



В.С.ТКАЧЕНКО¹, Г.М. ЛИСЕНКО²

¹ Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України
вул. Терещенківська, 2, Київ, 01001, Україна

² Ніжинський державний педагогічний університет
ім. Миколи Гоголя
вул. Кропив'янського, 2, Ніжин, 16600, Україна

СИНФІТОІНДИКАЦІЯ ПОСТПІРОГЕННИХ ЗМІН ЕКОТОПІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ЛУЧНОГО СТЕПУ «МИХАЙЛІВСЬКА ЦІЛИНА» НА СУМЩИНІ (УКРАЇНА)

Ключові слова: степовий заповідник, моніторинг, сукцесії, пірогенний експеримент, спонтанна пожежа, синфітоіндикація, екофактори, едафічні, кліматичні, постпірогенні зміни, реверсивна спрямованість

Відділення Українського степового природного заповідника НАН України «Михайлівська цілина» (далі — МЦ; Сумська обл., 202,4 га) є полігоном фітоценотичного моніторингу, започаткованого у 1956 р. [1], що здійснюється з десятирічною періодичністю реінвентаризаційних обстежень протягом другої половини ХХ ст. [1—3, 6—8, 10—13]. Останній раз таке докладне обстеження ми проводили в 2001 р. [10, 12]. З'ясовано, що в основі просторових змін рослинного покриву протягом усього часу спостережень була експансія кореневищнозлакових (*Elytrigieta repentis*, *Calamagrostideta epigeioris*, *Bromopsideta inermis*) та деградація дерниннозлакових (*Festuceta rupicolae*, *Stipeta capillatae*) угруповань. Постійне збільшення частоти викошування в регуляційних сіножатевих ротаціях не гальмувало структурний дрейф фітосистем, внаслідок чого за останні 30—40 років у МЦ послідовно змінювалися «стоколосовий», «пирійний»,

«зіноватевий» і сучасний «райграсовий» (на періодично викошуваному степу) та «кропивний» (на невикошуваній «абсолютно» заповідній ділянці) стани. Видова насиченість у найпоширеніших формаціях МЦ протягом останніх 30 років (1971—2001) неухильно зменшувалася, що свідчить про триваючий «розлад» фітосистем у «сукцесійному колапсі». Це зумовлене «острівним» положенням МЦ, екосистемною неповночленністю, значним антропогенним впливом, неадекватністю регуляційних зусиль та «діаспоричним голодом» далеких від власних потенційних станів ценоструктур. Спостереженнями також встановлено, що деревні і чагарникові породи у травостой МЦ проникають дуже повільно, переважно на «абсолютно» заповідній частині заповідного масиву. Так, загальна площа всіх деревних угруповань тепер не перевищує тут 1, 2 га, а чагарникові угруповання займають близько 5,2 % від загальної площі (здебільшого *Pruneta stepposae*).

Для вдосконалення охоронного режиму і гальмування резерватних сукцесій запропоновано варіант впровадження комплексної регуляційної технологічної схеми, який, окрім сінокосіння, включає такі природні чинники, як випасання та випалювання степу. Проте сучасні положення про природні заповідники [5] не дають змогу поєднувати ці заходи, до того ж не всі вони достатньо випробувані в експериментальних дослідженнях.

На початку 1990-х років нами був закладений експеримент з локального випалювання лучного степу на періодично викошуваній частині МЦ. Пробна ділянка площею 1 га (100 x 100 м) розташована у північній частині заповідного масиву на плато і пологому північному схилі до відвершків анастомозуючих балок. Експериментальну ділянку детально закартували (рис. 1, А) і на ній здійснено кілька описів стандартних (10 x 10 м) геоботанічних ділянок, на яких безпосередньо перед випалюванням (27.04.1992 р.) зроблено пробні укуси з площинок 1 м² (трикратна повторність, зрізування на рівні землі, зважування після просушування до повітряно-сухого стану разом із зібраною підстилкою). Вихідний стан рослинного покриву характеризувався переважно як чагарниковий лучний степ з участю *Chamaecytisus ruthenicus* з домінуванням у трав'яному ярусі *Arrhenatherum elatius* (0,25 га), *Calamagrostis epigeios* (0,28 га), почасти *Poa angustifolia*, *Elytrigia repens* та *Festuca rupicola* (0,33 га). На піднесених ділянках траплялися дрібні плями з домінуванням у травостоях *Linum czernjaevii* і *Hypericum elegans* (0,015 га), а на мікродепресіях — *Euphorbia semivillosa* (0,015 га) та *Brachypodium sylvaticum* (0,026 га). Загалом рослинний покрив тут був відносно строкатим і глибоко трансформованим у резерватній сукцесії.

Підготовка до експериментального палу полягала у випалюванні смуги завширшки близько 4 м по периметру одногоектарної ділянки і проводилася з великою обережністю, а саме випалювання здійснювали на наступний день, 28.04.1992 р. За даними пробних укусів надземна біомаса на експериментальній ділянці становила в середньому 7,667 т/га (від 6,290—9,945 т/га), під час спалювання якої виділилася енергія загальною потужністю близько 40 МВт · год (від 33—52 МВт · год). Горіння було дуже інтенсивним, висота по-

