміст Плюмбуму в усіх досліджуваних водоймах не перевищував значення ГДК р-г (див. табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Концентрація металів у воді водойм, розташованих на території м. Дубляни і с. Великі Грибовичі

Досліджу- ваний елемент	Водойми, розташовані на території м. Дубляни			Став у с. Великі Грибовичі
	озеро	став № 1	став № 2	
Cd, мкг/л (ГДКр-г – 0,005 мг/л)	2,191±0,150	2,710±0,224	8,922±0,582*** ⁺⁺⁺	8,002±0,620***
Pb, мкг/л (ГДК р-г – 0,1 мг/л)	1,015±0,070	3,987±0,261***	10,433±0,640*** ⁺⁺⁺	6,243±0,431*** ^{##}
Cr, мкг/л (ГДК питн. – 0,05 мг/л)	34,19±3,11	30,12±2,16	37,93±2,23 ⁺	33,43±2,38
Co, мкг/л (ГДКр-г – 0,01 мг/л)	6,190±0,38	12,331±0,841**	11,340±0,752**	9,642±0,752*
Fe, мг/л (ГДКр-г – 0,10 мг/л)	0,48±0,04	4,57±0,51***	1,62±0,13 ⁺⁺	0,34±,02

Примітки: 1. *, **, *** – вірогідність різниць між вмістом металів у водоймах порівняно зі значеннями, встановленими у воді озера м. Дубляни (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$); 2. ⁺, ⁺⁺⁺ – вірогідність різниць між вмістом металів у воді ставів № 1 і № 2 м. Дубляни (⁺ – $p < 0,05$; ⁺⁺ – $p < 0,01$; ⁺⁺⁺ – $p < 0,001$); 3. ^{##} – вірогідність різниць між вмістом Плюмбуму у воді ставу № 2 м. Дубляни і ставу на території с. Великі Грибовичі.

Треба зазначити, що концентрація всіх досліджуваних елементів, за винятком Кобальту, істотно розрізняється у воді ставів № 1 і № 2, розташованих на території м. Дубляни (див. табл. 3.3). Так, згідно з отриманими результатами у воді ставу № 2 концентрація Кадмію, Плюмбуму і Хрому значно перевищувала значення цих показників, установлені у товщі води ставу № 1, а саме: Кадмію – у 4,07 разів ($p < 0,001$), Плюмбуму – у 2,62 разів ($p < 0,001$), Хрому – в 1,26 разів ($p < 0,05$).

Проте концентрація Феруму у воді ставу № 1, навпаки, була більшою, ніж у воді ставу № 2 ($p < 0,01$), а концентрація Кобальту майже однакова у воді обох ставків. Загалом, за винятком Феруму, вміст металів у воді ставу № 2 був найбільшим порівняно з іншими досліджуваними водоймами. Оскільки природні умови формування обох ставків у цілому подібні через їхнє близьке територіальне розташування, отримані результати щодо високого вмісту важких металів можуть вказувати на можливість істотного забруднення цього водного об'єкта з антропогенних джерел. Потрібно зазначити, що ставок № 2 розміщений найближче до с. Великі Грибовичі, поблизу якого міститься Львівське сміттєзвалище. Зазначена особливість географічного положення може зумовлювати накопичення металів у воді цієї водойми.

Таке судження певною мірою підкріплюється результатами аналізу водного середовища ставу, розміщеного на території с. Великі Грибовичі (див. табл. 3.3). Отримані дані свідчать, що концентрація Кадмію, Хрому і Кобальту у воді зазначеного об'єкта істотно не відрізнялася від значень цих показників, установлених під час досліджень вмісту металів у ставку № 2. Лише концентрація Плюмбуму у ставку на території с. Великі Грибовичі була меншою, ніж у воді ставу № 2, що може вказувати на можливість аерогенного забруднення Дублянського ставу цим елементом унаслідок його невеликої віддаленості від автомобільного шосе.

3.3 Стан підземних вод на території м. Дубляни та якість питної води у водопроводах

Відомо, що хімічний склад акваторій на будь-якій території певною мірою пов'язаний зі станом підземного водного басейну, а якість підземних, як і поверхневих вод, може відображати рівень антропогенного навантаження на цю територію. Тому окремим етапом наших досліджень було проведення аналізу складу підземних вод на території м. Дубляни, яке знаходиться в зоні впливу Львівського сміттєзвалища. З гідрогеологічного погляду м. Дубляни, як і Львівська область загалом, розташоване в межах Волино-Подільського басейну артезіанських вод.

Такі дослідження актуальні не лише в аспекті характеристики екологічного стану підземноводного басейну, а й в аспекті визначення якості питної води, що надходить до мешканців міста. Як відомо, проблема забезпечення людей якісною питною водою нині має глобальне значення, а охорона питних вод від забруднення є однією з найважливіших екологічних і господарських проблем України та інших держав [251]. Адже на сьогодні 1,8 мільярда населення планети використовує для питних потреб воду невідповідної якості, а часто – небезпечну для здоров'я [42; 252]. За аналітичною оцінкою, щороку понад півмільйона людей помирають через вживання забрудненої води [253]. В Україні з метою забезпечення населення питною водою нормативної якості у березні 2005 року було затверджено Закон про Загальнодержавну програму на 2006–2020 рр. «Питна вода України».

У наших дослідженнях, проведених упродовж 2006–2014 рр., проаналізовано якість води двох артезіанських свердловин, задіяних у системі централізованого господарсько-питного водопостачання м. Дубляни [254; 255]. Одна з них (свердловина № 2/5-111215а глибиною 100 м, потужністю 20 м³/год), введена в дію 1963 року, функціонує на території міста. Друга свердловина (водозабір «Стронятин») – № 4-1Д (глибиною 50 м, потужністю 97 м³/год) міститься в районі села Стронятин на відстані 7 км від м. Дубляни.

У процесі роботи визначали низку показників якості води, а саме: органолептичні показники (запах, кольоровість), фізико-хімічні показники (рН, загальна твердість, сухий залишок, перманганатна окиснюваність, концентрація хлоридів і сульфатів) та вміст неорганічних компонентів (Ферум, Нітроген у складі амонію, нітритів і нітратів) [255; 256]. Дані, отримані під час аналізу показників за 2006–2014 рр., показані в табл. 3.4–3.7 (результати усереднені за кожний із років упродовж досліджуваного періоду).

Таблиця 3.4

Органолептичні та фізико-хімічні показники якості води із свердловини №2/5 (м. Дубляни)

Показник	Рік дослідження								
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Середнє
Запах при 20°C, бал	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Кольоровість, град.	10	10	15	15	10	10	10	10–5	10
Каламутність, мг/л	0,3	0,5	0,3	0,5	0,5	0,5	0,3	0,5–0,3	0,4
рН	6,6	6,0	6,8	6,4–7,37	6,7	6,8	6,7–7,64	6,9	6,78
Загальна твердість, ммоль/л	5,5	9,0	5,0	4,35–6,7	6,8	7,5	7,0	6,4–7,0	6,89
Сухий залишок, мг/л	442	-	489	420–434	424	424	804	420	477
Окиснюваність (KMnO ₄), мг O ₂ /л	-	2,40	3,6	1,52	2,0	2,4	2,56	2,24	2,39

Результати досліджень свідчать, що значення більшості показників якості води впродовж досліджуваного періоду відповідали нормативним вимогам, проте дещо відрізнялися у воді з двох свердловин (див. табл. 3.4, 3.5). Так, загальна твердість, вміст сухого залишку, перманганатна окиснюваність були вищими у

зразках води, відібраних зі свердловини № 4-1Д (водозабір «Стронятин»), ніж у воді зі свердловини № 2/5 (м. Дубляни) (див. табл. 3.4, 3.5).

Водночас упродовж 9-річного періоду вміст хлорид- і сульфат-аніонів, амонію і нітритів у воді зі свердловини № 4-1Д був більшим, ніж у воді зі свердловини № 2/5, а вміст нітратів і Феруму досягав вищих значень у воді зі свердловини № 2/5 (див. табл. 3.6, 3.7). Зокрема, концентрація Феруму у воді з цієї свердловини в окремі роки в 4-5 разів перевищувала значення, передбачені вимогами нормативних документів [226].

Таблиця 3.5

**Органолептичні та фізико-хімічні показники якості води зі
свердловини № 4-1Д (водозабір «Стронятин»)**

Показник	Рік дослідження								
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Середнє
Запах при 20°C, бал	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Кольоровість, град.	-	10	15	-0	10	10	10	10	10,7
Каламутність, мг/л	-	0,3	0,5	-	0,5	0,5	0,3	0,5	0,41
pH	-	6,8	6,72	7,38	6,8	6,8	6,8– 7,73	6,8	6,87
Загальна твердість, ммоль/л	11,5	10,0	10,0	11,8	6,3– 7,0	11,4 –7,0	7,0– 12,1	6,6– 7,0	8,99
Сухий залишок, мг/л	327	-	449	892	847– 428	426– 874	422	424	552
Окиснюваність (KMnO ₄), мг O ₂ /л	1,04	4,48	2,39	3,44	-	-	2,40	-	2,75

Таблиця 3.6

**Вміст хлоридів, сульфатів, Нітрогену та Феруму у воді зі
свердловини № 2/5 (м. Дубляни)**

Показ- ник	Рік дослідження								
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Хлориди, мг/л	30,0	24,0	33,0	40,0	26,0– 40,0	42,5	45	40,0– 36,0	42,0– 40,0
Сульфати, мг/л	40,0	54,3	109,0	68,0	13,2– 145,4	54,5	59,0	63,5– 200,8	63,5
Амоній, мг/л	1,40	1,40	2,24	1,25	1,4– 1,61	0,43	0,43	0,36– 0,8	0,05
Нітрити, мг/л	0,018	0,027	0,064	0,89	<0,003	0,088	0,117	0,05	0,05
Нітрати, мг/л	4,5	3,6	<0,1	4,99	<0,1	4,64	5,0	5,0	5,0
Загаль- ний вміст Fe, мг/л	0,32	1,50	1,16	1,73	2,44	0,15	0,3	0,1– 0,64	0,1– 0,53

Таблиця 3.7

**Вміст хлоридів, сульфатів, Нітрогену та Феруму у воді
зі свердловини № 4-1Д (водозабір «Стронятин»)**

Показник	Рік дослідження								
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Хлориди, мг/л	32,5	37,5	56,0	75,0	44,0	44,0	46,15 –41,0	46,0– 36,0	45,0– 48,0
Сульфати, мг/л	-	150,0	150,0	77,25	222,2	90,0	242,4 –72,7	68,0– 232,1	63,5
Амоній, мг/л	1,60	1,90	2,69	0,05– 1,61	1,8	1,76– 0,45	2,0– 0,45	0,17– 2,0	0,17

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Нітрити, мг/л	0,01	0,003	0,046	0,53	0	0,146	0,3– 0,117	0,05	0,05
Нітрати, мг/л	5,54	1,70	<0,1	<0,1– 2,6	0	4,28	0–5,0	5,0–0	5,0
Загальний вміст Fe, мг/л	0,32	0,39	0,42	0,29– 0,37	1,42	0,1	0,3	0,1– 0,25	0,1– 0,27

Як відомо, хімічний склад артезіанських вод залежить насамперед від умов їхнього формування та живлення водоносних горизонтів [257]. У разі близькості до залізовмісних руд артезіанська вода насичується іонами Феруму. Вважають, що основним природним чинником високого вмісту Феруму у воді водозаборів є вилуговування цього елемента з мінералів (глауконіту, піриту та ін.) у складі порід, які підстеляють водоносний горизонт [257].

У процесі роботи проведені дослідження вмісту й інших металів у зразках артезіанської та водопровідної води. Як свідчать отримані результати, упродовж 2007–2015 рр. концентрація Купруму, Мангану, Молібдену, Цинку (табл. 3.8), Меркурію (табл. 3.9) в аналізованих пробах води була меншою від показників ГДК [258]. Однак в окремі роки концентрація Нікелю у воді, отриманій із свердловини № 4-1Д (водозабір «Стронятин»), була близькою до значення ГДК або перевищувала його (див. табл. 3.8), а вміст Хрому впродовж 2007–2008 рр. перевищував показник ГДК у воді зі свердловин № 4, № 2/5 і № 4-1Д (див. табл. 3.9).

Таблиця 3.8

Концентрація Cu, Mn, Mo, Ni, Zn у воді артезіанських свердловин на території Жовківського району (2007–2015 рр.)

Досліджувані проби води	Рік	Вміст металів у пробах води, мкг/л				
		Cu ГДК – 1000 мкг/л	Mn ГДК – 50(500)* мкг/л	Mo ГДК – 250 мкг/л	Ni ГДК – 20 мкг/л	Zn ГДК – 1000 мкг/л
Свердловина № 4, м. Дубляни	2007	0,5–3,0	16,0	–	5,0	15,0
	2009	<0,5–1,0	145,0	0,4	0,4	50,0
	2010	20,0	300,0	0,7	2,0	
	2013	2,0–20,0	<10,0– 32,0	–	2,0	–
	2014	20,0	10,0	–	–	–
	2015	20,0	10,0	–	–	
Свердловина № 2/5, м. Дубляни	2008	2,0	32,0	0	6,0	15,0
	2009	0,5	750,0	1,0	2,0	25,0
	2010	0,5	23,0	0,5	1,0	–
	2013	20,0	10,0–80,0	5,0	4,0	–
	2014	20,0	10,0	–	–	–
	2015	20,0	10,0	–	–	
Свердловина № 4-1Д (водозабір «Стронятин»)	2007	4,6	8,0	–	19,0	8,0
	2009	3,0	280,0	0,9	24,0	44,0
	2010	1,0	56,0	1,0	9,0	–
	2013	20,0	4,0	–	–	–
	2014	20,0	10,0	–	–	–
	2015	20,0	10,0	–	–	–

Примітки: 1. у цій і наступній таблицях ГДК металів наведені відповідно до вимог Державних санітарних норм ДСанПіН 2.2.4-171-10 [258]; 2. * – показник ГДК, встановлений головним державним санітарним лікарем [259].

Особливо варто відзначити високу концентрацію Плюмбуму, яка в 1,2–4 рази перевищувала значення ГДК у воді з усіх аналізованих свердловин та каптажу джерел с. Малехів упродовж 2007–2009 рр. та у водопровідній воді м. Дубляни у 2014 р. (див. табл. 3.9). Концентрація Кадмію у водопровідній воді також була більшою за ГДК [258] (див. табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Концентрація Cd, Co, Cr, Hg, Pb у воді артезіанських свердловин на території Жовківського району та водопровідній воді м. Дубляни (2007–2014 рр.)

Досліджувані проби води	Рік	Вміст металів у пробах води, мкг/л				
		Cd ГДК – 1 мкг/л	Co ГДК – 100 мкг/л	Cr* ГДК – 50 мкг/л	Hg ГДК – 0,5 мкг/л	Pb ГДК – 10 мкг/л
Свердловина № 4, м. Дубляни	2007	–	–	58,0	0,2	12,0
	2009	–	–	–	–	45,0
Свердловина № 2/5	2008	–	–	140,0	–	32,0
Свердловина № 4-1Д, с. Стронятин	2007	0,2	–	94,0	0,2	34,0
	2009	0,65	–	–	–	38,0
Каптаж джерел, с. Малехів	2007	0,2	–	20,0	0,2	24,0
	2008	–	–	–	–	54,0
	2009	0,8	–	–	–	47,0
Водопровідна вода м. Дубляни	2014	3,60	29,70	41,88	–	32,31

Примітка. * – загальна концентрація Хрому.

Отже, у наукових джерелах наявні дані про незадовільний санітарно-гігієнічний стан води із більшості свердловин та криниць, які використовують для питного водопостачання на навколишніх територіях [215; 260].

Водночас враховуючи те, що свердловина № 2/5 була введена в дію ще 1963 року, можна припустити, що забруднення води сполуками Феруму та іншими металами зумовлюється недоліками в стані системи вертикального водозабору з водоносного пласта, яка потребує термінової реконструкції.

3.4 Поширення представників роду Ряскових у водних об'єктах Жовківського району і Добротвірському водосховищі (Львівська область) та в озері Світязь (Волинська область)

Беручи до уваги отримані результати щодо екологічного стану окремих водних об'єктів на території Львівської та Волинської областей, ми проводили спостереження за поширенням водяних макрофітів із підроду Ряскових (*Lemnoideae*) у досліджуваних поверхневих водоймах (озеро і два стави (№ 1 і № 2) на території м. Дубляни, ставок на території с. Великі Грибовичі, Добротвірське водосховище та озеро Світязь).

Результати спостережень за розповсюдженням представників Ряскових свідчать, що цей показник значно відрізняється в аналізованих водних об'єктах, хоча у всіх цих водоймах виявляється ряска мала (*Lemna minor*) – один із найпоширеніших у помірній кліматичній зоні видів макрофітів (табл. 3.10). Ряска горбата (*Lemna gibba*), яка менш розповсюджена у водоймах на території України, у наших дослідженнях видового складу макрофітів не виявлена в жодному з аналізованих водних об'єктів. Ряска тридольна (*Lemna trisulca*), яка належить до занурених гідатофітів, виявлена лише у ставку на території с. Великі Грибовичі і не виявлена в складі водяної рослинності водойм на території м. Дубляни, Добротвірського водосховища та ділянки плеса озера Світязь у районі с. Світязь, хоча згідно з даними [261] ця рослина трапляється в затоках цього озера.

Інший представник підроду *Lemnoideae* – *Spirodela polyrhiza*, яка також належить до розповсюджених видів гідатофітів, виявлений лише в озері на території м. Дубляни, де *Spirodela polyrhiza* формує угруповання з ряскою малою, домінуючи над цим видом у співвідношенні близько 20:1.

Як свідчать результати наших спостережень, упродовж літнього періоду (початок липня) колонізація ставків, розташованих у м. Дубляни, у тому числі ставів № 1 і № 2, рослинами *Lemna minor* досягала значного рівня, який становив понад 50 % поверхні акваторій, а на початку серпня поверхня цих водойм майже повністю вкривалася рослинами ряски малої. Інтенсивність колонізації ставу № 1 у серпні становила від 70 % до 90 %, а ставу № 2 – від 90 % до 100 % (дод. Б, рис. Б.1). Рівень покриття поверхні ставу на території с. Великі Грибовичі рослинами *Lemna minor* на початку липня становив майже 50 % і значно збільшувався (до 70%) на початку серпня. Натомість інтенсивність заселення рослинами *Spirodela polyrhiza* та *Lemna minor* поверхні озера, розташованого в м. Дубляни, у серпні становила близько 3–5 % (дод. Б, рис. Б.1).

Таблиця 3.10

**Розповсюдження представників Ряскових у деяких водоймах на території
Львівської та Волинської областей**

Досліджувані водойми	Виявлені представники <i>Lemnoideae</i>
Озеро на території м. Дубляни	<i>Lemna minor</i> L., <i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.
Став № 1, м. Дубляни	<i>Lemna minor</i> L.
Став № 2, м. Дубляни	<i>Lemna minor</i> L.
Став на території с. Великі Грибовичі	<i>Lemna minor</i> L., <i>Lemna trisulca</i> L.
Водосховище (м. Добротвір)	<i>Lemna minor</i> L.
Озеро Світязь	<i>Lemna minor</i> L.

У двох інших аналізованих водних об'єктах – Добротвірському водосховищі та озері Світязь – ряска мала (*Lemna minor*) розповсюджена значно менше, ніж у водоймах на території Жовківського району. Зокрема, в озері Світязь рослини *Lemna minor* (ряска мала) становили лише незначну частку прибережної рослинності з відносним вмістом у складі фітоценозу близько 5–10 % і не траплялися на інших ділянках акваторії.

Поверхня Добротвірського водосховища в період наших досліджень майже не зазнавала колонізації представниками Ряскових, а рослини ряски малої були розповсюджені лише у прибережних ділянках акваторії. Загалом рівень покриття поверхні водосховища рослинами *Lemna minor* у літні місяці становив менше ніж 1 %. Однак потрібно зазначити, що збільшенню колонізації Добротвірського водосховища цією рослиною протидіють методом періодичного скімінгу, внаслідок чого популяція *Lemna minor* (ряска мала) підтримується на постійному рівні.

З результатів спостережень випливає, що відмінності в екологічному стані водойм істотно впливають на рівень розповсюдження представників Ряскових. Значний вміст біогенних елементів у ставках, розташованих на території Жовківського району Львівської області, можна вважати основним чинником, який сприяє значному розповсюдженню в цих водоймах рослин *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*.

Необхідно зазначити, що на рівень поширення представників Ряскових у поверхневих водоймах значно впливає концентрація біогенних елементів у водному середовищі. Відомо, що ці рослини здатні ефективно засвоювати Нітроген, особливо у формі амонію та нітрат-аніона, а також фосфати [109]. Високий вміст цих речовин у водному середовищі сприяє інтенсивному росту рослин та процесам синтезу органічних речовин, насамперед протеїну.

Результати наших досліджень свідчать, що вміст Нітрогену та Фосфору був більшим у воді ставів, розташованих на території м. Дубляни та с. Великі Грибовичі, порівняно з іншими у аналізованими в нашій роботі водними об'єктами (див. табл. 3.1, 3.11). Водночас менший вміст амонію і дуже низький вміст фосфатів у воді озера Світязь, вірогідно, зумовлюють низький рівень розповсюдження представників Ряскових, зокрема ряски малої, та відсутність рослин спіродели багатокореневої на поверхні цієї акваторії. Крім того, значна глибина озера та динамічний вплив водних мас на мілководдя також є чинниками, які перешкоджають інтенсивному поширенню плаваючих гідатофітів на поверхні плеса [261].

Таблиця 3.11

**Вміст біогенних елементів та інші показники якості води об'єктів гідросфери
на території Жовківського району Львівської області**

Показник		Водойми на території м. Дубляни			с. Великі Грибовичі (став)
		озеро	став №1	став №2	
Нітроген	NH_4^+ , мг/л	0,72	1,3	1,08	1,23
	NO_2^- , мг/л	0,03	0,045	0,12	0,07
	NO_3^- , мг/л	1,46	12,7	0,75	0,65
Фосфат, мг/л		0,18	0,34	0,64	0,27
Хлорид (Cl), мг/л		21,35	18,5	60,74	27,80
Показник рН		6,55	6,0	6,95	7,25

Що стосується *Lemna trisulca*, яка трапляється на території України переважно в мезо- та евтрофних прісних закритих водоймах із мулистими, мулисто-піщаними та мулисто-торф'янистими донними відкладами, то з наукових джерел відомо, що ця рослина може рости в невеликих озерах, ставах, старицях, штучних водосховищах, старих меліоративних каналах [262]. Такі результати, загалом, свідчать про спорадичний локальний характер розповсюдження, властивий для *Lemna trisulca*, і узгоджуються з даними, описаними в працях інших авторів [263].

Висновки до розділу 3

Ставки, озера й інші водойми, які розташовані в межах впливу господарської діяльності людини (зокрема стави на території Жовківського району Львівської області), перебувають у зоні постійного забруднення промисловими та комунально-господарськими стічними водами, а також знаходяться під впливом забрудненого поверхневого та підземного стоку із сільськогосподарських угідь. Це призводить до їх замулення, заболочення та забруднення різноманітними хімічними поліутантами.

Щодо екологічного стану водосховищ (зокрема ТЕС с.м.т. Добротвір) необхідно зазначити, що вода в цих об'єктах перебуває під ризиком істотного забруднення хімічними сполуками, які потрапляють у водне середовище із відпрацьованими стічними водами. Згідно з результатами наших досліджень, значення окремих показників якості води в таких водоймах перевищує встановлені нормативи, що свідчить про антропогенне забруднення цих об'єктів.

Натомість у воді Дублянського озера, яке територіально найбільш віддалене від Львівського сміттєзвалища, концентрація більшості металів найменша порівняно з іншими досліджуваними водними об'єктами і, за винятком Феруму, не перевищує значень ГДК. Такі дані свідчать про безпечність водойми в екологічному аспекті та наявність відповідних умов для життя водної рослинності, а також про придатність акваторії озера для рекреаційного водокористування і риболовлі.

Забруднення поверхневих вод на території Жовківського району, у тому числі м. Дубляни, супроводжується погіршенням якості підземних вод, що створює ризик здоров'ю населення. Аналізуючи причини такого явища, можна вважати, що на якості підземних вод м. Дубляни позначається близькість до Львівського сміттєзвалища, розміщеного неподалік с. Великі Грибовичі.

Близьке розташування поверхневих водойм до небезпечних об'єктів значною мірою сприяє концентрації металів у водних об'єктах. У двох ставках м. Дубляни і ставі в с. Великі Грибовичі вміст металів у воді менший, ніж у Дублянському озері. Вміст Кадмію перевищує ГДК відповідно у 1,23, 4,07 і 3,65 рази ($p < 0,001$); Плюмбуму – у 3,93, 10,28 і 6,15 рази ($p < 0,001$); Кобальту – в 1,99, 1,83 і 1,56 рази ($p < 0,01-0,05$). Концентрація Кадмію перевищує ГДК_{р-г} у воді ставів м. Дубляни і с. Грибовичі відповідно в 1,78 і 1,60 рази ($p < 0,001$), а Кобальту відповідно в 1,23 і 1,13 рази ($p < 0,01$). Вміст іонів Хрому у воді досліджуваних об'єктів близький до значення ГДК, а концентрація Плюмбуму становить 0,01–0,1 ГДК.

Моніторингом якості води артезіанських свердловин системи централізованого водопостачання м. Дубляни впродовж 2006 – 2015 рр.

встановлено, що концентрація Феруму у воді переважно перевищувала значення ГДК (в окремі роки – у 4–5 разів). В окремі роки перевищував ГДК і вміст Нікелю. Концентрації Cu, Hg, Mn, Mo, Zn в аналізованих пробах води були меншими від ГДК. Вміст Хрому у 2007–2008 рр. та Плюмбуму впродовж 2007–2009 рр. перевищував ГДК у воді з аналізованих свердловин. У водопровідній воді м. Дубляни 2014 р. концентрація Cd і Pb значно перевищувала нормативний показник.

