

Я. І. Залізник

кафедра екології та безпеки життєдіяльності
Уманський національний університет садівництва
Умань, Україна, аспірант
yana.bezussyak@gmail.com

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ХЗЗР НА ТРАНСФОРМАЦІЮ ВОДНИХ ГЕОСИСТЕМ

***Анотація:** одним із ефективних методів у водоохоронній практиці, який дозволяє вирішити проблеми надходження до поверхневих водних об'єктів екологічно небезпечних забруднювальних речовин, хімічних засобів захисту рослин є токсикологічна оцінка якості води за допомогою методу біотестування, результати якого застосовують при моніторингу водних об'єктів. Запропоновано визначення гострого токсичного впливу у порівнянні з контролем на фітопланктон небезпечних відходів – пестицидних препаратів, що дозволило встановити негативні наслідки для нормального функціонування мікроводоростей*

***Ключові слова:** фітопланктон, водні ресурси, пестицидні препарати, ХЗЗР, біотестування, індикатор, моніторинг, мультиспектральний метод*

Я. И. Зализник

Уманский национальный университет садоводства, Украина

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ХСЗР НА ТРАНСФОРМАЦИЮ ВОДНЫХ ГЭОСИСТЕМ

***Аннотация:** одним из эффективных методов в водоохранной практике, который позволяет решить проблемы поступления в поверхностных водных объектов экологически опасных загрязняющих веществ, является*

токсикологическая оценка качества воды с помощью метода биотестирования, результаты которого применяют при мониторинге водных объектов. Предложено определение острого токсического воздействия по сравнению с контролем на фитопланктон опасных отходов - пестицидных препаратов, что позволило установить негативные последствия для нормального функционирования микроводорослей

***Ключевые слова:** фитопланктон, водные ресурсы, пестицидные препараты, ХСЗР, биотестирование, индикатор, мониторинг, мультиспектральный метод*

Ya. I. Zaliznyak

Uman National University of Horticulture, Ukraine

INVESTIGATION OF THE CHEMICAL PLANT PROTECTION PROBLEMS ON TRANSFORMATION OF WATER GEOSYSTEMS

***Abstract:** one of the effective methods in water conservation practice, which allows solving the problem of access to surface water bodies of environmentally hazardous pollutants, is the toxicological assessment of the quality of water through the method of biotesting, the results of which are used in monitoring water objects. The definition of acute toxic effects in comparison with control on phytoplankton of hazardous waste - pesticide preparations, which has allowed to establish negative consequences for normal functioning of microalgae*

***Key words:** phytoplankton, water resources, pesticide preparations, CZZR, bioassay, indicator, monitoring, multispectral method*

Постановка проблеми. Усі води нашої планети є важливим компонентом для забезпечення життєдіяльності всіх живих організмів та перебігу необхідних процесів. Але наразі за рахунок викидів недостатньо

очищених стічних вод у водні екосистеми, розташування поблизу водойм сільськогосподарських угідь, використання різноманітних хімічних засобів захисту рослин, мінеральних добрив відбувається значне їх забруднення. Особливо небезпечною виявляється хімізація сільського господарства при порушеннях технологічних норм зберігання та застосування хімічних речовин. Найбільш поширеними групами пестицидів є гербіциди, що вживаються для боротьби з бур'янами, інсектициди - препарати для знищення шкідливих комах у сільськогосподарських культурах та фунгіциди - засоби проти грибних захворювань рослин. Ще більше поступає в ґрунт мінеральних добрив. При розмиванні дощовими водами шкідливі хімічні речовини інфільтруються у ґрунт і підґрунтя, забруднюють підґрунтові води, змиваються у поверхневі водоймища та водотоки. Деякі пестициди дуже стійкі і зберігаються у ґрунті понад 10 років [1]. Тому важливо підтримувати якість даного природного ресурсу. Води являють собою цінне надбання кожної держави, і є визначальними для розвитку промисловості та загального комплексу різних галузей господарства України.

