

Л. Ю. Сорокіна, О. Г. Голубцов, І. В. Кураєва, А. І. Самчук

Оцінка стійкості південнополіських ландшафтів до техногенного забруднення важкими металами

(Представлено академіком НАН України Л. Г. Руденком)

Об'єкт дослідження — південнополіські ландшафти, що зазнають антропогенного впливу різної інтенсивності. Як показник стійкості ландшафтів до техногенного впливу розглянуто геохімічні параметри ґрунтів — сорбційну ємність ґрунтового поглинального комплексу, значення рН, буферність. Основні аналітичні методи дослідження: спектральний аналіз — для визначення мікроелементного складу ґрунтів, атомно-сорбційний — для визначення рухомих форм важких металів. Для встановлення рівнів забруднення досліджуваних територій використовували показники вмісту хімічних елементів у ґрунтах та ряд коефіцієнтів. Встановлено залежності стійкості ландшафтів до техногенних забруднень від рівня збереження природних геохімічних параметрів ґрунтів, ступеня їхнього антропогенного перетворення та рівня надходження речовин-забруднювачів (важких металів).

Визначення стійкості ландшафтів, що сформульовані в роботах О. Д. Арманда (1983), М. А. Глазовської (1990), Н. П. Сонцевої (1981), В. А. Светлосанова (1990), М. Д. Гродзинського (1995), Л. Л. Малишевої (1998) та інших дослідників, зорієнтовані на розуміння її як здатності до самовідновлення, самоочищення, збереження певного рівня екоємності, інших властивостей, що свідчать про можливість зберігати або відновлювати природну структуру після збурень, задовольняти певні умови існування біотичних видів, у тому числі й людини.

З позицій екогеохімії, стійкість природного середовища до техногенного впливу — це його “здатність зберігати і відновлювати умови екологічної рівноваги в результаті перебігу природних процесів” [1]. Застосування ландшафтознавчого підходу, який передбачає вивчення природних комплексів як цілісних утворень, дає змогу найбільш комплексно оцінити та прогнозувати поведінку техногенних забруднювачів у навколишньому природному середовищі. Як відомо, значна кількість техногенних забруднювачів акумулюється в ґрунтах, тому при аналізі стійкості ландшафтів до техногенних забруднень основним дослідницьким об'єктом є ґрунтовий покрив як складова ландшафту (наприклад, публікація М. А. Глазовської, 1988). Основними характеристиками ґрунтів, що впливають на міграцію та акумуляцію токсичних елементів, є сорбційна ємність ґрунтового-поглинального комплексу (ГПК), буферність ґрунтів, рН, фільтраційна здатність. Буферність — одна з інтегральних характеристик, яка відображає здатність ґрунту протистояти зміні своїх властивостей і складу при дії хімічних речовин природного і антропогенного характеру [1].

Об'єкти та методи дослідження. Розглянуто південнополіські ландшафти, які зазнають техногенних навантажень різної інтенсивності. Ключові ділянки в межах Києва та його приміської зони обрано з дотриманням принципів ландшафтної репрезентативності,

розташування ділянок у зонах впливу промислових об'єктів (або їх територіальних поєднань) — джерел техногенного забруднення з урахуванням рівнів техногенного навантаження та антропогенної змінності ландшафтів. Це дає можливість виявити залежності стійкості ландшафтів до техногенних навантажень від фізико-хімічних властивостей природних та техногенно порушених ґрунтів, ступеня змінності ландшафтів та рівня їхнього забруднення.

Дослідження виконано аналітичними, картографічними методами, а також методами ландшафтних досліджень, моделювання та аналізу з використанням засобів ГІС. Базову інформацію про ландшафтну структуру території [2] доповнено детальними дослідженнями ландшафтів на ключових ділянках. Ступінь забрудненості території, яка вивчається, визначено за такими показниками:

Коефіцієнт концентрації K_{ci} [3]:

$$K_{ci} = \frac{C_{vi}}{C_{fi}},$$

де C_{vi} й C_{fi} — валовий й фоновий вміст i -го хімічного елемента в ґрунті.

