

The largest amount of carbon dioxide was from the grassland and amounted to 286 mg/m<sup>2</sup> per hour. A slightly lower intensity of CO<sub>2</sub> emission was from the soil under the tree belt area (268 mg/m<sup>2</sup> per hour). The least carbon dioxide emissions were from the soil surface of unfertilized areas (166 mg/m<sup>2</sup> per hour).

The greatest intensity of flax decomposition in 30 days was observed using mineral and organic and mineral fertilizer systems among all experimental variants after prolonged use of different doses of fertilizers and fertilizer systems in the field crop rotation. Application of the mineral fertilizer system in the field crop rotation provided cellulolytic activity of the soil at the level of 54–68 % which is more than in the variant without fertilizers, respectively, by 29–62 %.

Combined application of organic and mineral fertilizers in the field crop rotation provided the intensity of flax decomposition in the range of 51–66 % depending on fertilizer doses which is more compared with the organic fertilizer system, respectively, by 4–35 %. A slightly lower soil cellulolytic activity was observed in the organic fertilizer system (49–62 %) which is explained by lower nitrogen yield due to organic fertilizers.

Due to the low humus content in the soil, the intensity of flax decomposition dramatically slows down. As a result, the low value of cellulolytic activity in the soil without fertilizer is 42 % which is less compared with the variant in which the application is 13.5 tons of manure + N<sub>68</sub>P<sub>101</sub>K<sub>54</sub> by 36 %, respectively.

Accumulation of nitrates in the soil during composting without impurities depends on the doses of fertilizers and fertilizer systems. Thus, there was 17.7 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg of soil after composting soil from unfertilized areas in 14 days. The highest accumulation of nitrate nitrogen was observed at high doses of fertilizers: in the mineral fertilizer system it was 1.5 times more, in the organic fertilizer system it was by 1.7 times and in the organic and mineral one it was 2.1 times compared with the check variant.

More accumulation of nitrates was during composting soil with the addition of ammonium sulfate. Thus, in the soil without fertilization, the content of nitrate nitrogen increased 3.6 times and its value was 63.9 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg. After composting soil with the addition of (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, the accumulation of nitrates was directly proportional to the level of fertilization. In variants with application of N<sub>45</sub>P<sub>45</sub>K<sub>45</sub>, 9t of manure and 4.5 tons of manure + N<sub>23</sub>P<sub>34</sub>K<sub>18</sub> there was 72.4 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg, 79.8 and 81.5 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg of soil. After high doses of fertilizers its amount increased to 85.7 mg N–NO<sub>3</sub>/kg, 99.9 and 115.7 mg N–NO<sub>3</sub>/kg in accordance with the experimental variant.

Composting soil with the addition of ammonium sulfate in combination with lime is the best way to discover the potential of the nitrification process. The obtained data testify that calcium application into the soil positively affects the activity of microbiological processes. At the same time, lime neutralizes the physiologically acidic action of the fertilizer, as well as nitrates formed during the composting process which thereby enhances the activity of nitrifying agents. In the soil of unfertilized areas, after composting with (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + CaCO<sub>3</sub>, the nitrate content increased from 17.7 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg to 89.3 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg. In variants with the use of fertilizers their accumulation also increased in accordance with the level of fertilization. Thus, in variants with application of N<sub>135</sub>P<sub>135</sub>K<sub>135</sub>, 18 t of manure and 13.5 t of manure + N<sub>68</sub>P<sub>101</sub>K<sub>54</sub>, there were 148.2 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg, 176.0 and 196.3 mg of N–NO<sub>3</sub>/kg of soil, respectively.

**Key words:** biological activity of the soil, mineral fertilizers, manure, field crop rotation, podzolized chernozem, soil fertility.

*Надійшла 06.04.2018 р.*

УДК 622.882+631.425+631.427

МАСЛІКОВА К. П., канд. біол. наук

*Дніпровський аграрно-економічний університет*

mkaterina@ukr.net

## ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ФІТОІНДИКАЦІЙНИХ ОЦІНОК КИСЛОТНОСТІ ТА СОЛЬОВОГО РЕЖИМУ ТЕХНОЗЕМІВ НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ

У результаті досліджень протягом 2012–2014 рр. встановлені закономірності просторової та часової динаміки фітоіндикаційних оцінок кислотності та сольового режиму найбільш типових техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну в процесі сільськогосподарської рекультиватії: педоземів, дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах, червоно-бурих глинах та на лесоподібних суглинках. У роботі застосовані фітоіндикаційні шкали Я. П. Дідуха кислотного (Rc) та сольового (SI) режимів. Фітоіндикаційні оцінки виконані за регулярною сіткою випробувань, що дозволяє прослідкувати зміни у даній точці простору протягом певного часу. Порівняно обмежений діапазон часу дає можливість описати тренди мінливості за допомогою лінійної моделі. За допомогою коефіцієнтів лінійної залежності фітоіндикаційних оцінок від часу в конкретній точці простору ми можемо показати просторову варіабельність часової динаміки фітоіндикаційних показників. Варіювання вільного члена *b* вказує на ретроспективні патерни кислотності у межах ділянок техноземів за рік до початку досліджень (стартові умови). В усіх типах техноземів кислотність створює регулярні просторові патерни, але вони змінюються у часі. Особливості просторового варіювання коефіцієнта *a* вказують на те, що ділянки з підвищеною кислотністю мають тенденцію до її зменшення, а зі зменшеною – навпаки, до її збільшення. Показано, що умови кислотності техноземів знаходяться у діапазоні від субацидофільних до нейтрофільних. Найменший рівень кислотності едафотопу характерний для педоземів (рН = 6,25–6,50), а найбільший – для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках (рН = 6,53–6,86). Сольовий режим техногенних едафотопів є сприятливим для семієвтрофів та евтрофів. Для оцінок сольового режиму також характерні специфічні просторові патерни, які змінюються у часі. Кожний тип техноземів характеризується специфі-

чними просторовими патернами варіювання показників сольового режиму. Особливості полягають у розмірах та формі однорідних за цим показником ділянок (областей з регулярно підвищеними або пониженими значеннями фітоіндикаційної ознаки), а також їх взаємному розміщенні та контрастності границь. Так, для дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах характерні обмежені ділянки зі значно підвищеними та значно пониженими значеннями оцінок сольового режиму. В техноземів усіх типів показники кислотного та сольового режимів створюють регулярні просторові патерни, які змінюються у часі. Ці патерни вказують на наявність автоколивальних просторово-часових процесів у техноземах ендегенної природи, що підтверджує формування в них механізмів функціональної цілісності, які у кінцевому рахунку притаманні природним ґрунтам.

**Ключові слова:** техноземи, фітоіндикація, екологічні режими, кислотність, сольовий режим, просторове варіювання.

**Постановка проблеми.** Основою виробництва продовольства є сільське господарство. Землі сільськогосподарського користування займають близько 40 % поверхні суші [1], і агроценози можна розглядати як найбільший сучасний біом суші [2]. Площі техногенних ландшафтів складають 3 % поверхні суші та продовжують стрімко зростати. На сучасному етапі практика рекультивативі порушених земель часто обмежується лише досягненням тимчасового господарського ефекту і не приділяє достатньої уваги екологічному аспекту проблеми, що призводить до погіршення екологічної ситуації, а часто і до втрати отриманого господарського ефекту [3]. Природне самовідновлення функцій фітоценозу і едафотопу, як головних блоків порушених екосистем, потребує значного періоду часу і на сучасному етапі не забезпечує вирішення природоохоронних і народногосподарських проблем у регіонах з високою концентрацією техногенних ландшафтів [4].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** У час науково-технічного прогресу ґрунт, як і біосфера в цілому, перетворилися із саморегульованих систем в системи, які функціонують під тотальним впливом антропогенних факторів [5]. Особливо великий негативний вплив на навколишнє середовище і, насамперед, на земельні ресурси, спричиняється гірничодобувною промисловістю. У районах з високою концентрацією підприємств гірничодобувної промисловості відбувається порушення природних ландшафтів і на значних територіях утворюються промислові відвали, на яких відсутній родючий шар ґрунту. Видобування корисних копалин, особливо відкритим способом, призвело до утворення великих площ порушених земель [6, 7, 8].

Комплексні наукові дослідження проблем сільськогосподарської рекультивативі земель було розпочато під керівництвом проф. М. С. Бекаревіча [9]. Теоретичною основою рекультивативі земель є сільськогосподарська екологія, принципи та методи якої було закладено М. Т. Масюком [10]. Біогеоценологічний підхід для вирішення питань рекультивативі земель було розвинено в роботах А. П. Травлєєва [11], І. Х. Узбека [12], В. М. Зверковського [8] та В. О. Забалуєва [4]. Концепція біогеоценологічної пертиненції була розвинена у роботах проф. Ю. І. Грицана [13].

