

## ЗАСТОСУВАННЯ НОВОГО МЕТОДУ ТВІ (TEA BAG INDEX) У ДОСЛІДЖЕННІ ВПЛИВУ ПРОНИКАЮЧОЇ РАДІАЦІЇ НА ТРАНСФОРМАЦІЮ МІКРООРГАНІЗМАМИ РОСЛИННИХ РЕШТОК

**І. В. Волкогон, В. В. Ілленко, М. М. Лазарєв, А. В. Клепко, І. М. Гудков**

Національний університет біоресурсів і природокористування України  
вул. Героїв Оборони, 15; м. Київ, 02000, Україна; e-mail: i\_volkohon@ukr.net

**Мета.** Провести дослідження інтенсивності розкладання рослинних решток у дерново-підзолистих ґрунтах за дії різних доз проникаючої радіації у зоні безумовного (обов'язкового) відселення та в зоні відчуження Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС). Оцінити перспективи нового методу (Tea Bag Index) визначення особливостей трансформації в ґрунті рослинних решток. **Методи.** Радіологічні (для визначення поточного рівня радіоактивного забруднення з метою обґрунтування вибору територій, які мають значний градієнт за показником забруднення ґрунту радіонуклідами та, відповідно, потужностей поглинених доз іонізуючого випромінювання для ґрунтових мікроорганізмів); метод Tea Bag Index, що передбачає експозицію в ґрунті стандартизованих пакетиків з чаєм двох видів: зеленого чаю Lipton (EAN: 87 22700 05552 5) та чаю ройбуш Lipton rooibos (EAN: 87 22700 18843 8) у ґрунті з подальшим вимірюванням втрати маси через певний період часу; газо хроматографічний (субстрат-індукований респіраторний метод для визначення вмісту мікробної біомаси в ґрунті). **Результати.** Порівняно невисокі дози радіоактивного забруднення (до 1,6 мкГр/год.) стимулювали накопичення мікробної біомаси в ґрунті полігону № 1 (біля села Христинівка Народицького району Житомирської обл.), активізували процеси розкладання рослинних решток. Високі потужності поглинених доз радіоактивного забруднення (від 3,7 до 61,6 і, особливо, за дози 84,0 мкГр/год.) у ґрунті полігону № 2, розташованому в зоні відчуження ЧАЕС, негативно впливали на досліджувані показники. **Висновки.** Невисокі дози радіації активізують розвиток і функціонування ґрунтових мікроорганізмів. Негативний вплив високих доз проникаючої радіації на діяльність ґрунтової мікробіоти, яка бере участь у трансформації рослинних решток, зберігається тривалий час (36 років після аварії на ЧАЕС). Водночас в ґрунті спостерігається накопичення нерозкладеної мортмаси. Показано доцільність використання методу визначення активності трансформації рослинних решток (ТВІ-індексу) у мікробіологічних дослідженнях ґрунтів, оскільки за його застосування можна визначати не лише швидкість мінералізації рослинного матеріалу, але й параметри трансформації решток у стабільну органічну речовину *de novo*.

**Ключові слова:** розкладання рослинних решток, метод ТВІ-індексу, мікробна біомаса, радіоактивне забруднення, Чорнобильська атомна електростанція.

**Вступ.** Показники біологічної активності ґрунту широко використовують у мікробіологічній та агрономічній практиці як відображення сумарної мікробіологічної діяльності. Серед методів її визначення простою виконання й доволі високою інформативністю характеризуються т. зв. аплікаційні методи, коли за швидкістю розкла-

дання матеріалу, що містить целюлозу, можна опосередковано зробити висновок про особливості впливу досліджуваного чинника на перебіг деструкції рослинних решток. Ці методи не потребують спеціальних знань і підготовки, що зумовило їхню популярність. Водночас вони не стандартизовані й обмежені у використанні, якщо порівнювати ре-

зультати, отримані за різних умов і в різних біоценозах.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Більшість із наявних аплікаційних методів визначення загальної біологічної активності передбачають використання як джерела целюлози бавовняного полотна у вигляді смужок та інших целюлозовмісних матеріалів [9–11; 17; 21; 22; 27]. Розміри бавовняних смужок можна варіювати залежно від мети досліджень (орний шар ґрунту, весь ґрунтовий профіль тощо). Після визначеної тривалості експозиції смужки виймають, очищують від ґрунту і продуктів напіврозкладу, висушують і зважують. За втратою маси судять про інтенсивність процесу розкладання клітковини. Проте екстраполяція отриманих за використання цих методів даних може бути далекою від розуміння складних процесів мінералізації-синтезу органічної речовини у ґрунті, оскільки вони не враховують як складний хімічний склад рослинних решток, так і взаємодію між розкладанням целюлози та інших рослинних компонентів [15; 29]. У кращому випадку їх можна застосовувати у дослідженнях впливу певного чинника в умовах, наприклад, польових дослідів, схеми яких передбачають наявність контролів (без дії досліджуваного чинника).

Лише у кількох дослідженнях використано рослинні рештки для перевірки розкладання в глобальному масштабі [5; 23; 30]. Авторами отримано цікаві результати. Водночас вони свідчать про необхідність стандартизації рослинного матеріалу для можливості порівняння даних, отриманих зокрема й у різних регіонах планети. Це також підсилюється розумінням того, що різні види рослин накопичують різної якості рештки, і кожен їх тип розкладається з різною швидкістю залежно від температури, вологи, типу ґрунту і, відповідно, розвитку мікроорганізмів [3]. Стандартизація методичних рішень є особливо актуальною у зв'язку з активізацією досліджень, спрямованих на збільшення секвестрації Карбону в ґрунтах. Нині існує гостра потреба у вимірюваннях з високою роздільною здатністю та глобальним охопленням для збільшення їхньої прогностичної ролі [8; 28].

У 2013 р. Keuskamp et al. [18] запропонували для досягнення вищезазначених ці-

лей використовувати т. зв. метод «індексу чайних пакетиків» (Tea Bag Index (TBI)), який може надати інформацію про функції ґрунту в локальному, регіональному та глобальному масштабах. Ключовим моментом нового методичного рішення є використання комерційно доступних чайних пакетиків як високостандартизованих тестових наборів, що містять чай як репрезентативний мертвий рослинний матеріал. За даними авторів методу, рослинний матеріал для виробництва чаю вирощується на одній території, що дозволяє бути впевненим у використанні матеріалу однакової якості та хімічного складу, не зважаючи на те, де придбано чайні пакетики. Тому цей метод дозволяє створити глобальну базу даних з усього світу. Зібрані дані можуть бути використані для обчислення індексу чайних пакетиків (TBI), який надає керовану процесом інформацію. TBI визначається за допомогою спрощеного експерименту з пакетиками з рослинним матеріалом, який передбачає розміщення пакетиків зеленого чаю Lipton (EAN: 87 22700 05552 5) та чаю ройбуш Lipton rooibos (EAN: 87 22700 18843 8) у ґрунті з подальшим вимірюванням втрати маси через певний період часу та відповідними розрахунками. Розмір сітки чайних пакетиків 0,25 мм дозволяє мікроорганізмам і мезофауні проникати в пакетики, але виключає макрофауну [26].

