

# ГЕОГРАФІЯ

УДК 911.9[502.6:504.054]

**Галаган Олександр Опанасович,**

к. геогр. н., зав. навчальної екологічної лабораторії  
Київського національного університету імені Тараса Шевченка,  
просп. Глушкова, 2-А, м. Київ, 03680, Україна,  
e-mail: [geolab@ukr.net](mailto:geolab@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0003-1449-3638>;

**Корогода Наталія Петрівна,**

к. геогр. н., доцент кафедри фізичної географії та геоecології  
Київського національного університету імені Тараса Шевченка,  
e-mail: [nkorogoda@ukr.net](mailto:nkorogoda@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0003-1518-2997>;

**Гродзинський Михайло Дмитрович,**

д. геогр. н., зав. кафедри фізичної географії та геоecології  
Київського національного університету імені Тараса Шевченка,  
e-mail: [mgrodz@ukr.net](mailto:mgrodz@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0001-6461-6531>;

**Ободовський Олександр Григорович,**

д. геогр. н., професор кафедри гідрології та гідроекології  
Київського національного університету імені Тараса Шевченка,  
e-mail: [obodovskiy58@gmail.com](mailto:obodovskiy58@gmail.com), <https://orcid.org/0000-0003-3778-0189>

## ГЕОІНФОРМАЦІЙНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ПРИАВТОМАГІСТРАЛЬНИХ ГЕОСИСТЕМ СПОЛУКАМИ СВИНЦЮ

*Робота присвячена перевірці положень методики геоінформаційного моделювання актуального рівня забруднення сполуками свинцю ґрунтів приавтомагістральних геосистем. Методика використовує геоінформаційні та математичні моделі, за якими описується поведінка сполук свинцю при формуванні поля забруднення. Це моделі просторового розповсюдження важких металів в атмосферному повітрі, ґрунті, системі «ґрунт-рослина». Відпрацювання положень методики відбувалось в межах тестової ділянки, що має типові для природної зони мішаних лісів рівнинний флювіогляціальний та флювіальний рельєф, близьке до поверхні залягання ґрунтових вод, наявність заболочених територій, наявність ґрунтів переважно легкого механічного складу з кислою реакцією та фульватним типом гумусу. В процесі моделювання було визначено загальну кількість сполук свинцю, що надходить за одиницю часу в геосистему. За моделлю розсіювання домішок в атмосфері було отримано картографічне відображення розподілу сполук свинцю у приземних шарах атмосфери. Визначено кількість сполук свинцю, що потрапляє на поверхню ґрунту з приземних шарів атмосфери. На основі побудованої поверхні було визначено кількість свинцю, що виносяться з ґрунтів в процесі латеральної, радіальної та біогенної міграції. В результаті моделювання було визначено просторові параметри поля забруднення та швидкість процесу забруднення (або, навпаки, самоочищення) ґрунтів за основними геохімічними сценаріями. Встановлено, що в геосистемах тестової ділянки найвищу ймовірність акумуляції за сценарієм латеральної міграції мають замкнені від'ємні форми рельєфу. Визначення інтенсивності міграції розчинних форм свинцю у ґрунтах в процесі радіальної міграції, показало, що через проведене вапнування ґрунтів, лише на невеликій частині тестової ділянки простежується «дуже слабка» інтенсивність міграції металу, та, відповідно, «слабка» небезпека забруднення рослин. Переважно це стосується накопичення розчинних сполук свинцю в рослинах концентраторах. Дана методика може бути застосована для будь-якого важкого металу та інших фізико-географічних умов, що дозволяє реалізовувати таке моделювання в проектах екологічного менеджменту, визначаючи оптимальний рівень антропогенного навантаження у межах приавтомагістральних агроекосистем.*

**Ключові слова:** геоінформаційне моделювання, забруднення ґрунтів, сполуки свинцю, приавтомагістральні геосистеми, латеральна міграція, радіальна міграція.

**А. А. Галаган, Н. П. Корогода, М. Д. Гродзинский, А. Г. Ободовский. ГЕОИНФОРМАЦИОННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ПРИАВТОМАГИСТРАЛЬНЫХ ГЕОСИСТЕМ СОЕДИНЕНИЯМИ СВИНЦА.** Работа посвящена проверке методики геоинформационного моделирования актуального уровня загрязнения соединениями свинца почв приавтомагистральных геосистем. В методике используются геоинформационные и математические модели, с помощью которых описывается поведение соединений свинца при формировании поля загрязнения. Это модели пространственного распределения тяжелых металлов в атмосферном воздухе, почве, системе «почва-растение». Отработка положений методики происходила в пределах тестового участка, который имеет типичные для природной зоны смешанных лесов равнинный флювиогляциальный и флювиальный рельеф, близкое к поверхности залегание грунтовых вод, наличие заболоченных территорий, наличие почв преимущественно легкого механического состава с кислой реакцией и фульватным типом гумуса. В процессе моделирования было определено общее количество соединений свинца, попадающее за единицу времени в пределы геосистемы. Используя модель рассеивания примесей в атмосфере, было получено картографическое отображение распределения соединений свинца в приземных слоях атмосферы. Определено количество соединений свинца, попадающее на поверхность почвы из приземных слоев атмосферы. На основе построенной поверхности рассчитывалось количество свинца, выносящееся из почв, в процессе латеральной, радиальной и биогенной миграции. В ре-

зультате моделювання були визначені просторові параметри поля забруднення і швидкість процесу забруднення (або, навпаки, самоочищення) ґрунту за основними геохімічними сценаріями. Встановлено, що в геосистемах тестового ділянки найвищою ймовірністю накопичення за сценарієм латеральної міграції мають замкнуті негативні форми рельєфу. Визначення інтенсивності міграції розчинимих форм свинцю в ґрунтах в процесі радіальної міграції показало, що через проведене раніше известкування ґрунту, лише на невеликій частині тестового ділянки спостерігається «дуже слабка» інтенсивність міграції металу, і відповідно «слабка» небезпека забруднення рослин. Переважно це стосується накопичення розчинимих сполук свинцю в рослинах-концентраціях. Ця методика може застосовуватися для різних важких металів і інших фізико-географічних умов, що дозволяє реалізувати подібне моделювання в проектах екологічного менеджменту, визначаючи оптимальний рівень антропогенного навантаження в межах приватомагістральних агрокосмосистем.

**Ключові слова:** геоінформаційне моделювання, забруднення ґрунту, сполуки свинцю, приватомагістральні геосистеми, латеральна міграція, радіальна міграція.

**Вступ.** Підтримання стабільного стану ландшафтів є одним із головних завдань Європейської ландшафтної конвенції [35]. Однією з проблем, що виникає у досягненні цієї мети є складність визначення ступеня та швидкості зміни характеристик ландшафту або його окремих компонентів. Необхідність чіткої, передусім кількісної, оцінки стану та швидкості змін у компонентах ландшафту, в тому числі їх забруднення, а також просторових характеристик даного процесу є нагальним питанням сьогодення.

Одним з чинників антропогенного впливу на ландшафти є автомобільний транспорт, роль якого у забрудненні атмосферного повітря постійно зростає. Наприклад у Київській області кількість забруднюючих речовин від автотранспорту за 20 років (1994-2014 рр.) зросла на 57 % з 93,9 до 147,6 тис. т. [21]. Серед інших поллютантів, автотранспорт виступає і джерелом емісії сполук важких металів (ВМ): Zn, Cu, Ni, Cd. При цьому, незважаючи на прийняті в ЄС вимоги [33], на сьогодні відпрацьовані гази з двигунів лишаються джерелом надходження сполук свинцю в геосистеми поблизу автодоріг.

Ґрунти є одним з тих геокомпонентів, характеристика яких є найбільш інформативною при визначенні стану ландшафтів. Це обумовлено декількома причинами: по-перше у ґрунтах зосереджуються потоки хімічних елементів, по-друге – ґрунт є певним природним буфером, властивості якого визначають можливість та швидкість перенесення хімічних елементів, зокрема важких металів, в інші геокомпоненти.

Актуальність дослідження забруднення ґрунтів сполуками ВМ полягає перш за все у властивостях самих ВМ, головною з яких є здатність до надтривалого перебування в ґрунтах, в результаті чого відбувається їх накопичення. Наприклад, період напіввиведення з ґрунту Zn складає 500 років, Cd – 1100, Cu – 1500, Pb – 5900 років [14]. Це пояснює майже повсюдне підвищення концентрацій сполук ВМ та формування локальних геохімічних аномалій у ґрунтах приватомагістральних геосистем.

Сполуки ВМ, серед яких і свинець, залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунту мають

можливість мігрувати у рослини, в тому числі і продукцію рослинництва, оскільки часто в безпосередній близькості до автошляхів розташовані сільськогосподарські угіддя. Така продукція може стати джерелом небезпеки для здоров'я населення. Тож виявлення нинішніх і майбутніх «потенційно небезпечних» ділянок, що виникають як за рахунок осадження ВМ з атмосферного повітря, так і їх перерозподілу в ґрунтах за рахунок геохімічної міграції, є актуальним напрямком у геоекологічних дослідженнях.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** На сьогодні існує значний науковий доробок, що стосується оцінки умов перерозподілу важких металів у ландшафтах, зокрема досліджувались закономірності поширення та акумуляції ВМ у різних типах ґрунтів: [4, 22-24, 34]. Детально досліджувались рельєфозалежні фактори міграції, з'ясовано просторовий розподіл вмісту важких металів в поверхневому шарі ґрунтів ерозійних ландшафтно-геохімічних систем [4, 32] тощо. Існує також низка досліджень, присвячена безпосередньо проблемі забруднення ґрунтів приватомагістральних геосистем сполуками свинцю. Преш за все це роботи, що стосуються питань: формування загального поля забруднення вздовж автомагістралей [8, 39], зокрема на території міст [34], зв'язку між ступенем забрудненості ґрунту та рослинного покриву [19, 40, 41], у тому числі обумовленості ступеня забрудненості сільськогосподарських культур рівнем забрудненості ґрунту [38] та ін.