Актуальною проблемою є моніторинг стану ґрунту в процесі рекультивативі, його фізичних, агрохімічних та біологічних властивостей, які характеризують ступінь окультурення та екологічний стан ґрунтового покриву [6, 14]. Особливості процесу ґрунтоутворення в техногенних ландшафтах діагностуються за змінами водно-фізичних і фізичних властивостей [15]. Ці динамічні показники залежать від генезису, а також технологічних операцій як на технічному, так і біологічному етапах рекультивативі [7]. Оптимізація режимів рекультивативі земель можлива за наявності розуміння динаміки екологічних процесів, які відбуваються у техногенних екосистемах [16]. Тим не менш, питання часової та просторової динаміки екологічних режимів техноземів вивчені недостатньо.

Важливий об'єм інформації про екологічні процеси міститься в рослинному покриві техноземів [17]. Інструменти фітоіндикації дозволяють цю інформацію застосувати для оцінки екологічних режимів [18].

Фітоценоз складається з видів, екологічні амплітуди яких пересікаються. Кожен вид має індикаторне значення, але індикацію не можна здійснити на основі одного виду. Композиція видів може бути застосована для кількісної оцінки властивостей середовища, які не можуть бути легко безпосередньо вимірювані, на відміну, наприклад, від забруднення навколишнього середовища [19–21]. Композиція відображає результуючий розподіл тієї групи видів, які складають фітоценоз. Тому завдання фітоіндикації полягає у тому, щоб оцінити точку перетину амплітуд видів і розрахувати відповідний показник [22]. Виділяють два типи екологічних шкал: точкові [22–25] та діапазональні [22]. При оцінці місцеперебувань у першому випадку застосовується безпосередньо точка розташування виду по шкалі фактору – екологічний оптимум виду з урахуванням його багатства. У другому – спеціальні формули [26]. При обговоренні властивостей точкових індикаторних шкал Елленберга також звертають увагу і на екологічну амплітуду видів, а для деяких видів оцінені діапазони у від-

повідних шкалах [27–30]. Для синфітоіндикації застосовуються методи засічок і обмежень, метод середньозважених значень [22–24], метод максимальної подібності [27] та метод ідеального індикатора [26]. Як у випадку точкових, так і у випадку діапазональних шкал, передбачається симетричний характер розподілу кривих відгуку видів у градієнті екологічних факторів. Вірогідний асиметричний характер розподілу кривих відгуку не враховується [31].

Важлива математична коректність процедури розрахунку фітоіндикаційних оцінок, а також можливість експериментальної перевірки їх відповідності оцінкам, одержаними інструментальними методами. У Європі одна з найбільш застосованих систем біоіндикації первинних екологічних властивостей заснована на індикаторних значеннях Елленберга [25]. Не зовсім зрозуміло, яка саме властивість навколишнього середовища застосована як характеристика екологічних режимів. Наприклад, для вологості це можуть бути рівень ґрунтових вод, уміст вологи у ґрунті, дефіцит вологи у ґрунті. Тим не менш, на практиці оцінки індикаторних шкал за Елленбергом добре відповідають «інтуїтивним» уявленням [28]. Неявна природа шкал Елленберга робить неможливим перевірку їх коректності через порівняння з вимірюваними властивостями середовища. Фітоіндикаційні оцінки набувають цінності за умов калібрації індикаторних значень у порівнянні з референсними значеннями навколишнього середовища [32]. Було висунуто гіпотезу, що у різних вегетаційних типах існують різні каліброчні криві між значеннями шкал Елленберга для рН та вологості і градієнтами середовища [33]. Перевірку індикаторних шкал також можна здійснити через визначення внутрішньої погодженості порівнюючи індикаторні значення видів, які зустрічаються поруч: види, які зустрічаються разом повинні мати подібні фітоіндикаційні характеристики [28]. Широке застосування фітоіндикаційних шкал для вирішення екологічних проблем ставить питання про загальну надійність одержуваних результатів [34]. Середні значення фітоіндикаційних шкал можуть бути робастними показниками навіть за умов неповноти списку видів в рослинному угрупованні [35]. Стійкість фітоіндикаційних оцінок до неповноти флористичних списків обумовлена їх зв'язком з найстійкішими структурними особливостями угруповання, а саме до доміантної структури [36]. Покращені локальні оцінки екологічних факторів можна одержати за рахунок особливостей рідкісних видів [37]. Видовий склад угруповання та кількість видів залежать від розмірів дослідного майданчика [38]. Встановлено, що фітоіндикаційні оцінки екологічних факторів не мають відмінностей серед майданчиків різних розмірів як у гомогенних, так і гетерогенних ділянках [34]. Авторка дослідження вважає, що цей результат є наслідком того, що види, які зустрічаються на ділянках усе більшого розміру мають подібні значення фітоіндикаційних шкал як і ті, які вже знайдено раніше. Існує проблема логічного кола (тавтології) при спробах пояснити патерни рослинності зі застосуванням біоіндикації [39]. Це виникає внаслідок того, що фітоіндикаційні оцінки екологічних факторів мають походження з двох джерел. Це фітоіндикаційні значення окремих видів, які вказують на їх екологічні особливості та композиція видів у геоботанічному описі, на основі якого робиться фітоіндикаційне оцінювання [40]. Ефект збереження у фітоіндикаційній оцінці інформації про композицію видів та їх подібність або відмінність до інших композицій має назву «проблеми подібності» [41].

Слід відзначити, що шкали Дідуха індикують конкретні екологічні фактори, які представлені у вимірюваних одиницях. Наприклад, показник гігроморф дозволяє індикувати продуктивну вологу ґрунту за період вегетації, показник змінності зволоження індикуює коефіцієнт нерівномірності зволоження, кислотний режим індикуює рН [22]. Тому коректність шкал Дідуха можна перевірити за допомогою порівняння з вимірюваними властивостями середовища [42].

**Мета дослідження.** Встановити закономірності просторової та часової динаміки фітоіндикаційних оцінок кислотності та сольового режиму найбільш типових техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну в процесі сільськогосподарської рекультиваци: педоземів, дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах, червоно-бурих глинах та на лесоподібних суглинках.

**Матеріал і методи дослідження.** Роботи проведені на науково-дослідному стаціонарі Дніпровського державного аграрно-економічного університету в місті Покров (раніше – Орджонікідзе). Науково-дослідний стаціонар ДДАЕУ і ОГЗК створений на зовнішньому відвалі Запорізького марганцеворудного кар'єру [16]. Дослідження виконані у період 2012–2014 рр. Полігони закладені у межах чотирьох типів техноземів: педоземи, дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках, сіро-зелених глинах та червоно-бурих глинах. Полігон складається з 15 трансект, а кожна трансекта складена з 7 пробних майданчиків. Відстань між рядами в полігоні становить 3 м (рис. 1).

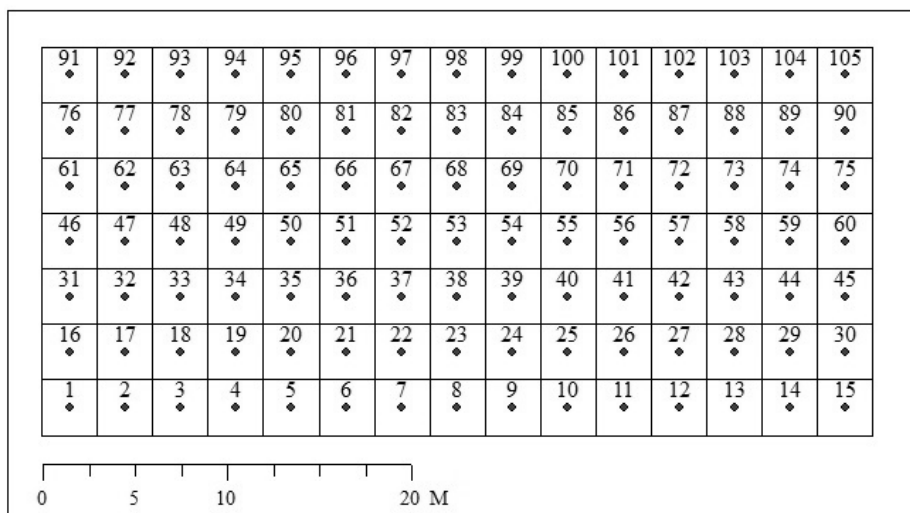


Рис. 1. Схема полігону та розміщення пробних ділянок.

Кожний майданчик представляє собою квадрат розміром 3×3 м. У межах кожного майданчика було проведено геоботанічне описання рослинності. Рослинний покрив техноземів представлений 91 видом судинних рослин. За кількістю видів у рослинних угрупованнях превалюють родини Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Brassicaceae та Rosaceae [17].

Фітоіндикаційні оцінки виконані за регулярною сіткою випробувань, що дозволяє прослідкувати зміни у даній точці простору протягом певного часу. Порівняно обмежений діапазон часу дозволяє описати тренди мінливості за допомогою лінійної моделі (рис. 2).

