



ГЛАВА 13. ИССЛЕДОВАНИЯ МИГРАЦИИ ПОДВИЖНЫХ ТОКСИЧНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НА СКЛОНОВЫХ ПОЧВАХ

*ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ РУХОМИХ ТОКСИЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ
НА СХИЛОВИХ ГРУНТАХ*

STUDY OF MIGRATION OF MOBILE TOXIC CONTAMINANTS ON SLOPE SOILS

DOI: 10.30888/2707-1685.2019-02-03-026

Вступ.

Грунтово-водні екологічні системи створюють необхідні сприятливі умови не лише для господарської діяльності, але й для самого життя людей. В той же час вони є найбільш уразливим об'єктом екологічного забруднення, більше того, нещадного винищення внаслідок хижацької експлуатації цього безцінного природного ресурсу та низки бездумних егоїстичних дій громадян. За прикладами далеко ходити не треба. Їх безліч, взявши хоча б створення і підтримання режиму водоохоронних зон на схилових землях поблизу водойм. Якщо цей відомий екологічний захід не виконується для великих рік, то для малих він взагалі лишається добрим наміром. При першій нагоді, особливо, коли справа стосується приватних інтересів, водойми та прилеглі до них заплави потрапляють під потужний прес забруднення внаслідок цілого ряду не лише передбачуваних, але й переважно неконтрольованих викидів від стихійних джерел.

Одночасно зі значним зниженням якості води у річках спостерігається катастрофічне її зневоднення та пересихання. Такі процеси з більшою чи меншою інтенсивністю відбуваються практично в кожній річці, що входить до басейну Дніпра. Для ідентифікації забруднювачів та прогнозування можливих заходів профілактики необхідно удосконалити систему екологічного моніторингу, що включає мережу стаціонарних лізиметричних станцій та пунктів експрес-аналізу ґрунту та водних джерел на предмет наявності та міграції рухомих токсичних забруднень. Таким чином, одним з важливих елементів екологічної безпеки є система оцінювання та аналізу реального концентраційного фону забруднень з можливістю прогнозування його змін з часом. Тоді на основі реальних і прогнозних даних стає можливим розрахунок еколого-економічних ризиків і підтримка оптимальних гідролого-технічних та управлінських рішень. Слід підкреслити, що впровадження системи екологічного моніторингу вимагає чіткого уявлення мети, конкретних задач, об'єктивних та суб'єктивних умов функціонування біоценозів на забруднених територіях. Для цього необхідно мати апробовані методики ідентифікації існуючого стану ґрунтів, тенденцій зміни дебіту водойми та якості води з точки зору концентраційного фону забруднення та рівня його шкідливого впливу на довкілля. Достовірні дані повинні бути базою для оцінювання міграційних потоків контрольованих забруднень на схилових ґрунтах ріки.



Необхідно встановити ефективне технічне забезпечення [11], [12] та розробити дієве законодавче обґрунтування всього комплексу природоохоронних заходів, враховуючи не лише короткотермінові, але й майбутні шкідливі та небезпечні наслідки для здоров'я населення та навколишнього середовища. Якщо врахувати всі аспекти економічних втрат при існуючому рівні забруднення водних джерел, що найбільше потерпають від хижацького споживання, то будь-які природоохоронні заходи і очисні споруди виявляться ефективними як в економічному, так і в соціальному плані.

В запропонованому дослідженні ми охопили лише деякі наукові проблеми екологічного моніторингу, що стосуються оптимізації мережі лізиметричних пунктів, створення водоохоронних зон, екологічному прогнозуванні міграції рухомих токсичних забруднень, в тому числі радіонуклідів. На особливу увагу заслуговують обґрунтування методики оцінювання еколого-економічної шкоди від забруднення довкілля та розробка сукупності дієвих соціальних, організаційно-технічних і санітарно-профілактичних заходів безпеки населення.

13.1. Застосування кондуктометрії в екологічному моніторингу стану ґрунтів та водних джерел

КондуктометрІя залишається одним з найбільш розповсюджених недорогих методів експрес-контролю концентраційного фону рухомих компонентів. В зонах с критичною екологічною ситуацією необхідно мати об'єктивну інформацію на базі системного моніторингу водних джерел та прилеглих до них територій.