Безумовно, одним з найбільш інформативних способів дослідження міграційних процесів є моделювання. Наразі існує ряд моделей, за якими зокрема описуються процеси міграції речовин у ґрунтах. Зокрема математичні, статистичні, фізико-хімічні, ерозійні моделі тощо [8, 13, 25, 29, 31, 32, 37].

Візуалізація результатів моделювання, звичайно відображається при складанні відповідних карт. Методичні основи ландшафтного, ландшафтно-геохімічного та еколого-геохімічного напряму картографування представлені у роботах: М.А. Глазовської, О.І. Перельмана, В.В. Добровольського; К.Т. Геренчука, А.А. Відіної, Г.П.

Міллера та ін.; В.С. Давидчука, Л.Ю. Сорокіної та ін.; Л.Л. Малишевої; Саєта та ін. [11, 18, 23]. Ці методичні підходи, є основою геоінформаційного моделювання міграції хімічних елементів в геосистемах. Геоінформаційне моделювання, на відміну від інших, дозволяє, за дискретними даними, визначати просторові параметри поля забруднення, розраховувати «щільність явища» на досліджуваній території, а також залежність між декількома геопараметрами. У низці робіт, передусім у [3-5, 11, 15-17, 26, 27] узагальнено і представлено основні методичні підходи, а також математичні і геоінформаційні моделі, які можуть стати ефективними для геоінформаційного моделювання забруднення приавтомагістральних геосистем важкими металами.

**Виділення невіршених раніше частин загальної проблеми.** Аналіз публікацій, засвідчує, що загальною тенденцією є зменшення кількості поллютантів в ґрунтах при віддаленні від джерела емісії. Втім, досить часто, території, розташовані на значній відстані від джерела емісії, мають вищі концентрації поллютантів ніж ті, що знаходяться в безпосередній близькості до нього. Останнє відбувається внаслідок міграційних процесів поллютантів в ґрунті [36]. Саме постійно триваючий процес перерозподілу наявних поллютантів, а також перманентний характер емісії «нових» в приавтомагістральні геосистеми, обумовлюють складність при визначенні ступеня забруднення ґрунтів геосистем та швидкості цього процесу. Тож невіршеними на сьогодні лишаються проблеми: а) визначення просторових характеристик існуючого поля забруднення, задля виявлення «безпечних територій» ведення сільського господарства; б) визначення місць розташування таких територій у майбутньому, зважаючи на основні геохімічні сценарії поведінки поллютантів у ґрунті та силу антропогенного тиску.

**Формулювання мети статті.** Названі проблеми можуть бути вирішені при застосуванні ГІС-інструментарю у процесі моделювання міграційних сценаріїв поведінки ВМ у ґрунті. У наших попередніх роботах [5-8] була представлена методика геоінформаційного моделювання при визначенні забруднення ґрунтів приавтомагістральних геосистем важкими металами. Дана методика дозволяє визначити баланс ВМ, як різницю між «забрудненням» і «очищенням» та встановити актуальний рівень забруднення (АРЗ) приавтомагістральних геосистем.

З огляду на необхідність комплексного підходу при аналізі інтегральних залежностей і взаємодій поллютантів і компонентів геосистеми, та використовуючи актуальні підходи в геоекології, доцільним вважаємо проведення оцінки стану та

моделювання міграційних сценаріїв поведінки сполук ВМ в межах *приавтомагістральних геосистем*, що визначаються як природно-технічні геосистеми, які знаходяться в зоні впливу дорожніх об'єктів I та II екологічних класів (оскільки за своїми характеристиками такі об'єкти є потенційно найбільш небезпечними [28]). Відповідно до масштабу дослідження, геосистеми тестової ділянки розглядалися на рівні урочищ, проте межі саме приавтомагістральних геосистем визначалися нами за рівнем забруднення ґрунтів, оскільки останні є хоча й відкритою, але досить консервативною складовою геосистеми, де відбуваються відтерміновані у часі процеси фізичної, хімічної та біологічної активності речовини, в тому числі міграційні процеси. Відповідно зміни, які відбуваються в ґрунтах, найбільш інформативно віддзеркалюють ситуацію в геосистемі загалом. Таким чином приавтомагістральними геосистемами ми вважали урочища (або їх частини) рівень забруднення ґрунтів яких, за коефіцієнтом техногенної концентрації (коефіцієнтом аномальності) визначається як «помірний» [12].

Проте, процес моделювання потребує своєї перевірки для реальних територій з різними геохімічними сценаріями перерозподілу важких металів. Тож, метою роботи стала перевірка вищезгаданої методики в умовах природної зони мішаних лісів, що складають близько 18% площі рівнинної частини України. Відповідно до поставленої мети, у даній роботі вирішується низка завдань:

1. викладення положень згаданої методики;
2. власне моделювання актуального рівня забруднення на прикладі тестової ділянки, зважаючи на особливості поведінки ВМ в умовах, типових для зони мішаних лісів.

**Виклад основного матеріалу дослідження.** Відповідно завдань роботи, по-перше наведемо *методичні аспекти реалізації моделювання*. Територіальний розподіл та поведінка важких металів, що містяться у викидах автотранспорту, визначаються не лише властивостями самих поллютантів, а й умовами території. Так, М.А. Глазовською при вивченні стійкості геосистем, як їх здатності до самоочищення, було вирішено ландшафтні, ландшафтно-геохімічні та ландшафтно-геофізичні фактори, що визначають можливості виносу і розсіяння хімічних елементів і відображають міграційні сценарії, характерні для сполук ВМ [10]. Так, наприклад, між фізико-хімічними властивостями ґрунту та рухомістю важких металів встановлена тісна кореляційна залежність [30]. Тож, по-перше, були визначені властивості ґрунтів, що створюють умови міграції. Такими властивостями є:

1. Лужно-кислотні (рН). Це пояснюється тим, що присутність карбонатного, гідрокарбонатного та сульфатного іонів в ґрунтовому розчині призводить до утворення нерозчинних сполук ВМ з лужноземельними металами (Са, Mg, Sr, Ва) і призупинення їх хімічної міграційної активності, аж до повного виведення з міграційних потоків. Вже при слаболужних значеннях у верхньому шарі ґрунтів (0–5см) відбувається акумуляція важких металів. Натомість у кислому середовищі зазначені елементи є більш рухливими і відбувається їх вилуговування через профіль легкодренованих ґрунтів з інфільтруючими потоками.

2. Окисно-відновний потенціал (Eh) - при зміні окисно-відновної обстановки в сторону відновної виникають умови для підвищення рухливості більшості металів.

3. Вміст та склад гумусу – поведінка металів в ґрунті визначається їх закріпленням гумусовою речовиною в процесі обмінної адсорбції на поверхні гумусу і через формування з гумусом комплексних сполук. Тому, подекуди, пропонується використання гумінових сполук (гумату натрію), як один зі способів обмеження міграції ВМ. Проте, наявність в складі гумусової речовини фульвокислот, з якими метали утворюють водорозчинні комплексні сполуки, призводить до активізації процесів радіальної міграції останніх [1].

4. Ємність катіонного обміну ґрунту, що контролює швидкість міграції ВМ по профілю, визначають наступні властивості:

- мінералогічний склад, а саме вміст карбонатів та гіпсу, що обумовлює абсорбційну здатність ґрунту;

- кількість глинистих мінералів, що є сильним сорбентом, здатним міцно закріплювати елементи за рахунок обмінної адсорбції поверхнею глин;

- співвідношення кількості кварцу та польового шпату - мінералів, які майже не утримують хімічні елементи, до кількості монтморилоніту та вермикуліту, тобто мінералів з великою сорбційною ємністю;

- механічний або гранулометричний склад, зокрема наявність та кількість мулуватої фракції, оскільки від неї залежить сорбційна ємність ґрунту, а також його щільність, а отже, фільтраційні властивості. Наявність та кількість глинистої фракції має прямий вплив на закріплення важких металів. На ґрунтах з важким механічним складом небезпека надходження ВМ в рослини є нижчою (найбільшу здатність до фіксації мають важкі суглинки);

- ступінь насиченості катіонами ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) визначає поглинальну здатність ґрунтів і

їх спроможність утримувати сполуки ВМ.

Іншим вагомим фактором перерозподілу поліютантів, є рельєф території. Зокрема істотною є роль рельєфу, як орографічного бар'єру, що визначає напрямок формування та ширину зони розсіювання; напрямок та стрімкість схилів, що визначають параметри поверхневого стоку та ерозійних процесів, співвідношення акумулятивних, транзитних та елювіальних геосистем [17, 32]; положення геосистеми в ландшафтно-геохімічному спряженні, адже воно визначає процеси латеральної міграції, в результаті яких геохімічно підлеглі ландшафти депресій рельєфу можуть мати більш високі показники концентрації ВМ, ніж автономні ландшафти [10, 22].

Названі фактори, стали такими, які ми передусім враховували при визначенні актуального рівня забруднення (АРЗ) ґрунтів важкими металами. Рівень АРЗ дозволяє встановити не лише кількісні, а й «часові» параметри процесу забруднення (або очищення), що залежить як від величини антропогенного тиску (потужності джерела емісії), так і ландшафтно-геохімічних умов місцевості. А складені в результаті модельних побудов за допомогою ГІС-інструментарію моноелементні та/або поліелементні карти забруднення ґрунтів при автомагістральних геосистемах, а також територій, що не потрапляють в безпосередню зону впливу автошляху, проте мають підвищену концентрацію поліютантів, за рахунок міграційних геохімічних процесів, дозволяють встановити і просторові параметри поля забруднення.

Задля реалізації методики весь процес геоінформаційного моделювання поділявся на два етапи:

1. визначення кількості привнесених ВМ за певний період часу;

2. визначення кількості винесених, та/або вилучених з міграційних шляхів металів за той самий часовий проміжок.

