



Ю. Г. Тютюнник¹, О. В. Шабатура², О. Б. Блюм¹

¹ Національний ботанічний сад імені М. М. Гришка НАН України, м. Київ, Україна

² Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна

БІОГЕОХІМІЧНЕ ЛІХЕНОІНДИКАЦІЙНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСУ ФОРМУВАННЯ ТА ЧАСОВИХ ЗМІН ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ПРИЗЕМНОГО ШАРУ ПОВІТРЯ В ДЕНДРОПАРКУ "СОФІЙКА"

Методом біогеохімічної ліхеноіндикації із використанням епіфітних лишайників *Parmelia sulcata* Taylor, *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr., *Evernia prunastri* (L.) Ach. оцінено рівні вмісту токсичних важких металів (Al, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Ni, Sb, Pb, V, Zn) та інших хімічних елементів (B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, S, Ti, Se, Sr) у приземному шарі повітря Національного дендрологічного парку "Софіївка" та прилеглих до нього територій у 2010 і в 2021 роках. За отриманими даними розраховано БГХЛ-показник, який дає змогу обчислити за відношенням до обраного базового виду (у нас *P. sulcata*) за значеннями вибірок середнього багаторічного вмісту хімічних елементів в досліджуваних видах з інших місцезнаходжень гіпотетичний вміст елементів для видів, що зростають в місцезнаходженнях, де базовий вид відсутній. Ці результати опрацьовано методом факторного аналізу та встановлено фактори, які дають можливість виявити найбільш вірогідні причини формування атмосферного забруднення дослідженої території в різні роки пробовідборів та оцінити часовий тренд змін, що відбулися за 11-річний період. Встановлено, що загальна структура атмогеохімічного навантаження на дендропарк "Софіївка" докорінно не змінилася. Першим за значенням фактором впливу є загальноміське пило-аерозольне навантаження на екосистеми, що має змішане природне і техногенне походження в разі переважання останнього. Другий за значенням фактор – це окремий вплив крупно- і дрібнодисперсних пило-аерозолів та газів техногенного походження. Третій фактор – атмосферне навантаження винятково дрібнодисперсними аерозолями конденсації техногенного походження, яка вже у 2021 році відбувалася на фоні зменшення забруднення приземного повітря крупнодисперсними часточками і газами. Усі три перших значущих фактори передають різні складові техногенезу за підпорядкованого впливу теригенної природної складової. Четвертий фактор – вплив на міграцію і седиментацію атмосферних політантів мікрокліматичних умов і процесів; п'ятий – дія просторово-дифузійних імпактних джерел атмосферних викидів. Шостий, найслабший фактор, це вплив процесів біогенезу.

Ключові слова: атмосферне забруднення; біогеохімічна індикація; лишайники; хімічні елементи; важкі метали; факторний аналіз; часовий тренд.

Вступ / Introduction

Біогеохімічна ліхеноіндикація (БГХЛ-індикація) є сучасним методом планшетного геохімічного моніторингу стану атмосферного забруднення навколишнього середовища. Епіфітні лишайники є гарними поглиначами з повітря хімічних елементів і сполук техногенного походження, які надходять в їхні слані у складі пило-аерозольних випадань, гідрометеорів, атмосферних опадів, а також газів (у формі яких мігрує частина деяких хімічних елементів – As, Hg, P, S та ін.). І хоча й досі існують певні невирішені методичні питання БГХЛ-індикації, її популярність велика і використовується вона широко. Передусім, цей метод застосовується для вивчення просторової структури атмосферного забруднен-

ня. З його допомогою віднаходять також джерела забруднення атмосфери, причини, що його зумовлюють. Найпростіше це робити порівнюючи дані про елементний склад проб лишайників на мережі пробовідбору. Останніми роками завдання доповнюють не тільки даними про вміст хімічних елементів у досліджуваних зразках, а так званими показниками збагачення (по Al, Ti або Sc), котрі відображають ступінь теригенного/техногенного впливу на склад атмосферного повітря. Також значної популярності набули різноманітні геостатистичні методи оброблення й аналізу даних біогеохімічної ліхеноіндикації, такі як факторний аналіз, біплат, варіограмний аналіз тощо. Ці методи є дуже ефективними для виявлення причинно-наслідкових зв'язків щодо

Інформація про авторів:

Тютюнник Юліан Геннадійович, д-р геогр. наук, професор, ст. наук. співробітник, лабораторія біоіндикації та хемосистематики.

Email: yulian.tyutyunnik@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0002-1621-6362>

Шабатура Олександр Вікторович, д-р геол. наук, доцент, кафедра геофізики. Email: oshabatura@knu.ua;

<https://orcid.org/0000-0003-0810-3701>

Блюм Олег Борисович, канд. біол. наук, ст. наук. співробітник, завідувач лабораторії біоіндикації та хемосистематики.

Email: oleg_blum@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0002-0765-9866>

Цитування за ДСТУ: Тютюнник Ю. Г., Шабатура О. В., Блюм О. Б. Біогеохімічне ліхеноіндикаційне дослідження процесу формування та часових змін хімічного складу приземного шару повітря в дендропарку "Софіївка". Науковий вісник НЛТУ України. 2024, т. 34, № 8. С. 53–62.

Citation APA: Tyutyunnik, Yu. G., Shabatura, O. V., & Blum, O. B. (2024). Biogeochemical lichen indication study of the formation and temporal trend of the chemical composition of the near boundary air layer of Sofiyivka National Dendrological Park. *Scientific Bulletin of UNFU*, 34(8), 53–62. <https://doi.org/10.36930/40340806>

формування атмогеохімічного поля. Якщо для однієї і тієї ж самої території застосувати БГХЛ-дослідження за різні часові періоди (від кількох до десятків років), то можна оцінити фактичні зміни стану атмогеохімічного поля, а також встановити причини цих змін. Для таких "історичних" досліджень застосовуються повторні пробовідбори, проведені через певний інтервал часу, а також гербарні зразки. Досвід проведення "історичних" БГХЛ-досліджень у світі і в Україні свідчить, що метод є ефективним [1, 4, 6, 11, 31]. У цьому дослідженні подано результати БГХЛ-дослідження атмогеохімічного поля на території дендропарку "Софіївка" та його найближчих околиць, а також проаналізовано причини формування і змін цього поля в період з 2010 по 2021 роки. Окремо стан і причини формування атмогеохімічного поля "Софіївки" в 2010 р. ми вивчили раніше [30].

Об'єкт дослідження – забруднення приземного шару повітря на території дендропарку "Софіївка".

Предмет дослідження – методи і засоби встановлення кількісного елементного складу проб лишайників, відібраних на мережі біогеохімічного моніторингу, що дасть можливість встановити джерела атмосферного забруднення.

Мета роботи – оцінити забруднення приземного шару атмосферного повітря на території Національного дендропарку "Софіївка" важкими металами та іншими хімічними мікро- та мікроелементами за 11-річний період, виявити причини його формування та визначити його часовий тренд.

Для досягнення зазначеної мети визначено такі основні завдання дослідження:

1. За допомогою методу біогеохімічної ліхеноіндикації оцінити рівні середнього багаторічного вмісту токсичних важких металів (Al, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Ni, Sb, Pb, V, Zn) та інших хімічних елементів (B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, S, Ti, Se, Sr) у приземному шарі повітря Національного дендрологічного парку "Софіївка" та прилеглих до нього територіях в 2010 (34 пунктів пробовідбору) і в 2021 (38 пункти) роках, що дасть змогу встановити для пунктів спостережень величини біогеохімічного ліхеноіндикаційного показника.
2. Методом факторного аналізу виявити найбільш ймовірні фактори формування атмосферного забруднення дендропарку "Софіївка" в різні роки пробовідборів (2010 та 2021 рр.) та встановити їх вплив у кількісному вимірі, що забезпечить просторово-часову ідентифікацію джерел забруднювачів.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Досвід проведення історичного біогеохімічного ліхеноіндикаційного моніторингу засвідчив й у науковому плані, що цей метод є ефективним, таким, що дає змогу робити важливі висновки щодо часових змін у процесах антропогенного впливу на атмосферне забруднення [5, 22, 26, 27, 33, 34]. Лишайники широко використовуються як індикатори пасивного моніторингу забруднення атмосферного повітря у регіональних та широкомасштабних дослідженнях. Вони мають значні переваги порівняно з іншими пасивними індикаторами атмосферного забруднення, такими як ґрунт, сніг, пил, листяний опад, і можуть бути успішно використані як індикатори довготривалої активності локальних і віддалених джерел забруднення [10, 32].

