

ПРОБЛЕМИ ВТОРИННОЇ МІГРАЦІЇ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ – ІНГРЕДІЄНТІВ ВИКИДІВ АВТОТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ НА ПРИДОРОЖНІХ РЕКРЕАЦІЙНИХ ТЕРИТОРІЯХ МІСТ

Борисов О.О., Кофанова О.В.

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
alexina555@gmail.com

Представлено дослідження вторинної міграції токсичних хімічних елементів і сполук – інгредієнтів викидів автотранспортних засобів у ґрунтах придорожніх територій міст рекреаційного призначення. Актуальність роботи визначається зростанням техногенного навантаження на урбоекосистеми з боку транспортного комплексу, особливо на придорожні міські території рекреаційного призначення. Проаналізовано хімічні та фізико-хімічні процеси, що відбуваються за участю шкідливих речовин і токсичних хімічних елементів у компонентах довкілля (ґрунтах, ґрунтових розчинах, поверхневих водах тощо) за різних погодних умов, а також за різної кислотності середовища. Встановлено, що кислі ґрунти та ґрунтові й поверхневі води сприяють переходу хімічних елементів у водорозчинні, біодоступні форми, що у багато разів може збільшити біотоксичність викидів автотранспорту. Комплексні процеси, що мають місце у ґрунтах і донних відкладеннях, навпаки, можуть знизити токсичність хімічних елементів та їх сполук, сприяючи «виведенню» з біохімічного колообігу цих токсикантів. Експериментальні дослідження та результати моделювання міграції шкідливих речовин у довкіллі (атмосферному приповерхневому повітрі, придорожніх ґрунтах тощо) вказують на необхідність проведення заходів із метою запобігання потраплянню шкідливих речовин на території та водні об'єкти рекреаційного призначення. *Ключові слова:* міграція хімічних елементів, автотранспортний комплекс, рекреаційні території, водні об'єкти, ґрунти, шкідливі речовини.

Проблемы вторичной миграции химических элементов-ингредиентов выбросов автотранспортных средств на придорожных рекреационных территориях городов. Борисов А.А., Кофанова Е.В. В работе представлены исследования вторичной миграции токсичных химических элементов и соединений – ингредиентов выбросов автотранспортных средств в почвах придорожных территорий рекреационного предназначения. Актуальность работы определяется ростом техногенной нагрузки на урбоэкосистемы со стороны транспортного комплекса, особенно на придорожные городские территории рекреационного назначения. Проанализированы химические и физико-химические процессы, происходящие с участием вредных веществ и токсичных химических элементов в компонентах окружающей среды (почвах, грунтовых растворах, поверхностных водах и прочее) при различных погодных условиях, а также при разной кислотности среды. Установлено, что кислые почвы, грунтовые и поверхностные воды способствуют переходу химических элементов в водорастворимые, биодоступные формы, что во много раз может увеличить биотоксичность выбросов автотранспорта. Комплексные процессы, имеющие место в почвах и донных отложениях, наоборот, могут снизить токсичность химических элементов и их соединений, способствуя «выводу» из биохимического круговорота этих токсикантов. Экспериментальные исследования и результаты моделирования миграции вредных веществ в окружающей среде (атмосферном приповерхностном воздухе, придорожных почвах и прочее) указывают на необходимость проведения мероприятий с целью предупреждения попадания вредных веществ на территории и водные объекты рекреационного назначения. *Ключевые слова:* миграция химических элементов, автотранспортный комплекс, рекреационные территории, водные объекты, почвы, вредные вещества.

Problems of secondary migration of chemical elements – the components of motor vehicle emissions on urban roadside recreational territories. Borysov O., Kofanova O. The paper presents the results of the study of the secondary migration of toxic chemical elements and compounds – components of vehicle emissions in soils on roadside recreational urban territories. The importance of the investigation is determined by the growth of the technogenic load on the urban ecosystems from the side of the motor transport complex, especially on the roadside recreational urban areas. The chemical and physico-chemical processes that occur with the presence of harmful substances and toxic chemical elements in the components of the environment (soils, soil solutions, surface waters, etc.) under different weather conditions, as well as under various acidity of the medium, were analyzed. It was found that acidic soils, ground and surface waters promote the transition of chemical elements in water-soluble, bioavailable forms, which can increase the biotoxicity of vehicle emissions many times. Complex processes occurring in soils and bottom sediments, on the contrary, can reduce the toxicity of chemical elements and their compounds, contributing to the “removal” of the toxicants from the biochemical cycle. Experimental studies and the results of the modelling of the migration of harmful substances in the environment (atmospheric near-surface air, roadside soils, etc.) indicate the need for measures to prevent the ingress of harmful substances into recreational urban areas and water facilities. *Key words:* migration of chemical elements, motor transport complex, recreational territories, water objects, soils, harmful substances.