Сумарний показник забруднення Z_c [3]:

$$Z_c = \sum_{j=1}^n K_c - (n - 1),$$

де K_c — коефіцієнт концентрації хімічного елемента в ґрунті (> 1); n — число значень K_c , що додаються.

Коефіцієнти небезпеки K_n [3]:

$$K_n = \frac{C_{vi}}{\Gamma ДК_{vi}},$$

де C_{vi} — валовий вміст i -го хімічного елемента; $\Gamma ДК_{vi}$ — показник ГДК валового вмісту цього хімічного елемента в ґрунті.

Перевищення ГДК вмісту рухомих форм хімічних елементів у ґрунтах K_{np} [3]:

$$K_{np} = \frac{C_{pi}}{\Gamma ДК_{pi}},$$

де C_{pi} — вміст рухомих форм i -го хімічного елемента; $\Gamma ДК_{pi}$ — показник ГДК вмісту рухомих форм цього хімічного елемента в ґрунті.

Коефіцієнт буферності K_6 [4]:

$$K_6 = \frac{C\epsilon}{\Delta pH},$$

де $C\epsilon$ — сорбційна ємність ґрунтового поглинального комплексу; ΔpH — зміна рН у системі ґрунт — розчин.

Зазначені коефіцієнти розраховано за даними, що опубліковані в роботах, присвячених вивченню фоновому вмісту хімічних елементів у ґрунтах [1, 5, 6], а також за нормативними показниками значень ГДК валового вмісту [6–9] і ГДК рухомих форм [6–8] забруднювачів у ґрунтах.

Сумарний показник забруднення Z_c південнополіських ландшафтів Києва та його приміської зони розрахований на підставі даних про середній валовий вміст важких металів (Pb, Zn, Ni, Cu, V, Cr, Co) у домінуючих ландшафтних комплексах досліджуваної території [1] й за результатами лабораторних аналізів зразків ґрунту, відібраних на дослідних полігонах передмістя [10, 11], а також у межах міста [1, 10]. Просторовий аналіз диференціації цієї території за показником Z_c здійснено з використанням програми ArcGIS; оціночна шкала містить такі категорії: рівень забруднення ґрунтів допустимий ($Z_c < 16$), помірно небезпечний ($Z_c = 16-32$), небезпечний ($Z_c = 32,01-128$), дуже небезпечний ($Z_c > 128$) [3]. Методику визначення коефіцієнта буферності K_6 наведено у статті [4]. Було встановлено, що, як правило, чим більшим є вміст гумусових кислот у ґрунті, тим вища сорбційна ємність ГПК і більші значення коефіцієнта буферності. Для техногенно забруднених ґрунтів відзначено найнижчі показники сорбційної ємності ГПК (та відповідно низькі значення K_6) у порівнянні з аналогічними ґрунтами природних ландшафтів. Для різновидів дерново-підзолистих ґрунтів, характерних для Полісся, величину K_6 визначено в інтервалі від 2,3 до 12,7, для техногенних ґрунтів — від 3,2 до 4,5 [4].

Результати та їх обговорення. Характерним для досліджуваних південнополіських ландшафтів є поширення моренно-водно-льодовикових та водно-льодовикових межирічних рівнин на палеоген-неогеновій основі. Ґрунтовий покрив представлений дерново-слабо- та середньопідзолистими піщаними й пилувато-піщаними ґрунтами, у природному стані — під хвойно-широколистяними та хвойними лісами. Істотно вирізняється серед досліджуваних ландшафтів так званий Вишгородський “лесовий острів”, де лесовидні карбонатні суглинки потужністю 8–10 м залягають на полтавських і харківських пісках та київських мергелях. Тут на лесовидних суглинках розвиваються чорноземи опідзолені, в минулому — під свіжими судібровами. Також трапляються фрагменти межиріч із ясно-сірими легкосуглинковими ґрунтами, що сформувалися на моренних суглинках [2]. У ландшафтно-геохімічній структурі території переважають ландшафти кислого (Н) класу, менш поширені — кислого глейового (Н–Fe) і кислого, кислого глейового (Н, Н–Fe) класів, для “лесового острова” характерними є ландшафти кислого кальцієвого класу (Н–Ca). Ґрунти фонових ландшафтів кислого класу мають низький вміст гумусу (1,0–2,5%), енергійне кисле вилугування і слабке біопоглинання та відповідно збіднені на поживні рухомі елементи, які інтенсивно виносяться з поверхневими і фільтраційними водами [9]. Характерними рисами міських ґрунтів є нейтральна або лужна реакція (навіть у лісовій зоні), знижена вологоємність, підвищена об’ємна маса, ущільненість, кам’янистість, висока забрудненість важкими металами та нафтопродуктами (М.І. Герасимова та ін., 2003). Це ускладнює можливість виявлення залежностей змін буферних властивостей ґрунтів певного генетичного типу, що зазнають різних антропогенних навантажень, та в цілому стійкості ландшафтів певного виду від рівня надходження забруднювачів. Приміська зона Києва, у тому числі її поліська частина — це територія інтенсивного господарського використання: традиційне приміське сільське й лісове господарство, а також промислові підприємства (у межах досліджуваної території — це м. Вишгород, смт Димер, смт Коцюбинське тощо).