Наше дослідження та численні інші підтверджують, що на елементний склад зразків лишайників значно впливають природні джерела, головню, ґрунтовий пил,

що переноситься повітрям [25, 26]. Однак для деяких високолетких елементів, таких як Br, Cd і Sb, спостерігається також антропогенний внесок, зумовлений атмосферним перенесенням забруднювачів на великі відстані [18, 20, 26]. Навіть у регіонах з відсутністю системної господарської діяльності, на кшталт Антарктиди, існує техногенне забруднення [8].

У моніторингових біогеохімічних дослідженнях як провідний індикатор антропогенного впливу використовують свинець. Епіфітні лишайники зазвичай демонструють збагачення свинцем приблизно у 25-60 разів більше, ніж його значення для верхніх шарів земної кори [16, 19].

Під час вивчення часової динаміки атмосферних випадань необхідно враховувати, що тверді частинки в атмосферному повітрі відрізняються за хімічним складом від частинок, поглинутих лишайниками, що зростають у тому самому місці пробовідбору. Це свідчить про те, що хімічний склад атмосферних твердих часток змінюється з часом, оскільки лишайники зберігають поглинуті тверді частинки впродовж декількох десятиліть, тоді як відібрані з повітря тверді частинки представляють собою випадання за період не більше одного місяця [14]. Важливо враховувати цю різницю під час оцінювання потенційного успадкованого лишайниками забруднення, оскільки поточні випадання твердих частинок можуть бути не репрезентативними для реконструкції минулих випадань [14].

Різні види лишайників, такі як *H. physodes* [12] та *P. sulcata* [32], вже успішно використовуються для широкомасштабного моніторингу в межах національних програм ряду європейських країн [11], зокрема таких як Великобританія [23], Італія [6, 19, 20, 23], Нідерланди [23, 25], Словенія [13], Туреччина [7, 15], Франція [5], Швейцарія [12] та США [17] і Китай [34]. Проте використання різних видів-моніторів випадання металів без їх міжвидового калібрування не рекомендується [9]. Калібрувальні коефіцієнти для різних видів можна розрахувати на підставі середніх концентрацій по кожному виду.

За допомогою цих коефіцієнтів за вимірними концентраціями ($K_{\text{вимірюв.}}$) для одного, обраного як базовий вид лишайника, можуть бути розраховані величини його гіпотетичних концентрацій ($K_{\text{зінотем.}}$) для інших видів у тих випадках, якщо базовий вид не був виявлений в інших місцезнаходженнях. Таку методику було застосовано у Швеції [9], а пізніша модифікована нами [4, 26]. Ми застосували так званий біогеохімічний ліхеноіндикаційний показник (БГХЛ-показник), який розраховують за формулою $K_{\text{зінотем.}} = a \cdot K_{\text{вимірюв.}}$, де a – коефіцієнт співвідношення або коефіцієнт калібрування [4].

У нашому випадку з-поміж трьох видів лишайників (*P. sulcata*, *X. parietina* та *E. prunastri*), що відбирали для моніторингу у 2011 та 2022 рр., як базовий вид, було обрано *P. sulcata*. Тому БГХЛ-показник, що відображає середній багаторічний вміст хімічного елемента у приземному шарі повітря, виражали в мкг/г абсолютної сухої маси лишайника *P. sulcata*. Аналіз та інтерпретація БГХЛ-показників за 2011 і 2022 рр. проводили за допомогою факторного аналізу (метод головних компонент *Varimax* нормалізованим).

Матеріали та методи дослідження. Підготовку відібраних зразків лишайників до аналізу здійснювали стандартними методами, прийнятими у біогеохімії [30, 32]. Застосовували мокре озолення за допомогою азот-

ної кислоти (HNO_3) з використанням системи мікрохвильового розкладання зразків Speedwave Xpert DAP-60X (Berghof, GmbH (Німеччина)). Вимірювання концентрацій хімічних елементів у розчині здійснювали за допомогою плазмово-емісійного спектрометра ICAP 6300 DUO (Thermo-Fisher Corporation, США). У зразках лишайника визначали вміст Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Sr, Ti, V, Zn. Концентрацію хімічних елементів перераховували на абсолютну-суху вагу лишайника і виражали в мкг/г. Похибка вимірювань змінювалася від 7 до 12 % (для різних хімічних елементів різна). Внутрішньолабораторний контроль точності результатів вимірювань здійснювали з використанням стандартного сертифікованого зразка моху M2 (Moss Reference Material M2, *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt. – The Finnish Forest Research Institute), використовуючи критерій сумісності.

Результати дослідження та їх обговорення / Research results and their discussion

Біогеохімічна індикація. Використовували слані епіфітних листуватих лишайників *P. sulcata*, *X. parietina* та кушового *E. prunastri*. Вони є одними з найкращих моніторингових видів, які використовують у геобіогеохімічній індикації. Лишайники було відібрано з проміжком часу в 11 років на території дендропарку "Софіївка" та в його найближчих міських околицях. Перший пробовідбір зробили в жовтні 2010 р., а другий – у жовтні 2021 р. Погодні умови під час обох пробовідборів були однаковими: тепло, вранці прохолодно, сонячно або перемінлива хмарність, без опадів, вітри помірні.

Загалом на досліджуваній в 2010 р. було закладено 34 точки пробовідбору, а в 2021 р. – 38.

Фізико-географічні та техногенні передумови формування, стану і часових змін хімічного складу атмосферного повітря. Значний за площею – 179,2 га – дендропарк "Софіївка", сформований парковими, лугопарковими, лісопарковими фітоценозами, а також каскадом штучних ставків (всього 2 крупних і 6 дрібних), розташований у північно-східній частині міста Умань. Парк розміщений у долині річки Кам'янки і балках її притоків (струмків), а також на вододільних ділянках. На території парку є виходи на денну поверхню скельних гірських порід Українського кристалічного щита. Рельєф об'єкта та його околиць складний, днища балок перемежуються із схилівими поверхнями різної крутизни, а останні виходять на вирівняні плакори межиріч. Природні геоморфологічні особливості території ускладнені антропогенною діяльністю, зокрема штучними формами рельєфу ландшафтно-архітектурних композицій. Наявні малі архітектурні форми. Рослинні угруповання дендропарку досить різноманітні і складні за їх видовим складом та структурою. Світлі, майже без підліску, деревинні насадження перемежуються, з одного боку, із темними густими деревинно-чагарниковими і чагарниковими насадженнями; з іншого – з окремими пейзажними групами дерев і чагарників та з повністю відкритими лучними просторами. Видовий склад, габітус, вік, густота рослинного покриву істотно впливають на формування фітоклімату. Також мікроклімат дендропарку урізноманітнюється складним мікро- і мезорельєфом та відкритими водними поверхнями. Створене зазначеними вище факторами просторове розмаїття кліматичних умов – важливий чинник міграції та седиментації з приземної атмосфери пилаерозолів.

Дендропарк "Софіївка" входить зеленим клином у місто Умань з периферії (північно-східні кордони парку) майже чи не до центральної частини. Це спричиняє те, що лісовкрита територія дендропарку, з одного боку, є "провідником" позаміських повітряних мас у місто; з іншого, спричиняє мікрокліматичну циркуляцію типу "міського бризу" (внаслідок різниці температур між прохолоднішими площами дендропарку і теплішими кам'янистими поверхнями міської забудови. Перше сприяє самоочищенню повітря над дендропарком, друге, навпаки – переносу на територію дендропарку забруднених повітряних мас, що сформувалися над забудованими ділянками міської території, особливо промисловими підприємствами. Встановлено [29], що міський атмотехногенний вплив на дендропарк зумовлюється: а) двома потужними автотрасами з інтенсивним рухом автотранспорту, які підходять до нього впритул (вулиці Київська і Єднання); б) міською автостанцією; в) комунальним і г) промисловим секторами міста. Роль комунальних джерел атмосферного забруднення особливо значна вздовж південно-західного периметру парку: його територія тут підходить впритул до ділянок приватної садибної забудови. За станом на 2010 р. свій внесок в атмотехногенний вплив на територію дендропарку "Софіївка" робили також: кафедра механізації Уманського національного університету садівництва; його тепличне господарство; пилопідйом з поверхонь ріллі, яка місцями підходить впритул до паркових насаджень. "Софіївка" периметром з усіх боків оточена різними джерелами забруднення атмосферного повітря і випадання пилу. При цьому функціонування цих джерел в 2010 і 2021 рр. відрізнялося – одні підсилювалися, інші послаблювалися. Це стало важливим чинником десятилітньої зміни стану атмотехногенного поля на досліджуваній території.