У наших дослідженнях популяцію *Lemna trisulca* виявлено лише у ставку с. Великі Грибовичі, де ця рослина трапляється разом із *Lemna minor*, і не виявлено в жодному з розташованих на відносно близькій віддалі від цього ставу водних об'єктів м. Дубляни.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3

238. Оксуюк О. П., Якушин В. М., Тимченко В. М. Трофо-сапробіологіческая характеристика Шацких озер. *Гидробиол. журн.* 1997. Т. 33, № 1. С. 24–35.
239. Мольчак Я. О., Ковальчук В. В., Фесюк В. О. Рекреаційно-туристичне природокористування в районі озера Світязь та прилеглих до нього територій. *Науковий вісник Чернівецького університету.* 2010. Вип. 519/520 : Географія. С. 29–31.
240. Озеро Світязь : сучасний природно-господарський стан та проблеми. Луцьк : РВВ ЛДТУ, 2008. 336 с.
241. Зуб Л. М. Оцінка екологічного стану оз. Світязь за багаторічною динамікою рослинних комплексів аквальної біоти. *Екологія.* 2012. № 9. С. 337–343.
242. Самарина В. С. Гидрогеохимия. Ленинград : ЛГУ, 1977. 360 с.
243. Екологічна оцінка якості вод верхньої частини басейну Західного Бугу / Р. Паньків та ін. *Геологія і геохімія горючих копалин.* 2013. № 1–2. С. 107–116.
244. Виставна Ю. Ю., Петергова Г. М. Методичні вказівки до виконання практичних завдань з дисципліни «Моніторинг довкілля». Харків : ХНАМГ, 2007. 27 с.

245. Нетробчук І., Боярин М. Екологічна оцінка якості води Шацьких озер. *Озера й штучні водойми України: сучасний стан і антропогенні зміни* : матеріали I Міжнар. наук.-практ. конф. (22–24 трав. 2008 р.). Луцьк : РВВ «Вежа» Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. С. 248–253.
246. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Екологічний моніторинг деяких водних об'єктів Львівської і Волинської областей. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування* : тези доп. III Міжнар. наук.-практ. студент. конф., м. Львів, 16-17 лист. 2010 р. Львів, 2010. С. 82–83
247. Шацький національний природний парк : наукові дослідження 1983–1993 рр. Світязь, 1994. 248 с.
248. Khellaf N., Zerdaoui M. Growth response of the duckweed *Lemna gibba* L. to copper and nickel phytoaccumulation. *Ecotoxicology*. 2010. Vol. 19, N 8. P. 1363–1368.
249. Біологічна доступність металів та їх акумуляція в тканинах рослин / Г. Л. Антоняк та ін. *Вісник проблем біології і медицини*. 2015. Вип. 3, том 2 (123). С. 11–16.
250. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів / Г. Л. Антоняк та ін. *Біологія тварин*. 2015. Т. 17, № 2. С. 9–24.
251. Water Quality and Health Strategy 2013–2020. URL : http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2013/water_quality_strategy.pdf.
252. Global assessment of exposure to faecal contamination through drinking water based on a systematic review / R. Bain et al. *Trop. med. int. health*. 2014. Vol. 19, N 8. P. 917–927.
253. Water. Fact sheet №391. July 2014. URL : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/en/>.
254. Антоняк Г. Л., Яремко О. Є. Показники якості води деяких артезіанських свердловин у системі господарсько-питного водопостачання Львівщини. *Шляхи підвищення ефективності використання агроресурсного потенціалу* :

- матеріали Міжнар. наук.-практ. форуму, 23-25 верес. 2009 р. Львів : ЛНАУ, 2009. Т. 1. С. 66–70.
255. Яремко О., Антоняк Г., Панас Н. Якість питної води у системі водопостачання м. Дубляни Жовківського району Львівської області. *Вісник Львівського національного аграрного університету : агрономія*. 2009. № 13. С. 78–84.
256. Антоняк Г., Яремко О., Костюк О. Оцінка забезпечення населення якісною питною водою. *Наукові і практичні аспекти агропромислового виробництва та розвитку сільських регіонів : тези доп. Міжнар. наук.-практ. форуму, 22-24 верес. 2010 р.* Львів, 2010. С. 16 – 20.
257. Харкевич В., Місюра Я. Проблема охорони водних ресурсів Львівщини. *Вісник Львівського університету. Серія геологічна*. 2013. Вип. 27. С. 46–68.
258. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: затв. наказом МОЗ України від 12.05.2010 № 400. К., 2010.
259. Клименко М. О., Вознюк Н. М., Вербецька К. Ю. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. *Наукові доповіді НУБіП*. 2012. № 8 (30). URL : http://nd.nubip.edu.ua/2012_1/12kmo.pdf.
260. Щирба О. Р. Стан питної води на територіях прилеглих до Львівського сміттєзвалища. *Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С. З. Гжицького*. 2009. Т. 11, № 2 (41), ч. 4. С. 291–294.
261. Карпова Г. О., Зуб Л. М. Особливості заростання заток озера Світязь. *Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки*. 2009. URL : http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvnu_2009_2_14.
262. Рослинність дельти Кілійського гирла Дунаю. I. Водна рослинність. Клас Lemnetae / Д. В. Дубина та ін. *Укр. фітоцен. зб.* Київ, 2000. Сер. А, вип. 1 (16). С. 28–38.
263. Keddy P. A. Lakes as islands: the distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *Lemna trisulca* L. *Ecology*. 1976. Vol. 57. P. 353–359.

РОЗДІЛ 4

МОРФО-ФІЗІОЛОГІЧНІ ПРИСТОСУВАННЯ ПРЕДСТАВНИКІВ РОДІВ РЯСКА (*LEMNA L.*) ТА СПИРОДЕЛА (*SPIRODELA SCHLEID.*) У ЗАБРУДНЕНІЙ ВОДІ

4.1 Аутокологічні особливості представників роду *Lemna L.*

Представники типового роду підродини *Lemnoideae* – ряска (*Lemna*) – є об'єктом гідроботанічних спостережень із середини ХІХ ст., коли була створена перша систематична класифікація Ряскових. Вперше найбільш вичерпні дані щодо біології цієї групи рослин викладені у праці Е. Хегельмайера «Die Lemnaceen. Eine monographische Untersuchungen», виданій у Лейпцигу в 1868 р. Згодом, упродовж 1868–1940 рр. проводили дослідження в галузях систематики, еволюції, анатомічної будови, морфологічних та цитологічних особливостей Ряскових; а починаючи з другої половини ХХ ст. вивчають їх елементний склад, структуру геному, досліджують роль ряски як важливого білково-вітамінного компонента живлення риб та значення цієї групи рослин у сільському господарстві [162; 163; 173; 189; 192 – 194; 196; 197; 264 – 269]. Нині проводять дослідження, скеровані на з'ясування можливості застосування рослин ряски з метою біоіндикації, покращання стану водних об'єктів та очищення їх від антропогенних забруднювачів [44; 136; 137; 201; 203; 205; 270 – 272]. Варто зазначити, що у зв'язку з простотою морфологічної будови та високою швидкістю росту ряску широко використовують у модельних дослідженнях, зокрема під час вивчення екологічних взаємовідносин між макро- та мікроорганізмами [273; 274].

На основі результатів наших спостережень та аналізу джерел наукової літератури наведемо загальну характеристику представників роду *Lemna* (*Lemna minor* та *Lemna trisulca*), поширених у гідроекосистемах Львівської області та інших регіонів України.

Ряска мала (*Lemna minor L.*). Ряска мала (*Lemna minor L.*) – це маленька за розміром, вільноплаваюча і швидкоросла водяна рослина, у геномі якої міститься

40 хромосом [163]. Характеризується субкосмополітним розповсюдженням і трапляється у прісноводних водоймах і водотоках із повільною течією в різних кліматичних зонах, крім арктичної та субарктичної. Нативний ареал виду охоплює акваторії Європи, Азії, Африки та Північної Америки, а в Південній Америці та Австралазії – натуралізований [208; 275].

За анатомічною будовою рослина має форму опукло-яйцеподібної зеленої пластинки (дод. В, рис. В.1), яка в науковій літературі має різні назви: листець, щиток, лопать, фронд. На думку дослідників, щиток є видозміненим безлистим стеблом, хоча загалом його походження спірне, оскільки деякі автори вважають, що дистальна зона щитка еволюційно походить від листка, а проксимальна – від стебла [276]. Довжина пластинки становить 2–4,5 мм або більше (дуже рідко – до 10 мм), ширина – 0,6–3 мм (дуже рідко – до 7 мм). Пластинка містить три (рідко п'ять) жилки, розташовані в дистальній частині, і дрібні заповнені повітрям щілини, що допомагають флотації [208].

Через наявність повітряних порожнин лопать плаває на поверхні води і верхньою частиною, яка містить продихи, контактує з повітрям, а нижньою – з водним середовищем, причому верхня поверхня, а також краї лопатей не змочуються водою. Від вузла, що міститься на межі між проксимальною і дистальною зонами, відходить тонкий, напівпрозорий і нерозгалужений корінь завдовжки 20–70 мм, який опускається вертикально вниз [276]. Загалом довжина корінця залежить від вмісту поживних речовин у водному середовищі. Відомо, що корені вбирають і проводять воду та розчинені у ній речовини. Крім того, корінець утримує положення пластинки на поверхні водойми, сприяючи її рівновазі. Живлення ряски здійснюється всією поверхнею рослини. Припускають, що рослини ряски можуть вбирати прості органічні сполуки, у тому числі амінокислоти з води [162].

Рослини ряска мала (*Lemna minor*) однодомні, на одній особині в бічних кишнях щитка формуються і маточкові, і тичинкові квітки. Цвітіння найчастіше відбувається у червні–серпні, проте загалом ряска цвіте і плодоносить дуже рідко. Квітки – одна маточкова і дві тичинкові, без оцвітини; зав'язь з однією

сім'ябрунькою; стовпчик 0,1–0,15 мм завдовжки [276]. Плоди завдовжки 0,8–1,0 мм, завширшки 0,8–1,1 мм, з крилоподібними краями; крило 0,05–0,1 мм шириною. Насіння білувате, залишається всередині плодів після дозрівання. Насінина довжиною 0,7–1 мм, завтовшки 0,4–0,6 мм, містить 10–16 помітних рубців на поверхні.

У водоймах *Lemna minor* плаває здебільшого у формі колоній, які утворюються в результаті вегетативного розмноження і формуванню яких сприяють зовнішні умови (вітер, коливання води) [182]. Вегетативне розмноження переважно відбувається за типом брунькування – відростками, які виростають від вузла, формуючись у так званих пазушних кишнях материнських рослин. Дочірні лопаті залишаються впродовж певного часу приєднаними до материнських рослин, формуючи ланцюг з декількох поколінь. Пізніше вони відокремлюються і починають функціонувати самостійно, тривалість життя особини становить 1–2 місяці. Вегетативне розмноження ряски малої відбувається з великою швидкістю і продуктивністю за наявності поживних речовин і температури води 24–35 °С. Відомо, що за оптимальних умов росту біомаса *Lemna minor* може подвоюватися щодня 2–4 доби [200; 277]. За зниження температури середовища рослина утворює багаті на крохмаль туріони, які опускаються на дно водойми, перебуваючи в стані спокою до потепління води та відновлення нормального росту.

В акваріумі рослини *Lemna minor* розмножуються швидко і, згідно з результатами наших спостережень, часто формують чотири і більше лопатей. За умов росту в акваріумі лопаті досягають більших розмірів, ніж у природних водоймах (понад 4 мм у довжину і майже 3 мм в ширину), а довжина корінця змінюється в широких межах – від 5 до 80 мм. Такі дані, зокрема, отримані в результаті наших спостережень (рис. 4.1). Видовження корінця переважно відбувається зі збільшенням тривалості вирощування рослини в акваріумі і може зумовлюватись зменшенням вмісту мінеральних речовин [206].

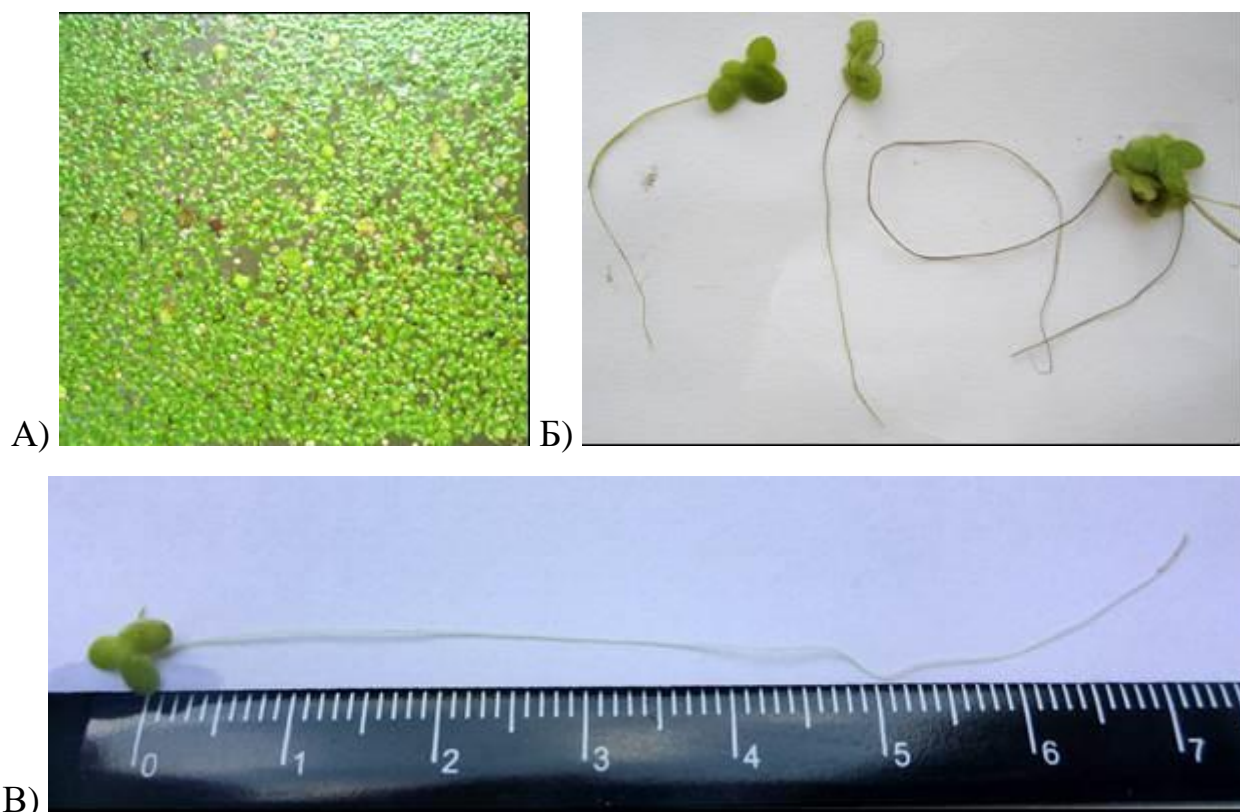


Рис. 4.1. Рослини *Lemna minor* за тривалого вирощування в акваріумі:
 А – вигляд колонії зверху; Б, В – зовнішній вигляд особин (корінці сягають довжини 60–80 мм, рослини часто формують 3, 4 і більше лопатей).

Рослини *Lemna minor* добре розвиваються в нейтральному або слаболужному середовищі, в евтрофікованих водах зі значним вмістом біогенних елементів та органічних речовин, переважно у застійних, захищених від вітру водоймах і часто утворюють щільні плаваючі мати товщиною в декілька сантиметрів на водній поверхні [182; 198]. У водоймах Жовківського району Львівської області, зокрема розміщених на території м. Дубляни, цей вид ряски широко розповсюджений і часто утворює суцільний покрив на поверхні акваторій (див. дод. В, рис. В, 2).

В обстежених під час наших досліджень водоймах *Lemna minor* з'являється в період з кінця березня до середини квітня, займаючи впродовж весняних місяців головним чином прибережні ділянки акваторій. Проте до середини червня

рослина може колонізувати до 20–25 % площі поверхні водойми, а в липні – до 50 % поверхні або й більше.

Як відомо, невеликий ставок може повністю вкриватися ряскою впродовж декількох тижнів, на що вказують і результати наших спостережень. Здебільшого товста плівка, утворена з рослин ряски, доходить до самих берегів, охоплюючи прибережні рослини, іноді утворює острівці на різній відстані від країв водойми (див. дод. В, рис. В, 3, В, 4).

Біорізноманіття таких водних екосистем зазвичай низьке, оскільки рослини ряски, формуючи щільний покрив на поверхні водойми, пригнічують розвиток інших видів водяних рослин, які потребують сонячної енергії для росту (див. дод. В, рис. В.3). Відомо, що *Lemna minor*, як і інші представники *Lemnoideae*, можуть витіснити з водойм водорості і занурені види макрофітів [186; 278]. Водночас водне середовище під суцільною рясковою плівкою містить надто мало кисню для виживання риб і макрофауни [279; 280]. Однак певну кількість кисню рослини *Lemna minor* виділяють у воду через корені [186; 281], і цей вид може відігравати роль едифікатора, формуючи склад середовища [282; 283]. Водночас за відповідних погодних умов рослини ряски малої, розростаючись на поверхні водойми, продукують значну кількість біомаси, збагачуючи киснем атмосферне повітря.

Результати наших спостережень свідчать, що *Lemna minor* вегетує до пізньої осені і є стійкою до зниження температури води і повітря (підтримує ріст за температури +10...+7 °С). Зокрема, рівень розповсюдження ряски на поверхні ставків у листопаді становить близько 5 % (рослини займають в основному прибережну зону акваторій). Рослина виявляється у водоймах фактично аж до снігового покриву.

Ряска тридольна (*Lemna trisulca* L.). Ряска тридольна (*Lemna trisulca* L.) – найбільший за розміром представник роду *Lemna* L. (рис. 4.2). Цей вид поширений у прісноводних водоймах, переважно Північної півкулі; росте в прохолодних районах помірного кліматичного поясу і зазвичай не трапляється в теплих районах. Ряска тридольна найбільш розповсюджена в Європі та Північній

Америці, хоча її ареал охоплює всю Азію, простягаючись на схід до Камчатки, Сахаліну, Японії та Філіппінських островів. Популяції *Lemna trisulca* виявляються і в деяких районах Африки, у Папуа-Новій Гвінеї та Австралії [284 – 287].

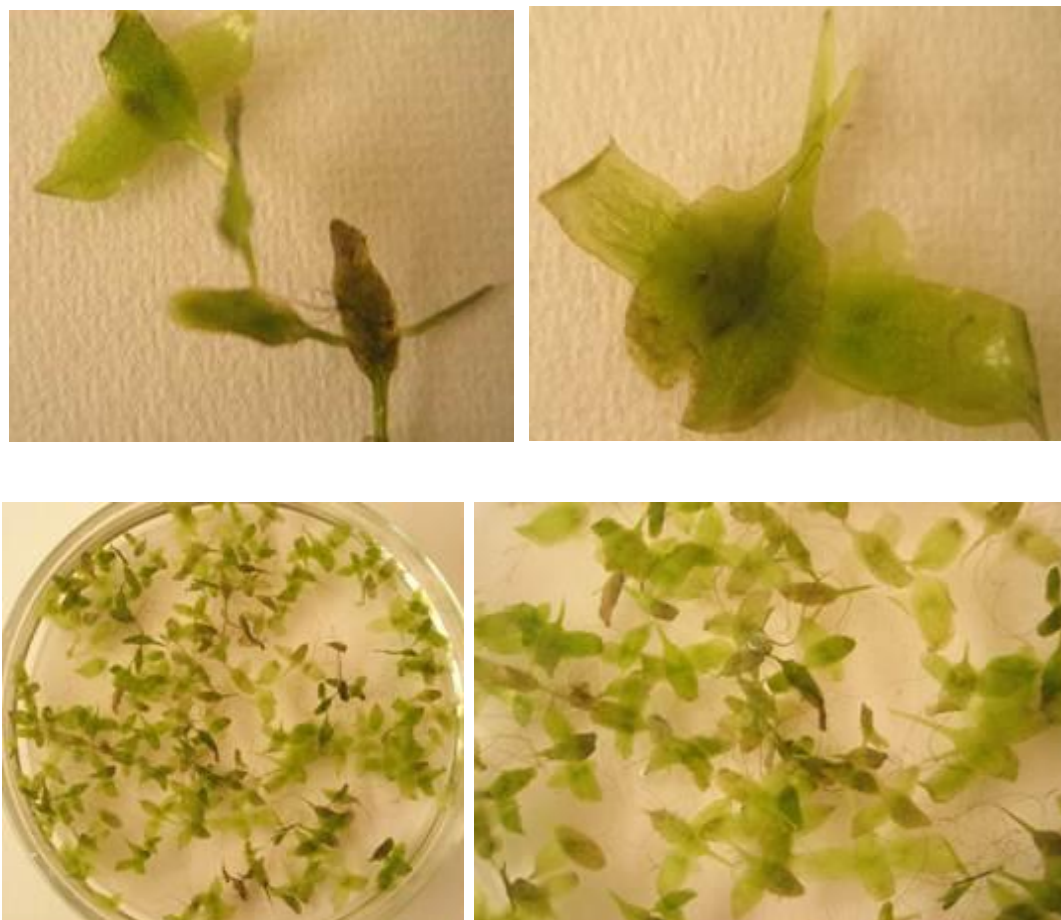


Рис. 4.2. Ряска тридольна (*Lemna trisulca* L.) (фото рослин, відібраних із ставу в с. Грибовичі Жовківського району Львівської області і культивованих за лабораторних умов).

На відміну від ряски малої, *Lemna trisulca* здебільшого функціонує у воді в зануреному стані, а іноді причіплюється до підводних об'єктів: каміння, інших макрофітів. На поверхні води *Lemna trisulca* виявляється лише під час цвітіння та плодоношення. Такі рослини за стосунком до води називають зануреними аерогідатофітами. Тіло ряски тридольної, яка не цвіте, має вигляд світло-зеленої напівпрозорої пластинки продовгувато-ланцетоподібної форми завдовжки 3–15 (до 20) мм, завширшки 1–5 мм, з трьома жилками [288]. Один кінець пластинки

притуплений, інший – звужується у формі хвостоподібної ніжки [289]. Від нижньої сторони пластинки відходить один корінь, який простягається вглиб води, але не прикріплюється до ґрунту, навіть на мілководді. Часто корінь відсутній. Розмножується *Lemna trisulca* переважно вегетативно, утворюючи дочірні пластинки з кишень, розміщених обабіч материнської пластинки. Розвиваючись, дочірні особини залишаються прикріпленими до материнської рослини впродовж певного часу, хоча згодом можуть від'єднуватись [290]. За умов доброго освітлення у багатій на поживні речовини воді рослина швидко росте, утворюючи довгі, іноді гіллясті спіралеподібні ланцюги з 8–30 (іноді до 50) особин, занурені в товщу води біля поверхні водойми (див. рис. 4.2).

Потрапляючи в глибокі шари води, де мало світла, такий ланцюг, крутячись, спливає у напрямі до поверхні. До початку цвітіння ланцюжки розриваються на коротші, з 2–4 пластинок. Перед зимою пластинки товстішають, круглішають, заповнюються крохмалем, стають важчими і осідають на дно, де перезимовують [288].

Цвіте *Lemna trisulca* в червні – липні, проте рідко плодоносить. Квітуча рослина має більш овальну форму з короткою ніжкою біля основи пластинки, яка плаває на поверхні води. У період цвітіння може утворювати густі великі колонії на поверхні води [198]. Суцвіття спочатку оточене рудиментарним плівчастим покривалом, подібно до мішечка. Квітки маленькі, дуже зредуковані, малопомітні; формують суцвіття, що складається з однієї маточкової (без оцвітини) і двох тичинкових квіток. Плід 0,6–0,9 мм завдовжки, 0,7–1,2 мм завширшки, з крилоподібними краями; як правило, однонасінневий [291]. Однак насінням *Lemna trisulca* розмножується рідко. Може розповсюджуватися за допомогою вітру, а також водяних птахів та інших тварин. Внаслідок зануреності у товщу води ряска тридольна більшою мірою, ніж інші види ряски, сприяє насиченню водного середовища киснем.

Ряска тридольна росте переважно в мезотрофних, близьких до евтрофного стану непроточних водоймах або водних об'єктах із повільною течією, хоча виявляється і в заплавах швидкоплинних річок. Рослина є тіневитривалою,

витримує гіперевтрофікацію і часто трапляється в місцях, де мало інших видів водяних рослин [287]. Ряска тридольна може вмерзати у лід, однак не витримує відсутності води та висушування, що є однією з характерних рис цієї рослини [263]. Водночас у модельних дослідженнях показано, що *Lemna trisulca* трапляється у водних об'єктах принаймні втричі рідше, ніж ряска мала, і має значно меншу порівняно з цією рослиною здатність до розповсюдження та колонізації водойм [263]. Такі дані підтверджуються результатами наших спостережень щодо трапляння цього виду лише в акваторії ставу с. Великі Грибовичі та її відсутності у водоймах на території м. Дубляни.

4.2 Екологічні особливості *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid

Спіродела багатокоренева (*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.) – типовий вид водяних макрофітів роду *Spirodela* Schleid., який загалом охоплює чотири види рослин і належить, як і рід *Lemna*, до підродини Ряскові (*Lemnoideae*), родини Ароїдні (*Araceae*) [292]. Це багаторічна рослина, яка характеризується космополітним розповсюдженням і виявляється в евтрофних прісноводних і солонуватих водних об'єктах у всьому світі [293; 294]. Подібно до представників роду *Lemna*, спіродела загалом невибаглива до середовища існування, проте найкраще росте у незатінених водоймах, багатих на поживні речовини. Зазвичай росте у щільних колоніях, утворюючи килимок на поверхні води. Цю рослину іноді називають «ряска багатокоренева», а в англійській літературі «велика ряска», «ряска звичайна» через її зовнішню подібність до представників роду *Lemna*, зокрема ряски малої, від якої *Spirodela polyrhiza* відрізняється більшими розмірами та низкою інших ознак (рис. 4.3).

