

Охорона рослинного світу

Активна охорона фіторізноманіття природно-заповідного фонду плавнево-літоральних геосистем Північного Причорномор'я: проблеми та шляхи їх вирішення

ДМИТРО ВАСИЛЬОВИЧ ДУБИНА
ТАРАС ВІКТОРОВИЧ ДВОРЕЦЬКИЙ
ТЕТЯНА ПАВЛІВНА ДЗЮБА
ПАВЛО АНДРІЙОВИЧ ТИМОШЕНКО

DUBYNA D.V., DVORETSKYI T.V., DZYUBA T.P., TYMOSHENKO P.A. (2017). **The active protection of phytodiversity of the natural-reserved fund of the reed bed and littoral zone geosystems of Northern Black Sea region: problems and solutions.** *Chornomors'k. bot. z.*, **13** (2): 225–238. doi: 10.14255/2308-9628/17.132/9.

The present paper overviews the issues of natural vegetation protection and preservation of the Reed bed and littoral zone geosystems that are in reservation conditions. The researches of the status of the herbaceous vegetation phytodiversity are made. It is established that rare species were loss of the herb stands, the plant cover and performance of edificators were sharp decreased due to the absolute conservation as a result of an excessive accumulation of mortmass in the composition of the swamp vegetation. The swampy-meadow coenoses as swampy, accumulated the significant amounts of mortmass and changed towards the formation of monospecies unproductive thinned communities. True-meadow coenoses increased productivity on the early stages, and further it were overgrown by shrub species. Salted-meadow communities in reservation conditions were changing by more mesophytic with a decrease in their species composition halophytic faction, in particular of a narrow ecological amplitude. The vegetation of overgrown sands in absolute reservation conditions accumulated significant amounts of mortmass and developed in the direction of forming meadow-steppe communities with domination of quitches gramen. Its phytomass was reduced and herbage was discharged. The valuable sod-forming cereals were disappeared. The synanthropic species distributed. On the basis of experimental researches on the removal of the part biomass, to preserve phytodiversity in areas that are outside of the areas of absolute conservation, it is proposed the regulated grazing, mowing, and in some cases - burning grass.

Key words: active protection, phytodiversity, degeneracy, reed-bed and littoral zone geosystems, risks evaluation

ДУБИНА Д.В., ДВОРЕЦЬКИЙ Т.В., ДЗЮБА Т.П., ТИМОШЕНКО П.А. (2017). **Активна охорона фіторізноманіття природно-заповідного фонду плавнево-літоральних геосистем Північного Причорномор'я: проблеми та шляхи їх вирішення.** *Чорноморськ. бот. ж.*, **13** (2): 225–238. doi: 10.14255/2308-9628/17.132/9.

В роботі розглянуті проблемні питання охорони та збереження природної рослинності територій плавнево-літоральних геосистем, що знаходяться в умовах заповідного режиму. Проведені дослідження стану фіторізноманіття трав'янистих типів організації рослинності. Встановлено, що внаслідок абсолютного заповідання в результаті надмірного накопичення мортмаси у складі болотної рослинності відбулося випадіння з травостоїв раритетних видів, різке зменшення проективного

покриття і продуктивності едификаторів. Болотно-лучні ценози, як і болотні, накопичували значні обсяги мортмаси і змінювалися у напрямку формування моновидових малопродуктивних розріджених угруповань. Справжньо-лучні – на перших етапах підвищували продуктивність, а в подальшому відбувалося їх заростання чагарниковими видами. Засолено-лучні угруповання в умовах заповідного режиму змінювалися більш мезофітними зі зменшенням у їх складі видів галофітної фракції, зокрема вузької екологічної амплітуди. Рослинність заростаючих пісків в умовах абсолютно-заповідного режиму накопичувала значні обсяги мортмаси і розвивалася у напрямку, формування лучно-степових угруповань з домінуванням кореневищних злаків. Зменшувалася їх фітомаса та зріджувався травостій. Зникали цінні дернинні злаки. Поширювалися синантропні види. Запропоновано, на основі проведених експериментальних досліджень з вилучення частини фітомаси, з метою збереження фіторізноманіття на ділянках, що знаходяться за межами територій абсолютного заповідання, регламентоване випасання, викошування, а в окремих випадках – випалювання травостою.

Ключові слова: активна охорона, фіторізноманіття, деградація, плавнево-літоральні геосистеми, оцінка ризиків

ДУБИНА Д.В., ДВОРЕЦКИЙ Т.В., ДЗЮБА Т.П., ТИМОШЕНКО П.А. (2017). **Активная охрана фиторазнообразия природно-заповедного фонда плавнево-литоральных геосистем Северного Причерноморья: проблемы и пути их решения.** *Черноморск. бот. ж.*, **13** (2): 225–238. doi: 10.14255/2308-9628/17.132/9.

В работе рассмотрены проблемные вопросы охраны и сохранения природной растительности территорий плавнево-литоральных геосистем, которые находятся в условиях заповедания. Проведены исследования состояния фиторазнообразия травянистых типов организации растительности. Установлено, что при абсолютной заповедности, в результате чрезмерного накопления мортмассы, в составе болотной растительности наблюдается выпадение из травостоя раритетных видов, резкое снижение проективного покрытия и продуктивности эдификаторов. Болотно-луговые и болотные сообщества накапливали значительные объемы мортмассы и трансформировались в направлении формирования моновидовых малопродуктивных разреженных группировок. Сообщества настоящих лугов на первых этапах повышали продуктивность, а в дальнейшем наблюдалось ее снижение и зарастание кустарниковыми видами. Засолено-луговые сообщества в условиях заповедного режима сменяются более мезофитными с уменьшением в их составе видов галофитной фракции, в частности, узкой экологической амплитуды. Растительность заростающих песков в условиях абсолютно заповедного режима накапливает значительные объемы мортмассы и развивается в направлении формирования лугово-степных сообществ с доминированием дерновинных и корневищных злаков. Уменьшается их фитомасса и разреживается травостой. Отмечено увеличение числа синантропных видов. Предложено, на основе экспериментальных наблюдений по изъятию фитомассы, с целью сохранения биоразнообразия на участках, которые находятся за пределами территорий абсолютного заповедания, регламентированное выкашивание, выпасание, а в отдельных случаях – выжигание травостою.

Ключевые слова: активная охрана, фиторазнообразии, деградація, плавнево-літоральні геосистеми, оцінка ризиків

В літературі, що присвячена розв'язанню природоохоронних проблем в Україні, в останні роки активно обговорюються і нерідко виходять навіть на рівень політичної площини (пікетування біля адміністративних установ членів неурядових організацій, публікації в засобах масової інформації про порушення заповідання, тощо) широко відомі питання збереження біорізноманіття на природно-заповідних територіях.