Щодо міста Умань, то техногенне навантаження на його приземну атмосферу формувалося і формується здебільшого промисловим комплексом і транспортом (за участі комунальних джерел забруднення). Транспортне навантаження на атмосферу з 2010 по 2021 рр. зросло, особливо в районі автовокзалу – важливого джерела забруднення повітря). Роль промисловості у забрудненні повітря менш однозначна. Виробництва міста представлені машинобудівними, хімічними, фармакологічними, швейними, взуттєвими, харчовими підприємствами та будівельних матеріалів. Найбільші з них – "Уманьфермаш" (сільськогосподарське машинобудування), "Мегометр" і "Еталон" (приладобудування), "Рост" (інструментальна промисловість), оптико-механічний завод, виробництва театрального устаткування, толеєвий завод і завод залізобетонних конструкцій, фармакологічна компанія "Технолог" і вітамінний завод "Вітаміни", пивоварня, м'ясокомбінат, взуттєва фабрика. Структура промислового виробництва міста з 2010 по 2021 рр. зазнала істотних змін. Деякі підприємства, зокрема, такі великі, як "Уманьфермаш", перестали функціонувати повністю, або істотно скоротили свої виробничі потужності; інші були модернізовані або технологічно перепрофілювали; а деякі з них, особливо зі сфери фармакологічної і харчової промисловості, навпаки, наростили свої потужності. То ж вплив промислового комплексу в 2010 і 2021 рр. на повітряний басейн міста, а значить, і дендропарку "Софіївка", має відрізнятися як за обсягами, так і за складом атмосферних вики-

дів. При цьому, у зв'язку з наявністю у промисловому комплексі міста підприємств зі специфічними в геохімічному вимірі технологіями (виробництво оптики, мікросхем, толо, ліків, біодобавок тощо), у повітряному басейні Умані з'являються своєрідні атмогеохімічні асоціації техногенного походження. Так, наявною є різниця в найвищих величинах БГХЛ-показників 2010 і 2021 рр. для хімічних елементів, а саме:

2010 рік. Са: пункт № 39, центральний ставок, берег – 20380 (мкг/г). Р: пункт № 2-8607. К: пункт № 30, південно-західний периметр, бровка схилу, пейзажна посадка – 7278. S – пункт № 6, у дворах університетських гуртожитків, на переході плакору у схил балки – 5350. Fe: пункт № 2, вул. Київська, плакор – 5744. Al: пункт № 2-4695; пункт № 10, вул. Єднання, обочина, 200 м від дамби – 4032. Mg: пункт № 10-2195. Na: пункт № 2-755. Ti: пункт № 10-426. Mn: пункт № 19, торець головного (верхнього) готелю, пейзажна група дерев, плакор – 250. Zn: пункт № 22, північно-західний край дендропарку, 9 кв., перехід плакору у схил балки – 159; пункт № 8, навчальні корпуси університету, алея, вхід до парку, плакор – 152. Ва: пункт № 10-121. Sr: пункт № 38 нижче центрального ставка, берег, технічна дорога – 62,4. Cu: пункт № 8-46,3. Cr: пункт № 2-36,8; пункт № 6-35,8. Pb: пункт № 10-36,7. Ni: пункт № 2-30,6; пункт № 36, напроти нижнього входу, дно балки, пейзажна посадка між двома невеликими ставками – 25,2. В: пункт № 2-23,5. Со: пункт № 37, дно балки, центральна алея – 13,8; пункт № 30-13,02; пункт № 27, північно-східний край парку, дно балки, берег верхнього ставка – 13,02. V: пункт № 10-12,9; пункт № 2-8,1. Cd: пункт № 36-0,86. Se: пункт № 28-0,29. Sb: пункт № 4, північна околиця парку, між університетськими гуртожитками і гаражами, плакор, залишки старого фруктового саду – 0,07; пункт № 25, правий берег верхнього ставка, кінець пристані для катамаранів, на березі – 0,07;

2021 рік. Са: пункт № 14, північно-східна околиця парку, вул. Єднання, обочина – 28150. К: пункт № 13, північно-східна околиця парку, обочина автодороги з рідким рухом, до вул. Єднання 300 м – 8207. Fe: пункт № 14-6858. S: пункт № 39, центральна частина дендропарку, початок схилу до відвершку другої балки – 4379. Mg: пункт № 14-3760. Al: пункт № 26. Р: пункт № 4, центральна частина дендропарку, паркова діброва – 2537; пункт № 35, в середині старої забудови адмінзони, галявина – 2552. Na: пункт № 14-910. Ва: пункт № 29, південно-західний кордон парку, схил від приватного сектору у другу балку, недалеко від входу в парк – 280; пункт № 1, південна частина парку, 300 м від головного входу вбік другої балки – 278. Ti: пункт № 20-147; пункт № 23, північно-західна околиця парку, заглиблення міської території в дендропарк, недалеко від стели на пам'ять про загиблих полонених – 111. Zn: пункт № 14-127. Mn: пункт № 19, північно-західний кут парку, околиця, напроти автовокзалу – 124; пункт № 13-121. Sr: пункт № 14-44,4; пункт № 13-32,4. Cr: пункт № 28, околиця дендропарку, площа перед головним південним входом – 35,5. V: пункт № 14-24,4. Pb: пункт № 17, "Острів Коханія" на верхньому ставку – 23,3; пункт № 19-20,9. В: пункт № 11, північно-східний рубіж парку, недалеко від воріт до кафедри механізації університету садівництва – 20,5. Cu: пункт № 26, північна околиця дендропарку, сквер серед старих корпусів ун-ту – 20,3; пункт № 20-20,0. Ni: пункт № 39-15,5; пункт №

14-12,5; пункт № 13-12,1. Со: пункт № 20-1,59; пункт № 13-1,52. Cd: пункт № 14-0,8. Sb: пункт № 19-1,0; пункт № 28-0,9520, північно-західна околиця дендропарку, обочина вул. Київської – 31. Se: пункт № 27, центральна частина дендропарку, "Критський лабіринт" (нагородження кам'яних брил на дні головної балки в східній частині дендропарку) – 0,57.

Місця розташування найбільш забруднених у 2010 і 2021 рр. пунктів пробовідбору, загалом, не збігаються. Це свідчить про зміну стану атмогеохімічного поля у приземному шарі повітря на території дендропарку. Окремі важливі пункти повітряного забруднення, у 2021 р. залишаються тими ж, що й у 2010 р. (рисунк).



Рисунок. Схема біогеохімічного ліхеноіндикаційного опробування на території дендропарку "Софіївка" / Scheme of biogeochemical lichen-indicative testing on the territory of Sofiivka National Dendrological Park

У табл. 1 подано БГХЛ-показники, усереднені (середнє арифметичне) по дослідженій території за обидва періоди пробовідбору. Як можна бачити, 10 хімічних елементів не змінили своє положення в рядах накопичення, а 13 змінили. Найсильніших змін у порядку розташування в рядах накопичення зазнали сидерофіли залізо (4 позиції) і кобальт (5 позицій). З 2010 по 2021 рр. вміст хімічних елементів у сланях лишайників як збільшувався, так і зменшувався. Збільшився вміст таких елементів, як Са, Fe, Na, Ва, В, Cr, V, Se, Sb, а зменшився вміст К, Fe, S, Р, Mg, Ti, Zn, Sr, Cu, Со, Ni, Cd. Зміни вмісту хімічних елементів у лишайниках були невеликі: збільшення концентрацій змінювалося в межах від 3,3 (Sb) до 1,1 (Fe) крат; зменшення, (Sr) – від 1,2 до 2,4 крат. Виняток становить Со, для якого зниження концентрації було більше, ніж восьмикратне. Вміст Mg і Pb у 2021 р. порівняно з 2010 р. практично не змінився. Порівняння рядів накопичення вказує на те, що умови атмосферного забруднення і поглинання з повітря хімічних елементів лишайниками за 11-річний період на території парку і в його найближчих околицях зазнали істотних змін. Що це були за зміни і які причини їх зумовили, дають можливість з'ясувати результати геостатистичного дослідження БГХЛ-показників методом факторного аналізу.

