

СЕКЦІЯ 1

ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА УКРАЇНИ І ПРОГНОЗУВАННЯ РИЗИКІВ У ПРИРОДОКОРИСТУВАННІ. СУЧАСНІ ЕКОТЕХНОЛОГІЇ ВОДООЧИЩЕННЯ ТА ВОДОПІДГОТОВКИ. СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ПЕРЕРОБКИ ТА УТИЛІЗАЦІЇ ПРОМИСЛОВИХ, ПОБУТОВИХ ТА ІНШИХ ВІДХОДІВ

УДК 504.455:539.16:004.942(043.2)

Бевза А. Г., Кутлахмедов Ю. О. (Україна, Київ)

УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ РОБОТИ БІОСТАВКІВ НА ПРИКЛАДІ АТОМНОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

Експлуатація атомних електростанцій (АЕС) та інших підприємств часто технологічно пов'язана з необхідністю використання великої кількості води і вимагає близького розташування водних об'єктів. В якості джерела водопостачання можуть використовуватися як порівняно невеликі, так і великі ріки, озера і водосховища, а також прибережні акваторії морів і океанів. Так, в Україні три АЕС розміщені в басейні р. Прип'ять: Рівненська, Хмельницька та Чорнобильська АЕС, яка 15 грудня 2000 року була виведена з експлуатації. Найбільш потужна в Європі – Запорізьська АЕС розміщена в нижній течії Дніпра на березі Каховського водосховища. Південно-Українська АЕС використовує воду р. Південний Буг [1].

За виключенням Чорнобильської АЕС, всі атомні станції України мають двоконтурну систему охолодження. Завдяки цьому вода, що циркулює через ядерний реактор, віддає своє тепло другому контуру. Це дозволяє суттєво знизити вплив можливих аварійних ситуацій у системі охолодження на забруднення навколишнього середовища.

Не дивлячись на застосування таких заходів навіть при нормальній роботі АЕС деяка частина радіонуклідів може надходити у водні системи як у вигляді невеликих допустимих скидів рідких радіоактивних відходів, так і у вигляді аерозольних осадів. Скиди незначної кількості радіоактивних речовин у результаті технологічних промивань системи охолодження і водойм-охолоджувачів є нормальними технологічними прийомами експлуатації атомних електростанцій. При цьому строго дотримуються нормативів на допустимі рівні забруднення води.

Так, у відповідності з вимогами Законів України “Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку”, “Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань”, Норм радіаційної безпеки України та ін., діюча атомна електростанція відповідає вимогам безпеки, якщо її радіаційний вплив не призводить до перевищення встановлених дозових меж опромінення персоналу АЕС і населення, а також нормативів на газо аерозольні викиди і рідкі скиди, на вміст радіоактивних речовин у навколишньому середовищі.

За ствердженням вчених в галузі радіоекології гідросфера – це найбільше депо надходження і захоронення радіонуклідів [2], тому управління якістю водних об'єктів, які знаходяться під впливом атомних електростанцій, залишається актуальною задачею впродовж двох з половиною десятиріч і особливо сьогодні у зв'язку з масштабною аварією на АЕС в Японії.

Після аварії на Чорнобильській АЕС у світі спостерігається сплеск соціального інтересу до проблеми можливих наслідків впливу ядерних виробництв і радіоактивності на водні ресурси. Так, безпрецедентно збільшилася кількість міжнародних проектів, наукових конференцій і симпозіумів присвячених проблемам гідрології і стану водних ресурсів у зонах радіоактивного забруднення. Одним із важливих результатів міжнародного співробітництва з даної проблеми стало осмислення того, що оцінка впливу атомної енергетики на водні екосистеми повинна проводитися з урахуванням радіаційних ризиків водокористування, а водоохоронні контрзаходи мають обґрунтовуватися з урахуванням „принципу оптимізації” радіоекологічного захисту [1].

Так, дослідження авторами процесу міграції радіонуклідів у системі біоставків і водоймах-охолоджувачах АЕС, їх накопичення біотою та донними відкладеннями з метою визначення активності радіонуклідів та інших поллютантів, які можна скинути у водойми, не порушуючи їх функціонування, є важливим для забезпечення екологічної безпеки навколишнього середовища в районі підприємства.