Концепція абсолютної заповідності [КОЗНЕВНИКОВ, 1909, 1911, 1914, 1927], на позиціях якої знаходяться сучасні ортодоксальні її прибічники, сформувалася ще на початку 20-го сторіччя. Її реалізація на природно-заповідних територіях призвела до негативних наслідків. На початку нинішнього сторіччя стало очевидним, що методи реалізації поставлених у концепції цілей вступили в протиріччя з накопиченими

фактичними даними і реаліями, що склалися в природоохоронній справі. Основні протиріччя зосередилися в положеннях про мінімізацію обліку опосередкованого впливу людської діяльності на охоронні території (глобальне забруднення, тепловий вплив на атмосферу, випадкове занесення інтродуцентів, кислотні дощі і т.п.) і які мають розглядатися при підтриманні режиму заповідності. Тобто пропонується повна відмова від здійснення регулюючого впливу. За даними ЮНЕСКО на земній кулі практично не залишилося не займаних антропогенним впливом екосистем з повноцінними трофічними зв'язками і відсутністю чужорідних видів. Встановлено, що антропопресія призводить до зміщення параметрів термодинамічного циклу екосистем, вираженого у зміні їх здатності випаровувати і поглинати воду і вуглекислий газ – основні компоненти атмосфери [GORSHKOV, 1982, 1990]. Це веде до якісної зміни умов місцезростань типових екосистем і, в першу чергу рідкісних і зникаючих [GORSHKOV, 1982, 1990]. Найбільш суттєвих змін зазнають динамічні екосистеми, зокрема плавнево-літоральні. Останні, як показують дослідження, в умовах заповідання зазнають суттєвих трансформацій [DUBYNA, PROKOPENKO, 1987; DUBYNA, SHELIAN-SOSONKO, 2003]. Зміни, що відбуваються, не відповідають природоохоронним завданням, які покладені на природно-заповідні об'єкти. В Україні названі дискусійні питання змін біорізноманіття та необхідності проведення заходів з його оптимізації досі стосувалися переважно зональних типів організації екосистем, зокрема степів [VASILUK, 2013]. Актуальність їх розв'язання зумовлена надмірною трансформацією біому та значними втратами біорізноманіття, що мають тенденцію до посилення. Не менш значущими вони також є для незональних геосистем, зокрема плавнево-літоральних Північного Причорномор'я, які відзначаються динамічністю геокомплексів та високим α , β і γ різноманіттям. Ці парагенетичні системи являють собою організовану сукупність структурно і функціонально взаємопов'язаних, єдиних у своєму історичному розвитку, динамічних геокомплексів [DUBYNA, SHELIAN-SOSONKO, 1989]. Їх автотрофний блок знаходиться у рівноважному стані і визначає найвищий рівень біотичної продуктивності в умовах степового біому. Вихід з нього призводить до втрати основних функцій і переходу геосистем в інший – регресивний стан.

В останні 10-15 років зусиллями науковців НАН України, Херсонського державного, Одеського національного, Мелітопольського педагогічного університетів та Мінприроди України площі плавнево-літоральних та прилеглих до них геосистем, що охороняються збільшилися майже в три рази. Це надзвичайно позитивне явище поставило також і ряд відомих проблем серед яких збереження багатства і біорізноманіття є чи не основними. Фіторізноманіття природно-заповідного фонду плавнево-літоральних геосистем Північного Причорномор'я охороняється на територіях двох біосферних заповідників (Чорноморський (89130 га) та Дунайський (50253 га)); природних національних парків (Джарилгацький (10000 га), Олешківські піски (8020 га), Азово-Сиваський (52154 га), Білобережжя Святослава (35223 га), Нижньодніпровський (80178 га), Тузловські лимани (27865 га), Приазовський (78127 га), Меотида (20720 га)), мережі регіональних ландшафтних парків та заказників загальнодержавного і місцевого значення [DUBYNA, SHELIAN-SOSONKO, 1989; ВОІКО et al., 1998; ВОІКО, СНОРНІ, 2001; ФІТОРИЗНОМАНІТТЯ..., 2012А, В].

З організацією мережі природно-заповідних об'єктів значні території водойм, перезволожених територій та прируслових і аренних ділянок опинилися поза прямим антропогенним впливом. Проходження резерватних сукцесій в умовах надмірного антропогенного евтрофування водойм, зниження рівня та швидкості течії води внаслідок зарегулювання стоку річок та інших факторів зумовлює збіднення видового багатства і різноманіття, зокрема раритетного, та зниження продуктивності фітокомплексів. Це призводить до зміни екологічних умов плавневих територій. В цілому з введенням режиму абсолютного заповідання найбільш значних і негативних

змін зазнали болотна, лучна та арена рослинність. У складі болотної, внаслідок припинення вилучення мортмаси рослинності та надмірного її накопичення, відбулося випадіння з травостою раритетних видів, різке зменшення проективного покриття і продуктивності едификаторів. На ділянках постійного накопичення мортмаси спостерігається переважання анаеробних процесів [DUBYNA, SHELYAH-SOSONKO, 1989]. Найбільш суттєві зміни відбуваються у структурі болотної рослинності класу *Phragmito-Magno-Caricetea* [DUBYNA, 1987]. Провідним деструктивним фактором виявилось зменшення промивного режиму територій і, як наслідок, збільшення засолення ґрунтів, що в свою чергу призводить до суттєвої зміни співвідношення видового складу ценозів [BOGACHEV, SOBOLEV, 1969; ARTJUNIN, 1989] і появи нехарактерних видів. Наступним за значенням негативним фактором є надмірне накопичення опаду, який перешкоджає оптимальному розвитку видів нижніх під'ярусів [GORCHAKOVSKIИ, 1984; BURDA, 1991; DUBYNA et al., 1997, 2003; BIORIZNOMANITNIST...,1999]. Останні зміни набули масштабного характеру і відмічаються перш за все на територіях абсолютної заповідності природоохоронного фонду регіону. До заповідання для відновлення і збереження рослинних угруповань болотних фітосистем в оптимальному стані найчастіше застосовуються випасання, випалювання і викошування травостою [BOGDANOVSKIИ, 1982; DVORETSKYI, 1999; BIORIZNOMANITNIST...,1999; AVERS et al., 2007].

Вплив процесів абсолютного заповідання на лучну рослинність має дещо інший характер. Зокрема, болотно-лучні угруповання, як і болотні, накопичують значні обсяги мортмаси і змінюються у напрямку формування моновидових малопродуктивних розріджених угруповань [DUBYNA et al, 1997, 2003; BIORIZNOMANITNIST..., 1999]. Справжньо-лучні – на перших етапах підвищують продуктивність, але надалі відбувається заростання їх територій чагарниковими видами. Засолено-лучні угруповання в умовах заповідного режиму змінюються більш мезофітними зі зменшенням у їх складі видів галофітної фракції, зокрема вузької екологічної амплітуди. Ці процеси менш характерні для територій, що зазнають постійного засолення (приморські ділянки островів).

Інші типи організації рослинності – водна, солонцева, солончакова, заплавно-лісова – зазнають досі менших змін внаслідок здійсненого заповідання.

У роботі викладені результати вивчення впливу режиму абсолютного заповідання на стан фіторізноманіття плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я та запропоновані заходи з його охорони та збереження в даних умовах.

Матеріали та методика досліджень

Дослідження проводилися протягом 1998–2016 р. Модельними територіями були обрані ділянки гирлової області Дніпра (НПП «Нижньодніпровський» та НПП «Олешківські піски»), Дністра (НПП «Нижньодністровський» та дельти Кілійського гирла Дунаю (Дунайський біосферний заповідник). Для з'ясування прямого антропогенного впливу на модельних ділянках були здійснені експериментальні дослідження, спрямовані на з'ясування прямого відчуження фітомаси на проходження сукцесій рослинності природно-заповідних територій плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я [DVORETSKYI, 2004]. Назви синтаксонів наведені згідно з правилами третього видання Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури (ICPN) [WEBER, MORAVEC, 2000]; номенклатура таксонів – за «Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist» [MOSYAKIN, FEDORONCHUK, 1999].

Моделювання антропогенного навантаження на болотну і засолено-лучну рослинність дельти Кілійського гирла Дунаю здійснювалося заданою частотою викошування травостою протягом вегетаційного періоду, за методикою яка викладена роботах Т.В. Дворецького [DVORETSKYI, 1999, 2004]. У дельті Дунаю об'єктами

дослідження були типові засолено-лучні ценози *Tripolio vulgare-Bolboschoenetum maritimi*, *Phragmito-Juncetum maritimi*, *Juncetum maritimi*, *Plantagini salsae-Juncetum maritimi*, *Junco maritimi-Caricetum extensae*, *Festucetum regelianae*, *Junco gerardii-Triglochinatum maritimi*, *Junco gerardii-Scorzoneretum parviflorae*, *Schoeno-Plantaginetum salsae*, які були розташовані на території північно-східної частини Жебриянського приморського пасма (первинна дельта Кілійського гирла Дунаю). Болотні - представлені ценозами *Caricetum elatae*, які найбільш розповсюджені на території дельти (Дунайський біосферний заповідник, Нижньодніпровський НПП).

