

**ФУНДАМЕНТАЛЬНІ ТА ПРИКЛАДНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ
ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ И ПРИКЛАДНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ
FUNDAMENTAL AND APPLIED PROBLEMS OF ECOLOGY**

УДК 574.502.3

**© С. В. Беспалова, Н. М. Лялюк, Д. М. Афанасьєв, С. М. Романчук, О. В. Васильєв
АВТОМАТИЗОВАНИЙ МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ
ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ ФІТОПЛАНКТОНУ В ЯКОСТІ БІОІНДИКАТОРА**

Донецький національний університет; 83001, м. Донецьк, вул. Університетська, 24

e-mail: res.pro-rector@donnu.edu.ua

Беспалова С. В., Лялюк Н. М., Афанасьєв Д. М., Романчук С. М., Васильєв О. В. Автоматизований моніторинг екологічного стану поверхневих вод з використанням фітопланктону в якості біоіндикатора. – Розглянуто питання організації моніторингу поверхневих вод в Україні, Донецькій області. Проаналізовано можливості автоматизації системи моніторингу та доведено необхідність включення біоіндикаторів у такі системи. Обґрунтовано доцільність використання в біоіндикації забруднень поверхневих вод флуоресценції водоростей планктону.

Ключові слова: біоіндикація, флуоресценція, фітопланктон, водойми Донецької області, автоматизований контроль.

Вступ

Україна є учасником понад 70 міжнародних двосторонніх та багатосторонніх угод і конвенцій, виконання яких потребує використання інформації щодо стану навколишнього природного середовища та прогнозування його змін. У зв'язку з цим розвиток системи моніторингу повинен здійснюватися з урахуванням загальноєвропейських вимог.

Комбіноване використання результатів різних видів досліджень та спостережень, зокрема фізичних, хімічних, біологічних, дає змогу розширювати можливості для виявлення причинно-наслідкових зв'язків стану об'єктів навколишнього природного середовища та факторів впливу на них. Такий підхід забезпечує всебічність, об'єктивність і підвищення рівня ефективності системи оцінки стану навколишнього природного середовища порівняно з підходом, що ґрунтується на визначенні концентрації забруднюючих речовин. Розробка та впровадження в Україні комплексу автоматизованого біомоніторингу (КАБ) є актуальним завданням розвитку державної системи моніторингу навколишнього середовища.

Технічне забезпечення єдиної мережі спостережень визначає її загальний рівень, тому передбачається системне постійне оновлення засобів вимірювальної техніки та обладнання служб спостережень, зокрема проведення аналізу та розроблення рекомендацій, впровадження багатофункціональних приладів, створення автоматизованих постів спостережень та уніфікація засобів вимірювальної техніки. Необхідність введення біоіндикації в системи комплексного моніторингу стану водних ресурсів була обґрунтована в Євросоюзі в 1980-90-і роки з урахуванням таких факторів:

а) інформація про забруднення водних ресурсів на підставі лише фізико-хімічних характеристик є недостатньою;

б) виникає необхідність аналізувати невідомі забруднювачі, що потребує специфічних методів аналізу, до того ж біоіндикатори реагують на широкий спектр впливів та дають відгук доволі швидко;

в) біомоніторинг, заснований на оцінці екологічного стресу, дозволяє на підставі реакції біоіндикаторів прогнозувати впливи поллютантів саме на біоту.

Світовий досвід дозволив виявити унікальні можливості використання одноклітинних водоростей як біоіндикаторів якості водних ресурсів. Вимірювання концентрації хлорофілу та активності фотосинтезу визнано надійним та оперативним методом біомоніторингу. У зв'язку з цим системи моніторингу з використанням водоростей впроваджені на водних об'єктах практично всіх держав Євросоюзу і включені в міждержавні програми, зокрема, для річок, які протікають по територіях декількох стан ЄС.

Європейській вектор розвитку України, загальні кордони та наявність спільних водних ресурсів (крупних рік, морів) з ЄС у поєднанні з аналогічними проблемами контролю стану поверхневих вод і типовими забруднювачами, приводить до необхідності розвитку вищезазначених моніторингових систем у національному та міжнародному масштабах. Разом з впровадженням розробок, які ґрунтуються на досвіді європейських країн, слід проводити перспективні дослідження, що спрямовані на створення власного науково-технічного продукту в цій галузі. Побудова розподіленої сітки автоматизованих біомоніторингових станцій в Україні повинна бути розповсюджена на всі регіони та має охоплювати всі водні ресурси з метою національної екологічної безпеки, з подальшою міжнародною інтеграцією.

Основна частина

Основними завданнями створення Державної системи моніторингу навколишнього середовища (ДСМНС) є забезпечення спостережень, збору, обробки, передачі, зберігання та аналізу інформації про стан навколишнього середовища, прогнозування його змін і розроблення науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень в області охорони навколишнього середовища, раціонального використання природних ресурсів та екологічної безпеки. Основні принципи функціонування ДСМНС визначено в постанові Кабінету Міністрів України від 30.03.1998 № 391 «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля». З огляду на досить великий обсяг екологічної інформації вона має накопичуватися в електронній базі даних у кожному регіоні України. Суб'єкти моніторингу повинні на регулярній основі збирати інформацію стосовно рекомендованих пріоритетних напрямків і забезпечувати вільний доступ до наявних даних для всіх зацікавлених сторін через мережу Інтернет. Регіональні системи екологічного моніторингу будуються за принципом відкритих, Web-орієнтованих ресурсів, що використовують структурований підхід за середовищами у формуванні функціональних підсистем моніторингу (моніторинг атмосферного повітря, поверхневих вод тощо). Прикладом побудови такої системи є інформаційна система екологічного моніторингу Донецької області ОМОС. Подібні системи будуть впроваджуватися в інших регіонах України.

Суб'єктами моніторингу на державному рівні є Державна гідрометеорологічна служба, Державна екологічна інспекція, Державне агентство з водного господарства. Організаційна інтеграція суб'єктів екологічного моніторингу на всіх рівнях забезпечує Міністерство екології та природних ресурсів.

Державна гідрометеорологічна служба проводить моніторинг гідрохімічного стану вод 151 водного об'єкту, а також здійснює гідробіологічні спостереження на 45 водних об'єктах. Кількість стаціонарних постів гідрохімічних спостережень становить 374 одиниці, а гідробіологічні спостереження проводяться на 259 постах. Контроль здійснюється один раз на місяць за 30-40 параметрами, які дають можливість оцінити хімічний склад води, наявність зважених часток, органічних речовин, основних забруднюючих речовин, в тому числі важких металів, пестицидів, а також визначити біогенні параметри, у тому числі трофічність, кількісний склад угруповань організмів та ін. Визначаються показники радіоактивного забруднення поверхневих вод. На 8 водних об'єктах аналізують хронічну токсичність води. 15 пунктів контролю відносяться до мережі транскордонних вод й мають особливий статус контролю. Проби для аналізу відбирають 4-12 разів на рік.

Крім того, Державна екологічна інспекція працює на більш ніж 2200 постах і отримує дані за 60 вимірюваними параметрами. Державне агентство з водного господарства проводить моніторинг річок, водосховищ, каналів, зрошувальних систем і водойм у межах водогосподарських систем комплексного призначення, систем водопостачання, транскордонних водотоків і водойм, у зонах впливу атомних електростанцій. Контроль якості води за фізичними та хімічними показниками здійснюється на 72 водосховищах, 164 річках, 14 зрошувальних системах, 1 лимані та 5 каналах комплексного призначення. Крім того, в рамках радіаційного моніторингу вод водогосподарськими організаціями

здійснюється контроль вмісту радіонуклідів у поверхневих водах. Кількість постів спостереження – 328, кількість параметрів, що контролюються, – більше 40, періодичність спостережень – 1 раз на місяць.