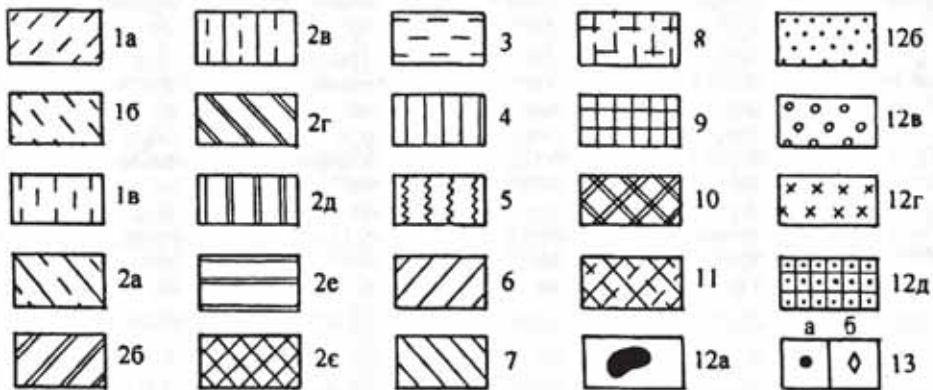
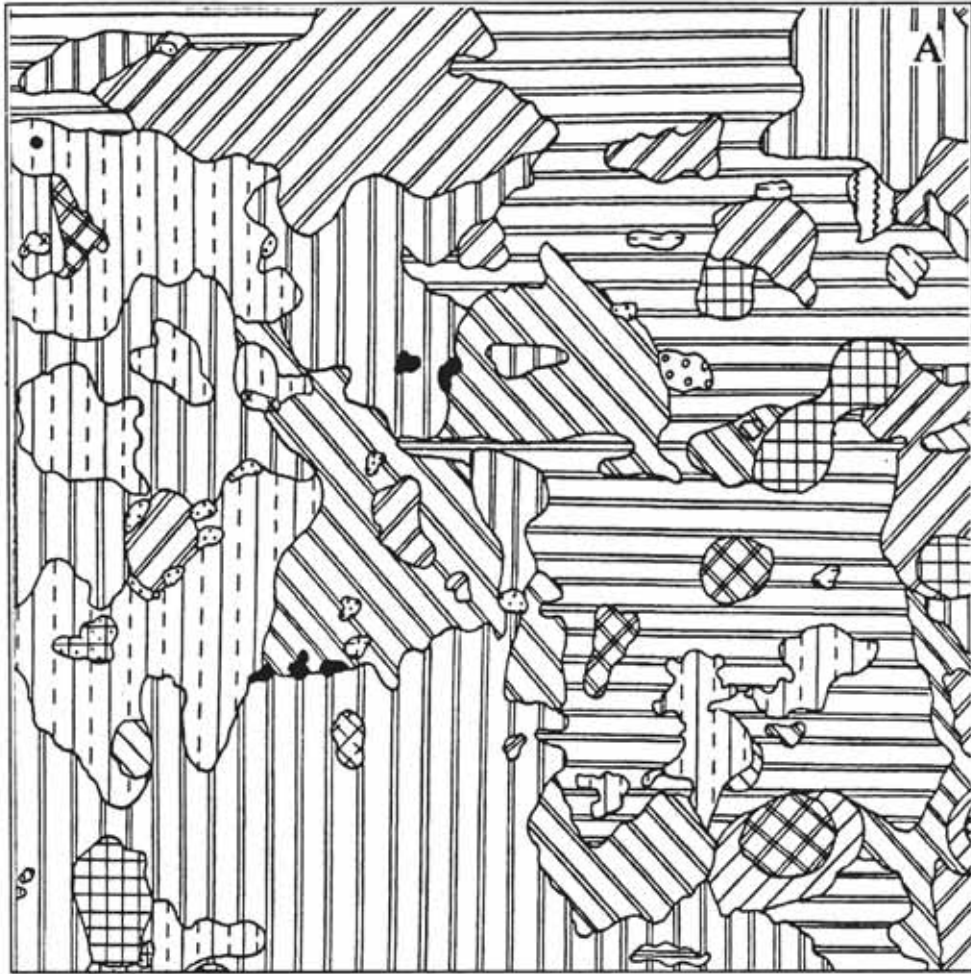
лум'я подекуди сягала 3 м, що свідчить про велику пожежну небезпеку резерватних степових фітосистем. Фронт вогню рухався проти вітру, що стримувало темп вигорання, проте вже через 1 год випалювання закінчилося за винятком окремих дрібних мурашників, армованих стеблами злаків, які ще деякий час тліли і земля в них вигоріла до бурого відтінку (вигорів гумус). На поверхні ґрунту лишився пухкий шар попелу та дугоподібно-зігнуті, обвуглені стебла зіноваті руської.

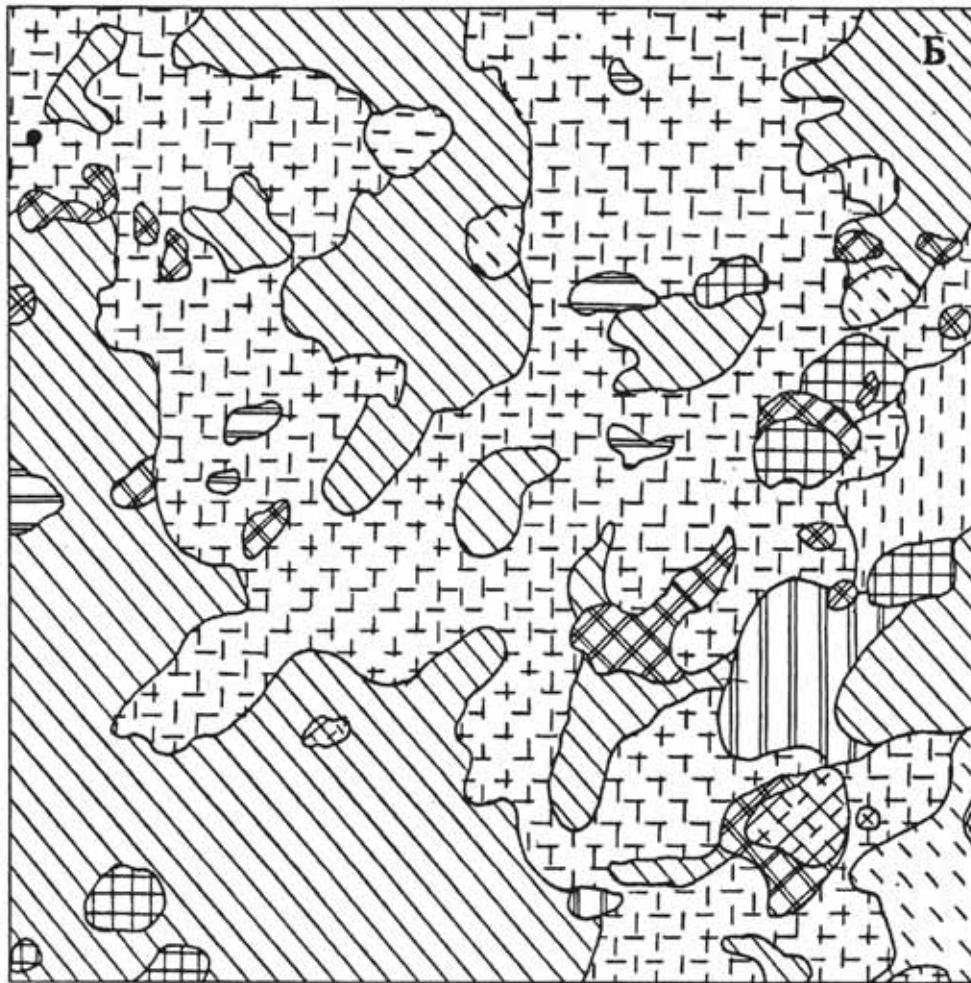
У середині липня того ж року проводилися реінвентаризаційні обстеження (рис. 1, Б), в результаті яких з'ясувалося, що пожежа знищила чагарниковий ярус і мертву підстилку, проте *Chamaecytisus ruthenicus* зразу дав рясну молоду порість. Відбулося певне спрощення просторової структури і нівелювання складу угруповань, в основі яких різко переважали *A. elatius* та *C. epigeios*, які тепер позбавилися чагарникового ярусу.

Повторне випалювання експериментальної ділянки було проведено 12.04.1993 р. за несприятливих погодних умов (дощі, мокрий сніг) та менших запасів паливного матеріалу (5,61—7,48 т/га, в середньому 6,57 т/га). Влітку 1992 р. ділянку не скошували, тому торішній опад був значним. *Chamaecytisus ruthenicus* на цей час досяг висоти 50—60 см і за рясністю відновився у структурі чагарникового степу. Його сизувато-сірий відтінок був добре помітним на тлі тьмяносірої маси полеглої соломи злаків. У підстилці спостерігалось чимало зелених листків злаків і розеток деяких дворічників. Повсюди на ділянці височіли торішні сухі стебла *Phlomis tuberosa*, *Verbascum lychnitis*, *Betonica officinalis*, *Centaurea adpressa*, *Cirsium ucrainicum* та інших видів різнотрав'я. Вигорання проходило нерівномірно. Окремі рештки допалювали додатково, а підстилка, яка щільніше прилягала до ґрунту, місцями була лише поверхово обпаленою, як і численні стебла калгану.