В гирловій області Дніпра моделювання заходів охорони проводилося на прикладі аренної рослинності. Об'єктами вивчення були типові піщаностепові ценози *Centaureo brevicapsis-Festucetum beckeri*, *Linario-odorae-Agropyretum dasyanthi* піщаних терас (арен), які розташовані на території НПП «Олешківські піски».

Отримані результати з штучного відчуження фітомаси та впливу випасання і випалювання на рослинність плавнево-літоральних геосистем опубліковані в працях [DVORETSKYI, 1999, 2004, 2009, 2011; TYMOSHENKO, 2000, 2006].

У роботі, на основі отриманих результатів вивчення впливу режиму абсолютного заповідання на стан фіторізноманіття плавнево-літоральних геосистем, обговорюються дискусійні питання з їх охорони та збереження.

Результати і обговорення

Викошування травостою угруповань залишається найбільш поширеним фактором його регулювання [МАІАТСЬКИЙ, 1990] і найбільш дискусійним. Його суттю, як зазначають прихильники режиму регулювання [ARMAND, 1987; ТКАЧЕНКО et al., 1998; ТКАЧЕНКО, НАВРЯЛЕНКО, 2007] є домінуюче в природоохоронній літературі положення, що на зміни екосистем під опосередкованим антропоїчним навантаженням можна не звертати уваги, виходячи з постулату «природа все знає сама», а проведення заходів активної охорони призводить лише до негативних наслідків. Як вже зазначалося, на основі проведення експериментальних досліджень, в умовах зниження та зарегулювання стоку річок порушується промивний та гідрологічний режим плавневих територій, що призводить до накопичення мортмаси, збіднення та зміни видового складу вихідних ценозів. На ділянках де мортмаса складає 15-20% від загальної маси спостерігається формування якісно нових умов, які сприяють змінам вихідних ценозів [DUBYNA, PROKOPENKO, 1987; DUBYNA, SHELIAH-SOSONKO 1989]. На прикладі експериментального вилучення фітомаси болотних ценозів *Caricetum elatae* було показано, що вплив одноразового викошування призводив до збільшення у травостої життєвості бореальних видів, суцільні ареали яких знаходяться у північніших регіонах, і які є рідкісними і зникаючими в регіоні та зростанню проективного покриття середньовисокотравних видів – *Euphorbia palustris*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha aquatica*, *Myosotis arvensis*, *Apium graveolens*, а також із повзучими або, виткими стеблами, які розвивалися пригнічено за відсутності викошування – *Calystegia sepium*, *Galium palustre*. Проективне покриття домінуючих видів (*Carex acutiformis*, *C. elata*, *Phragmites australis*) знижувалося. Одноразове осіннє вилучення фітомаси приводило до зменшення показників проективного покриття травостою едифікаторних видів угруповань на 25-30% і збільшення продуктивності майже у 1,4 рази за рахунок особин видів нижніх під'ярусів [DVORETSKYI, 2003]. Інші моделі викошування призводили до деградації болотних ценозів та їх змін у напрямку формування угруповань рослинності засоленних місцезростань або слабосформованих угруповань. При цьому продуктивність викошених ділянок зменшувалася пропорційно кількості викошуваль [DVORETSKYI, 2003].

Як альтернатива сінокосінню можливе використання випасання болотної рослинності. Помірне випасання, що відповідає першій стадії пасовищної дигресії, не

викликає помітних змін у структурі ценозів. У цілому травостій характеризувався 90-95% загальним проективним покриттям і зниженням фітомаси на 15-18%, мортмаси на 10-15% у порівнянні з контрольними ділянками. Незначною мірою збільшувався видовий склад за рахунок видів класів **Phragmito-Magno-Caricetea**, **Bolboschoenetea maritimi** й **Galio-Urticetea** (*Agrostis maeotica*, *A. stolonifera*, *Bolboschoenus maritimus*, *Galega officinalis*). Відзначалося збільшення проективного покриття осокових та представників різнотрав'я класів **Phragmito-Magno-Caricetea** (*Carex acutiformis*, *Glyceria maxima* та ін.), **Salicetea purpureae** (*Lathyrus palustris*, *Sium latifolium* та ін.) та інтерфузивних видів – *Symphytum officinale*, *Mentha aquatica*, *Calystegia sepium*, *Lythrum virgatum*, *Equisetum palustre*, *Sonchus palustris*. Зменшилося проективне покриття злакових видів класу **Phragmito-Magno-Caricetea** (*Agrostis stolonifera*, *Phragmites australis* та ін.), в тому числі діагностичного виду – *Carex elata*. Всі інші стадії пасовищного навантаження призводять до деградації угруповань болотної рослинності.

Отримані оцінки впливу пасовищного навантаження на угруповання болотної рослинності дозволили встановити загальні закономірності зменшення проективного покриття домінуючих видів, значень загальної фітомаси та частки мортмаси, яка не утворює щільний шар. Це призводить до збільшення видового складу болотних, засолено-лучних, видів широкої екологічної амплітуди. Вважаємо, що збереження, відновлення і підтримання болотної рослинності в оптимальному стані можна здійснювати регульованим (раз на 2-3 роки), помірним випасанням великої рогатої худоби до настання другої стадії пасовищної дигресії.

Випалювання є найбільш розповсюдженим і також найбільш дискусійним методом регулювання фіторізноманіття болотних екосистем [DUBYNA, 1987]. Пірогенний фактор є стимулом для проростання і розмноження багатьох видів рослин – пірофітів [РАВОТНОВ, 1978А, В; ЗНМUD, 1999]. Для плавнево-болотної рослинності він є позитивним фактором в умовах порушеного гідрологічного і промивного режиму територій, оскільки дозволяє вилучити надлишок мортмаси рослинності плавнів, поліпшує кисневий режим та сприяє кращому проростанню насіння і відростанню молодих пагонів. Як показали спостереження за стихійним випалюванням болотної рослинності протягом 10 років, позитивних результатів можна досягти шляхом зимового випалювання рослинності болотних екосистем після проведеної оцінки накопиченої мортмаси (до 35% від загальної фітомаси), а також суттєвого зниження видового складу ценозів на конкретних територіях. Для відновлення екологічної ролі болотної рослинності необхідно проводити контрольоване випалювання та з урахуванням лінійної швидкості проходження вогню [РАВОТНОВ, 1978В; РОДИН, 1946; ДІСНЕНКОВ, 1997]. Вибір методів залежить від характеристики територій (площа, наявність ділянок, що не підлягають випалюванню, запасів сировини) [ТЕХНОЛОГІІ..., 2010]. Для плавневої рослинності найбільш доцільним виявився метод локального і поетапного випалювання. Вони дозволяють залишати поза випалюванням ділянки зайняті деревно-чагарниковою рослинністю, контролювати процес невеликими людськими ресурсами та забезпечувати протипожежну безпеку, зокрема в складних (вітер) метеоумовах. Частота випалювання має розраховуватися у кожному конкретному випадку.

Проведені дослідження показали, що після зимового випалювання травостою болотних угруповань наступного року збільшується його загальне проективне покриття на 15-20% (до 100%), зростають значення фітомаси [DVORETSKYI, 2003]. Встановлене 1,2-разове збільшення частки осокової фракції (до 90% загальної фітомаси). В травостої дослідних угруповань отримали оптимальний розвиток види, які були пригнічені внаслідок надмірного накопичення мортмаси. Це представники класів **Phragmito-Magno-Caricetea**, **Salicetea purpureae** і **Bidentetea tripartiti** (*Calystegia sepium*, *Equisetum*

palustre, *Glyceria maxima*, *Leucanthemella serotina*, *Rumex hydrolapathum*, *Sium latifolium*, *Stachys palustris*, *Phalaroides arundinacea* та ін.).