Лопаті *Spirodela polyrhiza* овально-продовгуватої, плоскої, а іноді опуклої форми, на верхівці округлі або загострені, сягають довжини 4–10 мм, містять 7–16 (до 21) жилок. З верхнього боку поверхня лопатей гладенька, блискуча, має зелене забарвлення, іноді з червоною плямою в центрі, а з нижнього боку – червонувато-фіолетова або коричнева (див. рис. 4.3). Лопаті плавають на поверхні

води подинці або утворюють кластери по 2–5 штук. З кожної лопаті виростає кілька тонких волокнистих коренів (від 4 до 16) завдовжки до 30 мм, які закінчуються загостреними кореневими чохликами [291; 295].

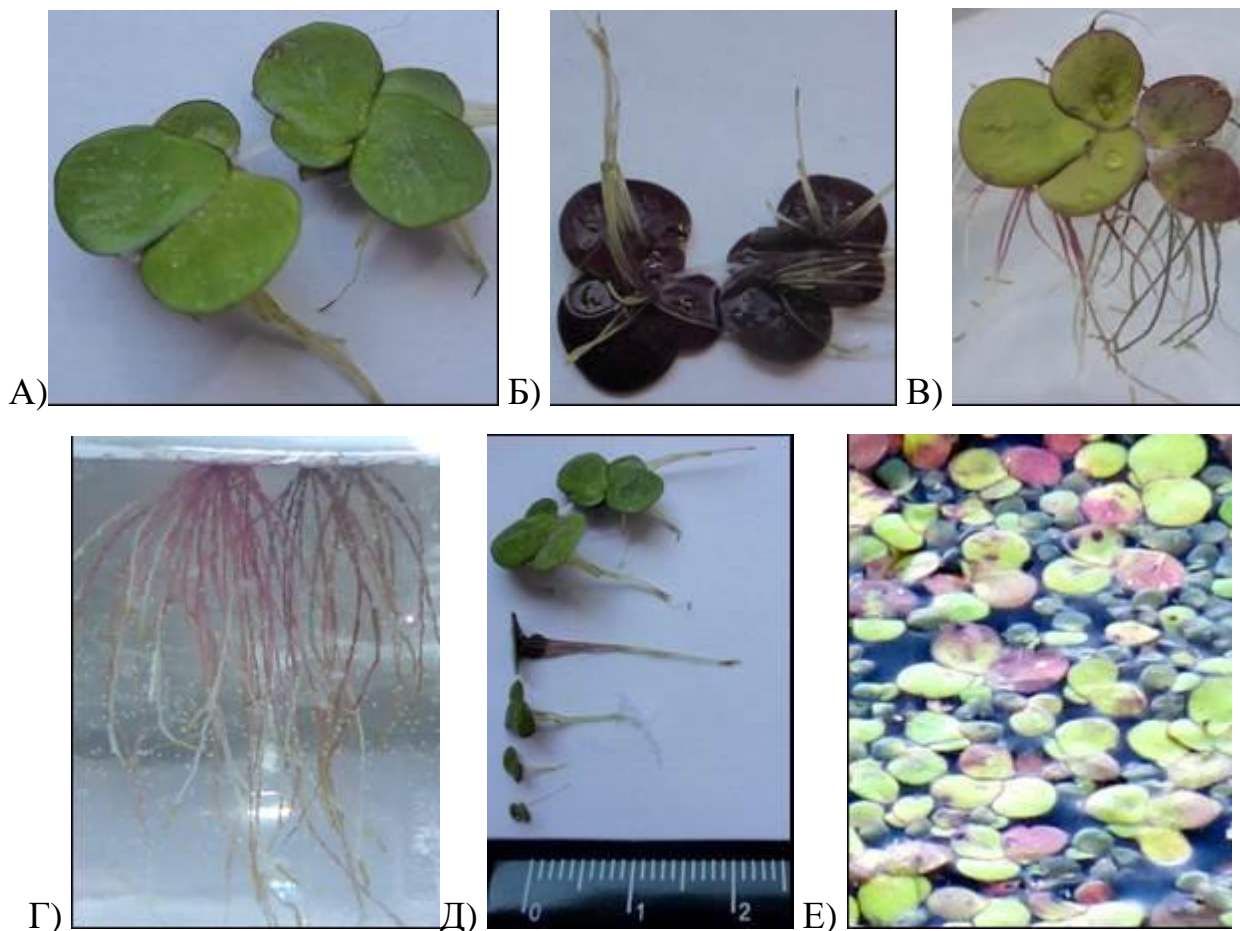


Рис. 4.3. Спіродела багатокоренева (*Spirodela polyrhiza*):

А–В – зовнішній вигляд рослини; Г – коренева система рослини; Д – зміни розмірів рослини за лабораторних умов; Е – *Spirodela polyrhiza* на поверхні озера м. Дубляни.

Спіродела швидко розмножується безстатевим способом, а також насінням, однак цвітіння відбувається дуже рідко. Цвіте рослина від початку літа до початку осені. Квітки, як і в представників роду *Lemna*, одностатеві; 1–2 маточкові і 2 тичинкові квітки оточені невеликою утрикулярною перетинчастою оболонкою.

Плоди діаметром 1–1,5 мм, з боків містять крилоподібні вирости. У плодах розміщується по 1–3 поздовжньо-ребристі (12–20 ребер) насінини [295].

Показано, що рослини *Spirodela polyrhiza* містять малу кількість лігніну, але характеризуються високим вмістом білка, а також вуглеводів, основна частка яких представлена крохмалем [181; 296]. Як і інші представники Ряскових, *Spirodela polyrhiza* зимує у формі овальних туріонів діаметром 1–2 мм, а вегетативна частина рослини відмирає восени [181]. Навесні або за сприятливих температурних умов і достатнього освітлення туріони спливають на поверхню води і з них виростає нова рослина.

Туріони утворюються й під час вирощування рослин *Spirodela polyrhiza* в лабораторних умовах (рис. 4.4). Їх утворення може бути індуковане під впливом стресових умов (зміни температури, хімічного складу води тощо) [174]), а також рослинних гормонів, таких як абсцизова кислота [181; 297].



Рис. 4.4. Вегетативні лопаті і туріони рослин *Spirodela polyrhiza*, вирощуваних за лабораторних умов (у верхній частині фото – процес утворення дочірньої лопаті).

Туріони характеризуються більшим вмістом крохмалю, дрібнішими вакуолями і меншими повітряними порожнинами порівняно з лопатями [181; 297]. Під час переходу від вегетативної лопаті до фази туріона накопичення крохмалю може досягати 65 % [298].

4.3 Зміни вмісту органічних та мінеральних компонентів у рослинах родів *Lemna* і *Spirodela* в умовах забруднень

Рослини родів *Lemna* і *Spirodela* є предметом багатьох досліджень із середини ХХ ст., однак у джерелах наукової літератури все ще недостатньо інформації щодо еколого-біохімічних особливостей метаболізму в клітинах цих рослин. Крім того, в експериментальних працях, виконаних у різні роки, часто наявні неоднозначні дані щодо концентрації основних мінеральних та органічних компонентів у клітинах Ряскових. Такі розбіжності зумовлюються не лише застосуванням різних методів досліджень, а й тим, що мінеральний склад, ріст, репродукція та здатність до синтезу органічних речовин у цих рослин залежать від різноманітних чинників, зокрема біологічних та екологічних. На метаболізм і хімічний склад клітин ряски значно впливає наявність Нітрогену, Фосфору, Калію, Кальцію та мікроелементів у водному середовищі, а також температура, інтенсивність світла, швидкість руху води, трофність водойми та щільність популяції рослин [187; 299; 300 – 303].

Зокрема, показано, що вміст протеїну збільшується в клітинах ряски, вирощених у середовищі, багатому на Нітроген та енергетичні субстрати [299]. Крім того, аналіз хімічного складу різних видів Ряскових [277] показав, що вміст протеїну, клітковини, ліпідів, води і мінеральних речовин у клітинах ряски може змінюватися не тільки залежно від перелічених чинників, а й від географічних умов розміщення акваторії, екологічного стану водойми та видових особливостей рослин.

У табл. 4.1, 4.2 наведені результати наших досліджень рослин *Lemna minor* і *Lemna trisulca*, а також спіродели багатокореневої (*Spirodela polyrhiza*), відібраних із природної водойми та адаптованих до умов лабораторії. Як видно з наведених даних (див. табл. 4.1), досліджувані представники Ряскових, як і інші гідробіонти, містять значну кількість води (загальна вологість становить 90–93 %). Така властивість загалом притаманна рослинам-гідатофітам. Із наукових джерел

відомо, що свіжі рослини ряски здатні утримувати від 87 % до 97 % води залежно від виду [304].

Таблиця 4.1

Вміст вологи, золи та мінеральних елементів у рослинах родів *Lemna* і *Spirodela* ($M \pm m$)

Показник	Вид рослин		
	<i>Lemna minor</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>
Загальна вологість, %	93,74	92,20	90,15
Гігроскопічна вологість, %	9,28	9,77	13,24
Сира зола, %	16,30 \pm 0,78	15,38 \pm 0,65	17,50 \pm 0,71
Фосфор, %	0,426 \pm 0,019	0,522 \pm 0,03*	0,984 \pm 0,06***
Кальцій, %	2,42 \pm 0,16	2,76 \pm 0,14	3,84 \pm 0,28**
Натрій, %	0,430 \pm 0,026	0,47 \pm 0,023	0,14 \pm 0,01***
Калій, %	1,86 \pm 0,12	1,53 \pm 0,11	1,45 \pm 0,10*

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць між значенням показників у рослинах *Lemna trisulca* і *Spirodela polyrhiza* порівняно з рослинами *Lemna minor* (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Рослини Ряскових запасують значну кількість Кальцію, причому із досліджуваних у нашій роботі видів рослин найбільше цього елемента містить *Spirodela polyrhiza* – майже в 1,6 та 1,4 раза більше, ніж відповідно *Lemna minor* і *Lemna trisulca* (див. табл. 4.1). Вважають, що висока здатність до нагромадження Кальцію у представників *Lemnoideae* зумовлюється відкладанням надлишку цього елемента у формі кристалічних комплексів з оксалатом у вакуолях клітин [305]. Водночас у дослідженнях показано, що вміст оксалату кальцію в рослинах ряски значною мірою залежить від вмісту Кальцію у воді, в якій вони ростуть. Рівень утворення кристалів оксалату кальцію може зменшуватися за умов росту рослин у середовищі з низьким вмістом Кальцію [306].

Крім того, у рослинах *Spirodela polyrhiza* високий вміст Фосфору, який перевищує концентрацію цього елемента в рослинах *Lemna minor* і *Lemna trisulca*, відповідно у 2,3 та 1,9 раза (див. табл. 4.1). Для порівняння слід зазначити, що в листках водяного макрофіта *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Smith вміст Кальцію становить від 1,09–1,48 %, а Фосфору – у середньому 0,5 % [307].

Таблиця 4.2

Вміст органічних речовин у рослинах родів *Lemna* і *Spirodela* ($M \pm m$)

Показники	Вид рослин		
	<i>Lemna minor</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>
Сирий протеїн, %	18,42±1,36	11,64±0,72**	13,57±0,90*
Сира клітковина, %	4,85±0,24	5,12±0,26	6,18±0,32*
Крохмаль, %	8,64±0,56	6,50±0,42*	8,35±0,61
Ліпіди, %	4,75±0,33	2,10±0,16***	1,02±0,06***

Примітки: 1. *, *** – вірогідність різниць між значенням показників у рослинах *Lemna trisulca* і *Spirodela polyrhiza* порівняно з рослинами *Lemna minor* (* – $p < 0,05$; *** – $p < 0,001$).

2. Місяць, упродовж якого проведені дослідження, – вересень.

Із результатів досліджень випливає, що представники роду *Lemna*, як і *Spirodela*, інтенсивно накопичують Калій, вміст якого в досліджуваних видах *Lemna* близький до вмісту Кальцію, а в рослинах *Spirodela* – значно менший (див. табл. 4.1). З джерел літератури відомо, що рослини ряски можуть ефективно вбирати цей елемент, а також Нітроген, Фосфор, Сульфур з водного середовища в евтрофікованих водоймах [36; 229; 300; 308; 309]. Водночас у рослинах роду *Lemna* вміст Натрію більший, ніж у рослинах *Spirodela polyrhiza*. Значна здатність до абсорбції Натрію може сприяти здатності ряски витримувати невисоку солоність води [310; 311]. Зокрема, показано, що концентрація солі в межах 0,83–3,33 % стимулює ріст *Lemna minor*, хоча збільшення солоності до 16,65 % або вище виявляє токсичний вплив на рослини ряски [310]. Менший вміст Натрію у рослинах *Spirodela polyrhiza*, які так само можуть рости в солонуватих водоймах [293], можливо, вказує на більшу спроможність спіродели до видалення цього

елемента порівняно з рослинами ряски. Така властивість також може сприяти здатності рослин витримувати солоність води.

Щодо наявності органічних речовин, то в клітинах *Lemna minor* значний вміст протеїну, який перевищує цей показник у рослинах *Spirodela polyrhiza* в 1,36 раза ($p < 0,05$), а в рослинах *Lemna trisulca* – в 1,58 раза ($p < 0,01$) (табл. 4.2). Високий вміст протеїну в клітинах Ряскових, зокрема представників роду *Lemna*, зрівнює їх із зернобобовими культурами [312].

Згідно з отриманими результатами всі три досліджувані представники Ряскових характеризуються відносно високим вмістом крохмалю (для порівняння слід зазначити, що в картоплі вміст цього полісахариду становить 13–22 % [313]). Проте в рослинах *Lemna minor* цей показник вірогідно відрізняється (в 1,3 раза, $p < 0,05$) від вмісту крохмалю в рослинах *Lemna trisulca* (див. табл. 4.2). Водночас необхідно зауважити, що загалом вміст крохмалю в клітинах представників Ряскових істотно залежить від складу водного середовища та умов культивування рослин [199; 302; 314; 315]. У роботі [207] відзначено значну мінливість цього показника і можливість накопичення крохмалю в рослинах ряски до 75 % у перерахунку на суху масу.

Однак вміст клітковини в рослинах *Lemna minor* найменший із досліджуваних у нашій роботі видів Ряскових і вірогідно відрізняється від цього показника у рослинах *Spirodela polyrhiza* (в 1,27 раза, $p < 0,05$) (див. табл. 4.2).

Результати проведених досліджень свідчать, що аналізовані рослини підродини Ряскові загалом характеризуються високою поживною цінністю. На це вказує значний вміст протеїну, полісахаридів та ліпідів у клітинах рослин родів *Lemna* та *Spirodela*. Проте вміст протеїну, крохмалю і ліпідів у рослинах *Lemna minor* найбільший, а вміст клітковини – найменший порівняно з іншими досліджуваними видами Ряскових. Такі особливості зумовлюють кормову значущість ряски малої для сільськогосподарських тварин та її перспективність для використання в аграрному виробництві. Варто зауважити, що в клітинах *Lemna minor* містяться важливі мікроелементи і вітаміни (груп А, В, Е), а крім

того, ряска мала має високу здатність концентрувати Йод із водного середовища, що збільшує кормове значення цієї рослини [26; 187; 316; 317].

4.4 Біохімічні зміни в клітинах рослин родів *Lemna* і *Spirodela* в умовах забруднення

Відомо, що за умов росту у природних водоймах плейстофіти часто зазнають стресу, зумовленого змінами умов водного середовища, зокрема температурного та світлового режимів, наявністю у воді різноманітних поллютантів (важкі метали, пестициди тощо). За таких умов важливе значення має активність антиоксидантної системи, яка захищає клітини рослин від пошкодження під впливом вільних радикалів та інших АФК. З метою з'ясування стійкості водяних макрофітів до оксидативного стресу проводили дослідження процесів ПОЛ та активності ензимів антиоксидантного захисту в клітинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, порівнюючи вміст ТБК-активних продуктів та ензимну активність із значеннями цих показників у клітинах листків латаття жовтого (*Nuphar lutea* (L.) Smith) – багаторічної водяної рослини, аерогідатофіта з родини Лататтеві (*Nymphaeaceae*).

Отримані результати свідчать, що рослини *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, відібрані з водойми у польових умовах, характеризуються близькими значеннями показників прооксидантно-антиоксидантного стану, зокрема вмістом продуктів ПОЛ, активністю СОД і каталази, проте в клітинах листя *Nuphar lutea* концентрація ТБК-активних продуктів досягає більшого рівня, ніж у представників Ряскових ($p < 0,01-0,001$) (табл. 4.3).

Відомо, що висока інтенсивність пероксидації ліпідів із накопиченням продуктів цього процесу є ознакою сприйнятливості рослин до оксидативного стресу, який може спричинятися збільшенням рівня утворення АФК в результаті токсичного впливу поллютантів, у тому числі важких металів. Найчутливіші до оксидативного стресу є біомембрани, які містять поліненасичені жирні кислоти [318]. Вища концентрація ТБК-активних продуктів у клітинах латаття може

вказувати на більшу вразливість цієї рослини до несприятливих умов середовища порівняно з досліджуваними у нашій роботі представниками *Lemnoideae*.

Таблиця 4.3

Вміст ТБК-активних продуктів і активність ензимів у клітинах *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* і *Nuphar lutea* ($M \pm m$)

Показник	<i>Lemna minor</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Nuphar lutea</i>
ТБК-активні продукти, нмоль/г сирової тканини	11,71±0,82	14,10±0,93	22,40±1,29*** ⁺⁺
Супероксиддисмутаза, ум. од./хв на 1 мг білка	9,64±0,70	12,32±0,75	-
Каталаза, мкмоль H ₂ O ₂ /хв на 1 мг білка	2,02±0,11	2,16±0,14	5,32±0,35*** ⁺⁺⁺
Пероксидаза аскорбат-залежна, мкмоль/хв на 1 мг білка	2,52±0,13	4,22±0,26**	7,45±0,48*** ⁺⁺⁺
Глутатіонпероксидаза, мкмоль GSH /хв на 1 мг білка	0,570±0,035	0,291±0,016***	0,165±0,012*** ⁺⁺⁺
Глутатіонредуктаза, нмоль NADPH/хв на 1 мг білка	16,41±0,96	17,10±1,15	13,22±0,80* ⁺
Глутатіон відновлений, нмоль/г сирової тканини	12,90±0,83	15,34±1,12	-

Примітки. 1. *, **, *** – вірогідність різниць між значенням показників у рослинах *Spirodela polyrhiza* і *Nuphar lutea* порівняно з рослинами *Lemna minor* (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$). 2. +, ++, +++ – вірогідність різниць між значенням показників у листках *Nuphar lutea* порівняно з рослинами *Spirodela polyrhiza* (+ – $p < 0,05$; ++ – $p < 0,01$; +++ – $p < 0,001$). 3. Місяць, під час якого проведені дослідження, – липень.

У процесі досліджень встановлено, що активність СОД і каталази вірогідно не відрізняється в рослинах із підродини Ряскових, проте активність аскорбатзалежної пероксидази у рослинах *Spirodela polyrhiza* вдвічі більша, ніж у рослинах *Lemna minor* ($p < 0,01$). У клітинах листка *Nuphar lutea* каталазна і аскорбатпероксидазна активність значно перевищує значення цих показників у рослинах обох видів Ряскових ($p < 0,01-0,001$) (див. табл. 4.3).

Активність ензимів, функціонально пов'язаних із глутатіоном (глутатіонпероксидаза, глутатіонредуктаза), також неоднакова в аналізованих видах макрофітів. Зокрема, глутатіонпероксидазна активність у клітинах *Lemna minor* вища, ніж у клітинах *Spirodela polyrhiza* ($p < 0,001$), а в листках *Nuphar lutea* глутатіонредуктазна і глутатіонпероксидазна активність менша, ніж у лопатях ряски і спіродели ($p < 0,05-0,01$) (див. табл. 4.3).

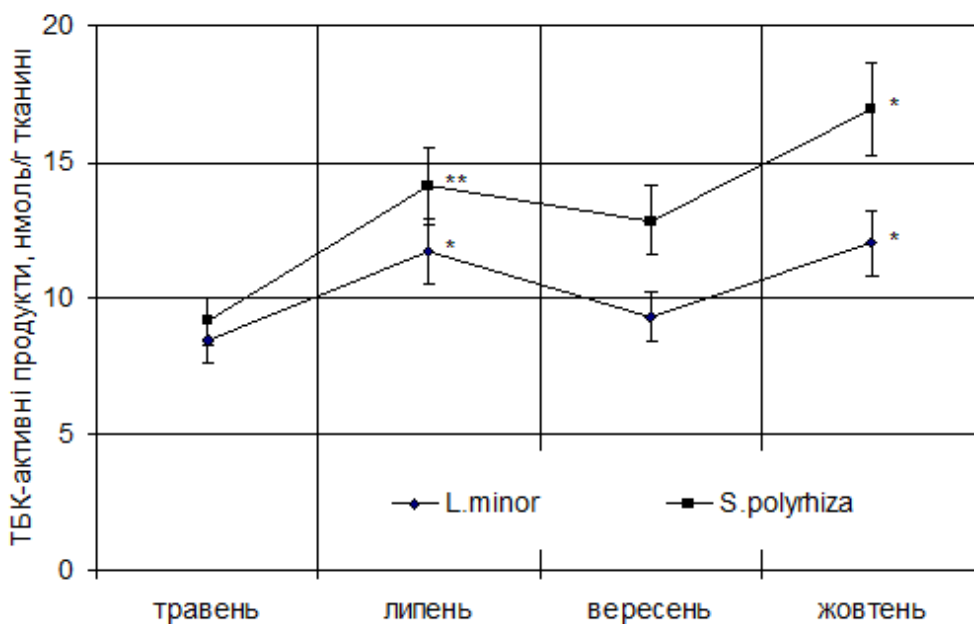
Отримані дані щодо відмінностей у концентрації продуктів ПОЛ та активності ензимів антиоксидантної системи у клітинах досліджуваних видів макрофітів свідчать про особливості в процесах ліпопероксидації у рослин, які займають різні екологічні ніші у водній екосистемі. Більша інтенсивність утворення продуктів ПОЛ у листках *Nuphar lutea* вказує на те, що рослини лопаття можуть бути сприйнятливішими до оксидативного стресу внаслідок несприятливих чинників навколишнього середовища та зазнавати більшого ураження під впливом антропогенних поллютантів, зокрема металів, які можуть надходити не лише з води, а й із донних відкладів і транспортуватись до листків. Відомо, що активні форми кисню, утворення яких інтенсифікується під впливом важких металів, а також під час метаболізму органічних забруднювачів, можуть індукувати синтез ензимів антиоксидантної системи. Таким ефектом може пояснюватися більша активність каталази і аскорбатпероксидази – ензимів, задіяних у процесах детоксикації H_2O_2 , у клітинах листків *Nuphar lutea*, ніж у лопатях рослин із підродини *Lemnoideae* – *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, які плавають на поверхні води. Крім того, рослини *Nuphar lutea*, як і інші представники *Nymphaeaceae*, містять Fe-залежний тип супероксиддисмутази (Fe-СОД), але не синтезують Cu,Zn-залежну супероксиддисмутазу (Cu,Zn-СОД) [319], на відміну від рослин підродини Ряскових, у яких є Cu,Zn-СОД і Mn-залежна СОД. Показано, що Fe-СОД характеризується певними особливостями, зокрема чутливістю до інгібування під впливом H_2O_2 [319 – 322]. Такі особливості можуть зумовлювати відмінності у процесах утворення супероксидного радикала в клітинах *Nuphar lutea* і, відповідно, в активності ензимів, які беруть участь у детоксикації гідроген пероксиду.

4.5 Вегетаційна динаміка прооксидантно-антиоксидантних процесів у клітинах *Lemna minor* L., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., *Nuphar lutea* (L.) Sm.

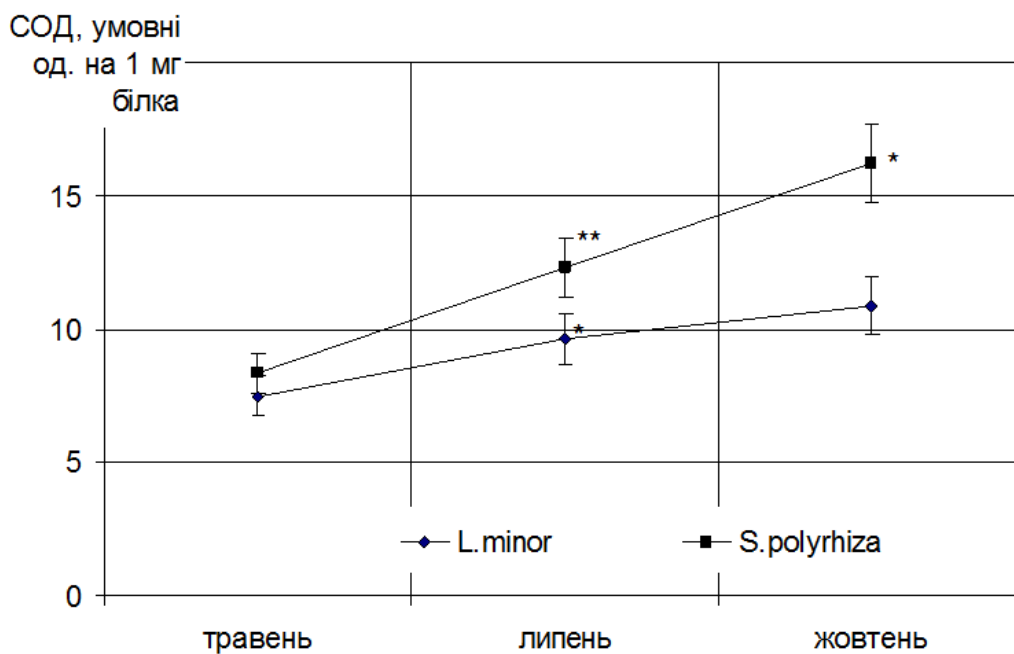
Результати проведених досліджень свідчать, що інтенсивність процесів пероксидного окиснення ліпідів та активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах водяних плейстофітів характеризується сезонними відмінностями (дод. Д табл. Д.1– Д.3, рис. 4.8–4.10). Зокрема, концентрація ТБК-активних продуктів у рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza* зростає у травні – липні ($p < 0,05$ – $0,01$) і залишається на високому рівні до осені, а в клітинах листків *Nuphar lutea* – вірогідно зменшується у вересні порівняно з літнім періодом ($p < 0,05$) (див. дод. Д табл. Д.1).