Реінвентаризаційне обстеження ділянки проводилося у 1995 р. (рис. 1, В). На цей час тут повністю відновилися чагарникові степи переважно з домінуванням у трав'яному ярусі *A. elatius* та *C. epigeios* (0,51 га), почасти *Stipa pennata* (0,06 га) і *Poa angustifolia* (0,05 га). Майже третину площі займали високорайграсники і наземнокуничники без участі *Chamaecytisus ruthenicus* (0,30 га). У цілому, крім загального зменшення строкатості, спрощення просторової структури рослинності, тимчасового пригнічення чагарникового ярусу і короткочасної появи ковилових угруповань *Stipeta pennatae* та розростання нечисленних дернин *Stipa tirma*, двократне ранньовесняне випалювання не призвело до істотних змін у рослинному покриві. Експеримент був припинений внаслідок заборони втручання у заповідні екосистеми.

Рис. 1. Просторові зміни у рослинному покриві на ділянці експериментального випалювання у 1992 (А), 1993 (Б) та 1995 (В) рр. У м о в н і п о з н а ч е н н я: 1 — перистоковиліві (*Stipeta pennatae*) угруповання зі співдомінуванням *Elytrigia repens* (а), *Calamagrostis epigeios* (б) та *Arrhenatherum elatius* (в); 2 — чагарникові лучні степи з участю *Chamaecytisus ruthenicus* та співдомінуванням *Stipa pennata* (а), *Festuca rupicola* (б), *Poa angustifolia* (в), *Elytrigia repens* (г), *Calamagrostis epigeios* (д), *Arrhenatherum elatius* (е), *Euphorbia semivillosa* (є); 3 — *Festuceta rupicolae*; 4 — *Poeta angustifoliae*; 5 — *Helictotrichoneta pubescentis*; 6 — *Elytrigieta repentis*; 7 — *Calamagrostideta epigeioris*; 8 — *Arrhenathereta elatii*; 9 — *Brachypodieta*

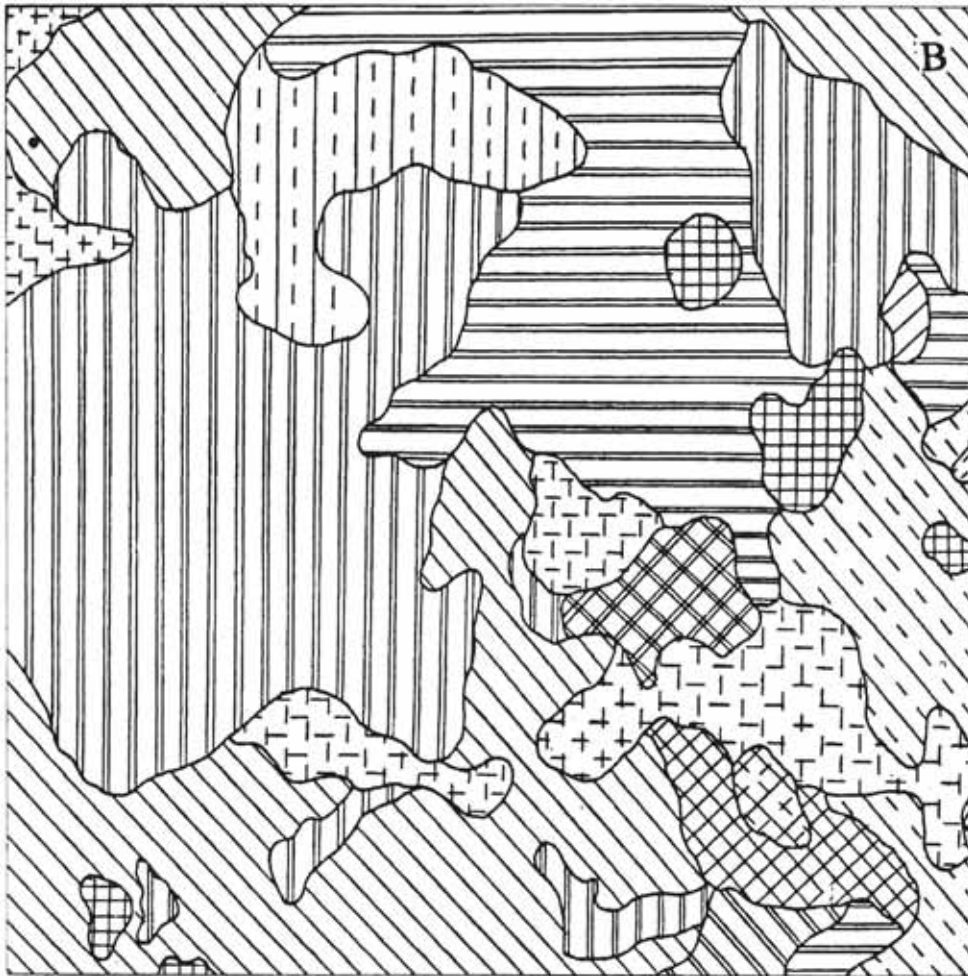




Продовження рис. 1.

sylvaticae; 10 — *Euphorbieta semivillosae*; 11 — *Trifolieta montanii*; 12 — окремі плями з домінуванням *Linum czernjaevii* (а), *Hypericum elegans* (б), *Galium boreale* (в), *Geranium sanguineum* (г) та *Urtica dioica* (д); 13 — окремі дерева *Pyrus communis*; 14 — *Swida sanguinea*

Fig. 1. Spatial changes on vegetation cover in area of experimental fire in 1992 (A), 1993 (Б) and 1995 (B). Symbols indicate: 1 — *Stipeta pennatae* communities with codomination of *Elytrigia repens* (а), *Calamagrostis epigeios* (б) and *Arrhenatherum elatius* (в); 2 — dwarf schubs steppes with *Chamaecytisus ruthenicus* and codomination of *Stipa pennata* (а), *Festuca rupicola* (б), *Poa angustifolia* (в), *Elytrigia repens* (г), *Calamagrostis epigeios* (д), *Arrhenatherum elatius* (е), *Euphorbia semivillosa* (є); 3 — *Festuceta rupicolae*; 4 — *Poeta angustifoliae*; 5 — *Helictotrichoneta pubescentis*; 6 — *Elytrigieta repentis*; 7 — *Calamagrostideta epigeioris*; 8 — *Arrhenathereta elatii*; 9 — *Brachypodieta sylvaticae*; 10 — *Euphorbieta semivillosae*; 11 — *Trifolieta montanii*; 12 — separate species *Linum czernjaevii* (а), *Hypericum elegans* (б), *Galium boreale* (в), *Geranium sanguineum* (г) та *Urtica dioica* (д); 13 — single tree *Pyrus communis*; 14 — *Swida sanguinea*



Закінчення рис. 1.

У минулому, за пасовищного використання МЦ, окремі ділянки цілини випалювалися досить часто, а останній раз цілина повністю вигоріла у 1948 р. У третій декаді квітня 2003 р. на заповідну ділянку перекинувся вогонь прилеглої пасовища, де спалювали рештки скирти соломи. Досить сильний вітер східних румбів зумовив швидке поширення вогню і збільшення довжини фронту пожежі, вісь якої проходила по «абсолютно» заповідній ділянці. На розвиток пожежі сильно вплинула висока вологість паливного матеріалу, що різко скоротила глибину прогорання підстилki та обмежила його верхньою, сухішою фракцією. Навіть слабкі перепони на шляху вогню (дороги, стежки, покоси) надовго зупиняли вигорання степу. Тому після побіжного, швидкого вогню значні ділянки степу ще довго тліли і його гасіння ускладнювалося. Деякі з цих осередків вогню активізувалися наступного дня, внаслідок чого загальний контур пожежі охопив 72,8 % площі заповідного масиву, тобто близько 147,4 га (рис. 2).