В умовах абсолютного заповідання в угрупованнях засолено-лучної рослинності відбувається зниження первинної продуктивності і скорочення видового багатства ценозів [DUBYNA et al., 2003]. Насамперед зникають представники причорноморського ендемічного комплексу, які знаходяться на східній межі свого ареалу (*Agrostis maeotica*, *Taraxacum bessarabicum* та ін.) і різнотравно-солончакової групи. Більшого поширення набувають діагностичні види класів *Artemisietea vulgaris*, *Festuco-Puccinellietea* та *Thero-Salicornietea* (*Calamagrostis epigeios*, *Plantago salsa*, *Suaeda prostrata*), подового ефемерету (*Centaureum erythraea*, *Samolus valerandi*), засолених місцезростань (*Lactuca tatarica*, *Triglochin maritimum*, *Cirsium alatum*, *Salicornia prostrata* та ін.).

Встановлено, що строки вилучення фітомаси впливають на значення проективного покриття окремих видів. Ранньолітнє одноразове викошування угруповань збільшує значення проективного покриття багатьох середньо- та низькотравних видів (*Apium graveolens*, *Juncus maritimus* і *Limonium meyeri*). Середньолітнє відзначається збільшенням величини проективного покриття, по відношенню до невикосуваних ділянок у *Artemisia santonica* та *Plantago cornuti*. Одноразове вилучення фітомаси раз на 2-3 роки в осінньо-зимовий період зменшувало продуктивність едифікаторних видів (*Juncus maritimus*, *Juncus gerardii*), котрі в умовах абсолютно-заповідного режиму набували домінуючої ролі, і збільшенню проективного покриття переважно засолено-лучних і лучних видів нижніх під'ярусів (*Agrostis maeotica*, *Apium graveolens*, *Calamagrostis epigeios*, *Carex distans*, *Cirsium alatum*, *Glaux maritima*, *Lactuca tatarica*, *Limonium meyeri*, *Odontites salina*, *Plantago cornuti*, *Scorzonera parviflora*, *Sonchus arvensis*), а також видів, що знаходяться на межі екологічного ареалу (*Taraxacum bessarabicum* та ін.). Вилучення фітомаси стимулювало також розвиток раритетних багаторічників, які в умовах надмірно густої травостою перебували протягом 2-3 років у стані спокою, зокрема *Orchis palustris* – виду, занесеного до Червоної книги України.

З метою збереження, відновлення і підтримання в оптимальному стані існуючого біорізноманіття болотистих, справжніх, остепнених та засолених лук плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я найбільш доцільним є проведення разового осіннього викошування їх травостоїв через два роки. На ділянках, де неможливо або економічно є невиправданим проведення фенісіціального впливу, доцільне проведення зимового випалювання травостою [DUBYNA et al. 1997].

Випасання лучної рослинності, яке відповідає першій стадії пасовищної дигресії, призводить до покращення загального стану екотопів і може використовуватися для підтримання екосистем у вихідному стані. В цілому травостій характеризується 100% загальним проективним покриттям і зниженням фітомаси на 15-18% у порівнянні з контрольними ділянками. Дещо збільшується видовий склад ценозів [DVORETSKYI, 1999, 2004].

Посилений випас сприяє галофітизації справжніх і мезофітизації травостою остепнених лук. Останні трансформуються у лучно-степову рослинність. Повна відсутність випасання і пов'язане з цим накопичення торішнього опаду може швидко (протягом 10-15 років) перетворити навіть лучно-степову рослинність у остепнено-лучну з переважанням *Bromopsis inermis* і *Calamagrostis epigeios* [LAVRENKO, 1980].

Зняття надмірного пасовищного навантаження лучної рослинності плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я характеризується відновленням загального покриття травостою і фітомаси у порівнянні з контролем, переважно за рахунок домінуючих видів. У травостой дослідних угруповань збільшується проективне покриття видів нижніх під'ярусів класів *Bolboschoenetea maritimi*, *Festuco-Puccinellietea*, *Juncetea maritimi* (*Agrostis maeotica*, *Bolboschoenus maritimus*, *Juncus*

gerardii, *Puccinellia fominii*, *Trifolium fragiferum* та ін.). Зростає також участь видів класів *Salicetea purpureae* (*Calystegia sepium*, *Euphorbia palustris*, *Sonchus palustris* та ін.), *Bolboschoenetetea maritimi* (*Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria* та ін.), *Bidentetea tripartiti* (*Glyceria maxima*, *Lysimachia vulgaris*, *Symphytum officinale* та ін.).

Збереження, відновлення і підтримання лучних угруповань в оптимальному стані можна здійснити регульованим (раз на 2-3 роки) помірним випасанням великої рогатої худоби (2-3 голови великої рогатої худоби на 1 га) до настання другої стадії пасовищної дигресії [DVORETSKYI, 1999, 2004].

Псамофітно-степова рослинність є специфічною, найбільш пристосованою до існування на аренах, що робить її унікальною і відмінною від рослинності плакорних ділянок. Вона відіграє важливу функцію закріплення піщаних масивів від вітрової ерозії [GORDIENKO, 1969; KHODOSOVTVSEV et al., 2011], що часом на Олешківських аренах набувала масштабів стихійного лиха. Близько 100 видів її ценофлори – вузькоареальні псамофіти. До Червоної книги України занесені *Pulsatilla nigricans*, *Centaurea breviceps*, *Stipa borysthena*, *Betula borysthena* та ін. Оскільки вона є вразливою до негативних факторів, то потребувала збереження і відновлення. У мережі природно-заповідних об'єктів вона представлена належним чином [TYMOSHENKO, 2000]. Абсолютне заповідання територій піщаних степів, як і болотних та лучних, не розв'язало завдань їх охорони та збереження екосистем в цілому. На заповідних ділянках, зайнятих псамофітно-степовою рослинністю, також відбувається накопичення опаду. Без вилучення фітомаси це явище сприяє олуговінню, появі кореневищних злаків [МАІАТСЬКИЙ, 1990]. Зменшується продуктивність угруповань і зникають цінні дернинні злаки. Поширюються адвентивні і бур'янові види – *Cenchrus pauciflorus*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Xanthium strumarium* та ін. Посилюється загроза виникнення стихійних пожеж. У природних умовах вилучення зайвої фітомаси у ценозах псамофітно-степової рослинності відбувалося за участі копитних тварин (плямистий олень, косуля та ін.), які постійно мешкали у степах, утилізуючи фітомасу і тим самим запобігали утворенню надлишків торішнього опаду у вигляді товстого шару підстилки. Зникнення копитних призвело до порушень у піщаних степових біоценозах [GORDIENKO, 1969]. За відсутності траводних копитних вилучення зайвої фітомаси, з метою запобігання олуговінню степів, має проводитись викошуванням і випасанням. Як показали дослідження, надмірне вилучення фітомаси шляхом щорічного викошування веде до ксерофітизації екоотопів, поширення пустельних стадій у складі степової рослинності, зокрема – полинової і ефемерів [МАІАТСЬКИЙ, 1990]. Помірне вилучення фітомаси сприяє тенденції збільшення ролі дернинних злаків – едифікаторів степової рослинності і різнотрав'я. Однак і в цьому випадку виникає проблема самовідновлення природної рослинності, оскільки на неї негативно впливають не лише прямі, а й опосередковані (вплив заліснення, скорочення площ та ін.) фактори. Однією з умов відновної здатності псамофітно-степової рослинності є рухливість субстрату. Після заліснення пісків на прилеглих територіях він стабілізувався. На думку М.І. Косця [КОСЕС, 1952], повного закріплення пісків ніколи не було. Автор доводить, що навіть до приходу людини були локальні ділянки незакріплених пісків, спричинені переважно зоогенною дефляцією. За відсутності розвіюваних пісків не було б і своєрідної піщаної рослинності, здатної закріплюватися під час видування піщаного субстрату, або ж утворювати видовжені гони, що виходили на поверхню з-під навіюваного піску. До того ж для свого проростання насіння рослин має потрапити на необхідну для збереження і подальшого розвитку глибину. Це може бути досягнуте не лише за рахунок вітрової ерозії, а й за рахунок діяльності дрібних ссавців, копитних (плямисті олені, косулі), плазунів, комах, які масово мешкали на малопорушених степових ділянках і брали участь у відтворенні природної рослинності. Є очевидним, що збереження псамофітно-степової рослинності можливе лише за умови відновлення консортивних зв'язків природних ценопопуляцій і