Міністерством екології та природних ресурсів визначено такі стратегічні напрямки розвитку національної системи екологічного моніторингу на сучасному етапі:

- розвиток регіональних автоматизованих систем моніторингу навколишнього середовища;
- інформаційна інтеграція локальних систем моніторингу підприємств-забруднювачів у Державну систему моніторингу, розвиток систем автоматизованого моніторингу джерел викидів підприємств;
- розширення мережі стаціонарних та автоматизованих пунктів контролю за станом атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод, розширення мережі станцій фонового моніторингу;
- підвищення якості та кількості інформації про забруднення навколишнього середовища за рахунок впровадження сучасних вимірювальних та обчислювальних технологій в організаціях-суб'єктах моніторингу;
- використання даних дистанційного зондування Землі для моніторингу біорізноманіття, ландшафтів, ґрунтів, забруднення атмосферного повітря та поверхневих водних об'єктів;
- розширення сфери застосування при моніторингу навколишнього природного середовища переліку екологічних показників, рекомендованого ЄЕК ООН, і підвищення на цій основі рівня міжнародної порівнянності екологічної інформації;
- поліпшення якості екологічної інформації, створення аналітичних систем і баз екологічних даних колективного користування за основними компонентами навколишнього природного середовища для підготовки доповідей та звітності про стан навколишнього середовища;
- забезпечення вільного доступу до інтегрованої екологічної інформації на основі сучасних інформаційних технологій.

Виходячи зі стратегічних напрямків та принципів формування системи сумісної інтегрованої екологічної інформації, на державному рівні розроблено структуру Державної системи моніторингу навколишнього природного середовища (рис. 1).

Оцінка екологічної обстановки як стану навколишнього середовища здійснюється на основі двох підходів. По-перше, в якості критерію використовують санітарно-гігієнічні нормативи для води, повітря, ґрунту, при цьому перевищення граничнодопустимих концентрацій (ГДК) є основою для висновку про несприятливі умови функціонування екосистеми. Інший підхід передбачає біологічну оцінку середовища існування, що базується на аналізі стану окремих індивідів, популяцій видів, угруповань у природних чи лабораторних умовах.

Перший підхід реалізується хіміко-аналітичними, фізико-хімічними, фізичними, біологічними методами, що дозволяють вимірювати концентрації забруднюючих речовин у різних середовищах. Ці методи умовно можна віднести до опосередкованих методів оцінки, тому що при проведенні подібних досліджень до уваги дослідника потрапляє 5-10 компонентів середовища, концентрація яких перевищує норму ГДК, що, вочевидь, не може бути повноцінним маркером фактичного стану навколишнього середовища. У результаті комплексних робіт дослідник отримує лише поля концентрацій забруднюючих речовин, і такий результат потребує переходу до інтегральних екологічних показників (індекс сумарного забруднення).

Інший підхід передбачає використання біологічних методів, що можна вважати прямими чи інтегральними методами оцінки екологічного стану, тому що ці методи дають безпосередню оцінку стану навколишнього середовища та ступеню токсичності його компонентів, враховуючи всі фактори впливу, різної токсичної чи мутагенної дії, у різних концентраціях, різних періодах дії тощо.

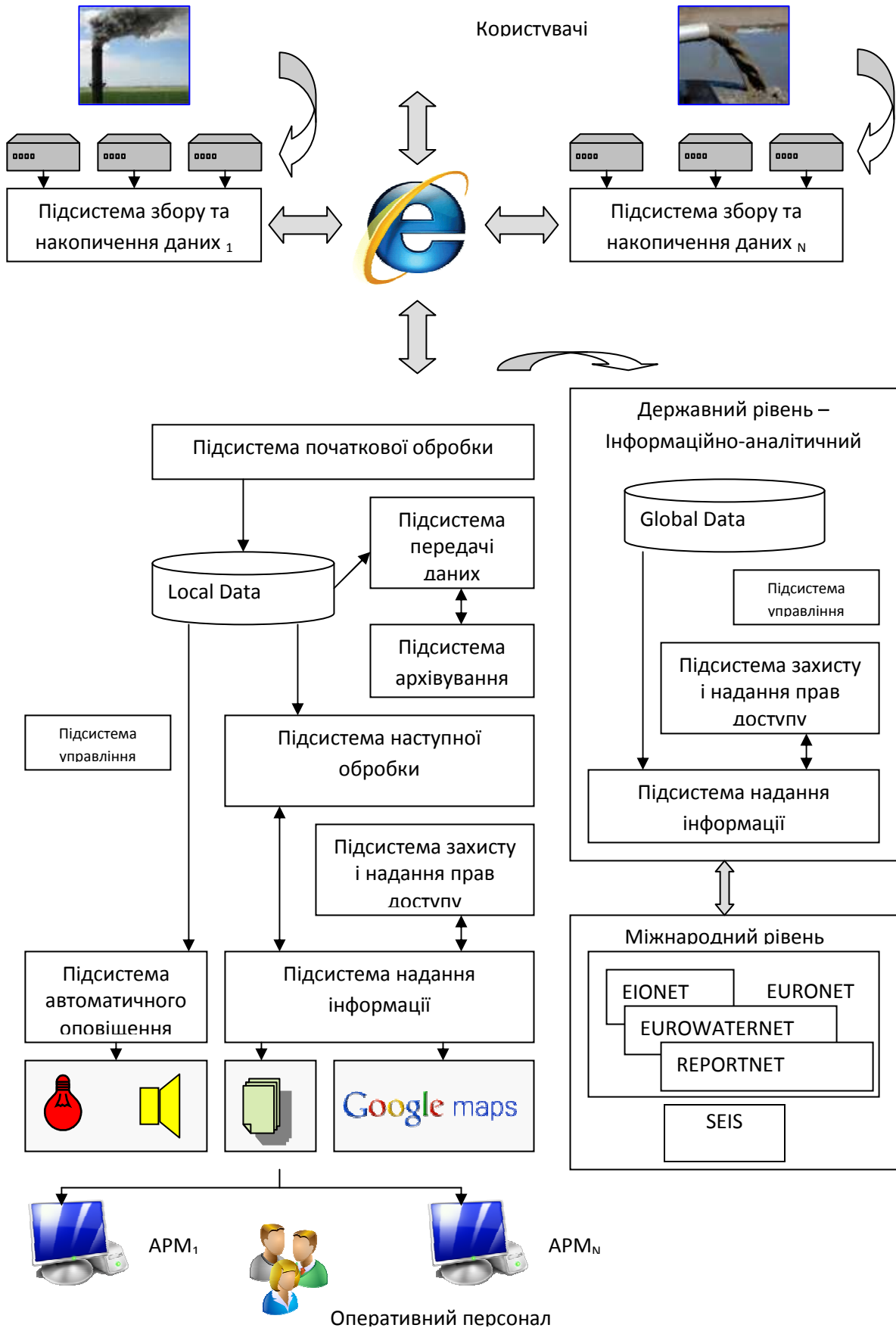


Рис. 1. Загальна структура Державної системи моніторингу навколишнього природного середовища.

Це методи біодіагностики стану навколишнього середовища. Глибина біоіндикації може бути різною: від простої візуальної діагностики живого організму до вивчення імунних, генетичних змін в організмі індикатора.

Вже багато років на біологічному факультеті проводяться наукові дослідження з біоіндикації забруднень техногенного регіону на прикладі Донбасу [1-5, 40, 41]. У рамках цих досліджень встановлено низку закономірностей реагування біоіндикаторних систем на комплексний вплив забруднень, розроблено системи біоіндикації забруднення ґрунтів, повітря, води на підставі відгуків різних організмів (грибів, вищих і нижчих рослин, мохів, комах, панцирних кліщів, людини тощо) та визначено особливості включення біоіндикаторів у системи моніторингу, а також кількісно оцінено реакції організмів-біоіндикаторів на впливи факторів середовища [1, 3-5]. Підґрунтям для подібних досліджень слугувало створення широкої науково-практичної та освітньої Програми «Інноваційні технології контролю та управління біологічними процесами в екології, медицині, сільському господарстві та виробництві продукції для сталого розвитку України», що була схвалена Бюро Донецького наукового центру НАН України у квітні 2007 р. [2, 40, 41].