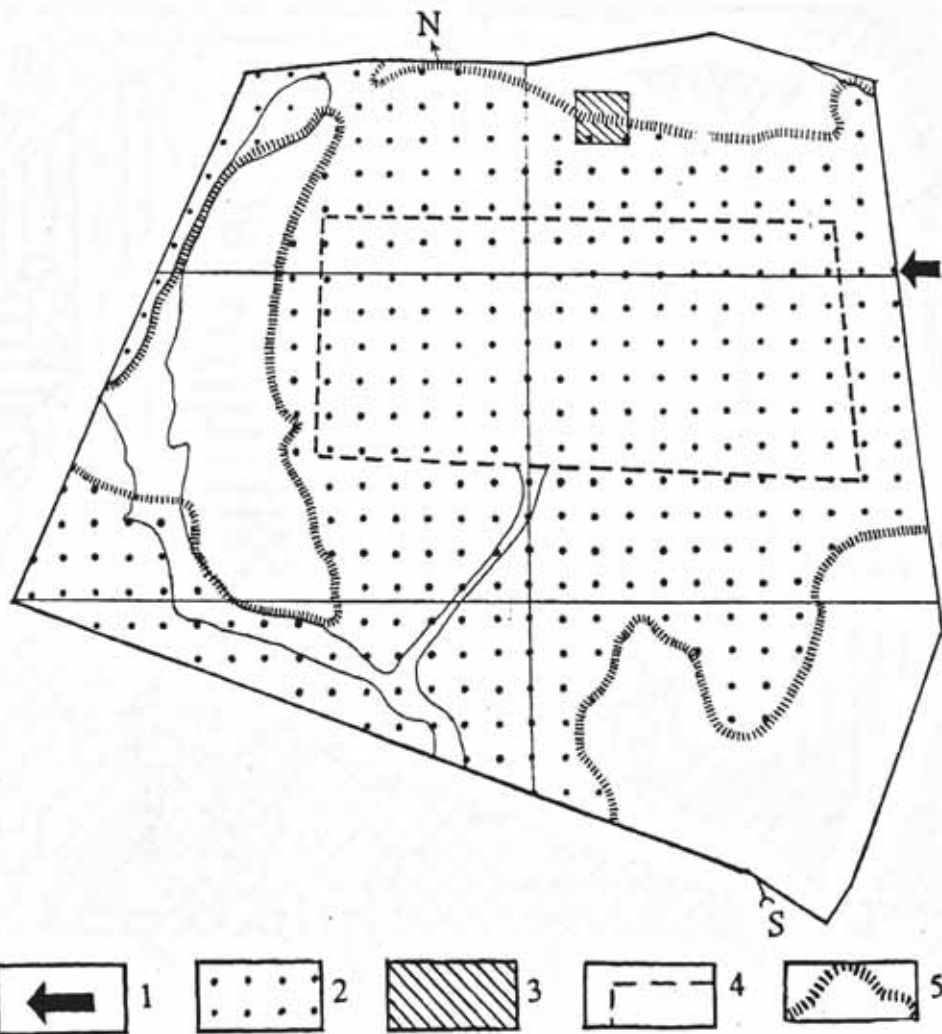


Рис. 2. Картосхема поширення пожежі на «Михайлівській цілині». Умовні позначення: 1 — місце початку пожежі у квітні 2003 р.; 2 — територія, охоплена пожежею; 3 — місцезнаходження одноктарної ділянки пірогенного експерименту у 1992—1993 рр.; 4 — межі «абсолютно» заповідної ділянки степу; 5 — межі поширення пожежі на заповідному масиві

Fig. 2. Map of fire spreading on 'Mychajlivska Tsilyna' area. Symbols indicate: 1 — fire initial place in April 2003; 2 — fire area; 3 — location of 1 ha — experimental plot in 1992—1993; 4 — limits of strictly protected area; 5 — limits of fire spreading

Обстеження, проведене в липні 2003 р., засвідчило відносно слабкий вплив пожежі на склад трав'яних угруповань, проте дифузно розсіяні по степу чагарники (*Rosa canina*, *Swida sanguinea*, *Sambucus nigra*, *Chamaecytisus ruthenicus* та ін.) вигоріли або ж були значно пошкоджені і відразу почали поновлюватися численними молодими кореневими паростками. Щільні зарості *Prunus stepposa*, болотні чагарники *Saliceta cinerea*e лишилися майже непошкодженими, як і деякі

домінанти різнотравних угруповань (*Urticeta dioici*, *Euphorbieta semivillosae*). Ценотична роль домінантів лучно-степових угруповань порівняно з вихідним станом, за який ми вважаємо дані обстеження МЦ у 2001 р. [10, 12], лишилася практично незмінною, хоча помітними були дещо більше поширення угруповань *Bromopsideta inermis* та поява окремих дернин *Stipa capillata*.

Для з'ясування змін екоотопічних характеристик основних місцезростань МЦ після ранньовесняної пожежі 2003 р. було описано 88 стандартних пробних геоботанічних ділянок, які опрацьовані за методикою комп'ютерної синфітоіндикації, розробленою у відділі екології фітосистем Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України [4]. Отримані синфітоіндикаційні характеристики порівнювалися з допожежним станом, представленим 270 описами таких же ділянок у 2001 р., та із загальними екологічними параметрами, отриманими у фітоценологічному моніторингу протягом другої половини ХХ ст. [1—3, 6—8, 10—13].

Не спиняючись на постпірогенних змінах екоотопів окремих формацій лучного степу МЦ, ми узагальнили результати ординації синфітоіндикаційних показників таких екофакторів (ЕФ), як загальний терморезим грунту (Tm), його вологозабезпеченість (Hd), кислотність (Rc), багатство на азот (Nt) і карбонатні сполуки (Ca). Межі розсіювання ординованих показників формували загальні ординаційні поля, чи екопростори (ЕП) певних станів або часових зрізів, накладання яких певною мірою формують уявлення про величину і спрямованість зміщення екоотопічних характеристик, а перетин середніх значень ординованих ЕФ визначає розташування цих ЕП, відносні параметри та особливості їх змін після пожежі.

Ординація ЕФ Tm/Hd (рис. 3) свідчить про істотне зміщення екопросторів МЦ після пожежі, головним чином у бік збільшення Tm . У постпірогенних угрупованнях збереглася тільки та невелика частина ЕП вихідного стану, що позначала найвищі значення Tm . Величина і напрям зміщень центрів ЕП добре підкреслюють впливовість пожежі на Tm , що може свідчити про велику залежність терморезиму від наявності захисного покриву поверхні ґрунту (підстилки). Наслідком таких екоотопічних змін можуть бути фенологічні зміщення з одночасним пригніченням мезофітної складової у структурі фітоценозів. Така спрямованість змін ЕП ординованих ЕФ Tm/Hd є протилежною (реверсивною) щодо тривалих резерватних надбань і за достатньої тривалості може мати відповідні наслідки у структурогенезі лучно-степових угруповань, що поки не підтверджується прямими спостереженнями.