пов'язаних з ними трофічно і топічно тваринних організмів. Останнє, звичайно, потребує десятків років. Без цього самовідновлення псамофітно-степової рослинності не відбудеться. Тому другий спосіб вилучення фітомаси – регульованим і обмеженим випасанням – є прийнятнішим для піщаних степів, більшою мірою наближеним до природного їх існування. Регулювання псамофітної рослинності також залежить від строків його проведення, хоча й має свою специфіку. Пізньолітнє випасання (після стадії виколошування дернинних злаків) сприяє розвитку піщано-степової рослинності з переважанням дернинних злаків (*Festuca beckeri*, *Koeleria sabuletorum*, *Agropyron pectinatum*, *Stipa borysthenica*); ранньолітнє – розвитку дигресивних стадій різнотравно-типчакково-ковилових псамофітних степів за участі кореневищних, коренепаросткових видів рослин-псамофітів, пристосованих до існування на сипучих перевіюваних піщаних субстратах (*Agropyron dasyanthum*, *Euphorbia seguierana*, *Chamaecytisus borysthenicus* та ін.) піонерів заростання оголених пісків

Однак, навіть при помірному випасі великої рогатої худоби виявлено негативні явища. Дернини злаків вибиваються з малозв'язаного піщаного субстрату, поширюються лишайникові угруповання (подрібнення слані лишайника лише сприяє його вегетативному розмноженню) [ТУМОШЕНКО, 2000]. Все це надає степам пустельних рис. Випасання овець також зумовлює спустелення піщаних степів, оскільки ці тварини повністю спасують і витоптують рослини. Наближеним до природної моделі, яка не шкодила б природній рослинності, виявилось випасання домашніх кіз. Вони не вибивають дернину злаків і сприяють проникненню насіння степових рослин на потрібну для проростання глибину. Проштовхуючи слані лишайника у спідні шари піску, кози запобігають інтенсивному розвитку лишайникових угруповань. Ці тварини не видають рослини до кореневої системи. Їх помірне випасання, але, звичайно, лише після утворення рослинами насіння позитивно впливає на розвиток піщано-степової рослинності [ТУМОШЕНКО, 2006]. Випасання кіз на аренах бажано починати з середини липня, тобто після виколошування і висипання насіння дернинних злаків, таких як *Stipa borysthenica*, *Festuca beckeri*, *Koeleria sabuletorum*, *Agropyron pectinatum*. Кількість голів має бути максимально обмеженою (приблизно 1-2 голови на 10 га із чергуванням пасовищних ділянок протягом 4 днів), будь-яке інше випасання на пісках проводити не доцільно [АЛЕКСЕЄНКО, 1954]. Регулювання рослинності має проводитися з врахуванням фаз розвитку окремих видів рослин. Крім кормових злаків є цінні в іншому відношенні види рослин (лікарські, ефіроолійні та т.д.), які, як правило, неїстівні для худоби і їх розвиткові може сприяти вилучення дернинних злаків до стадії виколошування.

Активна охорона фіторізноманіття природно-заповідного фонду плавнево-літоральних геосистем Північного Причорномор'я є хоч і важливим, але лише певним свого роду «пожежним» етапом їх оптимізації. Скорочення площ, зайнятих природною рослинністю, зміни видового складу їх структури і функціонування при зростаючому рівні антропогенних навантажень і кліматичних умов ведуть по суті до зміни екологічних умов плавнево-літоральних екосистем. У зв'язку з цим стає актуальним дослідження різних аспектів оцінки екосистем у рамках загальної фундаментальної проблеми функціонування екосистем України під дією глобальних змін клімату і антропогенних чинників. Встановлені закономірності можуть бути використані для розроблення методів оцінки ризику екосистем, інтенсивності їх деградації, стійкості і повночленності з метою охорони, менеджменту та невиснажливого використання біорізноманіття, зокрема плавневих-літоральних областей річок Північного Причорномор'я [ДВОРЕТСЬКИЙ, 2013]. Як зазначає Б.М. Міркін питання з'ясування форми (лінійна, експоненціальна) залежності ризику деградації екосистем під дією антропопресії і кліматичних змін мають велике значення для з'ясування подальшої їх

трансформації, зокрема до межі виконання буферної ролі і підтримання існуючого природного балансу [MIRKIN, 1984, 1989, 1990].

Виявлені закономірності і отримані результати показують, що стан та розвиток плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я визначатимуть також значною мірою соціально-економічні умови розвитку регіону. В якості робочої гіпотези можна припустити, що деградацію екосистем, в результаті нераціонального природокористування і зміни кліматичних умов в регіоні, можна виразити через кількісні показники плавневої рослинності Північного Причорномор'я. Біотичні і абіотичні компоненти можна розглядати як вектори багатовимірного простору, що формують екосистему. На основі теорії «ризиків загибелі екосистем від антропогенного впливу» розроблена методика оцінки допустимого навантаження на екосистему [IZMALKOV, IZMALKOV, 1998; BESEKEEVA, 1999; ЕКОЛОГИЧЕСКИЕ..., 2002]. Запропонований метод оцінки зміни біотичного і абіотичного компонентів реалізований для плавнево-літоральних екосистем дозволяє найдостовірніше визначити допустиму антропогенну дію. На його основі необхідно виробити норми природокористування екосистем дельт річок Північного Причорномор'я з урахуванням допустимих ризиків. Будь-які втрати нанесені природним екосистемам, спричиняють прямі економічні наслідки, які, на жаль, систематично недооцінюються. Необхідне перетворення вартості природного капіталу з абстрактного поняття в конкретні цифри, зрозумілі для економіки і суспільства. Цим створюється фактичний матеріал, на основі якого можна буде приймати точніші і ефективніші з точки зору витрат рішення. Визначення допустимих рівнів ризику деградації плавнево-літоральних екосистем Північного Причорномор'я має велике значення для створення якісно нової інформаційної бази для ухвалення управлінських рішень у природокористуванні. Всі названі та інші питання мають бути розв'язаними.

Висновки

Заповідання плавнево-літоральних екосистем в умовах зарегулювання стоку річок призвели до зміни структурної диференціації рослинності, зменшення її первинної продуктивності та скорочення чисельності рідкісних видів і угруповань. Антропогенне евтрофування, забруднення і зниження промивного режиму водотоків призвело до розвитку угруповань не характерних для існуючих типів організації рослинності конкретних територій. Сформувалися рослинні угруповання, розвиток яких знаходиться у прямій залежності від гідрологічних умов трансформованої території. У цих умовах відбувається деградація фіторізноманіття та скорочення природно-ресурсного потенціалу плавнево-літоральних екосистем.