На думку авторів, використання методу сприяє збільшенню роздільної здатності вимірювань розкладання рослинних решток. Крім того, використання стандартизованої органічної речовини дозволяє відокремити аспекти якості мортмаси від комплексу умов довкілля, які впливають на швидкість розкладання решток.

Вважається, що швидкому розкладанню рослинної маси (чаю) піддається фракція, здатна до гідролізу (у розрахунках позначається як Н): водорозчинні, розчинні в кислоті сполуки, наприклад, целюлоза, та неполярні екстрактивні речовини. Решта рослинної маси складається з нерозчинної фракції, яка не здатна до гідролізу (нерозчинні в кислоті речовини, наприклад, лігнін та зола). Автори дослідили якісні параметри вибірок різних партій обох видів чаю і підтвердили як контрастні показники якості зеленого чаю та ройбушу (табл. 1), так і дотримання чіткого стандарту під час їх виготовлення.

Таблиця 1. Параметри якості та маси зеленого чаю та чаю ройбуш

Показники	Зелений чай	Чай ройбуш
Фракція, що гідролізується (Н) (г/г)	0,842 ± 0,023	0,552 ± 0,050
зокрема		
Неполярна екстрагована фракція (г/г)	0,066 ± 0,003	0,049 ± 0,013
Водорозчинна фракція (г/г)	0,493 ± 0,021	0,215 ± 0,009
Кислоторозчинна фракція (г/г)	0,283 ± 0,017	0,289 ± 0,040
нерозчинні фракції		
Нерозчинна в кислоті фракція (г/г)	0,156 ± 0,009	0,444 ± 0,040
Мінеральна фракція (г/г)	0,002 ± 0,001	0,004 ± 0,001
інші характеристики		
Загальний Карбон (%)	49,055 ± 0,109	50,511 ± 0,286
Загальний Нітроген (%)	4,019 ± 0,049	1,185 ± 0,048
C/N співвідношення	12,229 ± 0,129	42,870 ± 1,841
Загальна маса пакетика чаю (г)	2,019 ± 0,026	2,152 ± 0,013
Маса порожнього пакетика (г)	0,246 ± 0,001	0,245 ± 0,001
Маса чаю (г)	1,773 ± 0,025	1,907 ± 0,012

Аналізуючи табл. 1, варто звернути увагу як на значно більшу частку лабільних речовин у зеленому чаї проти чаю ройбуш, так і, відповідно, на значну різницю у вмісті нерозчинної та мінеральної фракцій. Крім того, обидва типи рослинного матеріалу суттєво відрізняються за співвідношенням у них Карбону до Нітрогену (C/N для зеленого чаю дорівнює 12,229, а для ройбушу — 42,870). Оскільки зі зниженням показника співвідношення C/N інтенсивність процесів мінералізації пришвидшується [31], саме ця відмінність, поряд із вмістом лабільних речовин, є основним фактором, що впливає на швидкість розкладання обох типів рослинного матеріалу.

Коментуючи особливості запропонованої методики, автори звертають увагу на ще один важливий аспект: раніше у дослідженнях розкладання рослинної маси інтенсивність процесу вимірювалася втратою маси рослинного матеріалу в часі і водночас вважалося, що втрата мортмаси має лінійний характер. Проте проблема з цим припущенням полягає в тому, що протягом певного відрізка часу в рослинному матеріалі швидко мінералізуються сполуки, які легко розкладаються, тоді як стійкіші сполуки будуть втрачатися з порівняно меншими швидкостями.

Внаслідок цього швидкість розкладання не є постійною, оскільки вона зменшується з часом через відносне збільшення частки матеріалу, що важче розкладається. Коли використовується один тип рослинних решток, для оцінки швидкості розкладання як лабільної, так і більш стійкої до розкладання фракцій, будуть потрібні часові ряди. Замість цього автори запропонували використовувати два типи решток з різною швидкістю розкладання (зелений чай зі збільшеною часткою лабільної фракції, ройбуш — зі збільшеною часткою фракції, стійкої до розкладання). Різниця між цими матеріалами дозволяє оцінити розкладання фракції з зеленого чаю і константу швидкості розкладання чаю ройбуш в один момент часу.

Ще один важливий аспект, який потрібно враховувати в оцінці процесів розкладання мортмаси, — це частка лабільних сполук, яка під час розкладання стабілізується і стає стійкою [25] унаслідок перебігу синтетичних процесів, що здійснюють мікроорганізми (мається на увазі, що не весь органічний матеріал у процесі трансформації решток втрачається у вигляді CO<sub>2</sub>, але й певна частка його є основою для синтезу нової стабільної органічної речовини). Ця стабілізація залежить від факторів довкілля [6] і призводить

до відхилення фактично розкладеної частки (тобто граничного значення), як порівняти з максимально здатною до гідролізу (тобто хімічно лабільною) фракцією рослинного матеріалу. Це відхилення автори пропонують визначати як коефіцієнт стабілізації  $S$  і розраховувати за формулою 1:

$$S = 1 - a_g / H_g, \quad (1)$$

де  $a_g$  — фракція зеленого чаю, що гідролізувалася за період експозиції;

$H_g$  — максимальні значення для фракції зеленого чаю, здатної до гідролізу, отримані в лабораторних умовах за рахунок водної та кислотної екстракції (згідно з табл. 1  $H_g = 0,842$ ).

На основі проведених досліджень автори методики також дійшли висновку, що за експозиції в однакових умовах  $S$  є однаковим для обох типів чаю, тобто трансформація мікроорганізмами частки лабільного матеріалу в стабільну не залежить від розміру і складу фракції, здатної до гідролізу.

Аналізуючи отримані значення для коефіцієнта стабілізації  $S$  варто відзначити, що за зменшення його значень фактично відбувається відносне збільшення кількості зеленого чаю, що піддалася гідролізу/розкладу за період інкубації та наближення до максимальних значень  $H_g$ . Відповідно, за збільшення значень  $S$  маємо зворотний процес — зменшення кількості зеленого чаю, яка піддалася гідролізу/розкладу за період інкубації і, відповідно, зростання кількості органічної речовини, задіяної у стабілізації (синтезі *de novo* стабільних органічних сполук).

Інтенсивність розкладання рослинних решток  $k$  у ґрунті розраховується за формулою 2:

$$k = \ln(a_r / (Wt - (1 - a_r))) / t, \quad (2)$$

де  $a_r$  — прогнозована лабільна фракція чаю ройбуш;

$Wt$  — масова частка субстрату після часу інкубації  $t$ ;

$t$  — час інкубації.

Отже, згідно із запропонованою методикою можна оцінити як швидкість мінералізації рослинних решток ( $k$ ), так і накопичення Карбону в ґрунті у вигляді синтезованої *de novo* стабільної органічної речовини ( $S$ ).