На кожному етапі власними моделями і засобами підтримувалося отримання, збереження масиву даних, а також аналіз і відображення результатів моделювання. Втім ефективність будь-якого моделювання визначається якістю «вхідних даних». Її забезпечує проведення польових та лабораторних досліджень ґрунтів на предмет вивчення основних умов міграції сполук свинцю. Зокрема, задля перевірки результатів моделювання, в даній роботі нами, під час польових досліджень були відібрані проби ґрунту на 83 точках. Пробовідбір відбувався у найбільш репрезентативних точках тестової ділянки, де існують ландшафтні умови для зміни напрямку та/або швидкості міграційних процесів. Задовільне співпадіння при співставленні результатів

лабораторних досліджень ґрунтів із побудованою в результаті моделювання картою забруднення сполуками свинцю ґрунтів тестової ділянки дало підстави для висновків про результативність методики.

Ґрунт відбирався з верхніх горизонтів (до 20 см). Під час лабораторних досліджень були визначені по-перше характеристики ґрунтів що визначають умови міграції сполук свинцю: рН; гранулометричний склад; вміст гумусу. По-друге – проведено дослідження ґрунтів на вміст сполук свинцю, методами рентген-флуоресцентного та атомноабсорбційного аналізу.

Задля ефективного процесу геоінформаційного моделювання про тестову ділянку були створені бази даних (БД). Для всіх рішень застосовується єдиний робочий програмний інструментарій універсальної повнофункціональної ГІС MapInfo Professional. При запитах до БД для геоінформаційного модельного аналізу використовувалися як стандартні, вбудовані і додатково укомплектовані, функціональні модулі обраного інструментарію ГІС, так і результати адаптації їх для певних нестандартних процедур, а також спеціально створені додатки.

В процесі роботи нами були побудовані, тематичні електронні карти, вихідного масштабу 1:10000 (ландшафтна карта, карта ґрунтів тощо). Разом з тим використовувались окремі геопросторові дані з бази OpenStreetMap (забудова, транспортна мережа та ін.).

Загалом БД містить блоки: «Надходження ВМ», «Очищення геосистем», які є геоінформаційним втіленням відповідних етапів моделювання.

У процесі моделювання були використані геоінформаційні та математичні моделі, за якими описується поведінка ВМ при формуванні первинного поля забруднення. Це моделі просторового розповсюдження домішок в атмосферному повітрі, зокрема модель М.С.Берлянда, що базується на рівняннях турбулентної дифузії [2]. Дана модель була використана при формуванні карти просторового розподілу ВМ в приземному шарі атмосферного повітря. Така модель була обрана, оскільки враховує як потужність джерела емісії, так і фізико-географічні фактори розподілу домішок, зокрема рельєф місцевості та мікрокліматичні характеристики території. Тож побудована таким чином поверхня відображає просторові характеристики та інтенсивність первинного поля забруднення.

Наступним етапом модельних розрахунків було визначення кількості сполук свинцю, що потрапляє на поверхню ґрунту з приземних шарів атмосфери. Ці розрахунки базувались на рівнянні регресії, що відображає залежність між

вмістом металів в приземному шарі повітря та їх концентрацією у верхньому шарі ґрунту. Тож, з побудованої поверхні забруднення приземного шару атмосферного повітря, при застосуванні рівнянь переходу поллютантів в інші депонуючі середовища, зокрема в поверхневий шар ґрунтів, було сформовано карту первинного поля забруднення ґрунтів приавтомагістральних геосистем.

Ще одним «джерелом постачання ВМ» в ґрунти можуть виступати і ґрунти сусідніх геосистем, передусім тих, що знаходяться вище в катенарному спряженні. Тому, при розрахунку кількості металів, що надходять в ґрунти геосистем за таким сценарієм, ми використовували моделі втрат ґрунту за рахунок ерозійних процесів [15, 20].

Ці ж моделі використовувались і при визначенні кількості металів, що виносяться за межі геосистеми за рахунок міграційних процесів (тобто другому етапі моделювання). Загалом, у відповідності до основних геохімічних сценаріїв поведінки ВМ у ґрунті, даний етап моделювання включав формування наступних субблоків [5]:

1. «Очищення ґрунтів від ВМ у процесі латеральної міграції», інформація з якого створює можливість на основі аналізу основних факторів міграції, визначити кількість ВМ, що виносяться за межі геосистем [25].

2. «Очищення ґрунтів від ВМ у процесі радіальної міграції», який дає можливість визначити (на основі методики [37] та моделей [29]):

- ділянки, на яких відбувається міграція розчинних форм ВМ,
- інтенсивність міграційних процесів,
- небезпечність ділянки її для господарського використання.

3. «Очищення ґрунтів від ВМ у процесі закріплення на геохімічних бар'єрах», що створює можливість визначення кількості ВМ, які будуть виведені з міграційних потоків.

4. «Очищення ґрунтів від ВМ за рахунок біогеохімічних процесів», в якому стає можливим визначення кількості ВМ, винесених за межі геосистем (наприклад з урожаєм).

По-перше обраховувалась кількість сполук свинцю, що виносяться з ґрунтів в процесі латеральної міграції. Даний механізм оснований на механічному переміщенні нерозчинних форм свинцю. Умовами утворення нерозчинних форм свинцю є фізико-хімічні властивості ґрунту [37]. Зокрема кислотність, механічний склад, вміст та склад гумусу в ґрунтах можуть лімітувати можливість утворення розчинних форм, отже відповідні властивості ґрунтів, стали атрибутами нашої БД.

Задля розрахунків були використані методичні підходи, що дозволяють визначити втрату

грунту з ділянки за рахунок ерозійних процесів [15, 16, 20, 25].

Параметрами для розрахунків були: 1. концентрації сполук свинцю у поверхневому шарі ґрунту; 2. механічний склад, водопроникність, структура, вміст гумусу, тобто властивості ґрунтів, що визначають їх протиерозійну стійкість; 3. форма схилу, його довжина та ухил – топографічний фактор місцевості, який визначає швидкість проходження ерозійних процесів; 4. кількість опадів протягом року та їх характер, що визначають їх ерозійну здатність; 5. наявність та вид рослинного покриву на території. Названі атрибути, дозволили обрахувати кількість ґрунту, що виносилась з ділянки за певний проміжок часу.

Моделювання процесів винесення (привнесення) ґрунту відбувалося наступним чином: на основі цифрової карти рельєфу, була створена цифрова модель рельєфу території у вигляді нерегулярної триангуляційної мережі (TIN) за алгоритмом триангуляції Делоне [8]. Тобто з набору точок з відомими висотними позначками, було побудовано трикутники, максимально близькі до рівносторонніх фігур. Для тестової ділянки кількість трикутників склала 159505. Кожен трикутник у такій мережі являє собою частину поверхні з унікальними і однорідними морфометричними характеристиками, що визначають напрямки та швидкість протікання процесів латеральної міграції. Розрахунок всіх параметрів проводився в зазначених трикутниках. Значення ж винесення ґрунту з геосистеми обраховувалось як середньовиважене за площами трикутників. Тож, відповідно, була визначена і кількість нерозчинних сполук свинцю, що виноситься за межі геосистем з загальною масою ґрунту в процесі латеральної міграції. Таким чином, в процесі роботи нами були визначені геосистеми (та/або їх час-

тини), в яких переважають процеси винесення нерозчинних сполук свинцю, що визначає їх рівень можливостей до самоочищення від сполук свинцю в процесі латеральної міграції. Геосистемами з високим рівнем таких можливостей ми вважали ті, в яких швидкість винесення сполук свинцю перевищує швидкість їх привнесення, а низький – навпаки, ділянками з середнім рівнем вважалися такі, де швидкість привнесення і винесення була приблизно однаковою.

Проте, згідно методики [8] визначення актуального рівня забруднення ґрунтів геосистем, можливо лише за умови комплексного аналізу латерального та радіального перерозподілу сполук свинцю. Відповідно, наступним кроком стало визначення інтенсивності міграції розчинних форм свинцю у ґрунтах в процесі радіальної міграції. Це стосувались лише невеликої частини дослідної ділянки, де потенційно можливим був такий сценарій (за показниками кислотності ґрунтів (див. вище)). На швидкість процесу радіальної міграції, крім показників рН ґрунту, впливають його інші фізико-хімічні особливості, наприклад легкий механічний склад, фульватний тип гумусу, відсутність карбонатів та ін. Тож всі ці фактори були проаналізовані під час моделювання. Для цього, на основі методики [37], для ґрунтів рН сольової витяжки яких менше або дорівнював лімітуючим значенням (для Pb лімітуючим є значення рН 4,2), було визначено бали зв'язування обумовлені вмістом гумусу (табл. 1), гранулометричним складом ґрунтів (табл. 2)

В результаті визначення суми балів з таблиць 1-2, для кожного типу ґрунту, було отримано атрибут, що характеризував відносний ступінь зв'язування ( $B_{total}$ ) та інтенсивність радіальної міграції сполук свинцю, таким чином визначаючи небезпечність ділянки для сільськогосподарського використання (табл. 3).

Таблиця 1

Бали зв'язування для сполук Pb, обумовлені вмістом гумусу, на основі [37]

Вміст гумусу (%)	Бал зв'язування $B_{(h)}$	Міграція розчинних форм Pb
$\leq 2$	0	Швидка
$> 2 - 8$	0,5	Ускладнена
$> 8$	1,0	Умовно відсутня

Таблиця 2

Бали зв'язування для сполук Pb, обумовлені гранулометричним складом ґрунтів, на основі [37]

Гранулометричний склад	Бал зв'язування $B_{(m)}$	Міграція розчинних форм Pb
Піщані	0	Швидка
Супіщані, легко-, середньо-, важко-суглинкові	0,5	Нормальна
Глинисті	1,0	Ускладнена
Глина	1,5	Умовно відсутня

Можливості радіальної міграції Pb, обумовлені характеристиками ґрунту

Бал зв'язування ( $B_{total}$ )	Інтенсивність міграції розчинних форм металу	Небезпека	Наслідки для господарської діяльності
0	дуже сильна	дуже сильна	повне руйнування рослинної складової геосистеми, повна втрата врожаю
1	сильна	сильна	комплексне зниження якості ґрунтів (пригнічення ферментативних процесів); можливий активний перехід в рослини через їх кореневу систему
2	помірна	середня	можливий активний перехід в рослини через їх кореневу систему
3	слабка	послаблена	можливий перехід в рослини через їх кореневу систему
4	дуже слабка	слабка	накопичення в рослинах концентраторах
більше 4	умовно відсутня	дуже слабка	небезпека для природних та агрогеосистем умовно відсутня

Наступним кроком методики є визначення кількості сполук свинцю, що виводяться із речовинно-енергетичних потоків через закріплення на ландшафтно-геохімічних бар'єрах. Такі бар'єри для розчинних форм свинцю формуються у місцях різкої зміни характеристик ґрунту. Виведення ж нерозчинних сполук ВМ із потоків речовини частково може відбуватися у замкнених від'ємних формах рельєфу. Тому реалізація даного завдання проводилась при виконанні попередніх етапів моделювання.