Шкала часу перекодована так, що початковий рік представлений як 1, а два інших – як 2 та 3 відповідно. Лінійна модель має вигляд:

$$y = a \cdot x + b,$$

де  $x$  – час (у перекодованій формі),  $y$  – фітоіндикаційна оцінка,  $a$  та  $b$  – регресійні коефіцієнти.

Регресійні коефіцієнти можуть бути змістовно інтерпретовані. Вільний член рівняння можна  $b$  інтерпретувати як значення фітоіндикаційної оцінки у рік, який передує початку досліджень, а коефіцієнт  $a$  вказує на швидкість її збільшення (або зменшення) у часі.

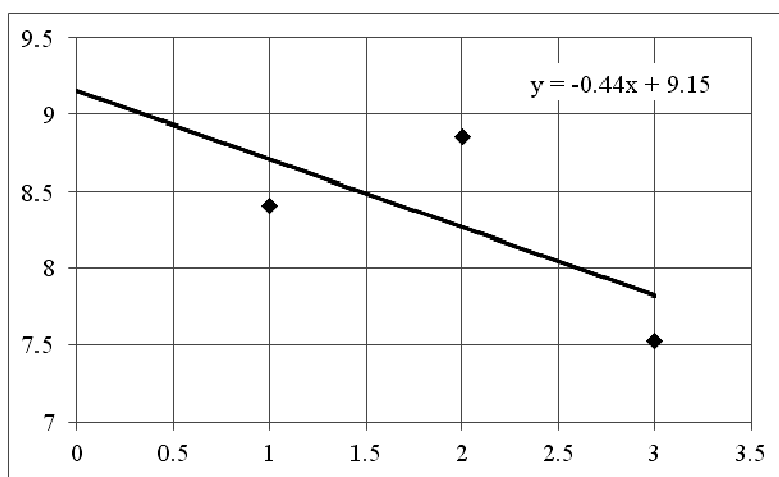


Рис. 2. Динаміка значень у часі фітоіндикаційної оцінки вологості в точці 1.

Умовні позначки: вісь абсцис – час (1 – 2012 р., 2 – 2013 р., 3 – 2014 р.), вісь ординат – оцінка вологості.

Нами застосовані фітоіндикаційні шкали Я. П. Дідуха [18] кислотного ( $Rc$ ) та сольового ( $Sl$ ) режимів.

Кислотний режим ( $Rc$ ) залежить від хімічного складу підстильних порід, ґрунту, типу рослинності. Хімічний склад ґрунтів, зокрема кислотність, забезпечує перебіг відповідних реакцій, що відбува-



ються у ґрунті та є одним із алелопатичних механізмів відбору певних видів: елімінації одних і сприяння розвитку інших. Амплітуду кислотності ґрунтів (7 груп) розбивають на класи, виражені в 13 балах [18]. Кожному показнику ацидоморф поставлене у відповідність значення рН ґрунту (рис. 3).

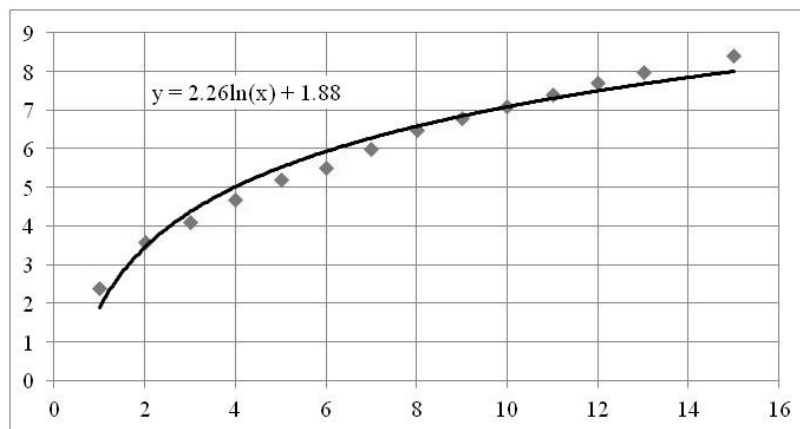


Рис. 3. Залежність між фітоіндикаційними оцінками кислотності (вісь абсцис) та рН ґрунту (вісь ординат) (за [18], розрахунки автора).

Розрахунки показують, що залежність між показниками ацидоморф та рН ґрунту можна апроксимувати залежністю:

$$Y = 2.26 \text{ LN}(X) + 1.88,$$

де  $Y$  – рН ґрунту;  $X$  – показник ацидоморф.

Цю залежність ми застосовували для перерахунку фітоіндикаційних оцінок кислотності ґрунту у показник рН ґрунту.

Сольовий режим ( $Sl$ ) є дуже важливим показником ґрунтів, оскільки впливає на різні процеси ґрунтоутворення та визначає адаптацію рослинних організмів (галинність). Ступінь засолення пов'язаний з кислотністю ґрунту, але має свої особливості, оскільки крім сумарної кількості солей велике значення має їх склад. Рослини чутливо реагують на вміст і специфіку солей, що давно відображено у такому напрямі фітоіндикації як галоіндикація. Показник ступеня засоленості залежить від багатьох складових: 1) хімічного складу ґрунту та материнської породи; 2) структури та складу фітоценозу; 3) клімату. Оскільки сольовий режим визначають якісно різними солями (карбонатами, сульфатами, хлоридами), то чітку залежність (межу) між бальними показниками та кількістю солей визначити не вдалось, хоча певна тенденція змін їх якісного складу і загальної кількості існує, що відображено у шкалі сольового режиму. Стосовно сольового режиму встановлено 10 основних груп, між якими виділяють 9 проміжних [18].

Між показником галоморф та коефіцієнтом зволоження існує зв'язок (рис. 4).

Розрахунки показують, що залежність між показниками галоморф та загальною мінералізацією можна апроксимувати залежністю:

$$Y = 20.62X - 9.24,$$

де  $Y$  – загальна мінералізація, %;  $X$  – показник галоморф. Цю залежність ми застосовували для перерахунку фітоіндикаційних оцінок сольового режиму в показник загального вмісту солей.

Залежність між показниками галоморф та вмістом гідрокарбонатів, якщо показник галоморф знаходиться у діапазоні від мезотрофних умов (5) до субглікотрофних умов (12) можна апроксимувати залежністю:

$$HCO_3^- = 21.29X - 17.11,$$

де  $HCO_3^-$  – вміст гідрокарбонатів, %;  $X$  – показник галоморф.

Залежність між показниками галоморф та вмістом сульфатів, якщо показник галоморф знаходиться у діапазоні від еутрофних умов (9) до мезогалотрофних умов (16) можна апроксимувати залежністю:

$$SO_4^{2-} = 21.47X - 22.34,$$

де  $SO_4^{2-}$  – вміст сульфатів, %;  $X$  – показник галоморф.

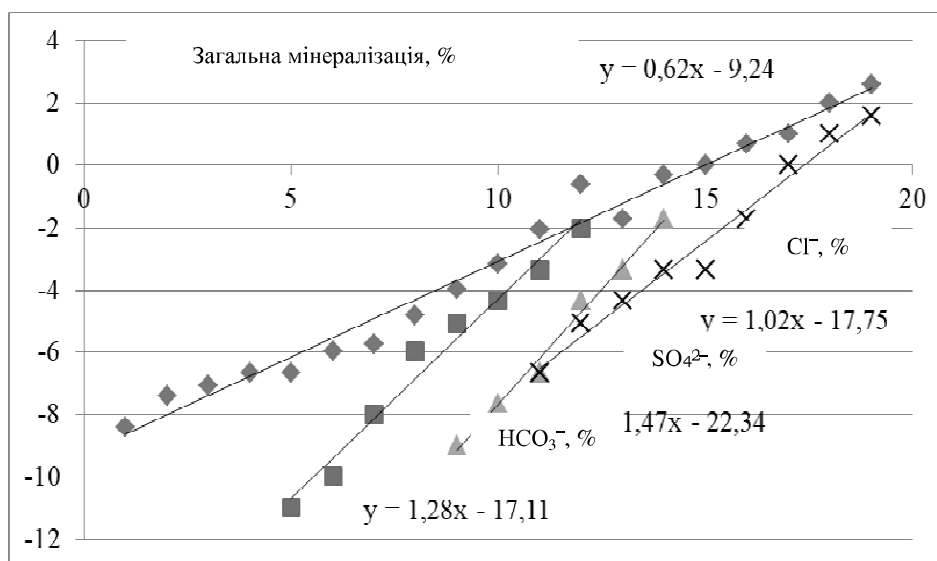


Рис. 4. Залежність між фітоіндикаційними оцінками сольового режиму (вісь абсцис) і загальною мінералізацією та вмістом окремих аніонів (вісь ординат, %, у логарифмованому масштабі) (за [18], розрахунки автора).

Залежність між показниками галоморф та вмістом хлоридів, якщо показник галоморф знаходиться у діапазоні від субглікотрофних умов (11) до супергалотрофних умов (19) можна апроксимувати залежністю:

$$Cl^- = 2^{1,02X - 17,75},$$

де Cl<sup>-</sup> – вміст сульфатів, %; X – показник галоморф.