У табл. 2 подано результати факторного аналізу БГХЛ-показників лишайників, відібраних у 2010 і у 2021 рр. Інтерпретація коефіцієнтів факторних наванта-

жень (КФН), поясненої дисперсії та власних чисел факторів дає змогу робити висновки про природу визначальних факторів і силу їхнього впливу на накопичення хімічних елементів лишайниками. Методично така інтерпретація не є складною: кожний фактор формує певну геохімічну асоціацію, або навпаки – асоціація хі-

мічних елементів маркує той чи інший геохімічний фактор. Та за уявною простотою інтерпретації величин КФН і поясненої дисперсії стоїть нелегке завдання. А-дже потрібно відгадати природу фактора, пов'язаного з формуванням тієї чи іншої геохімічної асоціації, а це вже нетривіальне завдання.

Табл. 1. Ряди накопичення хімічних елементів у лишайниках, нормовані на БГХЛ-показник (мкг/г), для лишайників, відібраних в 2010 і 2021 рр. у дендропарку "Софіївка" і на прилеглих до нього ділянках міста Умань (Черкаська обл.) / Series of accumulation of chemical elements normalized to BGCHL indices (μg/g) in the lichens sampled in 2010 and 2021 in Sofiyivka National Dendrological Park and on the adjacent areas of the city of Uman (Cherkasy region)

2010																						
Ca	K	P	S	Al	Fe	Mg	Na	Ti	Zn	Mn	Sr	Ba	Cu	Pb	Co	Ni	B	Cr	V	Cd	Se	Sb
6390	5290	3023	2349	1979	1897	1227	152	106	94	92	40	24,3	19,8	11,8	8,5	8,4	6,9	4,8	4,4	0,46	0,22	0,03
2021																						
Ca	K	Fe	S	P	Al	Mg	Na	Ti	Mn	Zn	Ba	Sr	Cu	B	Pb	Cr	Ni	V	Co	Cd	Se	Sb
8409	4369	2100	2003	1675	1628	1205	172	74	64	62	53	16,7	12,7	11,8	11,6	6,90	6,7	5,3	1,03	0,34	0,28	0,10

Хоча факторний аналіз у геохімічних дослідженнях набув широкого застосування, інтерпретація факторів формування геохімічних асоціацій чіткого й однозначного алгоритму не має. Значною мірою вона є евристичним процесом, має ймовірнісну природу, об'єктивно сильно залежить від конкретних геохімічних умов і явищ, які в природі дуже різноманітні, а також є суб'єктивною, оскільки спирається на досвід польових робіт, наукову ерудицію та інтуїцію дослідника-інтерпретатора.

Водночас існують і певні загальні правила, яких потрібно дотримуватися при інтерпретації результатів факторного аналізу. Насамперед, важливо визначитися з тим, які коефіцієнти факторних навантажень, з якими значеннями, потрібно брати до уваги, а які необхідно ігнорувати. У загальному випадку це залежить від обсягу вибірки даних, що береться в основу розрахунків. Чим більше змінних містить вибірка, тим меншими за модулем можуть бути величини КФН. Але оскільки поняття "загальний випадок" не є жорстким, різні автори, які використовують метод біогеохімічної індикації, поступають по-різному. Одні беруть до уваги поріг КФН із значеннями меншими від 0,8 [27], інші, навпаки, опускають його до 0,4 [18]. І перший випадок, і другий є крайнощами. Перший значно обмежує можливість формування за відповідними факторами інформативно повноцінних асоціацій хімічних елементів; а другий, навпаки, робить їх дуже великими. Це також ускладнює геохімічну інтерпретацію КФН. Більшість дослідників за інтерпретативну межу приймають величини КФН у діапазоні 0,6-0,7. Було також обираємо за таку межу КФН зі значеннями 0,6.

Вважається, що знак "мінус" перед величиною КФН хімічного елементу вказує на його деконцентрацію, а знак "плюс" – на його підвищену концентрацію. Може виникати ситуація, коли для певного фактора за один рік КФН якогось хімічного елемента інтерпретується, а за інший – ні (КФН менше 0,6). У такому разі рік з малими значеннями КФН для певного хімічного елемента "енного" фактора розглядають таким, що не має достеменних геохімічних закономірностей. Проте цей хімічний елемент *x* не вилучається зі загального розгляду. Такі порівняння свідчать про те, що в одному році геохімічний фактор, який маркується елементом *x*, проявляв себе з достатнім рівнем значущості, а в іншому – ні. Для геохімічних факторів, особливо техногенних, з часом може змінюватися, сила їх прояву з року в рік, а тим більш з десятиліття в десятиліття, коливається. Це пояснює те, що в 2010 р. якийсь "енний" фактор виявляється асоціацією "А", а в 2021 р. за цим же фактором ми спостерігаємо вже зовсім іншу геохімічну асоціацію – "Б", і вона маркує відповідно дію вже іншого геохімічного фактора. При інтерпретації геохімічних асоціацій, як індикаторів геохімічних факторів, потрібно пам'ятати також, що сила їх дії і впливу послаблюється від першого до шостого. Це означає, що перші фактори потрібно розуміти як найстійкіші та потужніші, а наступні (так звані *малі фактори*) – як менш важливі та слабші. Сила прояву фактора оцінюється кількісно – за величинами поясненої дисперсії та власних чисел.

Враховуючи зазначене вище, перейдемо до інтерпретації та обговорення даних, поданих у табл. 2, де наведено результати факторного аналізу БГХЛ-показників.

Табл. 2. Результати факторного аналізу БГХЛ-показників (мкг/г), отриманих для лишайників, відібраних на території дендропарку "Софіївка" і прилеглих до нього територій міста Умань (Черкаська обл.) у 2010 і 2021 рр. (статистично значущі коефіцієнти факторних навантажень підняті напівжирним) / Results of the factor analysis of BGCHL indices (μg/g) of the lichens sampled on the territory of Sofiyivka National Dendrological Park and on the adjacent areas of the city of Uman (Cherkasy Region) in 2010 and 2021 (statistically significant coefficients of factor loadings are raised in bold)

Хімічний елемент	Коефіцієнти факторних навантажень ("F" – фактори 2010 р., "Ф" – фактори 2021 р.)						
	фактор	1	2	3	4	5	6
1	2	3	4	5	6	7	8
Ca	F	0,149	0,135	– 0,006	–0,875	– 0,243	–0,198
	Ф	0,696	0,027	0,524	–0,041	0,280	0,012
K	F	0,081	–104	0,104	0,264	–0,060	0,916
	Ф	0,243	0,007	0,074	0,787	0,125	0,223
Al	F	0,681	0,246	0,051	0,502	0,050	0,275
	Ф	0,154	0,738	0,0004	0,179	0,305	0,080
Fe	F	0,929	0,121	–0,168	–0,097	0,157	–0,108
	Ф	0,839	0,308	–0,036	0,184	–0,064	0,101
S	F	–0,144	0,914	0,128	–0,049	–0,144	0,127
	Ф	–0,063	–0,097	–0,601	0,031	–0,187	0,577