Результати дослідження вмісту важких металів у ґрунтах ключових ділянок у приміській зоні та у м. Києві [1, 10, 11] свідчать, що крім загальновідомої тенденції — збільшення вмісту важких металів у ґрунтах із наближенням до великого промислового центра (Києва) і максимального їх вмісту в межах міських промислових зон — простежується певна закономірність щодо співрозмірності рівнів забруднення з такими кількісними показниками, як

фоновий вміст елементів, ГДК валового вмісту та ГДК вмісту елементів у рухомій формі. Порівнюваною із значеннями фонового вмісту відповідних хімічних елементів є кількість важких металів у ландшафтах віддаленої частини приміської зони, які зазнають найменшого впливу великого міста. Перевищення фонових показників валового вмісту вказаних хімічних елементів спостерігається у межах агроландшафтів: значення сумарного показника забруднення зростають до 4–8 (рис. 1)*. Тут домінують ванадій, свинець, цинк. На ключових ділянках у межах смт Димер (40 км на північ від Києва) значення K_c ванадію зафіксовано на рівні 2–3, K_c свинцю — до 2, але всі вони — у межах встановлених рівнів ГДК. Вміст інших досліджуваних важких металів — у межах фонових значень для відповідних типів ґрунтів, навіть у тих ландшафтах, що перебувають під впливом місцевих джерел забруднення.

Порівнюваними з ГДК валового вмісту важких металів є показники забруднення ландшафтів передмістя, які характеризуються дещо більшим техногенним тиском. Зростання значень показників забруднення спостерігається із наближенням до Києва (див. рис. 1). Скоріше, саме м. Київ, де сконцентровані джерела викидів забруднюючих речовин (підприємства, автотранспорт), є причиною збільшення вмісту важких металів у ґрунтах передмістя. Хоча, очевидно, при більш детальних дослідженнях можуть бути виявлені геохімічні аномалії, що пов'язані з функціонуванням місцевих підприємств або вздовж автошляхів. На ключових ділянках у м. Вишгород (8 км на північ від Києва) та у смт Коцюбинське (приблизно 1 км від київської об'їзної дороги) також спостерігається перевищення лише фонових значень ванадію (K_c до 2) і свинцю (K_c від 1,5 до 5). Проте вміст цих та інших важких

* Умовні позначення: 1 — асоціації важких металів на ключових ділянках (вказано коефіцієнт концентрації K_c); 2 — ключові ділянки; 3 — межі ландшафтних комплексів та їх індекси; 4 — населені пункти; 5 — водні об'єкти.

Індекси ландшафтних комплексів [2]:

Водно-льодовикові рівнини на палеогеновій основі: 1. Вирівняні й хвилясті, складені пілуватими пісками, з дерново-підзолистими ґрунтами під дубово-сосновими зеленомоховими лісами. 2. Плоскі, складені пілуватими пісками, з дерново-підзолистими глейовими пілувато-піщаними ґрунтами, під сосновими з домішкою дуба чорничево-довгомоховими лісами.