На наступному етапі застосовувались моделі, що описують біогенну міграцію ВМ у геосистемі [19]. За ними розраховувалась кількість сполук ВМ, що переходить з ґрунту в рослини, та може бути винесена за межі геосистеми, наприклад з урожаєм. Задля цього було створено блок БД «Очищення ґрунтів від ВМ за рахунок біогеохімічних процесів» і визначено кількість сполук свинцю, що переходить в рослини за їх коефіцієнтом біологічного поглинання (КБП).

Відповідна, покрокова реалізація методики моделювання дозволила визначити актуальний рівень забруднення (АРЗ) ґрунтів приавтомагістральних агроландшафтів на тестовій ділянці як різницю між кількістю сполук свинцю, що надходила в ґрунти та кількістю, що була виведена з ґрунтів за їх межі та/або виведена з речовинно-енергетичних потоків. Зазначимо також, що така методика може бути застосована для всіх ВМ та різних природних умов.

Другим завданням роботи була **реалізація методики на тестовій ділянці**. Задля відпрацювання положень методики та візуалізації результатів моделювання за приклад було обрано сполуки свинцю. За тестову ділянку, в межах якої відбуваються основні сценарії поведінки сполук свинцю характерні для природної зони

мішаних лісів, була обрана ділянка, що знаходиться в фізико-географічній області Київського Полісся на стику двох фізико-географічних районів Нижньотетерівського та Здвизько-Ірпінського. Дана ділянка, розташована вздовж автотраси регіонального значення Р-02 «Київ-Овруч» між 52 та 58 кілометрами, має типові для природної зони: рівнинний флювіо-гляціальний та флювіальний рельєф, близьке до поверхні залягання ґрунтових вод, наявність заболочених територій, наявність ґрунтів переважно легкого механічного складу з кислою реакцією та гумусом фульватного типу. Для природної рослинності тестової ділянки характерне переважання борів на піщаних ґрунтах, грабово-дубово-соснових лісів, які формуються на супіщаних ґрунтах тощо. На заплавах поширені вільхові ліси, чагарникова, гідроморфна лучно-болотна рослинність. Більшу частину тестової ділянки займають агрогеосистеми, переважно орні землі.

В процесі моделювання актуального рівня забруднення ґрунтів сполуками свинцю було перш за все визначено загальну кількість сполук свинцю, що надходить за одиницю часу в геосистему. Методика розрахунку даного модельного показника та уточнення їх кількості зважаючи на основні шляхи їх надходження була представлена у нашій роботі [9]. На модельній ділянці, серед всіх потенційних джерел емісії полютантів, автотранспорт було визначено таким, що формує поле первинного забруднення, відповідно, кількість сполук свинцю, що надходить від автотранспорту і приймалася за вихідні кількісні параметри первинного поля забруднення. При цьому, в процесі моделювання було проведено уточнення кількості полютантів, що формують первинне поле забруднення, за методикою, наведеною у вищезазначеній роботі. Необхідність даного кро-



ку зумовлюють природні та антропогенні фактори, що впливають на кількість палива, що використовується автомобілями при проходженні ділянки автошляху, а отже і кількість поллютантів, що надходить від автотранспорту. Це такі фактори як: тип та кількість палива, що використовується транспортним потоком, рельєф та мікрокліматичні умови території та ін.

Визначивши кількість сполук свинцю, що надходить у приземні шари атмосфери від автотранспорту, використовуючи модель розсіювання домішок в атмосфері [5] було отримано картографічну поверхню розподілу сполук свинцю у приземних шарах атмосфери, при небезпечних швидкостях вітру для тестової ділянки (рис 1) [6].

З рис. 1 видно, що на тестовій ділянці, в ме-

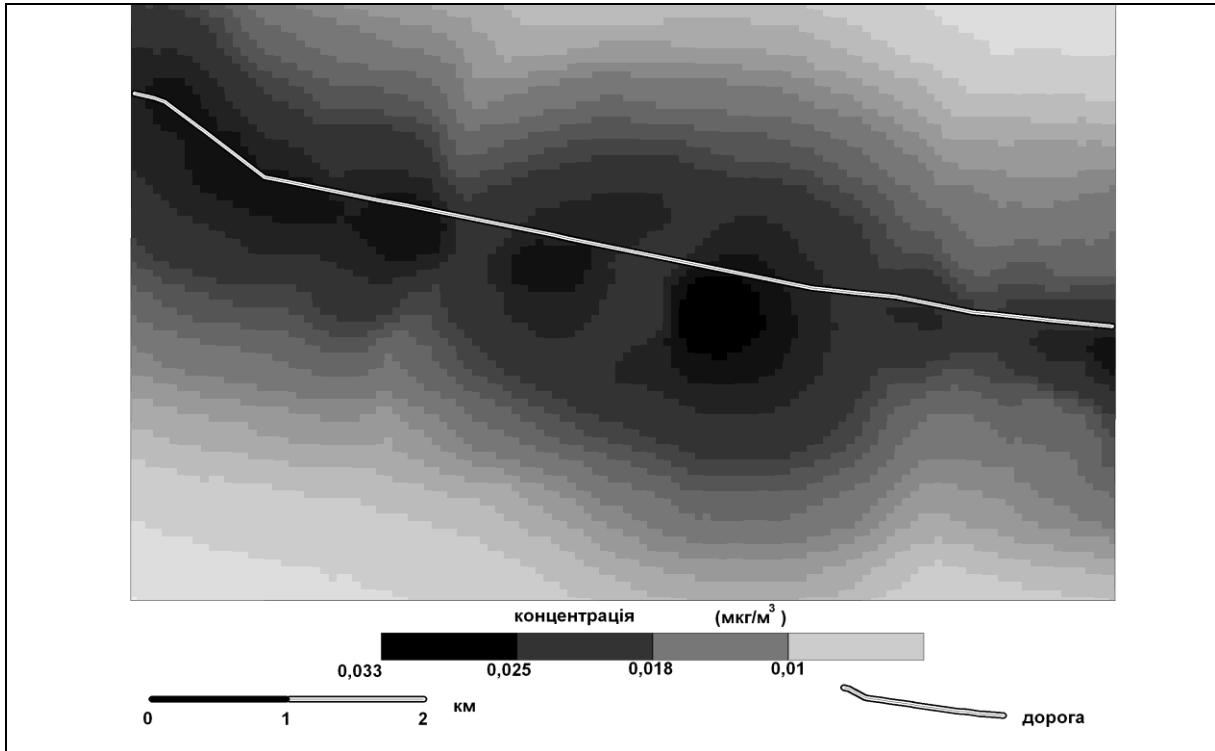


Рис. 1. Забруднення приземного шару атмосферного повітря сполуками свинцю при небезпечних швидкостях вітру

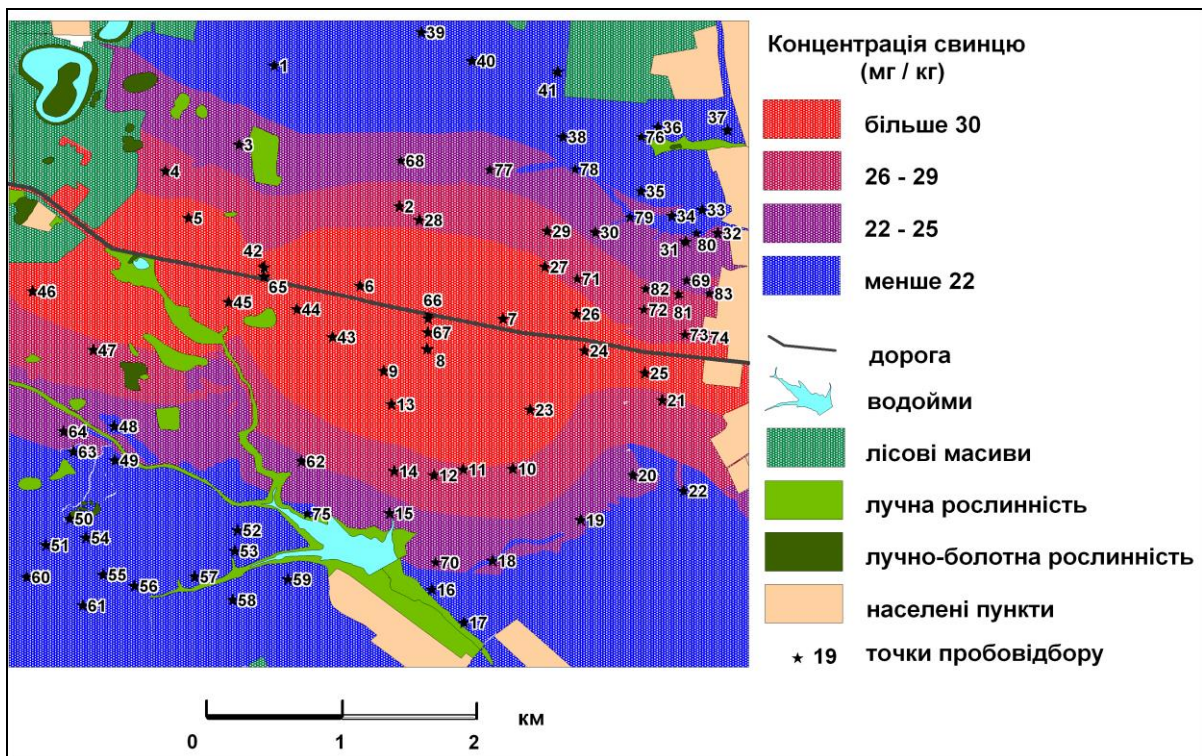


Рис. 2. Забруднення поверхневого шару ґрунту



жах рівнинного рельєфу з незначними перепадами висот, спостерігається достатньо широка смуга розповсюдження сполук свинцю, що вказує на прямий вплив рельєфу місцевості.