Постановка проблеми. Дослідження закономірностей міграції (хімічної, фізичної, фізико-хімічної, біохімічної тощо) та локального концентрування хімічних елементів (далі – ХЕ), що є складниками компонентів викидів автотранспортних засобів (далі – АТЗ), на територіях, прилеглих до автомагістралей, є однією з найактуальніших наукових проблем сучасності. Проте більшість еколого-геохімічних досліджень, особливо у міських агломераціях, базуються на вивченні розподілу валових концентрацій ХЕ і шкідливих речовин (далі – ШР), результати яких дають змогу визначити лише напрямок міграції – накопичення чи винос речовини (або хімічного елемента). Робити висновки щодо можливих трансформацій сполук у ґрунтах, ґрунтових розчинах і поверхневих водних об'єктах можна тільки на основі вивчення форм існування ХЕ, їх рухомості, розчинності та біодоступності. Отже, проблема визначення форм знаходження токсичних елементів у компонентах довкілля, зокрема у ґрунтах і водних об'єктах, все ще залишається недостатньо вивченою.

Актуальність обраної теми дослідження зумовлена також тим, що в умовах техногенезу забруднювачі можуть якісно змінювати свої природні (нативні) геохімічні форми міграції, наприклад, на більш рухомі, створюючи при цьому більш токсичні скупчення ШР, стаючи більш біодоступними тощо. Це стосується як оксидів Нітрогену, Карбону і Сульфуру, так і сполук важких металів (зокрема, Кадмію Cd, Плюмбуму Pb, Меркурію Hg, Купруму Cu, Хрому Cr тощо), інших компонентів відпрацьованих газів (далі – ВГ) автотранспортних засобів. При цьому в довкіллі можливі й протилежні за напрямом дії процеси, наприклад синергетичні, коли присутність одного (декількох) ХЕ полегшує біодоступність іншого (інших), або антагоністичні, коли все відбувається навпаки.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. За оцінками фахівців, кожного року у світі спалюється приблизно 9 млрд тонн умовного палива, а отже, в атмосферу викидається більше 20 млрд тонн вуглекислого газу, до водойм потрапляють приблизно 600 км³ рідких шкідливих відходів. Тобто техногенні процеси за своїми масштабами й інтенсивністю можуть конкурувати з основними природоутворюючими процесами [1].

Перенесення забруднювачів з атмосферного повітря у поверхневі та ґрунтові води (розчини), у ґрунт тощо має довгостроковий характер і чинить здебільшого негативний вплив на біоту та якість навколишнього природного середовища. Крім традиційних сполук, до природних об'єктів потрапляють нові речовини техногенного походження, які включаються до біогеохімічного колообігу та стають складниками харчових ланцюгів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У 2008 р. була створена Робоча група № 38 (Working

Group 38, The Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection – GESAMP), яка очолює роботу з вивчення закономірностей і особливостей перенесення (міграції) хімічних речовин з атмосфери до океану. Серед її основних завдань – дослідження впливу атмосферних осаджень (як природного, так і антропогенного походження) на хімічну, біологічну, біогеохімічну та кліматичну ситуації у світі [2].

Згідно з дослідженнями GESAMP, серед чинників, що найсильніше впливають на інтенсивність і токсичність атмосферних осаджень, варто виокремити такі, як рекреаційна здатність сполуки, що потрапляє до водного об'єкта; час її перебування в атмосфері; характеристика джерела викиду та умов міграції хімічної речовини; форми її знаходження в довкіллі тощо [3]. Наприклад, дрібнодисперсні частинки (PM), як правило, мають невеликий час перебування в атмосферному повітрі – від декількох діб до декількох тижнів, а тому їх осадження (вологе чи сухе) зазвичай спричинює локальні забруднення поверхневих вод, придорожніх ґрунтів тощо. При цьому рівень і площа забруднення території PM великою мірою залежить від метеорологічних умов (напрямку та сили вітру, інверсій, температурного режиму та наявності й типу атмосферних опадів), наявності в повітрі інших забруднювачів тощо.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Газоподібні речовини тривалого перебування в атмосфері (зокрема, оксиди Карбону) здатні переноситися на великі відстані та створювати геохімічні аномалії далеко від основного джерела забруднення (у нашому дослідженні – автодороги). Вони також здатні реагувати з іншими забруднювачами, причому з утворенням як більш, так і менш шкідливих речовин [4]. Отож, щоб оцінити небезпеку ХЕ для навколишнього природного середовища, недостатньо знати тільки кількісні та якісні показники джерел викидів ШР. Обов'язково потрібна інформація про форми знаходження забруднювачів (зокрема, ступінь окиснення ХЕ), їх реакційну здатність, біодоступність і можливі трансформації (хімічні, фізико-хімічні, біохімічні тощо) в довкіллі. При цьому під терміном «форма знаходження елементів», наприклад, у ґрунті будемо розуміти сукупність атомів чи іонів певних ХЕ, що переведені з твердої фази у розчин за допомогою певного екстрагента [5].