Реакції живих організмів на різноманітні хімічні та фізичні фактори та їх поєднання характеризуються інтегральністю та кумулятивністю впливів, наявністю парадоксальних ефектів слабких доз на організми, ланцюгових процесів та віддалених наслідків локальних впливів на різних ланках складноорганізованої надорганізмової системи [5, 9, 12, 13, 22]. До того ж, живим системам різного рівня організації притаманна здатність до саморегуляції, самоочищення, адаптації, що слід враховувати при оцінці стану системи в реальному часі.

Прямі (інтегральні) методи оцінки можна розділити на дві групи: біоіндикація та біотестування (токсикологічні методи). Кожний підхід до оцінки якості середовища має обмеження, тому для дійсно якісної оцінки та прогнозу стану навколишнього середовища слід поєднувати ці два підходи [1]. Фізико-хімічний та біологічний моніторинги не виключають, а доповнюють одне одного.

Біоіндиктори мають низку переваг:

- в умовах хронічних антропогенних навантажень можуть реагувати навіть на слабкі впливи внаслідок кумулятивного ефекту (реакції спостерігаються при накопиченні деяких критичних значень сумарних дозових навантажень);
- підсумовують вплив усіх без виключень біологічно важливих впливів та відображають стан середовища в цілому, включаючи забруднення та інші антропогенні впливи;
- не потребують реєстрації хімічних та фізичних параметрів, що характеризують стан навколишнього середовища;
- фіксують швидкість змін, що відбуваються;
- розкривають тенденції розвитку природного середовища;
- вказують шляхи та місця локалізації у живих системах (організмової та надорганізмової рівня організації) забруднювачів, токсичних речовин та можливі шляхи потрапляння їх в оточення людини;
- дозволяють зробити висновок про ступінь шкідливості синтезованих речовин для живої природи з метою контролю їхньої дії.

За допомогою рослин можна проводити індикацію будь-яких середовищ. За рослинами-індикаторами (фітоіндикатори) оцінюють механічний склад ґрунтів, кислотність, родючість, засолення, мінералізацію ґрунтових вод, ступінь забруднення атмосфери, евтрофікацію водойм та ступінь її забруднення поллютантами. Фітоіндикатори використовують у двох аспектах: як індикатори-діагности забруднень та індикатори-акумулятори забруднюючих речовин [39].

Індикаторна значущість біоіндикатора визначається екологічною толерантністю біологічної системи [27]. У рамках такої толерантності організм здатний підтримувати свій гомеостаз. Фактор стресу викликає відповідну реакцію, виникнення якої є видоспецифічним і залежить від індикаторної значущості виду (рис. 2).



Рис. 2. Схема підходів до біоіндикації.

Саме відповідну реакцію визначають методами біоіндикації. До того ж така реакція повинна реєструватися візуально або інструментально.

До методів біоіндикації, що можуть бути використані при дослідженні екосистем, відноситься встановлення у дослідженій зоні рідких та зникаючих видів, тому що список таких видів є переліком найбільш чутливих індикаторів з найбільш вузькою екологічною валентністю. На рівні виду звичайно проводять специфічну індикацію певного забруднювача, а на рівні популяцій, угруповань та фітоценозів – загального стану природного чи антропогенно зміненого середовища.

Методи біоіндикації можна розділити на:

- методи візуальної оцінки (вивчення зовнішніх ознак фітоценозів, що відображають якісні зміни середовища існування);
- анатомічні та гістологічні методи (вивчення внутрішньої будови, репродуктивної системи, яка дуже чутлива до змін у середовищі, тощо);
- ембріональні методи (діагностика змін у організмів в ембріональні стадії розвитку).

Біологічні дослідження вивчають не воду, а водойму в цілому як єдину екосистему. При цьому визначають токсичність середовища існування на всіх рівнях організації живого, оцінюючи всі реакції гідробіонтів на забруднення будь-якого походження. Токсичність середовища включає не лише наявність стоків промисловості, комунального господарства, тощо, але й похідний рівень токсичності, тобто рівень токсичності до викидів відповідного стоку [14, 24, 25].

Для біологічної індикації якості води можуть бути використані практично всі групи організмів, що населяють водойми: планктонні, бентосні водорості, безхребетні, найпростіші, макрофіти, бактерії, риби, молюски [13, 22, 26]. Кожна з них в якості біоіндикатора має свої переваги та недоліки, що визначають області використання при розв'язанні конкретних завдань біоіндикації, тому що всі вони є складовими частинами єдиного кругообігу речовин та енергії у водоймі. Організми, що використовують як біоіндикатори, відповідають за процеси самоочищення водойми, беруть участь у створенні первісної продукції, здійснюють трансформацію речовин та енергії в екосистемах [39].

Заклучення за результатами біологічного дослідження повинно базуватися на підставі сукупності всіх даних, інтегрувати всі результати, а не лише констатувати поодинокі знахідки індикаторних організмів [26]. При виконанні досліджень, оцінці отриманих даних слід враховувати й випадкові, місцеві забруднення у точках спостережень. Наприклад, мертві органічні залишки внутрішньоводоймених об'єктів (вищих рослин, мікроскопічних водоростей «цвітіння» при масовому відмиранні, риби тощо) можуть створювати зони з підвищеним вмістом розчинної органічної речовини, аномально зниженими концентраціями кисню, спалахами розвитку мікроорганізмів, в тому числі і патогенних.

Найбільш розробленою системою оцінки ступеню забруднення вод за індикаторами є система сапробності, що враховує відносну або абсолютну частоту трапляння індикаторного виду та індикаторне значення цього виду. Заклучення про ступінь забруднення дають за системою балів від одного до шести [22, 25, 34].

Якість води може бути оцінена за допомогою біотичних індексів, наприклад Ф. Вудівіса [22].

Вищі водні рослини в системах біоіндикації якості води найменш досліджені, хоча мають низку переваг (дозволяють визначати трофічні властивості води, іноді специфіку її хімізму, що є особливо важливим при біоіндикації чистих вод).

Одним з найбільш перспективних напрямків гідроіндикації є визначення якості води за водоростями – первісними продуцентами органіки у водоймах. Кількість, фізіологічний стан водоростей окремих груп, окремі види-індикатори, загальний стан, первісна продукція органічної речовини альгоценозу – все це є основою різних систем і методик біоіндикації. Найбільш часто використовують методи кількісного обліку клітин водоростей (наприклад, пряма мікроскопія), урахування чисельності, біомаси водоростей, а також урахування кількості хлорофілу методами спектрофотометрії, флуориметрії [1, 4, 7].

У біоіндикаційних дослідженнях якості води широко використовують гідробіологічні методи. Враховуючи те, що основний підхід у таких дослідженнях базується на балансовому принципі (зберігання рівноваги речовини та енергії у екосистемах всіх рівнів), то важливими показниками для діагностики стану об'єкту стають дані про кількість автотрофів, їхнє співвідношення, внесок у створення органічної речовини тощо. До того ж для повноти інформації про стан водойми дослідження проводять на якомога більшій кількості екологічних угруповань. Рекомендовано аналізувати кількісний внесок фітопланктону як основного продуцента водойм всіх типів: як морських, так і прісних, фітонеїстону як найбільш динамічного та пристосованого до екстремальних умов у водоймі, а також фітоперифітону та фітобентосу [8, 9, 15-19, 23, 25, 36, 37, 60].

Традиційними методами продукції органічної речовини в гідробіологічних дослідженнях є кількісний аналіз, що включає визначення чисельності та біомаси водоростей планктону [25].

Для екологічного моніторингу необхідна інформація, яка дозволяє на ранніх стадіях діагностувати зміни клітинного метаболізму під впливом зовнішніх факторів. Найбільш розробленими останнім часом є спектральні та люмінісцентні методи діагностики стану клітин, що діагностують пригнічуючий вплив забруднювачів на фотосинтетичний апарат водоростей, який остаточно відбивається на продуктивності всієї гідроекосистеми.