В результаті геоінформаційного моделювання, а саме провівши оверлейні операції з цифровими картами «Забруднення приземного шару атмосферного повітря» (рис. 1) і «Ґрунти» було побудовано карту «Забруднення поверхневого шару ґрунту з атмосферного повітря». В результаті ми отримали відображення просторових параметрів та кількісних характеристик первинного поля забруднення поверхневого шару ґрунтів сполуками свинцю (рис. 2).

Створена таким чином поверхня стала основою для моделювання перерозподілу сполук свинцю в ґрунтах за основними міграційними сценаріями, а саме процесами латеральної, радіальної та біогенної міграції. Тож нами були змодельовані всі відповідні сценарії, за методикою [8].

Переважаючими ґрунтами на тестовій ділянці є дерново-середньопідзолисті та дерново-слабopідзолисті супіщані ґрунти, типові для зони мішаних лісів. Їх кислотні властивості є такими, що створюють передумови для переходу сполук свинцю в розчинні форми. Проте, проведене на

даній ділянці вапнування ґрунтів, змінило природні показники кислотності (рис. 3). На сьогоднішню кислотна реакція досліджуваних ґрунтів переважно нейтральна, крім незначної площі у південно-східній частині ділянки. Тож через штучно створені умови, для основної частини тестової ділянки, розрахунки проводилися за моделями, що відображають механізми латеральної міграції нерозчинних сполук свинцю.

Геосистеми тестової ділянки, на рівні урочищ, представлені переважно межирічними рівнинами на воднольодовикових пісках з прошарками оглинених пісків з дерново-середньопідзолистими та дерново-слабopідзолистими супіщаними ґрунтами, що є переважно розорані; рівнинами на воднольодовикових пісках з прошарками оглинених пісків з дерново-середньопідзолистими глейовими ґрунтами, що є розорані; рівнинами на воднольодовикових пісках з прошарками оглинених пісків з дерново-середньопідзолистими глеюватими ґрунтами під лучною рослинністю. Також представлені пологі схили на делювіальних пісках та супісках з дерново-середньопідзолистими супіщаними ґрунтами, розорані; улоговини на делювіальних піскуватих пісках та супісках з дерново-середньопідзолистими глеюватими ґрунтами, розорані та

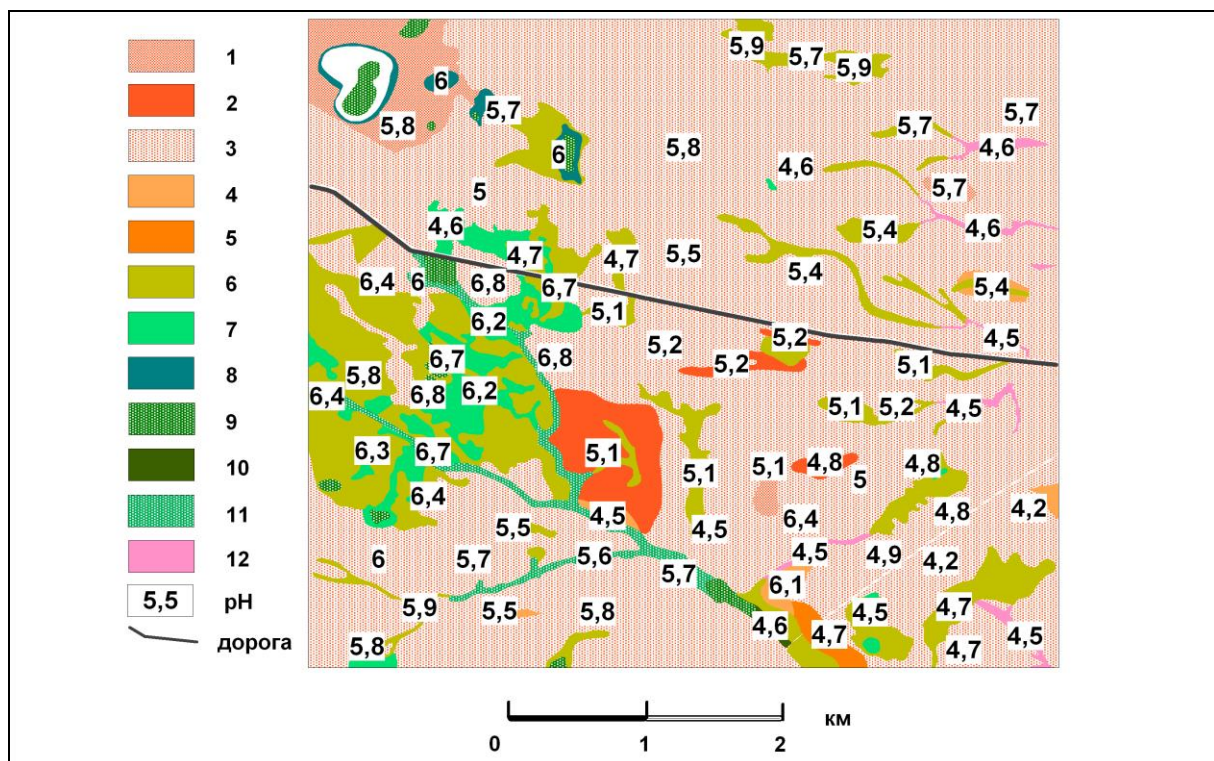


Рис. 3. рН ґрунтів тестової ділянки,

де: 1 – дерново-слабopідзолисті глинисто-піщані, 2 – дерново-середньопідзолисті глинисто-піщані, 3 – дерново-середньопідзолисті супіщані, 4 – дерново-середньопідзолисті слабозмиті супіщані, 5 – дерново-середньопідзолисті слабозмиті, 6 – дерново-середньопідзолисті глеюваті, 7 – дерново-середньопідзолисті глеєві, 8 – дернові глейові неглибокі глинисто-піщані, 9 – болотні супіщані, 10 – торфво-болотні сильнорозкладені середньозольні осушені супіщані, 11 – дернові глейові глибокі в поєднанні з болотними супіщані, 12 – розмиті ґрунти ярів та балок піщані

ін., що є типовими для природної зони мішаних лісів.

Результати моделювання показали наступне: загалом в геосистемах тестової ділянки природні особливості (зокрема переважання рівнинного рельєфу) створюють умови повільного темпу проходження латеральної міграції. Геосистемами з найвищою ймовірністю акумуляції (найнижчим рівнем самоочищення) на тестовій ділянці виявились замкнені від'ємні форми рельєфу (рис. 4). В їх межах відбувається накопичення нерозчинних сполук свинцю, через перманентне їх привнесення зі спряжених геосистем і відсутність винесення за рахунок площинного змиву. Прояви оглеєності ґрунтів та підвищення вмісту глинистої фракції також пояснюють процес накопичення сполук свинцю. Схилі геосистем є найдинамічнішими з точки зору темпів латеральної міграції. Вони виступають як зони винесення (у верхній частині), транзиту або акумуляції (в нижній частині) полутантів, що залежить від ухилу, типу та фази розвитку рослинності, господарського використання тощо. Геосистеми ерозійної мережі є здебільшо транзитними. Геосистеми заплав переважно акумулюють сполуки ВМ, що виносяться із спряжених геосистем.

Щодо розрахунків інтенсивності проходження процесів радіальної міграції розчинних форм свинцю зазначимо, що результати оверлейного аналізу тематичних шарів «забруднення по-

верхневих шарів ґрунту» (рис. 2) та цифрової карти ґрунтів (значення атрибуту  $B_{(total)}$ ) засвідчили, що у цих ґрунтах простежується «дуже слабка» інтенсивність міграції металу, та, відповідно, «слабка» небезпека забруднення рослин (табл. 3). Переважно це стосується накопичення розчинних сполук свинцю в рослинах концентраторах.

Розрахунок кількості сполук свинцю, що виводяться з міграційних потоків за рахунок закріплення на ландшафтно-геохімічних бар'єрах, є наступним необхідним кроком в процесі моделювання (див. вище). Втім, на даній ділянці, майже всі ґрунти, за рахунок своїх властивостей, обумовлюють наявність геохімічних бар'єрів для розчинних форм сполук свинцю. Для нерозчинних форм - ділянками, де вони можуть локалізуватися, і відповідно виводитися з процесів міграції з площинним змивом, є замкнені від'ємні форми рельєфу. Таким чином, природні особливості території тестової ділянки зумовили можливість окремо не виконувати цей крок, а розрахувати кількість «виведених» сполук свинцю на попередніх двох етапах.

