

## ІНДЕКС АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ҐРУНТ УРБОЕКОСИСТЕМ ВНАСЛІДОК ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

*Т.Ф. Яковшина, Державний вищий навчальний заклад “Придніпровська державна академія будівництва та архітектури”, Україна*

Вдосконалено методологію визначення індексу антропогенного навантаження на ґрунт внаслідок забруднення важкими металами з подальшим обґрунтуванням його нормування. Доведено відповідність нормування комплексного показника антропогенного навантаження при поліелементному забрудненні коефіцієнтам концентрації досліджуваних елементів при поелементному забрудненні. Апробовано запропоновану методологію в межах програми екомоніторингу ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпро.

Визначення антропогенного навантаження на будь-яку екосистему має досить актуальне народногосподарське значення для розбудови промислового потенціалу України при дотриманні норм екобезпеки, адже за умов наявного техногенного пресингу виникає правомірне питання його допустимих меж, які зумовлюються екологічним резервом – тобто різницею між допустимим і фактичним станом системи. Знання допустимого рівня антропогенного навантаження надасть можливість експлуатувати систему не завдаючи їй істотної шкоди, що, насамперед, актуально для антропогенно перетворених урбоекосистем.

Розглядаючи антропогенне навантаження, як ступінь прямого або опосередкованого впливу людини та її господарської діяльності на навколишнє природне середовище або його складові виникає потреба у пошуку показників, які б надавали всебічну екологічну оцінку такого втручання з обов’язковим нормуванням інтенсивності або небезпеки для живих організмів. Ґрунтуючись на антропоцентричній позиції, А.Н. Вітченко (2011) запропонував сумарний показник антропогенного навантаження (СПАН), який реалізується на основі оцінки впливу на здоров’я людини стану окремих складових довкілля, отже характеризується через показники віднесені до гігієнічних нормативів з урахуванням значущості окремих факторів, котра визначається методом експертних оцінок

$$\text{СПАН} = 0,30\text{ІЗА}_{\text{ср.р}} + 0,20\text{ІЗВ}_{\text{хім}} + 0,20\left(\frac{\text{П}_{\text{ш}}}{\text{П}_{\text{гдр}}}\right) + 0,15\text{ІЗА}_{\text{макс}} + 0,15\text{ІЗВ}_{\text{бак}}$$

де  $\text{ІЗА}_{\text{ср.р}}$  і  $\text{ІЗА}_{\text{макс}}$  – комплексний індекс забруднення атмосфери, середньорічний та максимально разовий відповідно;

$\text{ІЗВ}_{\text{хім}}$  і  $\text{ІЗВ}_{\text{бак}}$  – індекс хімічного та бактеріального забруднення води;

$\text{П}_{\text{ш}}$  і  $\text{П}_{\text{гдр}}$  – середній та гранично допустимий рівні шуму [1].

Головною перевагою СПАН є спроба поєднання показників, котрі характеризують інгредієнтне та параметричне забруднення. Проте ще в праці А.П. Хаустова (2006) зазначено, що значущість факторів може сильно різнитися, крім того деякі з них можуть бути усунені за умов незначного важеля [2]. Тому відносно залучення факторів впливу на здоров’я людини відчувається деяка обмеженість, зазвичай їх значно більше.

В теперішній час в Україні прийнято дещо інший підхід, а саме, досить широко використовується модуль техногенного навантаження (МТН), який розраховують як відношення об’ємів викидів, скидів та складування відходів віднесених до адміністративних одиниць за площею або в перерахунку на пересічного мешканця

$$\text{МТН} = \frac{V_i + V_a + V_d + E + W}{S(N)}$$

де  $V_i$  – об’єм промислових стічних вод, млн. м<sup>3</sup>/рік;

$V_a$  - об’єм сільськогосподарських стічних вод, млн. м<sup>3</sup>/рік;

$V_d$  – об’єм побутово-комунальних стічних вод, млн. м<sup>3</sup>/рік;  
 $E$  – об’єм викидів в атмосферне повітря, тис. т/рік;  
 $W$  – об’єм твердих побутових та промислових відходів, млн. т/рік;  
 $S$  – площа адміністративної одиниці, км<sup>2</sup>;  
 $N$  – кількість населення адміністративної одиниці, чол. [3].

Однак цей показник також має недоліки, як то відсутність нормування, зазвичай розраховані значення порівнюють між собою або відносно середнього по Україні.