У процесі досліджень автори обґрунту-

вали тривалість інкубації ТВІ в польових умовах у межах 90 днів. Саме цей період є у більшості випадків достатнім, щоб визначити стабілізацію ( $S$ ) шляхом вимірювання втрати маси зеленого чаю, і водночас досить коротким, щоб визначити початкову швидкість розкладання ( $k$ ) чаю ройбуш у широкому діапазоні умов довкілля.

Отже, використовуючи наявні у продажу чайні пакети з двома видами чаю як стандартні тест-набори органічної речовини з контрастною здатністю для розкладання, автори методики будують криву розкладання, використовуючи один вимір у часі. Отриманий індекс ТВІ складається з двох параметрів, які описують швидкість розкладання ( $k$ ) і коефіцієнт стабілізації підстилки ( $S$ ).

Додаткові інструкції та поради про те, як використовувати індекс ТВІ в наукових експериментах, автори розмістили на веб-сайті <http://www.decolab.org/tbi>.

Запропонований метод перевірено дослідниками за різних умов довкілля [4; 12–14; 16; 19; 20; 24] і зроблено висновок про доцільність його використання як стандартного в дослідженнях, особливо для порівняння отриманих результатів у глобальному масштабі.

Метою наших досліджень була оцінка перспектив цього методу під час вивчення впливу на трансформацію рослинної мортмаси такого чинника, як проникаюча радіація.

**Матеріали й методи.** Дослідження проводили протягом 2021 р. Перед початком досліджень проводили пошук експериментальних полігонів, які б відповідали таким вимогам: а) на порівняно невеликій території мали значний градієнт за показником забруднення ґрунту радіонуклідами; б) були максимально однорідними за ґрунтово-кліматичними умовами та рельєфом.

Під час скринінгу підібрано кілька ділянок у зоні безумовного (обов'язкового) відселення та в зоні відчуження Чорнобильської атомної електричної станції (ЧАЕС). На обраних ділянках додатково проводили відбір зразків ґрунту для визначення поточного рівня радіоактивного забруднення (питому активність  $^{137}\text{Cs}$  визначали за допомогою  $\gamma$ -спектрометрії (СЕГ-001 «АКП-С»-63),  $^{90}\text{Sr}$  виділяли з проб за допомогою радіохімічних методів, а його активність потім вимірювали шляхом  $\beta$ -спектрометрії (СЕБ-01-70)), заміри

потужності амбієнтного еквіваленту дози  $\gamma$ -випромінювання (дозиметром-радіометром РКС-01 «СТОРА-ТУ», Україна, «Атомкомплексприлад»).

У процесі проведених обстежень для подальших досліджень обрано два полігони. Полігон № 1 розташований на межі з зоною відчуження ЧАЕС (Народицький район Житомирської області — зона обов'язкового (безумовного) відселення). У межах полігону № 1 виділено три точки закладання рослинного матеріалу та відбору зразків ґрунту, які відрізняються між собою ступенем радіоактивного забруднення (відповідно, Народичі-1, Народичі-2, Народичі-3). Полігон № 2 обрали у зоні відчуження ЧАЕС (має чотири точки закладання рослинного субстрату та відбору ґрунтових зразків для дослідження — ЧЗВ-1, ЧЗВ-2, ЧЗВ-3 і ЧЗВ-4 відповідно). Спочатку увагу було зосереджено на місцевості так званого Рудого лісу. Проте сама територія Рудого лісу не зовсім придатна до виконання поставлених завдань, оскільки у свій час зазнала потужного впливу людської діяльності (прибирання і поховання дерев, що загинули у перші тижні після аварії, зняття й поховання верхнього шару ґрунту, засипання поверхні піском та ін.). Тому було обрано ділянку, що межує з територією Рудого лісу і може відповідати поставленим критеріям. Безперечно, на полігоні № 2 визначені місця характеризуються значно вищим рівнем забруднення радіонуклідами, як порівняти з такими на полігоні № 1.

Місця відбору зразків на полігоні № 1 характеризуються достатньо значимим градієнтом радіонуклідного забруднення (табл. 2) та мають близькі за агрохімічними показниками характеристики ґрунту. Обрані точки полігону № 2 також мають схожі агрохімічні параметри ґрунту в межах полігону. Ґрунти обох полігонів дерново-підзолисті, збіднені на вміст органічної речовини. Однорідність кліматичних умов для окремих полігонів забезпечується географічною близькістю розташування дослідних точок (максимально до кількох сотень метрів між окремими точками). Питома активність радіонуклідів у вибраних для досліджень точках відрізняється у рази і, відповідно, доза опромінення ґрунтової мікробіоти також буде відрізнятися у рази.

У табл. 2 наведено координати місць закладки рослинного матеріалу для обох дослідних полігонів, результати вимірювання потужності еквівалентної дози  $\gamma$ -випромінювання, питома активність  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті та розрахована потужність поглиненої мікробіотою дози, сформованої за рахунок іонізуючого випромінювання згаданих вище радіоактивних ізотопів. Для полігону № 1 показник потужності амбієнтного еквіваленту дози  $\gamma$ -випромінювання змінювався в межах від  $0,127 \pm 0,010$  до  $0,737 \pm 0,040$  мкЗв/год. Для полігону № 2 у зоні відчуження ЧАЕС цей показник коливався у межах від  $1,70 \pm 0,04$  до  $34,8 \pm 0,5$  мкЗв/год. Отже, для всього дослідження різниця за цим параметром складала більше ніж 270 разів.

Також значними є відмінності у рівнях забруднення ґрунту радіоактивними ізотопами. Для полігону № 1 значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті перебуває у межах від  $0,60 \pm 0,04$  кБк/кг до  $4,6 \pm 0,1$  кБк/кг. Цей же показник для полігону № 2 змінюється від  $10,4 \pm 0,2$  до  $203,8 \pm 4,1$  кБк/кг. Різниця між значеннями точок Народичі-1 та ЧЗВ-4 для питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  сягає більше ніж 300 разів. Забруднення  $^{90}\text{Sr}$  теж значно відрізняється в межах кожного окремого полігону. Ґрунт полігону № 1 має питому активність  $^{90}\text{Sr}$   $0,030 \pm 0,004$  кБк/кг у точці Народичі-1 та  $0,30 \pm 0,01$  кБк/кг у точці Народичі-3. Ґрунт полігону № 2 у точці ЧЗВ-1 —  $0,8 \pm 0,1$  кБк/кг та у точці ЧЗВ-4 —  $34,0 \pm 0,3$  кБк/кг відповідно. Різниця між значеннями питомої активності  $^{90}\text{Sr}$  точок Народичі-1 та ЧЗВ-4 складає більше ніж 1000 разів. Мікробіота ґрунту, яка розвивається за такого рівня радіонуклідного забруднення, отримує значні дози іонізуючого випромінювання, що підтверджено розрахунковими значеннями потужності поглиненої дози (табл. 2).