Встановлено, що збереження, відновлення і підтримання болотних, псамофітних й засолено-лучних трав'янистих угруповань в умовах зарегульованого стоку річок та зміни клімату можна досягти через вилучення певного об'єму рослинної сировини шляхом викошування, випасання та зимового випалювання травостою. Цим діям має передувати оцінка негативних змін і їх тенденцій, а також ретельний контроль за їх проведенням. Відтворення та запобігання негативним змінам у псамофітно-степових екосистемах можливе лише за умови відновлення консортивних зв'язків природних ценопопуляцій і пов'язаних з ними трофічно і топічно тваринних організмів. Після оцінки накопичення негативних змін, пропонується проведення помірною вилучення фітомаси.

Проведені дослідження стосувалися лише судинних видів рослин, їх угруповань та фіторесурсів. Досі поза увагою залишаються питання стану спорових видів рослин та грибів в умовах абсолютно-заповідного режиму. Не менш важливими є також встановлення їх поведінки в умовах застосування запропонованих методів регулювання фітомаси.

Здійснені експериментальні дослідження переконливо доводять про необхідність втручання в процеси, що відбуваються на територіях природно-заповідних об'єктів, поза межами абсолютної заповідності з метою збереження існуючого фіторізноманіття та його примноження, що має бути парадигмою природоохоронної політики та одним із основних завдань природоохоронних установ. У науковому аспекті мають бути продовжені дослідження змін, що відбуваються внаслідок впливу новітніх антропогенних факторів, зокрема великого гідробудівництва, освоєння прируслових територій тощо та розроблення запобіжних заходів для мінімізації негативних впливів. Має, звичайно, також бути продовжене обговорення підходів, методів і методик стосовно активної охорони з залученням та об'єднанням зусиль фахівців різних галузей наукових знань. Досвід багатьох поколінь доводить, що в цій галузі природоохоронної діяльності її ефективність має вибудовуватися в дискусіях, а не на мітингах.

References

- ALEKSEENKO M.I. (1954). K voprosu o dinamike rastitelnosti peskov Nizhnego Dnepra v svyazi s problemoi ih zakrepleniia i osvoiniia. Voprosy uluchsheniia kormovoi bazy v stepnoi, polupustynnoi i pustynnoi zonah SSSR. M.-L.: Izd-vo AN SSSR. 155–161. [АЛЕКСЕЕНКО М.И. (1954). К вопросу о динамике растительности песков Нижнего Днепра в связи с проблемой их закрепления и освоения. Вопросы улучшения кормовой базы в степной, полупустынной и пустынной зонах СССР. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 155–161]
- ARMAND A. (1987). *Ohota i ohotnichie hoziaistvo*, **10**: 6–7. [АРМАНД А. (1987). Понос в заповедниках – экологическая катастрофа. *Охота и охотничье хозяйство*, **10**: 6–7]
- ARTJUHIN JU.V. (1989). Antropogennyi faktor v razvitii beregovoi zony moria. Riga: Izd-vo RGU. 142 s [АРТЮХИН Ю.В. (1989). Антропогенный фактор в развитии береговой зоны моря. Рига: Изд-во РГУ. 142 с.]
- AVERS B., FAHLSING R., KAFKAS E. (2007). A Guide to the Control and Management of invasive phragmites Control of Phragmites in a Michigan Great Lakes. Marsh–Final. Report–Draft, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. 120 p.
- BESEKREEVA A.K. (1999). Problemy kompleksnogo analiza i upravleniia ekologicheskim riskom. Riski: analiz i upravlenie. Sb. nauch. tr. Vyp. 1. Mezhdunar. in-t issled. riska. M.: 27–33. [БЕСЕКРЕЕВА А.К. (1999). Проблемы комплексного анализа и управления экологическим риском. Риски: анализ и управление. Сб. науч. тр. Вып. 1. Междунар. ин-т исслед. риска. М.: 27–33]
- BIORIZNOMANITNIST DUNAISKOHO BIOSFERNOHO ZAPOVIDNYKA, ZBEREZHENNIA TA UPRAVLINNIA (1999). Hol. red. Iu.R. Sheliah-Sosonko. K.: Nauk. dumka. 702 p. [БИОРИЗНОМАНІТНІСТЬ ДУНАЙСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА, ЗБЕРЕЖЕННЯ ТА УПРАВЛІННЯ (1999). Гол. ред. Ю.Р.Шеляг-Сосонко. К.: Наук. думка. 702 с.]
- BOGACHEV V.K., SOBOLEV L.N. (1969). *Botan. Zhurn.*, **54** (8): 1563–1597. [БОГАЧЕВ В.К., СОБОЛЕВ Л.Н. (1969). Об изучении динамики растительности в связи с гидростроительством. *Ботан. журн.*, **54** (8): 1563–1597]
- BOGDANOVSKII YA. (1982). Optimizaciia prirodnyh landshaftov raznymi formami i raznymi proiavlenniami antropogennyh izmenenii. Racionalnoe ispolzovanie prirodnyh resursov i ohrana okruzhaiushhei sredy. M.: Progress: 123–146. [БОГДАНОВСКИЙ Я. (1982). Оптимизация природных ландшафтов разными формами и разными проявлениями антропогенных изменений. Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. М.: Прогресс: 123–146]
- BOIKO M.F., CHORNYI S.H. (2001). *Ekologia Khersonshchyny*. Kherson: Terra. 186 p. [БОЙКО М.Ф., ЧОРНИЙ С.Г. *Екологія Херсонщини*. Херсон: Терра. 186 с.]
- BOIKO M.F., KOTOVSKII I.M., ALIFANOF O.P., BOIKO V.M., CHORNYI S.H., RUSINA L.YU., FENTISOVA T.O. (1998). *Pryroda Khersonskoi oblasti*. K.: Phytosociocentre. 119 p.
- BURDA R.I. (1991). Antropogennaia transformaciia flory. K.: Nauk. dumka. 169 s. [БУРДА Р.И. (1991). Антропогенная трансформация флоры. К.: Наук. Думка. 169 с.]
- DICHENKOV N.A. (1997). Rekomendacii po sozdaniou zashhitnyh protivopozharnykh polos na uchastkah lesnogo fonda kontroliruемым szhiganiem suhoi travy. M.: VNIIClesresurs. 11 s. [ДИЧЕНКОВ Н.А. (1997). Рекомендации по созданию защитных противопожарных полос на участках лесного фонда контролируемым сжиганием сухой травы. М.: ВНИИЦлесресурс. 11 с.]
- DUBINA D.V. (1987). *Izv. AN MSSR. Ser. biol. i him. Nauk.*, **4**: 7–13. [ДУБИНА Д.В. (1987). Ресурсы тростника южного (*Phragmites australis*) нижнего Приднепровья, их неистощимое использование и охрана. *Изв. АН МССР. Сер. биол. и хим. наук.*, **4**: 7–13]