Задача дослідження: оптимізувати модель міграції радіонуклідів у системі біологічних ставків (на прикладі Південно-Української АЕС) по акумуляції радіонуклідів та інших поллютантів за допомогою методу камерних моделей.

Метод камерних моделей має мінімальну складність і є універсальним. Різниця між камерними моделями переносу радіонуклідів по екологічним та/чи трофічним ланцюгам полягає у змісті, який вкладається у блоки (камери), значеннях коефіцієнтів переносу та законах їх зміни. Ряд камерних математичних моделей вже пройшов апробацію і певний час використовується вченими й дослідними установами [2,3].

Модель міграції радіонуклідів у біологічних ставках АЕС з постійно діючим джерелом.

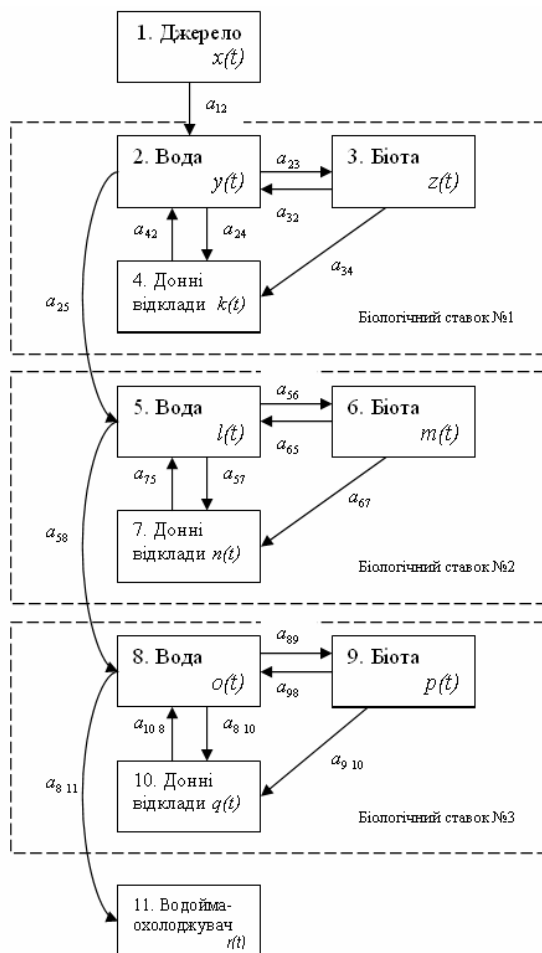


Рис. 1. Блок-схема переносу радіонуклідів по екологічних ланцюгах

У даній роботі представлена динамічна модель переносу радіонуклідів у біологічних ґавках АЕС з постійним скидом. Модель основана на концептуальній блок-схемі переносу радіонуклідів (на приклад ^{137}Cs і ^{90}Sr) по екологічних ланцюгах (рис. 1).

За основу була взята типова водна екосистема [2], що складається з трьох камер: камера-вода, камера-біота та камера-донні відклади. У камерах відображено звичайні шляхи міграції радіонуклідів у водному середовищі. Активність радіонуклідів у воді зменшується завдяки їх поглинанню біомасою та донними відкладеннями водойми. Сформовано припущення, що радіонукліди, що надходять в камеру, миттєво перемішуються в усіх частинах камери, однаково в будь-який момент часу, а втрати радіонуклідів камерою пропорційні активності радіонуклідів у камері.

Взаємодія між камерами задається за допомогою коефіцієнтів переходу радіонуклідів a_{ij} із однієї камери в іншу за одиницю часу. Розрахунки цих коефіцієнтів базуються на реальних літературних даних про середні швидкості розподілу та перерозподілу радіонуклідів в екосистемах. Значення коефіцієнтів встановлені авторами на основі розрахунків, натурних та літературних даних [4].