**Основні результати дослідження.** Фітоіндикаційне оцінювання вказує на варіювання умов кислотності дерново-літогенних ґрунтів та педоземів протягом 2012–2014 рр. у діапазоні від субацидофільних до нейтрофільних. Найменший рівень кислотності едафотопу характерний для педоземів (табл. 1). Фітоіндикаційна оцінка кислотності для цих ґрунтів становить рН = 6,25–6,50. Найбільша кислотність характерна для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках (рН = 6,53–6,86), дещо менший цей показник для сіро-зелених глин (6,48–6,86 мм) та для червоно-бурих глин (рН = 6,36–6,80).

Таблиця 1 – Фітоіндикаційні оцінки показників кислотності та сольового режиму техноземів (середнє значення ± ст. помилка)

Тип технозему	Рік	Re	pH	SI	Мінералізація, %
Дерново-літогенні на червоно-бурих глинах	2012	7.53±0.06	6.44	7.74±0.06	0,046
	2013	7.26±0.05	6.36	8.25±0.05	0,057
	2014	8.83±0,06	6.80	7.40±0.06	0,040
Дерново-літогенні на лесоподібних суглинках	2012	9.05±0.02	6.86	8.90±0.05	0,076
	2013	7.82±0,07	6.53	8.65±0.05	0,068
	2014	8.86±0,06	6.81	8.37±0.07	0,060
Педоземи	2012	7.73±0.04	6.50	7.21±0.07	0,037
	2013	7.53±0,07	6.44	8.30±0.05	0,059
	2014	6.91±0,05	6.25	7.89±0.05	0,049
Дерново-літогенні на сіро-зелених глинах	2012	7.82±0,05	6.53	7.79±0.07	0,047
	2013	7.65±0,06	6.48	8.39±0.04	0,061
	2014	9.07±0,05	6.86	7.36±0.05	0,039

Протягом періоду спостережень фітоіндикаційні оцінки кислотності ґрунту демонстрували флуктуаційну мінливість: у 2013 р. спостерігалось зменшення показників, а у 2014 р. навпаки – збільшення. Найбільша стійкість оцінок у часі характерна для педоземів. Дещо більші міжрічні коливання встановлені для техноземів на лесоподібних суглинках та на сіро-зелених глинах. Найбільші варіації фітоіндикаційних оцінок кислотності характерні для дерново-літогенних ґрунтів на червоно-бурих глинах.

Сольовий режим техногенних едафотопів є сприятливим від семієвтрофів до евтрофів. За Дідухом [18], семієвтрофи зростають на збагачених солями ґрунтах (0,015–0,02 %) із вмістом  $\text{HCO}_3^-$  0,004–0,016 % ґрунту і слідами  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  у деяких типах. До таких ґрунтів належать опідзолені чорноземи. У свою чергу евтрофи зростають на багатих, найкраще забезпечених солями чорноземах, розвинутих дерново-карбонатних ґрунтах за відсутності ознак засоленості ( $\text{HCO}_3^-$  – 0,03–0,05 %,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  – сліди). Ці ґрунти формуються як на лесових породах, так і відкладах доломітів, вапняку та крейди, що багаті карбонатами. Найбільший вміст солей характерний для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках (0,060–0,076 %). Для інших техноземів фітоіндикаційні оцінки вказують на рівень мінералізації 0,037–0,061 %. У 2013 р. відбулось збільшення показників мінералізації, а у 2014 р., навпаки, рівень мінералізації зменшився. Найбільша мінералізація характерна для педоземів, а найменша – для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках.

Між рівнем кислотності едафотопу та його мінералізацією статистично вірогідний кореляційний зв'язок відсутній ( $r = 0,005$ ,  $p = 0,85$ ). Але для усіх техноземів, за винятком дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках, встановлений вірогідний від'ємний зв'язок. Найбільша за модулем кореляція характерна для дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах ( $r = -0,41$ ,  $p < 0,001$ ), дещо менша кореляція встановлена для техноземів на червоно-бурих глинах ( $r = -0,31$ ,  $p < 0,001$ ). Найменший за модулем з вірогідних зв'язків встановлено для педоземів ( $r = -0,16$ ,  $p < 0,004$ ).

За допомогою коефіцієнтів лінійної залежності фітоіндикаційних оцінок від часу в конкретній точці простору ми можемо показати просторову варіабельність часової динаміки фітоіндикаційних показників (рис. 5). Варіювання вільного члена  $b$  вказує на ретроспективні патерни кислотності у межах ділянок техноземів за рік до початку досліджень (стартові умови). В усіх типах техноземів кислотність створює регулярні просторові патерни, але вони змінюються у часі. Особливості просторового варіювання коефіцієнта  $a$  вказують на те, що ділянки з підвищеною кислотністю мають тенденцію до її зменшення, а зі зменшеною – навпаки, до її збільшення.

Для дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,92$ ,  $p < 0,001$ ). Між дельтою значень вологості у цьому і наступному році та значенням кислотності у цьому році є лінійна залежність. Для сіро-зелених глин вона має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta t} = 10,01 - 1,21 \cdot Rc.$$

Динаміка змін кислотності переходить у стаціонарний стан за кислотності, яка дорівнює 8,27. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником кислотності дерново-літогенні ґрунти на сіро-зелених глинах були у 2014 р. Рівноважне значення рН для цих техноземів становить 6,65.

Для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,89$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін кислотності від кислотності у поточному році має вигляд:

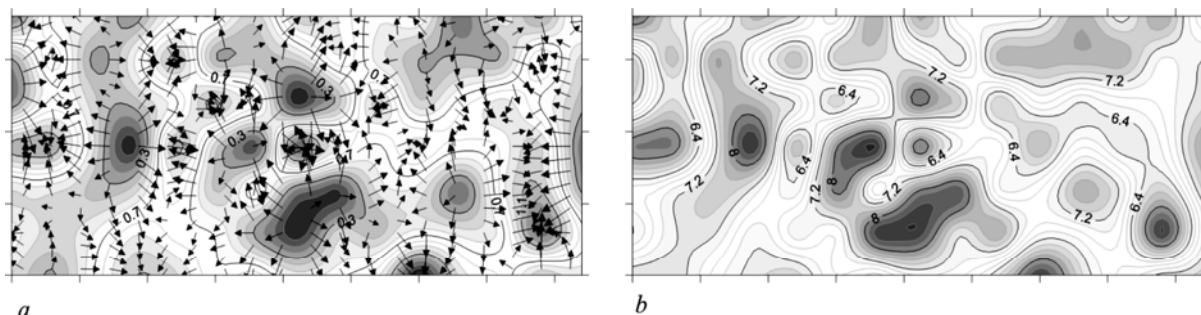
$$\frac{\Delta Rc}{\Delta t} = 12,59 - 1,50 \cdot Rc.$$

Динаміка змін кислотності переходить у стаціонарний стан за вологості, яка дорівнює 8,39. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником кислотності дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках були у 2014 р.

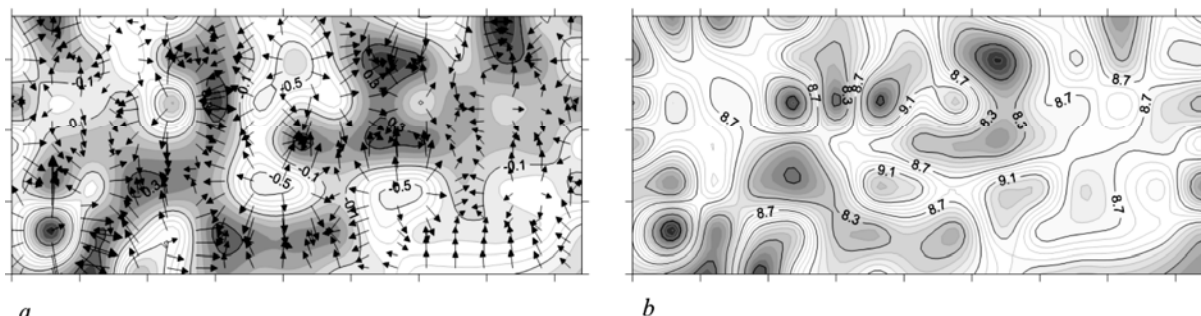
Для дерново-літогенних ґрунтів на червоно-бурих глинах встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,92$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін вологості від вологості у поточному році має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta t} = 10,35 - 1,31 \cdot Rc.$$

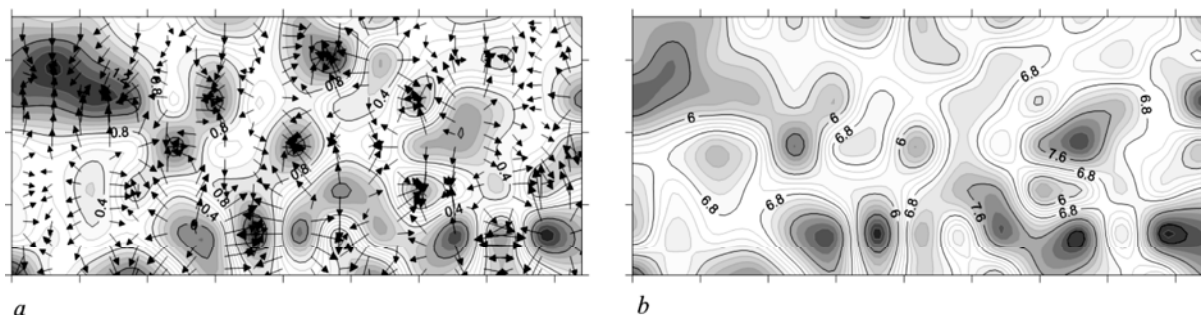
Динаміка змін кислотності переходить у стаціонарний стан за вологості, яка дорівнює 7,90. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником кислотності дерново-літогенні ґрунти на червоно-бурих глинах були у 2012 р.