За оцінками авторів, сумарна потужність поглиненої дози (за рахунок опромінення від  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ ), яку отримують мікроорганізми в точках Народичі-1 та ЧЗВ-4, складає  $0,2$  мкГр/год. та  $84$  мкГр/год. відповідно, що відрізняється більш ніж у 420 разів. Такий градієнт в радіологічних характеристиках ґрунту має дозволити оцінити результати впливу саме рівнів іонізуючого випромінювання на процеси деструкції рослинної мортмаси мікроорганізмами.

Таблиця 2. Координати та значення радіологічних показників у місцях закладки рослинного субстрату та відбору ґрунтових зразків

Експериментальні майданчики	Координати місця відбору проби		Потужність амбієнтного еквіваленту дози (ADER), мкЗв/год.	Питома активність ґрунту <sup>137</sup> Cs, кБк/кг	Питома активність ґрунту <sup>90</sup> Sr, кБк/кг	Сумарна потужність дози, мкГр/год.
	North	East				
Полігон № 1 (ЗОБВ с. Христинівка, Народицький район Житомирської обл.)*						
Народичі-1	51,24076°	29,21497°	0,127 ± 0,01	0,6 ± 0,04	0,03 ± 0,004	0,20
Народичі-2	51,24029°	29,22043°	0,411 ± 0,03	2,9 ± 0,08	0,2 ± 0,01	1,00
Народичі-3	51,23815°	29,22245°	0,737 ± 0,04	4,6 ± 0,1	0,3 ± 0,01	1,57
Полігон № 2 (зона відчуження Чорнобильської АЕС)**						
ЧЗВ-1	51,38595°	30,03035°	1,7 ± 0,04	10,4 ± 0,2	0,8 ± 0,1	3,7
ЧЗВ-2	51,38446°	30,02888°	10,2 ± 0,3	62,4 ± 0,6	5,0 ± 0,4	22,2
ЧЗВ-3	51,38358°	30,03060°	25,5 ± 0,5	149,3 ± 1,4	25,0 ± 0,3	61,6
ЧЗВ-4	51,38231°	30,03298°	34,8 ± 0,5	203,8 ± 4,1	34,0 ± 0,3	84,0

\*) полігон розташовано на місці покинутих у 1990-х роках сільськогосподарських угідь.

\*\*\*) перші три майданчики (ЧЗВ-1, ЧЗВ-2 і ЧЗВ-3) — природні екосистеми, 4-й майданчик пірогенно трансформований після пожежі у 2020 р.

Для визначення швидкості процесів розкладання органічної речовини мікробіотою пакетики з чаєм зважували на електронних вагах та маркували, потім поміщали у ґрунт на глибину 8 см і залишали на 90 днів. Після завершення експозиції пакетики діставали, очищували від залишків ґрунту, висушували в сушильній шафі за температури 70 °С протягом 48 годин і повторно зважували. Отримані дані щодо зменшення маси рослинного субстрату використовували для розрахунку параметрів ТВІ-індексу: коефіцієнту розкладання (*k*) та коефіцієнту стабілізації (*S*). Розрахунок коефіцієнтів проводили за формулами авторів методу [18], як наведено вище.

З метою врахування впливу сезонності на процеси розкладання мортмаси було здійснено дві експозиції рослинного матеріалу на обох полігонах: з квітня по липень та з липня по жовтень 2021 р. Пакетики з чаєм розміщували попарно в 6-ти повторностях.

Паралельно з дослідженням ТВІ-індексу для оцінки інтенсивності розвитку мікроорганізмів визначали загальну біологічну активність ґрунту газохроматографічним методом (субстрат-індукований респіраторний метод SIRM) за показником загальної мікробної біомаси. Суть методу полягає в оцінці кількості активної мікробної біомаси за внесення у досліджувану пробу ґрунту розчину

глюкози до досягнення максимального виділення CO<sub>2</sub> і подальших розрахунках за використання емпіричних коефіцієнтів для конвертування об'єму вуглекислого газу в мікробну біомасу [1; 2]. Газові проби аналізували на газовому хроматографі «Цвет-500 М» з детектором теплопровідності (струм мосту 130 mA). Сорбційні колонки зі сталі заповнювали сорбентом Poropak Q 60–80 mesh (Waters Corporation, USA). Температура колонок — 25 °С, детектора — 40 °С. Витрати газу-носія (гелію) — 20 см<sup>3</sup>/хв.

Статистичну обробку експериментальних даних проводили за використання ANOVA, програми Microsoft Office Excel 2010 та STATISTICA 10.

**Результати.** Втрата маси зеленого чаю, закладеного в ґрунт у відповідних місцях полігону № 1, свідчить про доволі стрімке зменшення показників у всіх варіантах (табл. 3). Водночас достовірної різниці залежно від рівня радіації не виявлено. Зниження маси чаю ройбуш було суттєво меншим, як порівняти з показниками зеленого чаю, проте в цьому випадку відзначено різницю між варіантами: найменші значення втрат маси спостерігаються у точці з найменшим забрудненням, а в точці Народичі-2 і Народичі-3 вони є достовірно вищими проти точки Народичі-1.

Розрахунки коефіцієнтів стабілізації *S*

свідчать, що синтез нової стабільної органічної речовини не залежав від рівнів радіації. Водночас інтенсивність розкладання ( $k$ ) рослинних решток була найменшою у точці з найменшим рівнем радіаційного забруднення. Достовірної різниці між показниками  $k$  у точках Народичі-2 і Народичі-3 не виявлено, проте вони були статистично вищими за відповідне значення у точці Народичі-1 (табл. 3).

За другої експозиції чайних пакетиків на полігоні № 1 з липня по жовтень 2021 р. також не відзначено достовірних змін коефіцієнта стабілізації  $S$  залежно від рівня радіоактивного забруднення ґрунту (табл. 4). Проте інтенсивність розкладання рослинних решток ( $k$ ) була найвищою у точці Народичі-3 з найбільшим для цього полігону рівнем за-

бруднення радіонуклідами.

Для дослідного полігону, розміщеного у ЗВ ЧАЕС (табл. 5), відзначено зростання коефіцієнта стабілізації  $S$  у точках ЧЗВ-2 і ЧЗВ-3 проти ЧЗВ-1. Проте за найвищого рівня радіоактивного забруднення (ЧЗВ-4) показник зменшувався до рівня, відзначеного у точці ЧЗВ-1.

Аналогічно швидкість розкладання  $k$  зростала у другій і третій точках проти показника у точці ЧЗВ-1, проте за найвищого рівня забруднення інтенсивність зменшувалася до рівня, відзначеного у першій точці.