Модель (1) складається з одинадцяти простих диференціальних рівнянь зі сталими коефіцієнтами a_{ij} , змінними динамічними активностями радіонуклідів $x, y, z, k, l, m, n, o, p, q, r$ у відповідних камерах та часом t . У всіх камерах розрахунки здійснюються в одиницях густини активності Бк/л. Початкові умови $x(0)$ камери джерело приймаються за 10, а для інших камер – нульовими. Параметри моделі є змінними по місяцях.

$$\begin{aligned}
 \frac{dx(t)}{dt} &= -a_{12}x(t) = -0,4x(t); \\
 \frac{dy(t)}{dt} &= a_{12}x(t) + a_{42}k(t) + a_{32}z(t) - a_{24}y(t) - a_{23}y(t) - a_{25}y(t) = \\
 &= 0,4x(t) + 0,003k(t) + 0,015z(t) - 0,2y(t) - 0,3y(t) - 0,3y(t); \\
 \frac{dz(t)}{dt} &= a_{23}y(t) - a_{32}z(t) - a_{34}z(t) = 0,3y(t) - 0,015z(t) - 0,015z(t); \\
 \frac{dk(t)}{dt} &= a_{24}y(t) + a_{34}z(t) - a_{42}k(t) = 0,2y(t) + 0,015z(t) - 0,003k(t); \\
 \frac{dl(t)}{dt} &= a_{25}y(t) + a_{75}n(t) + a_{65}m(t) - a_{57}l(t) - a_{56}l(t) - a_{58}l(t) = \\
 &= 0,2y(t) + 0,1n(t) + 0,015m(t) - 0,15l(t) - 0,1l(t) - 0,3l(t); \\
 \frac{dm(t)}{dt} &= a_{56}l(t) - a_{65}m(t) - a_{67}m(t) = 0,1l(t) - 0,015m(t) - 0,015m(t); \\
 \frac{dn(t)}{dt} &= a_{57}l(t) + a_{67}m(t) - a_{75}n(t) = 0,15l(t) + 0,015m(t) - 0,01n(t); \\
 \frac{do(t)}{dt} &= a_{58}l(t) + a_{98}p(t) + a_{108}q(t) - a_{89}o(t) - a_{810}o(t) - a_{811}o(t) = \\
 &= 0,3l(t) + 0,03p(t) + 0,03q(t) - 0,1o(t) - 0,2o(t) - 0,3o(t); \\
 \frac{dp(t)}{dt} &= a_{89}o(t) - a_{98}p(t) - a_{910}p(t) = 0,1o(t) - 0,03p(t) - 0,002p(t);
 \end{aligned} \tag{1}$$

$$\frac{dq(t)}{dt} = a_{810}o(t) + a_{910}p(t) - a_{108}q(t) = 0,2o(t) + 0,002p(t) - 0,03q(t);$$

$$\frac{dr(t)}{dt} = a_{811}o(t) = 0,3o(t).$$

Обчислення систем диференціальних рівнянь здійснювалося за допомогою комп'ютерної програми MAPLE 6. Розв'язок системи у графічному вигляді подано на рис. 2, 3.

Графік накопичення радіонукліда для камери *джерело* $x(t)$ свідчить, що активність радіонуклідів, які надходять до біоставки I буде стрімко знижуватися й через 15 місяців досягне 0.

Проаналізувавши рисунок 2 бачимо, що накопичення радіонуклідів у воді може стрімко зростати поки не досягне 2,5 одиниць, потім стрімко спадатиме, але на 10-му місяці спад дуже сповільниться. Накопичення радіонуклідів у біоті 1-го ставка стрімко досягне максимуму – 3 одиниці на 10-й місяць, а потім ми спостерігатимемо більш повільне зниження активності радіонуклідів у біологічних організмах водойми. Третій графік підтверджує те, що донні відкладення поглинають найбільшу частку радіонуклідів. Так, накопичення радіонуклідів донними відкладеннями буде спостерігатися впродовж 10-ти років і досягне 4,5 одиниць від заданих 10 одиниць.

Дослідження авторів показує, що при такому скиді 1-й біоставок затримує всі радіонукліди й до 2-го та 3-го біоставків вони не потрапляють.

Відомо, що водоймище-охолоджувач працюватиме необмежено довго, якщо активність скинутих до нього радіонуклідів не буде перевищувати таку, що розпадається протягом доби – критичне значення ($C_k = 3,7 \cdot 10^4$ Бк/л, або 10^{-6} Кі/л) [2].