Однак термін «форма знаходження ХЕ» має багато ширше трактування. У 1922 р. В.І. Вернадський під цим терміном розумів фізико-хімічний стан певного ХЕ в конкретних умовах фізико-хімічної (на нашу думку, можна сказати й біохімічної) обстановки. Тобто перетворення сполук елементів як у ґрунтах, так і у ґрунтових і поверхневих водах, інших об'єктах довкілля відбувається під впливом різноманітних за природою і напрямом фізичних,

хімічних, фізико-хімічних та біохімічних (біологічних) перетворень і взаємодій.

Мета роботи – визначення закономірностей вторинної міграції техногенних забруднювачів – компонентів відпрацьованих газів АТЗ і форм їх знаходження на придорожніх територіях міста, що мають рекреаційне призначення.

Новизна та загальнонаукове значення.

Для оцінки ступеня забруднення придорожніх територій міста, що мають рекреаційне призначення, використовували емпіричні дані щодо вмісту в придорожньому ґрунтовому покриві та поверхневих водоймах рухомих (водорозчинних) форм ХЕ, які є найбільш біодоступними, а тому найбільш небезпечними для живих організмів і природного середовища. Одним із найбільш уживаних методів вивчення поведінки ХЕ, зокрема важких металів (далі – ВМ), у ґрунтах (ґрунтових розчинах) є метод фракціонування. Є різні підходи до реалізації цього методу [6; 7], наприклад метод аналізу послідовних або паралельних водних ґрунтових витяжок. Для аналізу ґрунтів та оцінки їх якості А. Tessier (1979 р.) застосовував поступове вилуговування й аналіз витяжок із різними величинами рН, а у 1984 р. О.А. Maher було використано цю методику для аналізу донних відкладень природних водойм. Це надало змогу дослідити закономірності хімічної, біохімічної та фізико-хімічної міграції ХЕ, встановити особливості їх перерозподілу в довкіллі, закономірності локалізації різних форм ХЕ, зокрема рухомих, у компонентах природного середовища, а також визначити ряди рухомості елементів, зокрема ВМ, залежно від фізико-хімічних умов середовища [6; 7].

У дослідженні для визначення й оцінки рухомих форм ХЕ застосовували якісний та/або кількісний аналізи їх вмісту у водних ґрунтових витяжках із використанням як екстрагента бідиляту. Для встановлення впливу реакції середовища (його рН) на міграцію сполук ХЕ застосовували ацетатно-амонійний буфер і водні розчини азотної HNO_3 або соляної HCl кислот [8].

Ацетатно-амонійний буфер ($\text{CH}_3\text{COONH}_4^+$; рН = 4,8) дає змогу моделювати вплив ґрунтових розчинів різної кислотності та оцінювати вміст водо-

розчинних, іонообмінних, слабо сорбованих форм ХЕ, зокрема й ВМ, що є найбільш доступними для живлення організмів. Зокрема, екстракцією ХЕ гарячими розчинами кислот можна змоделювати зміни в концентрації рухомих форм ВМ не тільки під час зміни рН середовища, але й за сумісної присутності в середовищі сильних окисників, а також за умов переходу у розчинний стан сульфідів і оксидів цих металів. При цьому останній показник кількісно вказує на максимально можливу концентрацію потенційно-рухомих форм ХЕ [9].