На тому ж тлі постпірогенної мінливості Hd його ординація з показниками Rc вказує на фактичну незмінність останнього (рис. 4). Деяке скорочення діапазону Rc у 2003 р. (втрата крайніх його значень на невеликій частині ЕП «кисліших» та «лужніших» екоотопів) почасти могло бути наслідком значної відмінності у кількості пробних ділянок у вибірках та природним лагом релаксації даного фактора. Тому тут, на нашу думку, зміщення центрів ЕП майже на чверть бала за шкалою Hd і відсутність змін за Rc свідчить про істотний вплив пожежі на Hd -фактор та інертність до вогню Rc -фактора.

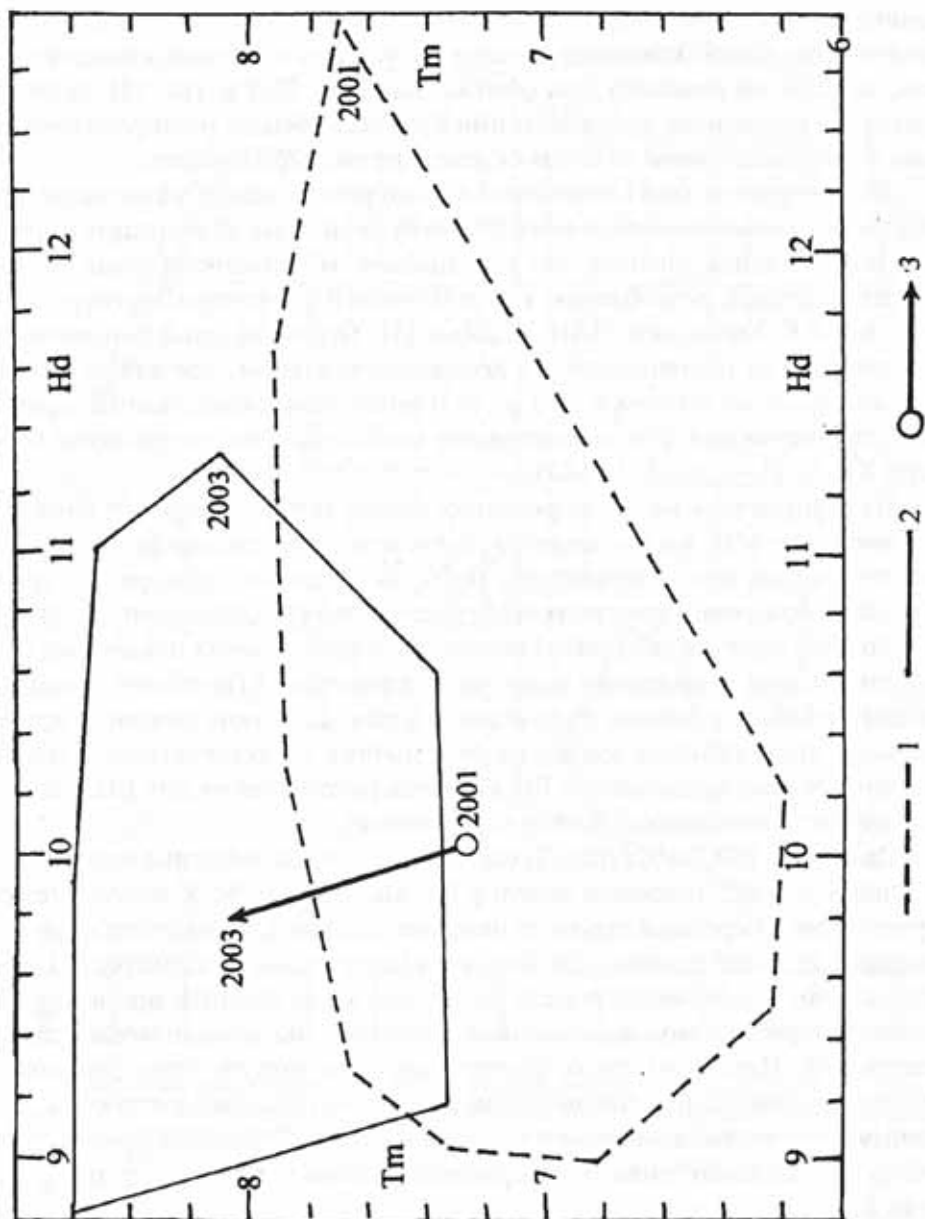


Рис. 3. Ординаційна схема постпірогенних змін екологічних характеристик на «Михайлівській цілині» в координатах Hd/Tm. У м о в н і п о з н а ч е н н я (тут і на рисунках 4–8): 1 — межі екопростору лучно-степових угруповань «Михайлівської цілини» у вихідному стані (2001 р.); 2 — постпірогенний стан (2003 р.); 3 — траєкторія зміщень ординуваних факторів (пуансон позначає центр екопростору вихідного стану, а вістря — центр постпірогенного екопростору)

Fig. 3. Ecotopical postpirogens (after fire) changes ordination Schume in *Hd/Tm* axis. Symbols indicate (here and on fig. 4–8): 1 — limits of ecospace of «Mychajlivska Tsilyna» meadow-steppe communities in initial condition (2001); 2 — postpirogen condition (2003); 3 — trend of ecological factories schuft (puasons mark an ecospace centre and pointer — mark a postpirogene ecospace centre)

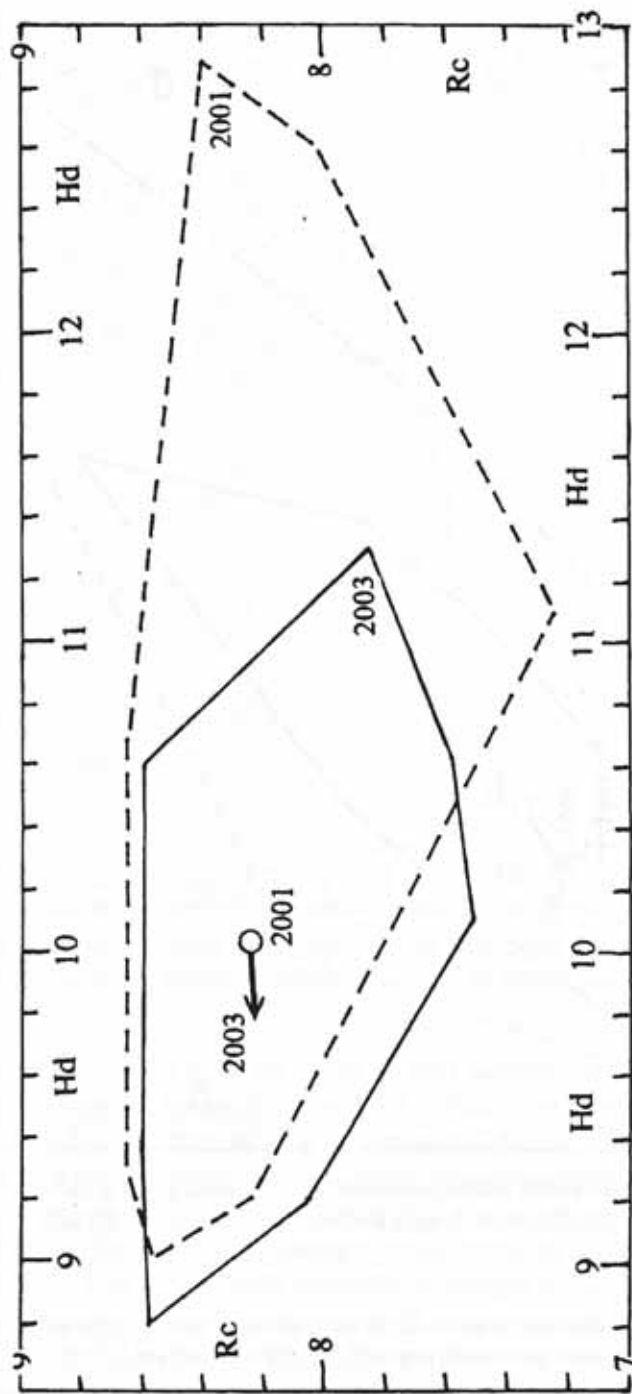


Рис. 4. Ординаційна схема екологічних змін у координатах Rc/Hd
 Fig. 4. Ecotopical postpurogen changes ordination scheme in Rc/Hd axis