Ці методи ґрунтуються на тому положенні, що стан фотосинтетичних мембран клітин автотрофних водоростей є показником якості середовища. При погіршенні стану змінюються оптичні властивості хлорофілу, які й використовуються в якості маркера для експрес-аналізу [28, 53, 68]. Сприяє індикаторній значущості показника й те, що у фотосинтетичному апараті водоростей фотосистема II (ФС-II), яка відповідає за розкладання води та виділення кисню, є чутливою до дії таких факторів, як екстремальні температури, надлишок світла, вміст солей важких металів, висушування, підвищення концентрації солей у середовищі [29, 31, 32]. Первісні стадії фотосинтезу водоростей при дії зовнішніх факторів не залишаються незмінними, а активно регулюються клітинами відповідно до їхнього фізіологічного стану.

Мета такої регуляції – оптимізація світлових та темнових стадій фотосинтезу, що є необхідним для підтримки певного метаболізму організмів.

Цей напрямок, за думкою А. Б. Рубіна [30-32], є дуже перспективним, тому що він забезпечує ранню діагностику стану клітин у природних умовах. Відомо, наприклад, що зміни оптичних властивостей рослинного покриву фіксують за допомогою штучних супутників Землі, й вони надають інформацію про стан рослинних угруповань. Але ці ефекти спостерігаються через проміжки часу, коли порушення стану вже відбулися й стали незворотними.

Люмінесцентні ж методи відображають зміни на рівні мембран органодів, що відповідають, наприклад, за процес фотосинтезу, ці зміни відбуваються на самих ранніх стадіях зовнішнього впливу. Перші стадії фотосинтезу водоростей при дії зовнішніх факторів середовища не залишаються незмінними, а активно взаємодіють відповідно до фізіологічного стану клітин або всього організму. Така регуляція зводиться до оптимального співвідношення світлових та темнових стадій фотосинтезу, що необхідно для підтримання певного рівня метаболізму у змінних умовах існування організму.

У дослідженнях первісних реакцій фотосинтезу використовують метод реєстрації характеристик уповільненої флуоресценції (післясвітіння). У 1951 р. Стрелер та Арнольд, вивчаючи процес фосфорилування у хлоропластів методом хемілюмінесценції, випадково виявили власне слабе світіння хлоропластів, яке доволі довго зберігалось після вимкнення збуджувачого світла [38]. Пізніше було показано, що це явище властиве всім фотосинтезуючим організмам: вищим рослинам, водоростям та фотосинтезуючим бактеріям. Спектральний склад післясвітіння відповідає спектральному складу світла, що випускається в процесі швидкої флуоресценції хлорофілом антен. Час життя швидкої флуоресценції виявився 10^{-9} - 10^{-8} с, а уповільнена флуоресценція тривала протягом декількох хвилин після зупинення освітлення [35, 38]. Було встановлено [38], що швидка флуоресценція є суто фотофізичним процесом та зумовлена світінням частини поглинутої хлорофілом антен енергії, яка не встигла мігрувати на реакційний центр. Уповільнена флуоресценція тісно пов'язана з фотохімічними реакціями, що протікають у реакційних центрах. Основний внесок в уповільнену флуоресценцію рослин вносить фотосистема II (ФС-II); уповільнена флуоресценція фотосистеми I (ФС-I) складає не більше 2% від загального виходу світіння.

Характер змін первісних стадій фотосинтезу безпосередньо відбивається на флуоресценції хлорофілу на фотосинтетичних мембранах клітини. Поглинання кванту світла переводить молекулу хлорофілу в збуджений стан, енергія якого у розчині при відсутності фотосинтезу переходить у тепло або флуоресценцію [10].

Первісним актом накопичення енергії при фотосинтезі є поглинання світла молекулами пігментів. При цьому молекула переходить з основного (незбудженого) стану у збуджений, що супроводжується переходом одного з двох р-електронів з низькоенергетичної орбіти на високоенергетичну без зміни спіну. Наявність у спектрі поглинання хлорофілу двох піків свідчить про те, що існують два вірогідні для молекули синглетних рівня. На перший, більш високий, молекула переходить, коли поглинає світло у синьому спектрі, на другий, більш низький, – коли молекула поглинає червоне світло.

Шляхом зняття збудження електрону є емісія світла, що називається флуоресценцією (рис. 3). Це енергія, що випускає електрон у вигляді електромагнітного випромінювання при переході молекули зі збудженого синглетного стану в основний. Флуоресценція для більшості органічних молекул триває близько 10^{-9} до 10^{-6} с. Флуоресценція є наслідком переходу з нижнього енергетичного рівня та підрівня, тому вона практично не залежить від довжини хвилі світла й зміщена у довгохвильову область по відношенню до червоного максимуму поглинання.

У живих клітинах водоростей (*in situ*) первісно світло поглинається пігментами, що входять до складу крупних пігмент-білкових комплексів: світлозбираючий комплекс (СЗК) та комплекси ФС-I і ФС-II [10, 28, 59]. Основна функція СЗК – це збирання світла та передача зібраної енергії на комплекси ФС-I та ФС-II. Останні поряд з функцією

світлозбірників за рахунок пігментів у антенних частинах комплексу забезпечують разом з відповідними реакційними центрами P680 та P700 первісний акт розділення заряду, що є початковим етапом трансформації світлової енергії в енергію хімічних зв'язків первісних продуктів фотосинтезу. Енергія, що поглинули СЗК та антени ФС-I і ФС-II, розподіляється за трьома основними каналами: температурна дезактивація, швидка флуоресценція, фотохімічні реакції [63].

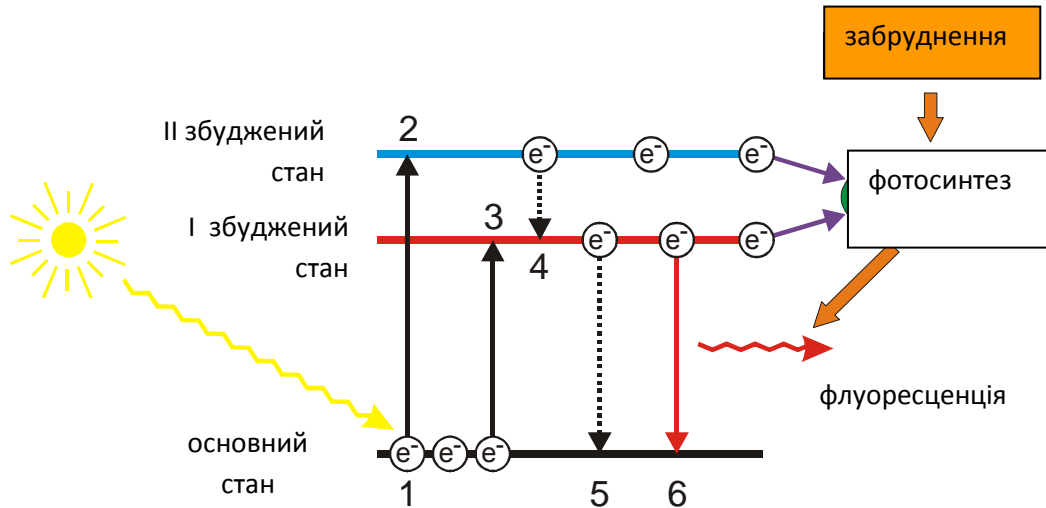


Рис. 3. Діаграма енергетичних рівнів хлорофілу а з ілюстрацією процесу флуоресценції.

Висока швидкість фотохімічних реакцій при невеликій кількості реакційних центрів (1-3% від загального хлорофілу *a*) забезпечується системою «фокусування» (внутрішньо- та міжкомплексна міграція енергії), за рахунок якої дифузійне світло концентрується у реакційні центри ФС-I та ФС-II [44, 68]. Строге спрямування потоку енергії від збираючих пігментів у реакційні центри здійснюється за рахунок реалізації загального принципу: передача енергії йде від короткохвильових форм пігментів до довгохвильових (у межах одного комплексу) та від комплексів з короткохвильовими до комплексів з довгохвильовими формами пігментів. Міжкомплексна передача енергії є лімітуючим ланцюгом фотосинтезу й підлягає активній регуляції [10, 11, 30, 36, 42]. Саме тому при вивченні систем регуляції виходу флуоресценції особливу увагу приділяють міжкомплексним взаємодіям. Ефективність міжпігментної міжкомплексної передачі енергії залежить від природи пігменту, структурної організації фотосинтетичного апарату, умов середовища [51, 66].