З точки зору індукції, що ґрунтується на формально-логічному підході, одержання загального висновку на основі екологічних оцінок окремих фактів щодо антропогенного навантаження екосистеми, постає правомірне питання визначення його за окремими складовими. Як видно із наведених формул і в першому і в другому випадках не приділено уваги ґрунту, як складової екосистеми, що завдяки своїм протекторним властивостям має змогу депонувати забруднювачі біосфери протягом тривалого часу. Відносно ґрунту D.L. Tomlinson зі співавторами (1980) запровадив індекс навантаження забруднення (Pollution load index, PLI)

$$PLI = n \cdot \sqrt{cf_1 \cdot cf_2 \cdot \dots \cdot cf_n}$$

де  $cf$  – коефіцієнт концентрації хімічного елементу відносно геохімічного фону;

$n$  – кількість елементів, що досліджуються [4].

Формула враховувала сукупний вплив від групи елементів з однаковою дією, в якій за норматив було прийнято концентрацію, що відповідала природному геохімічному фону зонального ґрунту. В подальшому цей показник був допрацьований К.А. Ghazaryan (2015) [5], який відносно одержаного значення в кожному конкретному випадку розподіляв ґрунт на забруднений та незабруднений

$$PLI = (cf_1 \cdot cf_2 \cdot \dots \cdot cf_n)^{1/n}.$$

Проте виникають деякі питання при аналізі запропонованого нормування, а саме: в першому випадку – обґрунтованість меж, а, в другому – абсолютизм в оцінках за майже повною відсутністю оптимального рівня (табл. 1).

Таблиця 1

Нормування індексу навантаження забруднення

Методика D.L. Tomlinson [4]		Методика К. А. Ghazaryan [5]	
PLI	Пояснення	PLI	Пояснення
$\geq 100$	потребує втручання щодо послаблення токсичності	$< 1$	ґрунт забруднений
50-100	потребує додаткових моніторингових досліджень	1	відповідає геохімічному фону
$\leq 50$	ґрунт достатньо чистий, міроприємства з детоксикації не потрібні	$> 1$	ґрунт незабруднений

За умов ситуації, що склалася відносно індексу антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище, виникає потреба в розробці методологічного підходу щодо визначення цього показника на прикладі ґрунту – як складової екологічної системи при забрудненні його важкими металами.

Мета роботи полягала в удосконаленні методології визначення індексу антропогенного навантаження на ґрунт з нормуванням його інтенсивності, що й було здійснено в межах програми екомоніторингу забруднення важкими металами урбоєкосистеми м. Дніпро. Так на території міста було виділено 65 ключових ділянок відбору проб з наступним розподіленням: лівобережжя – 21, правобережжя – 44; за районами – Амур-Нижньодніпровський – 13, Індустріальний – 5, Новокодацький – 12, Самарський – 8, Соборний – 8, Центральний – 3, Чечелівський – 9, Шевченківський – 7; за характером функціонального призначення – промислова зона – 9, висотна забудова – 13, приватний сектор – 26, зелена (рекреаційна) зона – 17. У відібраних зразках визначали валовий вміст важких металів (Zn, Pb, Cd, Cu, Ni) атомно-абсорбційним методом після кислотної обробки ґрунту. Індекс антропогенного навантаження на ґрунти урбоєкосистеми м. Дніпро розраховували за К. А. Ghazaryan (2015) відносно фонового вмісту важких металів в зональному ґрунті – чорноземі звичайному малогумусному важкосуглинковому з валовим вмістом Cd – 0,39; Pb – 22,4; Zn – 39,6; Cu – 13,35; Ni – 11,5 мг/кг.

Нормування антропогенного навантаження на ґрунт за К. А. Ghazaryan (2015) дає змогу віднести його тільки до двох категорій забрудненого та незабрудненого при перевищенні або, навпаки, зменшенні вмісту токсикантів відносно природного геохімічного фону. Здавалося в межах урбоєкосистеми має фіксуватися тільки наявність забруднення, проте при розбудові міста спостерігаються також процеси деконцентрації за рахунок розбавлення рештками будівельного сміття, перемішування ґрунтового профілю, тощо. Зазначені процеси були встановлені на 11 ділянках відбору проб із 65, що було притаманно в більшій мірі лівобережжю, чим правобережній частині міста. Граничні межі категорії “забруднений ґрунт” мали досить широкий розмах від 1,04 до 5,74 одиниць на відміну від категорії “незабруднений ґрунт” – 0,40-0,99 одиниць, що зумовлює необхідність впровадження міроприємств зі зниження його токсичності, проте вибір конкретних заходів неможливо здійснити без більш детального нормування одержаних величин, приміром за умов незначного навантаження вибирають хімічну детоксикацію – спрямовану на зниження рухомості важких металів, а при високому – фітоекстракцію за рахунок виносу їх рослинами-гіперакумуляторами у поєднанні з ефекторами фітоекстракції та регуляторами росту рослин для досягнення максимального ефекту [6].

