

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

УДК 504 : 57.08

© С. В. Беспалова, О. С. Горецький, О. З. Глухов, В. О. Максимович, О. З. Злотін,
М. В. Говта, Т. Ю. Маркіна, Н. М. Лялюк, К. М. Маслодудова, А. І. Сафонов,

О. В. Машталер, О. В. Федотов, А. Д. Штірц

**ВИЗНАЧЕННЯ ПОРОГІВ ЧУТЛИВОСТІ БІОІНДИКАТОРІВ НА ДІЮ
ЕКОЛОГІЧНО НЕСПРИЯТЛИВИХ ФАКТОРІВ СЕРЕДОВИЩА**

Донецький національний університет; 83050, м. Донецьк, вул. Щорса, 46

e-mail: eco99@i.ua

Беспалова С. В., Горецький О. С., Глухов О. З., Максимович В. О., Злотін О. З., Говта М. В., Маркіна Т. Ю., Лялюк Н. М., Маслодудова К. М., Сафонов А. І., Машталер О. В., Федотов О. В., Штірц А. Д. Визначення порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів середовища. – За результатами проведених досліджень, які спрямовані на вирішення актуальних завдань діагностики та нормування в системі контролю якості середовища, визначені порogi чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів довкілля. Сформовано базу даних характеристик щодо порогової чутливості біоіндикаторів (водоростей, грибів, мохоподібних, квіткових рослин, кліщів, комах та психофізіологічного стану людини) на дію екологічно несприятливих факторів.

Ключові слова: порogi чутливості, біоіндикація, стан довкілля.

Вступ

Підґрунтям для виконання пропонованої роботи є результати наших попередніх досліджень, які спрямовані на вирішення актуальних завдань діагностики та нормування в системі контролю якості середовища [1-4]. Незважаючи на глобальну атрактивність концепцій біомоніторингу, нормованих критичних навантажень та стійкості екосистем, оцінка чинників середовища пов'язана з багатьма невизначеностями. Реалізація кваліметричної програми для промислового регіону вимагає наявності репрезентативної бази даних за максимальною кількістю чинників та характеристик стану середовища, що мають локалізацію та можливість оцінювання за довго- та короткостроковою динамікою.

Біологічні методи широко використовуються в системі моніторингу стану довкілля, основними елементами якого є біоіндикація і біотестування. Вони значно відрізняються від інших, особливо інструментальних методів, невисокою коштовністю в поєднанні з можливістю одночасного вивчення великих територій, а також відносною простотою інтерпретації результатів [5-8]. Окрім того, біоіндикаційні дослідження дозволяють використовувати інформацію та оцінювати режим тих впливів, які у момент спостереження можуть мати нульову активність [9].

Екологічне нормування передбачає встановлення нормативів якості довкілля, яке ґрунтується на концепції пороговості шкідливої дії. Тому наступним етапом у вирішенні завдань у системі контролю якості середовища було визначення порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів довкілля.

Матеріал і методи дослідження

Для досліджень порогів чутливості водоростей-індикаторів використані альгологічні проби фітопланктону водойм м. Донецька та Донецької області, зібрані у вегетаційні періоди. Аналіз складу видів проводили методами світлової мікроскопії з використанням загальновизнаних методик визначників для прісних та солоних вод України [10-15]. При визначенні складу діатомових водоростей виготовляли постійні препарати із середовищем Ельяшева [16]. Екологічний аналіз включав визначення пристосування виду до біотопу, умов рН та солоності, реофільності, галобності. Для створення бази даних порогів чутливості використані систематичні схеми, прийняті в «Algae of Ukraine» [17, 18].

Об'єктом дослідження серед базидіоміцетів був штам F-610 гриба *Flammulina velutipes*. Для вивчення динаміки росту й інтенсивності процесів ПОЛ штам F-610 культивували поверхнево на глюкозо-пептонному середовищі об'ємом 50 мл у колбах Erlenmeyer ємністю 250 мл при температурі 27,5°C протягом 20 діб. Початкове рН живильного середовища 6,0-6,5 од. Ріст штаму оцінювали за накопиченням біомаси (абсолютно сухий міцелій) ваговим методом [19, 20]. Для оцінки активності процесів ПОЛ використовували тест із тіобарбітуровою кислотою – ТБК-тест. Метод заснований на визначенні кількості забарвленого продукту, який має максимум поглинання в червоному видимому спектрі при 532 нм. Забарвлений продукт утворюється в результаті взаємодії двох молекул ТБК з однією молекулою малонового діальдегіду (МДА) – одного з вторинних продуктів ПОЛ. Встановлено, що реакцію з ТБК дає не тільки МДА, а й багато інших карбонільних сполук, які утворюються під час ПОЛ. Тому разом їх називають ТБК-активні продукти (ТБК-АП) [21]. Вміст продуктів ПОЛ у міцелії та культуральному фільтраті (КФ) визначали на 5, 10, 15 і 20-ту добу культивування. Для отримання гомогенату (МГ) міцелій відділяли від КФ і розтирали в ступці при +5°C. Суміш центрифугували при 3000 об/хв. протягом 10 хвилин. Визначали вміст продуктів ПОЛ у мікологічному матеріалі в присутності 20% трихлороцтової кислоти. Вміст ТБК-АП перераховували на вміст у наномолях МДА на 1 г (мл) маси досліджуваного матеріалу [21]. рН розчинів визначали потенціометричним методом.

Вивчення флористичних і геоботанічних показників мохоподібних проводили методом маршрутних досліджень і на стаціонарних ділянках. Гербарні зразки визначали стандартним порівняльно-морфологічним методом за визначниками та флорами, а також за окремими монографічними обробками. Ідентифікацію мохоподібних та анатомо-морфологічні дослідження проводили за допомогою бінокулярних мікроскопів та стереоскопічного мікроскопу за загальноприйнятою методикою [22]. Використовували окуляри зі збільшенням 15× та об'єктиви зі збільшенням 8× і 20× з апертурою 0,20 і 0,65 відповідно. Усі експерименти, описи та відбір зразків мохоподібних і ґрунту проводили у 5-х повторностях, аналізуючи не менше 50 гаметофітів досліджуваних мохоподібних.

Визначення комбінованого ефекту промислового забруднення на рослини було проведено на рослинах *Dactylis glomerata* L., *Bromus arvensis* L. та *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub, що висаджували в квітні на пробних площах, які характеризувалися різним ступенем техногенного навантаження на природне середовище, а саме на територіях підприємств: металургійної промисловості – Єнакіївський металургійний завод (ЄМЗ) та Донецький металургійний завод (ДМЗ); хімічної промисловості – підприємство «Макрохім» та Макіївський хімічний комбінат (МХК); коксохімічної промисловості – Авдіївський коксохімічний завод (АКХЗ), Єнакіївський коксохімпром (ЄКХП) та «Донецьккокс» (ДК). Насінний матеріал збирали в контрольних фонових умовах у с. Дронівка Артемівського району Донецької обл. (контроль) у кількості 1000 плодів кожного виду. Плоди всієї вибірки для кожного виду окремо перемішували між собою, таким чином формували гомогенізовану однорідну вибірку насінного матеріалу рослин, для яких раніше було доведено індикаційні властивості [23], тобто рослин-індикаторів. Таким чином було сформовано моніторингові дослідження при вирощуванні тест-рослин за дії окремих ксенобіотиків та їх комбінацій. Встановлення відповідних реакцій рослин та діагностику типу комбінованого впливу здійснювали на основі отриманих результатів та очікуваних для кожного типу промисловості реакцій рослин на дію комплексного фактору токсичного забруднення. Будову рослинного організму вивчали за морфологічними показниками: максимальній кількості утворених за два вегетаційні сезони (з квітня до жовтня наступного року) пагонів для кущових злаків *Dactylis glomerata* L., *Bromus arvensis* L. та *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub, а також за допомогою лінійних приладів визначали максимальні розміри діаметру проективного покриття окремих кущів злаків у межах пробної ділянки. Кількість пагонів і діаметр проективного покриття куща, що утворюються за два роки з однієї насінини, розраховували у 10-кратній повторності для кожної окремої дослідної ділянки.