За другої експозиції рослинного матеріалу на полігоні № 2 з липня по жовтень 2021 р. найвищий показник стабілізації органічної речовини  $S$  відзначено у точці ЧЗВ-1 з найнижчим рівнем радіоактивного забруд-

**Таблиця 3. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 1 (експозиція з квітня по липень 2021 р.)**

Показники	Місця закладання рослинних решток		
	Народичі-1	Народичі-2	Народичі-3
Сумарна потужність дози ( $^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$ ), мкГр/год.	0,20	1,00	1,57
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	$53,0 \pm 4,7^a$	$50,1 \pm 2,8^a$	$51,9 \pm 0,3^a$
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	$85,6 \pm 2,7^a$	$72,3 \pm 4,8^b$	$75,9 \pm 0,3^b$
Коефіцієнт стабілізації ( $S$ )	$0,442 \pm 0,056^a$	$0,407 \pm 0,034^a$	$0,428 \pm 0,044^a$
Коефіцієнт мінералізації ( $k$ )	$0,0073 \pm 0,0018^a$	$0,0259 \pm 0,0156^b$	$0,0166 \pm 0,0022^{a,b}$

Примітка. Тут і далі: літери a, b, c, d позначають належність варіантів до різних гомогенних рядів за методом Фішера за  $p \leq 0,05$ . Порівнювати потрібно кожен коефіцієнт окремо.

**Таблиця 4. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 1 (експозиція з липня по жовтень 2021 р.)**

Показники	Місця закладання рослинних решток		
	Народичі-1	Народичі-2	Народичі-3
Сумарна потужність дози ( $^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$ ), мкГр/год.	0,20	1,00	1,57
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	$33,9 \pm 2,4^a$	$32,3 \pm 1,2^a$	$33,3 \pm 1,7^a$
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	$74,7 \pm 3,1^a$	$74,5 \pm 3,0^a$	$67,1 \pm 2,3^b$
Коефіцієнт стабілізації ( $S$ )	$0,215 \pm 0,028^a$	$0,202 \pm 0,007^a$	$0,208 \pm 0,020^a$
Коефіцієнт мінералізації ( $k$ )	$0,0094 \pm 0,0018^a$	$0,0089 \pm 0,0016^a$	$0,0149 \pm 0,0019^b$

Таблиця 5. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 2 (експозиція з квітня по липень 2021р.)

Показники	Місця закладання рослинних решток			
	ЧЗВ-1	ЧЗВ-2	ЧЗВ-3	ЧЗВ-4
Сумарна потужність дози ( $^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$ ), мкГр/год.	3,7	22,2	61,6	84,0
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	$33,7 \pm 2,1^a$	$47,2 \pm 4,2^b$	$42,6 \pm 3,2^c$	$34,8 \pm 6,1^a$
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	$85,2 \pm 5,9^a$	$82,9 \pm 1,9^a$	$78,2 \pm 4,8^b$	$86,3 \pm 3,7^a$
Коефіцієнт стабілізації (S)	$0,213 \pm 0,025^a$	$0,373 \pm 0,050^c$	$0,318 \pm 0,038^b$	$0,226 \pm 0,072^a$
Коефіцієнт мінералізації (k)	$0,0035 \pm 0,0017^a$	$0,0074 \pm 0,0017^c$	$0,0097 \pm 0,0040^b$	$0,0033 \pm 0,0012^a$

нення. Водночас інтенсивність мінералізації рослинних решток  $k$  мала тенденцію до зростання у точках ЧЗВ-2 і ЧЗВ-4, як порівняти з ЧЗВ-1. У точці ЧЗВ-3 показники були найвищими для полігону (табл. 6).

Попри деякі розбіжності даних, отриманих за двох експозицій чайних пакетиків у ґрунтах, особливо для полігону № 2, попередньо можна зробити окремі висновки. Так, базуючись на результатах експерименту на полігоні № 1, варто підкреслити, що порівняно невисокі ступені радіоактивного забруднення (до 1,57 мкГр/год. сумарної потужності дози) стимулюють активність трансформації рослинних решток у ґрунті. Проте потрібні додаткові дослідження для з'ясування залежностей діяльності мікробіоти від ступеня забруднення радіонуклідами між точками полігону № 2.

Варто зазначити, що за високих доз радіаційного ураження (полігон № 2) досліджувані показники є суттєво меншими проти даних, отриманих на полігоні № 1. Зменшується як інтенсивність розкладання рослинної мортмаси, так і стабілізація органічної речовини *de novo*. Безперечно, за такого зіставлення отриманих даних має місце певна частка умовності, оскільки порівнювати ґрунти обох полігонів можна лише за повного збігу всіх параметрів ґрунтів. Ми вважаємо, що таке порівняння, хоч і умовне, є можливим, оскільки рельєф обох полігонів рівнинний, вміст вологи у зразках перебував в усі строки проведення досліджень практично на одному рівні, агрохімічні показники також суттєво не відрізнялися. Відмінною особливістю полігонів є їхня історія, зокрема й рівні забруднення радіонуклідами. Територія полігону

Таблиця 6. Зміна показників ТВІ індексу залежно від рівня забруднення радіонуклідами на полігоні № 2 (експозиція з липня по жовтень 2021 р.)

Показники	Точки закладання рослинних решток			
	ЧЗВ-1	ЧЗВ-2	ЧЗВ-3	ЧЗВ-4
Сумарна потужність дози ( $^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$ ), мкГр/год.	3,7	22,2	61,6	84,0
Залишок нерозкладеного зеленого чаю, %	$28,7 \pm 5,9^a$	$24,1 \pm 2,2^{a,b}$	$23,9 \pm 2,5^b$	$26,5 \pm 3,1^{a,b}$
Залишок нерозкладеного чаю ройбуш, %	$84,7 \pm 4,7^a$	$83,6 \pm 3,9^a$	$77,6 \pm 4,6^b$	$82,2 \pm 3,4^{a,b}$
Коефіцієнт стабілізації (S)	$0,153 \pm 0,07^a$	$0,099 \pm 0,03^{a,b}$	$0,096 \pm 0,03^a$	$0,127 \pm 0,04^{a,b}$
Коефіцієнт мінералізації (k)	$0,0046 \pm 0,002^a$	$0,0044 \pm 0,001^a$	$0,0067 \pm 0,002^b$	$0,0052 \pm 0,001^{a,b}$

№ 1 у минулому була полем, де системно здійснювалося вирощування сільськогосподарських культур, і лише після 1986 р. вона почала трансформуватися у стан природного фітоценозу. Територія полігону № 2 належить до лісної місцевості. У зв'язку з доволі близькими характеристиками ґрунтів, що склалися на початок 2021 р., вважаємо, що основним параметром, який дозволяє відрізнити характеристики досліджуваних ґрунтів, є рівні радіаційного забруднення.

Висновки щодо впливу радіоактивного забруднення на інтенсивність мікробіологічної трансформації рослинних решток значною мірою підтверджують і результати визначення загальної біологічної активності ґрунтів за розрахунками мікробної біомаси (табл. 7). Так, невисокі рівні забруднення сприяли активізації розвитку мікроорганізмів. У межах полігону № 1 накопичення мікробної біомаси було найменшим за слабого забруднення (Народичі 1) і найбільшим — за підвищеного (Народичі 3). Водночас проведення аналізу у ґрунті полігону № 2 свідчить про значно менші показники, особливо в точці з найвищим забрудненням. Так, в окремі строки проведення аналізу мікробна біомаса у точці ЧЗВ-4 полігону № 2 була меншою за відповідні показники полігону № 1 у 2–10 разів. Інтенсивність накопичення мікробної біомаси значною мірою пояснює різницю в активності трансформації рослинних решток на обох полігонах, оскільки рушійною силою в цих процесах є склад угру-

повань мікроорганізмів, їхній розвиток та активність [7].