Відомо, що при площі електродів S , відстані між ними L величина електропровідності комірки G визначається виразом:

$$G = k/\rho \quad (S/cm). \quad (1)$$

де ρ – опір комірки (Om)

$$k=L/Se\varphi \quad (cm/cm^2) \quad (2)$$

У кондуктометрії відношення $k = L/S$ (cm^{-1}) називають постійною (константою) електролітичної комірки. Постійна комірки k визначається ефективною площею електродів $Se\varphi$ і ефективною відстанню $Le\varphi$ між ними. Значення k істотно залежить від конфігурації посудини комірки та характеру розподілу силових ліній поля в її міжелектродному просторі. У зв'язку з цим обчислити ефективні значення L і S практично неможливо, а тому значення k , як правило, визначають експериментально за еталонними розчинами. Для цього комірку заповнюють розчинами (як правило, розчином KCl) з відомою



питомою провідністю σ_1 , вимірюють опір комірки R а потім обчислюють середнє значення постійної комірки. В принципі, вимірювання електропровідності можна виконувати як на постійному так і на змінному струмах, проте на практиці постійний струм не використовують, оскільки результати вимірювання в такому разі значно спотворюються за рахунок електролізу піданалізного розчину та поляризації електродів. Для зниження впливу поляризації застосовують електроди з розвинутою поверхнею, що виготовлені із хімічно стійкого матеріалу, наприклад, платини, а також знижують силу струму у вимірювальній комірці та підвищують частоту струму.

Для експрес-аналізу [11], [12] концентраційного фону рухомих компонентів забруднень був використаний кондуктометр спеціального призначення, в конструкцію якого входили джерело струму, гальванометр, дросель, компенсаційна система, штанга з електродами. З метою розширення діапазону вимірювань та урахування впливу дестабілізуючих факторів і нелінійної залежності електропровідності проводилась термокомпенсація відібраних проб лізиметричної рідини і автоматичне тарювання аналітичних даних. Застосування мікропроцесора дозволило надати приладу ряд додаткових функціональних можливостей.

Дослідний варіант кондуктометра передбачав вимірювання максимальної концентрації забруднення (відповідно електропровідності розчину NaCl) до 4000 мг/л з температурою до 45°C та відносною похибкою 3%. [3].

Розподіл ізоліній відносної електропровідності ґрунтового розчину в тонкошаровому дослідному лотку розмірами $100 \times 60 \times 10$ см (рис.1) свідчить не тільки про вплив ширини та рельєфу водоохоронних зон на міграцію рухомих сольових забруднень до крайки води (нижньої межі водоохоронної зони), але й про можливість кондуктометричних методів експрес-аналізу [9].

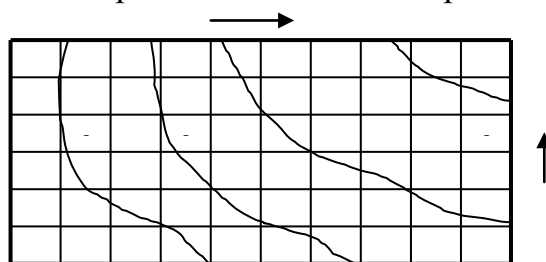


Рис.1 Розподіл ізоліній відносної електропровідності ґрунтового розчину в залежності від кута нахилу дослідного лотка

Лабораторна установка для промивання дисперсних матеріалів (рис.2) включає колонкові 1 з підтримуючою решіткою 3, циркуляційний трубопровід 6 з насосом 4 і вентилем 5. Для інтенсифікації процесу використався барботажное пристрій 7 і мішалка 8. Вимір забруднення розчину здійснювалося за допомогою кондуктометра 9 і паралельно - методами кількісного аналізу. Тарувальний графік представлений на рис.3.



У першій серії лабораторних досвідів промивали керамзитовий пісок, забруднений розчинами хлориду (NaCl) і сульфатів (Na₂ SO₄; FeSO₄).