Проаналізовано матеріал по панцирних кліщах, зібраний на техногенних катенах: териконах шахт «Трудівська», ім. М. Горького, «Панфіловська», № 5/6, № 29 м. Донецька, шахт № 12 і 30 м. Шахтарська та відвалах Новотроїцького доломітного комбінату. Отримані дані порівняно з контрольними ділянками, у якості яких обрано природні катени: байрачну балку лісопарку «Путилівський ліс» м. Донецька та степову балку відділення Українського природного степового заповідника «Хомутовський степ». Збір ґрунтових проб та вигонку кліщів проводили за загальноприйнятою методикою Е. М. Буланової-Захваткіної [24]. Видову належність панцирних кліщів встановлювали при мікроскопіюванні за допомогою мікроскопу PZO (Польща). При цьому використовували визначники [25-29], а також статті з першоописами видів. Для дослідження структури домінування угруповань панцирних кліщів використовували індекс домінування за шкалою Г. Енгельмана [30], де Е – еудомінант (>40%), D – домінант (12,5-39,9%), SD – субдомінант (4,0-12,4%), R – рецедент (1,3-3,9%), SR – субрецедент (<1,3%). Розподіл угруповань панцирних кліщів за життєвими формами наведений відповідно до робіт Д. О. Криволуцького [27, 31]. Для оцінки екологічного різноманіття угруповань панцирних кліщів досліджуваних ділянок використано інформаційно-статистичний індекс Шеннона [32].

У дослідах використовували гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда одного часу виходу з яєць. Для досліджень було обрано стабільно високу за життєздатністю породу шовковичного шовкопряда Білококонна-2 поліпшена (Б-2 пол.). Протягом 2009-2010 років було проведено 3 серії дослідів. Брили широкий діапазон концентрацій фосфор-органічного інсектициду фосфаміду (від 0 до 0,1 мг/л), що забезпечило загибель гусениць від 0 до 100%. Кожна концентрація випробовувалась у 5-кратній повторності (по 30 гусениць-мурашів). Для визначення практичних меж чутливості біоіндикатору гусениць-мурашів використовували метод сухої плівки. Спостереження за загибеллю гусениць-мурашів проводили до початку загибелі гусениць у контролі. Під час проведення дослідів освітлення було природнім, температура повітря в термостаті – +25°C, вологість повітря – 90%. Облік загиблих гусениць проводили щодня [33, 34].

Проведено аналіз психофізіологічного стану мешканців Петровського, Київського, Пролетарського та Кіровського районів м. Донецька. Обстежено 100 осіб, які довгостроково (більше 10 років) мешкали на техногенно-трансформованих територіях. Обстеженими були студенти біологічного факультету Донецького національного університету у віці 18-24 років, у яких загальноприйнятими методами визначали психофізіологічні показники. Для визначення порогів чутливості психофізіологічних показників людини було вивчено стан показників прийняття рішень, концентрації уваги, швидкості переробки інформації (ШПІ), психофізіологічної адаптивності, короткочасної пам'яті. Зміни порогів чутливості визначали за результатами мінімальної реакції (вірогідній зміні) психофізіологічних показників з урахуванням шкали екологічної шкідливості району обстеження [4].

Результати досліджень оброблено за допомогою загальноприйнятих статистичних методів та пакетів прикладних програм: Excel, Statgraph 5.0, Statistica 6.0, SPSS 11.5 for Windows.

Результати та обговорення

Визначення порогів чутливості до дії факторів середовища водоростей видів-індикаторів водойм Донбасу.

Аналіз літературних джерел свідчить, що дослідження порогів чутливості водоростей проводяться у досить обмеженому колі. Так, наявні джерела стосуються головним чином дії факторів забруднення радіонуклідами, важкими металами, нафтопродуктами [35-40]. До того ж основні методики визначення порогів базуються на біотестуванні на засадах однофакторного експерименту в умовах лабораторії [41, 42]. Однак відомо, що в умовах комплексного забруднення отримані результати не мають частіше реального проектування й потребують досить тривалого й неоднозначного експериментального підтвердження. Тому визначення порогів чутливості до дії факторів забруднення для водоростей повинні

починатися з визначення порогів базових чинників, таких як температура, рН води, динамічність води, мінералізація тощо, тому що часто саме ці фактори є основними вирішальними для існування виду. Тому одним із завдань роботи стало формування бази даних характеристик щодо порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічних факторів у несприятливих умовах водного середовища м. Донецька та Донецької області.

Для м. Донецька і Донецької області складені списки видів-індикаторів забруднення водойм з вказанням порогових значень для низки екологічних факторів (температури, рН, мінералізації, динамічності вод, сапробності та ін.). За базами даних є можливість визначення основних характеристик водойми. На рис. 1 представлені результати апробації аналізу на прикладі визначення кислотності водойми (перший міський ставок м. Донецька) за пороговими значеннями домінуючих видів-індикаторів. Як видно з рис. 1, в угрупованнях водоростей дослідженого об'єкту переважну більшість складають види водоростей-індиферентів (широка екологічна валентність) та алкаліфіли (рН від 6 до 10).

На рис. 2-4 представлені результати дослідження порогових значень для водоростей-індикаторів р. Кальміус за трьома факторами середовища. Як видно з рис. 2, в угрупованнях водоростей переважали помірно температурні (10-30°C) види й велику кількість складали види, що пристосовані до існування у широкому діапазоні температур (від 0 до 30°C).

Помірно температурними були такі види: *Navicula radiosa* Kütz і *Cymbella cymbiformis* Ag., а як евритермні в базі вказані *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm., *N. gracilis* Hant. У визначених раніше видах трапляються і теплолюбні, а саме: *Synechocystis aquatilis* Sauv.

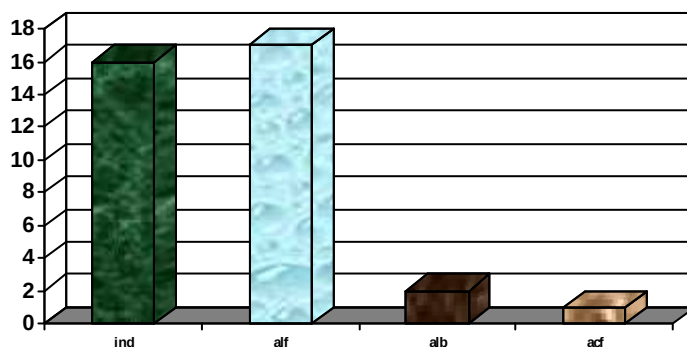


Рис. 1. Приклад розподілу видів за групами кислотності у порогових градаціях (ставки м. Донецька): ind – індиферент та/або нейтрофіл; alf – алкаліфіл; alb – алкалібіонт; acf – ацидофіл.

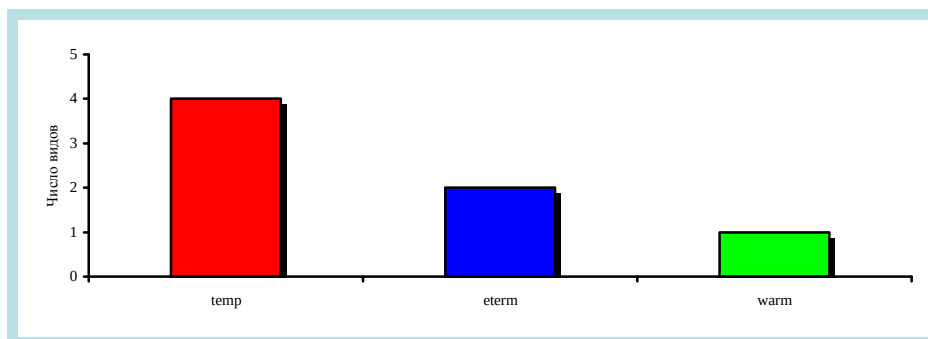


Рис. 2. Розподіл видів-індикаторів за групами порогових значень температури (А): temp – помірні або індиферентні, eterm – евритермні, warm – теплолюбні.

За умовами субстрату в угрупованнях переважали планктонно-бентосні види та бентосні, тобто пристосовані до умов товщі води або до певного субстрату (каміння, інших вищих рослин, черепашок молюсків та ін.) (рис. 3).

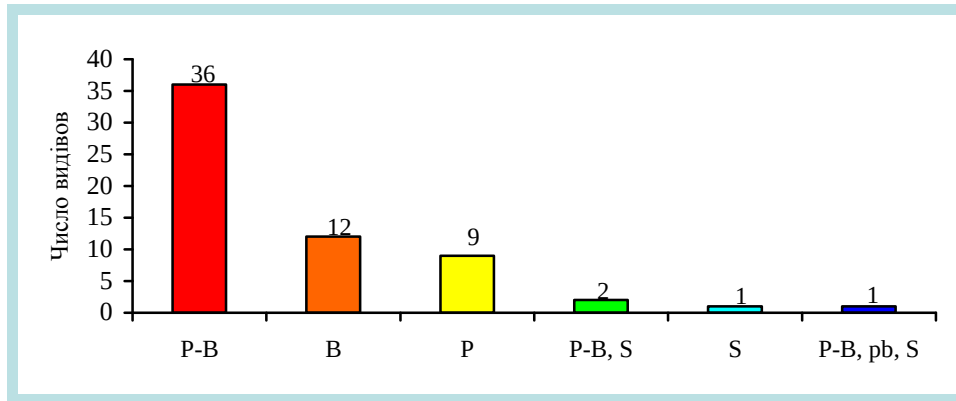


Рис 3. Розподіл видів-індикаторів за групами порогових значень біотопів р. Кальміус: бентос на (B), ґрунтові (S), фікобійнти (pb), планктонно-бентосні (P-B), планктонні (P), епіфітні (Ep) та перифітонні (pr).