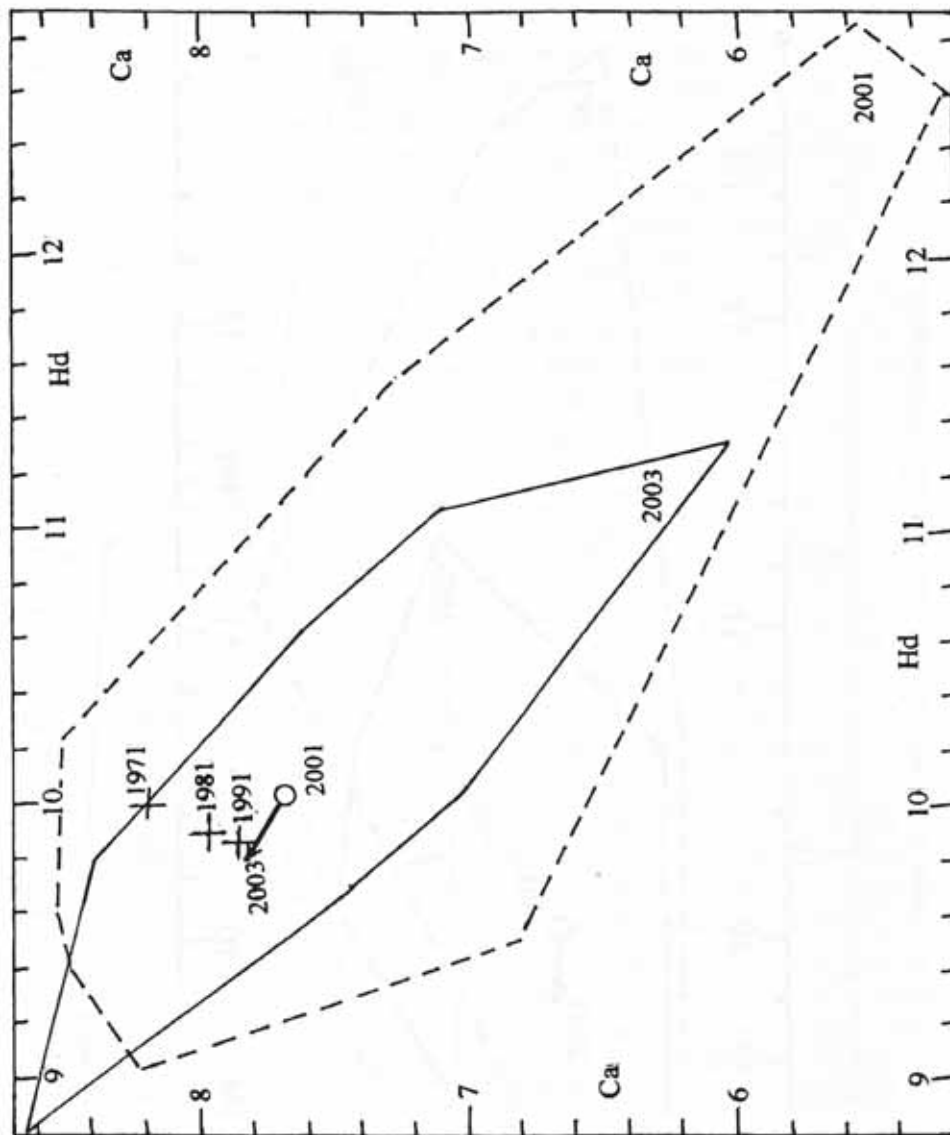


Рис. 5. Ординаційна схема постпірогенних змін екофакторів Ca/Hd
 Fig. 5. Ecotopical postpyrogenence changes ordination scheme in Ca/Hd axis

Проте на можливість змін Rc за певної періодичності випалювання може свідчити зміщення ЕП і центрів ординації Ca/Hd (рис. 5). Тут ці зміщення спрямовані на посилення карбонатності ґрунтів за одночасної ксеризації екоотопів. Найбільш карбонатобні екотопи були втрачені, а карбонатofilьні почасті з'явилися. Такі зміни можна вважати сприятливими для «олужнення» ґрунтів та формування ксерофітніших (на 1,6 бала) ценозів на місці лучних «оксифітніших» угруповань.

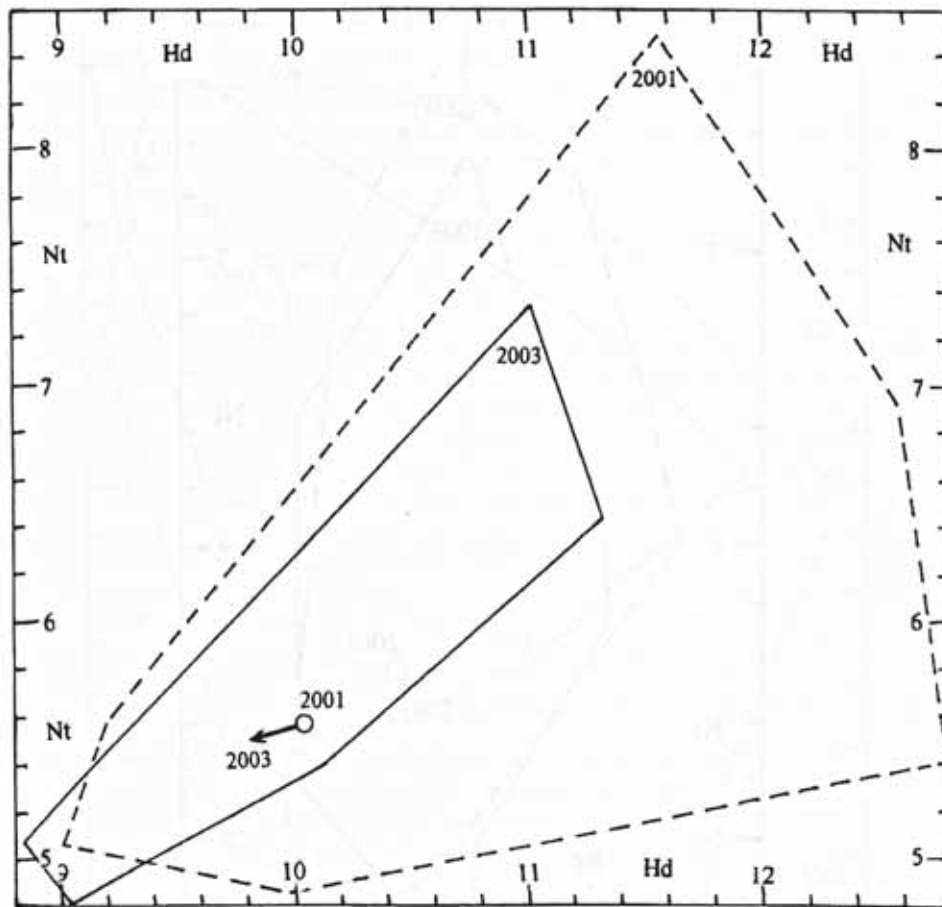


Рис. 6. Ординаційна схема екоотпічних змін у координатах Nt/Hd
 Fig. 6. Ecotopical postpiroge changes ordination scheme in Nt/Hd axis

Ординація ЕФ Nt/Hd (рис. 6) свідчить про помітне зменшення вмісту азотних сполук у ґрунті після пожежі (на 1,1 бала), яке супроводжувалося значним погіршенням вологозабезпечення (на 1,3 бала), що в цілому може надати переваги у розвитку ксерофітніших та дещо оліготрофніших фітокомпонентів. Ці втрати абсолютних показників обох ординованих ЕФ навіть після такої побіжної поверхової пожежі можуть поліпшити умови поширення степантів. Узгоджено з цими змінами змістилися центри ЕП до- і післяпожежного станів МЦ.