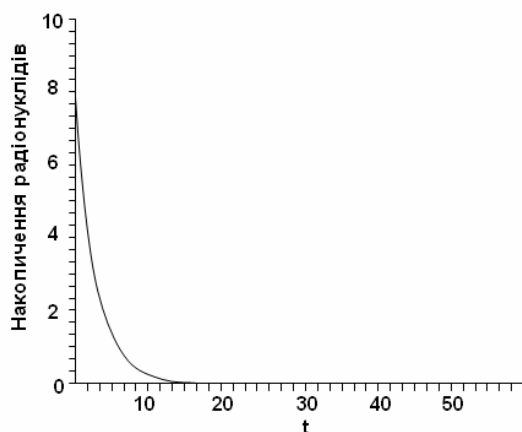


Рис. 2. Графік для камери *джерело* $x(t)$

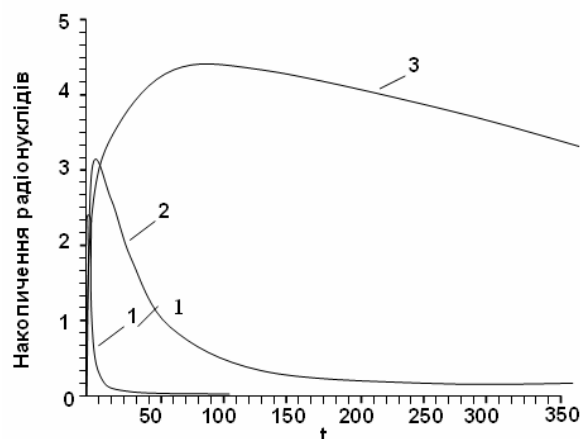


Рис. 3. Графіки накопичення радіонуклідів у біоставку I
(1 – накопичення радіонуклідів у камері *вода* $y(t)$,
2 – накопичення радіонуклідів у камері *біота* $z(t)$,
3 – накопичення радіонуклідів у камері *донні відкладення* $k(t)$)

Розрахунки свідчать, якщо біота водної товщі становитиме 10 г/м^3 у ставку об'ємом 1500 м^3 ($1,5 \cdot 10^6$ л), а активність радіонуклідів у воді – 10 Бк/л (при цьому коефіцієнт накопичення радіонуклідів K_n є сталим і може дорівнювати 1000), то активність радіонуклідів у біоті водної товщі буде дорівнювати 10^4 Бк/кг, а критичне значення активності радіонуклідів у воді буде становити $6 \cdot 10^2$ Бк/л.

Якщо біота донних відкладень буде становити 10 г/м^3 (коефіцієнт накопичення радіонуклідів K_n дорівнює 500-5000), то активність радіонуклідів у біоті водних відкладень дорівнюватиме $2,5 \cdot 10^7$ Бк/кг, а критичне значення дози від радіонуклідів у біоті донних відкладень становить близько 160 Гр/рік. Це може викликати пригнічення та загибель частини біоти.

Висновки:

При скиді радіонуклідів одиниці накопичення радіонуклідів у камерах 1-го біоставка є значними, тому 1-й біоставок затримує весь скид радіонуклідів, а біота біоставка I є найбільш критичною ланкою екосистеми.

Максимальний скид радіонуклідів у систему біоставків, при якому дозове навантаження на біоту водної товщі не буде перевищувати 4 Гр/рік , становить $6 \cdot 10^2$ Бк/л.

Загальна радіоемність каскаду прісноводних водоймищ завжди вища, ніж радіоемність найкращого за цим показником водоймища, що входить до його складу. Висока активність біоти у водоймищах таких каскадів дає змогу різко підвищити їх радіоемність, що створює ситуацію, коли з каскаду виходить вода з незначною активністю радіонуклідів.