Склад пігментів водоростей доволі різноманітний. Це перш за все хлорофіли (група *a*, *b*, *c*, *d*), до того ж наявність хлорофілу *a* – загальна риса всіх груп водоростей [70]. У окремих груп водоростей трапляються й інші пігменти, такі як фікобіліни (фікоеритрини червоного кольору, фікоціаніни та алофікоціаніни синього кольору), каротиноїди [43, 48, 50, 54, 55, 58, 64, 65]. Так, у хроматофорах золотистих водоростей окрім хлорофілу міститься бурий пігмент (фукоксантін) та жовтий пігмент (лютеїн), що надає водоростям золотистого відтінку [46]. Тільки у діатомових водоростей зустрічається жовтий пігмент (діатомін) [59]. У зелених та евгленофітових водоростей забарвлення тіла визначає хлорофіл та каротиноїди (ксантофіл і каротин) [51, 56]. Наявність різних пігментів у водоростей та їхня видоспецифічність дозволяють використовувати це при розробці методів апаратної (невізуальної) диференціації водоростей, особливо при оцінці вкладу окремих груп водоростей у продукцію органічної речовини, виділенні та використанні біоіндикаторів тощо.

Пігмент-білкові комплекси автотрофних організмів характеризуються універсальністю організації, але їм притаманна варіабельність, яка найбільшою мірою проявляється для СЗК у різноманітності пігментів. У зелених та евгленофітових водоростей СЗК включає основну кількість хлорофілу *b*, короткохвильові форми хлорофілу *a* та каротиноїди; у синьозелених –

фікобіліпротеїди (фікоеритрин, фікоціанін, алофікоціанін); у діатомових – хлорофіл *a/c* білковий комплекс, водорозчинний фукоксантин. Отже, у межах конкретної систематичної групи склад пігментів генетично детермінований. Кількісне співвідношення окремих пігментів залежить від умов росту, розвитку водоростей (світловий режим, вміст біогенних елементів тощо). Тому існують і специфічні для основних таксонів водоростей відмінності у фотохімічних процесах та транспорті енергії [30-32].

Висока ефективність міграції енергії, структура енергетичних рівнів каротиноїдів та ксантофілів призводять до того, що при звичайних умовах середовища додаткові пігменти, за виключенням фікобіліпротеїнів, у звичайних умовах не виявляють флуоресценції. Здатність до флуоресценції характерна для молекул хлорофілу *a*, що входять до складу СЗК антени ФС-II (максимум флуоресценції на хвилі 665 нм). Здатність хлорофілу *a* та його попередників до флуоресцентної емісії дозволяє ідентифікувати їх та характеризувати у комплексному середовищі. Флуоресцентний метод допомагає визначити та швидко характеризувати пігменти, що флуоресціюють (хлорофіл), серед тих, що не виявляють флуоресценції (каротиноїди) без будь-якого розділення на компоненти (рис. 4). Флуоресценція спостерігається також для фікоціаніну та фікоеритрину [53]. Дуже слабка флуоресценція була виявлена для каротиноїдів *in vitro* [55].

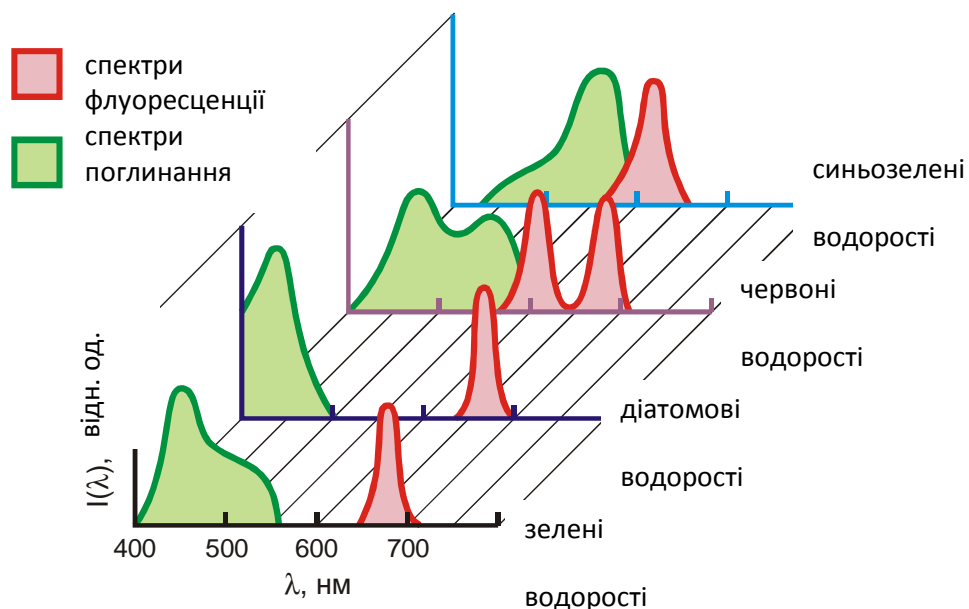


Рис. 4. Принципи диференціації мікрowodоростей.

Фотосинтетичний апарат водоростей океанів, річок, озер здатний пристосовуватися до інтенсивності і спектрального складу світла. Доведено, що вміст всіх пігментів знижується при збільшенні інтенсивності світла. Найбільш сильно знижується вміст біліхромопротеїдів, потім – хлорофілу *a*, менше за все – каротиноїдів. Такий контроль допомагає найкращим чином реагувати на високі інтенсивності освітлення в області вище світлового насичення фотосинтезу. До того ж це дає можливість шляхом зниження активності пігментів (пропорційно зростанню інтенсивності освітлення) пристосовувати швидкість фотохімічних реакцій до швидкості темнових реакцій. Загальна трактовка такого контролю – зворотна регуляція, зменшення кількості активних пігментів як відповідь на збільшення активуючого впливу [60, 64].

Інтенсивність флуоресценції визначається також температурою, рН, солоністю, наявністю забруднювачів і залежить від процесів транспорту енергії та домішок, особливо неорганічних [69, 71].

У літературі [30, 66] визначено основні властивості спектрів: максимуми поглинання хлорофілу знаходяться у червоній та синьо-фіолетовій області спектру, а флуоресценція виникає лише у червоній, що пов'язане з електронними переходами (рис. 5).

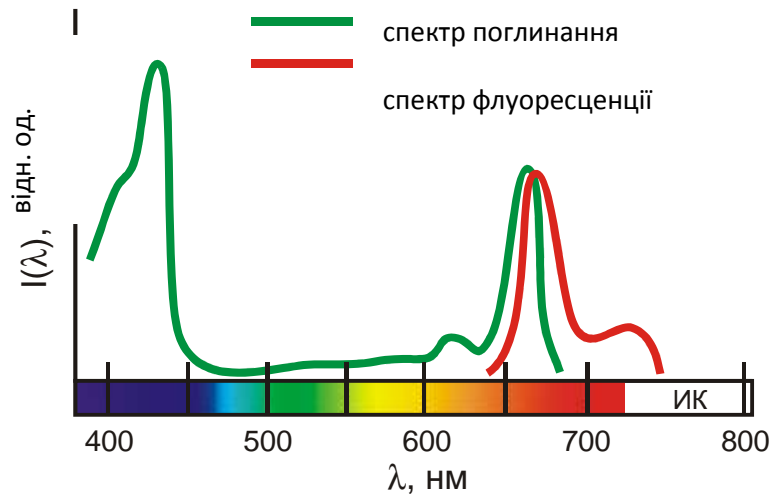


Рис. 5. Спектри поглинання і флуоресценції хлорофілу *a*.