Визначення рівнів антропогенного навантаження на ґрунт за умов поліелементного характеру забруднення важкими металами повинно спиратися на існуючі в Україні та світі стандарти. В.І. Кисіль (1998) запропонував характеризувати екологічну ситуацію відносно елементного забруднення важким металом ґрунту як сприятливу – при перевищенні кларку в 1-2 рази, задовільну – 2-3 рази, передкризову 3-5, кризову – 5-6, катастрофічну – більше 6 разів [7], що має сенс за умов високобуферних ґрунтів, до яких відносять і чорноземи звичайні. Аналогом системи В.І. Кисіля (1998) загальноприйнятим у світі є нормування елементного забруднення L. Nakanson (1980) за фактором концентрації (cf) – тобто за відношенням вмісту важкого металу в досліджуваному зразку до концентрації природного геохімічного фону, а саме: низьке –  $cf < 1$ ; помірне –  $1 < cf < 3$ ; значне –  $3 < cf < 6$ ; дуже високе –  $6 < cf$  [8]. Так приміром фонові концентрації цинку в чорноземі звичайному малогумусному важкосуглинковому становить 39,6 мг/кг при ГДК – 100 мг/кг, вміст в 1 ГДК відповідає перевищенню в 2,5 рази фону, отже задовільному стану за В.І. Кисілем (1998) та помірному забрудненню за L. Nakanson (1980). Вище наведене нормування елементного забруднення пройшло досить широку апробацію, тому вважається за доцільне використовувати зазначені рівні при визначенні меж антропогенного навантаження на ґрунт за умов поліелементного забруднення важкими металами. Залучення до запропонованої системи санітарно-гігієнічного показника – ГДК має деякі сумніви, адже згідно Розпорядження № 93 від 20.01.2016 р., Кабінет Міністрів України визнав такими, що втратили силу, акти санітарного законодавства, прийняті центральними органами виконавчої влади СРСР. Розпорядження має вступити в силу з 01.01.17 р. Розрахунок меж РЛІ в рамках прийнятої програми екомоніторингу по фоновим концентраціям досліджуваних хімічних

елементів за умов природного геохімічного фону, котрий притаманний чорнозему звичайному – зональному ґрунту Північного Степу України, де розташоване м. Дніпро, підтвердив їх відповідність шкалі елементного забруднення (табл. 2). Якщо все ж таки розрахувати PLI за ще існуючими санітарно-гігієнічними стандартами ( $GDK_{Cd} = 3$ ;  $GDK_{Ni} = 85$ ;  $GDK_{Pb} = 30$ ;  $GDK_{Cu} = 55$ ;  $GDK_{Zn} = 100$  мг/кг), то навантаженим буде вважатися ґрунт зі значенням вищим за 3,8.

Таблиця 2

Нормування індексу антропогенного навантаження на ґрунт  
за умов забруднення його Cd, Pb, Zn, Cu та Ni

Значення PLI	Інтенсивність навантаження
$PLI < 1$	низька
$1 < PLI < 3$	помірна
$3 < PLI < 6$	значна
$6 < PLI$	дуже висока