З метою оптимізації проводилося варіювання витрат циркулюючої промивної рідини, при цьому загальний об'єм розчину зберігався постійним. Така технологічна схема проведення процесу нагадує звичайне промивання на піщаних фільтрах, однак сталість величини промивного об'єму осадів W_0 та застоїних зон в ґрунті W_S , що ілюструється виразом $W_0 + W_S = const$, дозволяє витримати умову, прийняту в математичній моделі, а саме:

$$m = \varepsilon_l + \varepsilon \tag{3}$$

Результати промивання при фільтрації розчину зверху вниз представлені графічно (рис.4 - 5).

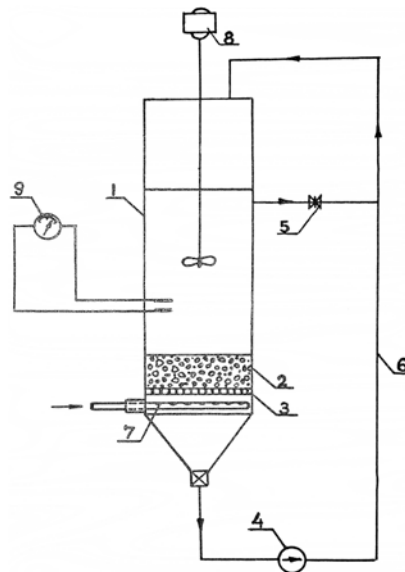


Рис.2 Схема експериментальної лабораторної установки

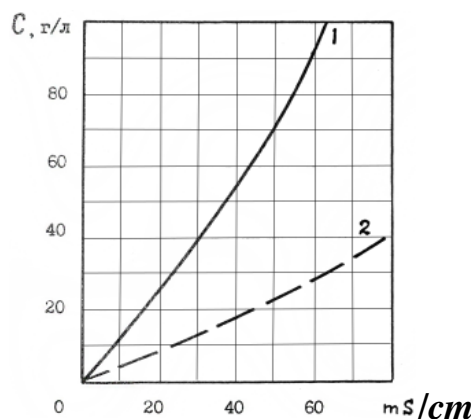


Рис.3. Залежність електропровідності розчину від концентрації контрольованого забруднення.
Вид забруднення: 1 - сульфат натрію; 2 - хлорид натрію.

В таблицях (1, 2) показані загальні характеристики ґрунтів різних типів та приблизні значення їх електропровідності.



Таблиця 1

Типові значення густини та пористості ґрунтів

Тип ґрунту	Густина твердої фази, г/см ³	Густина складання ґрунту, г/см ³	Пористість, m см ³ / см ³
Окультурені мінеральні ґрунти, пахотний горизонт:	2,60	0,8 – 1,4	0,69 – 0,46
Середньо-важка текстура	2,60	1,4 -1,7	0,46 – 0,35
Легка текстура	2,65	1,5 – 1,8	0,43 – 0,32
Підґрунти та материнські породи	2,4	0,8 – 1,2	0,67 – 0,50
ґрунти під лугом та лісовим масивом, горизонт А	1,4	0,10 – 0,3	0,93 – 0,79
Торфи			

Таблиця 2.

Приблизні значення електропровідності при 25 ° С

Чиста вода (дистиллят)	0,055 μ S/sm
Деіонізована вода (теплоенергетика)	0,5-1,0 μ S/sm
Дощова вода	50 μ S/sm
Питна вода	100-500 μ S/sm
Стічні води	1-20 mS/sm
Морська вода	50 mS/sm

13.2. Результати експериментальних досліджень кінетики вимивання забруднень з ґрунтів різних типів

В якості модельних рухомих компонентів забруднень були вибрані розчинні солі сульфату та хлориду натрію, гранульований карбамід, аміачна селітра. Характер розташування експериментальних точок свідчить про зменшення інтенсивності процесу з часом.

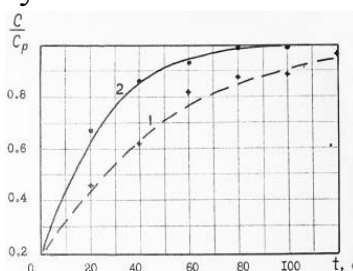


Рис. 4. Кінетика вимивання рухомих забруднень з чорнозему. Швидкість інфільтраційного потоку: 1 – 0,2 мм/сек; 2 – 0,5 мм/сек