Зниження темпів розвитку й функціональної активності мікроорганізмів за дії високих доз радіації логічно пояснюється негативним впливом проникаючої радіації на клітини бактерій та мікроміцетів, що відомо з численної літератури. Важче зрозуміти механізм позитивної дії невисоких доз радіації на інтенсивність розвитку та метаболічної активності мікробіоти у Полігоні № 1. Цілком можливо, що за цих умов в угрупованні ґрунтових мікроорганізмів домінують радіотолерантні види, а отже, забезпечується їхня перевага над представниками радіочутливих таксонів як загалом у розвитку в ґрунті, так і в колонізації рослинних решток. Це припущення потребує додаткових досліджень за використання сучасних молекулярно-біологічних методів, що нами планується здійснити в подальшій роботі.

Отже, біологічна активність ґрунтів залежала від рівня забруднення радіонуклідами. Це показано обома використаними нами методами (як за розрахунками ТВІ-індексу, так і за визначення мікробної біомаси).

Під час аналізу ТВІ-індексу на перший погляд може скластися враження, що в зоні ЧАЕС може спостерігатися підвищена секвестрація Карбону, як порівняти з ґрунтом, забрудненим меншою мірою, оскільки інтенсивність мінералізації рослинних решток за збільшених доз радіації зменшувалася. Проте стабілізація органічної речовини в цьому

Таблиця 7. Загальна мікробна біомаса ґрунту залежно від рівня забруднення радіонуклідами, мг/кг ґрунту

Точки відбору зразків	Строки проведення аналізів		
	I	II	III
Полігон № 1			
Народичі-1	не визначали	1575,9 ± 232,1	908,7 ± 5,3
Народичі-2	не визначали	1583,1 ± 83,5	932,2 ± 9,3
Народичі-3	не визначали	3806,2 ± 214,6	2190,5 ± 88,7
Полігон № 2			
ЧЗВ-1	318,5 ± 35,9	546,3 ± 8,7	409,9 ± 15,5
ЧЗВ-2	430,0 ± 11,8	793,7 ± 17,9	618,4 ± 21,4
ЧЗВ-3	478,8 ± 15,5	947,4 ± 1,2	757,9 ± 17,5
ЧЗВ-4	200,9 ± 9,8	268,3 ± 12,6	217,4 ± 18,8

Примітка: I — квітень 2021 р., II — липень 2021 р., III — вересень 2021 р.

разі також є меншою проти показників полігону № 1, що свідчить не про зростання секвестрації Карбону, а про тимчасове збереження у ґрунті нерозкладених рослинних решток.

**Висновки.** Проведені дослідження свідчать про залежність розвитку й функціонування мікроорганізмів, що беруть участь у трансформації рослинних решток у ґрунті, від рівня іонізуючої радіації. Порівняно невисокі потужності поглиненої дози в ґрунті полігону № 1 (до 1,6 мкГр/год.) сприяли накопиченню мікробної біомаси й активізували діяльність мікроорганізмів. Високі потужності поглинених доз радіації у ґрунті полігону № 2 (від 3,7 до 61,6 і, особливо, за дози 84,0 мГр/год.), як порівняти з показниками полігону № 1, негативно впливали як на деградацію мортмаси, так і на стабілізацію органічної речовини, синтезованої *de novo*. Як результат спостерігається накопичення нерозкладених рослинних решток у ґрунті.

Показано доцільність застосування нового методу визначення активності трансформації рослинних решток (ТВІ-індексу) у мікробіологічних дослідженнях ґрунтів. Безперечно, його використання у дослідженнях особливостей біологічної трансформації рослинних решток бажано здійснювати в комплексі з сучасними мікробіологічними, біохімічними та молекулярно-біологічними методами.

#### ЦИТОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. Anderson J. P. E., Domsch K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 1978. № 10. P. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
2. Bailey V. L., Bolton H. J., Smith J. L. Substrate-induced respiration and selective inhibition as measures of microbial biomass in soils. M. R. Carter, E. G. Gregorich (Eds.). *Soil sampling and methods of analysis*. Boca Raton, FL: CRC press, 2008. P. 515–526.
3. Barreto M. B., Monaco S. L., Diaz R., Pittol E., Lopez L., Peralba M. C. Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry*. № 100. P. 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>
4. Becker J. N., Kuzyakov Y. Teatime on Mount Kilimanjaro: Assessing climate and land-use effects on litter decomposition and stabilization using the Tea Bag Index. *L. Degrad. Dev.* 2018. № 29. P. 2321–2329. <https://doi.org/10.1002/ldr.2982>
5. Berg B., Berg M. P., Bottner P., Box E., Breymeyer A., Calvo de Anta R. ... Virzo de Santolite A. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*. № 20(3). P. 127–159. <http://geoprodig.cnrs.fr/items/show/84319>
6. Berg B., Meentemeyer V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*. 2002. № 242. P. 83–92. <https://doi.org/10.1023/A:1019637807021>
7. Blair B. C., Stowasser A. Impact of *Lonicera maackii* on decomposition rates of native leaf litter in southwestern Ohio woodland. *Ohio Journal of Science*. 2009. № 3. P. 43–47. [https://www.exhibit.xavier.edu/biology\\_faculty/100](https://www.exhibit.xavier.edu/biology_faculty/100)
8. Bonan G. B., Hartman M. D., Parton W. J., Wieder W. R. Evaluating litter decomposition in earth system models with long-term litterbag experiments: an example using the Community Land Model version 4 (CLM4). *Global Change Biology*. 2012. № 19(3). P. 957–974. <https://doi.org/10.1111/gcb.12031>
9. Bridle K. L., Kirkpatrick J. B. An analysis of the breakdown of paper products (toilet paper, tissues and tampons) in natural environments, Tasmania, Australia. *J. Environ. Management*. 2005. № 74(1). P. 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.08.004>
10. Colas F., Woodward G., Burdon F., Guerold F., Chauvet E., Cornut J. ... Tiegs S. D. Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic-matter decomposition using cotton strips. *Ecological Indicators*. 2019. Vol. 106. 105466. <https://doi.org/10.1016/J.Ecolind.2019.105466>
11. Correll R. L., Harch B. D., Kirkby C. A., O'Brien K. Statistical analysis of reduction in tensile strength of cotton strips as a measure of soil microbial activity. *J. Microbiol. Methods*. 1997. № 31. P. 9–17.
12. Didion M., Repo A., Liski J., Forsius M., Biberbaumer M., Djukic I. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags — a field study and model application. *Forests*. 2016. № 7(8). 167. <https://doi.org/10.3390/f7080167>
13. Dossou-Yovo W., Parent S.-É., Ziadi, N., Parent É., Parent L.-É. Tea Bag Index to Assess Carbon Decomposition Rate in Cranberry Agroecosystems. *Soil Syst.* 2021. № 5(3). 44. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5030044>
14. Fanin N., Bezaud S., Sarneel J. M., Cecchini S., Nicolas M., Augusto L. Relative Importance of Climate, Soil and Plant Functional Traits During the Early Decomposition Stage of Standardized Litter. *Ecosystems*. 2020. № 23. P. 1004–1018.