Удосконалена методологія визначення індексу антропогенного навантаження була апробована при проведенні екомоніторингу забруднення важким металами ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро. В результаті проведених досліджень було встановлено домінування процесів концентрації внаслідок аерогенного забруднення викидами промислових підприємств над деконцентрацією хімічних елементів в ґрунті через розбавлення. Відносно значень PLI інтенсивність навантаження на ґрунти території міста характеризувалася наступними категоріями: низька – 12; помірна – 42; значна – 11 ділянок відбору проб. Крім того зазначений показник мав досить строкатий характер, так найбільший розмах значень PLI спостерігався в Амур-Нижньодніпровському районі від мінімального – 0,52 до максимального значення 5,74, що зумовлювалося наявністю зон різного функціонального призначення. В промислових зонах та на територіях їх безпосереднього впливу утворилися осередки з досить високою інтенсивністю антропогенного впливу, котрі своєю конфігурацією нагадують середньорічну розу вітрів. За умов надлишкових кількостей Zn, Pb і Cu в ґрунті були зафіксовані задовільні кореляційні залежності між коефіцієнтами концентрації цих важких металів та значенням PLI, що підтверджує їх провідний внесок в забруднення ґрунтів м. Дніпро. Найбільш екологічно безпечним з точки зору переважання процесів деконцентрації та мінімізації забруднення слід визнати Самарський район. Новокадацькому, Центральному та Чечелівському районам правобережної частини міста була притаманна тільки помірна та значна інтенсивність антропогенного навантаження, що зумовлено історією розвитку промисловості яка бере свій початок від Олександрівського заводу Брянського акціонерного товариства та заводу Шодуар нині ПАТ “Євраз – Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського” та ПАТ “Дніпропетровський трубний завод” відповідно. Звертає на себе увагу наявність значень PLI, які наближаються до межі дуже високої інтенсивності навантаження, що, в свою чергу, потребує негайного впровадження міроприємств з детоксикації важких металів та санації ґранту з метою відновлення його екологічних функцій. Спостерігалась невідповідність поелементного нормування за ГДК (В.Б. Ільїн, 1995) комплексному показнику PLI, що свідчить про утруднення при врахуванні буферного стану конкретного ґрунту, тому доречніше орієнтуватися на концентрації природного геохімічного фону. Взагалі відносно інтенсивності антропогенного навантаження по території м. Дніпро були визначені наступні тенденції, а саме: по-перше, на правобережній частині вона була вдвічі вища чим на лівобережжі; по-друге, в рекреаційних зонах та на периферії в приватному секторі – в 1,5 рази нижча, чим в зонах впливу промислових підприємств.

Антропогенне навантаження на ґрунти урбоєкосистеми м. Дніпро  
внаслідок забруднення їх важкими металами

Адміністративна одиниця	Інтенсивність антропогенного навантаження			
	низька	помірна	значна	дуже висока
Амур-Нижньодніпр- ровський район	<u>0,74 (0,52-1,00)</u> 5	<u>1,87 (1,13-2,83)</u> 7	<u>5,74</u> 1	-
Індустріальний район	<u>0,83 (0,73-0,83)</u> 2	<u>2,30 (1,61-2,73)</u> 3	-	-
Новокодацький район	-	<u>1,63 (1,04-2,43)</u> 9	<u>4,12 (3,27-5,20)</u> 3	-
Самарський район	<u>0,71 (0,58-0,91)</u> 3	<u>1,57 (1,26-1,95)</u> 4	<u>3,06</u> 1	-
Соборний район	<u>0,56 (0,40-0,72)</u> 2	<u>1,96 (1,50-2,53)</u> 6	-	-
Центральний район	-	<u>2,05 (1,70-2,39)</u> 2	<u>3,97</u> 1	-
Чечеловський район	-	<u>2,04 (1,38-2,66)</u> 5	<u>3,90 (3,28-5,55)</u> 4	-
Шевченківський район	-	<u>2,06 (1,20-2,90)</u> 6	<u>3,18</u> 1	-
Лівобережжя	<u>0,75</u> 10	<u>1,88</u> 14	<u>4,40</u> 2	-
Правобережжя	<u>0,56</u> 2	<u>2,89</u> 28	<u>3,90</u> 9	-
Дніпропетровськ	<u>0,72</u> 12	<u>2,55</u> 42	<u>3,99</u> 11	-

Примітка: чисельник – середнє значення PLI, в дужках межі коливань в ґрунтах відповідної категорії забруднення; знаменник – кількість ключових ділянок відбору проб ґрунту.

### Висновки

1. Удосконалена методологія визначення індексу антропогенного навантаження на ґрунт внаслідок забруднення важкими металами з використанням коефіцієнту концентрації, як такого, що відображає наявність реальної екологічної небезпеки відносно перевищення регіонального геохімічного фону токсикантами та обґрунтуванням меж подальшого нормування цього показника.

2. Встановлена відповідність нормування комплексного показника антропогенного навантаження PLI при поліелементному забрудненні коефіцієнтам концентрації досліджуваних елементів, як його складових, що характеризують елементне забруднення.

3. Доцільність використання PLI підтверджена результатами екомоніторингу ґрунтів урбоєкосистеми м. Дніпро, згідно яких чверть території є екологічно безпечною для життєдіяльності населення, а решта характеризується різним рівнем антропогенного навантаження.