Оверлейний аналіз карти рослинності території та карти «Забруднення поверхневого шару ґрунту...» (рис. 2) дозволив визначити, що на ділянці, де відбувається «дуже слабка» інтенсивність міграції сполук свинцю, ( $B_{(total)}$ ) потенційну здатність до міграції в рослини мають до 100%

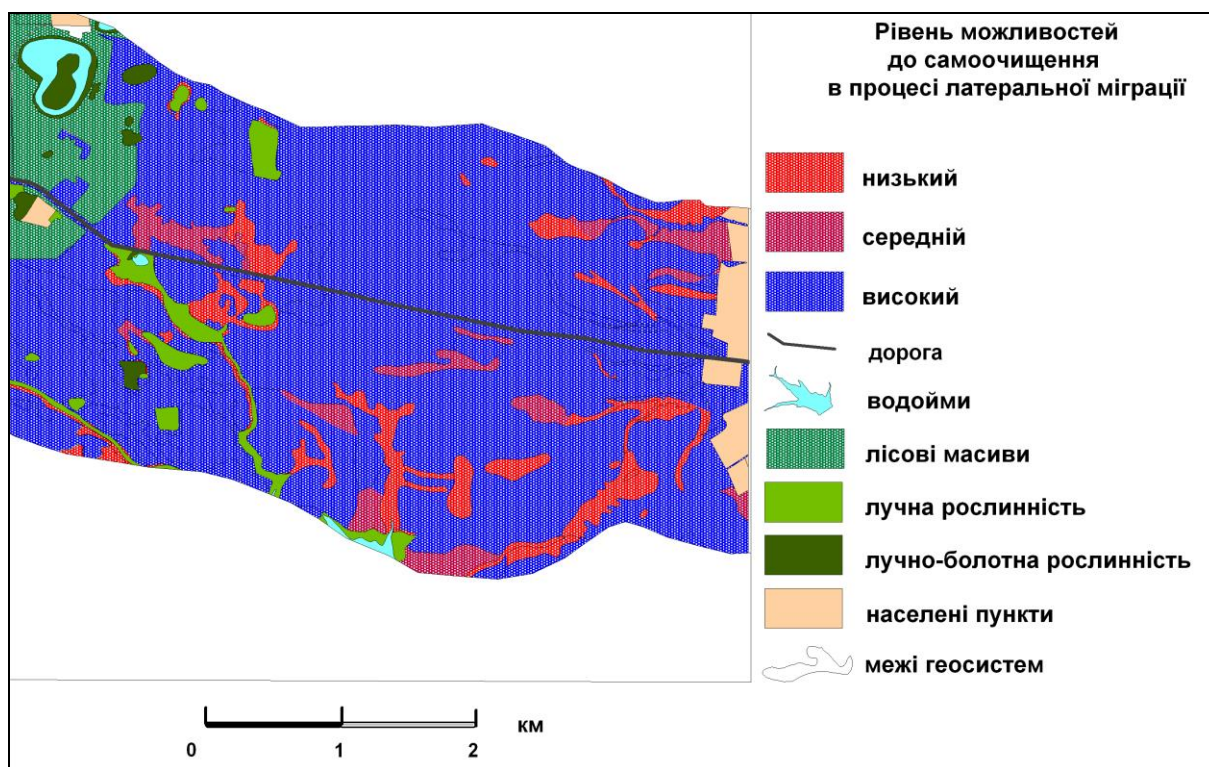


Рис. 4. Рівень можливостей самоочищення від сполук свинцю ґрунтів приавтомагістральних агрогеосистем тестової ділянки в процесі латеральної міграції



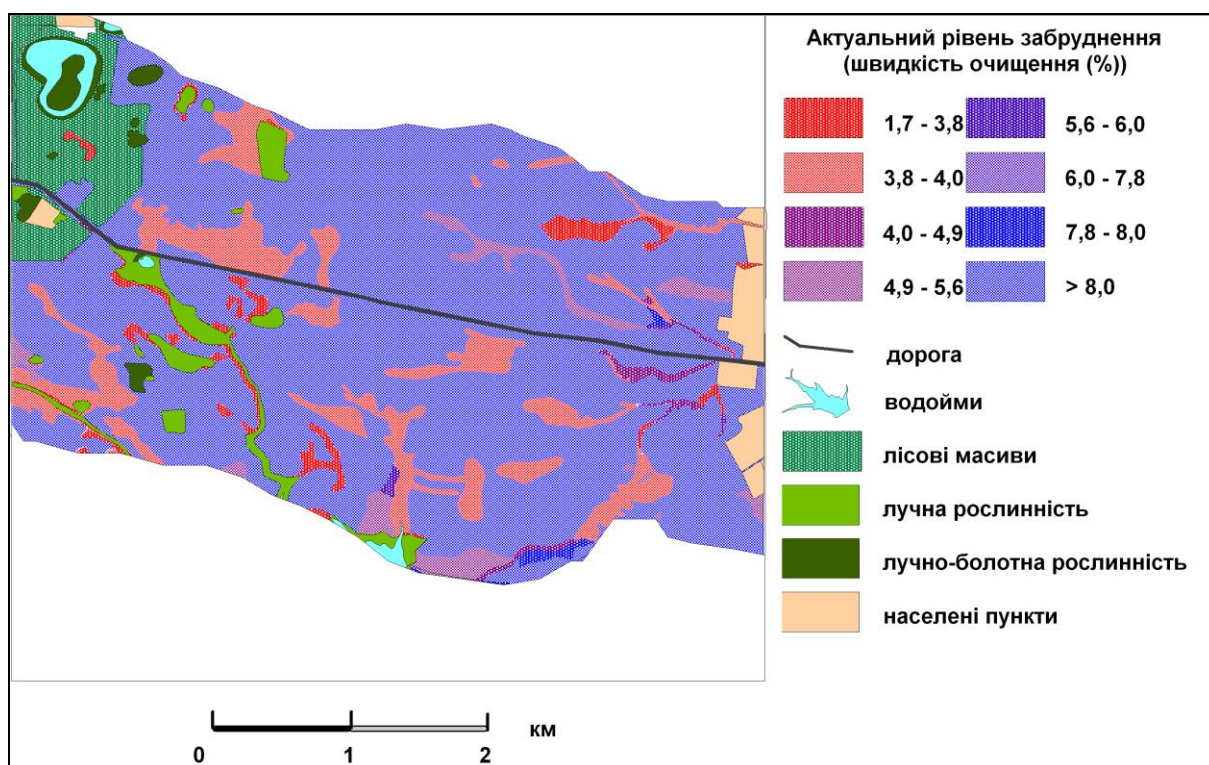


Рис. 5. Актуальний рівень забруднення ґрунтів сполуками свинцю

поллютантів. В той же час, на решті території, де така міграція умовно відсутня, через рівень рН ґрунтів, здатність до переходу у рослини все одно спостерігається у 10% металів, через захоплення нерозчинних сполук металу кореневою системою рослин [19]. Таким чином, через відповідно сформовані запити до бази даних, було розраховано кількість сполук свинцю, що переходить з ґрунту в рослини в межах сільськогосподарських угідь.

В результаті моделювання було визначено ділянки з різним рівнем АРЗ, що відображає швидкість самоочищення (або забруднення) ґрунтів (рис. 5). Зокрема визначено ділянки, де швидкість накопичення, переважає швидкість винесення за основними геохімічними сценаріями. Швидкість процесу формування АРЗ (рис. 5) представлена у відносних показниках (%) різниці, для наочності, проте розрахунки проводилися в абсолютних величинах ( $\text{г/м}^2/\text{рік}$ ). Отримані результати моделювання, задовільно співпали з результатами лабораторних дослідження ґрунтів на вміст сполук свинцю, що засвідчує об'єктивність підходів до моделювання у визначенні просторових параметрів поля забруднення ґрунтів агроєкосистем важкими металами за допомогою геоінформаційних технологій.

**Висновки.** В процесі роботи, на тестовій ділянці було відпрацьовано положення загальної методики геоінформаційного моделювання АРЗ, створено серію цифрових карт, та визначено територію, здатні до самоочищення а також швид-

кість даного процесу при існуючому рівні антропогенного навантаження, зважаючи на особливості поведінки сполук свинцю в умовах, типових для природної зони мішаних лісів.

У приавтомагістральних геосистемах тестової ділянки було виокремлено території, що є потенційно небезпечними для вирощування сільськогосподарської продукції, з точки зору забруднення ґрунтів сполуками свинцю. Досить часто це ділянки віддалені від дороги, де забруднення ґрунтів відбувається за рахунок латерального перерозподілу поллютантів. Даний процес обумовлюється ландшафтними особливостями території, передусім характером рельєфу та фізико-хімічними характеристиками ґрунтів, а не «безпосереднім впливом автошляху». Зазначимо, що на 35% площі тестової ділянки ґрунти мають достатньо високі показники самоочищення, переважно це елювіальні та транселювіальні геосистеми, швидкість очищення яких перевищує швидкість надходження металів. На 60% території ґрунти мають середні показники АРЗ (тобто швидкість надходження приблизно така ж як швидкість очищення). Очевидно, це обумовлюється як кількістю поллютантів, так і особливостями їх перерозподілу в геосистемах, що дозволяє говорити про приблизно такі ж концентрації поллютантів в ґрунтах в майбутньому, за умови збереження існуючого рівня антропогенного навантаження. Таким чином, ця територія має позитивний прогноз, щодо можливостей подальшо-

го вирощування безпечної сільськогосподарської продукції.

Дана методика може бути застосована для будь-якого важкого металу та інших фізико-географічних умов, що дозволяє реалізовувати геоінформаційне моделювання в проектах еколо-

гічного менеджменту, визначаючи оптимальний рівень антропогенного навантаження у межах приватомагістральних агроєкосистем, задля підтримання їх у стійкому стані з точки зору забруднення важкими металами та ведення безпечно-го рослинництва.