Моренно-водно-льодовикові рівнини на палеогеновій основі: 3. Хвилясті, складені потужними пілуватими пісками, що підстилаються валунними суглинками, з дерново-підзолистими ґрунтами, під сосново-широколистяними лісами. 4. Вирівняні й хвилясті, складені пілуватими пісками, що підстилаються валунними суглинками, з дерново-підзолистими ґрунтами, під дубово-грабовими лісами. 5. Вирівняні, складені пісками, що підстилаються валунними суглинками і пістрявими глинами, з дерново-підзолистими ґрунтами, під дубово-сосновими різнотравно-зеленомоховими лісами. 6. Вирівняні, складені опіщаними суглинками, із ясно-сірими ґрунтами, в минулому під сосново-дубовими лісами, переважно розорані.

Рівнини, складені лесовидними суглинками, на палеогеновій основі: 7. Вирівняні, з чорноземами опідзоленими, в минулому під дубово-грабовими лісами, переважно розорані.

Надзаплавні тераси: 8. Бугристі й вирівняні, складені пісками, з дерново-підзолистими піщаними ґрунтами, під сосновими біло- й зеленомоховими лісами. 9. Вирівняні, складені пілуватими пісками, із прошарками оглиненних пісків і суглинків, з дерново-підзолистими ґрунтами, під дубово-сосновими різнотравно-орляковими лісами. 10. Плоскі, відносно знижені, з торф'яно-болотними ґрунтами, під вологотравно-болотнотравними чорновільшняками, частково осушені і розорані.

Річкові заплави: 11. Високі, хвилясті й гривисті, складені пісками і суглинками, з алювіальними дерновими, подекуди опідзоленими ґрунтами, під різнотравно-злаковими луками на гривах та з алювіальними дерновими глейовими ґрунтами під вологотравно-крупнозлаковими луками в міжгривних зниженнях. 12. Знижені, складені низинними торфами, з болотними ґрунтами під болотнотравними чорновільшняками та вербняками.

Долинно-балкова мережа: 13. Балки коритоподібні. 14. Балки й долини струмків складного профілю із зсувними схилами і береговими ярами.

металів — на рівні незначного перевищення або на межі ГДК їхнього валового вмісту, вміст рухомих форм — у межах ГДК.

Різке збільшення валового вмісту, перевищення ГДК рухомих форм основних елементів-забруднювачів спостерігається в дуже змінених ландшафтах міста, які зазнають найбільших техногенних навантажень. Їх особливістю є накладення полів забруднення і формування поліелементних техногенних геохімічних аномалій, що підтверджують наші дослідження. Основні забруднювачі — Cu, Pb, Zn, а також V, Cr, Ni, валовий вміст яких перевищує регіональний фоновий рівень. У святошинській та подільсько-курнівській промислових зонах Києва зафіксовано рівні забруднення, що подекуди в десятки разів перевищують ГДК ($K_n \text{ Cu} = 30$, $K_n \text{ Pb} = 3$, $K_n \text{ Zn} = 36$). Перевищення ГДК вмісту рухомих форм досягає таких значень: для Pb 13, для Zn 69, для Cu 267. Особливістю розподілу вмісту важких металів у місті є неоднорідність, мозаїчність поля забруднення — ділянки із надмірним вмістом забруднювачів чергуються з відносно “чистими”. Також спостерігається відмінність в асоціаціях важких металів на різних ділянках у межах міста.

Таким чином, згідно з проведеними дослідженнями, можна відзначити:

Стійкість ландшафтів до техногенних забруднень залежить від рівня збереження природних геохімічних параметрів ґрунтів, ступеня їхньої антропогенної перетвореності та рівня надходження речовин-забруднювачів, зокрема важких металів.

Низький показник буферності природних або малозмінених ґрунтів поліських ландшафтів не завжди є свідченням низької стійкості ландшафтів. При низьких показниках буферності забруднювачі слабо закріплюються у ґрунті, провідними стають механізми самоочищення ландшафтів завдяки інтенсивній водній та біогенній міграції, фіксації хімічних елементів у формі, недоступній для рослин. Малозмінені ландшафти мають більший ступінь стійкості до антропогенних хімічних навантажень завдяки збереженню природних геохімічних властивостей ґрунтів. Тому в ґрунтах фонових ландшафтних урочищ приміської зони Києва, де можна очікувати значного надходження забруднюючих речовин, спостерігається низький вміст важких металів. Низька буферність техногенних ґрунтів урболандшафтів, надмірний вміст забруднювачів і постійне їх надходження у поєднанні з обмеженими можливостями для самоочищення, є причинами зниження або навіть втрати ландшафтами міста стійкості до антропогенних хімічних навантажень. Цими ж умовами в сильнозабруднених ґрунтах спричинене різке збільшення частки важких металів у рухомій формі.