Планктонно-бентосні форми домінували за кількістю видів. Пояснити цей факт можна тим, що досліджена річка Кальміус має невеликі глибини, що сприяє просторовому наближенню місцезростань представників планктону і бентосу й утворенню змішаних форм, таких як *Merismopedia tenuissima* Lemmerm., *Oscillatoria limosa* Ag., *Euglena clara* Skuja, *Monoraphidium irregulare* (G. Sm.) Kom.-Legn. in Fott, *Acutodesmus pectinatus* (Meyen) P. Tsarenko comb. nova var. *pectinatus*. Суто бентосними були такі види, як *Caloneis amphibaena* (Bory) A. Cleve. *Gyrosigma spenceri* (J. T. Quekett) Griffith et Henfr. Фікобійнтою виявилась *Chlorella vulgaris* Beijer., яка має широку екологічну валентність щодо умов субстрату.

На рис. 4 представлений аналіз умов мінералізації. Встановлено, що у р. Кальміус переважають олігогалобні та мезогалобні види (порог чутливості до концентрації розчинних солей від 0,5-5 до 5-18 ‰).

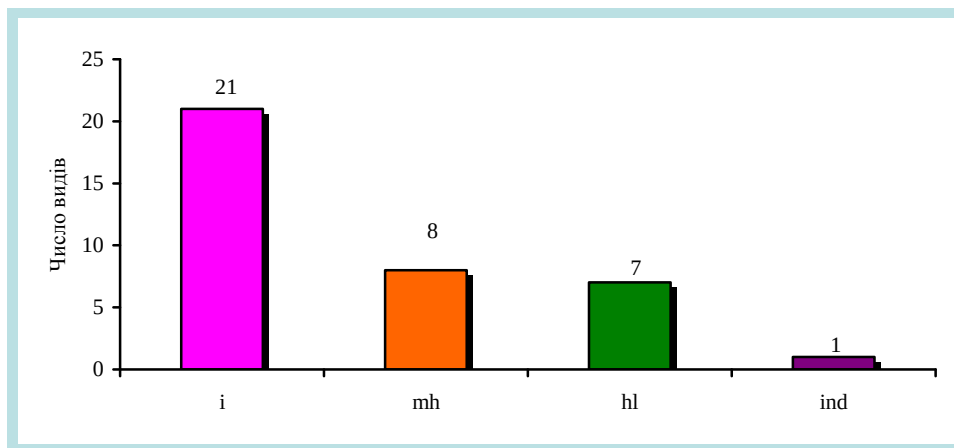


Рис. 4. Розподіл видів-індикаторів за групами порогових значень солоності (C): I – олігогалоб, mh – мезогалоб, hl – галофіл, ind – індиферент на прикладі р. Кальміус.

Acutodesmus acuminatus (Lagerch.) Hegew. et Hanagata, *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh. var. *boryanum* та ін. були відмічені як олігогалобні. Друге місце за кількістю видів посідала група мезогалобних видів (*Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansg. var. *minimum*, *Dictyosphaerium ulchellum* Woodw., *Cymbella turgidula* Grunow in A. Schmidt et al.).

Галофільні види були також широко представлені. Серед цієї групи в угрупованнях фітопланктону р. Кальміус траплялися *Chaetoceros muelleri* Lemmerm., *Oscillatoria limosa* Ag. та інші види.

Отримані результати дають підстави сказати, що види-індикатори водойм м. Донецька здебільшого мають широку екологічну валентність, тобто добре пристосовані до несприятливих умов середовища й здатні витримувати значне забруднення.

Визначення порогу чутливості штаму F-610 *Flammulina velutipes* до фенолу.

За даними річних моніторингових досліджень екологічного стану контрольних та дослідних територій Донецької області з впровадженням мікологічних способів встановлено, що активність каталази та рівень процесів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) міцелію плодових тіл грибів *Flammulina velutipes* і *Pleurotus ostreatus* вірогідно залежать від місця збору плодових тіл. Рівень накопичення продуктів ПОЛ – сумарна реакція організму на дію факторів довкілля, а гриб *Flammulina velutipes* має більш виражену реакцію на такі впливи.

Виходячи з вищезазначеного, метою роботи було вивчити вплив фенолу на інтенсивність процесів ПОЛ культури *Flammulina velutipes* і на основі цих показників визначити поріг чутливості штаму F-610 до фенолу.

Штам культивували 5 діб, після цього в колби вносили фенол у кінцевій концентрації 0,01%. Результати представлені на рис. 5.

Виявлено вірогідний вплив фенолу в цій концентрації на вміст продуктів ПОЛ як у міцелії, так і в культуральному фільтраті. Максимальна кількість продуктів ПОЛ у міцелії зафіксована на 24 годину експозиції фенолу і перевищувала цей показник у контролі в 1,6 рази; у культуральному фільтраті – на 72 годину і зросла порівняно з контролем у 2,16 рази.

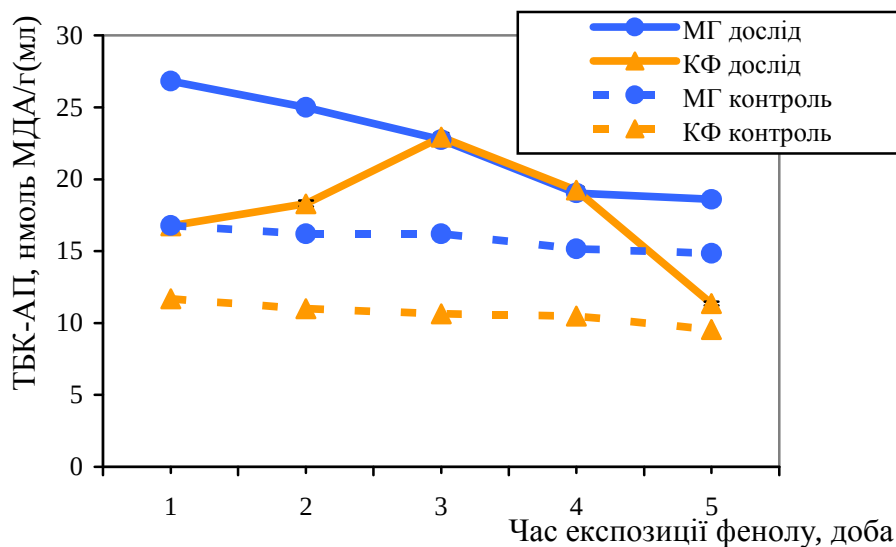


Рис. 5. Вміст продуктів ПОЛ штаму F-610 залежно від часу експозиції фенолу в концентрації 0,01%.

Вплив різних концентрацій фенолу від 0,005 до 0,15% на інтенсивність процесів ПОЛ штаму F-610 визначали через 24 години експозиції поллютанту (рис. 6). Обрані концентрації перевищують ГДК фенолу, які становлять 0,01 мг/м³ у повітрі та 0,001 мг/дм³ у воді.

Результати дослідження показали, що зміна вмісту продуктів ПОЛ в культуральній рідині при концентрації фенолу 0,005% порівняно з контролем не є вірогідною. Отже, поріг чутливості на фенол – найменша величина параметра, яку може фіксувати штам F-610, є концентрація 0,01%. При цій концентрації вміст продуктів ПОЛ у міцелії перевищує контрольний у 1,6 рази, а у культуральній рідині – у 1,4 рази. Максимальна кількість продуктів ПОЛ у міцелії була зафіксована при концентрації фенолу 0,05%, а у

культуральному фільтраті – при концентрації 0,15%. Подальше підвищення концентрації фенолу у середовищі до 0,3% веде до пригнічення процесів перекисного окиснення ліпідів в міцелії та зменшення вмісту їх продуктів у культуральній рідині.

Таким чином, міцеліальні культури *F. velutipes* мають достовірний відгук на дію фенолу, що вказує на можливість їх використання для мікологічного тестування забруднення навколишнього середовища цим полутантом.