Слід зазначити, що подібна динаміка до зменшення концентрації продуктів ПОЛ у вересні порівняно з рівнем, встановленим у липні, виявляється і в представників Ряскових, проте різниця у показниках між цими місяцями не була вірогідною (дод. Д табл. Д.1, рис. 4.8, А). Встановлені зміни концентрації ТБК-активних продуктів супроводжуються збільшенням активності супероксиддисмутази в клітинах обох аналізованих видів Ряскових у липні порівняно з активністю цього ензиму в травні ($p < 0,05$) і подальшим збільшенням активності СОД у лопатях *Spirodela polyrhiza* в жовтні порівняно з літнім місяцем ($p < 0,05$) (див. дод. Д табл. Д.1, рис. 4.8, Б).

Як відомо, у реакції, яку каталізує СОД, супероксид-аніон радикал ($O_2^{\cdot-}$) перетворюється до гідроген пероксиду, який, своєю чергою, може відновлюватися до води. У процесах детоксикації H_2O_2 в рослинах задіяні ензими-антиоксиданти: каталаза, аскорбатзалежна та інші пероксидази (у тому числі глутатіонпероксидаза), які разом із супероксиддисмутазою захищають рослини клітини від оксидативного стресу [323; 324]. Під час аналізу активності ензимів, які беруть участь у детоксикації H_2O_2 , встановлено, що каталазна і аскорбатпероксидазна активність у клітинах досліджуваних макрофітів, загалом, характеризуються подібною динамікою (див. дод. Д табл. Д.2, рис. 4.9, 4.10, А).



А)



Б)

Рис. 4.8. Концентрація ТБК-активних продуктів та супероксиддисмутазна активність в клітинах водяних макрофітів: А – ТБК-активні продукти; Б – супероксиддисмутазна активність (*, ** – вірогідність різниць у значенні показника в клітинах кожної з рослин порівняно з попереднім місяцем: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$).

Зокрема, каталазна активність у клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza* досягає високого рівня в середині весняного періоду (квітень), різко зменшується влітку ($p < 0,01$) і знову зростає у жовтні ($p < 0,05-0,01$), причому у червні – вересні активність ензиму в лопатях цих рослин майже однакова (див. рис. 4.9). У листках *Nuphar lutea* каталазна активність підвищується у липні – вересні ($p < 0,01$) (див. рис. 4.9).

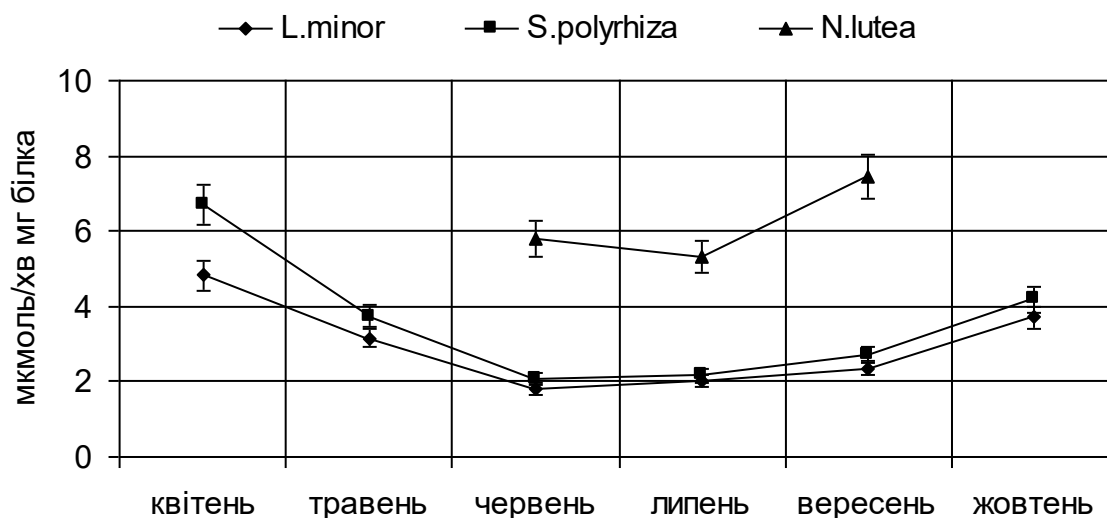
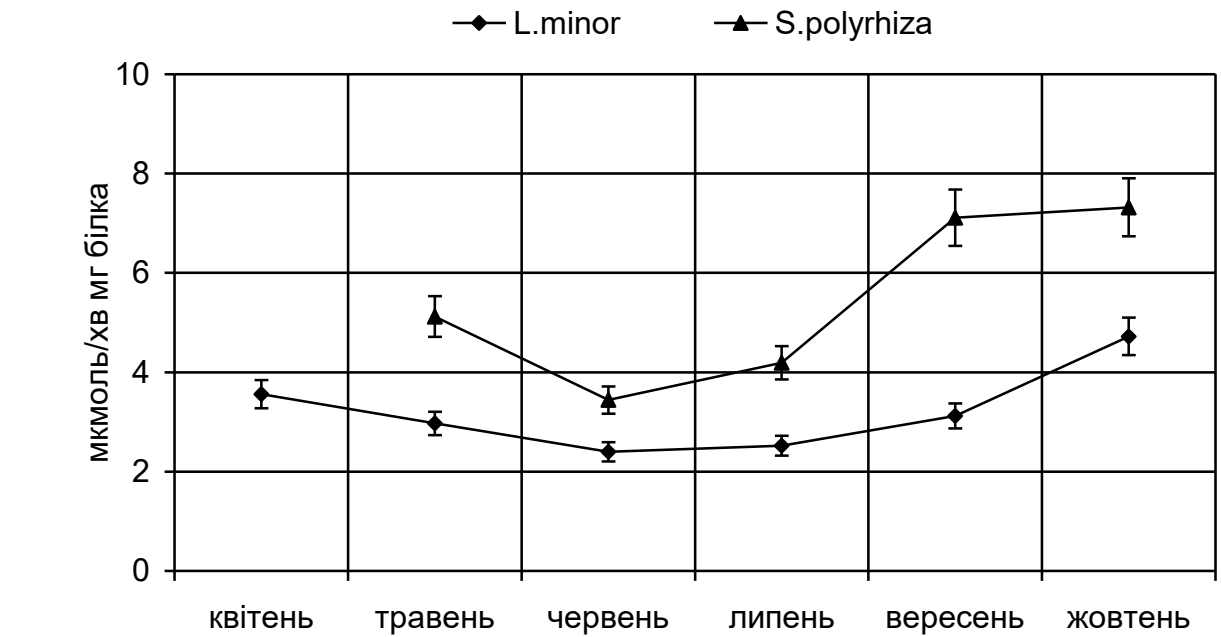


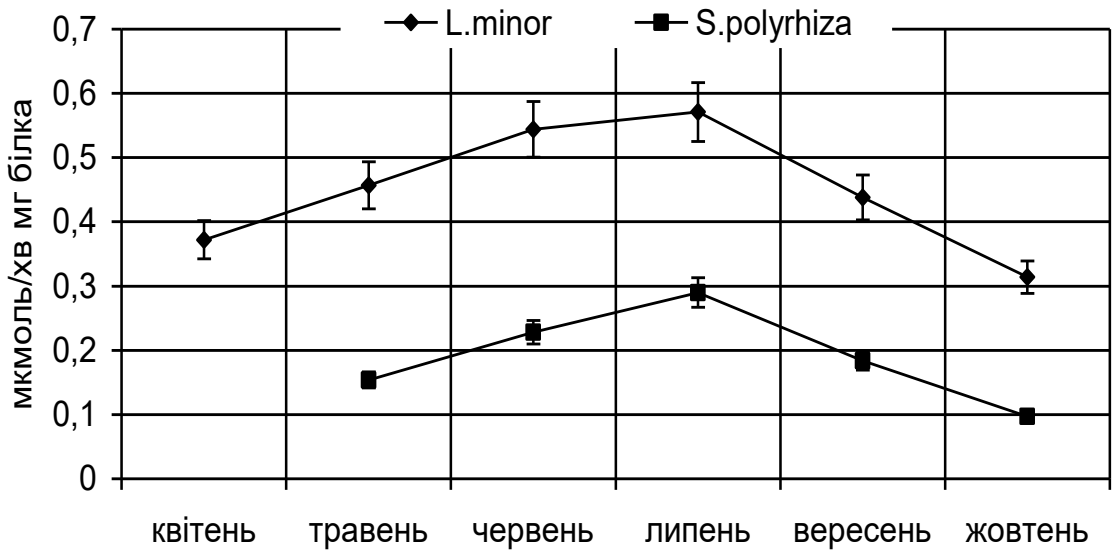
Рис. 4.9. Сезонні зміни каталазної активності в рослинах *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* і *Nuphar lutea*.

Активність аскорбатзалежної пероксидази в клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza* характеризується найменшим рівнем у червні та липні, але значно зростає в осінні місяці порівняно з літніми ($p < 0,01$). Найбільшого рівня активність аскорбатпероксидази в обох видах рослин із підродини Ряскових досягає в жовтні (див. рис. 4.10, А).

З метою детальнішого аналізу сезонних змін в антиоксидантній системі макрофітів проводили дослідження активності пероксидази, яка функціонує з використанням відновленого глутатіону як кофактора. Згідно з отриманими результатами активність цього ензиму характеризується іншою динамікою, ніж каталазна і аскорбатпероксидазна активність (див. дод. Д табл. Д.2, рис. 4.10, Б).



А)



Б)

Рис. 4.10. Сезонні зміни активності аскорбатзалежної пероксидази і глутатіонпероксидази в рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*:

А) аскорбатзалежна пероксидаза; Б) – глутатіонпероксидаза.

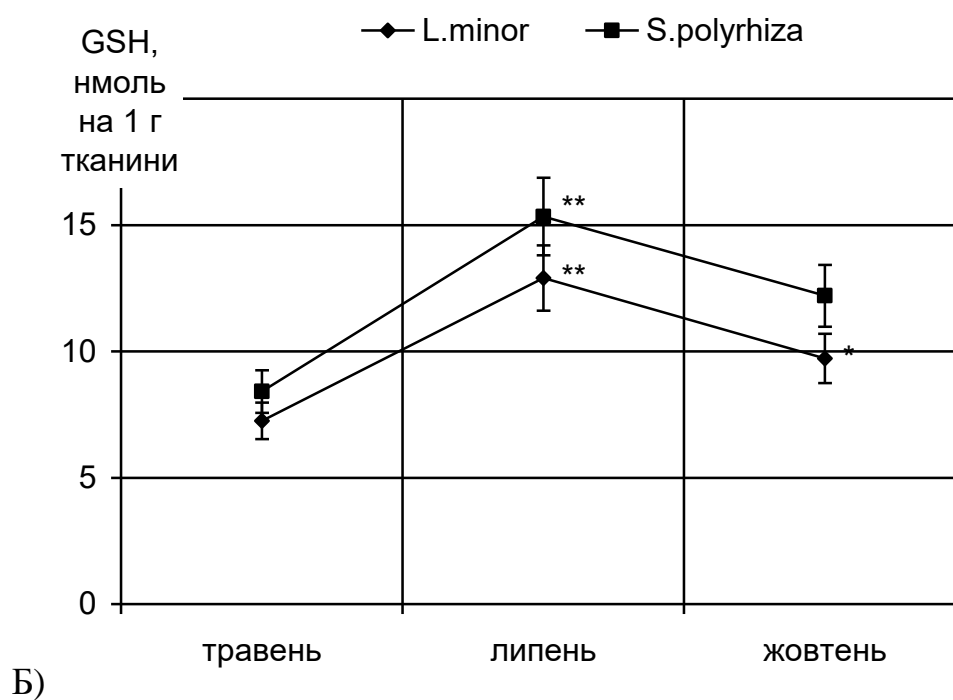
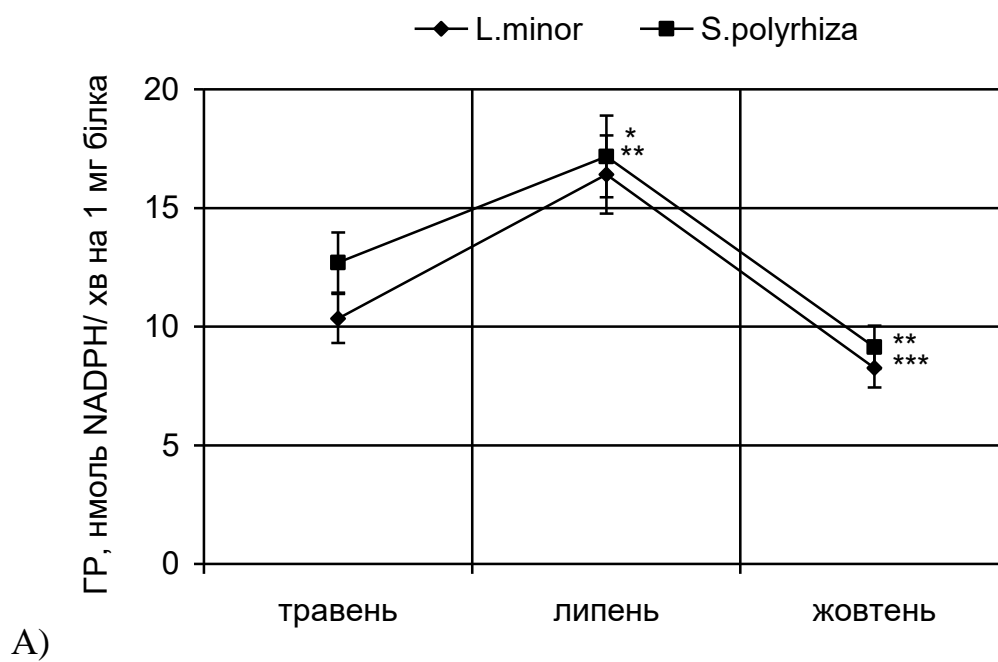


Рис. 4.11. Активність глутатіонредуктази і концентрація відновленого глутатіону (GSH) в клітинах водяних макрофітів: А – глутатіонредуктаза, Б – GSH (*, **, *** – вірогідність різниць у значенні показника в клітинах кожної з рослин порівняно з попереднім місяцем: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

У рослинах *Lemna minor* глутатіонпероксидазна активність виявляє тенденцію до підвищення у квітні – липні, хоча різниця в показниках між окремими місяцями недостовірна. У клітинах *Spirodela polyrhiza* цей показник вірогідно зростає в червні порівняно зі значенням, встановленим у травні ($p < 0,05$). Найбільша активність глутатіонпероксидази виявляється в липні, а впродовж осінніх місяців активність ензиму значно зменшується в обох досліджуваних видах рослин ($p < 0,05-0,01$).

Що стосується інтенсивності відновлення глутатіону в клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, то результати досліджень свідчать про активацію ензиму, який каталізує цей процес – глутатіонредуктази – упродовж літнього періоду ($p < 0,05-0,01$) і значне зменшення ензимної активності в жовтні ($p < 0,01-0,001$) (див. дод. Д табл. Д.3, рис. 4.11). Подібна динаміка виявляється і в концентрації відновленого глутатіону в клітинах обох аналізованих видів рослин (див. дод. Д табл. Д.3, рис. 4.11).

Висновки до розділу 4

Визначено видові особливості процесів пероксидного окиснення ліпідів і стану антиоксидантної системи, а також доведено сезонну специфіку в інтенсивності синтезу молекул ензимів, задіяних у детоксикації активних форм кисню, у тому числі супероксид-аніон радикала та гідроген пероксиду, у клітинах водяних плейстофітів упродовж вегетаційного періоду.

Встановлена сезонна динаміка компонентів антиоксидантної системи рослин може зумовлюватися змінами їх фізіологічного та фітогормонального стану у період із весни по осінь, а також різним рівнем утворення активних форм кисню в клітинах під впливом чинників навколишнього середовища. Зокрема, підвищення рівня сонячної радіації в літні місяці може спричиняти розвиток стресу, що супроводжується збільшенням інтенсивності утворення АФК та накопиченням продуктів ПОЛ, здатних пригнічувати активність каталази і аскорбатпероксидази в клітинах досліджуваних видів водяних рослин.

Відомо, що в листках наземних рослин концентрація аскорбату зменшується з підвищенням температури середовища, що може спричиняти зменшення активності аскорбатзалежної пероксидази в літні місяці.

У наших дослідженнях збільшення рівня відновлення глутатіону та глутатіонпероксидазної активності в клітинах водяних макрофітів може відігравати компенсаторну роль у детоксикації гідроген пероксиду впродовж літнього періоду.

Восени в клітинах аналізованих видів рослин відбувається підвищення активності аскорбатпероксидази і незначне збільшення каталазної активності порівняно з літніми місяцями, проте активність ензимів, пов'язаних із глутатіоном, пригнічується. Такі ефекти можуть зумовлювати збільшення рівня процесів ПОЛ у вересні – жовтні, на що вказують результати наших досліджень щодо збільшення концентрації ТБК-активних продуктів у клітинах досліджуваних видів Ряскових.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 4

264. Иванина Л. И. Семейство 28. Рясковые – Lemnaceae. *Флора СССР* : в 30. т. Т. 3. / гл. ред. В. Л. Комаров ; ред. тома Б. К. Шишкин. Ленинград : Изд-во Акад. наук СССР, 1935. С. 491–494. 636 с.
265. Кузенева О. И. Род 244. Ряска – Lemna. *Флора СССР* : в 30 т. Т. 3. гл. ред. В. Л. Комаров ; ред. тома Б. К. Шишкин. Ленинград : Изд-во Акад. наук СССР, 1935. С. 492–494. 636 с.
266. Daubs E. H. A monograph of Lemnaceae. *Illinois Biological Monograph*. Vol. 34. Illinois, Urbana : Univ. Illinois Press, 1965.
267. Тихонов О. І., Кривенчук П. Є., Литвиненко В. І. Флавоноїди ряски малої (1). *Фармацевтичний журнал*. 1965 (а). № 2. С. 63–65.
268. Тихонов О. І., Кривенчук П. Є., Литвиненко В. І., Ковальов І. П. Флавоноїди ряски малої (2). *Фармацевтичний журнал*. 1965 (б). № 3. С. 53–65.

269. Тихонов О. І. Флавоноїди ряски малої (3). *Фармацевтичний журнал*. 1966. № 1. С. 52–55.
270. Цаценко Л. В. Рясковые – Биоиндикаторы агроценоза. Краснодар : Кубан. гос. аграр. ун-т, 2005. URL : <http://duckweed.kubagro.ru/index-rus.htm>.
271. Костишин С. С., Хорбут Н. С. Морфологічні зміни *Lemna minor* та *Elodea canadensis* в умовах нафтового забруднення. *Екологія та ноосферологія*. 2007. Т. 18, № 1–2. С. 68–76.
272. Булуй І. В., Муж Г. В. Вплив іонів важких металів та гербіцидів на морфологічні показники *Elodea canadensis* та *Lemna minor*. *Біологічні дослідження – 2014 : зб. наук. праць V Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених і студентів*. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2014. С. 213–216.
273. Duckweed (*Lemna minor*) as a model plant system for the study of human microbial pathogenesis / Y. Zhang et al. *PLoS One*. 2010. Vol. 5, N 10. P. e13527.
274. Thomson E. L., Dennis J. J. Common duckweed (*Lemna minor*) is a versatile high-throughput infection model for the *Burkholderia cepacia* complex and other pathogenic bacteria. *PLoS One*. 2013. Vol. 8, N 11. P. e80102.
275. GRIN Taxonomy for Plants. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. URL : <http://www.ars-grin.gov/4/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?400078> (17 October 2015).
276. Жмылев П. Ю., Кривохарченко И. С., Щербаков А. В. Семейство рясковые. *Биологическая флора Московской области. Вып. 10* / под ред. В. Н. Павлова, В. Н. Тихомирова. Москва : Изд-во МГУ ; изд-во «Аргус», 1995. С. 20 – 51.
277. Culley D. D., Rejmankova E., Kvet J., Frye J. B. Production, chemical quality and use of duckweeds (*Lemnaceae*) in aquaculture, waste management, and animal feeds. *J. world maricult. soc.* 1981. Vol. 12, N 2. P. 27–49.
278. Portielje R., Roijackers R. M. M. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic bot.* 1995. Vol. 50. P. 127–140.
279. Janse J. H., Van Puijenbroek P. J. T. Effects of eutrophication in drainage ditches. *Environ. pollut.* 1998. Vol. 102, suppl. 1. P. 547–552.

280. Lynch W. E. Benefits and disadvantages of aquatic plants in ponds. *Ohio state university extension fact sheet*. 2006. URL : <http://ohioline.osu.edu/a-fact/pdf/0017.pdf>.
281. Moorhead K. K., Reddy K. R. Oxygen transport through selected aquatic macrophytes. *J. environ. quality*. 1988. Vol. 17. P. 138–142.
282. Соловьева В. В. Закономерности формирования растительного покрова малых искусственных водоемов Самарской области под влиянием природных и антропогенных факторов: автореф. дис. ... канд. биол. Наук. Самара, 1995. 20 с.
283. Perisic S., Mijatovic M., Djurdjevic L., Karadzic B. Humidity as a factor of dofferentiation of community Lemnetum minoris Th. Muller et Gors1960. *Abstract. ESA Annual Meeting*. 2005. P. 192.
284. Clapham A. R., Tutin T. G., Warburg E. F. Excursion Flora of the British Isles. *Cambridge University Press*, 1968. P. 480.
285. Stewart & Corry's Flora of the North-east of Ireland / Hackney P. (ed.); Institute of Irish Studies. The Queen's University of Belfast, 1992.
286. New or noteworthy plant collections from Myanmar (8) *Lemna trisulca* (Araceae), *Blyxa aubertii* var. *echinosperma*, and *Najas tenuis* (Hydrocharitaceae) / Y. Ito et al. *Acta phytotax. geobot*. 2014. Vol. 65, N 2. P. 89–97.
287. Zhuang X. *Lemna trisulca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014 : e.T164467A43122647. URL : <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T164467A43122647.en>.
288. Грудзинская И. А. Семейство Аронниковые (Araceae). *Жизнь растений* : в 6 т. Т. 6. Цветковые растения / под. ред. А. Л. Тахтаджяна. Москва : Просвещение, 1982. С. 495.
289. Parnell J., Curtis T. Webb's An Irish Flora. *Cork University Press*, 2012.
290. *Lemna trisulca* L. (star duckweed). Flora of North America Editorial Committee, *Flora of North America North of Mexico*. Oxford University Press, 2000. Vol. 22. Magnoliophyta : Alismatidae, Arecidae, Commelinidae (in part), and Zingiberidae. P. 143–153.

291. An Aquatic Plant Identification Manual for Washington's Freshwater Plants. Ecology publ. No. 01-10-032 / K. Hamel et al. Department of Ecology, State Washington, 2001. URL : <http://www.nysenvirothon.net/Referencesandother/Identification.pdf>.
292. Govaerts R., Frodin D. G. World Checklist and Bibliography of Araceae (and Acoraceae) : 1–560. The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew, 2002.
293. Loveson A., Sivalingam R. Phytotoxicological assessment of two backwater wetlands in Kannamaly, Ernakulam using aquatic macrophyte – *Spirodela polyrrhiza*. *J. environ. anal. toxicol.* 2013(a). Vol. 3, N 4. P. 180.
294. Loveson A., Sivalingam R., Syamkumar R. Aquatic macrophyte *Spirodela polyrrhiza* as a phytoremediation tool in polluted wetland water from Eloor, Ernakulam District, Kerala. *IOSR j. environ. sci. toxicol. food technol.* 2013(6). Vol. 5, N 1. P. 51–58.
295. Flora of North America. *Oxford University Press*, 1982. Vol. 22. P. 145.
296. Landolt E., Kandeler R. The family of Lemnaceae – a monographic study. Vol. 2. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Stiftung Rubel, 1987.
297. Smart C. C., Trewas A. J. Abscisic-acid-induced turion formation in *Spirodela polyrrhiza* L. Ultrastructure of the turion; a stereological analysis. *Plant cell environ.* 1983. Vol. 6, N 6. P. 515–522.
298. Landolt E. The family of Lemnaceae – a monographic study, Vol. 1 : Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel. Zürich, 1986. 566 p.
299. Lyerly C. N. Swine wastewater treatment in an integrated system of anaerobic digestion and duckweed nutrient removal : *Pilot study*. North Carolina State University. Raleigh, 2004. 97 p.
300. Chaiprapat S., Cheng J. J., Classen J. J., Liehr S. K. Role of internal nutrient storage in duckweed growth for swine wastewater treatment. *Trans. ASAE.* 2005. Vol. 48, N 6. P. 2247–2258.