- DUBINA D.V., PROKOPENKO V.F. (1987). Antropogenne smeny rastitelnosti plavnevnykh landshaftov ustevoi oblasti Dunaia. *Gidrobiologicheskie issledovaniia na Ukraine v 11 piatiletke: Tez. dokl. 5 konf. Ukr. fil. Vses. gidrobiol. ob-va.* Kiev: 97–98. [ДУБИНА Д.В., ПРОКОПЕНКО В.Ф. (1987). Антропогенные смены растительности плавневых ландшафтов устьевой области Дуная. *Гидробиологические исследования на Украине в 11 пятилетке: Тез. докл. 5 конф. Укр. фил. Всес. гидробиол. об-ва.* Киев: 97–98]
- DUBYNA D.V., SHELIAG-SOSONKO I.U.R. (1989). *Plavni Prichernomoria.* K.: Nauk. dumka. 272 p. [ДУБЫНА Д.В., ШЕЛЯГ-СОСОНКО Ю.Р. (1989). Плавни Причерноморья. К.: Наук. думка. 272 с.]
- DUBYNA D.V., ZHMUD O.I., TYMOSHENKO P.A., SHELIAN-SOSONKO I.U.R. (1997). *Ukr. Bot. J.*, **54** (6): 7–12. [ДУБИНА Д.В., ЖМУД О.И., ТИМОШЕНКО П.А., ШЕЛЯГ-СОСОНКО Ю.Р. (1997). Сучасний стан та тенденції антропогенних змін рослинності Стенцівсько-Жебринських плавнів Дунаю. *Укр. бот. журн.*, **54** (6): 7–12]
- DUBYNA D.V., SHELIAN-SOSONKO I.U.R., ZHMUD O.I., ZHMUD M.I.E., DVORETSKYI T.V., DZIUBA T.P., TYMOSHENKO P.A. (2003). *Dunaiskyi biosfernyi zapovidnyk.* Roslynniyi svit. K.: Fitosotsiotsentr, 448 p. [ДУБИНА Д.В., ШЕЛЯГ-СОСОНКО Ю.Р., ЖМУД О.И., ЖМУД М.Є., ДВОРЕЦКИЙ Т.В., ДЗЮБА Т.П., ТИМОШЕНКО П.А. (2003). Дунайський біосферний заповідник. Рослинний світ. К.: Фітосоціоцентр, 448 с.]
- DVORETSKYI T.V. (1999). *Ukr. fitotsen. zb. Kyiv. Ser. S, vup.*, **1** (15): 68–78. [ДВОРЕЦКИЙ Т.В. (1999). Вплив викошування на рослинність засоленних луків Дунайського біосферного заповідника (ДБЗ). *Укр. фітоцен. зб.* Київ. Сер. С, вип. **1** (15): 68–78]
- DVORETSKY T.V. (2003). *Ukr. Bot. J.*, **60** (5): 547–553 [ДВОРЕЦКИЙ Т.В. (2003). Зміни ресурсних і морфометричних параметрів *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. болотних угруповань дельти Кілійського гирла Дунаю під впливом прямих антропогенних факторів. *Укр. бот. журн.*, **60** (5): 547–553]
- DVORETSKY T.V. (2004). *Ukr. Bot. J.*, **61** (4): 38–48. [ДВОРЕЦКИЙ Т.В. (2004). Оцінка впливу викошування на угруповання класу *Juncetea maritimi* Вг.–ВІ. et al. дельти Кілійського гирла Дунаю. *Укр. бот. журн.*, **61** (4): 38–48]
- DVORECKIJ T.V. (2009). Ocenka vliianiia vykashivaniia na zasolenno-lugovuiu rastitelnost delty Kiliiskogo rukava Dunaia Rastitelnost Vostochnoi Evropy: materialy mezhdunarod. konfer. (Rossiia, g. Briansk, 19-21 oktiabria 2009 g.). Briansk: Brjanskii gos. Un-t, 2009: 65–68. [ДВОРЕЦКИЙ Т.В. (2009). Оценка влияния выкашивания на засоленно-луговую растительность дельты Килийского рукава Дуная Растительность Восточной Европы: материалы международ. конфер. (Россия, г. Брянск, 19-21 октября 2009 г.). Брянск: Брянский гос. ун-т, 2009: 65–68]
- DVORECKIJ T.V. (2011). Ocenka vliianiia vykashivaniia na zasolenno-lugovye iekosistemy delty Kiliiskogo rukava Dunaia. «Botanicheskie chteniia». Materialy mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferencii (Ishim, 11 maia 2011 g.). Ishim: 30–32. [ДВОРЕЦКИЙ Т.В. (2011). Оценка влияния выкашивания на засоленно-луговые экосистемы дельты Килийского рукава Дуная. «Ботанические чтения». *Материалы международной научно-практической конференции* (Ишим, 11 мая 2011 г.). Ишим: 30–32]
- DVORETSKY T.V. (2013) Assessment of direct human impact on saline meadow functioning of the Kiliyan Danube Delta. 10th European Dry Grassland Meeting 24-31 May 2013 - Zamość Poland: 41.
- EKOLOGICHESKIE OSNOVY PRIRODOPOLZOVANIA (2002). Red. Ju.M. Solomencev. M.: Vyssh. shk. 253 p. [ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ (2002). Ред. Ю.М. Соломенцев. М.: Высш. шк. 253 с.]
- FITORIZNOMANITTA ZAPOVIDNYKIV I NATSIONALNYKH PRYRODNYKH PARKIV UKRAINY CH.1. (2012a). Biosferni zapovidnyky. Pryrodni zapovidnyky, pryrodni parky. Pid red. V.A. Onyshchenka i T.L. Andrienko. Kyiv: Fitosotsiotsentr. 406 p. [ФІТОРІЗНОМАНІТТА ЗАПОВІДНИКІВ І НАЦІОНАЛЬНИХ ПРИРОДНИХ ПАРКІВ УКРАЇНИ Ч.1. (2012a). Біосферні заповідники. Природні заповідники, природні парки. Під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнко. Київ: Фітосоціоцентр. 406 с.]
- FITORIZNOMANITTA ZAPOVIDNYKIV I NATSIONALNYKH PRYRODNYKH PARKIV UKRAINY CH.2. (2012b) Natsionalni pryrodni parky. Pid red. V.A. Onyshchenka i T.L. Andrienko. Kyiv: Fitosotsiotsentr. 508 p. [ФІТОРІЗНОМАНІТТА ЗАПОВІДНИКІВ І НАЦІОНАЛЬНИХ ПРИРОДНИХ ПАРКІВ УКРАЇНИ Ч.2. (2012b) Національні природні парки. Під ред. В.А. Онищенко і Т.Л. Андрієнко. Київ: Фітосоціоцентр. 508 с.]
- GORCHAKOVSKIY P.L. (1984). *Ekologiya*, **5**: 3–16. [ГОРЧАКОВСКИЙ П.Л. (1984). Антропогенные изменения растительности: мониторинг, оценка, прогнозирование. *Экология*, **5**: 3–16]
- GORDIENKO I.I. (1969). Oleshkovskie peski i biogeocenoticheskie sviazi v processe ih zarastaniia. K.: Nauk. dumka, 244 p. [ГОРДИЕНКО И.И. (1969). Олешковские пески и биogeоценотические связи в процессе их зарастания. К.: Наук. Думка, 244 с.]
- GORSHKOV V.G. (1982). Energetika biosfery. Leningrad: Leningradskii politehnicheskii institut, 79 p. [ГОРШКОВ В.Г. (1982). Энергетика биосферы. Ленинград: Ленинградский политехнический институт, 79 с.]