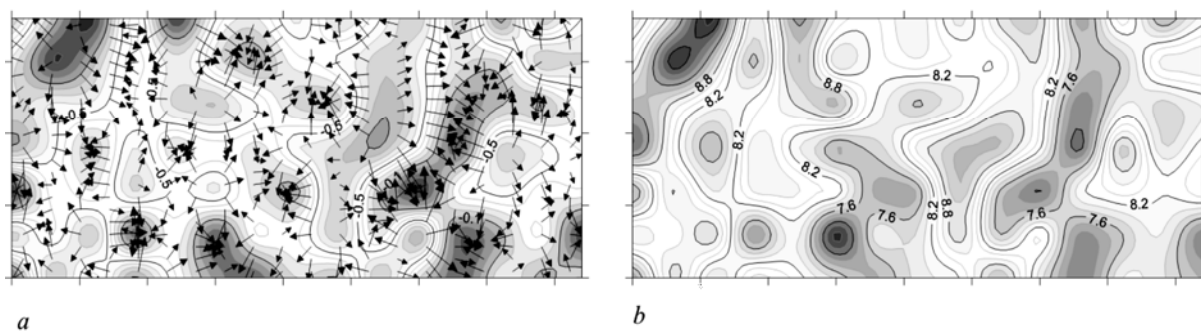
Дерново-літогенні ґрунти на сіро-зелених глинах



Дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках



Дерново-літогенні ґрунти на червоно-бурих глинах



Педоземи

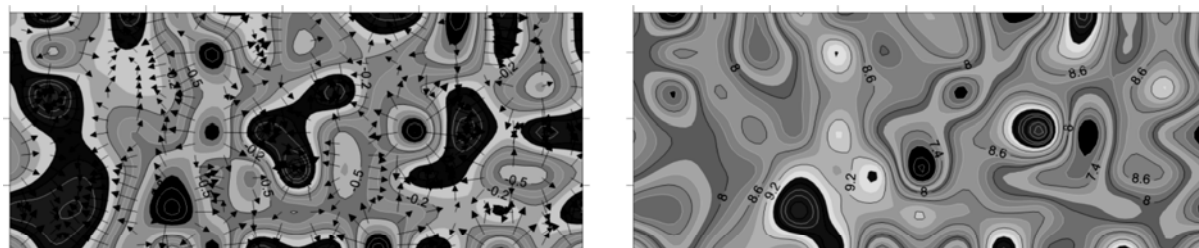
Рис. 5. Просторова варіабельність коефіцієнтів динаміки фітоіндикаційної оцінки кислотності едафотопів техноземів. Стрілками вказані напрямки варіювання оцінок.

Для педоземів встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі а та б ( $r = -0,88$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін кислотності від кислотності у поточному році має вигляд:

$$\frac{\Delta R_c}{\Delta t} = 6,24 - 0,87 \cdot R_c.$$

Динаміка змін кислотності переходить у стаціонарний стан за кислотності, яка дорівнює 7,17. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником кислотності педоземи були у 2014 р.

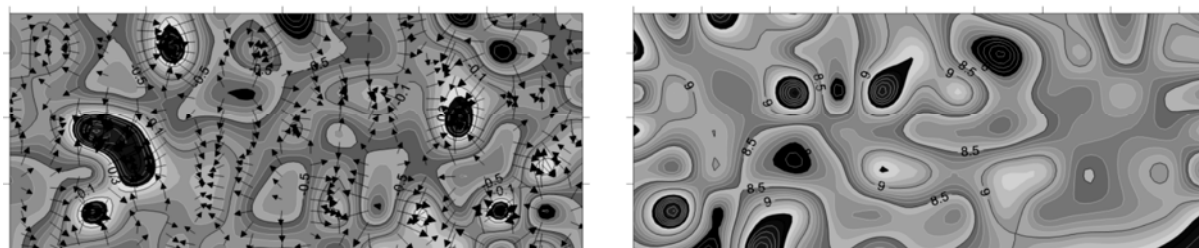
Для оцінок сольового режиму також характерні специфічні просторові патерни, які змінюються у часі (рис. 6). Кожний тип техноземів характеризується специфічними просторовими патернами варіювання показників сольового режиму. Особливості полягають у розмірах та формі однорідних за цим показником ділянок (областей з регулярно підвищеними або пониженими значеннями фітоіндикаційної ознаки), а також їх взаємному розміщенні та контрастності границь. Так, для дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах характерні обмежені ділянки зі значно підвищеними та значно пониженими значеннями оцінок сольового режиму.



a

b

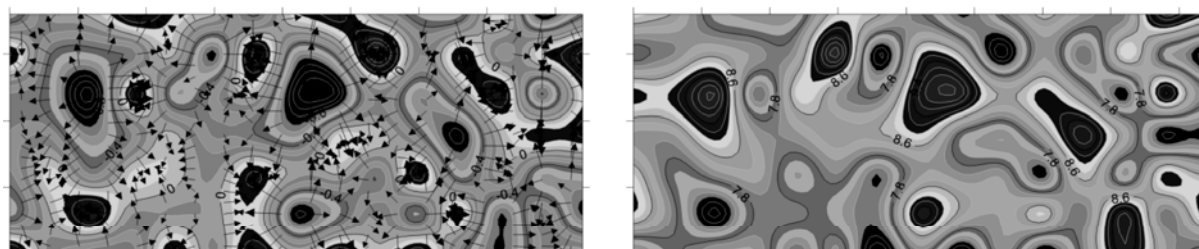
Дерново-літогенні ґрунти на сіро-зелених глинах



a

b

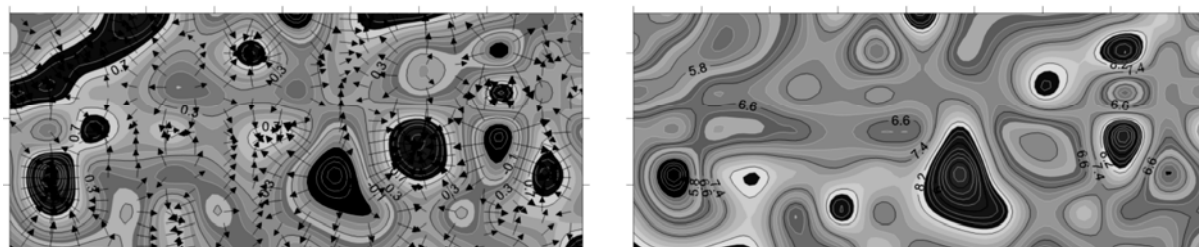
Дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках



a

b

Дерново-літогенні ґрунти на червоно-бурих глинах



a

b

Педоземи

Рис. 6. Просторова варіабельність коефіцієнтів динаміки фітоіндикаційної оцінки сольового режиму едафотопів техноземів.

Стрілками вказані напрямки варіювання оцінок.

Зона екстремальних значень оточена шлейфом помірних рівнів сольового режиму. Для техноземів на лесоподібних суглинках патерни просторового розміщення показників сольового режиму дуже нагадують структури, притаманні попередньому типу техноземів. Особливість полягає у більш контрастних границях, які оточують ділянки з підвищеними рівнями мінералізації. Патерни техноземів на червоно-бурих глинах мають таку відмінність, що ділянки з підвищеними рівнями мінералізації займають значні ділянки трикутної або овальної форми, тоді як ділянки з пониженими значеннями мінералізації дуже малі та мають округлу або овальну форму.

У педоземах ділянки з підвищеними та пониженими рівнями мінералізації оточені значними по площі зонами з середніми рівнями ознаки, у межах яких зміни сольового режиму відбуваються дуже повільно.

Для дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  для сольового режиму ( $r = -0,91$ ,  $p < 0,001$ ). Між дельтою значень мінералізації у цьому та наступному році та значенням мінералізації у цьому році є лінійна залежність. Для сіро-зелених глин вона має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta x} = 10,22 - 1,29 \cdot Rc.$$

Динаміка змін мінералізації переходить у стаціонарний стан за вологості, яка дорівнює 7,92. Це свідчить про те, що до стаціонарного стану за показником мінералізації система найближче була у 2012 р.