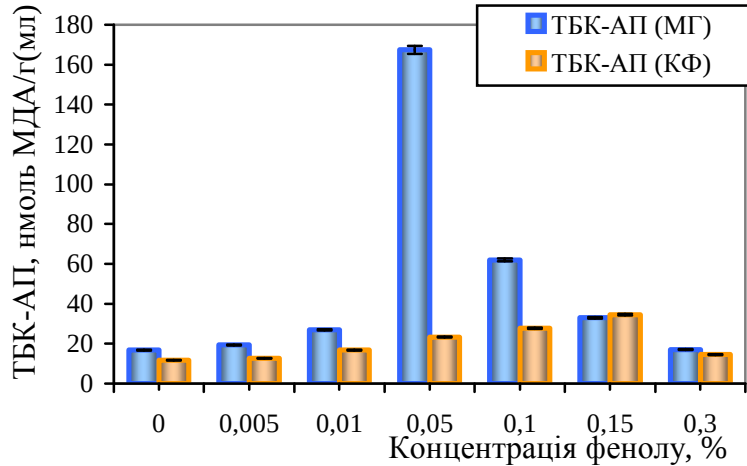


Рис. 6. Вплив різних концентрацій фенолу на вміст продуктів ПОЛ штаму F-610 *Flammulina velutipes*.

Визначення порогів чутливості до дії факторів середовища бріофлори.

Бріофлора є вагомим компонентом екосистем, який істотно впливає на мікроклімат місцезростань, на ріст і відновлення судинних рослин, відіграє важливу роль у регуляції водного режиму і процесах ґрунтоутворення. Мохоподібним характерна широка екологічна амплітуда, але вони тісно пов'язані з певним поєднанням екологічних факторів. Як і інші рослини, мохи займають місцезростання в залежності від норми реакції видів на дію факторів навколишнього середовища – світла, вологи, температури, хімічного й механічного складу субстрату та ін.

Особливості місцезростань є основним критерієм виділення екологічних груп мохоподібних. Треба зазначити, що для поширення кожного виду також мають значення регіональні особливості, оскільки екологічні характеристики видів у різних регіонах не завжди збігаються: один і той же вид може належати до різних екологічних груп.

Провідним екологічним фактором у розповсюдженні рослин є зволоження місцезростань. З'ясовано, що провідне місце в екологічній структурі мохоподібних південного сходу України належить мезоксерофітам (55,26%). Друге місце за кількістю представників належить мезофітам (31,58%). Ксерофіти представлені трьома видами мохоподібних (7,89%). Мезогігрофіти (5,26%) трапляються на вологих місцях, берегах струмків та в умовах антропогенних екотопів на незадернованих ґрунтах, стінах колодязів. Представники інших екологічних груп (гігрофіти, гігрогідрофіти, гідрофіти) на обстежених територіях нами поки що знайдені не були (рис. 7).

Трофність субстрату (багатство субстрату елементами живлення) – один з найважливіших факторів, що впливає на поширення мохоподібних. Залежно від вимог щодо вмісту в субстраті елементів живлення виділено такі групи мохоподібних: оліготрофи, олігомезотрофи, мезотрофи, мезоевтрофи та евтрофи. Поживність субстрату визначали за рослинами-індикаторами трофності. Найчисельнішою є група мезотрофів (50,00%), що, головним чином, характерно для бріофлори лісостепу та лісосуходів антропогенного походження. Найменше представлені мезоевтрофні види, евтрофні – відсутні (рис. 8).

Набір відповідних адаптацій та широта межі витривалості визначають розповсюдження видів, можливість їх існування у даній природній зоні [43, 44].

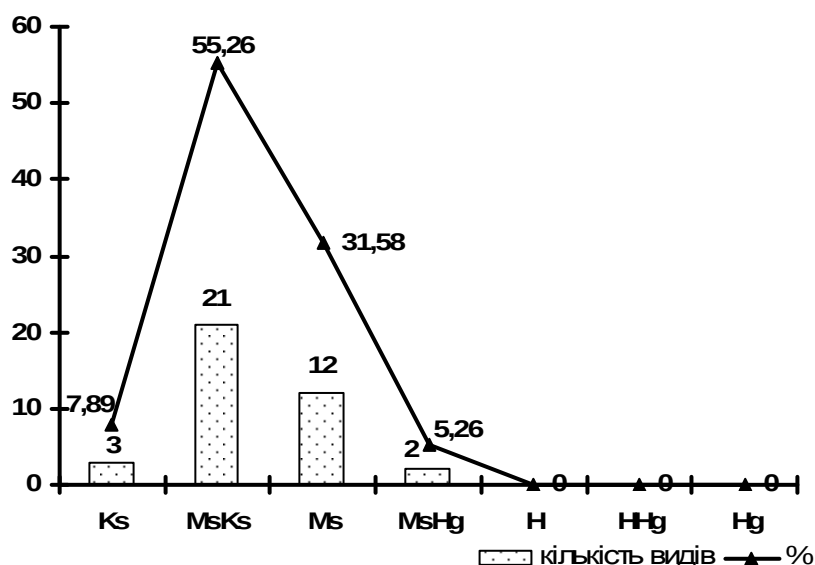


Рис. 7. Екологічні групи мохоподібних південного сходу України за відношенням до зволоження: Ks – ксерофіти; MsKs – мезоксерофіти; Ms – мезофіти; MsHg – мезогігрофіти; H – гігрофіти; HHg – гігрогідрофіти; Hg – гідрофіти.

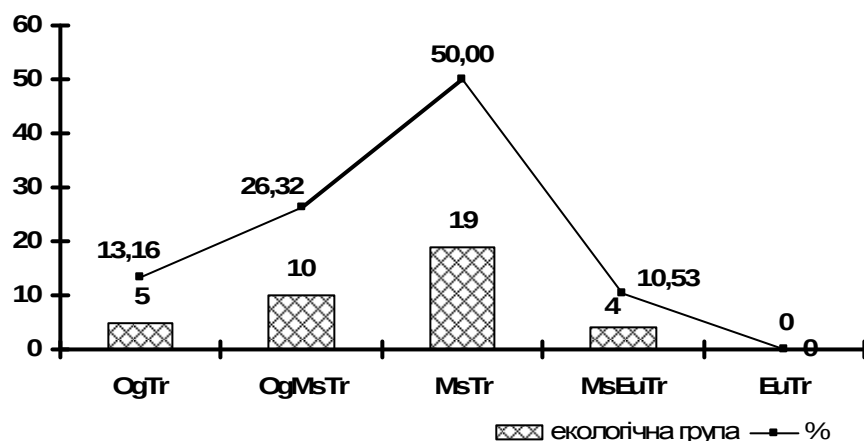


Рис. 8. Екологічні групи мохоподібних південного сходу України за відношенням до трофності субстрату: OgTr – оліготрофи; OgMsTr – олігомезотрофи; MsTr – мезотрофи; MsEuTr – мезоевтрофи; EuTr – евтрофи.

Визначення порогів чутливості до дії факторів середовища рослин-індикаторів.

У табл. 1 представлено результати підрахунку кількості пагонів для рослин-індикаторів під час завершення експерименту.

Таблиця 1

Специфіка пагоноутворення тест-індикаторів

Пробна площа	Кількість пагонів, шт.		
	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Bromus arvensis</i>	<i>Bromopsis inermis</i>
ЄМЗ	2,7	2,8	1,7
ДМЗ	1,5	2,0	1,5
Макрохім	7,8	9,5	6,0
МХК	7,0	9,7	7,3
АКХЗ	3,1	4,2	3,9
ЄКХП	3,3	3,5	3,9
ДК	3,0	4,0	3,8
Контроль	14,5	16,3	15,0

Середнє значення кількості пагонів на територіях підприємств металургійної промисловості складає 2,04, хімічної – 7,89, коксохімічної – 3,64; у контролі – 15,27 шт.

У табл. 2 представлено результати розміру проективного покриття куша, утвореного однією насінниною наприкінці експерименту.

Таблиця 2

Метричні показники проективного покриття фітоіндикаторів

Пробна площа	Діаметр проективного покриття, см		
	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Bromus arvensis</i>	<i>Bromopsis inermis</i>
ЄМЗ	3,4	3,0	3,4
ДМЗ	3,8	3,0	3,1
Макрохім	4,0	4,1	3,4
МХК	4,2	4,4	3,0
АКХЗ	5,0	5,3	5,7
ЄКХП	5,1	4,7	5,9
ДК	4,4	4,0	4,2
Контроль	8,3	9,9	7,1

Середній розмір діаметру проективного покриття кушових злаків на територіях підприємств металургійної промисловості складає 3,29, хімічної – 3,85, коксохімічної – 4,93; у контролі – 8,44 см.