Водні ресурси зазнають забрудненості за рахунок внесення тих речовин або енергії, які не є природними і призводять до порушень функцій екосистеми, а також зменшує її продуктивність та чисельність біорізноманіття. Оскільки у води скидаються стічні води з підприємств, то туди можуть потрапляти і акумулюватися ті забрудники, які є досить стійкими і які практично не розкладаються (наприклад, ДДТ) під час перебігу природних процесів. Також сюди можна віднести ті забрудники, які засвоюються природними механізмами (фосфати, нітрити, нітрати) у кількостях, які руйнують стабільність водних екосистем та їх здатність до самовідновлення [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. На думку Писаренка В. Н., [3] найбільший негативний вплив від використання ХЗЗР полягає у застосуванні цих речовин саме у вигляді препаративних форм. Він виділяє інтегровані системи захисту, які мають охоронний характер. Виконання комплексу профілактичних прийомів, які входять у системи, мають створювати умови, що

пригнічують популяції шкідників і збудників хвороб та позбавляти їх можливості зберігатися у резерваціях в несприятливі періоди року. Поряд з цим системи мають передбачати використання стійких сортів і гібридів, а також активні методи боротьби з шкідливими організмами при умові зменшення негативної післядії хімічних препаратів. Колесник Н. Л. зазначає, що загалом, ефект впливу пестицидів на фітопланктон залежить від того, в якій формі вони потрапили у водойму. Наприклад, перебуваючи в розчиненому або завислому стані, пестициди викликають менший токсичний ефект, ніж у поєднанні з іншими речовинами [4].

Застосування пестицидів на думку Васильєва В.П., Кавецького В.М., Бублик Л.І. слід розглядати як один із засобів управління якістю агроєкосистеми, основується на порівнянні пестицидного навантаження із здатністю території до самоочищення [5]. При цьому слід попередньо оцінювати рівень потенційної небезпеки запланованої системи заходів боротьби із шкідливими організмами для людини і оточуючого середовища. Красільнікова Т. зазначає, що оскільки пестициди мають здатність акумулюватися та просочуватися до рівня ґрунтових вод, то одним із заходів попередження цього процесу є дотримання рекомендацій щодо їх застосування лише в тих кількостях, які безпосередньо потребують агроєкосистеми [6].

У працях [7-11] зазначаються загальні проблеми застосування пестицидів в Україні та наслідки їх використання, які відображаються у порушенні нормального функціонування окремих елементів біосфери. Зокрема вчені виділяють нестабільність функціонування водних екосистем та порушення нормальної життєдіяльності водних організмів. За рахунок таких порушень води втрачають здатність до самовідновлення та самоочищення.

Проаналізувавши наслідки хімізації сільського господарства, стає зрозумілою важливість здійснення контролю за станом водних екосистем, а також охорони живих організмів, оскільки вони є основними компонентами будь-яких екосистем. У водоохоронній практиці одним із способів, який дозволяє вирішити проблеми надходження до поверхневих водних об'єктів

екологічно небезпечних забруднювальних речовин, є токсикологічна оцінка якості води за допомогою методу біотестування.

Мета і завдання статті. Метою роботи є інтегральна оцінка стану водних ресурсів методом біоіндикації по фітопланктону. Для досягнення вказаної мети необхідно розв'язати такі завдання:

- здійснити аналіз особливостей фітопланктону як індикатора забруднення;
- здійснити оцінювання впливу пестицидних препаратів Раундапу та Бі-58 на водні об'єкти.

Виклад основного матеріалу. Стає зрозумілим, що за рахунок відслідковування (моніторингу) змін індикаторів можна здійснити інтегральну оцінку стану водних ресурсів. Якщо вчасно проводити дослідження, то це дозволить встановити норму та якість води, а також визначити ознаки наближення екологічного регресу водної екосистеми внаслідок порушення самоочисної здатності [12].

Розвиток фітопланктону визначає загальний рівень біологічної продуктивності водойми, в тому числі і рибної продуктивності. У той же час «цвітіння» водоростей негативно відображається на якості води, зменшує можливість рекреаційного використання водойм. Тому вивчення водоростей дуже важливе для розуміння процесів, які відбуваються у водоймах.

Фітопланктон являє собою організми, які існують у сукупності і ведуть дрейфуючий спосіб життя, тобто рухаються у верхніх шарах водойм разом із течією та вітрами. Дана властивість мікрowodоростей, а саме їх адаптація до планктонного способу життя можлива лише за наявності плавучості та незначної маси, яка не повинна перевищувати значення одиниці [13].