#### Література

1. Байдина Н.Л. Инактивация тяжелых металлов гумусом и цеолитами в техногенно-загрязненной почве [Текст] / Н.Л. Байдина // Почвоведение. – 1994. – № 4. – С. 121-126.
2. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы [Текст] / М.Е. Берлянд. – Л.: Гидрометеоиздат, 1975. – 448 с.
3. Блэкберн А.А. О методах расчета баланса тяжелых металлов на водосборной площади [Текст] / А.А. Блэкберн // География и природные ресурсы. – 2001. – №1. – С 125-128.
4. Волошин І.М. Особливості геохімічного забруднення приватомагістральних смуг Волині: Монографія [Текст] / І.М. Волошин, Л.Ю. Матвійчук, М.І. Лепкий. – Луцьк: ВМА «Терен», 2009. – 244 с.
5. Галаган О.О. Визначення ступеня забруднення приватомагістральних геосистем сполуками важких металів за допомогою математично-картографічного моделювання [Текст] / О.О. Галаган // Фізична географія та геоморфологія. – 2015. – № 4 (80), ч.1. – С.121-125.
6. Галаган А.А., Корогода Н.П. Геоинформационное моделирование загрязнения приземного слоя атмосферы тяжелыми металлами в приватомагистральных геосистемах [Текст] / А.А. Галаган, Н.П. Корогода // Комплексные проблемы техносферной безопасности: матер. междунар. науч.– практ. конф., ч. IV. – Воронеж, 2014. – С.127-131.
7. Галаган О.О. Комплексна оцінка перерозподілу важких металів у приватомагістральних агроландшафтах [Текст] / О.О. Галаган // Соціально-екологічні проблеми переходу до сталого розвитку: реалії та перспективи XXI століття: матер. міжнар. наук. – практ. конф. – Київ-Ялта, 2013. – С. 33-35.
8. Галаган О.О. Моделювання розподілу важких металів у приватомагістральних геосистемах [Текст] / О.О. Галаган // Фізична географія та геоморфологія. – 2013. – № 2 (70). – С.28-33.
9. Галаган О., Корогода Н. Розрахунок кількості важких металів, що надходять у приватомагістральні системи з викидами автотранспорту [Текст] / О. Галаган, Н. Корогода // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія. – 2018. – Вип. 4 (73). – С. 20-24.
10. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР: учеб. пособ. для студ. геогр. спец. вузов [Текст] / М.А. Глазовская. – М.: Высшая школа, 1988. – 328 с.
11. Давидчук В.С. Геоінформаційні технології у ландшафтному картографуванні [Текст] / В.С. Давидчук, Л.Ю. Сорокіна, В.В. Родіна та ін. // Фізична географія та геоморфологія. – 2005. – Вип. 47. – С. 24–30.
12. Добровольський В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами [Текст] / В.В. Добровольський // Почвоведение. – 1999. – № 5. – С. 639–645.
13. Еколого-геохімічні дослідження об'єктів довкілля України [Текст] / під ред. Е.Я. Жовинського, І.В. Кураєвої. – Київ: Альфа-реклама, 2012. – 156 с.
14. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях [Текст] / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
15. Ковальчук І.П. Геопросторове моделювання потенціалу розвитку деградаційних процесів на орних землях [Текст] / І.П. Ковальчук, Т.О. Євсюков, О.С. Мкртчян // Землеустрій і кадастр. – 2009. – №4. – С.72-82.
16. Костріков С.В. Атрибутивні дані для ГІС і визначення морфолого-морфометричних атрибутів флювіального рельєфу [Текст] / С.В. Костріков // Геоінформатика. – 2004. – № 4. – С. 70-77.
17. Костріков С.В. Гідролого-геоморфологічний підхід до дослідження водозбірної організації флювіального рельєфу [Текст] / С.В. Костріков // Український географічний журнал. – 2006. – №3. – С.46-54
18. Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій: Монографія [Текст] / Л.Л. Малишева. – К.: РВЦ "Київський університет", 1997. – 264 с.
19. Минкина Т.М. и др. Накопление тяжелых металлов в системе почва – растение в условиях загрязнения [Текст] / Т.М. Минкина и др. // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. – 2011. – № 4. – С. 4-12.
20. Мкртчян О. Геоінформаційне моделювання процесу схилової ерозії / О. Мкртчян [Текст] // Вісник львівського університету. Серія географічна. – 2004. – Вип. 30. – С. 188-193.
21. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році [Текст]. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОР Грінв Д.С. – 2016. – 350 с.
22. Перельман А.И. Геохимия ландшафта: учеб. пособ. издание 3-е, переработанное и дополненное [Текст] / А.И. Перельман, Н.С. Касимов. – М.: Астрель, 2000. – 768 с.
23. Сает Ю.Е. Геохимия окружающей среды [Текст] / Ю.Е.Сает, Б.А. Равич, Е.П. Янин [и др.]. – Москва: «Недра», 1990. – 335 с.

24. Самчук А.І. Просторово–часові особливості розподілу важких металів у антропогенізованих поліських ландшафтах [Текст] / А.І. Самчук, О.Г. Голубцов, О.О. Галаган // Український географічний журнал. – 2009. – №1. – С.19-24
25. Светличный А.А. Эрозиоведение: теоретические и прикладные аспекты: монографія [Текст] / А.А. Светличный, С.Г. Черный, Г.И. Швобс. – Сумы: Унив. кн., 2004. – 410 с.
26. Світличний О.О. Основи геоінформатики: Навч. посібник [Текст] / О.О.Світличний, С.В. Плотницький; за заг. ред. О.О. Світличного. – Суми: ВТД «Університетська книга», 2006. – 295 с.
27. Сорокіна Л.Ю. Принципи моделювання природно–антропогенних процесів у ландшафтах зон впливу техногенних об'єктів [Текст] / Л.Ю. Сорокіна // Український географічний журнал. – 2008. – № 1. – С. 36-40.
28. Споруди транспорту Автомобільні дороги: ДБН В.2.3–4:2007 [Чинні від 2007–07–01]. – К.: Мінрегіонбуд України, 2007. – 87 с. (Державні будівельні норми України)
29. Сысуев В.В. Моделирование процессов в ландшафтно–геохимических системах [Текст] / В.В. Сысуев. – М.: Наука, 1986. – 301 с.
30. Трускавецький Р.С. Концепція стійкості ґрунтів і ґрунтового покриву щодо зовнішніх навантажень [Текст] / Р.С. Трускавецький // Вісник львівського університету. Серія географічна. – 1998. – Вип. 23. – С. 23-29.
31. Черваньов І.Г. Гідролого–геоморфологічний процес на водозборі: алгоритми структурно–цифрового моделювання [Текст] / І.Г. Черваньов, С.В. Костріков // Геополитика и экогеодинамика регионов. – 2009. – Т.5. – Вып. 1. – С. 52–63.
32. Швобс Г.І. Геоморфологічні умови поверхневого змиву ґрунту [Текст] / Г.І. Швобс, О.О. Світличний // Український географічний журнал. – 2001. – №4. – С. 36-48.
33. DieselNet. Emission standards. EU: cars and light trucks [Electronic resource]. – Available at: <https://www.dieselnet.com/standards/eu/ld.php>
34. Duong T. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics [Text] / T. Duong, B–K Lee // Journal of Environmental Management. – 2011. – Vol. 92. – P. 554-562.
35. European Landscape Convention [Electronic resource]. – Available at: <https://rm.coe.int/CoERMPublicCommonSearchServices/DisplayDCTMContent?documentId=0900001680080621>
36. Facchinelli A. Multivariate statistical and GIS–based approach to identify heavy metal sources in soils [Text] / A. Facchinelli, E. Sacchi, L. Mallen // Environmental Pollution. – 2001. – Vol. 114. – P. 313-324.
37. Methodendokumentation «Bodenkunde»: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden [Text] // Geologisches Jahrbuch. Sonderhefte: Reihe G – Heft SG 1– Ad–hoc–AGBoden. Volker Hennings. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Staatlichen Geologischen Diensten in der Bundesrepublik Deutschland. – Verlag Schweizerbart, Stuttgart, 2000. – 296 p.
38. Nath T.N. Assessment of heavy metals concentration deposited in roadside tea cultivated soil in Dibrugarh District of Assam, India [Text] / T.N.Nath // Journal of Chemistry and Chemical Sciences. – 2015. – V. 5 (1). – P. 5-17.
39. Pagotto C. et al. Heavy Metal Pollution of Road Dust and Roadside Soil near a Major Rural Highway [Text] / C. Pagotto, N. Rémy, M. Legret, P. Le Cloirec // Environmental Technology. – 2010. – V. 22. – P. 307-319.
40. Pivić R.N. et al. Assessment of Soil and Plant Contamination by Select Heavy Metals Along a Major European Highway [Text] / R.N. Pivić, A.B. Stanojković Sebić, J. Pol. J // Polish Journal of Environmental Studies. – 2013. – V. 22, # 5. – P. 1465-1472.
41. Viard B. et al. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Gramineae and land snails [Text] / B. Viard, Fr. Pihan, S. Promeyrat, J–C. Pihan // Chemosphere. – 2004. – Vol. 55. – P. 1349-1359.

**Внесок авторів:** всі автори зробили рівний внесок у цю роботу.

UDC 911.9 [502.6:504.054]

***Oleksandr Halahan,***

PhD (Geography), Head of the Ecological Laboratory, Taras Shevchenko National University of Kyiv,  
2A Glushkov Av., Kyiv, 03680, Ukraine,

e-mail: [geolab@ukr.net](mailto:geolab@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0003-1449-3638>;

***Nataliia Korohoda,***

PhD (Geography), Associate professor of Department of Physical Geography and Geoecology,  
Taras Shevchenko National University of Kyiv,

e-mail: [nkorogoda@ukr.net](mailto:nkorogoda@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0003-1518-2997>;

***Mykhailo Grodzynskiy,***

Doctor of Science (Geography), Head of Department of Physical Geography and Geoecology,  
Taras Shevchenko National University of Kyiv,

e-mail: [mgrodz@ukr.net](mailto:mgrodz@ukr.net), <https://orcid.org/0000-0001-6461-6531>;

***Oleksandr Obodovskiy,***

Doctor of Science (Geography), Professor of Department of Hydrology and Hydroecology,  
Taras Shevchenko National University of Kyiv,

e-mail: [obodovskiy58@gmail.com](mailto:obodovskiy58@gmail.com), <https://orcid.org/0000-0003-3778-0189>

## **GEOINFORMATION MODELING OF SOIL POLLUTION PROCESSES BY LEAD COMPOUNDS IN HIGHWAY GEOSYSTEMS**

In this paper, we have worked out a method of geoinformation modeling of soil pollution by heavy metals in highway geosystems. Permanent process of contamination and redistribution of pollutants in highway geosystems causes difficulties in determining the degree of soil pollution and the speed of this process. This problem can be solved when using the method of geoinformation modeling of pollution by heavy metals compounds of soil. The method allows you to set the spatial parameters of the contamination field and the speed of the contamination process. The **goal of the work is to** test the method on the examples of lead compounds in the soils of the mixed forest zone.