За ординацією Nt/Rc зміщення ЕП було незначним, але з виразною тенденцією до зменшення Nt (рис. 7). Переважали втрати ЕП найвищих значень Nt і мінімальних — Rc . Такі постпірогенні тенденції до збіднення ґрунту на азотні сполуки та зменшення кислотності ґрунтів мають сприяти проявам «степових» параметрів місцезростань і спрямовані загалом на послаблення чи пригнічення їх «лучних» ознак.

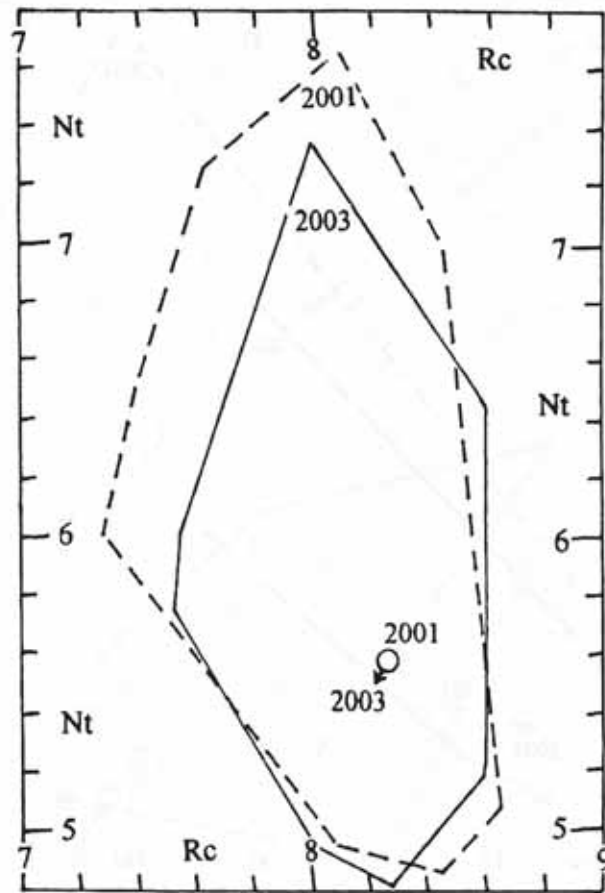


Рис. 7. Ординаційна схема постпірогенних екотопічних характеристик Nt/Rc
 Fig. 7. Ecotopical postpirogeance changes ordination scheme in Nt/Rc axis

Залежність між ординованими ЕФ Ca/Nt та їх зміни після пожежі (рис. 8) нагадують описані вище зміщення ЕП Ca/Hd (рис. 5). На тлі помітного збільшення карбонатofilності фітоценозів, яке переважно відбулося шляхом втрати карбонатобілих місцезростань, зміни вмісту в ґрунті мінерального азоту були незначними. Позначивши засічками загальну багаторічну спрямованість резерватогенних зміщень ординованих факторів (1971—2001 рр.), можна пересвідчитися, що постпірогенне зміщення (2001—2003 рр.) векторизоване у протилежному напрямку, а за силою впливу майже рівноцінне глибині резерватних перетворень останнього десятиліття. Загалом постпірогенні зміни параметрів Ca/Nt можуть позитивно відбитися на остепнені олучнених фітоценозів МЦ.

Оцінюючи в цілому вплив ранньовесняної пожежі на екотопічні характеристики лучно-степових угруповань МЦ, слід відзначити різний ступінь ефективності щодо окремих ЕФ та загальне слабке віддзеркалення наявних

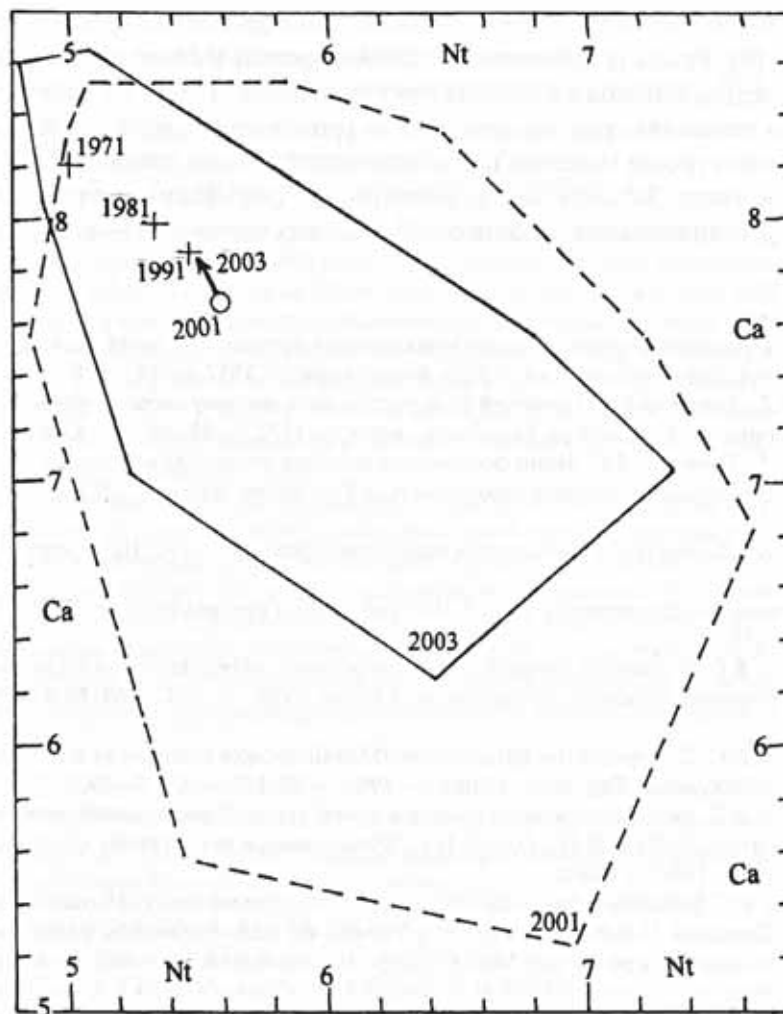


Рис. 8. Ординаційна схема постпірогенних змін екофакторів Ca/Nt
 Fig. 8. Ecotopical postpirogecence changes ordination scheme in Ca/Nt axis