Позитивний ефект проявляється в тому, що запропонований спосіб дозволяє інтегровано оцінити комбінований ефект промислового забруднення в польових умовах при використанні рослин-індикаторів. За допомогою такого розрахунку можна визначати ступінь токсичного впливу на даній території та специфіку забруднення відповідно до окремих підприємств-забруднювачів.

Використання способу дозволить більш детально здійснювати програми токсикологічного моніторингу та експертизи на об'єктах промислового забруднення, діагностики та корекції екологічного стану у промислових районах, що розпочато нами раніше [45].

Визначення порогів чутливості до дії факторів середовища угруповань панцирних кліщів.

У результаті проведеного аналізу складу та екологічної структури угруповань панцирних кліщів техногенних та природних ландшафтів визначено показники для оцінки порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів середовища (табл. 4).

Встановлено, що різні форми антропогенного навантаження впливають на розподіл угруповань й екологічну структуру населення орибатид та призводить до змін основних синекологічних показників: середньої щільності населення, видового багатства, структури домінування, співвідношення життєвих форм та індексу екологічного різноманіття Шеннона.

Характеризуючи окремі синекологічні показники угруповань панцирних кліщів техногенних ландшафтів, слід відзначити, що середня щільність населення орибатид становить 1-5 тис. екз./м² та рідко перевищує цей показник. Для порівняння: на контрольних ділянках цей показник зазвичай перевищує 20 тис. екз./м².

Видове багатство угруповань техногенних ділянок у цілому зазвичай не перевищує 10-15 видів для окремої позиції катени, тоді як на контрольних ділянках – більше 20 видів (інколи перевищує 30 видів).

Таблиця 4

Оцінка порогів чутливості біоіндикаторів на дію екологічно несприятливих факторів середовища за основними синекологічними показниками угруповань панцирних кліщів

Синекологічні показники	Бали					
	0	1	2	3	4	5
Середня щільність населення	Кліщі в пробах відсутні	< 1000 екз./м ²	1000-5000 екз./м ²	6000-10000 екз./м ²	11000-20000 екз./м ²	> 20000 екз./м ²
Видове багатство	Кліщі в пробах відсутні	< 5 видів	5-10 видів	11-15 видів	16-20 видів	> 20 видів
Структура домінування	Кліщі в пробах відсутні	1-2 види-еудомінанти (Е) (інших видів дуже мало або відсутні)	1 вид еудомінанти (Е), 1-2 домінанти з високим % домінування, рідкісних видів (R+SR) мало або відсутні	еудомінанти (Е) відсутні, 3-4 домінанти з високим % домінування, субреценденти (SR) відсутні	домінантів (D) багато, є субреценденти (SR)	домінантів (D) багато з низьким % домінування, багато рідкісних видів (R+SR)
Співвідношення життєвих форм	Кліщі в пробах відсутні	Угруповання представлено лише однією життєвою формою	Угруповання представлено двома або трьома життєвими формами, розподіл між ними дуже нерівномірний, явне домінування однієї форми	Угруповання представлено трьома життєвими формами, розподіл між ними нерівномірний	Угруповання представлено чотирма життєвими формами, розподіл між ними відносно рівномірний	Угруповання представлено всіма життєвими формами, розподіл між ними відносно рівномірний
Індекс екологічного різноманіття Шеннона	Кліщі в пробах відсутні	< 1,0	1,0-1,5	1,6-2,0	2,1-2,5	> 2,5

У структурі домінування орибатид техногенних катен зазвичай спостерігається явне домінування одного-двох видів (еудомінанти) та практична відсутність рідкісних видів (рецендентів та субрецендентів). На елювіальних позиціях катен дуже часто кліщі взагалі відсутні або трапляються лише поодинокі особини в окремих пробах. На контрольних ділянках зазвичай багато домінуючих видів з низьким відсотком домінування та багато рідкісних видів, особливо субрецендентів.

Угруповання панцирних кліщів техногенних ділянок представлені двома або трьома життєвими формами (а інколи навіть однією), але розподіл між ними дуже нерівномірний: спостерігається явне домінування представників найбільш екологічно пластичної неспеціалізованої форми, здатних до існування в найбільш екстремальних едафічних умовах. На контрольних ділянках населення орибатид представлено всіма життєвими формами з відносно рівномірним розподілом між основними групами.

Інформаційно-статистичний індекс екологічного різноманіття Шеннона в техногенних ландшафтах зазвичай не перевищує 1,0-2,0, тоді як у контролі цей показник вище 2,0-2,5 (інколи більш ніж 3).

Встановлено, що значний вплив на структуру угруповань панцирних кліщів техногенних катен має не тільки позиція техногенної катени (вершина, схил або підніжжя), а й наявність й характер рослинної підстилки (у першу чергу загальне проективне покриття рослинністю і потужність підстилки). Також важливою характеристикою при цьому є щільність і характер субстрату й рівень його зволоженості. Основні синекологічні характеристики угруповань варіюють і за сезонами року. У цілому для техногенних ділянок характерні низькі показники чисельності й видового багатства орибатид, які зумовлені

екстремальними гідротермічними умовами (особливо низькою вологістю і її високою щільністю) та низьким проективним покриттям рослинності.

Основу комплексів орибатид техногенних ландшафтів становлять види, що відносяться до групи неспеціалізованих форм, наприклад, такий екологічно пластичний вид, як *Tectocephus velatus*, а також ряд інших видів, що відносяться до цієї життєвої форми.

Основні синекологічні показники структури угруповань панцирних кліщів досліджених техногенних катен ще далекі від еталонних, характерних для непорушених екосистем, структура їх комплексів незбалансована і для її відновлення повинно пройти ще багато часу.

Визначення порогів чутливості гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда до дії токсикантів.

Експериментально визначені пороги чутливості біоіндикатору до дії фосфорорганічних інсектицидів та синтетичних перетроїдів. Запропоновано спосіб визначення меж чутливості біоіндикатору до стресору (наприклад, гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда *Bombyx mori* L. до токсиканту), який включає дію декількох концентрацій, що відрізняється тим, що нижня межа чутливості біоіндикатору визначається як перша вірогідна відмінність прояву відповідних реакцій біоіндикатору на дозу подразника у порівнянні з контролем, а верхня межа чутливості – як перша концентрація, що забезпечує відповідь на дію дози стресора близьку до 99,9% особин популяції біоіндикатору [46].

Середні результати вивчення чутливості (% загибелі) гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда до різних доз розчину фосфаміду наведені в табл. 5.

Таблиця 5

Чутливість гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда до різних доз розчину фосфаміду (за % загиблих)

№ п/п	Концентрація фосфаміду, мг/л	Кількість загиблих за днями спостережень, %			
		1	2	3	4
1	контроль	0	0	0	2,8 ± 1,4
2	0,001	0	0	2,8 ± 1,4	20,1 ± 2,2
3	0,004	0	0	5,2 ± 1,7	41,1 ± 3,3
4	0,008	0	6,5 ± 3,9	28,1 ± 3,1	79 ± 3,1
5	0,01	0	15 ± 3,8	38,7 ± 3,1	89,8 ± 4,7
6	0,04	7,3 ± 3,3	41 ± 4,2	84 ± 5,2	97,4 ± 3,7
7	0,08	19,7 ± 2,1	72,6 ± 4,1	96 ± 4,4	100
8	0,1	42,3 ± 4,5	88 ± 3,6	100	-

Представлені дані можуть слугувати основою для розрахунків чутливості популяцій до різних доз інсектициду, але практично це можливо лише у разі необхідності розрахунку ефекту загибелі від доз, що викликають загибель гусениць в межах напівлетальної. Для цього будують графік залежності ефекту загибелі від дози. Однак експериментальні дані свідчать, що залежність ефекту (у %) від дози хімікату виражається несиметричною S-подібною кривою, так як зростаючі дози інсектициду дають, як правило, поступове вгасання ефекту. Це ускладнює визначення доз. Якщо для побудови графіку брати не абсолютні значення доз, а їх логарифми, то крива приймає вигляд симетричної S-подібної кривої й при середніх значеннях ефекту наближається до прямої. Але при дозах, що викликають ефект близький до 0 або 100%, зв'язок суттєво відрізняється від прямолінійного. Звідси зрозуміло, що для визначення порогів мінімальної чутливості біоіндикатору до доз інсектицидів (а саме вони розташовані в зоні 0-20% загибелі) та максимальних доз токсичності (вони розташовані в інтервалі смертності 80-100%), дана таблиця залежності відсотку загибелі гусениць в залежності від доз токсиканту використана бути не може.