Методи флуоресцентного аналізу використовують у різних напрямках досліджень. Наприклад, А. С. Літвінов та ін. [8] застосовували його для оцінки гумусової речовини при аналізі структури Рибінського водосховища та рекомендували цей метод для індикації гідрологічної структури водойми. І. Паунева [10] проводила оцінку фізіологічного стану культур водоростей за методом флуоресцентної мікроскопії. К. Хоффман пропонувала флуоресценцію хлорофілу водоростей як індикатора первісної продукції водойм. Дослідження проведені у Каліфорнії. Доведено, що флуоресцентні методи дозволяють накопичувати великі набори даних, що полегшує аналіз динаміки показників. Крім того, флуоресцентним методом можна доповнювати або замінювати традиційні радіоізотопні методи розрахунку первісної продукції.

Аналіз даних літератури показав, що методи флуоресцентного аналізу водоростей реалізовані в деяких діагностичних приладах. Наприклад, компанією bbeMoldaenke (biological biophysical engineering) представлений прилад для визначення флуоресценції хлорофілу фітопланктону та фітобентосу (AlgaeTorch BBE та BenthosTorch BBE). Ці прилади рекомендовані для ранньої діагностики якості води для річок та озер. Прилади протестовані на континентальних водоймах Німеччини. Тією ж компанією розроблений AlgaeOnlineAnalyser, що дозволяє в реальному часі аналізувати концентрацію хлорофілу, а також диференціювати водорості за систематичними групами. Для біотестування пропонується спеціальна лабораторія аналізу водоростей (bbe Algae Lab Analyser), яка дозволяє визначати за спектрами водорості різних класів, фотосинтетичну активність водоростей, концентрацію хлорофілу за групами. Цей прилад рекомендований для моніторингу забруднення та в режимі *online* передає інформацію.

У 2004 р. створена лабораторія на кораблі, що обстежував озера та річки Америки. На кораблі були встановлені одночасно декілька флуориметрів (Hydrolab sonde; YSI Sonde; Turner Design 10AU; Turner Design Algal and CyanoWatch; Turner Design Cyclops; AWI-Trios probes; BBE FluoroProbe; BBE Online Analyzer (future)). За даними досліджень побудовані профілі вертикального та горизонтального розподілу хлорофілу. Встановлено, що апробовані прилади мають серію переваг та недоліків, серед яких основний – необхідність калібрування в реальному контексті складу угруповань та ступеню його розвитку.

При дослідженнях *in situ* фітопланктону озера Іссик-Куль застосований імпульсний флуориметр, який за допомогою зонду дозволяв оцінити концентрацію хлорофілу на глибині 100 м. Н. М. Лялюк наводить дані, що флуориметричний аналіз разом з

спектрофотометричним дозволив встановити основні тенденції зміни концентрації хлорофілу *a* у фітонеїстоні Азовського моря, також було доведено, що сонячна інсоляція є основною перешкодою для формування угруповань фітонеїстону в літоралі моря.

У літературі [15-19, 23, 25, 28, 36, 37, 43, 60, 61, 64] міститься велика кількість інформації про використання методу флуоресценції хлорофілу водоростей в культурах або окремих штамів водоростей. Дослідження стосуються водоростей, що викликають «цвітіння» води (*Anabaena sp.*, *Synechocystis sp.*), та інших типових видів планктону (види родів *Scenedesmus* Meyen, *Synedra* Ehrenb., *Monoraphidium* Komárk.-Legn., *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko та ін.). Т. В. Паршикова використовувала флуориметричний аналіз для встановлення впливу поверхнево-активних речовин на культури водоростей різних систематичних груп.

Дж. Грегор та Б. Маршалек [59] проводили кількісне визначення хлорофілу прісноводного фітопланктону в порівнянні традиційних та флуоресцентних методів й довели, що метод визначення флуоресценції хлорофілу водоростей за точністю може бути зіставлений з традиційним методом спектрофотометрії (етанолові екстракти).

Таким чином, чисельність, біомаса, таксономічний склад, фізіологічна активність водоростей різних екологічних угруповань дозволяють зробити висновок про благополуччя водойми, тобто діагностувати якість води, збалансованість екологічного метаболізму, рівень забруднення, в тому числі антропогенного тощо. Ці показники можна встановити різними методами, які відрізняються точністю, складністю реалізації, вимогами до кваліфікації дослідника, складністю обладнання тощо. Флуоресцентний метод від більшості стандартних гідробіологічних методів відрізняється більшою точністю та меншою трудомісткістю, що дозволяє зменшувати час на аналіз проб, значно зменшує, а згодом і нівелює витрати висококваліфікованих кадрів, зменшує економічні витрати, оскільки не потребує високих енергетичних витрат, використання хімічних речовин, додаткових обробок тощо. Всі ці підстави дозволяють проводити експрес-аналізи стану водних екосистем, створювати великі масиви даних для проведення систематичних досліджень протягом ряду років. Безумовною перевагою методу є те, що в дослідженнях водорості не руйнуються й дослідження можна проводити як *in vitro*, так і на живих клітинах *in vivo* та *in situ*, діагностуючи фізіологічний стан водоростей планктону, перифітону, бентосу, нейстону. Флуоресцентні методи дозволяють працювати з природними об'єктами, оскільки при низькій інтенсивності світло, що збуджує флуоресценцію, незначно змінює фізіологічний стан клітин. Ці методи практично безінерційні, мають відносно високу чутливість та забезпечують реєстрацію динаміки процесів.

Висновки

Моніторинг основних гідрохімічних та гідрфізичних показників дає можливість аналізувати рівень забруднення, можливості самоочищення екосистеми, визначати ступінь порушення основних процесів трансформації речовини при надходженні забруднювача, допомагає вчасно діагностувати викиди різної етіології, а також додатково диференціювати сигнал у сукупності фонових відгуків системи та реагувати відповідними заходами. Моніторинг біоіндикаційних показників допомагає із серій діагностичних параметрів виділяти біологічно значущі й найбільш небезпечні для екосистеми ріки. Крім того, вони дозволяють у найбільш короткі строки визначити зміни в екосистемі.

Особливості комплексного забруднення в умовах м. Донецька (щільність промислових підприємств, урбанізація, особливості техногенного навантаження, його динаміка, наявність хронічного забруднення одночасно за декількома параметрами та ін.) потребують розширення системи моніторингових точок (постів контролю) з можливостями роботи в автоматичному режимі та передачі інформації на сервер із загальною спільною базою даних за всіма точками контролю. Така система дозволяє отримувати дані в єдиній системі, має загальну систему обчислення та порівняння, що забезпечує максимально об'єктивну, вірогідну оцінку стану водного об'єкта.