301. Mkandawire M., Taubert B., Dudel E. G. Limitations of growth-parameters in *Lemna gibba* bioassays for arsenic and uranium under variable phosphate availability. *Ecotoxicol. environ. saf.* 2006. Vol. 65, N 1. P. 118–128.
302. Ge X., Zhang N., Phillips G. C., Xu J. Growing *Lemna minor* in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. *Bioresour. technol.* 2012. Vol. 124. P. 485–488.
303. Comparative analysis of duckweed cultivation with sewage water and SH media for production of fuel ethanol / C. Yu et al. *PLoS one.* 2014. Vol. 9, N 12. P. e115023.
304. Cross J. W. The charms of duckweed: An introduction to the smallest flowering plant. 2006. URL : <http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/>.
305. Mazen A. A., Zhang D., Franceschi V. R. Calcium oxalate formation in *Lemna minor* : physiological and ultrastructural aspects of high capacity calcium sequestration. *New phytol.* 2004. Vol. 161, N 2. P. 435–448.
306. Franceschi V. R. Calcium oxalate formation is a rapid and reversible process in *Lemna minor* L. *Protoplasma.* 1989. Vol. 148, N 2/3. P. 130–137.
307. Twilley R. R., Blanton L. R., Brinson M. M., Davis G. J. Biomass production and nutrient cycling in aquatic macrophyte communities of the Chowan River, North Carolina. *Aquatic bot.* 1985. Vol. 22. P. 231–252.
308. Körner S., Vermaat J. E. The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. *Water res.* 1998. Vol. 32, N 12. P. 3651–3661.
309. Growth rate of duckweeds (Lemnaceae) in relation to the internal and ambient nutrient concentrations – testing the Droop and Monod models / L. Kufel et al. *Pol. j. ecol.* 2012. Vol. 60, N 2. P. 241–249.
310. Haller W. T., Sutton D. L., Barlowe W. C. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology.* 1974. Vol. 55, N 4. P. 891–894.
311. Sikorski L., Piotrowicz-Cieślak A. I., Adomas B. Phytotoxicity of sodium chloride towards common duckweed (*Lemna minor* L.) and yellow lupin (*Lupinus luteus* L.). *Arch. environ. protect.* 2013. Vol. 39, N 2. P. 117–128.

312. Baudoin J. P., Maquet A. Improvement of protein and amino acid contents in seeds of food legumes. A case study in *Phaseolus*. *Biotechnol. agron. soc. environ.* 1999. Vol. 3, N 4. P. 220–224.
313. Potato Types Guide. URL : <http://www.ciaprochef.com/potatoes/pdf/potatotypes.pdf/>.
314. Xu J., Cheng J. J., Stomp A.-M. Growing *Spirodela polyrrhiza* in swine wastewater for the production of animal feed and fuel ethanol : a pilot study. *CLEAN – Soil, Air, Water*. 2012(a). Vol. 40, N 7. P. 760–765.
315. Uniconazole-induced starch accumulation in the bioenergy crop duckweed (*Landoltia punctata*) II : transcriptome alterations of pathways involved in carbohydrate metabolism and endogenous hormone crosstalk / Y. Liu et al. *Biotechnol. biofuels*. 2015. Vol. 8. P. 64.
316. Martin G., Lavollay J. On the specificity of chlorine deficiency in the duckweed *Lemna minor*. Research on the value of iodine. *C. R. Seances soc. biol. fil.* 1959. Vol. 153. P. 1130–1133.
317. Vladimirova I. N., Georgiyants V. A. Biologically active compounds from *Lemna minor* S. F. Gray. *Pharm. chem. j.* 2014. Vol. 47, N 11. P. 599–601.
318. Blokhina O., Virolainen E., Fagerstedt K. V. Antioxidants, oxidative damage and oxygen deprivation stress: a review. *Annals bot.* 2003. Vol. 91. P. 179–194.
319. Salin M. L., Bridges S. M. Isolation and characterization of an iron-containing superoxide dismutase from water lily, *Nuphar luteum*.. *Plant physiol.* 1982. Vol. 69, N 1. P. 161-165.
320. Miller A. F. Fe superoxide dismutase. *Handbook of Metalloproteins* / A. Messerschmidt, R. Huber, T. Poulos, K. Wieghardt (eds.). Chichester : John Wiley & Sons, 2001. P. 668–682.
321. Comparison and contrasts between the active site PKs of Mn-superoxide dismutase and those of Fe-superoxide dismutase / J. Maliekal et al. *J. am. chem. soc.* 2002. Vol. 124, N 50. P. 15064–15075.

322. Two Fe-superoxide dismutase families respond differently to stress and senescence in legumes / A. C. Asensio et al. *J. plant physiol.* 2012. Vol. 169, N 13. P. 1253–1260.
323. N. A. Anjum et al. / Metal/metalloid stress tolerance in plants : role of ascorbate, its redox couple, and associated enzymes. *Protoplasma.* 2014. Vol. 251, N 6. P. 1265–1283.
324. Plant glutathione peroxidases : emerging role of the antioxidant enzymes in plant development and stress responses / K. Bela et al. *J. plant physiol.* 2015. Vol. 176. P. 192–201.
325. Keleş Y., Öncel I. Response of antioxidative defence system to temperature and water stress combinations in wheat seedlings. *Plant Sci.* 2002. Vol. 163, N 4. P. 783–790.
326. High temperature inhibits ascorbate recycling and light stimulation of the ascorbate pool in tomato despite increased expression of biosynthesis genes / C. Massot et al. *PLoS one.* 2013. Vol. 8, N 12. P. e84474.

РОЗДІЛ 5

ВПЛИВ ЗМІНИ УМОВ СЕРЕДОВИЩА НА МОРФОФІЗІОЛОГІЧНІ ОЗНАКИ ТА БІОХІМІЧНІ ПРОЦЕСИ В КЛІТИНАХ ПЛЕЙСТОФІТІВ

5.1 Морфологічні, фізіологічні та біохімічні особливості рослин ряски у природних водоймах і лабораторному експерименті

Як відомо, умови навколишнього середовища істотно впливають на процеси метаболізму в клітинах водяних рослин, які є невід'ємною складовою гідробіоценозів. Унаслідок розповсюдження в гідросфері важких металів та інших поллютантів відбуваються зміни компонентного складу води, які, з одного боку, можуть супроводжуватися токсичними ефектами щодо водяних макрофітів, а з іншого – адаптаційною перебудовою метаболічних ланок в організмі рослин-гідробіонтів для підтримання їхнього росту і життєздатності за умов дії антропогенних чинників. Тому важливе значення має з'ясування морфологічних, фізіологічних та біохімічних особливостей рослин, які заселяють водойми з різним рівнем антропогенного забруднення. З цією метою в наших дослідженнях проведено аналіз морфометричних та метаболічних показників у рослинах ряски, які заселяють природні водойми, розташовані на території м. Дубляни та с. Великі Грибовичі Жовківського району Львівської області. З метою порівняння аналізували зазначені показники в рослинах, культивованих в умовах лабораторії. Отримані результати свідчать, що рослини *Letna minor*, які ростуть у природних водоймах, характеризуються деякими відмінностями в морфологічних параметрах порівняно з рослинами, вирощуваними в лабораторних умовах (табл. 5.1).

У культивованих рослин були більшими біомаса ($p < 0,001$), кількість лопатей та їхній розмір ($p < 0,01$), а також довжина коренів ($p < 0,001$), порівняно з рослинами, відібраними з озера в м. Дубляни, вода в якому, згідно з отриманими результатами, має найкращі показники якості серед водойм, аналізованих у даному розділі. Найвиразнішими відмінностями характеризуються такі показники, як біомаса рослин та довжина коренів, які у рослин, що росли в

лабораторних умовах, були відповідно в 1,66 і 3,03 раза більшими, ніж у рослин, які росли в Дублянському озері ($p<0,001$). Крім того, культивовані рослини переважно склалися з двох, трьох або чотирьох лопатей, на відміну від рослин, які росли у природних умовах (у таких рослин частота трапляння 4-лопатевого особин була меншою).

Таблиця 5.1

Морфологічні показники рослин *Lemna minor* під час росту в природних акваторіях і в лабораторних умовах ($M\pm n$, $n=20$)

Показник	Озеро, м. Дубляни	Став № 1, м. Дубляни	Став № 2, м. Дубляни	Лабораторні умови
Біомаса (у перерахунку на 10 рослин), мг	17,24±0,92	15,87±0,81	15,61±0,90	28,50±1,22** *
Кількість лопатей (у перерахунку на 10 рослин)	16,0±0,68	14,0±0,60	14,0±0,63	25,0±1,50**
Довжина лопаті, мм	3,21±0,17	3,10±0,15	2,71±0,18	4,85±0,24**
Ширина лопаті, мм	2,34±0,12	2,15±0,14	1,98±0,11	3,52±0,22**
Кількість коренів (на одну рослину)	0,9±0,03	0,9±0,04	0,8±0,02 ⁺	0,9±0,02
Довжина коренів, мм	4,52±0,30	3,48±0,26 ⁺	3,36±0,23 ⁺	13,7±0,9***

Примітка. **, *** – вірогідність різниць між показниками у рослин *Lemna minor*, культивованих в лабораторних умовах, порівняно зі значеннями, встановленими у рослин, відібраних із озера м. Дубляни (** – $p<0,01$; *** – $p<0,001$); ⁺ – вірогідність різниць між показниками у рослин, відібраних із озера та ставів № 1 і №2 м. Дубляни ($p<0,05$).

Крім того, у дослідженнях виявлено динаміку до змін значення окремих морфологічних показників у рослинах, які росли у ставах № 1 і № 2 порівняно з тими, що заселяють Дублянське озеро (див. табл. 5.1). Зокрема, кількість лопатей

у перерахунку на одну рослину, довжина і ширина лопаті були меншими у рослин, відібраних зі ставу № 2, ніж у рослин, відібраних із озера, проте ці зміни не були достовірними. Натомість довжина коренів була вірогідно меншою (відповідно на 23 % і 25,7 %, $p < 0,05$) у рослинах ряски зі ставів № 1 і № 2 м. Дубляни, вода в яких більш забруднена порівняно з озером. У рослин, відібраних зі ставу № 2, частіше траплялась відсутність кореня, ніж у тих, які росли на поверхні озера ($p < 0,05$).

Встановлені відмінності у значеннях морфологічних показників рослин *Lemna minor*, які ростуть у природних водоймах – озері та ставах № 1 і № 2 м. Дубляни, можуть зумовлюватися впливом умов водного середовища, зокрема, більшим рівнем забруднення ставкової води металами (Cd, Pb, Co) порівняно з Дублянським озером, на що вказувалось вище (п. 4.1).

Для характеристики асиміляційних процесів у рослинах ряски проводили дослідження відносного вмісту протеїну і крохмалю в рослинах *Lemna minor*, відібраних із різних водойм, та порівнювали отримані результати з показниками, встановленими в рослинах, культивованих за лабораторних умов. Результати досліджень свідчать, що рослини, які ростуть у природних водоймах, загалом характеризуються меншим значенням цих показників порівняно з рослинами, які ростуть в умовах лабораторії. Зокрема, у рослинах ряски, культивованих за лабораторних умов, відносний вміст протеїну був у межах 24–27 %, а в рослинах, зібраних із природних водойм, цей показник змінювався від $17,82 \pm 0,80$ до $23,0 \pm 1,12$ % (табл. 5.2). Відносний вміст крохмалю в рослинах *Lemna minor* за умов вирощування в лабораторії становив близько 15–17 %, а в рослинах, відібраних із досліджуваних водних об'єктів у різні місяці становив від $3,75 \pm 0,27$ до $8,34 \pm 0,61$ % (див. табл. 5.2). Таким чином, вміст протеїну був більшим в 1,18–1,35 раза, а вміст крохмалю – у 2–4 рази за вирощування рослин у контрольованих умовах.

Потрібно зазначити, що в рослинах, відібраних зі ставів, був менший вміст крохмалю порівняно з рослинами, які росли в озерній воді ($p < 0,05$) (див. табл.

5.2). Однак вірогідних різниць у концентрації протеїну між рослинами, які ростуть в аналізованих природних водоймах, не спостерігали.

Крім того, у концентрації протеїну і крохмалю в рослинах *Lemna minor* виявлені сезонні зміни. Так, у рослинах ряски, відібраних із озера і ставів у травні, вміст протеїну більший ($p < 0,05$), а вміст крохмалю – менший ($p < 0,01-0,001$), ніж у рослинах, аналізованих у жовтні (див. табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Вміст протеїну та крохмалю в рослинах *Lemna minor*, 2011 р.

Місце відбору зразків	Протеїн, г/100 г		Крохмаль, г/100 г	
	травень	жовтень	травень	жовтень
Озеро м. Дубляни	23,0±1,12	19,20±0,84*	4,80±0,26	8,34±0,61**
Став № 1 м. Дубляни	21,60±1,15	17,82±0,80*	3,75±0,18 ⁺	6,20±0,36***
Став № 2 м. Дубляни	21,10±1,10	18,50±0,95	3,90±0,22 ⁺	6,32±0,43**

Примітка. *, *** – вірогідність різниць у показниках, встановлених у весняний і осінній місяці (* – $p < 0,05$; *** – $p < 0,001$); ⁺ – вірогідність різниць у показниках між рослинами, відібраними з озера і ставів м. Дубляни ($p < 0,05$).

Такі результати свідчать, що восени в клітинах ряски відбувається акумуляція крохмалю, вірогідно, що внаслідок зменшення інтенсивності деградації цього полісахариду за умов зменшення температури навколишнього середовища. Натомість навесні інтенсивніше відбувається синтез білків, що пов'язане з інтенсивним ростом рослин та накопиченням біомаси. Зокрема, результати наших спостережень, проведених у різні роки виконання роботи (2008–2014), свідчать, що впродовж періоду травень–червень рівень колонізації поверхні ставків ряскою часто досягав 20–25% і зростав у наступну місяці.

5.2 Акумуляція металів у клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*

Важливим завданням нашої роботи було проаналізувати рівень акумуляції металів у клітинах рослин підродина Ряскових. З цією метою проводили дослідження вмісту Кадмію, Плюмбуму, Хрому і Кобальту в рослинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, відібраних із природних водойм м. Дубляни та ставу, розміщеного на території с. Великі Грибовичі.

Результати експериментів свідчать, що найменшим умістом Кадмію, Плюмбуму, Хрому і Кобальту характеризуються рослини *Lemna minor*, які заселяють Дублянське озеро, а в рослинах, відібраних з інших водойм, концентрація цих елементів досягає більшого рівня (табл 5.3).

Таблиця 5.3

Вміст металів у рослинах *Lemna minor*, які заселяють природні водойми м. Дубляни і с. Великі Грибовичі ($M \pm m$)

Елемент, вміст якого досліджували	Водойми, розташовані на території м. Дубляни			Ставок у с. Великі Грибовичі
	озеро	став № 1	став № 2	
Кадмій, мкг/г	1,285±0,080	1,752±0,11*	2,163±0,17**	2,210±0,14**
Плюмбум, мкг/г	3,033±0,17	6,252±0,36***	8,724±0,47**	9,838±0,58***
Хром, мкг/г	5,893±0,37	9,040±0,46*	26,32±1,72***	17,81±1,35***
Кобальт, мкг/г	1,134±0,06	1,667±0,09**	1,472±0,09*	1,236±0,08

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць між вмістом металів у рослинах *Lemna minor* порівняно зі значеннями, встановленими у рослинах, відібраних із озера м. Дубляни (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Рівень накопичення Кадмію, Плюмбуму і Хрому найбільший у рясці, зібраній зі ставів № 2 і с. Великі Грибовичі, в яких вміст Кадмію більший відповідно в 1,68 і 1,72 раза, Плюмбуму – у 2,88 і 3,24 раза, Хрому – у 4,47 і 3,02 раза, ніж у рослинах, зібраних із Дублянського озера ($p < 0,01-0,001$). Рівень накопичення Кобальту в рослинах, навпаки, майже однаковий за умов росту в озері та ставку, розміщеному в с. Великі Грибовичі, а більша концентрація цього

елемента виявляється в рослинах ряски, які ростуть у ставках № 1 і № 2 м. Дубляни (відповідно в 1,47 і 1,30 раза ($p < 0,05-0,01$) перевищує показник, встановлений у рослинах, зібраних із озера).

З метою з'ясування відмінностей у здатності ряски малої до накопичення металів порівняно з іншим представником Ряскових проведено аналіз вмісту металів у клітинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, відібраних із озера м. Дубляни (табл. 5.4).

Таблиця 5.4

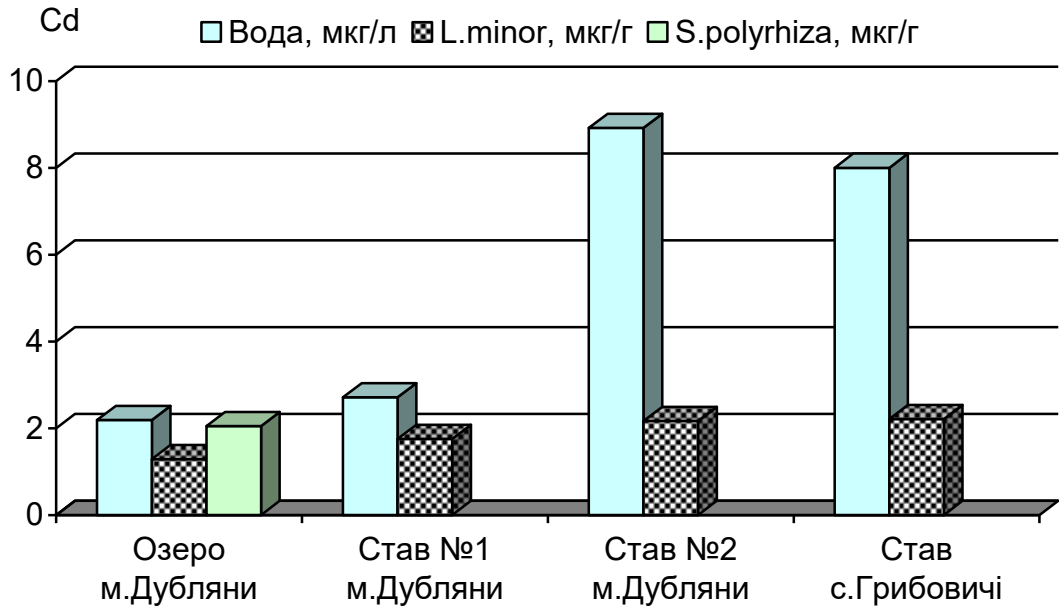
Акумуляція металів у рослинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza* ($M \pm m$)

Вид рослин	Кадмій, мкг/г	Плюмбум, мкг/г	Хром, мкг/г	Кобальт, мкг/г
<i>Lemna minor</i>	1,285±0,080	3,033±0,17	5,893±0,37	1,134±0,06
<i>Spirodela polyrhiza</i>	2,049±0,13**	6,592±0,45***	5,741±0,34	1,339±0,089

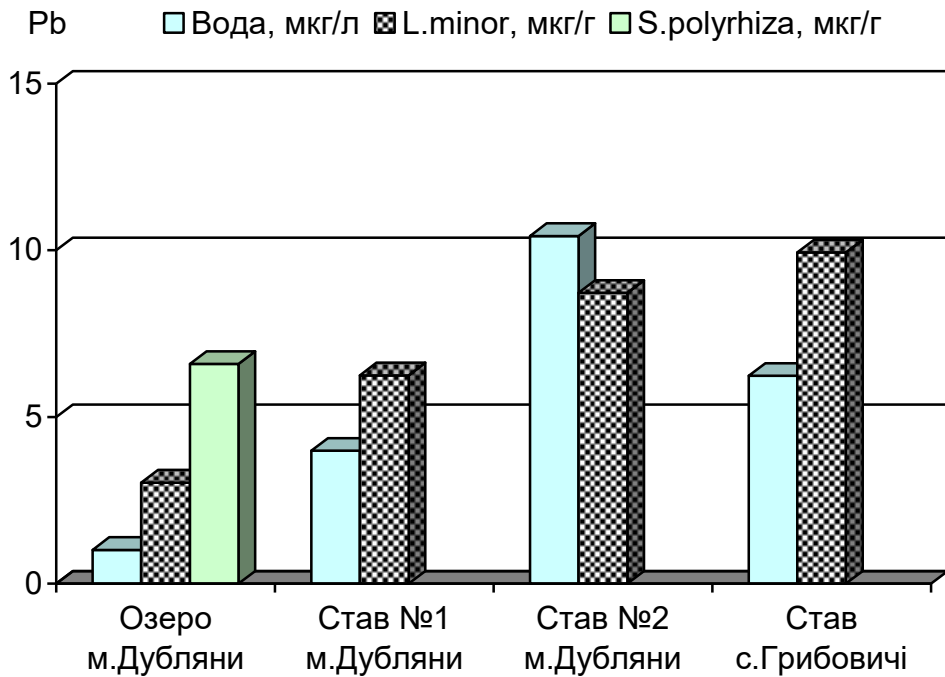
Примітка. **, *** – вірогідність різниць між вмістом металів у рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, відібраних із озера м. Дубляни (** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Аналізуючи концентрацію Кадмію, Плюмбуму, Хрому і Кобальту у водоймах і вказаних видах макрофітів, які їх заселяють, необхідно відзначити високий рівень накопичення Плюмбуму та Кадмію в клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza* (див. табл. 5.3, 5.4, рис. 5.1). Проте *Spirodela polyrhiza* має більшу здатність до нагромадження Кадмію ($p < 0,01$) і Плюмбуму ($p < 0,001$), ніж *Lemna minor*, а рівень накопичення Хрому і Кобальту в рослинах обох видів практично однаковий (див. табл. 5.4).

Для повнішого з'ясування особливостей накопичення металів у водяних плейстофітах досліджували коефіцієнт біоаккумуляції Кадмію, Плюмбуму, Хрому та Кобальту в клітинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*. Згідно з науковими джерелами цей показник обчислюється як відношення між вмістом металу в рослині, мг/кг, і концентрацією металу у воді, мг/л [327; 328]. Відповідно до визначення, запропонованого в роботі [329], рослина вважається важливим акумулятором металу, якщо коефіцієнт біоаккумуляції досягає 1000 і більше. Результати досліджень відображено в табл. 5.5.



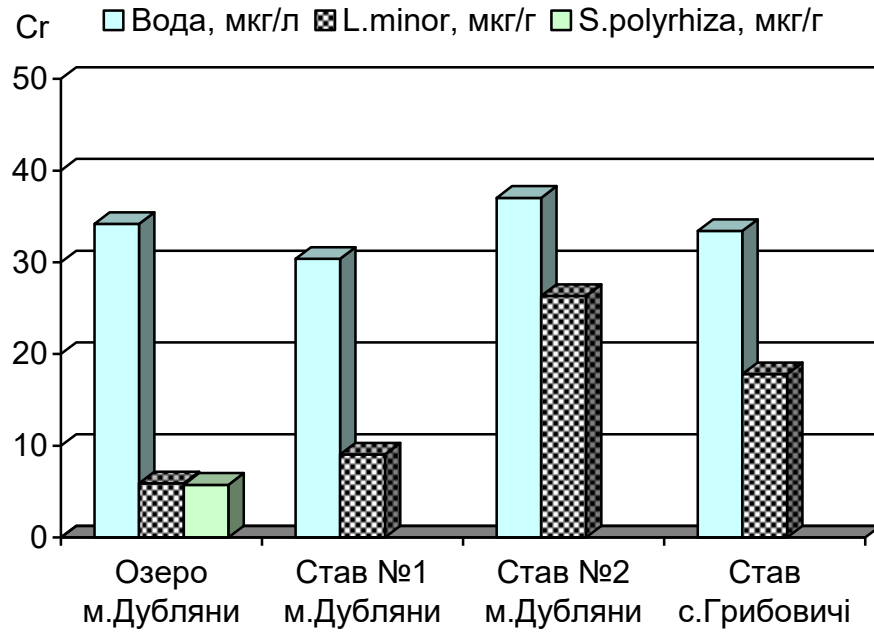
А)



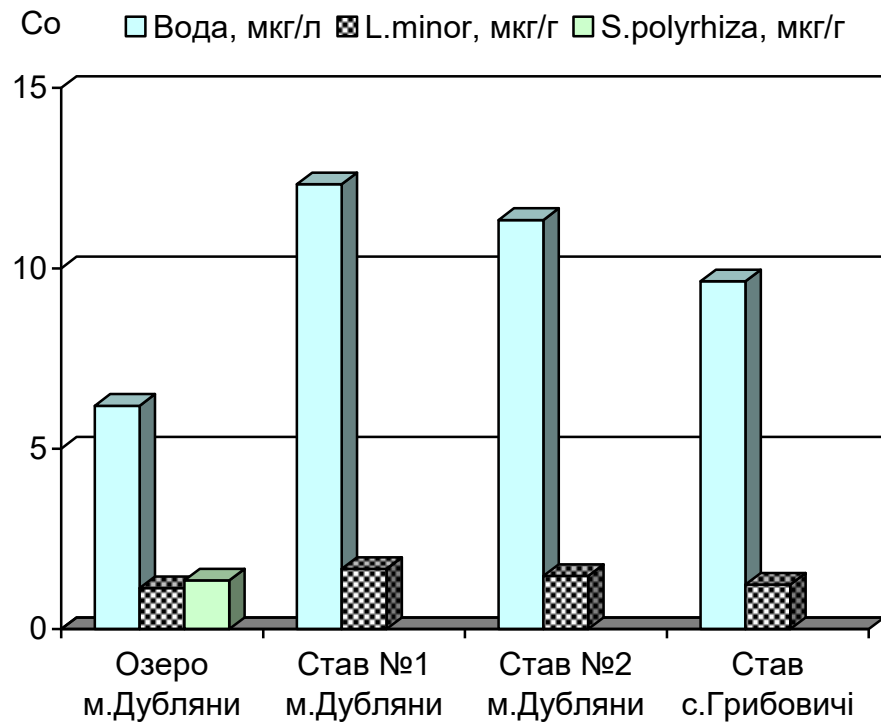
Б)

Рис. 5.1. Концентрація металів у воді водойм м. Дубляни та с. Великі Грибовичі та в рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, які заселяють зазначені водойми:

А – Кадмій, Б – Плюмбум.



В)



Г)

Рис. 5.1 (продовження). Концентрація металів у воді водойм м. Дубляни та с. Великі Грибовичі та в рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*, які заселяють зазначені водойми: В – Хром, Г – Кобальт.