### Список літератури

1. Витченко А.Н. Расчетно-аналитический практикум по курсу “Геоэкология” / А.Н. Витченко. – Минск: БГУ, 2011. – 28 с.
2. Природопользование, охрана окружающей среды и экополитика / [ под ред. А.П. Хаустова ]. – Москва : Российский институт дружбы народов. – 2006. – 613 с.
3. Запольський А.К. Основи екології / А.К. Запольський, А.І. Салюк. – Київ: Вища школа, 2003. – 358 с.

4. Tomlinson D.L. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index / D.L. Tomlinson, J.G. Wilson, C.R. Harris, D.W. Jeffrey // *Helgolaender Meeresunter.* – 1980. – Vol. 33. – P. 566-575.

5. Ghazaryan K.A. The evaluation of the heavy metal pollution degree in the soil around the Zangzur copper and molibdenum combine / K.A. Ghazaryan, G.A. Gevorgyan, H.S. Movsesyyan, N.P. Ghazaryan, K.V. Grigoryan // *International journal of environmental, chemical, ecological, geological and geophysical engineering.* – 2015. – Vol. 5. – P. 405-410.

6. Пат. 60784 Україна, МПК С09 К17/00. Спосіб вилучення важких металів з техногенно забрудненого ґрунту / Яковишина Т.Ф., Шматков Г.Г., Столярова К.М., Вергун О.О.; заявник і патентоволодар ПДАБА. – № u2010153156; заявл. 20.12.2010; опубл. 25.06.2011, Бюл. № 12.

7. Кисіль В.І. Вплив забруднення на стан земельних ресурсів // *Земельні ресурси України* / Кисіль В.І. – К. : Аграрна наука, 1998. – С. 36-65.

8. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Hakanson // *Water Res.* – 1980. – Vol.14. – P. 975 – 1001.

## **ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ПОРОДНИХ ВІДВАЛІВ ЛІКВІДОВАНИХ ШАХТ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВУГЛЕДОБУВНИХ РЕГІОНІВ**

*С.А. Плахотній, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,  
Україна*

*А.В. Павличенко, ДВНЗ «Національний гірничий університет», Україна*

Проаналізовано вплив відходів ліквідованих вугледобувних підприємств на екологічний стан територій їх розміщення. Запропоновано комплекс заходів спрямованих на мінімізацію екологічних ризиків, що виникають на різних етапах функціонування породних відвалів вугледобувних підприємств.

Вугільна промисловість в Україні відноситься до найбільших забруднювачів довкілля. При цьому суттєвий вплив на навколишнє середовище завдається не лише безпосередньо в процесі видобутку вугілля, але впродовж багатьох років після його завершення. Так у 1991 році в Україні нараховувалось 278 шахт. В результаті реструктуризації у 1995-2000 роках на закриття було передано 143 шахти, з яких ліквідаційні роботи у повному обсязі були виконані лише на 50 підприємствах. Реформою вугільної галузі, відповідно до Програми економічних реформ на 2010-2015 рр., було передбачено у 2013 р. до ліквідації 9 шахт; у 2014 р. – 5 шахт та закриття у 2015 р. ще 6 шахт [1, 2].

Станом на 01.01.2014 р. на позабалансових рахунках підприємств, що належать до сфери управління Міненергівугілля України, здійснюють видобуток вугілля та є суб'єктами господарської діяльності у сфері поводження з відходами відповідно до Закону України «Про відходи», знаходиться: всього – 356 породних відвалів, в тому числі – 94 діючих і 262 недіючих. З 94-ох діючих мають осередки горіння 26 породних відвалів. Також продовжують горіти ще 25 відвалів із загального числа 262-ох недіючих відвалів, більшість з яких конусні [3].

Відходи вугільного виробництва в більшості випадків є масштабними техногенно-створеними джерелами постійного негативного впливу на об'єкти навколишнього середовища. Аналіз досліджень М.П. Зборщика, Л.Г. Зубової, В.В. Осокіна, Л.О. Петрової, М.Ф. Смирного, В.С. Мельникова, А.Ф. Горового, Н.А. Шевчука, К.І. Верех-Белоусової, Н.В. Олійник, Г.А. Кроїк, І.М. Кузика та інших дозволяє зробити висновок, що на всіх етапах існування породних відвалів – з моменту видачі відвальної маси на поверхню до згасання внутрішніх та зовнішніх фізико-хімічних, мінералоутворюючих, біологічних та інших процесів – відбувається поступове внутрішнє нагрівання породних мас, окислення нестійких сполук, вилуговування активних елементів, кислотне стікання новоутворених розчинів, повітряна та водна ерозія