- GORSHKOV V.G. (1990). Energetika biosfery i ustoichivost sostoiianiia okruzhaiushhei sredy. Moskva: VINITI. 238 p. [ГОРШКОВ В.Г. (1990). Энергетика биосферы и устойчивость состояния окружающей среды. Москва: ВИНТИ. 238 с.]
- IZMALKOV V.I., IZMALKOV A.V. (1998). Tehnogennaia i ekologicheskaia bezopasnost i upravlenie riskom. M.: SPb.: SPb. NII JeB RAN. 482 p. [ИЗМАЛКОВ В.И., ИЗМАЛКОВ А.В. (1998). Техногенная и экологическая безопасность и управление риском. М.: СПб.: СПб. НИЦЭБ РАН. 482 с.]
- KNODOSOVTSSEV O.YE., VOIKO M.F., NADYEINA O.V., KNODOSOVTSSEVA YU.A. (2011). *Chornomors'k. bot. z.*, 7 (1): 44–66. [ХОДОСОВЦЕВ О.С., БОЙКО М.Ф., НАДЕІНА О.В., ХОДОСОВЦЕВА Ю.А. (2011). Лишайникові та мохові угруповання нижньодніпровських арен: синтаксономія та індикація дефляційних процесів. *Чорноморськ. ботан. ж.*, 7 (1): 44–66]
- KOSEC N.I. (1952). O kompleksnom osvoenii Nizhnedneprovskih peskov. Oblesenie peskov. K.: Izd-vo AN USSR: 48–49. [КОСЕЦ Н.И. (1952). О комплексном освоении Нижнеднепровских песков. Облесение песков. К.: Изд-во АН УССР: 48–49]
- KOZHEVNIKOV G.A. (1909). *Trudy Vserossiiskogo akklimatizatsionnogo siezda 1908 g.* Вып. 1 [КОЖЕВНИКОВ Г.А. (1909). О необходимости устройства заповедных участков для охраны русской природы. *Труды Всероссийского акклиматизационного съезда 1908 г.* Вып. 1]
- KOZHEVNIKOV G.A. (1911) *Trudy Vtorogo Vserossiiskogo S'ezda ohotnikov v Moskve*: 371–378. [КОЖЕВНИКОВ Г.А., (1911). О заповедных участках. *Труды Второго Всероссийского Съезда охотников в Москве*: 371–378]
- KOZHEVNIKOV G.A. (1914). *Ohrana prirody*, 1: 12–19. [Кожевников Г.А. (1914). Как вести научную работу в заповедниках. *Охрана природы*, 1: 12–19]
- KOZHEVNIKOV G.A. (1927). *Nashi zapovedniki*. M. (35): 10. [Кожевников Г.А. (1927). Наши заповедники. М. (35): 10]
- LAVRENKO E.M. (1980). Vostochnoevropaiskie lugovye stepi i ostepnennye luga. V kn.: *Rastitelnost evropeiskoi chasti SSSR*. L.: Nauka: 220–231. [ЛАВРЕНКО Е.М. (1980). Восточноевропейские луговые степи и остепненные луга. В кн.: *Растительность европейской части СССР*. Л.: Наука: 220–231]
- MAIATSKYI H.V. (1990). *Ukr. Bot. J.*, 47 (6): 13–16. [МАЯЦКИЙ Г.Б. (1990). Вплив викошування на динаміку продуктивності різнотравно-типчакових степів Чорноморського біосферного заповідника. *Укр. бот. журн.*, 47 (6): 13–16]
- MIRKIN B.M. (1984). *Itogi nauki i tehn. Ser. botanika*, 5: 139–232. [МИРКИН Б.М. (1984). Антропогенная динамика растительности. *Итоги науки и техн. Сер. ботаника*, 5: 139–232]
- MIRKIN B.M. (1989). *Eekosistem. issled.: ist.-metodol. aspekty. Vladivostok*: 94–106. [МИРКИН Б.М. (1989). Об антропогенной эволюции растительности. *Экосистем. исслед.: ист.-методол. аспекты*. Владивосток: 94–106]
- MIRKIN B.M. (1990). *Priroda*, 1: 45–54. [МИРКИН Б.М. (1990). Антропогенная эволюция растительности. *Природа*, 1: 45–54]
- MOSYAKIN S.L., FEDORONCHUK M.M. (1999). *Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist*. Ed. S. L. Mosyakin. Kiev: 345 p.
- RABOTNOV T.A. (1978a). *Fitocenologija*. M.: MGU. 384 p. [РАБОТНОВ Т.А. (1978а) *Фитоценология*. М.: МГУ. 384 с.]
- RABOTNOV T.A. (1978b). *Botanicheskii zhurnal*, 63 (11): 1605–1611. [РАБОТНОВ Т.А. (1978b). О значении пирогенного фактора для формирования растительного покрова. *Ботанический журнал*, 63 (11): 1605–1611]
- RODIN L.E. (1946). *Sovetskaja botanika*, 3: 147–163. [РОДИН Л.Е. (1946). Выжигание растительности как прием улучшения злаковополюнных пастбищ. *Советская ботаника*, 3: 147–163]
- TEKNOLOGII KONTROLIRUEMYH VYZHIGANIJ V LESAH SIBIRI (2010). *Otv. red. E.S. Petrenko. Krasnojarsk: Sibirskii federalnyi un-t*. 160 p. [ТЕХНОЛОГИИ КОНТРОЛИРУЕМЫХ ВЫЖИГАНИЙ В ЛЕСАХ СИБИРИ (2010). Отв. ред. Е.С. Петренко. Красноярск: Сибирский федеральный ун-т. 160 с.]
- TKACHENKO V.S., DIDUKH I.A.P., HENOV A.P., DUDKA I.O., VASSER S.P., VOIKO M.F., VIETROVA Z.I., NAVROTSKA I.L., PARTYKA L.IA., HELIUTA V.P., SMYK L.V., TYKHONENKO I.U.IA., MEREZHKO T.O., BURDIUKOVA L.I., SOLDATOVA I.M. (1998). *Ukrainskyi pryrodnyi stepovyj zapovidnyk. Roslynniy svit*. K.: Fitosotsiotsentr. 280 p. [ТКАЧЕНКО В.С., ДІДУХ Я.П., ГЕНОВ А.П., ДУДКА І.О., ВАССЕР С.П., БОЙКО М.Ф., ВЕТРОВА З.І., НАВРОЦЬКА І.Л., ПАРТИКА Л.Я., ГЕЛЮТА В.П., СМІК Л.В., ТИХОНЕНКО Ю.Я., МЕРЕЖКО Т.О., БУРДЮКОВА Л.І., СОЛДАТОВА І.М. (1998). Український природний степовий заповідник. Рослинний світ. К.: Фітосоціоцентр. 280 с.]
- TKACHENKO V.S., HAVRYLENKO V.S. (2007). *Visti Biosferneho zapovidnyka «Askaniia-Nova»*, 9: 5–20. [ТКАЧЕНКО В.С., ГАВРИЛЕНКО В.С. (2007). Криза регулювання та ефективність регуляторських заходів у степових заповідниках України. *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, 9: 5–20]
- TYMOSHENKO P.A. (2000). *Florocenoticheskie komplekxy Nizhnedneprovskih aren v usloviiah antropogennogo vliianiia: Avtoref. dis.: 03.00.05. Kiiiv*. 18 p. [ТИМОШЕНКО П.А. (2000). Флороценоотические комплексы Нижнеднепровских арен в условиях антропогенного влияния: Автореф. дис.: 03.00.05. Київ. 18 с.]

комплексы Нижнеднепровских арен в условиях антропогенного влияния: Автореф. дис.: 03.00.05. Київ. 18 с.]

TYMOSHENKO P. (2006). Classifications principles of sandy vegetation (on example of the Lower Dnieper (Dnipro) arenas). Balkan botanical congress. Plant, fungal and habitats diversity investigation and conservation (20–26 June 2006). Sofia: 239.

VASILYUK A.V. (2013). *Stepnoi bulletin*, **39**: 10–15. [ВАСИЛЮК А.В. (2013). Абсолютная заповедность и сохранение степного биоразнообразия. *Степной бюллетень*, **39**: 10–15]

WEBER H.E., MORAVEC J., THEURILLAT J.-P. (2000). International Code of Phytosociological Nomenclature. 3-rd edition. J. of Veg. Sc. Vol. 11: 739–768.

ZHMUD E. (1999). Reed management of the secondary delta of the Danube Kilian arm the Danube Biosphere reserve. International Conference on Phragmites-dominated wetlands, their functions and sustainable use (April 18-23, 1999). Trebon, Czech Republic: 28–29.

Рекомендує до друку
Ходосовцев О.Є.

Отримано 20.02.2017

Адреса авторів:

Д.В. Дубина

Т.В. Дворецький

Т.П. Дзюба

П.А. Тимошенко

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН

України

вул. Терещинківська, 2

Київ 01601

Україна

e-mail: geobot@ukr.net

Authors' address:

D.V. Dubyna

T.V. Dvoretzkyi

T.P. Dziuba

P.A. Tymoshenko

M.G. Kholodny Institute of Botany

NAS of Ukraine

2, Tereshchinkivska str.

Kyiv 01601

Ukraine

e-mail: geobot@ukr.net