Кількість організмів у екосистемі залежить від багатьох обставин. У праці [16] показано математичну модель динаміки чисельності окремої популяції при умовах достатньої кількості їжі, відсутності скупченості та ворогів, що описується таким рівнянням:

$$N(t) = N_0 e^{r(t-t_0)}, \quad (1)$$

де N_0 – чисельність популяції у початковий момент часу;

r – питома швидкість розмноження.

Рівняння (3.1) отримане при розв'язку диференційного рівняння Мальтуса:

$$\frac{dN}{dt} = rN. \quad (2)$$

При несприятливих умовах питома смертність d може перевищувати питому народжуваність b , при цьому питома розмноження $r = d - b$ буде від'ємним.

Показники народжуваності, смертності та розмноження, у випадку моделювання динаміки фітопланктону будуть залежати від багатьох факторів: освітленості, температури, концентрацій розчинених у воді біогенних та токсичних речовин. Графічна залежність параметра r від лімітуючих факторів є кривою, яка монотонно зростає до певного оптимального значення r_{opt} , при якому швидкість питома розмноження буде найбільшим, що відповідає оптимальному значенню лімітуючого параметра C_{opt} (освітленості, температури чи концентрації). Подальше збільшення параметра C призводить до зменшення r , зменшення питокої народжуваності b та збільшенню смертності d .

При врахуванні скупченості динаміка чисельності окремої популяції описується таким рівнянням:

$$N(t) = \frac{K}{1 + e^{\ln\left(\frac{K-N_0}{N_0}\right) - r(t-t_0)}}; \quad (3)$$

де K – максимально можлива чисельність популяції.

Рівняння (2) отримане при розв'язку логістичного диференційного рівняння

$$\frac{dN}{dt} = rN - \frac{r}{K} N^2.$$

Для оцінки сумарного (інтегрального) екологічного стану водних об'єктів використовують розрахунки на основі індексів Сімпсона та Шеннона. Вони дозволяють визначити значення відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів.

Індекс Сімпсона, або індекс домінування, визначається за формулою:

$$D = \sum_{i=1}^n p_i^2, \quad (4)$$

де n – кількість видів фітопланктону в пробі, яка потрапила у аналізатор;

$p_i = N_i / N_{\Sigma}$ – відносна чисельність частинок фітопланктону i -того виду у досліджуваній пробі;

N_i – абсолютна чисельність частинок фітопланктону i -того виду у досліджуваній пробі;

N_{Σ} – сумарна абсолютна чисельність частинок фітопланктону усіх n видів у досліджуваній пробі.

Індекс Шеннона, або індекс різноманіття, визначається за формулою:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i. \quad (5)$$

Якщо потрібно дізнатися чому погіршується екологічний стан водного об'єкту, то одним із варіантів може бути евтрофікація та надмірний розвиток і

збільшення приросту популяції, а отже і чисельність певних видів фітопланктону. Відповідно більша кількість даних представників мікроводоростей і буде домінувати в екосистемі та поступово витіснити з неї інші види. Тому внаслідок цього відносна чисельність p_i домінуючих видів буде зростати та наближатись до одиниці. Це все зумовить зростання індексу домінування (Сімпсона) та наблизить це значення до одиниці. Однак, якщо екосистема водного об'єкту не зазнала порушень екологічного стану, то всі види фітопланктону не домінують. Як наслідок, екосистема є збалансованою відносна чисельність p_i окремих видів є невеликою, і це все зумовлює зменшення індексу домінування.

Коли ж на водну екосистему впливає антропогенна діяльність, відбувається її забруднення та погіршення екологічного стану, то найбільш чутливі види фітопланктону гинуть внаслідок зміни умов нормальної життєдіяльності, відповідно зменшують свою чисельність. Це призводить до того, що вони надалі можуть повністю зникнути та витіснитися стійкішими до забруднення видами фітопланктону і це зумовлює зменшення індексу різноманітності (Шеннона) [16].

Тому нами було проведено визначення залежності розвитку фітопланктону від певної концентрації пестицидних препаратів у воді.

Для початкового аналізу стану води річки Південного Бугу було використано в якості біоіндикатора – культуру фітопланктону *Chlorella vulgaris*. Проби води відбирали з правої притоки Бугу – річки Дохни в межах Бершадського району Вінницької області.