Для дерново-літогенних ґрунтів на лесоподібних суглинках встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,92$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін мінералізації від рівня мінералізації у поточному році має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta x} = 7,82 - 0,92 \cdot Rc.$$

Динаміка змін мінералізації переходить у стаціонарний стан за мінералізації, яка дорівнює 8,50. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником мінералізації дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках були у 2013 р.

Для дерново-літогенних ґрунтів на червоно-бурих глинах встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,93$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін мінералізації від цього показника в поточному році має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta x} = 10,59 - 1,35 \cdot Rc.$$

Динаміка змін сольового режиму переходить у стаціонарний стан за мінералізації яка дорівнює 7,85. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником сольового режиму дерново-літогенні ґрунти на червоно-бурих глинах були у 2012 р.

Для педоземів встановлений від'ємний коефіцієнт кореляції між параметрами моделі  $a$  та  $b$  ( $r = -0,94$ ,  $p < 0,001$ ). Для цих техноземів залежність швидкості змін мінералізації від цього показника в поточному році має вигляд:

$$\frac{\Delta Rc}{\Delta x} = 9,04 - 1,12 \cdot Rc.$$

Динаміка змін вологості переходить у стаціонарний стан за мінералізації, яка дорівнює 8,07. Це свідчить про те, що найбільш наближеними до стаціонарного стану за показником сольового режиму педоземи були у 2014 р.

**Висновки.** Фітоіндикаційне оцінювання вказує на те, що умови кислотності техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну знаходяться у діапазоні від субацидофільних до нейтрофільних. Найменший рівень кислотності едафотопу характерний для педоземів.

Сольовий режим техногенних едафотопів є сприятливим від семієвтрофів до евтрофів. В техноземів усіх типів показники кислотного та сольового режимів створюють регулярні просторові патерни, які змінюються у часі. Ці патерни вказують на наявність автоколивальних просторово-часових процесів у техноземах ендегенної природи, що підтверджує формування в них механізмів функціональної цілісності, які у кінцевому рахунку притаманні природним ґрунтам.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
2. Global consequences of land use / Foley A. et al. Science. 2005. Vol. 309. P. 570. URL: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
3. Забалуєв В.О., Таріка О.Г., Надтока Р.І. Умови, що визначають стійкість і стабільну продуктивність багаторічних культурфітоценозів на штучних едафотопих рекультивованих земель. Вісник Харківського національного аграрного університету. 2002. №1. С. 211–213.
4. Забалуєв В.О. Едафо-фітоценотичне обґрунтування формування і функціонування стійких агроєкосистем на рекультивованих землях Степу України: дис... д-ра наук: 03.00.16. Київ, 2006. 361 с.
5. Екологія техноземів: монографія / Жуков О.В. та ін. Дніпро: Журфонд, 2017. 442 с.
6. Демидов А.А., Кобець А.С., Грицан Ю.І., Жуков А.В. Пространственная агроэкология и рекультивация земель: монография. Днепропетровск: Изд-во «Свидлер А.Л.», 2013. 560 с. URL: DOI: 10.13140/RG.2.1.5175.5040
7. Стеревська Л.В., Момот Г.Ф., Лехцієр Л.В. Рекультивовані ґрунти: підходи до класифікації і систематики. Ґрунтознавство. 2008. Т. 9. № 3–4. С.147–150.
8. Зверковский В.Н. Биогеоценологическое обоснование лесной рекультивации земель, нарушенных угольной промышленностью в степной зоне Украины: дисс. ... д-ра биол. наук: 03.00.16. Днепропетровск, 1999. 566 с.
9. Бекаревич Н.Е., Масюк Н.Т. Эколого-биологические предпосылки сельскохозяйственного освоения участков открытых разработок в Никопольском марганцеворудном бассейне. Почвы Днепропетровской области и пути их рационального использования. Днепропетровск: Промінь, 1966. С. 69–74.
10. Масюк Н.Т. Введение в сельскохозяйственную экологию: учеб. пособие. Днепропетр. с.-х. ин-т. Днепропетровск, 1989. 192 с.
11. Травлев А.П. Научные основы техногенной биогеоценологии. Биогеоценологические исследования техногенных ландшафтов степной Украины. Днепропетровск, ДГУ, 1989. С. 4–9.
12. Узбек І.Х. Еколого-біологічна оцінка едафотопів техногенних ландшафтів степової зони України: автореф. дис... д-ра біол. наук: 03.00.16. Дніпропетровськ, 2001. 36 с.
13. Грицан Ю.І., Демидов О.А., Жуков О.В. Екологічне різноманіття агробіогеоценозів як передумова впровадження системи точного землеробства на рекультивованих землях. Структурна перебудова та екологізація економіки в контексті переходу України до збалансованого розвитку. Матер. III Українського екологічного конгресу. 10–11 грудня. Київ: Центр екологічної освіти та інформації, 2009. С. 75–78.
14. Anand M., Tucker B.C., Desrochers R. Ecological monitoring of terrestrial ecosystem recovery from man-made perturbation: assessing community complexity Proceedings of the 10–th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution. July 1–3. 2002, Segovia, Spain. WIT Press, Southampton, UK. 2002. P. 341–350.
15. Андроханов В.А., Овсянникова С.В., Курачев В.М. Техноземы: свойства, режимы, функционирование. Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН. 2000. 200 с.
16. Бекаревич М.О., Масюк М.Т. Техногенні екосистеми та основні напрямки їх оптимізації. Біогеоценологічні дослідження на Україні: Тези доп. респ. наради АН УРСР. Львів, 1975. С. 166–167.
17. Маслікова К.П. Екологічна структура рослинного покриву техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну. Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету. 2017. №4 (46). С. 77–88.
18. Дідух Я.П. Основи біоіндикації. Київ: Наукова думка, 2012. 344 с.
19. Austin M.P. Non-linear species response models in ordination. Vegetatio. 1976. Vol. 33. P. 33–41.
20. Austin M.P. Vegetation and Environment: Discontinuities and Continuities. Vegetation Ecology, Second Edition. Eddy van der Maarel and Janet Franklin. John Wiley & Sons, Ltd. Published 2013 by John Wiley & Sons, Ltd. 2013. P. 52–84.
21. Austin M.P., Nicholls A.O., Margules C.R. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. Ecol. Monogr. 1990. Vol. 60. P. 161–177.
22. Didukh Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv: Phytosociocentre, 2011. 254 p.
23. Landolt E. Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veroff. Geobot. Inst. ETH, Zurich, 1977. N 64. P. 1–208.
24. Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta geobotanica. Göttingen, 1974. Vol. 9. 197 p.
25. Ellenberg H. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica, 1992. –N 18. 358 p.
26. Buzuk G.N. Phytoindication with ecological scales and regression analysis, environmental index. Bulletin of Pharmacy. 2017. Vol. 2(76). P. 31–37.
27. Ter Braak C. J. F. Canonical correspondence analysis, A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology. 1986. Vol. 67. P. 1167–1179.
28. Ter Braak C. J. F., Gremmen N. J. M. Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. Vegetatio. 1987. Vol. 69. P. 79–87.
29. Ter Braak C.J.F., Looman C.W.N. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. Vegetatio. 1986. Vol. 65. P. 3–11.
30. Diversity of Diatom epilithons and quality of water from the subbasin of Oued Mina (district of Tiaret, Algeria) / Negadi M. et al. Ukrainian Journal of Ecology. 2018. Vol. 8(1). P. 103–117. URL: doi: 10.15421/2017\_194
31. Phylogenetic diversity of plant metacommunity of the Dnieper river arena terrace within the "Dnieper-Orilskiy" nature reserve / Zhukov O. et al. Ekológia (Bratislava). 2017. Vol. 36 (4). P. 352–365. URL: DOI:10.1515/eko-2017-0028
32. Smart S.M., Scott W.A. Bias in Ellenberg indicator values – problems with detection of the effect of vegetation type. Journal of Vegetation Science. 2004. Vol. 15. P. 843–846.
33. Wamelink G.W.W., Joosten V., Dobben H.F. van, Berendse F. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. J. Veg. Sci. 2002. Vol. 13. P. 269–278.