<https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>

15. Fritz K. M., Fulton S., Johnson B. R., Barton C. D., Jack J. D., Word D. A., Burke, R. A. An assessment of cellulose filters as a standardized material for measuring litter breakdown in headwater streams. *Ecohydrology*. 2011. № 4. P. 469–476. <https://doi.org/10.1002/eco.128>

16. Fujii S., Mori A. S., Koide D., Makoto K., Matsuoka S., Osono T., Isbell F. Disentangling relationships between plant diversity and decomposition processes under forest restoration. *J. Appl. Ecol.* 2017. № 54. P. 80–90. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12733>

17. Harrison A. F., Latter P. M., Walton D. W. H. Cotton strip assay: an index of decomposition in soils (d. P. M. Latter), Institute of Terrestrial Ecology, Grange-Over-Sands, UK. 1988. ISBN 1-870393-06-6

18. Keuskamp J. A., Dingemans B. J. J., Lehtinen T., Sarneel J. M., Hefting M. H. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*. 2013. № 4(11). P. 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>

19. Mori T., Hashimoto T., Sakai Y. Evaluating the tea bag method as a potential tool for detecting the effects of added nutrients and their interactions with climate on litter decomposition. *bioRxiv*. 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.01.28.428520>

20. Mueller P., Schile-Beers L. M., Mozdzer T. J., Chmura G. L., Dinter T., Kuzyakov Ya. ... Nolte S. Global-change effects on early-stage decomposition processes in tidal wetlands-implications from a global survey using standardized litter. *Biogeosciences*. 2018. № 15. P. 3189–3202. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3189-2018>

21. Nachimuthu G., King K., Kristiansen P., Lockwood P., Guppy C. Comparison of methods for measuring soil microbial activity using cotton strips and a respirometer. *J. Microbiol. Methods*. 2007. Vol. 69(2). P. 322–329. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2007.02.002>

22. Obbard J. P., Jones K. C. The use of the cotton-strip assays to assess cellulose decomposition in heavy metal-contaminated sewage sludge-amended soils. *Environ. Pollution*. 1993. Vol. 81(2). P. 173–178. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90083-Z](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90083-Z)

23. Parton W., Silver W. L., Burke I. C., Grassens L., Harmon M. E. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*. 2007. Vol. 315. P. 361–364. <https://doi.org/10.1126/science.1134853>

24. Petraglia A., Cacciatori C., Chelli S., Fenu G., Calderisi G., Gargano D. ... Carbognani M. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant Soil*. 2019. Vol. 435. P. 187–200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>

25. Prescott C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*. 2010. Vol. 101. P. 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>

26. Setälä H., Marshall V. G., & Trofymow J. A. Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and <sup>15</sup>N uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biol. Biochem.* 1996. Vol. 28(12). P. 1661–1675. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00252-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00252-0)

27. Slocum M. G., Roberts J., Mendelsohn I. A. Artist canvas as a new standard for the cotton-strip assay. *J. Plant Nutrition and Soil Science*. 2009. Vol. 172. P. 71–74. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800179>

28. Stockmann U., Adams M. A., Crawford J. W., Field D. J., Henakaarchchi N., Jenkins M. ... Zimmerman M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2013. Vol. 164. P. 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>

29. Tiegs S. D., Langhans S. D., Tockner K., Gessner M. O. Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. *J. North American Benthological Society*. 2007. Vol. 26(1). P. 70–77. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[70:CSAALS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[70:CSAALS]2.0.CO;2)

30. Trofymow J. A., Moore T. R., Titus B., Prescott C., Morrison I., Siltanen M. ... Visser S. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can. J. Forest Research*. 2002. Vol. 32, № 5. P. 789–804. <https://doi.org/10.1139/x01-117>

31. Waksman S. A. Soil microbiology. *Ann. Rev. Biochemistry*. 1936. Vol. 5, № 1. P. 561–584. <https://doi.org/10.1146/annurev.bi.05.070136.003021>

Отримано 02.04.2023

## A NEW TEA BAG INDEX METHOD IN THE STUDY OF IONIZING RADIATION EFFECT ON THE TRANSFORMATION OF PLANT RESIDUES BY MICROORGANISMS

I. V. Volkohon, V. V. Illienko, M. M. Lazariev, A. V. Klepko, I. M. Hudkov

National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine

e-mail: i\_volkohon@ukr.net

**Objective.** To study the intensity of decomposition of plant residues in sod-podzolic soils affected with different doses of ionizing radiation in the zone of unconditional (mandatory) resettlement and in the exclusion zone of the Chornobyl Nuclear Power Plant (ChNPP). To assess the prospects of a new method (tea bag index) for determining the features of the transformation of plant residues in the soil. **Methods.** Radiological (to measure the current level of radioactive contamination in order to justify the selection of territories that have a significant gradient in terms of soil contamination with radionuclides and the rates of absorbed doses of ionizing radiation for soil microorganisms, respectively); tea bag index method, which involves the exposure of standardized tea bags of two types — Lipton green tea (EAN: 87 22700 05552 5) and Lipton rooibos tea (EAN: 87 22700 18843 8) — in soil, followed by measurement of weight loss in a given time; gas chromatography (substrate-induced respiratory method for determining the content of microbial biomass in soil). **Results.** Relatively low doses of radioactive contamination (up to 1.6  $\mu\text{Gy/h}$ ) stimulated the accumulation of microbial biomass in the soil of landfill No. 1 (near the village of Khrystynivka, Narodnytskiy district, Zhytomyr region) and activated the processes of decomposition of plant residues. High rates of absorbed doses of radioactive contamination (between 3.7 and 61.6 and, especially, for the dose of 84.0  $\mu\text{Gy/h}$ ) in the soil of landfill No. 2, located in the exclusion zone of the Chornobyl Nuclear Power Plant, had a negative effect on the studied parameters. **Conclusion.** Low radiation doses activate the development and functioning of soil microorganisms. The negative effect of high doses of ionizing radiation on the activity of soil microbiota, which participates in the transformation of plant residues, persists for a long time (36 years after the Chornobyl accident). At the same time, there is an accumulation of undecomposed dead matter in the soil. The expediency of using the method of determining the activity of transformation of plant residues (TBI) in microbiological studies of soils has been shown, since it is possible to determine not only the rate of mineralization of plant material, but also the parameters of the transformation of residues into stable organic matter *de novo*.

Key words: decomposing plant residues, TBI method, microbial biomass, radioactive contamination, Chornobyl Nuclear Power Plant.