Для вирівнювання цієї лінії використовують метод пробіт-аналізу, при якому відсотки ефекту загибелі переходять в умовні вірогіднісні одиниці – пробіти. Значення пробіту, що відповідає даному відсотку ефекту, знаходять у спеціальній таблиці. На графік наносять значення пробіту і логарифма доз. Пряму залежності ефекту від дози пестициду будують на основі вирішення кореляційного рівняння зв'язку або емпірично і по ній знаходять порогові дози чутливості біоіндикатору до доз інсектицидів (рис. 9).

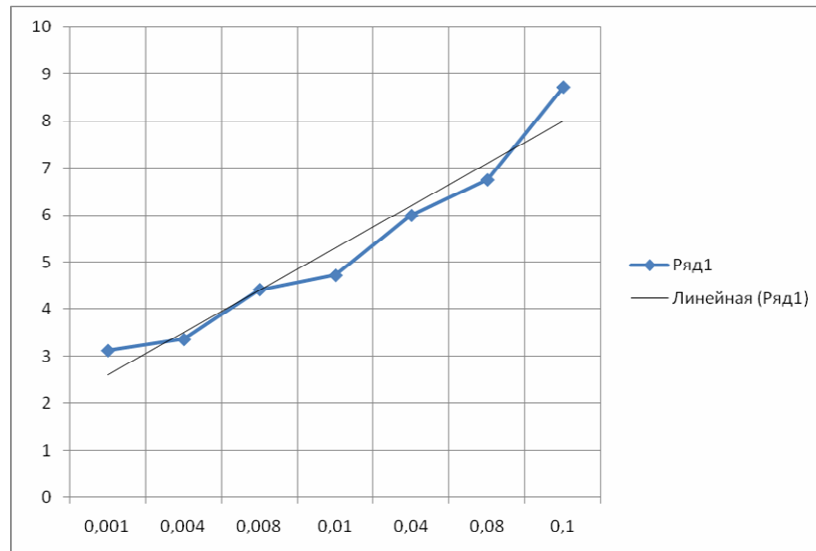


Рис. 9. Залежність загибелі гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда від доз фосфаміду.

Визначення порогів психофізіологічної чутливості людини на дію екологічно несприятливих факторів середовища.

У мешканців з екологічно несприятливих районів, до яких віднесено міста (Макіївка, Маріуполь, Донецьк, Єнакієве, Горлівка), які позначено шкалою в діапазоні від 1 до 4 балів, виявлено вірогідні ($p < 0,05$) зміни наступних психофізіологічних показників: концентрація уваги від $(32,21 \pm 0,25)$ до $(39,4 \pm 1,31)$ ум. од., $p < 0,05$ і швидкість переробки інформації (ШПІ) від $(22,16 \pm 0,47)$ до $(38,3 \pm 0,91)$ ум. од., $p < 0,05$. Зміна показників прийняття рішень, короточасної пам'яті, психофізіологічної адаптивності вірогідно ($p < 0,05$) було зареєстровано, але ці зміни не були вірогідними щодо порогових значень [47]. Було звернуто увагу на те, що ШПІ є не самостійним, а комплексним показником, що складається з концентрації уваги, моторної зорової та слухової реакції, прийняття рішень. Отже, виникає питання: чи відбуваються вірогідні порогові зміни складових компонентів показника ШПІ? За результатами проведених досліджень вірогідні порогові зміни властиві усім психофізіологічним компонентам: концентрації уваги від $(32,11 \pm 0,09)$ до $(39,7 \pm 0,04)$ ум. од., $p < 0,001$, зорово-моторній реакції від $(28,7 \pm 0,12)$ до $(29,9 \pm 0,16)$ ум. од., $p < 0,05$, слухомоторній реакції від $(25,1 \pm 0,2)$ до $(29,3 \pm 0,4)$ ум. од., $p < 0,05$, прийняттю рішень від $(36,2 \pm 0,1)$ до $(43,1 \pm 0,02)$ ум. од., $p < 0,001$. Проте порогові зміни компонентів концентрації уваги і прийняття рішень були більш вірогідними ($p < 0,001$), ніж компоненти показників моторики ($p < 0,05$). Стосовно цього компоненти концентрації уваги і прийняття рішення складали 80% порогової зміни показника ШПІ у людини [3]. За результатами досліджень можливо судити про інформативність показника ШПІ щодо виявлення психофізіологічних порогів чутливості при різних рівнях екологічної шкідливості (рис. 10).

Найбільш чутливим до несприятливих чинників середовища виявився показник швидкості переробки інформації (ШПІ). Він починав достовірно ($p < 0,05$) змінюватися раніше інших показників за період проживання 1,7-2 роки в умовах екологічної шкідливості, які перевищують 1 бал (рис. 11).

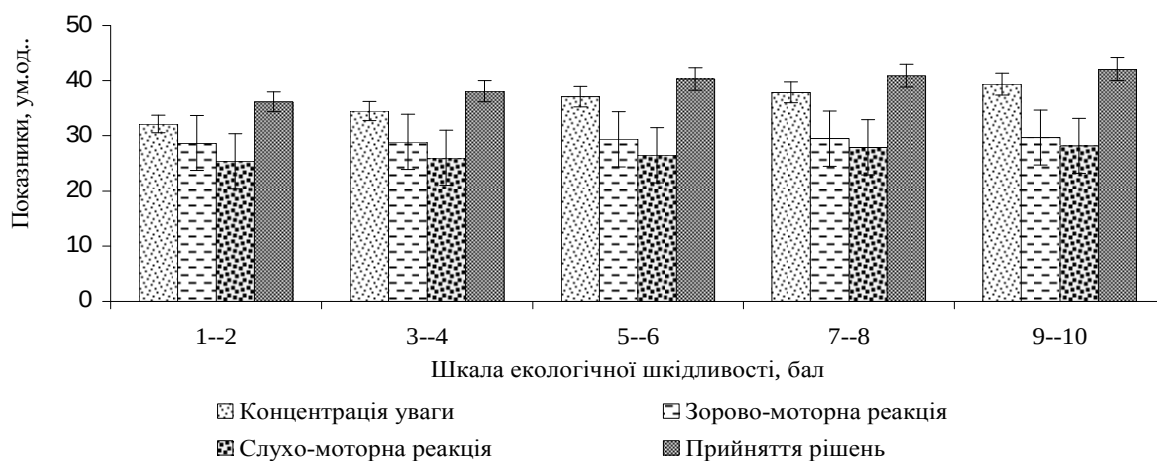


Рис. 10. Психофізіологічні показники людей, які проживають в різних за екологічним станом умовах.

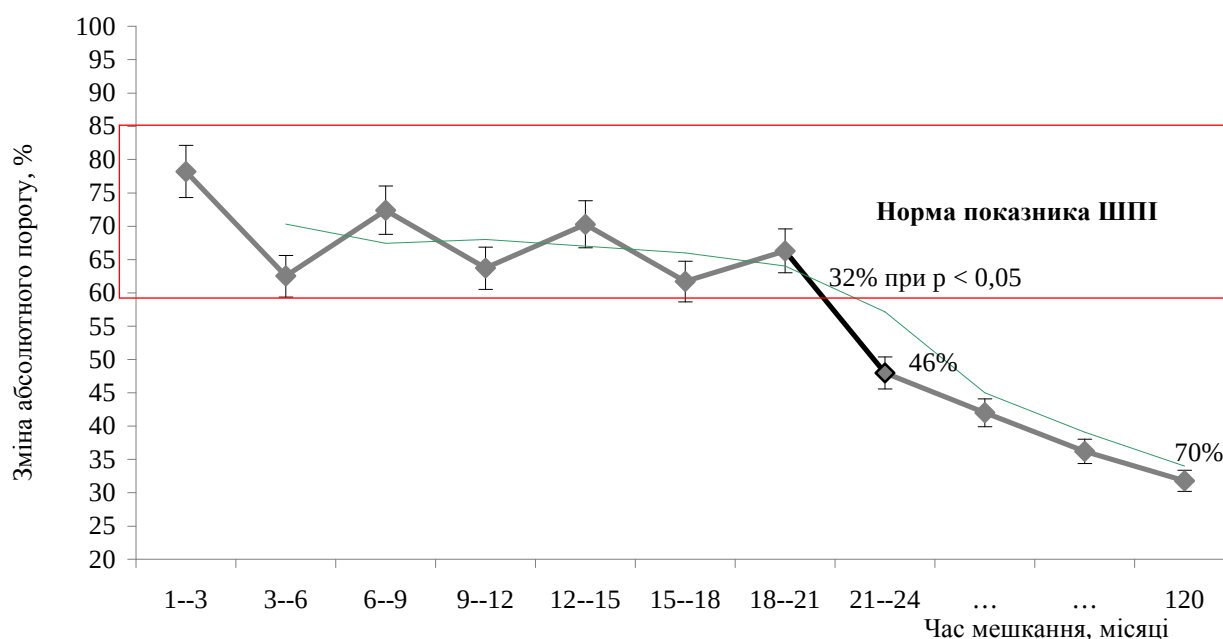


Рис. 11. Зміна абсолютного порогу ШПІ в умовах екологічної шкідливості.