34. Otýpková Z. The influence of sample plot size on evaluations with Ellenberg indicator values. *Biologia*. 2009. Vol. 64(6). P. 1123–1128.
35. Zhukov O.V., Kunah O.M., Dubinina Y.Y. Sensitivity and resistance of communities, evaluation on the example of the influence of edaphic, vegetation and spatial factors on soil macrofauna. *Biosystems Diversity*. 2017. Vol. 25(4). P. 328–341. URL: doi:10.15421/011750
36. Zhukov A., Zadorozhnaya G. Spatial heterogeneity of mechanical hardness of replantozems. *Principles of ecology*. 2017. Vol. 6(3). P. 66–80. URL: DOI: 10.15393/j1.art.2017.6322
37. Ewald J. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic Appl Ecol*. 2003. Vol. 4(6). P. 507–513.
38. Rosenzweig M. L. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge, UK, Cambridge University Press, 1995. 386 p.
39. Szymura T. H., Szymura M., Macioł A. Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 46. P. 495–503. URL: DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.07.013
40. Zhukov O.V., Kunah O. M., Dubinina Y.Y., Ganzha D. S. Diversity and phytoindication ability of plant community. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2017. Vol. 7(4). P. 81–99.
41. Zelený D., Schaffers A. P. Too good to be true, pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *J. Veg. Sci*. 2012. Vol. 23(3). P. 419–431.
42. Zhukov O.V., Potapenko O.V. Environmental impact assessment of distribution substations, the case of phytoindication. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2016. Vol. 7(1). P. 5–21.

#### REFERENCES

1. *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 2005.
2. Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. Global consequences of land use. *Science*, 2005, Vol. 309, 570 p. Retrieved from: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
3. Zabaluyev, V.O., Tarika, O.H., Nadтока, R.I. (2002). Umovy, shcho vyznachayut' stiykist' i stabil'nu produktyvnist' bahatorichnykh kul'turfitotsenoziv na stuchnykh edafotopakh rekul'tyvovanykh zemel' [The conditions that determine the stability and consistent performance of perennial culturphytoecoenosis on artificial edafotops of the reclaimed land]. *Visnyk Kharkivsk'oho natsional'noho ahrarnoho universytetu* [Bulletin of the Kharkov National Agrarian University], no. 1, pp. 211–213.
4. Zabaluyev, V.O. (2006). Edafo-fitosenotychne obruntuvannya i funktsionuvannya stiykykh ahroekosystem na rekul'tyvovanykh zemlyakh Stepu Ukrainy. *Dys. d-ra nauk* [Edafo-phytocoenotic study of the formation and functioning of sustainable agroecosystems on the reclaimed lands of Steppe Ukraine. Dr. sci. diss.]. Kyiv, 361 p.
5. Zhukov, O.V., Zadorozhna, H.O., Maslikova, K. P., Andrushevych, K.V., Lyads'ka, I.V. (2017). Ekolohiya tekhnozemiv [Ecology of the technozems]. Dnipro, Zhurfond, 442 p.
6. Demydov, A.A., Kobets, A.S., Hrytsan, Yu.Y., Zhukov, A.V. (2013). Prostranstvennaya ahroekolohyya y rekul'tyvatsyya zemel' [Spatial agroecology and lands reclamation]. Dnepropetrovsk, «Svydler A.L.», 560 p. Retrieved from: DOI: 10.13140/RG.2.1.5175.5040
7. Yeterevs'ka, L.V., Momot, H.F., Lekhtsiyer, L.V. (2008). Rekul'tyvovani grunty pidkhody do klasyfikatsiyi i systematyky [Reclaimed soils: approaches to classification and systematics]. *Gruntoznavstvo* [Soil cultivation], Vol. 9, no. 3–4, pp. 147–150.
8. Zverkovskyy, V.N. (1999). Byoheotsenolohycheskoe obosnovanye lesnoy rekul'tyvatsyy zemel', narushennykh uhol'noy promyshlennost'yu v stepnoy zone Ukrainy. *Dyss. ... d-ra byol. Nauk* [Biogeocenologic rationale for forest reclamation violated the coal industry in the steppe zone of Ukraine. Dr. biol. sci. diss.]. Dnepropetrovsk, 566 p.
9. Bekarevich, N.E., Masjuk, N.T. (1966). Jekologo-biologicheskie predposylki sel'skohozjajstvennogo osvoeniya uchastkov otkrytykh razrabotok v Nikopol'skom margancevorudnom bassejne [Ecological and biological background agricultural development opencast sites in Nikopol mangan ore basin]. *Pochvy Dnepropetrovskoj oblasti i puti ih racional'nogo ispol'zovaniya* [The soil of the Dnepropetrovsk region and path management]. Dnepropetrovsk, Promin', pp. 69–74.
10. Masyuk, N.T. (1989). *Vvedenie v sel'skohozyaystvennyu ekologiyu* [Introduction to agricultural Ecology]. Dnepropetrovsk, Dnepropetr. s.-h. in-t., 192 p.
11. Travleev, A. P. (1989). Nauchnye osnovy tehnogennoy biogeotsenologii [Scientific basis of man-made biogeocenology]. *Biogeotsenologicheskie issledovaniya tehnogenykh landshaftov stepnoy Ukrainy* [Biogeocenological study of man-made landscape of steppe Ukraine]. Dnepropetrovsk, DGU, pp. 4–9.
12. Uzbek, I.Kh. (2001). Ekoloho-biolohichna otsinka edafotopiv tekhnohennykh landshaftiv stepovoyi zony Ukrainy [Ecological and biological evaluation of edafotopiv industrial landscapes of the steppe zone of Ukraine. Dr. biol. sci. diss.]. Dnepropetrovsk, DNU, 36 p.
13. Hrytsan, Yu.Y., Demydov, O. A., Zhukov, O. V. (2009). Ekolohichne riznomanittya ahrobieotsenoziv yak peredumova vprovadzhennya systemy tochnoho zemlerobstva na rekul'tyvovanykh zemlyakh [Ecological diversity of ahrobieotsenosis as a precondition for the introduction of a system of precision farming in the reclaimed lands]. *Strukturna perebudova ta ekolohizatsiya ekonomiky v konteksti perekhodu Ukrainy do zbalansovanoho rozvytku. Mater. III Ukrayins'koho ekolohichnoho konhresu* [Structural rebuilding and greening the economy in the context of Ukraine's transition to sustainable development. Proceed. III Ukrainian ecological Congress]. Kyiv, Center for Ecological and Technical Information and Information, pp. 75–78.
14. Anand, M., Tucker, B.C., Desrochers, R. Ecological monitoring of terrestrial ecosystem recovery from man-made perturbation: assessing community complexity. *Proceedings of the 10-th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution*. July 1–3., Segovia, Spain. WIT Press, Southampton, UK, 2002, pp. 341–350.