Для дослідження форм знаходження ВМ у ґрунтах за загальноживаними методиками відібрано проби ґрунту з досліджуваних територій м. Києва, поряд з якими розташовані, по-перше, водні об'єкти рекреаційного призначення, а по-друге, проходить напружена автомагістраль. Відбір і підготовка проб ґрунту до аналізу проводились за ГОСТ 17.4.4.02-84, ГОСТ 17.4.3.01-83, ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-1:2004. Детально порядок відбору проб, умови їх висушування та підготовки до аналізу водних ґрунтових витяжок описано у роботі [10].

Визначення валового вмісту Кадмію (ДСТУ 4770.3:2007), Купруму (ДСТУ 4770.6:2007), Цинку (ДСТУ 4770.2:2007) та Плюмбуму (ДСТУ 4770.9:2007) у ґрунтових витяжках, узятих на досліджуваних придорожніх територіях, проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на приладі С-115 [11–14]; рН водних суспензій визначали за методиками, описаними у роботах [15; 16]. У дослідженні приймали, що такий показник, як склад рухомих форм ХЕ надає змогу описати процеси їх вторинної міграції та перерозподілу у навколишньому природному середовищі (зокрема, у ґрунтах, водних об'єктах тощо), а також встановити закономірності локального концентрування в довкіллі небезпечних сполук під час взаємодії рідкої та твердої фаз. Додатково визначали ступінь деградації ґрунтів за сольовим і кислотним навантаженням [17]. Під час інтерпретації результатів дослідження використовувались нормативні показники [18; 19], надані в таблиці 1.

Виклад основного матеріалу. Однією з особливостей функціонування автодорожньої інфраструк-

Таблиця 1

ГДК важких металів у ґрунтах, мг/кг [19]

Хімічний елемент	Хімічна формула	ГДК з урахуванням фону	
		рухомі форми	міцнофіксовані форми
Манган		500	–
Хром		6,0	–
Кобальт		5,0	–
Ніколь		4,0	–
Купрум		3,0	–
Цинк		23,0	60
Кадмій		–	0,5
Плюмбум		6,0	60

тури на високоурбанізованих територіях є активне потрапляння ШР – інгредієнтів ВГ у біосферу. До атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих і ґрунтових вод тощо потрапляють не тільки «традиційні» полютанти – оксиди Карбону, Сульфору і Нітрогену, незгорілі вуглеводні та частинки пилу і сажі, але й сполуки ВМ, ксенобіотики, зокрема тійкі, поліциклічні органічні сполуки, інші забруднювачі. При цьому, як зазначалось раніше, саме водорозчинні (рухомі) форми ХЕ є найнебезпечнішими в екологічному сенсі через їх виняткову здатність проникати до тканин біологічних об'єктів, а також через значні швидкості й масштаби поширення у різноманітних компонентах довкілля.

Отже, за наявністю у водних розчинах і ґрунтових витяжках рухливих форм ХЕ, зокрема ВМ, можна схарактеризувати міграційну активність їх іонів. Тобто цей показник може бути застосований як індикатор забруднення придорожніх ґрунтів, прилеглих до автомагістралей водних об'єктів тощо. У роботі визначали ступінь екологічного навантаження на придорожні території м. Києва, поряд з якими розташовані водні об'єкти рекреаційного призначення. Оцінювали вміст таких ШР, як Плюмбум, Кадмій, Меркурій і Цинк (перший клас безпеки), а також визначали наявність і вміст сполук Купруму і Хрому (другий клас безпеки).

Відомо, що на хімічні, фізико-хімічні та біохімічні перетворення ХЕ в компонентах довкілля чинять вплив температура, вологість атмосферного повітря, кислотність навколишнього середовища, а також сумісна присутність інших забруднювачів, наприклад сильних окисників або сильних відновників, багато інших факторів, взаємний вплив яких великою мірою ускладнює прогнозування якісних і кількісних змін, що відбуваються у придорожніх екосистемах. Зокрема, необхідно враховувати також роль ґрунтового гумусу, його властивості тощо через те, що наявні в ґрунті органічні сполуки можуть значно впливати на швидкість і напрямок зв'язування рухомих форм ХЕ.

Наприклад, гумінові кислоти (фракція ґрунту, що є розчинною у лугах, але нерозчинною в кислотах) здатні утворювати міцні металорганічні комплекси, зокрема хелатного типу [20]. Утворені комплекси можуть бути малорухомими чи нездатними до активного біопоглинання через неможливість подолання клітинних мембран, наприклад, під час контакту «ґрунт – корінь рослини». Отже, бар'єрні властивості навколишнього середовища можна цілеспрямовано використовувати для зниження інтенсивності міграції ШР і, як наслідок, зниження їх токсичного впливу.