За результатами досліджень виявлено зміну порогових значень ШПІ в середньому на 5-7% упродовж десятирічного проживання людини в умовах екологічної шкідливості. Тобто за 10 років проживання людини в умовах екологічної шкідливості показник ШПІ зменшився на 50%. Проте вірогідні ($p < 0,05$) зміни цього показника реєструвалися вже за 1,5-2 роки мешкання від $(88,4 \pm 0,7)$ до $(52,1 \pm 0,2)$ ум. од. $p < 0,05$.

Величина ШПІ після 1,5 років мешкання людини на несприятливих за екологічним станом територіях знизилась на $32 \pm 2\%$ у 48% обстежених, а за 2 роки мешкання цей показник знизився вдвічі у 56% обстежуваних. Тобто за два роки проживання на екологічно несприятливих територіях показник ШПІ погіршується майже в кожній другій людині. Відповідно за 10 років мешкання людини на техногенно трансформованих територіях такі зміни цього показника дорівнювали $70 \pm 3\%$ у 91% обстежуваних.

Висновки

1. Вперше сформовано базу даних характеристик щодо порогової чутливості біоіндикаторів (водоростей, грибів, мохоподібних, квіткових рослин, кліщів, комах та психофізіологічного стану людини) на дію екологічно несприятливих факторів.
2. На територіях південного сходу України досліджено пороги чутливості водоростей-індикаторів забруднення й створено бази даних порогів для наступних факторів: температури, мінералізації, рН води на підставі повного альгологічного аналізу альгофлори закритих штучних водойм різного цільового призначення та різного типу експлуатації.
3. Порогом чутливості штаму F-610 їстівного лікарського гриба *F. velutipes* на фенол, який визначався за інтенсивністю процесів перекисного окислення ліпідів, є концентрація фенолу 0,01%. Концентрація цього поллютанту 0,3% призводить до пригнічення процесів перекисного окислення ліпідів. Міцеліальні культури *F. velutipes* мають достовірний відгук на дію фенолу і можуть використовуватись для мікологічного тестування забруднення навколишнього середовища цією речовиною.
4. Вперше на екологічно забруднених територіях південного сходу України встановлено морфологічну мінливість мохоподібних *Bryum argenteum* Hedw. та *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid., яка зумовлена тим, що стійкість популяцій в умовах постійних змін середовища може бути досягнута не тільки за рахунок автономності та стабільності, а й через пластичність параметрів, що їх характеризують. Тому такі елементарні кількісні характеристики, як ширина та довжина листової пластинки мають велике індикаційне значення.
5. Порогом чутливості фітоіндикаторів є емпірично встановлені значення за показниками проективного покриття та специфікою пагоноутворення рослин (*Dactylis glomerata* L., *Bromus arvensis* L. та *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub) в умовах різних за техногенним навантаженням екотопів.
6. Порогами чутливості угруповань панцирних кліщів на дію екологічно несприятливих факторів середовища є основні синекологічні показники угруповань: середня щільність населення, видове багатство, структура домінування, співвідношення життєвих форм, індекс екологічного різноманіття Шеннона. Антропогенне навантаження впливає на розподіл угруповань й екологічну структуру населення панцирних кліщів та призводить до кількісних та якісних змін основних синекологічних показників.
6. Нижня межа чутливості біоіндикатору – гусениць-мурашів шовковичного шовкопряда до дії фосфорорганічного препарату фосфаміду становить 3% загибелі особин, а мінімальна верхня – 96%. Нижня межа чутливості біоіндикатору визначається як перша вірогідна відмінність прояву відповідних реакцій біоіндикатору на дозу фосфаміду у порівнянні з контролем, а верхня межа – як перша концентрація, що забезпечує відповідь на дію дози фосфаміду близьку до 99,9% особин популяції біоіндикатору.
7. Поріг чутливості психофізіологічного стану людини на дію несприятливих факторів довкілля встановлено за показником швидкості переробки інформації, який найбільш вірогідно ($p < 0,05$) погіршується вже через 1,5-2 роки проживання людини на несприятливих за екологічним станом територіях. Зниження показника швидкості переробки інформації відбувається в 56% людей при 2 абсолютних порогах чутливості, та в 46% з дворічним проживанням на несприятливих за екологічним станом територіях.

Список літератури

1. Беспалова С. В. Биотехнологии для нормализации экологии (программа создания комплекса) // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона: Межвед. сб. научн. работ. – Донецьк: ДонНУ, 2004. – Вып. 4. – С. 10–21.
2. Розробка способів біоіндикації екологічного стану Донбасу / [С. В. Беспалова, О. С. Горещкий, О. З. Говта М. В. та ін.] // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: Міжвідомчий зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2007. – Вип. 7. – С. 17–24.

3. 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 / Відп. ред. С. В. Беспалова. – Донецьк: ДонНУ, 2008. – Вип. 8. – С. 24–33.
4. 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. – Донецьк: ДонНУ, 2009. – № 1 (9). – С. 12–23.
5. Биоиндикация загрязнения наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1988. – 350 с.
6. Глухов А. З. Перспективы проведения фитоиндикационного мониторинга техногенно трансформированных экотопов / А. З. Глухов, А. И. Сафонов // Промышленная ботаника. – 2002. – № 2. – С. 7–14.
7. Дідух Я. П. Фітоіндикація екологічних факторів / Я. П. Дідух, П. Г. Плюта. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
8. Degorski M. Phytoindication methods in landscape planning and management / M. Degorski // Geographic and Management. – 1996. – № 62. – Р. 69–100.
9. Корженевский В. В. Современное состояние и уровни фитоиндикации / В. В. Корженевский // Журн. общ. биол. – 1992. – Т. 53, № 5. – С. 704–714.
10. Голлербах М. М. Синезелёные водоросли / М. М. Голлербах, Е. К. Косинская, В. И. Полянский. – М.: Совет. наука, 1953. – 650 с. [Опред. пресновод. водор. СССР. Вып. 2].
11. Диатомовый анализ / Под общей ред. А. Н. Криштофовича. – Л.: Госгеолыздат, 1950. – 398 с. + 117 табл., рис. [Опред. ископ. и соврем. диатом. водор. Кн. 3. Порядок Pennales].
12. Матвієнко О. М. Пірофітові водорості – Rhytiphyta / О. М. Матвієнко, Р. М. Литвиненко. – К.: Наук. думка, 1977. – 388 с. [Визн. прісновод. водор. УРСР. Вип. III, ч. 2].
13. Матвиенко А. М. Золотистые водоросли / А. М. Матвиенко. – М.: Сов. наука, 1954. – 190 с. [Опред. пресновод. водор. СССР. Вып. 3].
14. Мошкова Н. О. Улотриксіві й Кладофорові водорості / Н. О. Мошкова. – К.: Наук. думка, 1979. – 500 с. [Визн. прісновод. водор. УРСР. Вип. VI].
15. Царенко П. М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР / П. М. Царенко. – К.: Наук. думка, 1990. – 208 с.
16. Эльяшев К. О простом способе приготовления высокопреломляемой среды для диатомового анализа / К. Эльяшев // Тр. НИИ геол. Арктики. – 1957. – № 4. – С. 74–75.
17. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta / Eds.: P. M. Tsarenko, S. P. Vasser & Eviatar Nevo. – Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 2006. – 713 p.
18. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta / Eds.: P. M. Tsarenko, S. P. Vasser & Eviatar Nevo. – Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 2009. – 413 p.
19. Бисько Н. А. Высшие съедобные базидиомицеты в поверхностной и глубинной культуре / Н. А. Бисько, А. С. Бухало, С. П. Вассер, И. А. Дудка. – К.: Наук. думка, 1983. – 312 с.
20. Дудка И. А. Методы экспериментальной микологии / И. А. Дудка, С. П. Вассер, И. А. Элланская. – К.: Наук. думка, 1982. – 550 с.
21. Капич А. Н. Содержание в грибах продуктов перекисного окисления липидов, реагирующих с тиобарбитуровой кислотой / А. Н. Капич, Т. С. Гвоздкова // Микол. и фитопатол. – 1998. – Т. 32, вып. 4. – С. 30–36.
22. Бойко М. Ф. Анализ бриофлоры степной зоны Европы / М. Ф. Бойко. – К.: Фитосоциоцентр, 1999. – 180 с.