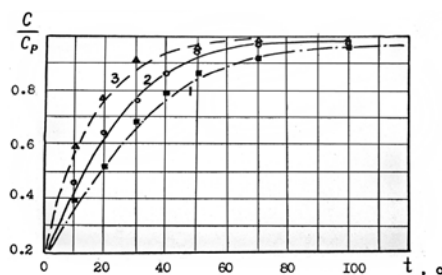


Рис.5. Кінетика вимивання забруднень з сушіщеного ґрунту
 Швидкість інфільтраційного потоку: 1 - 0,2 мм/з; 2 - 0,5 мм/з; 3 - 1,0 мм/с

Слід зауважити, що в ході експериментальних досліджень використовувалася стандартна методика хімічного визначення забруднення в ґрунтово-водній системі титруванням або ж по величині електропровідності розчину. Тарувальні графіки (рис. 3), побудовані для слабоконцентрованих розчинів, які є характерними для ґрунтово-водних систем, свідчать про переважно лінійний характер залежності електропровідності від концентрації лімітованого мігруючого забруднення. Тому, з достатньою для практичних цілей точністю, розрахунок кінетичних кривих вимивання та міграції можна робити відповідно до показань кондуктометра. З метою узагальнення експериментальних даних, отриманих при різних гідродинамічних умовах вимивання та початкового забруднення сушіщеного ґрунту, кінетичні криві наведені у вигляді логарифмічної залежності ефективності процесу від часу (рис.6). Розрахунок ефективності вимивання проводився по формулі:

$$E = \frac{C}{C_p} = \frac{C(W_0 + W_s)}{C_0 W_0 + C_s W_s} \quad (4)$$

де W_0 – об'єм промивної води (опадів) в початковий момент промивання (100, 200, 400, 1000 мл); W_s – початковий об'єм забрудненого розчину в ґрунтово-водній суспензії в промивній колонці (100 мл).

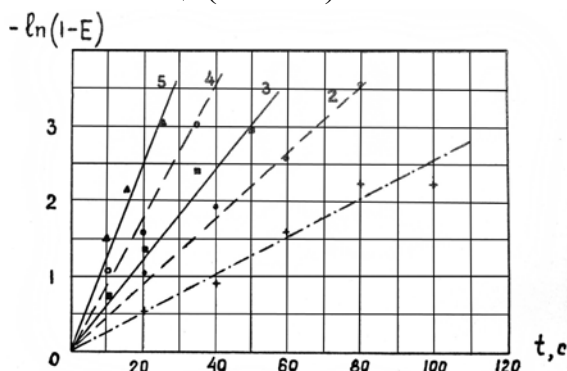


Рис. 6. Лінеаризовані графіки кінетики вимивання забруднення в залежності від інтенсивності опадів (швидкості інфільтраційного потоку): 1 – 0,1; 2 – 0,2; 3 – 0,4; 4 – 0,7; 5 – 1 мм/сек.

Неважко переконатися, що чисельник функції ефективності являє собою масу змитого забруднення, а знаменник - всю масу забруднення, яку



теоретично можна змити за час повного вирівнювання концентрацій до рівноважної

$$(W_0 C_0 + W_s C_s) = (W_0 + W_s) C_p \quad (5)$$

Відзначимо, що збільшення витрат циркулюючої промивної води та, відповідно, швидкості потоку при інфільтраційному вимиванні забруднення з чорнозему супроводжувалося підвищенням гідростатичного рівня опадів над рівнем ґрунту. Як видно із графіків (5,6), ефективність вимивання із супіщаного ґрунту вище, ніж при вимиванні цього ж забруднення з ґрунтово-водної чорноземної суспензії, що перебуває в більш щільному стані. Так, наприклад, 80% ефективність процесу вимивання при швидкості інфільтраційного потоку 0,2 мм/с досягалася за 72 секунди, а у супіщаному ґрунті при такій же швидкості інфільтрації за 45 секунд.

Варіюванням об'єму промивної води (200, 500, 1000 мол) при постійному коефіцієнті масовіддачі не привело до якої-небудь зміни характеру функції ефективності вимивання забруднення, що виразилося в практично повному збігу експериментальних даних, отриманих при фіксованих швидкостях потоку (0,25; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0 мм/с). Інакше кажучи, швидкість наближення концентрації забруднення в ґрунтово-водному розчині до рівноважного не залежить від об'єму випавши опадів. Узагальнення результатів промивання та їхнє зіставлення з даними інших дослідників – на рис.2.6. При цьому величина ефективності виражена як функція безрозмірного модуля вимивання Qt/W_p .