Розроблена авторами модель з використанням методу камерних моделей дозволяє моделювати параметри радіоекологічної ємності системи біоставків та водойми-охолоджувача АЕС та здійснювати управління якістю подібних водних об'єктів, що використовуються в промисловості.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Войцехович О.В. Управління якістю поверхневих вод у зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС: Монографія / Серія „Радіація і вода”. – К.: Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, 2001. – 136 с.
2. Кутлахмедов Ю. О. Основи радіоекології: Навч. посіб./ Ю. О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер // за ред. В. П. Зотова. – К.: Вища шк., 2003. – 319 с.
3. Сердюцкая Л. Ф. Техногенная экология: Математико-картографическое моделирование / Л. Ф. Сердюцкая, А. В. Яцишин. – М.: Книжный дом „ЛИБРОКОМ”, 2009. – 232 с.
4. Горев Л. П. Радиоактивность природных вод / Л. П. Горев, В. І. Мелешенко, В. К. Хільчевський – К.: Вища шк., 2003. – 124 с.

УДК 504.455:539

Кутлахмедов Ю.А., Томилин Ю.А., Григорьева Л.И., Родина В.В., Огородник А.Н.
(Украина, Киев, Николаев)

ПРИМЕНЕНИЕ БИОМЕТОДОВ ПЫЛЕПОДАВЛЕНИЯ НА ПОВЕРХНОСТИ КРАСНЫХ ШЛАМОВ НИКОЛАЕВСКОГО ГЛИНОЗЕМНОГО ЗАВОДА ДЛЯ СНИЖЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ

Красный шлам, который образуется при производстве глинозема из бокситовых руд, содержит ряд оксидов (Al_2O_3 , F_2O_3 , SiO_3 , CaO , MgO , Cr_2O_3 , SO_3 , Na_2O , K_2O , TiO_2 и др.) и микроэлементов (Mn, Ni, V, Cr, Mo, Cu, Pb, Ga, Zr и др.) в больших концентрациях и при высоких щелочных pH (8-12), которые представляют серьезную опасность для биоты и населения, проживающего в зоне влияния пылевых переносов от шламохранилища НГЗ (Николаевского глиноземного завода). Это особенно ярко было продемонстрировано при пылевой буре в марте 2011 г. При этом произошло явное загрязнение деревьев, поверхности почвы и воды Днепро-Бугского лимана на близлежащей территории к югу от шламохранилища.



Рис 1. Космоснимок расположения хранилища красных шламов НГЗ

С помощью разработанного нами метода оценок показателей экологической емкости с использованием аналитической ГИС технологии нами было проведено моделирование возможной пылевой бури и переноса красных шламов в наиболее опасном направлении на север в район расположения областного центра г. Николаева. Реально в марте 2011 г был реализован сценарий пылевого переноса на юг от НГЗ, и поэтому экологический меньше, чем в случае более опасного сценария -пылевой бури в направлении г. Николаев. Опасность красных шламов, особенно в жидком виде, продемонстрированы в ходе аварии на хранилище красных шламов в Венгрии.

Давно и в настоящее время особенно, стала очевидной настоятельная необходимость разработать методы и провести работы по пылеподавлению поверхности шламохранилища НГЗ.

Результаты литературного поиска, полевых и лабораторных исследований, проведенных нами показали, что покрытие поверхности шламохранилища дерниной и тростниковыми матами может быть использовано для пылеподавления, как на пляжах шламохранилища, так и на склонах защитных дамб.

Перспективный метод пылеподавления -метод задерновывания пылящих поверхностей достаточно часто применяется при рекультивации карьеров, терриконов, после вскрышных работ и т.п. Суть предлагаемого метода состоит не создании дернины, а в снятии на хорошо залуженных территориях верхнего слоя дернины толщиной 2 - 5 см и размещении его на поверхности шламохранилища, которая нуждается в закреплении и пылеподавлении (рис 2.).

Снятие дерна можно производить с помощью специальной машины – TURF CUTTER. TURF CUTTER способен срезать дерн необходимой толщины полосами до 50 см шириной. В наших экспериментах дерн нарезался и был вывезен и размещен на шламохранилище на заранее выбранный участок В дальнейшем для защиты дерна от действия токсичных веществ вероятно потребуется подкисление поверхности шламов.

Дерн содержит необходимый запас питательных веществ и семян достаточный для его длительного экспонирования на поверхности шламохранилища с целью пылеподавления. В силу токсичности шламов,