Для проведення досліджень використовувалася методика біотестування на мікроводоростях [14, с. 119]. Дана методика ґрунтується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при дії токсичних речовин, які містяться у досліджуваній воді, у порівнянні з контролем.

Короткочасне біотестування – 96 год – дозволяє визначити наявність гострого токсичного впливу досліджуваної води на водорості, а тривале – 14 діб – наявність хронічного токсичного впливу. Критерієм токсичності є

достовірне пониження коефіцієнта приросту чисельності клітин у досліджуваній воді у порівнянні із контролем.

Підготовка розчинів для безпосереднього проведення дослідження здійснювалась наступним чином. Було взято 13 колб об'ємом 300 мл. До них додали 100 мл живильного розчину та 70 мл культури фітопланктону *Chlorella vulgaris*. Одну колбу залишили з таким вмістом, як контрольний розчин для порівняння. До 12 колб додали пестициди Бі-58 (Диметоат) та Раундап (Гліфосат) в різних концентраціях. Відповідно додали до перших 6 колб різні концентрації Бі-58, до решти – Раундап (таблиця 1).

Таблиця 1

Концентрації доданих пестицидів

Концентрація / Номер колби	Вид пестициду
0,1мл шприца = 1 мкл ПП=0,0004 г ДР / 1	Бі-58, Раундап
0,2 мл шприца = 2 мкл ПП= 0,0008 г ДР / 2	
0,4 мл шприца = 4 мкл ПП = 0,0016 г ДР / 3	
0,8 мл шприца = 8 мкл ПП = 0,0032 г ДР / 4	
1,6 мл шприца = 16 мкл ПП = 0,0064 г ДР / 5	
3,2 мл шприца = 32 мкл ПП = 0,0128 г ДР / 6	

Відповідно методиці дослідження [14] проводилось після 96 годин від моменту виготовлення робочих розчинів. Вимірювання коефіцієнта пропускання T здійснювалося на фотометрі КФК-2 на різних довжинах хвиль λ .

В результаті вимірювання були отримані різні значення коефіцієнтів пропускання для контрольного зразка та для розчинів із доданими пестицидами (таблиці 2 – 3).

Таблиця 2

Результати вимірювання для контрольного зразка

Довжина хвилі λ , нм	Значення коефіцієнта пропускання	
	T, %	
315	5	
364	6	
400	10	
440	16	
490	17	
540	22	
670	21	
750	23	

Таблиця 3

Результати вимірювання для розчинів із доданими пестицидами

Вид пестициду	Довжина хвилі λ , нм	Значення коефіцієнта пропускання					
		T, %					
		Колба №1	Колба №2	Колба №3	Колба №4	Колба №5	Колба №6
Раундап	315	0,1	4	1	5	0,4	0,4
	364	0,2	6	1,1	9	0,5	1
	400	1	8	3	2	2	3
	440	1,1	9	3,1	2,1	1	3,1
	490	2	12	5,2	2,3	2	4,9
	540	4	15	6	1,8	4	4
	670	5	12	7,5	2,8	3	5,1
	750	5,2	16	7,6	3	3,5	5,9
Бі-58	315	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1
	364	0,5	0,2	0,5	0,2	2	2
	400	0,4	0,3	0,4	0,1	1	0,5
	440	1,1	1,1	1,1	1	2	3
	490	1,2	0,9	0,9	2	1	1
	540	2	1,2	1	3	3	0,5
	670	1	0,1	0,9	2	3	2
	750	1,9	1,8	1,1	5	1	1

У хлоропластах та інших структурах, які характерні для фотосинтезуючих організмів, міститься хлорофіл *a*, він є основним пігментом. Довжини хвиль, які є характерними для нього складають $\lambda = 430$ нм, 663 нм. Оскільки об'єктом досліджень є фітопланктон, які є зеленими водоростями, то значна увага приділяється їм. Вони містять хлорофіл *b*, довжини хвиль спектру складають 435 нм та 645 нм [15].

Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків фітопланктону водних екосистем залежить від спектральних залежностей відносних показників поглинання пігментів фітопланктону. Від складу пігментів залежать й спектральні характеристики поглинання світла фітопланктоном різних видів [16].

На основі отриманих результатів побудували графіки залежності коефіцієнта пропускання від довжини хвилі для різних концентрацій пестицидних препаратів (рис. 1).