1	2	3	4	5	6	7	8
P	F	0,179	0,892	-0,221	0,034	0,088	-0,050
	Ф	0,057	0,067	0,028	-0,017	0,114	0,822
Mg	F	0,765	0,032	-0,289	-0,177	0,264	0,312
	Ф	0,830	0,031	0,018	0,355	-0,083	-0,138
Na	F	0,147	0,898	-0,318	0,001	0,006	0,038
	Ф	0,917	0,001	0,088	-0,120	0,027	0,047
Ti	F	0,859	0,292	0,095	0,190	-0,088	0,049
	Ф	0,052	0,142	-0,717	0,268	0,120	0,351
Mn	F	0,221	-0,137	0,147	0,614	-0,527	0,117
	Ф	0,099	0,600	0,391	0,267	-0,168	0,291
Zn	F	0,418	-0,331	0,657	-0,137	0,174	0,085
	Ф	0,438	0,505	0,442	0,278	0,160	0,016
Ba	F	0,917	0,075	-0,064	-0,121	-0,193	-0,151
	Ф	0,233	0,102	0,752	0,134	-0,072	0,273
Sr	F	0,613	-0,181	-0,205	-0,612	0,251	-0,023
	Ф	0,661	0,114	0,478	0,179	0,045	-0,248
Cu	F	-0,021	-0,277	0,722	0,381	-0,138	0,379
	Ф	0,111	0,517	-0,019	-0,655	0,258	0,219
B	F	0,009	0,864	0,211	0,009	-0,003	0,059
	Ф	0,144	-0,098	0,079	0,065	0,825	-0,196
Pb	F	0,916	-0,130	0,103	-0,041	0,121	0,049
	Ф	0,460	0,351	0,037	-0,187	0,406	0,036
Cr	F	0,070	0,915	-0,308	-0,066	0,033	-0,081
	Ф	0,424	0,511	0,030	0,021	-0,350	-0,017
V	F	0,967	0,024	-0,002	-0,039	0,092	0,088
	Ф	0,892	0,135	0,140	0,125	0,009	0,177
Ni	F	0,244	0,858	-0,147	0,013	0,117	-0,272
	Ф	0,360	0,136	-0,071	0,183	-0,316	0,582
Co	F	-0,289	-0,123	0,862	0,055	-0,093	-0,072
	Ф	0,482	0,194	-0,265	0,567	0,010	-0,034
Cd	F	0,544	0,445	-0,010	0,209	0,177	-0,200
	Ф	0,606	0,343	0,101	0,404	-0,106	0,087
Sb	F	0,266	-0,012	-0,007	0,088	0,882	-0,033
	Ф	0,083	0,844	-0,071	-0,281	0,018	-0,048
Se	F	0,025	-0,769	0,430	0,200	0,099	0,224
	Ф	-0,189	0,267	-0,126	-0,021	0,754	0,148
Власні числа	F	6,48	6,01	2,42	2,20	1,49	1,46
	Ф	5,50	2,96	2,48	2,19	2,04	1,94
Частка поясненої дисперсії	2010	28	26	11	9,6	6,5	6,4
	2021	24	13	10,6	9,5	8,9	8,4

Інтерпретація та обговорення результатів факторного аналізу. Згідно з даними біогеохімічної ліхеноіндикації, проведеної на території дендропарку "Софіївка" і в його найближчих околицях, геохімічні асоціації згідно з впливом різних факторів, є такими:

- F₁: V(0,967)/Fe(0,929)/Ba(0,917)/Pb(0,916)/Ti(0,859)/Mg(0,765)/Al(0,681)/Sr(0,613)
 Ф₁: Na(0,917)/V(0,892)/Fe(0,839)/Mg(0,830)/Ca(0,696)/Sr(0,661)/Cd(0,606)
 F₂: Cr(0,915)/S(0,914)/Na(0,898)/P(0,892)/B(0,864)/Ni(0,858)/Se(-0,769)
 Ф₂: Sb(0,844)/Al(0,738)
 F₃: Co(0,868)/Cu(0,722)/Zn(0,658)
 Ф₃: Ba(0,752)/Ti(-0,717)/S(-0,601)
 F₄: Ca(-0,875)/Mn(0,614)
 Ф₄: K(0,787)/Cu(-0,655)
 F₅: Sb(0,882)
 Ф₅: B(0,825)/Se(0,754)
 F₆: K(0,916)
 Ф₆: P(0,822)

Навіть побіжний погляд на елементний склад геохімічних асоціацій дає змогу помітити, що фактори впливу, які сформували його в 2010 (F) і 2021 (Ф) рр., є різними, тобто техногенно-геохімічна, а можливо, і природно-геохімічна, обстановка на досліджуваній території змінилася якщо не кардинально, то істотно. Тільки

за першим фактором, тобто за F₁ і Ф₁, геохімічні асоціації мають спільні хімічні елементи (Fe, Mg, Ti, Sr, Ba, V), але всі інші фактори по 2010 і 2021 рр. спільних хімічних елементів в асоціаціях не мають. Цей феномен пояснюють, насамперед, техногенно-геохімічними змінами в місті Умані, які зумовлені більш ніж десятирічною трансформацією промислового комплексу, а отже, і перетвореннями щодо якісного і кількісного складу атмосферних забруднювачів. Певний внесок у трансформацію атмогеохімічної ситуації в дендропарку "Софіївка" зробили і глобальні кліматичні зміни. Найвірогідніше вони відбилися на локальних мікрокліматичних умовах міграції, седиментації і поглинанні лішайниками атмосферних поллютантів.

Перший фактор (F₁ і Ф), як і в більшості аналогічних досліджень, можемо інтерпретувати як загальне пилоаерозольне навантаження на дендропарк "Софіївка", яке має змішане природне і техногенне походження за переважання останнього. Сила геохімічного навантаження з 2010 по 2021 рр. зменшилася, як за техногенною складовою (зменшення КФН₂₀₂₁ порівняно з КФН₂₀₁₀ для V і Fe, а також зникнення Pb з фактору Ф₁), так і за природною складовою (наявність по F₁ літофільних Ti і Al, а по Ф₁ – тільки Ca). Вихід за фактором Ф₁ в 2021 р. на перші місця Na можна пояснити розвитком в Умані

фармакологічної промисловості з відповідним зростанням лужних повітряних викидів. Поява за F_1 Cd свідчить про те, що в 2021 р. зменшилося імпульсне атмосферне забруднення дендропарку "Софіївка" і на фоні цього зниження посилилася роль забруднених повітряних мас регіонального ("міського") масштабу. Раніше було показано [30], що саме Cd за відсутності специфічних джерел викидів цього хімічного елемента, є найкращим індикатором атмотехногенних процесів регіонального масштабу, а можливо, й глобального [3]. Особливістю першого фактора і за F_1 , і за F є також те, що ним зумовлюється вплив на приземне повітря як крупнодисперсних частинок пило-аерозолів (Na, V, Fe, Ti, Mg, Al), так і дрібнодисперсних (Pb, Cd), але не позначається дія газової складової атмосферного забруднення.

Інтерпретація факторів з другого по шостий значно важча, аніж F_1 і F_2 через нетиповість утворюваних ними геохімічних асоціацій. Ми вважаємо, що пов'язані вони, насамперед, з техногенезом і його десятирічною трансформацією, а також зі змінами мезо- і мікроклімату на території дендропарку. То ж другий фактор у зв'язку із наявністю за F_2 сірки і фосфору, маркерів газової складової атмосферного забруднення, ми інтерпретуємо як вплив крупно- і дрібнодисперсних техногенних пилоаерозолів із супутньою значною роллю газів також техногенного походження (оксидів сірки, зокрема). Зауважимо, що в 2021 р. цей вплив різко знизився – згідно з величинами поясненої дисперсії майже в два рази, від 26 до 13 %. Елементи-індикатори техногенно-газової складової за F_2 перестали себе проявляти, натомість з'явився Al, характерний для алюмосилікатів гірських порід, який вказує на початок зміни атмогеохімічної асоціації в бік меншої "техногенності" і більшої "природності". Зниження у 2021 р. пило-аерозольного і газового техногенного навантаження пояснюють припиненням діяльності за цей період машинобудівних підприємств міста. Щодо третього фактора, то асоціація Co/Cu/Zn за F_3 є типовою для техногенних дрібнодисперсних аерозолів конденсації. Асоціацію за F_3 – Ba/Ti/S пояснити важко. Втім, якщо звернути увагу на "мінуси" перед Ti і S (див. табл. 2), то її з певними застереженнями можна було б інтерпретувати як показник зменшення пилового крупнодисперсного (Ti) і та газового (S) навантаження на атмосферу досліджуваної території. Тоді третій фактор інтерпретується згідно з такими міркуваннями. У 2010 р. вплив дрібнодисперсних аерозолів конденсації проявився безпосередньо через Co, Cu, Zn, а в 2021 р., навпаки, проявився опосередковано – через послаблення впливу крупнодисперсних аерозолів (–Ti) і техногенних газів (–S). Роль барію за F_3 залишається незрозумілою, можливо, він пов'язаний з розвитком у місті фармакологічних підприємств і утворення ними специфічних дрібнодисперсних атмосферних викидів. Потрібно підкреслити, що згідно з величинами поясненої дисперсії, F_3 і F_4 за силою впливу практично не відрізняються між собою (11 і 10,6 %). То ж відмінність щодо впливу дрібнодисперсних аерозолів в 2010 і 2021 рр. проявляється не стільки в кількісних, скільки в якісних і структурних показниках. Якщо в 2010 р. активна була роль типових важких металів Co, Cu, Zn, то в 2021 р. – активним був Ba, зовсім на них несхожий за хімічними властивостями.