З результатів дослідження випливає, що для коректного оцінювання геохімічного впливу емісії ШР на компоненти довкілля необхідно враховувати такі основні чинники, як:

– природну (нативну) токсичність забруднювача;

– хімічний характер і здатність утворювати водото- кислотнорозчинні рухомі форми, а також їх потенційну реакційну здатність;

– рельєф місцевості, геохімічні особливості території, наявність водних об'єктів, близькість ґрунтових вод тощо;

– кліматичні та метеорологічні умови перенесення забруднювачів;

– багатство рослинного і тваринного світу;

– інтенсивність та якісні характеристики руху автотранспорту магістралями міста;

– наявність, близькість і вид інших джерел забруднення, клас і хімічні властивості, показники небезпечності супутніх забруднювачів, їх концентрацію та умови розсіювання тощо.

Відомо, що здатність живих організмів до біоаккумуляції може призвести до значного перевищення в їх тканинах вмісту ШР порівняно з природним середовищем. А під час зміни рН середовища (через кислотні дощі, потрапляння лугів чи сильних кислот) можливим є додатковий перехід до біологічних організмів токсичних сполук через утворення додаткової кількості біодоступних ХЕ, що значно погіршує екологічну ситуацію у водних і ґрунтових екосистемах.

Багато металів, зокрема важких, здатні утворювати амфотерні оксиди і гідроксиди (наприклад, Плюмбум, Цинк та інші). Тобто навіть під час зміщення кислотності середовища у лужний бік воно не стане більш безпечним, оскільки характерною особливістю амфотерних сполук є здатність реагувати і з кислотами (речовинами кислотного характеру) і з основами (речовинами основного характеру). Під час оцінки впливу таких сполук на екосистеми необхідно враховувати й можливі гідролітичні процеси, які, у свою чергу, здатні спричинювати локальну зміну рН середовища (наприклад, через гідроліз солей).

Нерозчинні (нерухомі) форми ХЕ також не є повністю безпечними, оскільки у вигляді дрібнодисперсного пилу та завдяки адсорбції на частинках сажі можуть не тільки потрапляти до живих організмів (наприклад, до дихальної системи людини, вищих тварин тощо), але й переноситися на великі відстані, утворювати локальні ареали вторинного забруднення та вже за нових умов середовища переходити у водорозчинні, рухомі форми.

Окрім того, за багаторазової та/або тривалої дії природної води вона вже перестає бути тільки розчинником і механічним переносником ШР, а сама стає активним хімічним реагентом. При цьому відбуваються різноманітні вторинні фізико-хімічні, хімічні та біохімічні перетворення забруднювачів за її участю, що, у свою чергу, може призводити до значного підвищення геохімічної рухливості токсикантів і збільшення концентрації їх міграційно-спроможних форм у ґрунтових розчинах і поверхневих водах.

Експеримент, проведений у роботі [9], показав, що під час взаємодії сполук ВМ з водою концентрація в породах їх рухомих кислото- та водорозчинних

форм може збільшуватися у 2–6 разів порівняно з первісною концентрацією. А отже, атмосферні опади, ґрунтові води та потрапляння ШР до водних об'єктів суттєво підвищує потенційну біотоксичність вихлопів і сприяє важкоконтрольованому переведенню частини імібілізованих сполук ВМ у рухливий і міграційно спроможний стан, що, у свою чергу, суттєво збільшує ризик техногенного забруднення придорожніх територій міста та розташованих поряд озер, річок, водосховищ тощо. При цьому найбільша розчинність, а отже, й біодоступність притаманна сполукам Стронцію, Кадмію, Кобальту, Купруму та Ніколю.

Щодо сполук Мангану, Хрому, Плюмбуму і Феруму, то вони, як правило, міцно зв'язуються з нерозчинною частиною «мінеральної матриці» порід, а тому, наприклад, з ґрунтів вилугуюються незначною мірою (на думку експертів, не більше 1,5% від загального вмісту їх потенційно-рухомих форм), що повністю узгоджується з результатами нашого дослідження. Водночас гідролітичні та інші процеси за участю води і живих організмів можуть

сприяти і певному зниженню токсичності первісних сполук завдяки утворенню поганорозчинних або нерозчинних форм ХЕ.

Головні висновки та перспективи дослідження.