Список літератури

1. Беспалова С. В. Апробування способів біоіндикації екологічного стану Донбасу / С. В. Беспалова, О. С. Горещкий, О. З. Глухов та ін. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2008. – Вип. 8. – С. 24–34.
2. Беспалова С. В. Биотехнология для нормализации экологии (программа создания комплекса) / С. В. Беспалова // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2004. – Вип. 4. – С. 10–21.
3. Беспалова С. В. Визначення порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів середовища / С. В. Беспалова, О. С. Горещкий, О. З. Глухов та ін. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. – 2010. – № 1 (10). – С. 9–26.
4. Беспалова С. В. Розробка способів біоіндикації екологічного стану Донбасу / С. В. Беспалова, О. С. Горещкий, М. В. Говта та ін. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2007. – Вип. 7. – С. 17–25.
5. Беспалова С. В. Розробка технології комплексної біоіндикаційної оцінки довкілля техногенного регіону / С. В. Беспалова, О. С. Горещкий, О. З. Глухов та ін. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2009. – Вип. 9. – С. 12–24.
6. Бухов Н. Г. Динамическая световая регуляция фотосинтеза / Н. Г. Бухов // Физиол. раст. – 2004. – Т. 51, № 6. – С. 825–837.
7. ГОСТ 17.1.04.02–90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*. – Введ. 01.01.91. – М.: Изд-во стандартов, 1990. – 14 с.
8. Елизаров В. А. Хлорофилл как показатель биомассы фитопланктона / В. А. Елизаров // Изучение первичной продукции планктона внутренних водоемов. – СПб.: Гидрометеиздат, 1994. – С. 126–131.
9. Емельянов И. Г. Разнообразие и устойчивость биосистем / И. Г. Емельянов // Успехи современной биологии. – 1994. – Т. 115, вып. 3. – С. 304–316.
10. Карапетян Н. В. Переменная флуоресценция хлорофилла как показатель физиологического состояния растений / Н. В. Карапетян, Н. Г. Бухов // Физиол. раст. – 1986. – Т. 33. – С. 1013–1026.
11. Климов В. В. Окисление воды и выделение молекулярного кислорода при фотосинтезе / В. В. Климов // Соросовский образовательный журн. – 1996. – № 11. – С. 9–12.
12. Коршун А. М. Оценка последствий антропогенного воздействия на примере речных экосистем России: автореф. дис. ... канд. географ. наук: 11.00.07 / А. М. Коршун. – Ростов-на-Дону, 2000. – 20 с.
13. Котова Л. И. Биологический контроль качества вод / Л. И. Котова, Л. П. Рыжков, А. В. Полина – М.: Наука, 1989. – 144 с.
14. Крючкова Н. М. Экспериментальное изучение фито-, зоо- и бактериопланктона в загрязненных водах / Н. М. Крючкова, Т. М. Михеева, Р. З. Коваль, Г. А. Инкина // Биология самоочищения и формирования качества воды. – М.: Наука, 1975. – С. 38–40.
15. Курейшевич А. В. Некоторые факторы, влияющие на относительное содержание хлорофилла *a* в биомассе фитопланктона / А. В. Курейшевич, М. Н. Пахомова // Тез. докл. VIII конф. по спорным раст. Средней Азии и Казахстана (Ташкент, 4–6 сентября 1986 г.). – Ташкент: ФАН, 1989. – С. 61–62.
16. Курейшевич А. В. Динамика фитопланктона и хлорофилла *a* в Днестровском водохранилище (Украина) в 1991–1993 гг. / А. В. Курейшевич, Л. А. Сиренко, В. А. Медведь // Альгология. – 1997. – № 1. – С. 49–57.
17. Лялюк Н. М. К изучению фитонейстона шельфовой зоны Азовского моря / Н. М. Лялюк // Альгология. – 1998. – Т. 8, № 2. – С. 140–145.

18. Лялюк Н. М. Фитонейстон литорали Азовского моря как показатель степени сапробности акватории / Н. М. Лялюк // Вопросы биоиндикации и экологии. – Запорожье: ВПК «Запоріжжя» – РИО «Издатель», 1997. – С. 121–124.
19. Лялюк Н. М. Фітонейстон літоралі Азовського моря та перспективи його використання в моніторингу: дис. ... канд. біол. наук / Н. М. Лялюк. – К., 2001. – 168 с.
20. Корнеев Д. Ю. Информационные возможности метода индукции флуоресценции хлорофилла / Д. Ю. Корнеев. – К.: Альтерпрес, 2002. – 188 с.
21. Кірпенко Н. І. Механізм біотичного взаємовпливу прісноводних водоростей: автореф. дис. ... докт. біол. наук: 03.00.17 / Н. І. Кірпенко. – К., 2011. – 39 с.
22. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод / А. В. Макрушин. – Л.: Изд-во Зоол. ин-та АН СССР, 1974. – 59 с.
23. Маторин Д. Н. Люминесценция хлорофилла в культурах микроводорослей и природных популяциях фитопланктона / Д. Н. Маторин, П. С. Венедиктов // Итоги науки и техн. ВИНТИ. Сер. Биофизика. – 1990. – Т. 40. – С. 49–100.
24. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.
25. Мониторинг фитопланктона / Л. Р. Измestьева, О. М. Кожова, Т. М. Михеева. – Новосибирск: Наука, 1992. – 141 с.
26. Оценка состояния и устойчивости экосистем / В. В. Снакин, В. Е. Мельниченко, Р. О. Бутовский и др. – М.: Изд-во ВНИИ природа, 1992. – 127 с.
27. Павлова Е. В. Экологические последствия антропогенного воздействия на прибрежные планктонные сообщества / Е. В. Павлова, Е. А. Куфтаркова // Тез. докл. II съезда гидробиол. общ-ва Украины. – К.: Изд-во Август, 1997. – Т. 1. – С. 40–41.
28. Погосян С. И. Состояние растительных организмов в природных условиях и окислительное повреждение фотосинтетического аппарата: автореф. дис. ... докт. біол. наук / С. И. Погосян. – М., 2003. – 56 с.
29. Погосян С. И. Изменения фотосинтетического аппарата индивидуальных клеток микроводоросли *Ankistrodesmus falcatus* в норме и при УФ-облучении / С. И. Погосян, Э. В. Волкова, Ю. В. Казимирко, В. Н. Максимов, А. Б. Рубин // Докл. РАН. – 1998. – Т. 363. – С. 690–693.
30. Рубин А. Б. Принципы организации и регуляции первичных процессов фотосинтеза / А. Б. Рубин // Тимирязевские чтения. – Пущино: ОНТИ ПНЦРАН, 1995. – С. 38.
31. Рубин А. Б. Регуляция первичных процессов фотосинтеза / А. Б. Рубин, Т. Е. Кренделева // Успехи биол. химии. – 2003. – Т. 43. – С. 225–266.
32. Рубин А. Б. Регуляция первичных процессов фотосинтеза / А. Б. Рубин, Т. Е. Кренделева // Биофизика. – 2004. – Т. 49, вып. 2. – С. 239–253.
33. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
34. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды / В. Сладечек // Санитарная и техническая гидробиология. – М., 1967. – С. 26–31.
35. Тихонов А. Н. Регуляция световых и темновых стадий фотосинтеза / А. Н. Тихонов // Соросовский образоват. журн. – 1999. – № 11. – С. 8–15.
36. Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности / В. Д. Федоров. – М.: Изд-во МГУ, 1979. – 168 с.
37. Финенко З. З. Адаптации планктонных водорослей к основным факторам океанической среды / З. З. Финенко // Биология океана – М.: Наука, 1977. – Т. 1. – С. 9–18.
38. Фотосинтез / Ю. К. Чемерис, Л. В. Шендерова, П. С. Венедиктов, А. Б. Рубин. – М.: Мир, 1987. – Т. 2. – 470 с.
39. Христофорова Н. К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами / Н. К. Христофорова. – М.: Наука, 1989. – 192 с.
40. Шевченко В. П. Міждисциплінарний науково-навчальний центр «Конвергенція нано-, біо- та інфотехнологій для збалансованого регіонального розвитку» як початок

розбудови університету дослідницького типу / В. П. Шевченко, С. В. Беспалова, О. С. Горещкий та ін. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2008. – Вип. 8. – С. 13–24.

41. *Шевченко В. П.* Проект національної програми з розробки біологічних технологій / В. П. Шевченко, С. В. Беспалова, В. О. Максимович // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2007. – Вип. 7. – С. 10–17.

42. *Adir N.* Photoinhibition a historical perspective / N. Adir, H. Zer, S. Shochat, I. Ohad // *Photosyn. Res.* – 2003. – V. 76. – P. 343–370.

43. *Arsalane W.* Influence of the pool size of the xanthophylls cycle on the effects of light stress in a diatom competition between photoprotection and photoinhibition / W. Arsalane, B. Rousseau, J. C. Duval // *Photochem. Photobiol.* – 1994. – 60. – P. 237–243.

44. *Barber J.* Photosystem Two / J. Barber // *Biochim. Biophys. Acta.* – 1998. – V. 1365. – P. 269–277.

45. *Bergo E.* Degradation of D1-protein induced by UVB Light and its consequences of Photosystem II organization and Lateral distribution / E. Bergo, M. Giorgio Giacometti, R. Barbato // *G. Garab Photosynthesis: Mechanisms and effects.* – 1998. – Vol. III. – P. 2345–2348.

46. *Bjorkman O.* Xanthophylls and excess-energy dissipation: a genetic dissection in Arabidopsis / O. Bjorkman, K. N. Krishna // *G. Garab. Photosynthesis: Mechanisms and effects.* – 1998. – Vol. III. – P. 2085–2090.