Як свідчать результати аналізу, коефіцієнт біоаккумуляції Плюмбуму в рослинах *Spirodela polyrhiza*, а в більшості досліджуваних водойм – у рослинах *Lemna minor* перевищує 1000, що дає підстави зарахувати вказані види до акумуляторів Плюмбуму. Крім того, коефіцієнт біоаккумуляції Кадмію в рослинах *Spirodela polyrhiza* близький до 1000, що вказує на значний потенціал рослини до акумуляції цього елемента.

Таблиця 5.5

**Коефіцієнт біоаккумуляції металів у клітинах
Lemna minor і *Spirodela polyrhiza***

Вид рослин	Аналізована водойма	Коефіцієнт біоаккумуляції			
		Cd	Pb	Cr	Co
<i>Lemna minor</i>	Озеро м. Дубляни	586	2988	172	183
	Став № 1	647	1568	300	135
	Став № 2	242	836	694	130
	Став с. Великі Грибовичі	276	1576	533	128
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Озеро м. Дубляни	935	6495	168	216

З результатів, отриманих у дослідженнях інших авторів, відомо, що рослини *Lemna minor* здатні до акумуляції значної кількості Кадмію за лабораторних умов [328; 329], хоча загалом цей вид плейстофітів не зараховують до акумуляторів Кадмію. З результатів нашого аналізу рослин *Lemna minor*, зібраних із природних водних об'єктів, випливає, що коефіцієнт біоаккумуляції Кадмію був високим (понад 500) у водоймах, в яких концентрація цього елемента становила 2,2–2,7 мкг/л, а за більшої концентрації Кадмію у водному середовищі (8,9–8,0 мкг/л) коефіцієнт його біоаккумуляції в рослинах зменшувався (див. табл. 5.5). Такі дані можуть вказувати на меншу толерантність рослин *Lemna minor* до Кадмію та пригнічення процесів абсорбції зазначеного елемента за умов збільшення його концентрації у водному середовищі. Крім того, відомо, що на процеси поглинання катіонів Cd^{2+} істотно впливають такі чинники, як рН, солоність, температура води,

наявність органічних речовин, а також концентрація одновалентних катіонів, які зменшують біологічну доступність та інтенсивність абсорбції Кадмію [59].

Що стосується Хрому, то лише у двох із досліджуваних водойм рослини *Lemna minor* характеризувалися відносно високим коефіцієнтом його біоаккумуляції (понад 500). Однак концентрація цього елемента була майже однаковою у всіх досліджуваних водоймах (див. рис. 5.1), тому певної закономірності у процесі біоаккумуляції Хрому в рослинах ряски не спостерігається. У рослинах *Spirodela polyrhiza*, зібраних із озера м. Дубляни, коефіцієнт біоаккумуляції Хрому був низьким і майже таким самим, як у рослин *Lemna minor*, зібраних із цього ж озера (див. табл. 5.5).

Під час аналізу результатів привертають увагу дані, згідно з якими коефіцієнт біоаккумуляції Кобальту був невисоким і практично однаковим у рослинах *Lemna minor*, зібраних із чотирьох водних об'єктів, незважаючи на те, що концентрація елемента була різною в досліджуваних водоймах (див. рис. 5.1). Такі результати можуть вказувати на наявність механізмів, які дають змогу рослинам цього виду протидіяти надходженню Кобальту в клітини або ефективно видаляти цей елемент. Те ж саме стосується й рослин *Spirodela polyrhiza*, у яких коефіцієнт біоаккумуляції Кобальту також характеризувався низьким значенням (див. табл. 5.5).

Отже, отримані результати свідчать про відмінності у процесах біоаккумуляції Кадмію, Плюмбуму, Хрому та Кобальту у двох видах рослин із підродини Ряскових – *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*. Спільною властивістю аналізованих водяних макрофітів є висока здатність до накопичення Плюмбуму, що може мати важливе значення для практичного застосування зазначених видів рослин у процесах фітореMediaції водних об'єктів, розташованих у зоні впливу промислових підприємств, автомагістралей, залізничних вузлів та інших джерел забруднення природного середовища цим елементом. При цьому *Spirodela polyrhiza* має більшу здатність, ніж *Lemna minor*, до накопичення Кадмію, що відкриває більші перспективи її застосування з фітореMediaційною метою.

5.3 Вплив важких металів на морфологічні ознаки та метаболічні процеси в клітинах *Lemna minor*

5.3.1 Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на морфометричні показники рослин *Lemna minor*

Акумуляція металів у клітинах водяних макрофітів може супроводжуватися пригніченням росту й розвитку рослин та порушенням метаболічних і фізіологічних процесів. Прояв токсичності металів відбувається за умов, коли рівень їхнього накопичення перевищує потужність захисних механізмів організму рослини. Відомо, що за певних концентрацій у водному середовищі важкі метали спричиняють розвиток хлорозу, некрозу клітин листків і коренів, зниження інтенсивності росту і накопичення біомаси водяних макрофітів [330; 331]. Для з'ясування морфологічних порушень у рослинах ряски за наявності металів у середовищі досліджували вплив Кадмію, Плюмбуму і шестивалентного Хрому на морфометричні показники *Lemna minor*. З цією метою проводили три варіанти дослідів, у яких рослини культивували впродовж семи діб у середовищі, яке містило одну із солей досліджуваних металів: CdCl_2 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ або $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$. Концентрація діючого елемента становила 0,1 мг/л і 0,5 мг/л. Крім того, досліджували зовнішні прояви токсичності – зміни забарвлення лопатей ряски під впливом кожного із зазначених металів.

Результати досліджень дають підставу вважати, що акумуляція металів із середовища культивування супроводжується порушенням метаболізму та фізіологічними змінами в рослинах *Lemna minor*. Установлено, що у всіх варіантах експерименту за концентрації металів у середовищі 0,5 мг/л відбувається зниження інтенсивності забарвлення лопатей, на їхній поверхні з'являються білі та бурі плями (рис. 5.2, А).

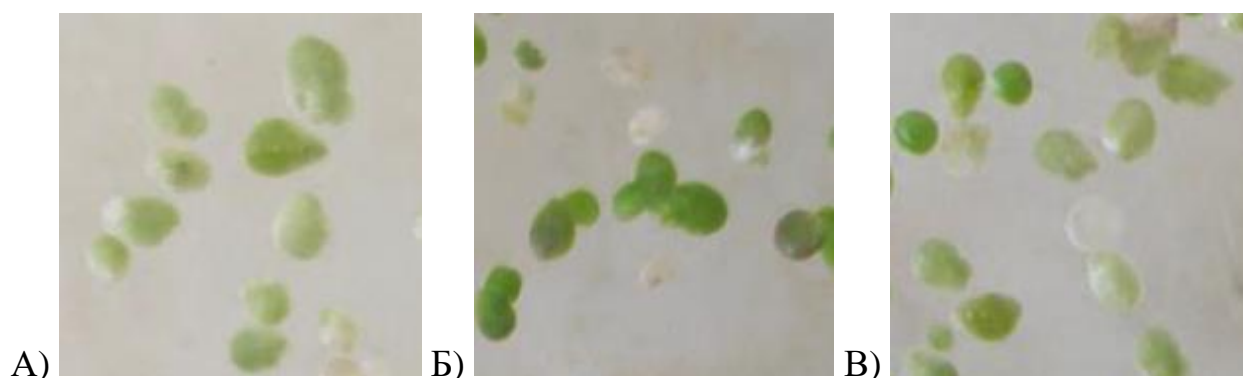


Рис. 5.2. Зміни забарвлення лопатей *Lemna minor* під впливом важких металів у концентрації 0,5 мг/л: А – Cd; Б – Cr (VI); В – Pb.

Найбільшим рівнем депігментації із втратою зеленого забарвлення характеризувалися рослини ряски, які контактували з іонами Кадмію. Це свідчить, що під час взаємодії з іонами цього металу в лопатях ряски поступово розвивається хлороз і повне знебарвлення лопатей внаслідок втрати пігментів, насамперед хлорофілу. Поява бурих плям свідчить про розвиток некротичних змін [332]. Крім того, у збільшеного під впливом Кадмію спостерігали роз'єднання лопатей, що також є характерною реакцією рослин *Lemna* spp. на токсичний вплив металів. Зокрема, такий ефект виявляється під впливом Купруму, Нікелю, Кобальту, Мангану [48; 270].

За наявності шестивалентного Хрому у формі дихромат-аніона в середовищі культивування на рослинах утворювалися білі плями, які спочатку були локалізованими на краю лопатей і поступово поширювалися на всю поверхню ряски; крім того, на поверхні багатьох рослин з'являлися бурі некротичні вкраплення. Однак явище роз'єднання лопатей спостерігали рідко (рис. 5.2, Б).

Під впливом іонів Плюмбуму лопаті починали бліднути повністю, всією поверхнею; білі плями утворювалися рідко, проте подекуди були наявні бурі вкраплення, які вказують на некротичні зміни. У більшості випадків виявлялося роз'єднання лопатей (рис. 5.2, В).

Отримані результати вказують на те, що під впливом Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) відбуваються порушення життєвих процесів у рослинах *Lemna minor*.

Насамперед за наявності зазначених металів у водному середовищі відбувається руйнування молекул хлорофілу в клітинах рослин, про що свідчать явища депігментації та хлорозу [330; 331]. Такі ефекти супроводжуються гальмуванням фотосинтезу та порушенням метаболічного балансу в клітинах у бік інтенсифікації процесів катаболізму енергетичних субстратів. У наукових джерелах наявні дані щодо деструктивного впливу металів, насамперед Кадмію, на мітохондрії та компоненти дихального ланцюга [333 – 335], що супроводжується пригніченням інтенсивності дихання і дисбалансом у метаболічних процесах. Загалом, установлені зміни відображають загальну тенденцію до посилення деструктивних процесів в організмі рослин під впливом токсичних металів. Часткова або повна втрата здатності до синтезу вуглеводів у процесі фотосинтезу може призвести до загибелі рослин у разі тривалої наявності цих чинників у середовищі росту.

Для повнішої характеристики впливу металів на фізіологічні процеси в рослинах ряски проводили дослідження окремих морфологічних ознак у рослинах *Lemna minor* за наявності Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) у середовищі. Отримані результати свідчать, що за умов 7-добового культивування за наявності металів у концентрації 0,1 і 0,5 мг/л відбуваються такі зміни, як зменшення приросту біомаси рослин, зменшення інтенсивності утворення нових лопатей, відпадання коренів та зменшення довжини новоутворених корінців (табл. 5.6).

У процесі роботи встановлено, що динаміка досліджуваних показників залежить від застосованого металу та його концентрації у середовищі культивування. За наявності Кадмію зміни у значеннях показників були виразнішими, ніж за наявності у воді інших металів. Зокрема, під впливом Кадмію у концентрації 0,5 і 1,0 мг/л загальна біомаса рослин була меншою відповідно на 17,3 % ($p < 0,05$) і 29,1 % ($p < 0,01$) порівняно з біомасою контрольних зразків (табл. 5.6) За наявності Плюмбуму в концентрації 0,1 мг/л у середовищі культивування вірогідних змін біомаси рослин не спостерігали, а за концентрації 0,5 мг/л цей показник зменшувався на 18,6 % ($p < 0,05$). За наявності Хрому (VI) у концентрації 0,1 мг/л цей показник знижувався найменшою мірою – на 16,7 % ($p < 0,05$).

Таблиця 5.6

Вплив металів на морфометричні показники рослин *Letna minor*

Умови досліджу	Концентрація металу	Біомаса 10-ти рослин, мг	Кількість лопатей (у перерахунку на 10 рослин)	Кількість коренів (на 1 рослину)	Довжина коренів, мм
Контроль	–	25,00±1,26	22,0±1,5	0,9±0,04	15,0±0,8
Cd	0,1 мг/л	20,60±1,20*	16,0±1,2*	0,5±0,03*	11,0±0,7*
	0,5 мг/л	17,73±0,97**	12,0±0,9**	0,4±0,02***	5,3±0,3***
Pb	0,1 мг/л	23,10±1,41	19,0±1,3	0,6±0,04	13,4±0,8
	0,5 мг/л	20,35±1,20*	15,0±1,2*	0,4±0,03***	10,5±0,6**
Cr (VI)	0,1 мг/л	23,00±1,53	18,0±1,3	0,6±0,04*	11,7±0,7*
	0,5 мг/л	20,83±1,13*	16,0±1,1*	0,5±0,03**	7,4±0,4***

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць у значеннях показників порівняно з контролем (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Результати досліджень свідчать, що зменшення біомаси рослин, яких культивували за наявності металів у середовищі, зумовлюється, головним чином, такими ефектами, як пригнічення процесів утворення нових лопатей, зменшення інтенсивності росту коренів та їх відпадання. Зокрема, за наявності у середовищі Кадмію у концентрації 0,1 і 0,5 мг/л загальна кількість лопатей у колоніях рослин зменшувалась відповідно на 27,3 % і 36,7 % ($p < 0,05$ – $0,01$), а за наявності 0,5 мг/л Плюмбуму і Хрому (VI) цей показник зменшувався відповідно на 31,8 % і 23,7 % ($p < 0,05$).

Кількість і довжина коренів ряски в дослідних зразках за наявності Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) в середовищі характеризувалися подібною динамікою. Найменших значень ці показники досягали за концентрації металів 0,5 мг/л ($p < 0,01$ – $0,001$) (див. табл. 5.6).

Отримані результати мають біоіндикаційне значення. Враховуючи те, що водяні макрофіти, у тому числі представники Ряскових, відіграють важливу роль

у функціонуванні гідроекосистем і значною мірою визначають структуру біотичного угруповання водойми, за зміною їхніх морфофізіологічних реакцій у токсичному середовищі можна оцінити екологічний стан водних об'єктів та рівень їхнього забруднення металами.

5.3.2 Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах ряски (*Lemna minor*)

У механізмах токсичності металів суттєву роль відіграють прооксидантні ефекти та провокування розвитку оксидативного стресу, який виявляється нагромадженням АФК та продуктів пероксидації ліпідів, зменшенням вмісту природних антиоксидантів і пригніченням функцій захисних систем клітин [336]. Тому метою роботи було з'ясувати вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи (супероксиддисмутаза, каталаза) в клітинах рослин *Lemna minor* за різних концентрацій цих елементів у середовищі культивування. Під час досліджень враховували значення ГДК Cd, Pb і Cr (VI) у природних водоймах для оцінки толерантності рослин ряски до антропогенного забруднення водних об'єктів важкими металами [337].

Відомо, що Кадмій, Плюмбум і шестивалентний Хром не виконують біологічних функцій у клітинах рослин і навіть за невисоких концентрацій виявляють цитотоксичні та генотоксичні ефекти [338; 339]. Однак водяні (як і наземні) рослини здатні акумулювати ці елементи, вбираючи їх із водного середовища [8; 340 – 342]. Це зумовлюється функціонуванням захисних механізмів, таких як адсорбція іонів металів на клітинній стінці, відкладання у вакуолях, індукція синтезу органічних хелаторів (металотіонеїни та фітохелатини) тощо. [343]. За відсутності специфічних мембранних транспортерів для Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) абсорбція цих елементів в клітини рослин здійснюється за допомогою транспортних систем, призначених для перенесення життєво важливих іонів. Наявні дані про те, що Кадмій у формі катіона Cd^{2+} надходить у клітини за допомогою транспортерів Zn^{2+} і Fe^{2+} та через Ca^{2+} -канали [344], Плюмбум – через Ca^{2+} -канали або низькоафінні транспортери катіонів [345; 346],

а Хром(VI) у формі хромат-аніона (CrO_4^{2-}) – через систему транспорту есенціальних аніонів, таких як сульфат [340]. Акумулюючись у клітинах рослин, ці елементи впливають на різні ланки метаболізму, проте однією зі спільних ланок у механізмах їхньої дії є зміни прооксидантно-антиоксидантного балансу внаслідок стимуляції процесів утворення АФК та впливу на функціональну активність ензимів антиоксидантної системи [338; 347].

У процесі досліджень встановлено, що вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність антиоксидантних ензимів у клітинах ряски залежить від концентрації цих елементів у середовищі культивування рослин [337; 348; 349]. Зокрема, супероксиддисмутазна активність не змінюється за вмісту Кадмію 0,01–0,04 мг/л (що відповідає 1–4 ГДК), але різко зростає за подальшого підвищення концентрації цього елемента в середовищі (рис. 5.3).

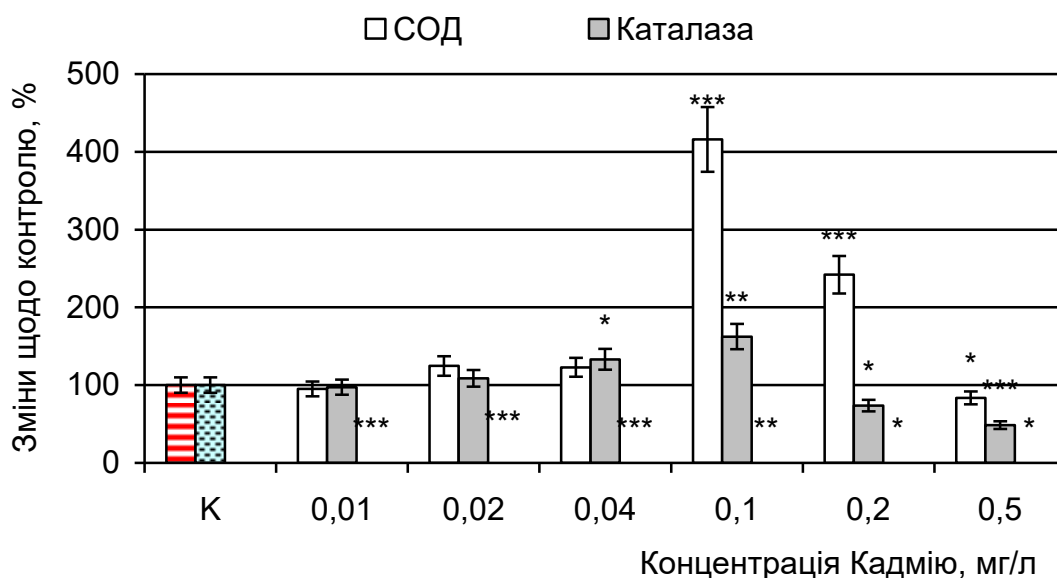


Рис. 5.3. Супероксиддисмутазна і каталазна активність у рослинах *Lemna minor*, культивованих за наявності Кадмію у концентраціях 0,01–0,5 мг/л.

Примітка. На цьому і наступному рисунках за 100 % приймали ензимну активність, установлену в контрольних зразках (К); *, **, *** – вірогідність різниць у показниках між дослідними зразками і контролем (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

За концентрації Кадмію 0,1 і 0,2 мг/л цей показник досягає значень у 4,1 і 2,2 раза більших ($p < 0,001$) порівняно з контролем. Однак за наявності Cd^{2+} на рівні 0,5 мг/л (50 ГДК) супероксиддисмутазна активність клітин істотно пригнічується ($p < 0,05$). Водночас за концентрацій 0,04 і 0,1 мг/л Кадмій сприяє збільшенню каталазної активності відповідно в 1,3 та 1,6 раза ($p < 0,05-0,01$), а за більших концентрацій (на рівні 20 і 50 ГДК) цей елемент інгібує активність каталази ($p < 0,05-0,001$).

За наявності Плюмбуму в середовищі характерним є дозозалежне збільшення супероксиддисмутазної активності в діапазоні концентрацій 0,2–2,0 мг/л, які відповідають значенням 2–20 ГДК ($p < 0,01-0,001$) (рис. 5.4). За вмісту цього елемента на рівні 50 ГДК (5,0 мг/л) активність СОД залишається на 41,8 % більшою від контролю ($p < 0,05$). Каталазна активність перевищує контроль за наявності Pb^{2+} у концентрації 0,2–1,0 мг/л (2–10 ГДК) ($p < 0,01-0,011$), але зменшується за вмісту Pb^{2+} 5,0 мг/л, що відповідає 50 ГДК ($p < 0,05$).

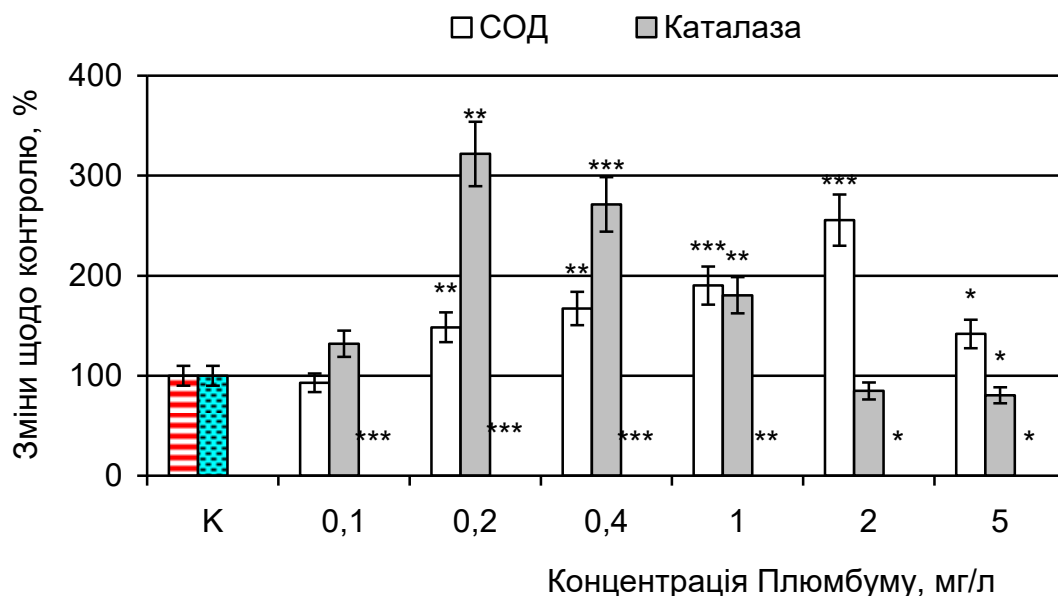


Рис. 5.4. Супероксиддисмутазна і каталазна активність у рослинах *Lemna minor*, культивованих за наявності Плюмбуму в концентраціях 0,1–5,0 мг/л.

Наявність Хрому (VI) у середовищі культивування також впливає на активність ензимів антиоксидантної системи в рослинах ряски. Результати досліджень свідчать, що за концентрацій 0,1, 0,2 і 0,5 мг/л шестивалентний Хром сприяє збільшенню активності супероксиддисмутази відповідно у 2,3, 2,4 і 1,5 раза ($p < 0,001-0,01$), а за більших концентрацій – пригнічує активність ензиму ($p < 0,05$) (рис. 5.5). Каталазна активність інгібується за вмісту шестивалентного Хрому 0,5–2,5 мг/л, що відповідає 10–50 ГДК ($p < 0,05-0,01$).

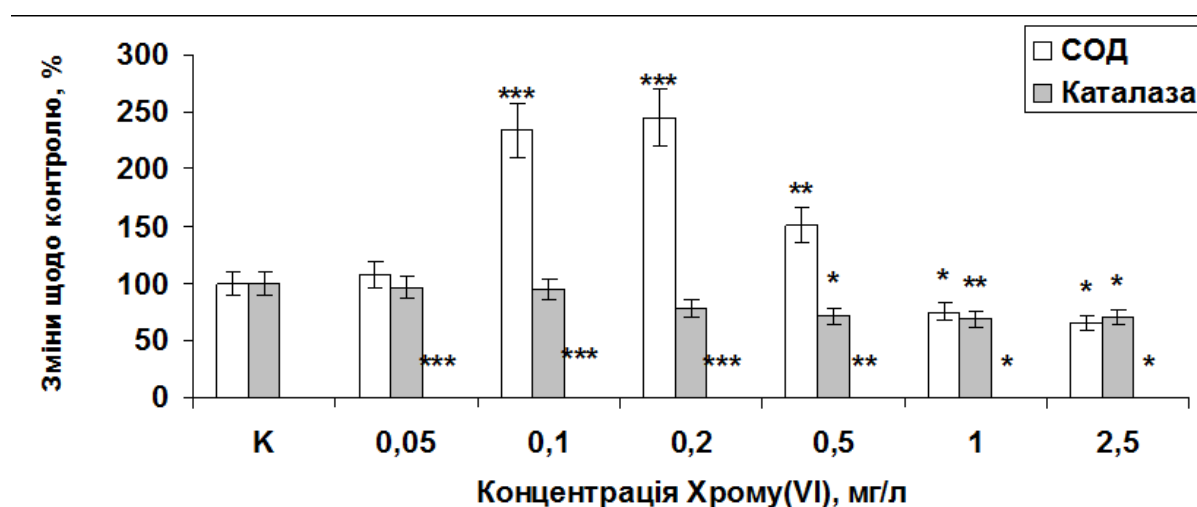


Рис. 5.5. Супероксиддисмутазна і каталазна активність у рослинах *Lemna minor*, культивованих за наявності Cr (VI) у концентраціях 0,05–2,5 мг/л.

Аналізуючи отримані результати, необхідно зазначити, що, абсорбуючись із водного середовища в клітини рослин, Кадмій, Плюмбум і Хром (VI) виявляють прооксидантну дію, активуючи NADPH-залежну оксидазу, локалізовану в клітинних мембранах [346; 348; 350; 351]. Цей ензим каталізує утворення супероксидного аніон-радикала ($O_2^{\cdot-}$), який започатковує ланцюгові реакції утворення інших активних форм кисню та процесів ПОЛ [352]. Метаболічна відповідь клітин полягає в експресії генів СОД та інших ензимів антиоксидантної системи, які беруть участь у детоксикації реакційно активних метаболітів кисню [353; 354]. Крім того, важливе значення у захисті клітин мають неензимні антиоксиданти (аскорбінова кислота, глутатіон, фенольні сполуки, α -токоферол), які перехоплюють та інактивують вільні радикали й інші АФК [338; 353].