Вплив четвертого фактора, згідно з характером геохімічних асоціацій, в 2010 і 2021 рр. був практично од-

наковим за силою, але різним за проявом. Якщо виходити з того, що всі складові загального техногенного і природного атмогеохімічного впливу зосередилися на факторах з першого по третій, то неохопленим залишиться такий дуже важливий для умов дендропарку фактор [30], як вплив на міграцію і седиментацію атмосферних поллютантів мезо- і мікрокліматичних умов. Природно, що очікується індикація цих умов малими факторами. Як зазначено вище, кліматичні умови дуже різноманітні. Мікрокліматичні тренди з 2010 по 2021 рр. зазнали трансформації у зв'язку зі змінами глобальних і регіональних кліматичних процесів. Відповідно змінилися і геохімічні асоціації, якими можна було б маркувати фактор мікроклімату. У всякому разі знак "мінус" КФН кальцію може вказувати на відсутність в 2010 р. умов для інтенсивної седиментації крупнодисперсних аерозолів. КФН "мінус" міді у 2021 р. можна пов'язати з погіршенням мікрокліматичних умов для седиментації дрібнодисперсних аерозолів конденсації. Марганець і калій зі знаком "плюс" в 2010 (Mn) і 2021 (K) рр. вказують на зміни у впливові на поглинання хімічних елементів лишайниками таких мікрокліматичних параметрів, як вологість повітря, атмосферні опади та гідрометеори. Потрібно зазначити, що всі чотири хімічних елементи, які беруть участь у формуванні асоціацій за четвертим фактором, в обох роках пробовідбору, є важливими елементами-біогенами. Їх поглинання лишайниками залежить від хімічних і фізичних параметрів приземної атмосфери, які визначаються мікрокліматом території.

П'ятий фактор інтерпретується погано. Вдаючись до методу винятку, можна припустити, що він є дією імпульсних, незначних, розташованих або на периферії, або безпосередньо в самому дендропарку, джерел атмосферних викидів. До таких джерел відносять, зокрема, об'єкти туристичної інфраструктури, яка з 2010 по 2021 рр. інтенсивно розвивалася. Цим розвитком логічно пояснити збільшення за п'ятим фактором величини дисперсії в 2021 р. порівняно з 2010 р. – від 6,5 до 8,9 %.

Останній, шостий фактор, представлений двома сильними, але різними, моноасоціаціями – K у 2010 і P в 2021 рр. та однією слабкою спільною геохімічною асоціацією Mn/Zn/Cu та Cd. Ці хімічні елементи є біогенами, тому шостий фактор можна інтерпретувати, як роль біогенезу у поглинанні лишайниками атмосферних забруднювачів. За літературними даними [29], цей слабкий підфактор може бути пов'язаний з поглинанням елементів вищими рослинами, зокрема, деревами та відповідним їх вимиванням із живих та мертвих рослинних тканин ("*vascular pump*"). У 2010 і 2021 рр. ця роль, хоча і була статистично однаково сильною, але дещо відрізнялася за своїм характером, що пояснюють змінами у мікрокліматичних умовах поглинання хімічних елементів лишайниками. Чи була ця роль в 2021 р. важливішою, аніж в 2010 р.: 8,4 проти 6,4 % поясненої дисперсії? Вважаємо, що ні: вона була однаково важливою, але в 2021 р. зменшилося загальне техногенне навантаження на приземну атмосферу дендропарку, що й зменшило в 2021 р. на 2 % пояснену дисперсію.

Обговорення результатів дослідження. Факторний аналіз у біогеохімічній індикації привабливий тим, що він дає змогу охарактеризувати не тільки стан геохімічного поля, а й встановити причини, які визначають просторово-функціональну структуру цього поля.

Досвід використання факторного аналізу свідчить про його результативність у біоіндикаційних дослідженнях стану забруднення довкілля. У роботі [19], виконаній з використанням лишайника *P. sulcata*, було показано, що фактори, які зумовлюють накопичення хімічних елементів у зразках, відібраних на території Нідерландів, є такими: F_1 – теригенний пил; F_2 – морський аерозоль; F_3 – металургія; F_4 – галузі промисловості, що використовують цинк; F_5 – фактор нествореного джерела походження, пов'язаного із ртуттю. Інша робота [28] для Нідерландів цікава тим, що в ній, так само як і у нас, наводять результати факторного аналізу (також для *P. sulcata*) за різні роки пробовідбору на одній й тій самій території. За отриманими нами результатами, геохімічні асоціації елементів за коефіцієнтів факторних навантажень 0,6 і більше, у різні роки пробовідбору істотно змінюються. Для фактора F_1 в 1982-1983 рр. індикативна асоціація хімічних елементів була такою: Sc/La/V/Th/Al/Cr/Fe/Ni/Co/As/Se/Sb, а в 1986-1987 рр. – Th/Sc/Cs/Al. За F_2 у 1982-1983 рр. вона була такою: Sc/Zn/Cd, а в 1986/1987 – Zn/As/Cr. По F_3 в 1982-1983 рр. – Br (моноасоціація), а в 1986-1987 рр. – Ni/V/Fe. По F_4 в 1982-1983 рр. – Cs, а в 1986-1987 рр. – Cd; по F_5 в 1982/1983 – Hg/Se, а в 1986/1987 рр. – Br; по F_6 в 1982-1983 рр. – Mn, а в 1986-1987 рр. – Hg. Було запропоновано таку інтерпретацію факторів. У пробовідборах 1982-1983 рр.: F_1 – теригенний пил; F_2 – викиди металургії цинку й електронної промисловості; F_3 – спалювання вугілля; F_4 – знову теригенний пил; F_5 і F_6 – достеменно не інтерпретовані. 1986-1987 рр: F_1 і F_2 аналогічно відбору 1982-1983 рр.; F_3 – спалювання нафтопродуктів; викиди металургії цинку й електронної промисловості; F_4 – чорна металургія; F_5 – спалювання вугілля; F_6 – достеменно не інтерпретований.

У роботі [16] наводять результати оброблення баз даних концентрацій хімічних елементів у слянях лишайника *Hypogymnia physodes*, відібраних на території Словенії. Фактори з першого по дев'ятий автори інтерпретують так: F_1 і F_7 – теригенний пил; F_2 і F_4 – викиди чорної металургії; F_3 – вплив морських аерозолів і дощових атмосферних опадів; F_5 – вплив хімічних особливостей атмосферних опадів, що визначають здатність до утворення нерозчинних хімічних сполук; F_6 – вплив викидів транспорту; F_8 – спалювання вугілля; F_9 – вплив регіонального переносу забруднених повітряних мас. Цей же лишайник – *H. physodes* – було використано для вивчення забруднення повітря навколо мідного рудника "Бучим" у Північній Македонії [2]. Фактор F_1 , що утворює асоціацію Al/Cr/Fe/Li/V, інтерпретується як вплив теригенного пилу. F_2 , визначений асоціацією Ca/Cd/K/Zn, також вважається геогенним фактором, незважаючи на біогенну природу Ca, K і Zn. Щодо Cd у цій асоціації, то він, маючи гарну розчинність і проникність крізь біологічні мембрани, здатен мігрувати і накопичуватися подібно до біогенів, хоча за своїми біохімічними властивостями є токсикантом. Фактор F_3 , з асоціацією Ni/Sr автори зазначеної статті також вважають природним і геогенним, але виразного тлумачення йому не дають. Фактор F_4 , представлений асоціацією Cu/Pb, розглядають як техногенний фактор, пов'язаний з процесами видобутку та збагачення.