47. *Chang-Cheng Xu.* Possible involvement of reversible phosphorylation in the regulation of zeaxanthin epoxidation in rice leaves / Chang-Cheng Xu, Hong Jin Hwang, Tae Hyong Rhew, Choon Hwan Lee // *G. Garab. Photosynthesis: Mechanisms and effects.* – 1998. – Vol. III. – P. 1907–1910.

48. *Choudhury N. K.* Photoinhibition of photosynthesis: role of carotenoids in photoprotection of chloroplast constituents / N. K. Choudhury, R. K. Behera // *Photosynthetica.* – 2001. – 39 (4). – P. 481–488.

49. *Crofts A.* Molecular mechanism for qE-quenching / A. Crofts, C. T. Yerkes // *FEBS Lett.* – 1994. – V. 352. – P. 265–270.

50. *DeCoster B.* Low lying electronic states of carotenoids / B. DeCoster, R. I. Christensen, R. Gebhard et al. // *Biochim. Biophys. Acta.* – 1992. – V. 1102. – P. 107–119.

51. *Demmig-Adams B.* Carotenoids and photoprotection in plants: a role for the xanthophylls zeaxanthin / B. Demmig-Adams // *Biochim. Biophys. Acta.* – 1990. – V. 1020. – P. 1–24.

52. *Elstner E. F.* Mechanisms of oxygen activation during plant stress / E. F. Elstner, W. Osswald // *Oxygen and Environmental Stress in Plants* / Eds. R. Watling, J. A. Allen. – Edinburgh: Royal Society of Edinburgh, 1994. – V. 102. – P. 131–154.

53. *Falkowski P. G.* Aquatic photosynthesis / P. G. Falkowski, J. A. Raven // *Blackwell Science.* – 1997. – 375 p.

54. *Frank H. A.* Photophysics of the carotenoids associated with the xanthophylls cycle in photosynthesis / H. A. Frank, A. Cua, V. Chynwat et al. // *Photosynth. Res.* – 1994. – V. 41. – P. 389–395.

55. *Frank H. A.* Photosynthetic carotenoids: structure and photochemistry / H. A. Frank, C. A. Violette, J. K. Trautman et al. // *Pure Appl. Chem.* – 1991. – V. 63. – P. 109–114.

56. *Gilmore A. M.* Mechanistic aspects of xanthophylls cycle dependent photoprotection in higher plant chloroplasts and leaves / A. M. Gilmore // *Physiol. Plant.* – 1997. – V. 99. – P. 197–209.

57. *Gilmore A. M.* Epoxidation of zeaxanthin and antheraxanthin reverse nonphotochemical quenching of photosystem II chlorophyll a fluorescence in the presence of a transthylakoid ApH / A. Gilmore, N. Mohanty, H. Y. Yamamoto // *FEBS Lett.* – 1994. – V. 350. – P. 271–274.

58. *Gilmore A.* Linear model relating xanthophylls and lumen acidity to non-photochemical fluorescence quenching. Evidence that antheraxanthin explains zeaxanthin-independent quenching / A. Gilmore, H. Y. Yamamoto // *Photosynth. Res.* – 1993. – V. 35. – P. 67–78.

59. *Gregor J.* Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll *a*: a comparative study of *in vitro*, *in vivo* and *in situ* methods / J. Gregor, B. Maršalek // *Water Research*. – 2004. – 38 (3). – P. 517 – 522.
60. *Hader D.-P.* Role of protective and repair mechanisms in the inhibition of photosynthesis in marine Macroalgae / D.-P. Hader, M. Lebert, R. P. Sinha, E. S. Barbieri, E. W. Helbling // *Photochem. and Photobiol. Sci.* – 2002. – V. 10 (1). – P. 809–814.
61. *He Y.-Y.* Involvement of reactive oxygen species in the UV-B damage to the cyanobacterium *Anabena* sp.11 / Y.-Y. He, D.-P. Hader // *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.* – 2002. – 66 (1). – P. 73–80.
62. *Hideg E.* The irreversible photoinhibition of the photosystem II complex in leaves of *Vicia faba* under strong light / E. Hideg, N. Murata // *Plant Sci.* – 1997. – V. 130. – P. 151–158.
63. *Horton P.* Regulation of the photochemical efficiency of photosystem II: consequences or the light response of field photosynthesis / P. Horton, K. Oxborough, D. Reeds, J. D. Scholes // *Plant Physiol. and Biochem.* – 1980. – V. 26 – P. 453–460.
64. *Jahnke L. S.* Massive carotenoid accumulation in *Dunaliella bardawil* induced by ultraviolet-A radiation / L. S. Jahnke // *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.* – 1999. – 48. – P. 68–74.
65. *Koyama Y.* Structures and functions of carotenoids in photosynthetic systems / Y. Koyama // *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.* – 1991. – 9. – P. 265–280.
66. *Krause G. H.* Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basic / G. H. Krause, E. Weis // *Ann. Rev. Plant. Physiol. Plant Mol. Biol.* – 1991. – V. 42. – P. 313–349.
67. *Krause G. H.* Chlorophyll fluorescence as a tool in plant physiology: 11. Interpretation of fluorescence signals / G. H. Krause, E. Weis // *Photosynth. Res.* – 1984. – V. 5. – P. 139–157.
68. *Lazar Dusan* Chlorophyll *a* fluorescence induction / Dusan Lazar // *Biochimica et Biophysica Acta.* – 1999. – 1412. – P. 1–28.
69. *Mahalingam R.* Stress response, cell death and signaling: the many faces of reactive oxygen species / R. Mahalingam, N. Fedoroff // *Physiol. Plantarum.* – 2003. – V. 119 (1). – P. 56–68.
70. *Schreiber U.* Chlorophyll fluorescence assay of ozone injury in intact plants / U. Schreiber, W. Vidayer, V. C. Runeckles, P. Rosen // *Plant Physiol.* – 1978. – V. 61. – P. 80–84.
71. *Spetea C.* The quinine electron acceptors are not the main sensitizers of UV-B induced protein damage in isolated photosystem II reaction center and core complexes / C. Spetea, E. Hideg, I. Vass // *Plant science.* – 115 (2). – P. 207–215.
72. *Strid Ake* UV-B damage and protection at the molecular level in plants / Ake Strid, Chow Wah Soon, Jan M. Anderson // *Photosynthesis Research.* – 1994. – V. 39. – P. 475–489.
73. *Thiele A.* Increased xanthophylls cycle activity and reduced D1 protein inactivation related to photoinhibition in two plant systems acclimated to excess light / A. Thiele, K. Schirwitz, K. Winter, G. H. Krause // *Plant science.* – 1996. – 115 (2). – P. 237–250.
74. *Yamamoto H. Y.* Biochemistry of the Xanthophyll cycle in higher plants / H. Y. Yamamoto // *Pure Appl. Chem.* – 1979. – V. 51. – P. 639–648.

Беспалова С. В., Лялюк Н. М., Афанасьев Д. Н., Романчук С. М., Васильев А. В. Автоматизированный мониторинг экологического состояния поверхностных вод с использованием фитопланктона в качестве биоиндикатора. – Рассмотрены вопросы организации мониторинга поверхностных вод в Украине, Донецкой области. Проанализированы возможности автоматизации системы мониторинга и доказана необходимость включения биоиндикаторов в подобные системы. Обоснована целесообразность использования в биоиндикации загрязнений поверхностных вод флуоресценции водорослей планктона

Ключевые слова: биоиндикация, флуоресценция, фитопланктон, водоемы Донецкой области, автоматизированный контроль.

Bespalova S. V., Lyalyuk N. M., Afanasyev D. N., Romanchuk S. M., Vasilyev A. V. Automated monitoring of ecological state of surface waters using phytoplankton as a bioindicator. – Issues of development of surface waters monitoring in Donetsk region of Ukraine are discussed. Abilities of automated monitoring system are analyzed and necessity of bioindicators inclusion in such system is established. A background is given for the use of microalgae as bioindicators of surface waters pollution.

Key words: bioindication, fluorescence, phytoplankton, water reservoirs of Donetsk Region, automated monitoring.