23. Пат. 22814 України, МКІ А 01 G 7/00. Спосіб оцінки токсичності середовища в умовах забруднення автомобільним транспортом / А. І. Сафонов, П. С. Беломеря (Україна); Донецький національний університет. – № u 2006137714; Заявл. 25.12.2006; Опубл. 25.04.2007, Бюл. № 5. – 9 с.
24. Буланова-Захваткина Е. М. Панцирные клещи – оribатиды / Е. М. Буланова-Захваткина. – М.: Высш. шк., 1967. – 254 с.
25. *Определитель* обитающих в почве клещей (Sarcoptiformes) / [Буланова-Захваткина Е.М., Вайнштейн Б.А., Волгин В.И. и др.] / Под ред. М. С. Гилярова. – М.: Наука, 1975. – 491 с.
26. Павличенко П. Г. Определитель цератозетоидных клещей (Oribatei, Ceratozetoidea) Украины / П. Г. Павличенко. – К.: Изд-во Ин-та зоологии им. И. И. Шмальгаузена, 1994. – 143 с.
27. *Панцирные клещи*: морфология, развитие, филогения, экология, методы исследования, характеристика модельного вида *Nothrus palustris* C. L. Koch, 1839 / [Криволицкий Д. А., Лебрен Ф., Кунст М. и др.] / Под ред. Д. А. Криволицкого. – М.: Наука, 1995. – 224 с.
28. Balogh J. The oribatid genera of the world / J. Balogh. – Budapest: Akad. Kiado, 1972. – 330 p.
29. Balogh J. Primitive oribatids of the Palaearctic region / J. Balogh, S. Mahunka. – Budapest: Acad. Kiado, 1983. – 372 p.
30. Engelmann H.-D. Zur Dominanzklassifizierung von Bodenartropoden / H.-D. Engelmann // *Pedobiologia*. – 1978. – Bd. 18, Hf. 5/6. – S. 378–380.
31. Криволицкий Д. А. Морфо-экологические типы панцирных клещей (Acariformes, Oribatei) / Д. А. Криволицкий // *Зоол. журн.* – 1965. – Т. 44, вып. 8. – С. 1176–1189.
32. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение: Пер. с англ. / Э. Мэгарран. – М.: Мир, 1992. – 184 с.
33. Патент України на корисну модель № 51360. Спосіб біоіндикації стану технічного забруднення середовища / Злотін О. З., Беспалова С. В., Горецький О. С., Маркіна Т. Ю., Маслодудова К. М. Опубл. 12.07.2010. – Бюл. № 13.
34. Злотин А. З. Тутовый шелкопряд как тест-объект для биоиндикации состояния окружающей среды / А. З. Злотин, Т. Ю. Маркина // Матер. XI Междунар. науч.-практ. конф. «Видовые популяции и сообщества в антропогенно трансформированных ландшафтах: состояние и методы его диагностики» (г. Белгород, 20-25 сентября 2010 г.). – Белгород: ИПЦ «ПОЛИТЕРРА», 2010. – С. 7–8.
35. Дмитриева А. Г. Структура и функционирование растительных организмов модельных водных экосистем при токсическом воздействии / А. Г. Дмитриева, В. И. Ипатова, М. С. Кривенко, В. М. Король // Тез. докл. 8 съезда Гидробиол. общ-ва РАН (г. Калининград, 16–23 сент. 2001 г.). – С. 122–123.
36. Денисов Д. Б. Диатомовые водоросли оз. Большой Вудъявр (Хибины, Кольский полуостров) как индикаторы долговременных изменений экосистем субарктических водоемов / Д. Б. Денисов // Тез. докл. XII Междунар. конф. молодых ученых «Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия» (Борок, 23–26 сентября 2002 г.). – С. 234–237.
37. Говорунова Е. Г. Новый экспресс-метод определения степени загрязнения воды: регистрация фотоэлектрических реакций зеленых жгутиковых водорослей / Е. Г. Говорунова, Н. В. Алексеева, О. А. Синещев // Мат. Междунар. науч. конф. «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах» (г. Москва, 27–29 мая 2002 г.). – М., 2002. – С. 95.
38. Барышев А. А. Особенности биоиндикации загрязнения поверхностных вод тяжелыми металлами / А. А. Барышев, Т. А. Лобанова, А. М. Болдаков // Вестн. Костромского гос. ун-та. – 2006. – Т. 12, № 8. – С. 12–15.

39. Rimet F. Влияние на диатомовые индексы имитирования улучшения качества воды в реке / Frederic Rimet, Cauchie Haenry-Michel, Hoffman Lucien, Ector Luc // J. Appl. Phycol. – 2005. – 17, N 2. – P. 119–128.

40. Ялынська Н. С. Гидробиологические индикаторы токсификации прудов западного региона Украины / Н. С. Ялынська, И. Т. Олексив, О. П. Андрущишин // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 4. – С. 57–70.

41. ДСТУ 4166-2003. Якість води. Випробування на гальмування росту прісноводних водоростей із застосуванням *Scenedesmus subpicatus* та *Selenastrum capricornutum* (ISO 8692:1998, MOD).

42. ДСТУ 4167-2003. Якість води. Випробування на уповільнення росту морських водоростей *Skeletonema costatum* та *Phaeodactylum tricornutum* (ISO 10253:1995, МОБ).

43. Глухов О. З. Біоіндикація техногенного забруднення навколишнього середовища південного сходу України / О. З. Глухов, О. В. Машталер / Донецьк: «Вебер» (Донецька філія), 2007. – 156 с.

44. Машталер О. В. Екологічна структура мохоподібних Донбасу / О. В. Машталер // Зб. наук. праць Луганськ. нац. агр. ун-ту. Сер. «Біол. науки». – 2005. – № 52 (75). – С. 31–34.

45. Глухов О. З. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі / О. З. Глухов, А. І. Сафонов, Н. А. Хижняк. – Донецьк: Норд-прес, 2006. – 360 с.

46. Горецький О. С. Новий підхід до біоіндикації токсикантів у довкіллі / О. С. Горецький, О. З. Злотін, Т. Ю. Маркіна, О. О. Дехтярьова // Біологія та валеологія. Зб. наук. праць. – Харків: ХНПУ, 2010. – Вип. 12. – С. 67–75.

47. Максимович В. О. Теорія психіки та психіатрії. Повідомлення 7. Людина – приймач слабких сигналів за новітніми концепціями сенсоріки та фізики / В. О. Максимович, М. В. Говта, М. В. Максимович // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: Міжвідомчий зб. наук. праць / Відп. ред. С. В. Беспалова. – Донецьк: ДонНУ, 2008. – Вип. 8. – С. 299–303.

Беспалова С. В., Горецкий О. С., Глухов А. З., Максимович В. А., Злотин А. З., Говта Н. В., Маркина Т. Ю., Лялюк Н. М., Маслодудова Е. Н., Сафонов А. И., Машталер А. В., Федотов О. В., Штирц А. Д. Определение порогов чувствительности биоиндикаторов на действие экологически неблагоприятных факторов среды. – По результатам проведенных исследований, направленных на решение актуальных задач диагностики и нормирования в системе контроля качества окружающей среды, определены пороги чувствительности биоиндикаторов на действие экологически неблагоприятных факторов. Сформирована база данных характеристик относительно пороговой чувствительности биоиндикаторов (водорослей, грибов, мохообразных, цветковых растений, клещей, насекомых и психофизиологического состояния человека) на действие экологически неблагоприятных факторов.

Ключевые слова: пороги чувствительности, биоиндикация, состояние окружающей среды.

Bespalova S. V., Goretsky O. S., Glukhov A. Z., Maksimovich V. A., Zlotin A. Z., Govta N. V., Markina T. Y., Ljaljuk N. M., Maslodudova E. N., Safonov A. I., Mashtaler A. V., Fedotov O. V., Shtirts A. D. Determination of bioindicators sensitivity thresholds for ecologically unfavourable environmental factors. – On the results of conducted research, aimed at solving urgent tasks of diagnosing and standardization in the system of environment quality control, bioindicators sensitivity thresholds for ecologically unfavourable environmental factors have been determined. Database of characteristics for sensitivity thresholds of bioindicators (algae, fungi, bryophytes, flowering plants, ticks, insects and psychophysiological state of man) for ecologically unfavourable environmental factors has been created.

Key words: sensitivity thresholds, bioindication, state of the environment.