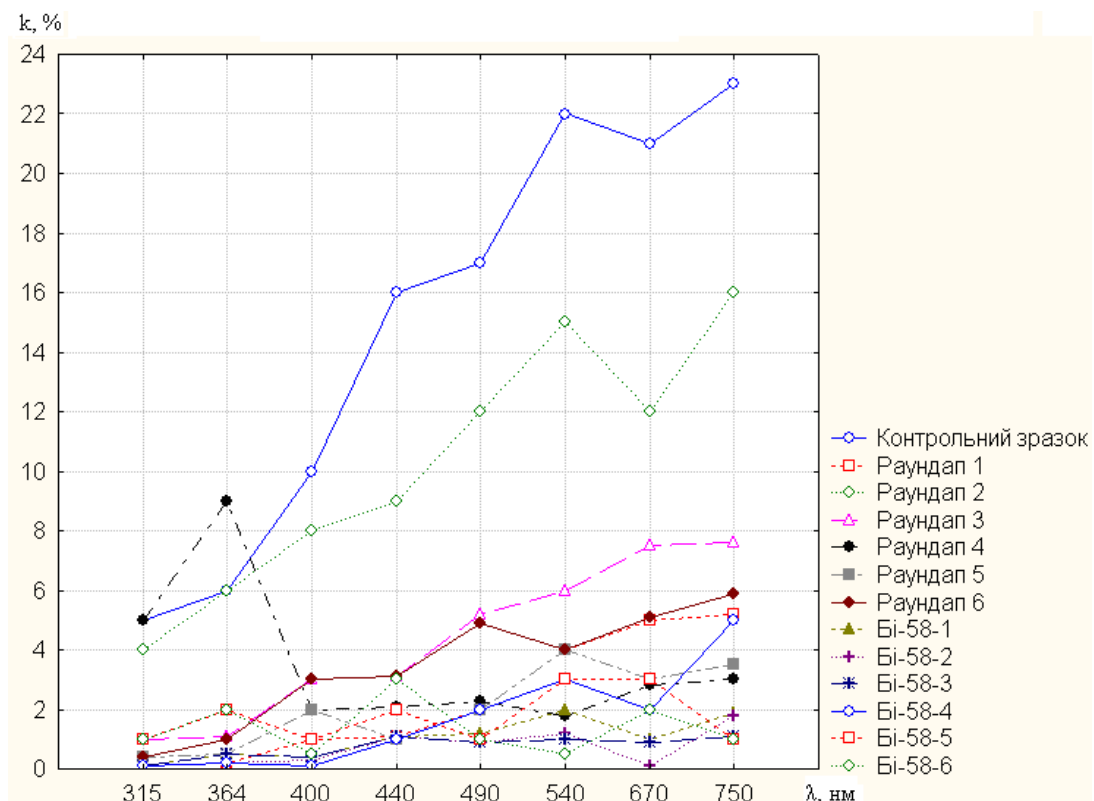


Рис. 1. Графіки залежностей коефіцієнта пропускання від довжини хвилі для різних концентрацій пестицидних препаратів

Джерело: розроблено автором

Як видно з отриманих залежностей, можна відзначити, що в контрольному зразку високі значення коефіцієнта пропускання в межах 5-23%, оскільки у ньому відсутні пестицидні препарати. У колбах із доданим Раундапом значення T коливається в межах 0,1 – 16%, у колбах з доданим Бі-58 ці значення невеликі, в межах 0,1 – 5%.

Висновки та перспективи подальшого розвитку. Відтак, нижчі значення коефіцієнтів пропускання по відношенню до контрольного зразку можна пояснити тим, що взаємодія пестицидних препаратів з частинками фітопланктону призводить до утворення мутних клатратів та продуктів взаємодії пестицидів з фітопланктоном. В результаті цієї взаємодії продукти з часом осідають і розчин світліє. Це ще раз підтверджує те, що пестицидні препарати згубно діють на фітопланктон, суттєво зменшуючи його концентрацію. Отже, фітопланктон в даному випадку є серйозним індикатором забруднення водних об'єктів, зокрема, басейну річки Дохни.

