

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ ТА ПЕРЕРОЗПОДІЛУ РАДІОНУКЛІДІВ У ГІРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ

Петрусенко В.П., Кутлахмедов Ю.О.

Національний авіаційний університет, м. Київ, Україна

Українські Карпати - це фізико-географічний край Карпатської гірської системи. Вони простягаються в довжину з північного заходу на південний схід на 280км, а в ширину з північного сходу на південний захід - на 100-110 км. Площа гірської системи 24 тис. кв. км, а разом з Передкарпатською височиною та Закарпатською низовиною - 37 тис. км². Українські Карпати охоплюють Закарпатську область значну частину Івано-Франківської, Львівської, Чернівецької областей.

Значне посилення уваги до екологічних проблем гірських регіонів відбулося після конференції ООН з навколишнього середовища в Ріо-де-Жанейро (1992 р.), де гірська тема «Раціональне використання «ранимих» екосистем: стійкий розвиток гірських районів» була поставлена в один ряд з іншими пріоритетними темами порядку дня на 21 століття.

Питання розвитку гірських регіонів України є також одним з важливих напрямків внутрішньої політики держави. Зокрема, прийнято Закон України «Про статус гірських населених пунктів України» (1995), розробляються Державні програми комплексного розвитку гірських територій, створюються спеціальні економічні зони, розширюються площі територій природно-заповідного фонду тощо.

Метою даної роботи є моделювання та прогнозування динаміки поведінки радіонуклідів в гірських екосистемах. Предметом дослідження є райони Українських Карпат.

На сьогоднішній день дуже гостро постало питання забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами, тому дослідження міграції радіонуклідів в лісових екосистемах, в тому числі гірських є актуальною задачею, що вимагає невідкладного вирішення.

Радіоактивне забруднення лісових екосистем особливо небезпечне з огляду на те, що радіонукліди Чорнобильського викиду - ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr мають великий період напіврозпаду. Це зумовлює тривалу циркуляцію в природних екосистемах і подальше повторне забруднення екосистем. Частково проблеми дослідження впливу радіонуклідів на складові гірських екосистем вирішуються моніторинговими службами, що вивчають стан забрудненості, тобто стежать за станом середовища, оцінюють його фактичний стан. Моніторинг охоплює спостереження за фізичними, хімічними та біологічними показниками та реакцію біологічних систем на антропогенний вплив.

Але, в разі комплексного вивчення гірських екосистем недостатньо лише визначити інтегральні характеристики забруднення, необхідно також проводити дослідження, що виходять за рамки елементарних операцій аналізу потребують застосування системного аналізу для дослідження радіонуклідів в навколишньому середовищі.

Такий підхід в свою чергу, дозволяє за допомогою математичного моделювання дослідити основні закономірності розподілу радіонуклідів, що крім отримання функціональних залежностей, які на сьогоднішній день ще уточнюються, дозволяє також побудувати довготривалий прогноз динаміки радіонуклідів.

Для модельного дослідження була обрана типова гірська екосистема, що складається з дев'яти камер: вершина гори, льодовик, альпійський луг, чагарники, ліс, пасовище, агрозона, ріка та населення, що використовує ці території.

Було розглянуто два випадки забруднення гірської екосистеми радіонуклідом Cs¹³⁷:

- 1) забруднення радіонуклідом відбулося безпосередньо на вершині гори;
- 2) радіонуклідне забруднення сталося одразу на кількох складових: вершині гори, льодовику та альпійському лузі.

Моделювання дозволяє розглядати будь-які варіанти забруднення екосистем. А зокрема другий випадок є найбільш ймовірною ситуацією при повітряному переносі радіонуклідів, зокрема після Чорнобильської аварії.

Результати моделювання було отримано після розв'язання системи звичайних диференціальних рівнянь при різних початкових умовах, що залежить від випадку забруднення гірської екосистеми:

$$\begin{cases} \frac{dx}{dt} = -0,04x(t), \\ \frac{dy}{dt} = 0,01x(t) - 0,33y(t), \\ \frac{dz}{dt} = 0,3y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk}{dt} = 0,15z(t) - 0,13k(t), \\ \frac{dl}{dt} = 0,1k(t) - 0,08l(t), \\ \frac{dm}{dt} = 0,05l(t) - 0,33m(t), \\ \frac{dn}{dt} = 0,2m(t) + 0,15p(t) - 0,63n(t), \\ \frac{dp}{dt} = 0,4n(t) - 0,28p(t), \\ \frac{dr}{dt} = 0,01p(t) + 0,2n(t) + 0,1m(t). \end{cases}$$

Результати досліджень показали суттєву різницю між наслідками забруднення у цих випадках. Найбільш небезпечним для людини є другий випадок забруднення, тобто забруднення великої частини гори: це підвищує величину прогнозованої колективної дози для населення (більш ніж у 3 рази). А знаючи відсоток надходження радіонуклідів до популяції людей, можна обчислити прогнозовану колективну дозу при різних запасах радіонуклідів в екосистемі.

Якщо порівняти результати моделювання розподілу радіонукліда Cs-137 у схилівій екосистемі (для середніх коефіцієнтів переходу), де для людини максимальна колективна доза становить 22% від усього запасу радіонуклідів в екосистемі на 80 рік, то все ж таки найбільш небезпечним для людини буде рівномірне забруднення гірської екосистеми.

Таким чином,

- Аналіз результатів моделювання показує, що відбувається інтенсивний перерозподіл радіонукліда в даній гірській екосистемі

- Вміст радіонукліда у всіх камерах, крім першої, та у другому випадку і другої камери, мають пік, котрий пов'язаний з двома процесами – накопичення та скиду радіонукліда.

- Показано, що відбувається накопичення радіонукліда в популяції населення, що використовує дану гірську екосистему. Розрахунки по моделі вказують на те, що частина радіонукліда, яка формує колективну дозу у людей зростає у часі і досягає помітних значень 5,4% від усього запасу у першому випадку та 17% у другому. Це означає зростання прогнозованої колективної дози у разі рівномірного забруднення значної частини гори і визначає потенційно великий ризик забруднення екосистеми.