У роботі [33] наводять результати факторного аналізу БД вмісту хімічних елементів у лишайниках родів *Usnea* та *Bryoria*. Фактори в цій роботі інтерпретуються

так: F_1 – теригенний пил; F_2 – біогеохімічні механізми поглинання хімічних елементів лишайниками; F_3 – F_6 – локальні природні геохімічні особливості екосистем. У роботі [7] за допомогою факторного аналізу було показано, що вміст хімічних елементів у лишайнику *X. parietina* з Туреччини зумовлюється такими факторами, як загальний геохімічний вплив міського середовища, викиди транспорту, спалювання вугілля, розвіювання забрудненого ґрунту і фізіолого-біогеохімічні закономірності поглинання лишайниками хімічних елементів.

Отже, внаслідок виконаної роботи можна сформулювати такі наукову новизну та практичну значущість результатів дослідження.

Наукова новизна отриманих результатів дослідження – вперше для досліджуваної території (Дендрологічний парк "Софіївка") встановлено рівні атмосферного забруднення приземного шару атмосферного повітря, можливі джерела, часову динаміку (за 11-річний період), а також найбільш вірогідні причини його формування.

Практична значущість результатів дослідження – можна використати у подальшому проведенні екологічного моніторингу, оціненні стану навколишнього природного середовища, проведенні екологічної експертизи рекреаційних та урбанізованих територій, регіональних геохімічних обстежень. А методичні результати щодо статистичного аналізу даних біогеохімічних індикаторів дадуть можливість планувати довго- та середньотривалий екологічний моніторинг.

Висновки / Conclusions

Методом біогеохімічної ліхеноіндикації із використанням епіфітних листуватих (*Parmelia sulcata*, *Xanthoria parietina* та кущового (*Evernia prunastri*) лишайників було оцінено рівні середнього багаторічного вмісту токсичних важких металів (Al, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Ni, Sb, Pb, V, Zn) та інших хімічних елементів (B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, S, Ti, Se, Sr) у приземному шарі повітря Національного дендрологічного парку "Софіївка" та прилеглих до нього територій за період 2010–2021 рр. За результатами проведеного дослідження можна зробити такі основні висновки.

1. Встановлено рівні середнього багаторічного вмісту токсичних важких металів (Al, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Ni, Sb, Pb, V, Zn) та інших хімічних елементів (B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, S, Ti, Se, Sr) у приземному шарі повітря за період 2010-2021 рр. Для дослідження було використано епіфітні листуваті (*Parmelia sulcata*, *Xanthoria parietina* та кущові (*Evernia prunastri*) лишайники.
2. Виявлено ділянки дендропарку із найбільш забрудненим приземним шаром атмосферного повітря, досліджено часовий тренд забруднення атмосфери дендропарку "Софіївки" за 11-ти річний період.
3. Показано, що з 2010 по 2021 рр. атмогеохімічна ситуація на території дендропарку та в місті Умані загалом зазнала трансформації, яка зумовлена, насамперед, кількісними та якісними змінами у структурі промисловості на території міста, а також змінами мікрокліматичних умов міграції, седиментації і поглинання лишайниками-індикаторами повітряних мас. Однак загальна структура атмогеохімічного навантаження на дендропарк за досліджуваний період кардинально не змінилася.
4. Встановлено, за допомогою моделювання БГХЛ-показників методом факторного аналізу, найбільш вірогідні причини формування атмосферного забруднення досліджуваної території.

дженої території в різні роки пробовідбору. Фактором-1 вважається загальноміське пило-аерозольне навантаження, що має змішане природне і техногенне походження за переважання останнього. Фактор-2 – це вплив окремо крупно- і дрібнодисперсних пило-аерозолів та газів (зокрема оксидів сірки), пов'язаних із техногенезом. Фактор-3 проявляє себе як атмосферне навантаження винятково дрібнодисперсними аерозолями конденсації техногенного походження. Фактор-4 – це вплив на міграцію і седиментацію атмосферних політантів, мікрокліматичних умов і сукцесійних процесів у біоценозах дендропарку. Фактор-5 пов'язаний з дією просторово диференційованих імпактних джерел атмосферних викидів. Фактор-6 можна розглядати як вплив процесів біогенезу, пов'язаного з вищою рослинністю, зокрема, деревною.