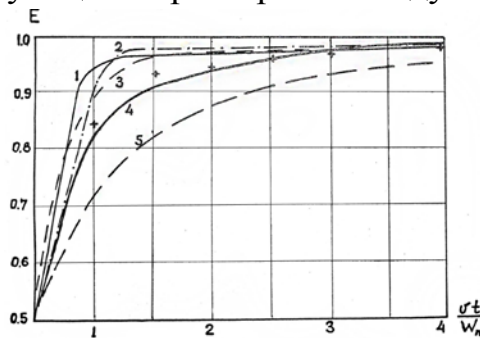


Рис. 7. Криві ефективності промивання [3,10]

1 - по даним Кроузье й Брюнеля; 2 - по даним Комаровського А.А.;

3 - по даним Брука О.Л.; 4 - по даним Розловського А.А.;

5 - крива ефективності витиснення.

Таким чином, математична модель вимивання досить добре узгоджується з результатами експерименту, хоча необхідно помітити, що подібний характер зміни мають й інші функції, наприклад, гіперболічного або ступеневого виду. При цьому слід зауважити, що визначення експериментальних параметрів, які входять в існуючі напівемпіричні моделі вимивання та міграції забруднень часто що не мають конкретного фізичного змісту, і у кожному випадку становлять предмет окремих спеціальних досліджень [4,7,10].



13.3. Порівняння гідродинамічних умов зволоження та міграції рухомих компонентів в ґрунтах

На стадії розробки комплексу антиміграційних водоохоронних заходів слід віддати перевагу запропонованим гідродинамічним моделям, які найбільш повно враховують гідродинамічні умови несистематичного нерівномірного зволоження під час випадання атмосферних опадів [4, 9].

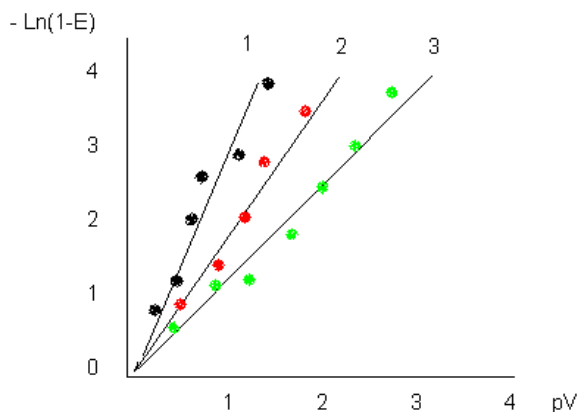


Рис.8 Кінетика вимивання гранульованого карбаміду фракцій:
1 – 2 мм, 2 – 3 мм, 3 – 4 мм.

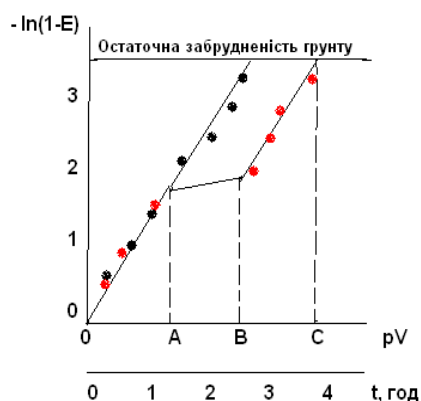


Рис.9. Кінетика безперервного та епізодичного вимивання забруднення з ґрунту (карбамід).

Аналіз кінетики безперервного та епізодичного (двократного) вимивання забруднення з ґрунту, розташованого в експериментальній колонці при фіксованій інтенсивності та кількості опадів (рис.8 - 9) показав однакову ефективність процесів, але тривалість двократного була більшою відповідно тривалості перерви (ділянка АВ). При рівності другої стадії двократного промивання $BC = AB$ по інтенсивності та кількості опадів, ефективність безперервного та епізодичного вимивання була приблизно однакова, про що свідчить досягнення однакового рівня остаточної забрудненості ґрунту. На графіку чорні точки відповідають першому безперервному промиванню, а червоні – другому, двоступеневому процесу.