екотопічних змін у відповідних структурах фітоценозів. Останнє достатньо простежується також у результатах незавершеного локального експерименту. До пірогенно найчутливіших ЕФ можна віднести Tm , Hd і, меншою мірою, Ca , а інші ЕФ (Rc , Nt) були не такими чутливими. Важливо, що спрямованість постпірогенних змін параметрів усіх ЕФ завжди була реверсивною, протилежною щодо векторів резерватогенної динаміки (саморозвитку), що дає підстави мотивовано стверджувати належність вогневого фактора до одного з найефективніших регуляторних впливів на степові екосистеми. Постійне посилення загрози і частоти виникнення спонтанних і спустошливих пожеж у заповідних степах України та сучасна криза штучного регулювання трав'яних екосистем за допомогою уніфікованого і напівутилітарного сінокосіння

з часом потребуватиме збільшення ролі не лише випасання, а й регулювальних палів [9]. Разом із зростанням значення вогню у сфері керування заго-струватиметься потреба у комплексному експериментальному вивченні його впливу на заповідні трав'яні екосистеми (стеги, луки, плавні), визначенні оптимальних строків і частоти планового випалювання, запобіганні небажаних пожеж тощо. Загалом постає питання про формування окремої гілки у пізнанні функціональних особливостей степових екосистем — степової піро-логії.

1. Білик Г.І. Рослинність заповідника «Михайлівська цілина» та її зміни під впливом господарської діяльності людини // Укр. ботан. журн. — 1957. — 14, № 4. — С. 26—39.
2. Білик Г.І., Ткаченко В.С. Сучасний стан рослинного покриву заповідника «Михайлівська цілина» на Сумщині // Укр. ботан. журн. — 1972. — 29, № 6. — С. 696—701.
3. Білик Г.І., Ткаченко В.С. Зміни рослинного покриву степу «Михайлівська цілина» на Сумщині залежно від режиму заповідності // Укр. ботан. журн. — 1973. — 30, № 1. — С. 89—95.
4. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. — К.: Наук. думка, 1994. — 280 с.
5. Справочник по заповідному делу / Под ред. А.М. Гродзинского. — Киев: Урожай, 1988. — 168 с.
6. Ткаченко В.С. О природе луговой степи заповедника «Михайловская целина» и прогноз ее развития в условиях заповедности // Ботан. журн. — 1984. — 69, № 4. — С. 448—457.
7. Ткаченко В.С. Саморозвиток фітоценозів «Михайлівської цілини» та його прогнозування // Ойкумена. Укр. екол. вісник. — 1995. — № 1/2. — С. 79—89.
8. Ткаченко В.С. Зміни екологічних факторів у ході сукцесії рослинності лучного степу та їх прогноз // Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. — К.: Наук. думка, 1994. — 280 с.
9. Ткаченко В.С. Екологічний менеджмент заповідного лучного степу «Михайлівська цілина» на Сумщині // Заповідна справа в Україні на межі тисячоліть (сучасний стан, проблеми і стратегія розвитку). Мат-ли конф., присвяченої виконанню Держ. програми персп. розв. зап. справи в Україні «Заповідники» (Канів, 11—14 жовтня 1999 р.). — Канів, 1999. — С. 85—97.
10. Ткаченко В.С. Фітоценотичний моніторинг резерватних сукцесій в Українському степовому природному заповіднику. — К.: Фітосоціоцентр, 2004. — 184 с.
11. Ткаченко В.С., Генів А.П., Лисенко Г.М. Структура рослинності заповідного степу «Михайлівська цілина» за даними великомасштабного картування 1991 р. // Укр. ботан. журн. — 1993. — 50, № 4. — С. 5—15.
12. Ткаченко В.С., Генів А.П., Лисенко Г.М. Структурні зміни в рослинному покриві заповідного лучного степу «Михайлівська цілина» за даними великомасштабного картування у 2001 р. // Вісті БЗ «Асканія-Нова». — 2003. — Т. 5. — С. 7—17.
13. Ткаченко В.С., Парахонська Н.О., Шеремет Л.Г. Динаміка структури рослинного покриву заповідника «Михайлівська цілина» // Укр. ботан. журн. — 1984. — 41, № 3. — С. 71—74.

Рекомендує до друку
Я.П. Дідух

Надійшла 10.11.2004

В.С. Ткаченко¹, Г.Н. Лысенко²

¹ Институт ботаники им. Н.Г. Холодного НАН Украины, г. Киев

² Нежинский государственный педагогический университет им. Николая Гоголя

**СИНФИТОИНДИКАЦИЯ ПОСТПИРОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ
ЭКОТОПИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ЛУГОВОЙ СТЕПИ
«МИХАЙЛОВСКАЯ ЦЕЛИНА» НА СУМЩИНЕ (УКРАИНА)**

Используя данные детальных исследований заповедного участка луговой степи «Михайловская целина», проведенных в 2001 г. по программе мониторинга саморазвития фито-систем, авторы повторно описали их после пожара, случившегося в апреле 2003 г. Методом компьютерной синфитоиндикации были определены параметры таких ведущих эко-факторов, как терморезим почв (*Tm*), их влагообеспечение (*Hd*), кислотность (*Rc*), богатство азотом (*Nr*) и карбонатными соединениями (*Ca*) в обоих состояниях и времен-ных срезах (2001–2003 гг.). Ординационным анализом показателей этих факторов гра-фически определялись направленность и глубина постпирогенных изменений экоспро-странств, величина смещений их центров.

К пирогенно наиболее чувствительным экофакторам отнесены терморезим и вла-гообеспечение почв, а другие факторы оказались менее чувствительными к пожару. Ус-тановлено, что все изменения были реверсивными относительно векторизованности резер-ватной сукцессии, что дает основания достаточно мотивированно предлагать ранневе-сенние палы в качестве регуляторного мероприятия. В общих чертах также описаны пространственные изменения степно-луговых сообществ на однокотарном участке пи-рогенного эксперимента. Обосновывается необходимость формирования отдельного на-правления в познании функциональных особенностей степных экосистем — степной пирологии.

V.S. Tkachenko¹, H.N. Lysenko²

¹ M.G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

² Mykola Gogol Nizhin State Pedagogical University

**SYMPHYTOINDICATIONAL AFTER FIRE CHANGES
ECOTOPIC CHARACTERISTICS OF MEADOW STEPPE
«MIKHAYLIVSKA TZILINA» ON SUMY REGION (UKRAINE)**

Using data detailed research on reserved site of the meadow steppe «Mikhaylivska Tzilina» carried out in 2001 in frameworks the program of monitoring of self-development phytosystems, authors have repeatedly described phytocoenosis after the fire which happened in April 2003. The method computer phytoindication has enabled to define parameters of conducting ecological factors such us general thermal mode (*Tm*), soil humidity (*Hd*), acidity (*Rc*), riches of nitrogen (*Nr*) and carbonate (*Ca*) concentration in both conditions and the time periods (2001–2003). Ordination analysis of parameters of these factors graphically determined an orientation and depth after fire changes of ecological space, size displacement their centres.

General thermal mode and soil humidity were referred to the factors most sensitive to a fire whereas all other factors appeared less sensitive. It was established, that researched changes are reversive in relation to a direction of vector reservation succession, that gives motivated enough to offer early-spring fires as one of the actions for steppe ecological systems regulations. Also spatial changes of steppe-meadow grouping on small site (the area 1 ha) fire experiment are in general described. With the purpose of knowledge of functional features of steppe ecological systems research of fire is offered to allocate in separate direction — steppe pyrology.