Із результатів наших досліджень випливає, що клітини ряски мають високий антиоксидантний потенціал, що дає змогу протистояти розвиткові оксидативного стресу за певних концентрацій металів у водному середовищі [348]. Про це свідчить підвищення ензимної активності у клітинах рослин, яких культивували за наявності Хрому (VI), Кадмію і Плюмбуму в діапазоні концентрацій відповідно 1–4 ГДК, 1–10 ГДК і 1–20 ГДК. Активація СОД і каталази може являти собою захисну реакцію на інтенсифікацію процесів утворення АФК, зумовлену надходженням іонів зазначених елементів у клітини рослин [353].

Однак за високого вмісту металів функціональна активність захисної системи клітин може порушуватися внаслідок виснаження вмісту неензимних антиоксидантів, інактивації антиоксидантних ензимів під впливом АФК і продуктів ПОЛ [338]. Як свідчать результати наших досліджень, супероксиддисмутазна активність клітин ряски пригнічується за наявності Кадмію і Хрому (VI) в концентраціях, які становлять відповідно 50 ГДК та 20–50 ГДК, а каталазна активність – за вмісту цих елементів на рівні 20–50 ГДК і 10–50 ГДК відповідно. Отримані в експериментах дані вказують на те, що інгібування каталази виявляється за менших концентрацій Кадмію і Хрому (VI) у середовищі, ніж концентрації, за яких ці чинники спричиняють пригнічення активності СОД. Такий ефект може зумовлювати дисбаланс у процесах утворення та розкладання H_2O_2 – продукту супероксиддисмутазної реакції. Крім того, джерелом H_2O_2 в клітинах рослин є функціонування пероксидаз, ксантиноксидази, амінооксидаз, які активуються за умов стресу [355; 356]. Збільшення вмісту гідроген пероксиду супроводжується утворенням інших активних форм кисню, стимуляцією процесів ПОЛ та нагромадженням кінцевих продуктів пероксидації, які інгібують активність ензимів, пошкоджують структурні білки та інші біомолекули [357]. Наслідком цих змін може бути порушення метаболізму та функціональної активності клітин.

Порівнюючи інгібувальні ефекти досліджуваних елементів, потрібно зазначити, що пригнічувальний вплив Кадмію на ензими антиоксидантної системи виявляється за меншої концентрації в середовищі порівняно з

Плюмбумом і Хромом (VI). За вмісту Кадмію 0,5 мг/л виявляється значне зменшення і супероксиддисмутази, і каталази активності в клітинах ряски. Такий ефект узгоджується з даними щодо токсичного впливу Кадмію на інші біохімічні та фізіологічні процеси у водяних рослинах (синтез білків і пігментів, фотосинтез, газообмін) [330; 331].

Згідно з отриманими результатами, Хром (VI) інгібує активність обох досліджуваних ензимів за вмісту 1,0 мг/л у середовищі культивування рослин, тобто за вдвічі більшої концентрації, ніж Кадмій. Такі дані свідчать про меншу, порівняно з Кадмієм, токсичність Хрому (VI) щодо рослин [338]. Вважають, що стійкість рослин до Хрому може зумовлюватись відновленням Cr (VI) до стабільної і нетоксичної форми – Cr (III) на поверхні клітин та у внутрішньоклітинному середовищі [358]. Однак процес відновлення Cr (VI) у клітинах рослин, як і інших організмів, супроводжується утворенням реакційно активних форм елемента нижчої валентності (зокрема Cr (VI)), які можуть діяти як оксиданти, безпосередньо пошкоджуючи клітинні компоненти, або сприяти формуванню активних форм кисню [359; 360]. Тому прояв токсичних ефектів цього елемента може залежати від концентрації в середовищі та рівня абсорбції хромат-аніона в клітинах рослин.

Що стосується Плюмбуму, то за результатами експериментів пошкодjuвальний вплив на антиоксидантний стан клітин внаслідок інгібування каталази активності виявляється лише за найбільшої із застосованих у наших дослідженнях концентрацій Pb²⁺ у середовищі – 5 мг/л (яка відповідає значенню 50 ГДК). Значна толерантність водяних рослин, зокрема ряски, до токсичної дії катіонів Pb²⁺ установлена і в інших дослідженнях [361 – 363]. Такий ефект може зумовлюватись різними механізмами, зокрема зв'язуванням катіонів Pb²⁺ з компонентами клітинної стінки рослин, індукцією синтезу калози під впливом Плюмбуму [343; 363]. Наявні дані про те, що відкладання цього полісахариду на зовнішній стороні плазматичної мембрани частково блокує проникнення катіонів Pb²⁺ у протопласт клітин [363 – 365].

Висновки до розділу 5

Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на ензими антиоксидантної системи в клітинах ряски істотно залежить від концентрації цих елементів у водному середовищі.

За низького рівня Cd^{2+} , Pb^{2+} та $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ відбувається активація супероксиддисмутази та каталази, як одна з адаптаційних реакцій на надходження в клітини та прооксидантний вплив цих іонів, а за високих концентрацій металів ензимна активність пригнічується.

Незважаючи на те, що рослини *Lemna minor* загалом є стійкими до дії металів та здатними активно накопичувати досліджувані елементи [362; 364; 365], за високих концентрацій Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) відбувається порушення рівноваги між прооксидантними та антиоксидантними процесами в клітинах.

Пригнічення ензимів антиоксидантної системи може бути початковою стадією метаболічних змін, які в подальшому призводять до дестабілізації структури плазматичної мембрани, інгібування синтезу білків і хлорофілу, пошкодження молекул ДНК, некрозу клітин та пригнічення життєздатності рослин.

Водночас стійкість антиоксидантної системи клітин ряски до інгібувальної дії Кадмію, Плюмбуму та Хрому (VI) в широкому діапазоні концентрацій може відігравати важливу роль у ремедіаційних властивостях рослини – здатності до акумуляції цих елементів за наявності їх у природних водоймах та очищення акваторій від забруднення важкими металами.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 5

327. Rahmani G. N. H., Stenberg S. P. K. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *Biores. technol.* 1999. Vol. 70. P. 225–230.
328. Bianconi D., Pietrini F., Massacci A., Iannelli M. A. Uptake of cadmium by *Lemna minor*, a (hyper?-) accumulator plant involved in phytoremediation applications. *E3S Web of conferences*. 2013. Vol. 1. P. 13002.
329. Zayed A., Gowthaman S., Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants : I. Duckweed. *J. environ. qual.* 1998. Vol. 27. P. 715–721.
330. Morphogenetic, ultrastructural and physiological damages suffered by submerged leaves of *Elodea canadensis* exposed to cadmium / Vecchia F. D., et al. *Plant sci.* 2005. Vol. 168, N 2. P. 329–338.
331. The use of *Salvinia auriculata* as a bioindicator in aquatic ecosystems : biomass and structure dependent on the cadmium concentration / Wolff G., et al. *Braz. j. biol.* 2012. Vol. 72, N 1. P. 71–77.
332. Ecotoxicological assessment of industrial effluent using duckweed (*Lemna minor* L.) as a test organism / Radić S., et al. *Ecotoxicology*. 2010. Vol. 19, N 1. P. 216–222.
333. Benavides M. P., Gallego S. M., Tomaro M. L. Cadmium toxicity in plants. *Braz. j. plant. physiol.* 2005. Vol. 17, N 1. P. 21–34.
334. Smiri M., Chaoui A., El Ferjani E. Respiratory metabolism in the embryonic axis of germinating pea seed exposed to cadmium. *J. plant physiol.* 2009. Vol. 166, N 3. P. 259–269.
335. Parallel comparative studies on the toxic effects of unmodified CdTe quantum dots, gold nanoparticles, and carbon nanodots on live cells as well as green gram sprouts / Song Y., et al. *Talanta*. 2013. Vol. 116. P. 237–244.
336. Valavanidis A., Vlahogianni T., Dassenakis M., Scoullou M. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicol. environ. saf.* 2006. Vol. 64, N 2. P. 178–189.

337. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2014. Вип. 65. С. 161–169.
338. Prasad M. N. V. Heavy Metal Stress in Plants : From Biomolecules to Ecosystems. Springer, 2004. 462 p.
339. Deckert J. Cadmium toxicity in plants : is there any analogy to its carcinogenic effect in mammalian cells? *Biometals*. 2005. Vol. 18, N 5. P. 475–481.
340. Chandra P., Kulshreshtha K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *Bot. rev.* 2004. Vol. 70, N 3. P. 313–327.
341. Vardanyan L. G., Ingole B. S. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. *Environ. int.* 2006. Vol. 32, N 2. P. 208–218.
342. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) / Lu Q., et al. *Environ. sci. pollut. res. int.* 2011. Vol. 18, N 6. P. 978–986.
343. Gupta D. K., Huang H. G., Corpas F. J. Lead tolerance in plants : strategies for phytoremediation. *Environ. sci. pollut. res. int.* 2013. Vol. 20, N 4. P. 2150–2161.
344. Perfus-Barbeoch L., Leonhardt N., Vavasseur A., Forestier C. Heavy metal toxicity : cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *Plant j.* 2002. Vol. 32. P. 539–548.
345. Ca²⁺-dependent plant response to Pb²⁺ is regulated by LCT1 / Wojas S., et al. *Environ. pollut.* 2007. Vol. 147. P. 275–286.
346. Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots / Pourrut B., et al. *J. plant physiol.* 2008. Vol. 165, N 6. P. 571–579.
347. Bánfalvi G. Cellular Effects of Heavy Metals. Springer, 2011. 362p.
348. Бубис О., Антоняк Г. Вплив важких металів на активність супероксиддисмутази і каталази в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Молодь і поступ біології : Х Віжнар. наук. конф. студентів та аспірантів : тези доп.* Львів, 2014. С. 103 – 104.

349. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Вплив важких металів на активність каталази у клітинах ряски малої (*Letna minor* L.). *Вісник Львівського національного аграрного університету : Агронія*. 2012. № 16. С. 62–66.
350. Oxidative damage and redox change in pea seeds treated with cadmium / Smiri M., et al. *C. R. Biol.* 2010. Vol. 333, N 11–12. P. 801–807.
351. NADPH oxidase activation is required in reactive oxygen species generation and cell transformation induced by hexavalent chromium / Wang X., et al. *Toxicol. sci.* 2011. Vol. 123, N 2. P. 399–410.
352. Marino D., Dunand C., Puppo A., Pauly N. A burst of plant NADPH oxidases. *Trends plant sci.* 2012. Vol. 17, N 1. P. 9-15.
353. Gill S. S., Tuteja N. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant physiol. biochem.* 2010. Vol. 48, N 12. P. 909–930.
354. Choudhury S., Panda P., Sahoo L., Panda S. K. Reactive oxygen species signaling in plants under abiotic stress. *Plant signal behav.* 2013. Vol. 8, N 4. P. e23681.
355. Allan A. C., Fluhr R. Two distinct sources of elicited reactive oxygen species in tobacco epidermal cells. *Plant cell.* 1997. Vol. 9, N 9. P. 1559–1572.
356. Kawano T. Roles of reactive oxygen species-generating peroxidase reactions in plant defense and growth induction. *Plant cell reports.* 2003. Vol. 21. P. 829–837.
357. Quan L. J., Zhang B., Shi W. W., Li H. Y. Hydrogen peroxide in plants : a versatile molecule of the reactive oxygen species network. *J. integr. plant biol.* 2008. Vol. 50, N 1. P. 2–18.
358. Root uptake and reduction of hexavalent chromium by aquatic macrophytes as assessed by high-resolution X-ray emission / Espinoza-Quiñones F. R., et al. *Water res.* 2009. Vol. 43, N 17. P. 4159-4166.
359. Micera G., Dessi A. Chromium adsorption by plant roots and formation of long-lived Cr (VI) species : An ecological hazard? *J. inorganic biochem.* 1988. Vol. 34. P. 157–166.

360. Myers J. M., Antholine W. E., Myers C. R. The intracellular redox stress caused by hexavalent chromium is selective for proteins that have key roles in cell survival and thiol redox control. *Toxicology*. 2011. Vol. 281, N 1–3. P. 37-47.
361. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Моніторинг забруднення водних біогеоценозів різного рівня антропогенного навантаження. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. 2011. Вип. 75, Ч. 1 : Агронімія. С. 190–194.
362. Dirilgen N. Mercury and lead : assessing the toxic effects on growth and metal accumulation by *Lemna minor*. *Ecotoxicol. environ. saf.* 2011. Vol. 74, N 1. P. 48–54.
363. Is callose a barrier for lead ions entering *Lemna minor* L. root cells? / Samardakiewicz S., et al. *Protoplasma*. 2012. Vol. 249, N 2. P. 347–351.
364. Axtell N. R., Sternberg S. P. K., Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresour. technol.* 2003. Vol. 89. P. 41–48.
365. Miretzky P., Saralegui A., Fernández Cirelli A. Aquatic macrophytes potential for simultaneous removal of heavy metals (Buens Aires, Argentina). *Chemosphere*. 2004. Vol. 57, N 8. P. 997–1005.

РОЗДІЛ 6

ЗНАЧЕННЯ БІОМАСИ РОСЛИН *LEMNA MINOR* ДЛЯ ЖИВЛЕННЯ ПТАХІВ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЇЇ ЗГОДОВУВАННЯ МОЛОДНЯКОМ КУРЕЙ

6.1 Плейстофітон як нижня ланка харчової піраміди в гідроекосистемах

Починаючи із 70-х років минулого століття у багатьох країнах проводять дослідження можливості застосування рослин підродини *Lemnoideae* у живленні сільськогосподарських тварин [277; 366; 367]. У низці досліджень встановлена ефективність застосування різних видів ряски у годівлі свиней, великої рогатої худоби, деяких видів птиці [191 – 194], а також риб під час їхнього вирощування з промисловою метою [188 – 190]. Така практика зумовлюється наявністю в клітинах *Lemna minor* та інших представників підродини Ряскових значної кількості поживних речовин, зокрема протеїну та крохмалю, інтенсивність синтезу яких може значно підвищуватися за відповідних умов культивування [368; 369].

Однак дотепер ряску мало застосовували в годівлі курей, зокрема молодняку птахів. У наукових джерелах наявні неоднозначні дані щодо ефективності включення представників Ряскових у годівельні схеми [369]. Зокрема, в роботі [370] показано, що високий вміст *Lemna gibba* (понад 150 г/кг) в раціоні курей-бройлерів раннього віку може призводити до затримки росту птиці, однак використання цих рослин у годівлі курей-несучок зумовлює отримання позитивних результатів щодо росту і продуктивності [371]. У дослідженнях [191] показано, що білок ряски має таку ж саму біологічну цінність, що й соєвий білок, проте за умов згодовування качкам засвоюється меншою мірою, ніж білок сої, що призводить до меншого приросту живої маси птахів. Водночас у роботі [372], у якій повністю замінювали ряскою комерційні білкові добавки, які використовують у раціонах для м'ясних качок, зниження продуктивності не зафіксовано, але зазначено, що заміна джерела білка у раціоні птиці на ряску

призводить до значного зменшення вартості корму. Подібні результати встановлені і для качок-несучок [373].

6.2 Дослідження ефективності згодовування біомаси *Lemna minor* молодняком курей

Для з'ясування привабливості та ефективності біомаси ряски, вирощеної за контрольованих умов, проведені дослідження впливу її добавки на ріст і показники продуктивності молодняку курей в умовах малого фермерського господарства.

У дослідженнях використовували курчат віком 21 доба, яких поділили на три групи. Особини контрольної групи отримували лише корм відповідно до раціону. Курчатам групи Д1 додавали до раціону подрібнені рослини *Lemna minor* у кількості 10 г на 1 кг маси тіла, тваринам групи Д2 забезпечували вільний доступ до годівниці з ряскою для споживання біомаси рослини в необмеженій кількості. Тривалість досліду становила 21 добу. Отримані результати досліджень відображено в табл. 6.1.

Результати досліджень свідчать, що курчата груп Д1 і Д2, які отримували ряску додатково до раціону, загалом характеризувалися більшими приростами живої маси в процесі експерименту порівняно з особинами контрольної групи (див. табл. 6.1). Проте суттєвих відмінностей у збільшенні живої маси між курчатами груп Д1 і Д2 не виявлено. Зокрема, на 14-ту добу досліду приріст маси курчат контрольної групи становив 13 %, а груп Д1 і Д2 відповідно 18,8 % і 20,1 % ($p < 0,05$). На 21-шу добу досліду приріст живої маси курчат контрольної групи становив у середньому 57 г (на 22,5 % більше від початкової маси, $p < 0,05$), а дослідних груп відповідно 72 г і 79 г, або на 30 % і 31,8 % більше ($p < 0,01$) порівняно з масою тварин перед початком експерименту.

Таблиця 6.1

**Жива маса курчат контрольної групи і курчат, які отримували з кормом
біомасу рослин *Lemna minor* ($M \pm n$, $n=10$)**

Умови досліджень		Перед початком дослідю	7-ма доба дослідю	14-та доба дослідю	21-ша доба дослідю
Контроль	Жива маса, г	253±14	274±15	286±16	310±17*
	Середній приріст, г	-	21	33	57
Д1	Жива маса, г	240±13	270±15	285±16*	312±17**
	Середній приріст, г	-	30	45	72
Д2	Жива маса, г	248±14	280±17	298±17*	327±18**
	Середній приріст, г	-	32	50	79

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць у значеннях показників порівняно з контролем (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Якщо прийняти приріст живої маси курчат контрольної групи за 100 %, то приріст живої маси курчат, які отримували ряску, становить у групах Д1 і Д2 відповідно 122,8 % і 138,6 %, тобто зростає на 22,8 % і 38,6 %.

Висновки до розділу 6

Доведено позитивний ефект від згодовування біомаси *Lemna minor*, який полягає у збільшенні інтенсивності росту курей упродовж перших двох місяців життя, може становити потенційну загрозу у випадку наявності високих концентрацій важких металів у середовищі культивування рослин.

Рослини *Lemna minor* є значним джерелом білка, мікроелементів та антиоксидантів, що зумовлює їх значний потенціал для годівлі птиці та інших видів сільськогосподарських тварин.

Оскільки ряску можна легко вирощувати під час ведення фермерського господарства, у тому числі з використанням стічних вод тваринницьких ферм, застосування біомаси рослини (за умов аналізу її хімічного складу) у живленні птиці може забезпечити отримання економічного ефекту у птахівництві.

Враховуючи вагомий ресурс плейстофітону у годівлі тварин, і не лише курей, стає очевидним, що для з'ясування можливості його використання слід застосовувати конкретні фітоіндикаційні показники стану водойм, де вони активно вегетують.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 6

366. Muzaffarov A. M., Taubayev T., Abdiyev M. The use of *Lemna minor* L. for poultry feeding. *Usbekskii biologicheskii zournal (USSR)*. 1968. Vol. 12, N 3. P. 44–46.
367. Rusoff L. L., Blakeney E. W., Culley D. D. Duckweeds (*Lemnaceae* family) : a potential source of protein and amino acids. *J. agric. food chem.* 1980. Vol. 28, N 4. P. 848–850.
368. Антоняк Г., Яремко О. Характеристика ряски малої та її значення для сільського господарства. *Вісник Львівського національного аграрного університету : агрономія*. 2010. № 14 (2). С. 16–19.
369. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Перспективи використання ряски малої (*Lemna minor* L.) у тваринництві. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета : 5-й Міжнар. екол. форум, 21-22 лист. 2013 р. : тези доп. Херсон, 2013. С. 437 – 439.*
370. Compensatory growth in broiler chicks fed on *Lemna gibba* / Haustein A. T., et al. *Br. j. nutr.* 1992. Vol. 68. P. 329–335.
371. Duckweed, a useful strategy for feeding chickens in third world countriesm: Performance of layers fed with sewage growth *Lemnacea* / Haustein A. T., et al. *Poultry sci.* 1990. Vol. 69. P. 1835–1844.
372. Men B. X., Ogle B., Lindberg J. E. Use of duckweed as a protein supplement for growing ducks. *Anim. sci.* 2001. Vol. 14, N 12. P. 1741–1746.
373. Men B. X., Ogle B., Lindberg J. E. Use of duckweed as a protein supplement for breeding ducks. *Asian-aust. j. anim. sci.* 2002. Vol. 15, N 6. P. 866–871.

ВИСНОВКИ

Дослідженнями з'ясовано рівні екобезпеки лотичних водойм верхньої частини басейну Західного Бугу на території Львівського східного району Пасмового Побужжя, а також оцінено екобезпеку питного водопостачання. У природних біотопах представників Ряскових (*Lemnoideae*) і в лабораторних умовах вивчені екобіохімічні особливості рослин роду *Lemna*, досліджено динаміку морфологічних і біохімічних показників *Lemna minor* залежно від рівня забруднення природних водойм та наявності Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) у середовищі росту рослин, доведена доцільність застосування показників метаболізму *Lemna minor* у біоіндикації водного середовища. На основі проведеного дослідження можна зробити такі висновки:

1. Екологічний стан суходільних гідроекосистем є загрозовано небезпечним і створює ризик втрати питних водних ресурсів Західного Лісостепу. Проте глибокого дослідження, узагальнення інформації щодо чинників забруднення вод, методики й способів його біоіндикаційної оцінки та спеціальних рекомендацій щодо способів поліпшення екоситуації в лотичних гідроекосистемах верхнього басейну Західного Бугу немає.

2. Аналіз проб води, відібраних із водойм на території Львівщини (Жовківський район, стави м. Дубляни і с. Великі Грибовичі), свідчить про їхнє значне специфічне забруднення. Перевищення значень ГДК щодо вмісту амонію становить відповідно 2,60 і 2,46 рази, фосфатів – 2,3 і 1,8 рази, Феруму – 46 і 3,4 рази. Зазначені показники води в озері Світязь (Волинська область) не перевищують нормативних рівнів.

3. За результатами біохімічного аналізу гомогенату фітомаси представників Ряскових (*Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Spirodela polyrhiza*), поширених у водоймах Жовківського району, встановлено, що в рослинах *Lemna minor* вміст протеїнів і ліпідів є найбільшим, а клітковини – найменшим порівняно з іншими видами. Вміст крохмалю є найменшим у рослинах *Lemna trisulca*. Вміст Кальцію і Фосфору найбільший у рослинах *Spirodela polyrhiza*, а Натрію і Калію – у

рослинах *Lemna minor*. Тому фітомаса гідатофітів є багатою на поживні речовини й мінеральні елементи, яких потребують консументи гідроекосистеми і водоплавні птахи.

4. Активність ензимів антиоксидантної системи, рівень процесів ПОЛ, концентрація протеїну і крохмалю в рослинах *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza* характеризуються сезонними змінами. Найменший вміст продуктів ПОЛ і супероксиддисмутазну активність зафіксовано в травні, а найбільші значення цих показників – у жовтні; каталазна і аскорбатпероксидазна активності досягають високого рівня у весняний період, зменшуються влітку і знову зростають у жовтні; активність глутатіонпероксидази і глутатіонредуктази та вміст відновленого глутатіону зростають упродовж літніх місяців і зменшуються восени; вміст протеїну в рослинах *Lemna minor* у травні більший ($p < 0,05$), а крохмалю – менший ($p < 0,001$), ніж у жовтні.

5. Встановлено відмінності у значеннях морфологічних показників рослин *Lemna minor* за умов росту в природних водоймах з різним рівнем забруднення та за умов культивування в лабораторії. Рослини, відібрані зі забруднених водойм, характеризуються меншою довжиною кореня ($p < 0,05$), а часто – його відсутністю, динамікою до зменшення біомаси, кількості та розмірів лопатей порівняно з рослинами, що ростуть у незабрудненому водному середовищі.

6. У рослинах *Lemna minor*, відібраних із озера та ставів м. Дубляни і с. Великі Грибовичі, встановлено відмінності в концентрації Cd, Pb, Cr, Co ($p < 0,05–0,001$) залежно від вмісту цих металів у воді зазначених водойм. З'ясовані видові особливості акумуляції металів у рослинах *Lemna minor* та *Spirodela polyrhiza*, які полягають у більшій здатності *Spirodela polyrhiza* до накопичення Cd і Pb ($p < 0,01–0,001$) порівняно з *Lemna minor*. Коефіцієнт біоаккумуляції (КБ) Pb в рослинах *Spirodela polyrhiza* і *Lemna minor* перевищує 1 000, а Cd в рослинах *Spirodela polyrhiza* близький до 1 000; у рослинах *Lemna minor* КБ перевищує 500 у водоймах з концентрацією Cd 2,2–2,7 мкг/л, а за більшого вмісту Cd у воді (8,0–8,9 мкг/л) КБ зменшується до 242–276. Рослини *Lemna minor* і *Spirodela polyrhiza*

характеризуються низьким рівнем акумуляції Co, а КБ цього елемента змінюється від 183 до 128 за вмісту Co у водоймах 6,19–12,33 мкг/л.

7. Акумуляція металів із середовища культивування супроводжується порушенням метаболізму та фізіологічними змінами в рослинах *Lemna minor*. За концентрації 0,5 мг/л Cd, Pb, Cr(VI) знижується інтенсивність забарвлення лопатей, відбувається їх роз'єднання, розвивається хлороз і спостерігаються некротичні зміни. За умов 7-добового культивування за наявності Cd, Pb, Cr(VI) зменшуються біомаса рослин, кількість лопатей, довжина і кількість коренів. Найвиразніші зміни відбуваються за концентрації металів 0,5 мг/л ($p < 0,01-0,001$).