Важливим і актуальним для виконання таких досліджень є завдання розробки та нормативного затвердження системи показників ГДК валового та рухомих форм елементів-забруднювачів з урахуванням показників буферності ґрунтів і геохімічних характеристик основних типів ландшафтів.

1. Самчук А. І., Кураєва І. В., Єгоров О. С. та ін. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу. — Київ: Ін-т геохімії, мінералогії та рудоутворення НАН України, 2006. — 108 с.
2. Галицкий В. И., Давыдчук В. С., Шевченко Л. Н. и др. Ландшафты пригородной зоны Киева и их рациональное использование. — Киев: Наук. думка, 1983. — 244 с.
3. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами: Утверждено заместителем Главного государственного санитарного врача СССР от 13 марта 1987 г. № 4266-87. — <http://www.budinfo.org.ua/doc/4003138.jsp>.
4. Самчук А. И., Бондаренко Г. Н., Долин В. В. и др. Физико-химические условия образования мобильных форм токсичных металлов в почвах // Минерал. журн. — 1998. — 12, № 2. — С. 48–59.

5. *Методика* агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / За ред. С. М. Рижука, М. В. Лісового, Д. М. Бенцаровського. – Київ, 2003. – 61 с.
6. *Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почвах и допустимые уровни их содержания по показателям вредности, утвержденные Министерством здравоохранения (№ 1968-79 от 21.02.79, № 25546-82 от 13.05.82 и № 3210-85 от 01.02.85 г.)*. – <http://www.budinfo.org.ua/doc/4003138.jsp>.
7. *Державні санітарні правила та норми. 2. Комунальна гігієна. 2.7. Грунт, очистка населених місць, побутові та промислові відходи, санітарна охорона ґрунту. "Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення"* ДСанПіН 2.2.7.029-99. – http://www.uazakon.com/documents/date_bh/pg_gsnsst/index.htm.
8. *Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах с различными физико-химическими свойствами (валовое содержание, мг/кг). (Дополнение № 1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91)*. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.020-94. – Москва: Госкомсанэпиднадзор, 1995. – 8 с.
9. *Малышева Л. Л.* Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій. – Київ: Ред.-видав. центр "Київський університет", 1998. – 264 с.
10. *Куряева И. В., Самчук А. И., Сорокина Л. Ю. та ін.* Розподіл важких металів у ґрунтах південнополіських ландшафтів Києва та приміської зони // *Мінерал. журн.* – 2010. – № 1. – С. 77–90.
11. *Самчук А. И., Голубцов О. Г., Галаган О. О.* Просторово-часові особливості розподілу важких металів у антропогенізованих поліських ландшафтах // *Укр. географ. журн.* – 2009. – № 1. – С. 19–25.

*Институт географії НАН України, Київ
 Інститут геохімії, мінералогії
 та рудоутворення ім. М. П. Семененка
 НАН України, Київ*

Надійшло до редакції 01.07.2010

L. Yu. Sorokina, O. G. Golubtsov, I. V. Kurayeva, A. I. Samchuk

Evaluation of the resistance of Southern-Polissian landscapes to technological contamination by heavy metals

The research object is Southern-Polissian landscapes under the anthropogenic pressure of various intensities. Geochemical parameters of soils (sorptive capacity of soil-absorption complex, pH value, buffer capacity) are examined as indices of the landscape tolerance to an anthropogenic impact. The main analytical methods of the study: spectral analysis – for determination of the microelement composition of soil samples; atomic-sorption method – for identification of the content of heavy metals mobile forms in filtrate. To assess the pollution rate of the territory, the contents of chemical elements in soil and some indices are used. The relations between the landscape tolerance to an anthropogenic pollution and the level of conservation of soils' natural geochemical parameters, as well as the level of their anthropogenic transformation, are determined.