В подальшому планується дослідження стану та трансформації геосистем річок Вінницької області в процесі інтенсифікації сільського господарства.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Врочинский К.К., Применение пестицидов и охрана окружающей среды / К. К. Врочинский, В.Н. Маковский. – К.: Вища школа, 1979. – 206 с.
2. Контроль забруднення водних об'єктів біогенними сполуками на основі дослідження фітопланктону / В. Петрук, С. Кватернюк, І. Васильківський, І. Садовська, Т. Середюк // Друга міжнародна наукова конференція «Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС -2013)», 29-30 жовтня, 2013 р. Збірник тез доповідей. – Вінниця: ПП «Едельвейс і К», 2013. – С. 30.
3. Писаренко В.В. Пестициды как фактор загрязнения окружающей среды: Загрязнение пестицидами биосферы и их негативное влияние на природу и человека / В. В. Писаренко. – Полтава, 2008.

4. Колесник Н. Л. Токсичний вплив пестицидів на біоту прісних водойм (огляд) / Н. Л. Колесник // Рибогосподарська наука України. – 2015. – № 4. - С. 31-53. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/rnu_2015_4_5.

5. Васильев В.П., Кавецкий В.Н., Бублик Л.И. Интегральная классификация пестицидов по степени опасности и оценка потенциального загрязнения окружающей среды //Агрохимия. – 1989, № 6. – С.97-102.

6. Красільнікова Т. Екологічні ризики і наслідки застосування пестицидів [Електронний ресурс] / Т. Красільнікова. – Режим доступу: <http://oldconf.neasmo.org.ua/node/2342>.

7. Горбатов В.С. Экологическая оценка пестицидов: источники и формы информации/ В.С. Горбатов, Ю.М. Матвеев, Т.В. Кононова //Агро-XXI, 2008. - № 1-3. – С.7-9.

8. Карпенко О.О. Оцінка еколого-економічних наслідків від нераціонального використання пестицидів на регіональному рівні/ О.О.Карпенко, М.О.Муравкіна//Інтернет-ресурс <http://archive.nbuv.gov.ua>.

9. Балан Г. М. Причини, структура та клінічні синдроми гострих отруєнь пестицидами у працівників сільського господарства в умовах його реформування [Електронний ресурс] / Г. М. Балан, О. А. Харченко, Н. М. Бубало // Сучасні проблеми токсикології, харчової та хімічної безпеки. – 2013. – № 4. – С. 22–29. – Режим доступу: <http://protox.medved.kiev.ua/index.php/ua/issues/2013/4/item/393-acute-pesticide-poisoning-reasons-structure-and-clinical-syndromes-in-the-farmworkers-during-reforming-of-agricultural-sector>.

10. Влізло В. В. Проблеми біологічної безпеки застосування пестицидів в Україні / В. В. Влізло, Ю. Т. Салига // Вісн. аграр. науки. – 2012. – № 1. – С. 24–27.

11. Вплив пестицидів на екосистеми і людину [Електронний ресурс] / веб-сайт «Екологія життя». – Режим доступу: <http://www.eco-live.com.ua/content/vplivpestitsid%D1%96v-na-ekosistemi-%D1%96-lyudinu>.

12. Global ocean phytoplankton / [Behrenfeld, M. J., Siegel, D. A., O'Malley, R. T. and others] // In T.C. Peterson, and M. O. Baringer (Eds.), State of the Climate in 2008. Bulletin of the American Meteorological Society. 90(8), S 68–S 73.

13. Behrenfeld, M. J. Abandoning Sverdrup's Critical Depth Hypothesis on phytoplankton blooms. / Behrenfeld, M. J. // Ecology, 2010. – S. 977-989.

14. Балтиев Ю.С. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности) / Ю. С. Балтиев, Г. П. Усов. – Москва. – Военное издательство. – 2005. – 119 с.

15. Дистанційний мультиспектральний телевізійний моніторингу забруднення за концентрацією частинок фітопланктону / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, А. П. Іванов, В. В. Барун, Я. І. Безусяк // V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2015), 23–26 вересня, 2015. Збірник наукових праць. – Вінниця: ДІЛО, 2015. – С.247.

16. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів за допомогою біоіндикації по фітопланктону / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, О. А. Стискал, Я. І. Безусяк, В. О. Давиденко, Н. О. Кочерга // Екологічна безпека держави: тези доповідей ІХ Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених та студентів. м. Київ, 16 квітня 2015 р., Національний авіаційний університет / редкол. О. І. Запорожець та ін. – К. : НАУ, 2015. – С.118.