8. За концентрації Cd^{2+} 0,1 і 0,2 мг/л активність СОД у клітинах *Lemna minor* зростає у 4,1 і 2,2 раза ($p < 0,001$), а за вмісту Cd^{2+} 0,5 мг/л – зменшується ($p < 0,05$). За концентрації 0,04 і 0,1 мг/л Кадмій зумовлює збільшення каталазної активності відповідно в 1,3 та 1,6 раза ($p < 0,05-0,01$), а зі збільшенням концентрації інгібує активність ензиму ($p < 0,05-0,001$). За наявності Pb^{2+} характерне дозозалежне збільшення активності СОД у діапазоні концентрацій 0,2–2,0 мг/л ($p < 0,01-0,001$), а за вмісту Pb^{2+} 5,0 мг/л активність СОД залишається на 41,8% більшою від контролю ($p < 0,05$). Каталазна активність перевищує контроль за наявності 0,2–1,0 мг/л Pb^{2+} ($p < 0,01-0,011$), але зменшується за вмісту Pb^{2+} 5,0 мг/л ($p < 0,05$). Хром (VI) за концентрацій 0,1, 0,2 і 0,5 мг/л зумовлює збільшення активності СОД відповідно у 2,3, 2,4 і 1,5 раза ($p < 0,001-0,01$), а за більших концентрацій Cr(VI) активність ензиму пригнічується ($p < 0,05$). Каталазна активність інгібується за вмісту Cr(VI) у середовищі на рівні 0,5–2,5 мг/л ($p < 0,05-0,01$).

9. Фітомаса *Lemna minor* є ефективним кормом для птиці і тварин, які охоче споживають її впродовж усього періоду вегетації рослин. Зокрема, наші дослідження показали, що згодовування її курчатам упродовж 21 доби, починаючи з 3-тижневого віку, у кількості 10 г/кг або без обмежень сприяє збільшенню живої маси молодняку відповідно на 7,5% і 9,4%. За концентрації досліджених важких металів, а також не досліджуваних нами поллютантів у водоймах та фітомасі гідатофітів вірогідне потрапляння їх в організм тварин спричинить біомагніфікацію та передачу поллютантів харчовим ланцюгом аж до людини.

10. Враховуючи вагомий потенціал плейстофітону у годівлі тварин, і не лише курей, стає очевидним, що для з'ясування можливості його використання слід застосовувати конкретні фітоіндикаційні показники стану водойм, де вони активно вегетують.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

З метою оцінювання ступеня забруднення лотичних водойм верхньої частини басейну Західного Бугу на території Львівського східного району Пасмового Побужжя доцільно використовувати як біоіндикаційні показники параметри метаболізму представників Ряскових (*Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Spirodela polyrhiza*).

Рекомендовано згодовувати свійській птиці фітомасу Ряскових у необмеженій кількості для збільшення приросту живої маси тварин за умови негативного результату біотестування водойм на предмет забруднення Кадмієм, Плюмбумом, Хромом.

Для екобезпечного згодовування плейстофітону тваринам та з'ясування можливості його використання слід застосовувати фітоіндикаційні показники стану водойм, де вони активно вегетують, за встановленими критеріями.

Д О Д А Т К И

Додаток А

Рисунки до розділу 1

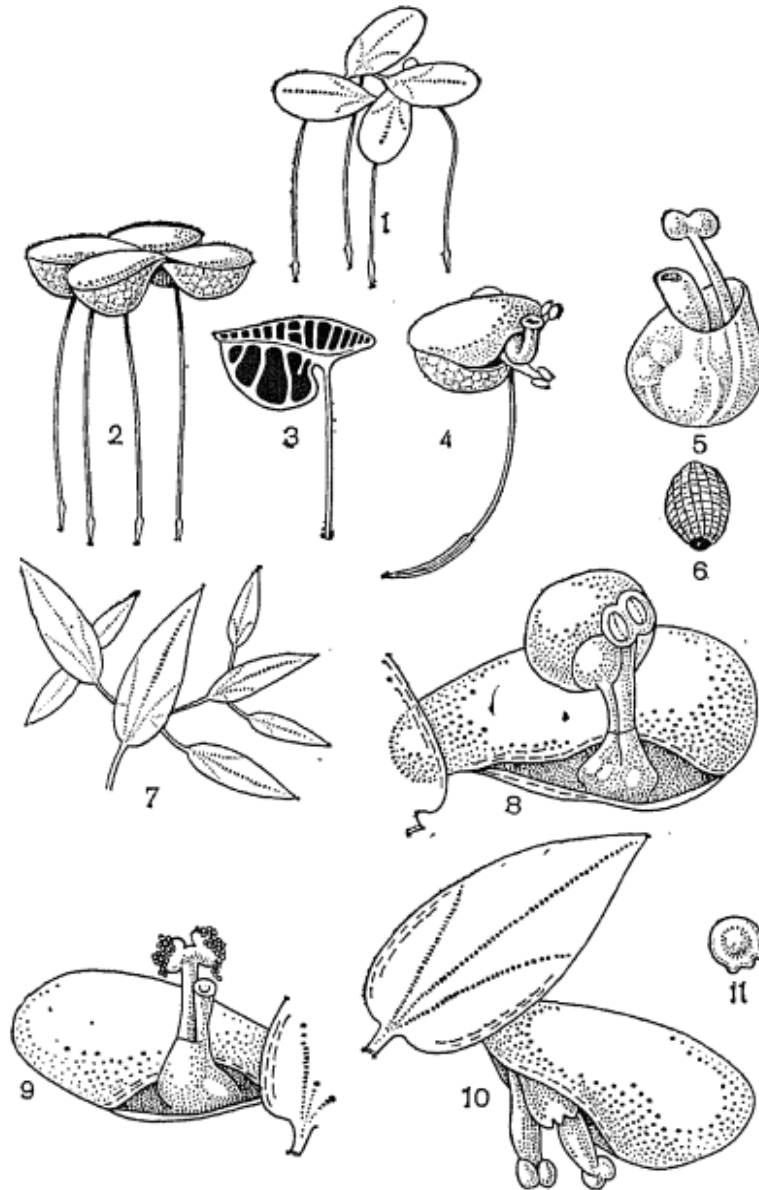


Рис. А.1. Види ряски, розповсюджені у водоймах і водотоках України (графічне зображення): 1 – ряска мала (*L. minor* L.) – загальний вигляд групи лопатей; 2–6 – ряска горбата (*L. gibba* L.) (2 – група лопатей; 3 – поздовжній розріз лопаті; 4 – лопать, яка цвіте; 5 – суцвіття, оточене покривалом; 6 – плід); 7–11 – ряска тридольна (*L. trisulca* L.) (7 – група лопатей; 8 – лопать, яка цвіте, перед дозріванням пилку чоловічої квітки; 9 – лопать, яка цвіте, у період дозрівання пилку; 10 – закінчення цвітіння, поява плода; 11 – плід) (Landolt, 1986).

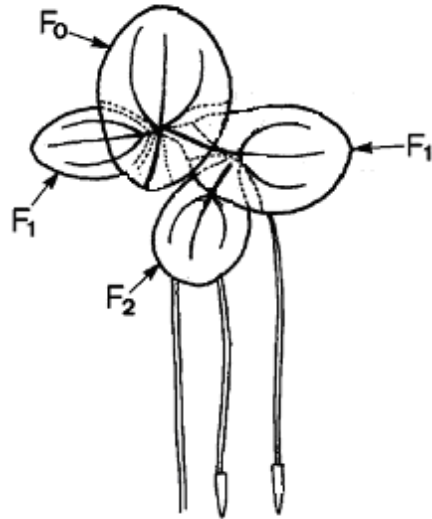


Рис. А.2. Схематичне зображення процесу вегетативного розмноження Ряскових:
 F_0 – материнська особина, F_1 і F_2 – дочірні лопаті (Landolt, 1986).

Додаток Б
Рисунки до розділу 3



Рис. Б.1. Інтенсивність розповсюдження представників Ряскових на поверхні
водойм, розташованих у м. Дубляни:

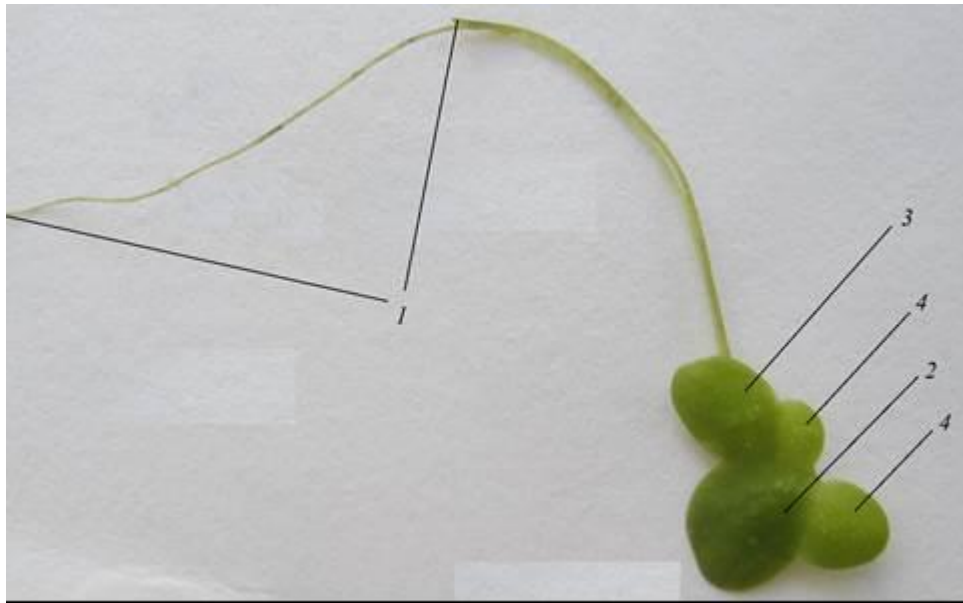
А – став № 1; Б – став № 2 (у парковій зоні ЛНАУ).



Рис. Б.1 (продовження). Інтенсивність розповсюдження представників Ряскових на поверхні водойм, розташованих у м. Дубляни:

В – озеро на території м. Дубляни; Г – *S. polyrhiza* та *L. minor* виявляються, головним чином, у прибережній зоні озера.

Додаток В
Рисунки до розділу 4



А)



Б)

Рис. В.1. Ряска мала (*Lemna minor* L.):

А – будова рослини (1-корінець; 2, 3 – листок-стебло з корінцем; 4 – дочірні особини); Б – фото рослин *Lemna minor* за культивування в лабораторних умовах.



А)



Б)

Рис. В.2. Природні біотопи *Letna minor* на території м. Дубляни Жовківського району Львівської області:

А, Б – ставки, в яких рослини ряски повністю вкривають поверхню.



Рис. В.2 (продовження). Природні біотопи *Lemna minor* на території м. Дубляни Жовківського району Львівської області:

В – колонії ряски у прибережній зоні ставка; Г – колонії ряски у формі острівців у невеликій водоймі в парку Львівського національного аграрного університету.



Рис. В.3. Суцільний покрив з ряски малої на поверхні водойми: А – ставок на території м. Дубляни; Б – збільшене фотозображення щільної плівки, утвореної з рослин *Lemna minor*.

Додаток Д
Таблиці й рисунки до розділу 4

Таблиця Д.1

Вміст ТБК-активних продуктів і супероксиддисмутазна активність у клітинах
Lemna minor, *Spirodela polyrhiza* і *Nuphar lutea* ($M \pm m$)

Показник	Місяць	<i>Lemna minor</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Nuphar lutea</i>
ТБК-активні продукти, нмоль/г сирої тканини	травень	8,45±0,60	9,12±0,54	-
	липень	11,71±0,82*	14,10±0,93**	22,40±1,29
	вересень	9,26±0,55	12,83±0,79	17,92±1,20*
	жовтень	12,17±0,86*	16,92±1,18*	-
Супероксиддисмутаза, ум. од./хв на 1 мг білка	травень	7,48±0,42	8,35±0,46	-
	липень	9,64±0,70*	12,32±0,75*	-
	жовтень	10,89±0,84	16,20±0,91*	-

Примітка. *, ** – вірогідність різниць у значенні показника в клітинах кожної з рослин порівняно з попереднім місяцем: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$.

Таблиця Д.2

Активність каталази, аскорбатзалежної пероксидази і глутатіонпероксидази в клітинах водяних рослин макрофітів ($M \pm m$)

Рослина	квітень	травень	червень	липень	вересень	жовтень
Каталаза (мкмоль H_2O_2 /хв на 1 мг білка)						
<i>L. minor</i>	4,82± 0,31	3,16± 0,24**	1,80± 0,10**	2,02± 0,11	2,35± 0,15	3,70± 0,22**
<i>S. polyrhiza</i>	6,72± 0,47	3,74± 0,28***	2,06± 0,18**	2,16± 0,14	2,71± 0,18	4,19± 0,24**
<i>N. lutea</i>	-	-	5,80± 0,38	5,32± 0,35	7,54± 0,51*	-
Аскорбатзалежна пероксидаза (мкмоль/хв на 1 мг білка)						
<i>L. minor</i>	3,560± 0,23	2,97± 0,16	2,41± 0,14*	2,52± 0,22	3,12± 0,17	4,73± 0,29**
<i>S. polyrhiza</i>	-	5,12± 0,38	3,44± 0,31*	4,19± 0,35	7,11± 0,43**	7,32± 0,52
Глутатіонзалежна пероксидаза (мкмоль/хв на 1 мг білка)						
<i>L. minor</i>	0,372± 0,020	0,457± 0,026	0,544± 0,032	0,570± 0,035	0,438± 0,027*	0,314± 0,017*
<i>S. polyrhiza</i>	-	0,154± 0,011	0,230± 0,018*	0,291± 0,016	0,184± 0,013	0,097± 0,008**

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць між показниками, встановленими впродовж суміжних місяців (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Таблиця Д.3

Глутатіонредуктазна активність і вміст відновленого глутатіону в клітинах
водяних рослин-макрофітів ($M \pm m$)

Показник	Місяць	<i>Lemna minor</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>
Глутатіонредуктаза, нмоль NADPH/хв на 1 мг білка	травень	10,34±0,64	12,70±0,82
	липень	16,41±0,96**	17,10±1,32*
	жовтень	8,26±0,49***	9,13±0,51**
Відновлений глутатіон, нмоль/г сирої тканини	травень	7,25±0,50	8,41±0,62
	липень	12,90±0,83**	15,34±1,12**
	жовтень	9,72±0,58*	12,20±0,95

Примітка. *, **, *** – вірогідність різниць у значенні показника в клітинах кожної з рослин порівняно з попереднім місяцем (* – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$).

Додаток Е

Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації (зазначаються назви конференції, конгресу, симпозіуму, семінару, школи, місце та дата проведення, форма участі)

Статті у наукових фахових виданнях

1. Яремко О., Антоняк Г., Панас Н. Якість питної води у системі водопостачання міста Дубляни Жовківського району Львівської області. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2009. № 13. С. 78–81.

2. Антоняк Г., Яремко О. Характеристика ряски малої та її значення для сільського господарства. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2010. № 14 (2). С. 16–19.

3. Яремко О., Антоняк Г. Екологічна характеристика ряскових (*Lemnoideae*). *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2011. № 15 (1). С. 73–83.

4. Яремко О., Антоняк Г. Вплив важких металів на активність каталази у клітинах ряски малої (*Lemna minor* L.). *Вісник Львівського національного аграрного університету : агрономія*. 2012. № 16. С. 62–66.

5. Біологічна доступність металів та їх акумуляція в тканинах рослин / Г. Л. Антоняк, З. І. Мамчур, О. І. Першин, О. Є. Бубис, Т. В. Кордош. *Вісник проблем біології і медицини*. 2015. Вип. 3, т. 2 (123). С. 11–16.

Статті у наукових виданнях, що входять до міжнародних наукометричних баз

6. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Вплив Кадмію, Плюмбуму і Хрому (VI) на активність ензимів антиоксидантної системи в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2014. Вип. 65. С. 161–169.

7. Бубис О. Є. Водяні рослини та їх екологічна роль. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій ім. С. З. Гжицького*. 2015. Т. 17, № 1 (61), ч. 1. С. 258–264.

8. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів / Г. Л. Антоняк, Т. В. Багдай, О. І. Першин, О. Є. Бубис, Н. Є. Панас, Н. П. Олексюк. *Біологія тварин*. 2015. Т. 17, № 2. С. 9–24.

Інші статті

9. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Моніторинг забруднення водних біогеоценозів різного рівня антропогенного навантаження. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва. Агрономія*. 2011. Ч. 1, № 75. С. 190–195.

10. Сучасний стан та екологічні проблеми водних ресурсів України / В. В. Снітинський, Г. Л. Антоняк, Т. В. Багдай, О. Є. Бубис, Н. Є. Панас. *Журнал агробіології та екології*. 2014. Т. 4, № 1. С. 9–16.

Інші публікації

11. Яремко О. Є. Процеси метаболізму в рослинах родини *Aristolochiaceae*. *Студентська молодь і науковий прогрес в АПК* : тези доп. Міжнар. студент. наук. форуму, 26–28 верес. 2006 р. Львів, 2006. С. 5.

12. Ментух О., Яремко О., Антоняк Г. Показники процесів пероксидного окиснення ліпідів і антиоксидантного статусу клітин наперстянки. *Сучасний стан та перспективи розвитку біо- і агроценозів в умовах постійного техногенного забруднення* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. конф. за результатами аспірант. і студент. досліджень, 19–20 жовт. 2006 р. Трускавець ; Дрогобич, 2006. С. 66–70.

13. Антоняк Г., Яремко О. Показники якості води деяких артезіанських свердловин у системі господарсько-питного водопостачання Львівщини. *Шляхи підвищення ефективності використання агроресурсного потенціалу* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. форуму, 23–25 верес. 2009 р. Львів, 2009. С. 66–70.

14. Яремко О. Є. Доцільність використання біологічного виду *Lemna minor* у сільському господарстві України. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва* : тези доп. IV Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених, 1–4 черв. 2010 р. Сколе, 2010. С. 166–168.

15. Яремко О., Антоняк Г. Ряска мала (*Lemna minor* L.) як кормова добавка в годівлі сільськогосподарських тварин. *Перспективні напрями розвитку галузей АПК і підвищення ефективності наукового забезпечення агропромислового виробництва* : тези доп. II Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених, 15–16 верес. 2010 р. Тернопіль, 2010. С. 131.

16. Яремко О., Костюк О. Оцінка забезпечення населення якісною питною водою. *Студентська молодь і науковий прогрес в АПК* : тези доп. Міжнар. студент. наук. форуму, 22–24 верес. 2010 р. Львів, 2010. С. 49.

17. Антоняк Г., Яремко О., Костюк О. Оцінка забезпечення населення якісною питною водою. *Наукові і практичні аспекти агропромислового виробництва та розвитку сільських регіонів* : матеріали Міжнар. наук.-практ. форуму, 22–24 верес. 2010 р. Львів, 2010. С. 16–20.

18. Яремко О. Є. Еколого-біохімічні особливості метаболізму рослин роду ряска (*Lemna* L.). X Український біохімічний з'їзд, 13-17 верес. 2010 р. : тези доп. Одеса, 2010. С. 259.

19. Яремко О. Є., Антоняк Г. Л. Екологічний моніторинг деяких водних об'єктів Львівської і Волинської областей. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування* : тези доп. III Міжнар. наук.-практ. студент. конф., 16–17 лист. 2010 р. Львів, 2010. С. 82–83.

20. Яремко О. Е., Антоняк Г. Л. Перспективы использования ряски (*Lemna minor* L.) в сельском хозяйстве. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды* : тез. докл. IV Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2011 г. Минск, 2011. С. 212.

21. Yaremko O. E., Antonyak H. L. The using of duckweed (*Lemna minor* L.) in the feeding of farm animals. *Fizjologia i biochemia w żywieniu zwierząt* : VIII konferencja młodych badaczy, 19–20 wrzes. 2011 r. Warszawa, 2011. S. 107–108.

22. Яремко О., Антоняк Г. Ряска мала (*Lemna minor* L.) – цінна кормова рослина. *Роль науки у підвищенні технологічного рівня і ефективності АПК України* : тези доп. II Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю, 16–18 трав. 2012 р. Тернопіль, 2012. С. 181–183.

23. Яремко О. Є. Екологічні аспекти використання рослини ряска мала (*Lemna minor* L.) в сільському господарстві. *Агропромислове виробництво України – стан та перспективи розвитку* : матеріали VIII Всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених і спеціалістів, 31 трав. – 1 черв. 2012 р. Кіровоград, 2012. С. 97–99.

24. Яремко О., Антоняк Г. Використання рослин роду ряска (*Lemna minor* L.) у кормовиробництві. *Теоретичні основи і практичні аспекти використання ресурсоощадних технологій для підвищення ефективності агропромислового виробництва і розвитку сільських територій* : матеріали Міжнар. наук.-практ. форуму, 18–21 верес. 2012 р. Львів, 2012. С. 76–79.

25. Бубис О. Є., Антоняк Г. Л. Перспективи використання ряски малої (*Lemna minor* L.) у тваринництві. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета* : тези доп. 5-го Міжнар. екол. форуму, 21–22 лист. 2013 р. Херсон, 2013. С. 437–439.

26. Бубис О., Антоняк Г. Вплив важких металів на активність супероксиддисмутази і каталази в клітинах ряски (*Lemna minor* L.). *Молодь і поступ біології* : тези доп. X Міжнар. наук. конф. студентів та аспірантів. Львів, 2014. С. 103–104.

27. Ланчевич Г., Шеремета М., Бубис О. Екологічна характеристика ріки Дністра у районі міста Миколаєва (Львівська область). *Молодь і поступ біології* : тези доп. XI Міжнар. наук. конф. студентів і аспірантів, 20–23 квіт. 2015 р. Львів : СПОЛОМ, 2015. С. 256–257.

28. The present state of water resources in Lviv region / T. V. Bahday, O. E. Bubys, T. V. Kordosh, O. J. Dumych, O. N. Savytska, H. L. Antonyak. *Ресурси природних вод Карпатського регіону (проблеми охорони та раціонального використання)* : матеріали XIV Міжнар. наук.-практ. конф., 28–29 трав. 2015 р. Львів, 2015. С. 6–7.



ДЕРЖАВНЕ АГЕНТСТВО ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ЛЬВІВСЬКЕ ОБЛАСНЕ УПРАВЛІННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ
“ЛЬВІВСЬКЕ ОБЛВОДРЕСУРСІВ”

79017, м.Львів, вул.Родина Крушельницьких, 14, тел.2999-277, тел./факс: 275-10-28
e-mail:lvivvodgosp@ukrpost.ua, lvivvodres@gmail.com
Р/р 35219063000386 в ДКСУ м. Київ, МФО 820172, ЄДРПОУ 01038909

Від 24.04.2017

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційного дослідження здобувача
кафедри екології Львівського національного аграрного університету
Бубис Ольги Євгенівни

Довідка видана Бубис О.Є. про те, що окремі положення і результати її дисертаційної роботи на тему «Екотоксикологічні механізми впливу важких металів на процеси метаболізму в клітинах рослин плейстофітону» розглянуті Львівським обласним управлінням водних ресурсів і отримали схвальну оцінку.

Зокрема, заслуговують на увагу сформульовані за результатами наукових досліджень пропозиції, що стосуються:

- удосконалення екологічної оцінки та біоіндикації стану прісних водойм у моніторингових програмах захисту та збереження біорізноманіття водних ресурсів;
- використання рослин *Lemnoideae* як біоіндикаторів стану водного середовища під час санітарно-біологічної оцінки водних об'єктів, для оцінки ступеня евтрофікації водойм і водотоків;
- використання рослин *Lemna minor* L. для очищення стічних вод та фітореMediaції водного середовища, оскільки вони здатні накопичувати окремі органічні поллютанти, пестициди, важкі метали.

Матеріали дисертаційної роботи мають науковий характер і практичну цінність.

Довідка видана для пред'явлення у спеціалізовану вчену раду за місцем захисту Бубис О.Є. кандидатської дисертації.

В.о. начальника Львівського
обласного управління
водних ресурсів



О.А. Цюра

ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ «ЗАГАЇ»

Львівська обл., Кам'янка-Бузький р-н, с. Жовтанці

Вих. № 10 від 19.04 2017 р.

ДОВІДКА

**про впровадження результатів дисертаційного дослідження
здобувача кафедри екології Львівського національного аграрного
університету Бубис Ольги Євгенівни**

Видана Бубис О.Є. про те, що результати дисертаційної роботи на тему «Екотоксикологічні механізми впливу важких металів на процеси метаболізму в клітинах рослин плейстофітону» використані у діяльності ТОВ «Загаї» при розробці системного комплексу вигодовування птиці з використанням біологічного корму – рослин ряски малої, яка має такі переваги:

- отримання економічного ефекту у птахівництві, оскільки ряску можна легко вирощувати під час ведення сільськогосподарського виробництва, у тому числі з використанням стічних вод тваринницьких ферм, застосування біомаси рослини (за умов аналізу її хімічного складу) в живленні птиці;
- досягнення позитивного ефекту від згодовування біомаси *Lemna minor*, який полягає у збільшенні інтенсивності росту курей упродовж перших 2-х місяців життя.

Матеріали дисертаційної роботи мають науковий характер і впровадженні у виробництво.

Довідка видана для пред'явлення у спеціалізовану вчену раду за місцем захисту дисертаційної роботи Бубис О.Є.

Керівник ТОВ «Загаї»



Тивонюк М. І.



**Львівський національний
аграрний університет**

*01-35-03-578.1
26.04.2017р.*

ДОВІДКА

**про впровадження результатів дисертаційного дослідження
здобувача кафедри екології Львівського національного аграрного
університету Бубис Ольги Євгеніївни**

Видана Бубис О.Є. про те, що результати наукових досліджень за темою дисертації «Екотоксикологічні механізми впливу важких металів на процеси метаболізму в клітинах рослин плейстофітону» використовуються у навчальному процесі Львівського національного аграрного університету при читанні курсів «Гідробіологія», «Гідроекологія», «Екотоксикологія», «Моніторинг навколишнього середовища», «Технології заготівлі і використання кормів» та «Екологізація технологічних процесів у кормовиробництві» студентам факультету агротехнологій та екології.

Довідка видана для пред'явлення у спеціалізовану вчену раду за місцем захисту дисертаційної роботи.

Проректор з наукової роботи

д.е.н., доцент



І.Б. Яців