**The methodology** uses geoinformation and mathematical models. These models describe the behavior of lead compounds when forming the contamination field. These are models of spatial distribution of heavy metals in the atmospheric air, soil, «soil-plant system».

**Results:** working out the provisions of the methodology took place at the test area. This area has plain fluvio-glacial and fluvial relief, close to the surface of the groundwater, the presence of wetlands, the soils are preferably of light mechanical composition with acid reaction and fulvatic type of humus, that are typical for the mixed forest zone. The modeling process is divided into two stages: 1. determining the amount of lead compounds brought in over a period of time and 2. determination of the number of lead compounds that have been removed from soil or removed from migration flows the same time period.

At each stage, models and tools supported obtaining, storing data, analyzing and displaying results of modeling. During the modeling process, we determined the total number of lead compounds coming per unit of time into the geosystem. First of all, we have identified the number of lead compounds entering the atmospheric surface from vehicles as the main source of emissions. We used an atmospheric impurity scattering model and obtained a mapping of the distribution of lead compounds in the near-earth layers of atmospheric air at dangerous wind speeds. In the next step, we determined the amount of lead compounds that reach the soil surface. The constructed surface, reflecting the spatial characteristics and intensities of the primary contamination field, became the basis for modeling the “soil cleaning processes”, following the main migration scenarios: lateral, radial and biogenic migration processes. For next step of modeling, we used a method that calculates soil loss (and, accordingly, lead compounds) from the site due to erosion processes. The number of lead compounds recovered from soils during lateral migration was determined. The results showed that in the test site geosystems, natural factors create conditions for the slow lateral migration. Closed negative landforms were geosystems with the highest probability of accumulation. The next step was to determine the migration intensity of soluble forms of lead in soils during radial migration. We determined that due to the liming, these soils show a "very low" intensity of metal migration and, accordingly, a "low" risk of contamination of plants. Preferably this relates to the accumulation of soluble lead compounds in concentrator plants.

In the next step, the amount of lead compounds that were transferred from soil to plants within the farmland was calculated.



**Scientific novelty:** as a result of the step-by-step implementation of the methodology of modeling, a series of digital maps were created and areas with different levels of soil contamination (or self-cleaning) speed were determined. We have identified areas that can be self-cleaning under conditions typical of the mixed forest zone with the existing level of anthropogenic loading. We have identified areas that are potentially dangerous for agricultural production by lead contamination.

**Practical importance.** This method can be applied to any heavy metal and other physical and geographical conditions. It allows to implement modeling in projects of ecological management, to determine the optimum level of anthropogenic load within highway geosystems.

**Keywords:** geoinformation modeling, soil pollution, lead compounds, highway geosystems, lateral migration, radial migration

### References

1. Baydina, N.L. (1994). *Inactivation of heavy metals by humus and zeolites in technologically contaminated soil. Pedology*, 4, 121-126.
2. Berland M.E. (1975). *Modern problems of atmospheric diffusion and atmospheric pollution. L.*, 448.
3. Blackburn A.A. (2001). *About methods for calculating the balance of heavy metals on a catchment area. Geography and natural resources*, 1, 125-128.
4. Voloshin I.M., Matviychuk L.Y., Lepky M.I. (2009). *Features of geochemical contamination of highways of Volyn. Lutsk*, 244.
5. Halahan, O.O. (2015). *Determination of the level of contamination in highway geosystems by heavy metals compounds through mathematical and cartographic modeling. Physic Geography and Geomorphology*, 4 (80), 121-125.
6. Halahan, A.A., Korohoda, N.P. (2014). *Geoinformation modeling of the pollution of the near-earth layer of the atmosphere by heavy metals in the highway geosystems. Complex problems of technosphere safety: materials of the International scientific-practical conference Part IV. Voronezh (Russia)*, 127-131.
7. Halahan, O.O. (2013). *Comprehensive assessment of heavy metals redistribution in highway agrolandscapes. Social-ecological problems of the transition to sustainable development: realities and perspectives of the XXI century: materials of the International scientific-practical conference, Kyiv-Yalta (Ukraine)*, 33-35.
8. Galagan, O.O. (2013). *Modeling of the heavy metals distribution in the highway geosystems. Physic Geography and Geomorphology*, 2 (70), 28-33.
9. Halahan, O., Korogoda, N. (2018). *Calculation of the amount of heavy metals entering to the near-motoways geosystems with vehicle emissions. Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geography*, 4(73), 20-24.
10. Glazovskaya M.A. (1988). *Geochemistry of natural and technogenic landscapes of the USSR. M.*, 328 p.
11. Davidchuk V.S., Sorokina L.Yu., Rodina V.V. et al. (2005) *Geoinformation Technologies in Landscape Mapping. Physical Geography and Geomorphology*, 47, 24-30.
12. Dobrovolsky V.V. (1999). *Landscape-geochemical criteria for assessing soil pollution by heavy metals. Pedology*, 5, 639-645.
13. Zhovinsky E.Ya., Kuraeva I.V. (2012). *Ecological-geochemical studies of environmental objects of Ukraine. K.*, 156.
14. Kabata-Pendias, A., Kabata-Pendias, H. (1989). *Microelements in soils and plants. M.*, 439.
15. Kovalchuk I.P., Yevsukov T.O., Mkrtychyan O.S. (2009). *Geospatial modeling of the potential for degradation processes on arable lands. Land management and cadastre*, 4, 72-82.
16. Kostrikov, C.V. (2004). *Attributive data for GIS and determination of morphological and morphometric attributes of fluvial relief. Geoinformatics*, 4, 70-77.
17. Kostrikov S.V. (2006). *Hydrologic-geomorphological approach to the study of the catchment organization of fluvial relief. Ukrainian Geographical Journal*, 3, 46-54
18. Malysheva L.L. (1997) *Landscape-geochemical assessment of the ecological status of the territories, Kyiv*, 264.
19. Minkina, T. M. et al. (2011). *Accumulation of heavy metals in the soil system - a plant exposed to pollution. Scientific Journal of the Russian Research Institute of Melioration Problems*, 4, 4-12.
20. Mkrtychyan, O. (2004). *Geoinformation modeling of the slope process. Bulletin of Lviv University. Geographic series*, 30, 188-193.
21. *National Report on the State of the Environment in Ukraine in 2014 (2016). K.*, 350.
22. Perelman A.I., Kasimov N.S. (2000). *Geochemistry of the landscape. M.*, 768.
23. Sayet Yu.E. (1990). *Environmental geochemistry. M.*, 335.
24. Samchuk A.I., Golubtsov O.G., Halahan O.O. (2009). *Spatio-temporal features of heavy metals distribution in anthropogenized Polissia landscapes. Ukrainian Geographical Journal*, 1, 19-24.
25. Svetlichny, A.A., Chorniy S.G., Shvebs G.E. (2004). *Erosion Studies: Theoretical and Applied Aspects. Sumy*, 410.
26. Svitlichny O.O., Plotnytsky S.V. (2006). *Fundamentals of Geoinformatics; for the total. ed. O.O. Svitlychny. Sumy*, 295.
27. Sorokina, L.Yu. (2008). *Principles of modeling of natural-anthropogenic processes in landscapes of zones of influence of technogenic objects. Ukrainian Geographical Journal*, 1, 36-40.
28. *Transport Structures Highways: DBN B.2.3-4: 2007 [Effective 2007-07-01]. K. : Minregionstroy of Ukraine, 2007. 87. (State Building Standards of Ukraine)*
29. Sysuev V.V. (1986) *Modeling of processes in landscape-geochemical systems. M.*, 301.

30. Truskavetsky, R.S. (1998). *The concept of soil and soil cover resistance to external loads*. *Visnyk Lviv Univ. Ser. Geogr.*, 23, 23-29.
31. Chervanov I.G., Kostrikov S.V. (2009). *Hydrologic-geomorphological process at the catchment area: algorithms for structural-digital modeling*. *Geopolitics and ecogeodynamics of regions*, 1, 52-63
32. G.I. Shevbs, O.O. Svitlichny (2001). *Geomorphological conditions of surface soil washing*. *Ukrainian Geographical Journal*, 4, 36-48.
33. DieselNet. *Emission standards. EU: cars and light trucks (2017)*. Available at: <https://www.dieselnet.com/standards/eu/ld.php>
34. Duong, T., Lee, B-K. (2011). *Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics*. *Journal of Environmental Management*, 92, 554–562
35. *European Landscape Convention*. Available at: <https://rm.coe.int/CoERMPublicCommonSearchServices/DisplayDCTMContent?documentId=0900001680080621>
36. Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001). *Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils*. *Environmental Pollution*, 114, 313–324.
37. *Methodendokumentation «Bodenkunde»: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden (2000)*. *Geologisches Jahrbuch. Sonderhefte: Reihe G – Heft SG 1- Ad-hoc-AGBoden*. Volker Hennings. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Staatlichen Geologischen Diensten in der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Schweizerbart, Stuttgart, 296.
38. Nath, T. N. (2015). *Assessment of heavy metals concentration deposited in roadside tea cultivated soil in Dibrugarh District of Assam, India*. *Journal of Chemistry and Chemical Sciences*, 5 (1), 5-17.
39. Pagotto, C., Rémy N., Legret M., Le Cloirec P. (2010). *Heavy Metal Pollution of Road Dust and Roadside Soil near a Major Rural Highway*. *Environmental Technology*, 22, 307-319.
40. Pivić, R. N., Stanojković Sebić A. B., Pol. J. (2013). *Assessment of Soil and Plant Contamination by Select Heavy Metals Along a Major European Highway*. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (5), 1465-1472.
41. Viard, B., Pihan Fr., Promeyrat S., Pihan J-C. (2004). *Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails*. *Chemosphere*, 55, 1349–1359.