Отже, результати дослідження показали, що завдяки відмові України від використання для живлення АТЗ етильованого бензину, а також через суттєве оновлення автопарку столиці частка водорозчинних форм ВМ у ґрунті, навіть поряд із напруженими автомагістралями, здебільшого не перевищувала допустимі норми. Це означає, що рухомі, біологічно активні форми ВМ, хоча й беруть участь у техногенних потоках і харчових ланцюгах, не становлять для біоти значної загрози. Проте те саме не можна сказати, наприклад, про ґрунтові розчини та поверхневі води, особливо рекреаційного призначення. Досліджувані водні об'єкти, хоча й показали в середньому безпечні концентрації водорозчинних сполук ВМ, однак вони можуть бути потенційно небезпечними для гідробіонтів і рослин через формування ареолів геохімічних аномалій, а також внаслідок біоаккумуляції та біолокації у донних відкладеннях.

Література

1. Дерябин В.А., Фарафонтowa Е.П. Экология: учеб. пособ. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2016. 136 с.
2. Water Meteorological Organization. Weather. Climate. Water. GESAMP URL: <http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/gesamp.html>. (дата оновлення: 07.10.18).
3. Дьюс Р.А., Гэллоуэй Д.Н., Лисс П.С. Влияние атмосферных осадений в океан на морские экосистемы и климат. *Бюллетень Всемирной метеорологической организации. Природа. Климат. Вода*. 2009 (январь). Т. 58 (1). С. 63–66.
4. Dentener F., Drevet J. et al. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochem. Cycles*. 2006. No 20. GB4003. Doi:10.1029/2005GB002672.
5. Войтюк Ю.Ю., Кураева І.В. Закономірності розподілу важких металів у ґрунтах зони впливу ДМК ім. Ф.Е. Дзержинського. *Наукові праці УкрНДМІ НАН України*. 2013. № 13 (ч. II). С. 103–117.
6. Венецианов Е.В., Кочарян А.Г. *Тяжелые металлы в природных водах*. М.: ИВП РАН, 1994. С. 299–326.
7. Федоров А.А., Казиев Г.З., Казакова Г.Д. *Методы анализа объектов природной среды*. Практическое руководство для студ. пед. ун-тов. М.: «Прометей», 2002. 56 с.
8. Антипов М.А., Голицын М.С. Подвижные формы тяжелых металлов в почвах и грунтах зоны аэрации. *Геоэкологические исследования и охрана недр: обзор*. М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. 64 с.
9. Бачурин Б.А. Оценка техногенно-минеральных образований горного производства как источников эмиссии тяжелых металлов. *Textarchive.ru*. URL: <http://textarchive.ru/c-2572061.html/> (дата оновлення: 07.10.18).
10. Рабош І.О., Кофанова О.В., Підгорний А.В. Вивчення забруднення урбаноземів об'єктами автотранспортного комплексу. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. № 2. С. 133–142.
11. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії: ДСТУ 4770.3:2007. Чинний від 2009-01-01. К.: Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).
12. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії: ДСТУ 4770.6:2007. Чинний від 2009-01-01. К.: Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).
13. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії: ДСТУ 4770.9:2007. Чинний від 2009-01-01. К.: Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).
14. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії: ДСТУ 4770.2:2007. Чинний від 2009-01-01. К.: Держспоживстандарт України, 2007. 24 с. (Національний стандарт України).
15. Лактіонов М.І., Дегтярьов В.В., Шелар І.А. *Лабораторний практикум з ґрунтознавства*. Харків, 1998. 117 с.
16. Понизовский А.А., Пампура Т.В. Применение метода потенциометрического титрования для характеристики буферной способности почв. *Почвоведение*. 1993. № 3. С. 106–112.
17. Борисов, О. О. Геоэкологична оцінка ризику кислотно-сольового забруднення приміагістральних ділянок педосфери (на прикладі міста Києва). *Техніка, енергетика, транспорт АПК*. 2016. № 4 (96). С. 41–48.
18. Санитарные нормы допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве. Утвержд. 30.10.1987 г. №4433-87. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/v4433400-87> (дата оновлення: 12.12.18).
19. Фононий вміст мікроелементів у ґрунтах України / Наук редкол.: А.І. Фатеев, Я.В. Пашенко, С.А. Балюк та ін. Х.: «13 друкарня», 2003. 117 с.
20. Дину М.И. Влияние функциональных особенностей гумусовых веществ на процессы комплексообразования с ионами металлов (модельные эксперименты и расчеты): автореф. дисс. ... канд. хим. наук. М., 2012. 15 с.