References

1. Agnan, A., Séjalon-Delmas, N., Claustres, A., & Probst, A. (2015). Investigation of spatial and temporal metal atmospheric deposition in France through lichen and moss bioaccumulation over one century. *Science of the Total Environment*, 529, 285–296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.083>
2. Balabanova, B., Staffilov, T., Šajn R., & Bačeva, K. (2012). Characterisation of Heavy Metals in Lichen Species *Hypogymnia physodes* and *Evernia prunastri* due to Biomonitoring of Air Pollution in the Vicinity of Copper Mine. *International Journal of Environment Results*, 2(3), 779–794. <https://doi.org/10.22059/ijer.2012.549>
3. Bargagli, R., Sanchez-Hernandez, J. C., Martella, L., & Monaci, F. (1998). Mercury, cadmium and lead accumulation in Antarctic mosses growing along nutrient and moisture gradients. *Polar Biology*, 19, 316–322. <https://doi.org/10.1007/s003000050252>
4. Blum, O. B., & Tyutyunnik, Yu. G. (1989). Historical aspect of regional monitoring of heavy metals in the atmosphere, carried out by the method of biogeochemical lichen indication (on the example of the Ukrainian SSR). *Problems of ecology monitoring and modeling of ecosystems*, 12, 73–78. [In Russian]. URL: <https://scholar.google.com.ua/scholar?oi=bibs&cluster=12498046409396389786&btnI=1&hl=ru>
5. Cloquet, Ch., Estradea, N., & Carignanc, J. (2015). Ten years of elemental atmospheric metal fallout and Pb isotopic composition monitoring using lichens in northeastern France. *Comptes Rendus Geosc*, 347, 257–266. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2015.04.003>
6. Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring: Lichens as bioindicators of air pollution assessment: A review. *Environment Pollutions*, 114, 471–492. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00224-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00224-4)
7. Dörter, M., Karadeniz, H., Saklangıç, U., & Yenisoay-Karakaş, S. (2020). The use of passive lichen biomonitoring in combination with positive matrix factor analysis and stable isotopic ratios to assess the metal pollution sources in throughfall deposition of Bolu plain, Turkey. *Ecological Indicators*, 113, 43–62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106212>
8. Fabri-Jr, R., Krause, M., Dalfior, B. M., Salles, R. C., de Freitas, A. C., da Silva, H. E., Licinio, M. V., Brandão, G. P., & Carneiro, M. T. (2018). Trace elements in soil, lichens, and mosses from Fildes Peninsula, Antarctica: Spatial distribution and possible origins. *Environment Earth Science*, 77, article ID 24. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7298-5>
9. Folkesson, L. (1979). Inter-species calibration of heavy metal concentrations in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. *Water, Air, and Soil Pollutions*, 11, article ID 253. <https://doi.org/10.1007/BF00286637>
10. Francova, A., Chrástný, V., Sillerova, H., Vitkova, M., Kocourkova, J., & Komarek, M. (2017). Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. *Environment Pollutions*, 220, 286–297. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.062>
11. Harmens, H., et al. (2010). Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environment Pollutions*, 158(10), 3144–3156. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.039>
12. Herzig, R., Liebendörfer, L., Urech, M., Ammann, K., Cuecheva, M., & Landolt, W. (1989). Passive Biomonitoring with Lichens as a Part of an Integrated Biological Measuring System for Monitoring Air Pollution in Switzerland. *International Journal of Environment Analytic Chemistry*, 35(1), 43–57. <https://doi.org/10.1080/03067318908028377>
13. Jeran, Z., Jačimovič, R., Batič, F., Smoldis, B., & Wolterbeek, H. Th. (1996). Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens. *Fresenius Journal of analytic chemistry*, article ID 354. <https://doi.org/10.1007/s0021663540681>
14. Kousehlar, M., & Widom, E. (2020). Identifying the sources of air pollution in an urban-industrial setting by lichen biomonitoring – A multi-tracer approach. *Applied Geochemistry*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104695>
15. Koz, B., Celik, N., & Cevik, U. (2010). Biomonitoring of heavy metals by epiphytic lichen species in Black Sea region of Turkey. *Ecological Indicators*, 10, 762–765. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.006>
16. Kuik, P., & Wolterbeek, H. T. (1994). Factor analysis of trace-element data from tree-bark samples in The Netherlands. *Environment Monitoring and Assessment*, 32, 207–226. <https://doi.org/10.1007/BF00546277>
17. Lawrey, J. D., & Hale, M. E. (1988). Lichen Evidence for Changes in Atmospheric Pollution in Shenandoah National Park, Virginia. *Bryologist*, 91(1), 21–23. <https://doi.org/10.2307/3242735>
18. Lazo, P., Steinnes, E., Qarri, F., Allajbeu, Sh., Kane, K., Staffilov, T., Frontasyeva, M. V., & Harmens, H. (2018). Origin and spatial distribution of metals in moss samples in Albania: A hotspot of heavy metal contamination in Europe. *Chemosphere*, 190, 337–349. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.132>
19. Leonardo, L., Mazzilli, B. P., Damatto, S. R., Saiki, M., & Barros & De Oliveira, S. M. (2011) Assessment of atmospheric pollution in the vicinity of a tin and lead industry using lichen species *Cano-parmelia texana*. *Journal of Environment. Radioactivity*, 102, 906–910. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.04.002>
20. Loppi, S., & Pirintsos, S. A. (2003). Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environment Pollutions*, 121, 327–332. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00269-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00269-5)
21. Minganti, V., Drava, G., De Pellegrini, R., Modenesi, P., Malaspina, P., & Giordani, P. (2014). Temporal trends (1981–2007) of trace and rare earth elements in the lichen *Cetraria islandica* (L.) Ach. from Italian herbaria. *Chemosphere*, 99, 180–185. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.067>
22. Paoli, L., Vannini, A., Monaci, F., & Loppi, S. (2018). Competition between heavy metal ions for binding sites in lichens: Implications for biomonitoring studies. *Chemosphere*, 199, 655–660. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.066>
23. Purvis, O. W., Chimonides, P. D. J., Jeffries, T. E., Jones, G. C., Rusu, A.-M., & Read, H. (2007). Multi-element composition of historical lichen collections and bark samples, indicators of changing atmospheric conditions. *Atmospheric Environment*, 41, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.040>
24. Quevauviller, H., Herzig, R., & Muntau, H. (1996). Certified reference material of lichen (CRM 482) for the quality control of trace element biomonitoring. *Science of The Total Environment*, 187(2), 143–152. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05139-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05139-X)
25. Rarvainen, A., Casares-Porcel, M., Marchesi, C., & Garrido, C. J. (2019). Lichens as a spatial record of metal air pollution in the industrialized city of Huelva (SW Spain). *Environment Pollutions*, 253, 918–929. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.086>
26. Shabatura, A. V., Blum, O. B., & Tyutyunnik, Yu. G. (2018) Regional atmogeochemical fields based on biogeochemical indication data in the central part of Northern Ukraine. *Biosphere*, 10(1), 23–35. <https://doi.org/10.24855/BIOSFERA.V10I1.428>
27. Sloof, J. E., & Wolterbeek, H. Th. (1991). Patterns in trace elements in lichens. *Water, Air, and Soil Pollut*, 57–58(1), 785–795. <https://doi.org/10.1007/BF00282942>

28. Sloof, J., & Wolterbeek, H. (1991). National Trace-Element Air Pollution Monitoring Survey Using Epiphytic Lichens. *The Lichenologist*, 23(2), 139–165. <https://doi.org/10.1017/S0024282991000300>
29. Steinnes, E. (2008). Use of mosses to study atmospheric deposition of trace elements: contributions from investigations in Norway. *International Journal Environment, and Pollutions*, 32(4), 499–508. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2008.018413>
30. Tyutyunnik, Yu. G., Blum, O. B., & Ignatyuk, A. A. (2013). Atmogechemical fields structure and genesis within a protected area according to lichen indication data. *Biosphere*, 5(4), 400–409 p. [In Russian]. URL: <http://surl.li/oeInla>
31. Tyutyunnik, Yu. G., Blum, O. B., Daunis-i-Estadella, J., & Martin-Fernandez, J. A. (2015). Assessment of the anthropogenic load on Trostyanets arboretum of the NAS of Ukraine by biogeochemical indication method. *Plant Introduction*, 2, 77–87. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2526968>
32. Tyutyunnik, Yu., Shabaturo, O., & Blum, O. (2023). Biogeochemical lichen-indication study of the state and dynamics of the atmospheric pollution of the arboretum of the Falz-Fein biosphere reserve "Askania Nova". *Visnyk of Taras Shevchenko National University of Kyiv*, 2(101), 94–102. <https://doi.org/10.17721/1728-2713.101.15>
33. Vasilevich, M. I., & Vasilevich, R. S. (2018). Features of Heavy Metal Accumulation by Epiphytic Lichens in Background Areas of the Taiga Zone in the European Northwest of Russia. *Russian Journal of Ecology*, 49(1), 14–20. <https://doi.org/10.1134/S1067413618010137>
34. Zhang, Zh. H., Chaia, Z. F., Maoa, X. Y., & Chenb, J. B. (2002). Biomonitoring trace element atmospheric deposition using lichens in China. *Environment Pollutions*, 120, 157–161. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00141-0](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00141-0)

Yu. G. Tyutyunnyk¹, O. V. Shabaturo², O. B. Blum¹

¹ M. M. Hryshko National Botanical Garden National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

² Taras Shevchenko Kyiv National University, Kyiv, Ukraine

BIOGEOCHEMICAL LICHEN INDICATION STUDY OF THE FORMATION AND TEMPORAL TREND OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE NEAR BOUNDARY AIR LAYER OF SOFIYIVKA NATIONAL DENDROLOGICAL PARK

The paper presents some results of investigating the levels of toxic heavy metals (Al, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Ni, Sb, Pb, V, Zn) and other chemical elements (B, Ba, Ca, K, Mg, Mn, Na, P, S, Ti, Se, Sr) in the nearsurface air layer of Sofiyivka National Dendrological Park and its adjacent territories by the method of biogeochemical lichen indication using epiphytic lichens *Parmelia sulcata* Taylor, *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr., *Evernia prunastri* (L.) Ach. during 2010–2021. Based on the obtained data, BGCHL-index was calculated, which allows calculating the hypothetical content of elements for the growing species in locations where the basic species was absent in relation to the selected as basic species (in our case it was *P. sulcata*) based on the values of the samples of the average long-term content of chemical elements in the studied species from other locations. This data was processed by factor analysis that enables identifying the most likely factors of atmospheric pollution and assessing the temporal trends in the course of 11-year observations. In the course of research, we have found that the general structure of the atmospheric and geochemical loadings on Sofiyivka National Dendrological Park has not changed radically. The first most important factor of influence is found to be the all-municipal dust and aerosol loading on ecosystems, which is of mixed natural and man-made origin. The second most important factor is the separate impact of coarse and fine dust, aerosols and gases of anthropogenic origin. The third factor is the atmospheric loading of exclusively fine aerosols of man-made condensation. All three of the first significant factors represent different components of technogenesis with a subordinate influence of the terrigenous natural component. The fourth factor is the impact of microclimatic conditions and processes on the migration and sedimentation of atmospheric pollutants; the fifth is the effect of spatially differentiated impact sources of atmospheric emissions. The sixth weakest factor is the impact of biogenesis processes.

Keywords: atmospheric pollution; biogeochemical lichen indication; lichen; chemical elements; heavy metals; factor analysis; temporal trend.