15. Androhanov, V.A., Ovsyannikova, S.V., Kurachev, V.M. (2000). *Tehnozemy: svoystva, rezhimyi, funktsionirovanie [Tehnozemy: properties, modes of functioning]*. Novosibirsk, Science, Sibirskaya izdatelskaya firma RAN, 200 p.
16. Bekarevych, M.O., Masyuk, M.T. (1975). Tekhnohenni ekosystemy ta osnovni napryamky yikh optymizatsiyi [Man-made ecosystems and the basic directions of their optimization]. Bioheotsenolohichni doslidzhennya na Ukraini. Tezy dop. resp. narady AN URSR [Biogeocenological research in Ukraine. Theses. Rep. the meeting of Ukrainian Academy of Science]. L'viv, pp. 166–167.
17. Maslikova, K. P. (2017). Ekolohichna struktura roslynnoho pokryvu tekhnomeziv Nikopol'skoho marhantsevorudnoho baseynu [Vegetation ecological structure of Nikopol manganese ore basin replantosems]. Visnyk Dnipropetrovs'koho derzhavnogo ahrarno-ekonomichnoho universytetu [News of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University], no. 4 (46), pp. 77–88.
18. Didukh, Ya.P. (2012). *Osnovy bioindykatsiyi [The basics of bioindication]*. Kyiv, Scientific thought, 344 p.
19. Austin, M.P. Non-linear species response models in ordination. *Vegetatio*. 1976, Vol. 33, pp. 33–41.
20. Austin, M.P. *Vegetation and Environment: Discontinuities and Continuities*. *Vegetation Ecology*, Second Edition. Eddy van der Maarel and Janet Franklin. John Wiley & Sons, Ltd. Published 2013 by John Wiley & Sons, Ltd. 2013, pp. 52–84.
21. Austin, M.P., Nicholls, A.O., Margules, C.R. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecol. Monogr.* 1990, Vol. 60, pp. 161–177.
22. Didukh, Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv, Phytosociocentre, 2011.
23. Landolt, E. *Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veroff. Geobot. Inst. ETH. Zurich. 1977, no. 64, pp. 1–208.
24. Ellenberg, H. *Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas*. *Scripta geobotanica*. Göttingen. 1974, Vol. 9, 197 p.
25. Ellenberg, H., Weber, H.E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*. 1992, no. 18, 358 p.
26. Buzuk, G.N. Phytoindication with ecological scales and regression analysis, environmental index. *Bulletin of Pharmacy*. 2017, Vol. 2(76), pp. 31–37.
27. Ter Braak, C. J. F. Canonical correspondence analysis, A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 1986, Vol. 67, pp. 1167–1179.
28. Ter Braak, C. J. F., Gremmen, N. J. M. Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio*. 1987, Vol. 69, pp. 79–87.
29. Ter Braak, C.J.F., Looman, C.W.N. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*. 1986, Vol. 65, pp. 3–11.
30. Negadi, M., Hassani, A., Ait Hammou, M., Dahmani, W., Miara, M.D., Kharytonov, M., Zhukov, O. Diversity of Diatom epilithons and quality of water from the subbasin of Oued Mina (district of Tiaret, Algeria). *Ukrainian Journal of Ecology*. 2018, Vol. 8(1), pp. 103–117. Retrieved from: DOI: 10.15421/2017\_194
31. Zhukov, O., Kunah, O., Dubinina, Y., Ganga, D., Zadorozhnaya, G. Phylogenetic diversity of plant metacommunity of the Dnieper river arena terrace within the "Dnieper-Orilskiy" nature reserve. *Ekológia (Bratislava)*. 2017, Vol. 36 (4), pp. 352–365. Retrieved from: DOI:10.1515/eko-2017-0028
32. Smart, S.M., Scott, W.A. Bias in Ellenberg indicator values – problems with detection of the effect of vegetation type. *Journal of Vegetation Science*. 2004, Vol. 15, pp. 843–846.
33. Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F., Berendse F. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Veg. Sci.* 2002, Vol. 13, pp. 269–278.
34. Otýpková, Z. The influence of sample plot size on evaluations with Ellenberg indicator values. *Biologia*. 2009, Vol. 64(6), pp. 1123–1128.
35. Zhukov, O.V., Kunah, O. M., Dubinina, Y.Y. Sensitivity and resistance of communities, evaluation on the example of the influence of edaphic, vegetation and spatial factors on soil macrofauna. *Biosystems Diversity*. 2017, Vol. 25(4), pp. 328–341. Retrieved from: DOI:10.15421/011750
36. Zhukov, A., Zadorozhnaya, G. Spatial heterogeneity of mechanical hardness of replantozems. *Principles of ecology*. 2017, Vol. 6 (3), pp. 66–80. Retrieved from: DOI: 10.15393/j1.art.2017.6322
37. Ewald, J. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic Appl Ecol*. 2003, Vol. 4(6), pp. 507–513.
38. Rosenzweig, M.L. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge, UK, Cambridge University Press. 1995, 386 p.
39. Szymura, T. H., Szymura, M., Macioł, A. Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological Indicators*. 2014, Vol. 46, pp. 495–503. Retrieved from: DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.07.013
40. Zhukov, O.V., Kunah, O. M., Dubinina, Y.Y., Ganzha, D. S. Diversity and phytoindication ability of plant community. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2017, Vol. 7(4), pp. 81–99.
41. Zelený, D., Schaffers, A. P. Too good to be true, pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *J. Veg. Sci.* 2012, Vol. 23(3), pp. 419–431.
42. Zhukov, O.V., Potapenko, O.V. Environmental impact assessment of distribution substations, the case of phytoindication. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2016, Vol. 7(1), pp. 5–21.

**Пространственно-временная динамика фитоиндикационных оценок кислотности и солевого режима техноземов Никопольского марганцеворудного бассейна**

**К. П. Масликова**

В результате исследований на протяжении 2012–2014 гг. установлены закономерности пространственной и временной динамики фитоиндикационных оценок кислотности и солевого режима наиболее типичных техноземов Никопольского марганцеворудного бассейна в процессе сельскохозяйственной рекультивации: в педоземах, дерново-лигнитных почвах на серо-зеленых глинах, красно-бурых глинах и на лесовидных суглинках. В работе применены

фитоіндикаційні шкали Я. П. Дидука кислотного (Rc) і солевого (SI) режимів. Фитоіндикаційні оцінки виконані по регулярній сітці испытаний, що дозволяє прослідити змінення в даній точці простору на протязі певного часу. Сравнительно обмежений діапазон часу досліджень дає можливість описати тенденції змінливості з допомогою лінійної моделі. Показано, що умови кислотності техноземів знаходяться в діапазоні від субацидофільних до нейтрофільних. Найменший рівень кислотності едафотопу характерен для педоземів (рН = 6,25–6,50), а найбільший – для дерново-літогенних ґрунтів на лесовидних суглинках (рН = 6,53–6,86). Солевої режим техногенних едафотопів є сприятливим для семиэвтрофів і евтрофів. В техноземах всіх типів показателі кислотного і солевого режимів створюють регулярні просторові паттерни, які змінюються во часі. Ці паттерни вказують на наявність автоколебательних просторово-часових процесів в техноземах ендогенної природи, що підтверджує формування в них механізмів функціональної цілостності, які в кінцевому рахунку притаманні природним ґрунтам.

**Ключевые слова:** техноземи, фитоіндикація, екологічні режими, кислотність, солевої режим, просторове варіювання.

#### **Spatial-temporal dynamics of phytoindication assessments of acidity and salt regime of Nikopol manganese ore basin tehnozems**

**K. Maslikova**

The result of the research conducted in 2012–2014 reveal the regularities of spatial and temporal dynamics of phytoindication assessments of acidity and salt regime of most typical tehnozems of the Nikopol manganese ore basin in the process of agriculture recultivation: pedozems, sod-litogenic soils on the gray-green clay, red-brown clay and loesses-like clay loams.

Ya. P. Didukh phytoindication scale of acidity (Rc) and salt regime (SI) was applied in the investigation. Phytoindication assessment was performed by a regular grid of test that allows you to track changes in the given point of space for some time. A relatively limited range of time allows you to describe the trends and variability using linear model. Using the coefficients of the linear dependence of phytoindicator assessments from time to time at a particular point in space, we can show the spatial variable temporal dynamics of ecological indicators. Variation of free coefficient *b* indicates the retrospective patterns of acidity within the plots of tehnozems a year before the beginning (starting). In all types of tehnozems acidity creates regular spatial patterns, but they change in time. Features of spatial variation coefficient and point to the fact that areas with high acidity tend to it, and with reduced – on the contrary, it increases. It is shown that the conditions of acidity of tehnozems are in the range from subacidophilic to neutrofilic. The smallest level of acidity of edafotops was found for pedozems (pH = 6.25–6.50) and greatest was found for sod-litogenic soils on the loesses-like clay loams (pH = 6.53–6.86). Edafotops salt regime is favorable from semievtrofs to evtrofs. For assessments salt regime is also characterized by specific spatial patterns that change in time. Each tehnozems type is characterized by specific patterns of spatial variation indices of the salt regime. Features are as uniform size and shape in this indicator areas (areas with regular or elevated values of the phytoindicator scale) and their mutual boundaries are located and contrast. Thus, for the sod lithogenic soil on gray-green clay characteristic limited areas with significantly higher values and considerably reduced assessments salt regime. In all types of tehnozems indicators of acid and salt regimes create regular spatial patterns that they change in time. These patterns indicate the presence of autooscillator spatial-temporal processes in tehnozems endogenous nature confirming forming in them the mechanisms of functional integrity, who ultimately inherent natural soils.

**Key words:** tehnozems, phytoindication, ecological regimes, acidity, salt, spatial variation.

*Надійшла 09.04.2018 р.*

**УДК 633.15:632.954:631.811.98**

**ЗАБОЛОТНИЙ О.І., ЗАБОЛОТНА А.В., ЛЕОНТЮК І.Б., РОЗБОРСЬКА Л.В., ГОЛОДРИГА О.В.**, кандидати с.-г. наук  
*Уманський національний університет садівництва*  
aleks.zabolotnyi@gmail.com

#### **ОСНОВНІ ФІЗІОЛОГІЧНІ ПРОЦЕСИ У РОСЛИНАХ КУКУРУДЗИ ЗА ВНЕСЕННЯ ГЕРБІЦИДУ СТЕЛЛАР, В.Р.**

Основним завданням сучасних технологій вирощування кукурудзи є отримання максимальних урожаїв, що неможливо без ефективного контролю бур'янів. Внаслідок забур'яненості втрачають урожай можуть досягати 80 % і більше. Основним елементом у вирішенні проблеми забур'яненості агрофітоценозів кукурудзи є розробка ефективних заходів з регулювання присутності бур'янового компонента. З огляду на недостатню ефективність механічних засобів контролювання бур'янів, більшість виробників аграрної продукції застосовують гербіциди. Використання гербіцидів у посівах сільськогосподарських культур сприяє різкому зменшенню забур'яненості посівів і підвищенню урожайності зерна, зменшенню його засміченості насінням бур'янів. Крім того, гербіциди на 40,4–62,2 % зменшують надходження насіння бур'янів у ґрунт. Також застосування гербіцидів сприяє покращенню мінерального живлення рослин, оскільки усувається конкуренція з боку бур'янів за цей фактор життя. Це, в свою чергу, сприяє поліпшенню росту і розвитку польових культур та зростанню їх продуктивності. У зв'язку з наведеним завданням було дослідити вплив гербіциду Стеллар, в.р. на формування листової поверхні та фотосинтетичного потенціалу кукурудзи, дина-