### REFERENCES

1. Anderson, J. P. E., & Domsch, K. H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
2. Bailey, V. L., Bolton, H. J., & Smith, J. L. (2008). Substrate-induced respiration and selective inhibition as measures of microbial biomass in soils. In M. R. Carter, E. G. Gregorich (Eds.). *Soil sampling and methods of analysis* (pp. 515–526). Boca Raton, FL: CRC press.
3. Barreto, M. B., Monaco, S. L., Diaz, R., Pittole, E., Lopez, L., & Peralba, M. C. (2016). Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry*, 100, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>
4. Becker, J. N., & Kuz'yakov, Y. (2018). Tea-time on Mount Kilimanjaro: Assessing climate and land-use effects on litter decomposition and stabilization using the Tea Bag Index. *L. Degrad. Dev.*, 29, 2321–2329. <https://doi.org/10.1002/ldr.2982>
5. Berg, B., Berg, M. P., Bottner, P. Box, E., Breymeyer, A., Calvo de Anta, R. ... Virzo de Santol, A. (1993). Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 20(3), 127–159. <http://geoprodig.cnrs.fr/items/>

6. Berg, B., & Meentemeyer, V. (2002). Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil*, *242*, 83–92. <https://doi.org/10.1023/A:1019637807021>
7. Blair, B. C., & Stowasser, A. (2009). Impact of *Lonicera maackii* on decomposition rates of native leaf litter in southwestern Ohio woodland. *Ohio Journal of Science*, *3*, 43–47. [https://www.exhibit.xavier.edu/biology\\_faculty/100](https://www.exhibit.xavier.edu/biology_faculty/100)
8. Bonan, G. B., Hartman, M. D., Parton, W. J., & Wieder, W. R. (2012). Evaluating litter decomposition in earth system models with long-term litterbag experiments: an example using the Community Land Model version 4 (CLM4). *Global Change Biology*, *19*(3), 957–974. <https://doi.org/10.1111/gcb.12031>
9. Bridle, K. L., & Kirkpatrick, J. B. (2005). An analysis of the breakdown of paper products (toilet paper, tissues and tampons) in natural environments, Tasmania, Australia. *J. Environ. Management*, *74*(1), 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.08.004>
10. Colas, F., Woodward, G., Burdon, F., Gueord, F., Chauvet, E., Cornut, J. ... Tiegs, S. D. (2019). Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic-matter decomposition using cotton strips. *Ecological Indicators*, *106*, 105466. <https://doi.org/10.1016/J.Ecolind.2019.105466>
11. Correll, R. L., Harch, B. D., Kirkby, C. A., & O'Brien, K. (1997). Statistical analysis of reduction in tensile strength of cotton strips as a measure of soil microbial activity. *J. Microbiol. Methods*, *31*, 9–17.
12. Didion, M., Repo, A., Liski, J., Forsius, M., Bierbaumer, M., & Djukic, I. (2016). Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags- a field study and model application. *Forests*, *7*(8), 167. <https://doi.org/10.3390/f7080167>
13. Dossou-Yovo, W., Parent, S.-É., Ziadi, N., Parent, É., & Parent, L.-É. (2021). Tea Bag Index to Assess Carbon Decomposition Rate in Cranberry Agroecosystems. *Soil Syst.*, *5*, 44. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5030044>
14. Fanin, N., Bezaud, S., Sarneel, J. M., Cecchini, S., Nicolas, M., Augusto, L. (2020). Relative Importance of Climate, Soil and Plant Functional Traits During the Early Decomposition Stage of Standardized Litter. *Ecosystems*, *23*, 1004–1018. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>
15. Fritz, K. M., Fulton, S., Johnson, B. R., Barton, C. D., Jack, J. D., Word, D. A., & Burke, R. A. (2011). An assessment of cellulose filters as a standardized material for measuring litter breakdown in headwater streams. *Ecohydrology*, *4*, 469–476. <https://doi.org/10.1002/eco.128>
16. Fujii, S., Mori, A. S., Koide, D., Makoto, K., Matsuoka, S., Osono, T., & Isbell, F. (2017). Disentangling relationships between plant diversity and decomposition processes under forest restoration. *J. Appl. Ecol.*, *54*, 80–90. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12733>
17. Harrison, A. F., Latter, P. M., & Walton, D. W. H. (1988). Cotton strip assay: an index of decomposition in soils (ed. P.M. Latter), Institute of Terrestrial Ecology, Grange-Over-Sands, UK. ISBN 1 870393 06 6
18. Keuskamp, J. A., Dingemans, B. J. J., Lehtinen, T., Sarneel, J. M., & Hefting, M. H. (2013). Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(11), 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>
19. Mori, T., Hashimoto, T., & Sakai, Y. (2021). Evaluating the tea bag method as a potential tool for detecting the effects of added nutrients and their interactions with climate on litter decomposition. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2021.01.28.428520>
20. Mueller, P., Schile-Beers, L. M., Mozdzer, T. J., Chmura, G. L., Dinter, T., Kuzyakov, Ya. ... Nolte, S. (2018). Global-change effects on early-stage decomposition processes in tidal wetlands-implications from a global survey using standardized litter. *Biogeosciences*, *15*, 3189–3202. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3189-2018>
21. Nachimuthu, G., King, K., Kristiansen, P., Lockwood, P., & Guppy, C. (2007). Comparison of methods for measuring soil microbial activity using cotton strips and a respirometer. *J. Microbiol. Methods*, *69*(2), 322–329. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2007.02.002>
22. Obbard, J. P., & Jones, K. C. (1993). The use of the cotton-strip assays to assess cellulose decomposition in heavy metal-contaminated sewage sludge-amended soils. *Environ. Pollution*, *81*(2), 173–178. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90083-Z](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90083-Z)
23. Parton, W., Silver, W. L., Burke, I. C., Grassens, L., & Harmon, M. E. (2007). Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science*, *315*, 361–364. <https://doi.org/10.1126/science.1134853>
24. Petraglia, A., Cacciatori, C., Chelli, S., Fenù, G., Calderisi, G., Gargano, D. ... Carbognani, M. (2019). Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant Soil*, *435*, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>
25. Prescott, C. E. (2010). Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, *101*, 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>
26. Setälä, H., Marshall, V. G., & Trofy-

- mow, J. A. (1996). Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and  $^{15}\text{N}$  uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biol. Biochem.*, 28(12), 1661–1675. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00252-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00252-0)
27. Slocum, M. G., Roberts, J., & Mendelsohn, I. A. (2009). Artist canvas as a new standard for the cotton-strip assay. *J. Plant Nutrition and Soil Science*, 172, 71–74. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800179>
28. Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M. ... Zimmerman M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
29. Tiegs, S. D., Langhans, S. D., Tockner, K., & Gessner, M. O. (2007). Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. *J. North American Benthological Society*, 26(1), 70–77. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[70:CSAALS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[70:CSAALS]2.0.CO;2)
30. Trofymow, J. A., Moore, T. R., Titus, B., Prescott, C. Morrison, I., Siltanen, M. ... Visser, S. (2002). Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can. J. Forest Research*, 32(5), 789–804. <https://doi.org/10.1139/x01-117>
31. Waksman, S. A. Soil microbiology. (1936). *Ann. Rev. Biochemistry*, 5(1), 561–584. <https://doi.org/10.1146/annurev.bi.05.070136.003021>

Received 02.04.2023