

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ВОДНОГО ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ**

© 2010 В. В. Беляев

*Институт гидробиологии НАН Украины, Киев*

Методом моделирования изучено поведение величины  $WR(1)$  в зависимости от условий эксперимента для разных значений коэффициента накопления. Установлена аналитическая зависимость между водорастворимой формой радионуклида в водных растениях ( $WR(1)$ ) и коэффициентом накопления. Показана роль величины коэффициента накопления в формировании  $WR(1)$ .

*Ключевые слова:* радионуклид, коэффициент накопления, водные растения, водорастворимая фракция радионуклида.

Научно-технический прогресс неразрывно связан с использованием энергетических ресурсов, и угроза истощения органических источников энергии стимулирует интенсивное развитие атомной энергетики. Несмотря на многочисленные аварии на объектах атомной энергетики, во многих странах мира атомные электростанции рассматриваются в качестве основных источников энергии [1]. Наличие запасов органического топлива в стране не является лимитирующим фактором развития ядерной энергетики, например в Украине и России приняты программы интенсивного развития этой отрасли. Использование атомной энергии неизбежно приводит к радиоактивному загрязнению окружающей среды, а водоемы служат основным резервуаром, где накапливаются радиоактивные вещества [2 - 4]. При этом водные экосистемы, с одной стороны, являются магистралями, по которым происходит миграция радионуклидов, с другой – местом депонирования этих загрязнителей [5, 6].

Одним из важнейших биотических компонентов водных экосистем являются водные растения. Особенности накопления радионуклидов водными растениями описываются коэффициентами накопления и физико-химическими формами радионуклидов в организме [3, 4, 7, 8]. Коэффициенты накопления отражают способность растений накапливать радионуклиды и определяются как отношение концентраций радионуклидов в организме и воде. Для дальнейшей детализации особенностей радионуклидного загрязнения организма необходимо определить физико-химические формы содержания радионуклидов, что позволяет установить прочность фиксации и локализацию радионуклидов в организме. Выделяют несколько форм содержания радионуклидов в растениях: растворенные внеклеточные катионы, сорбированные внеклеточные катионы слабосвязанные, сорбированные внеклеточные катионы, внутриклеточные катионы, встроены катионы и минеральная фракция

(слаборастворимый осадок) [8]. Растворенные внеклеточные катионы экстрагируются дистиллированной водой, поэтому доля радионуклидов выщелачиваемых водой называется водорастворимой фракцией. Согласно применяемым методам [8 - 10] физико-химические формы содержания радионуклидов в объектах окружающей среды определяются последовательной экстракцией, при этом принято, что в жидкую фазу переходит 100 % активности радионуклида каждой из перечисленных выше форм.

Учитывая многообразие факторов окружающей среды, влияющих на накопление радионуклидов компонентами водоемов, наиболее перспективным путем прогнозирования радиологической ситуации в водных экосистемах является математическое моделирование. Так, если величины коэффициентов накопления позволяют прогнозировать миграцию радионуклидов по трофическим цепям, то значения величин физико-химических форм содержания радионуклидов в растениях – поведение радионуклидов после отмирания растений, что особенно актуально для водных экосистем, в которых процесс развития автотрофной биомассы цикличен. Поэтому целью данной работы было теоретически обосновать, что условия эксперимента и величина коэффициента накопления могут влиять на соотношения определяемых последовательной экстракцией форм радионуклидов в водных растениях.

**Методы исследований**

Как указывалось выше, физико-химические формы радионуклидов в объектах окружающей среды определяют последовательной экстракцией различными реагентами [8 - 10]. Если пронумеровать физико-химические формы радионуклидов следующим образом: 1 - растворенные внеклеточные катионы (водорастворимая форма), 2 - сорбированные внеклеточные катионы слабосвязанные, 3 - сорбированные внеклеточ-

ные катионы, 4 - внутриклеточные катионы, 5 - встроенные катионы и 6 - минеральная фракция (слаборастворимый осадок), то можно ввести следующие обозначения:

$A_r(i)$  – активность образца растения после экстракции  $i$ -й формы, Бк;  $A_r(0)$  – активность образца растения до эксперимента, Бк;  $A_w(i)$  – активность среды (жидкой фазы) после экстракции  $i$ -й формы, Бк;  $WR(i)$  – доля активности радионуклида, которая переходит в раствор при определении  $i$ -й формы (величина  $i$ -й фракции);  $i$  – номер фракции(формы);  $m_r(i)$  – масса растения, кг;  $m_w(i)$  – масса (объем) жидкой фазы, кг(л);  $n(i)$  – отношение масс жидкой и твердой фаз;  $K_n$  – коэффициент накопления радионуклида растением.

В принятых обозначениях  $WR(i)$  выражается следующим образом:

$$WR(i) = A_w(i)/A_r(0). \quad (1)$$

$K_n$  в водоеме определяется по формуле

$$K_n = [A_r(0)/m_r(0)]/[A_w(0)/m_w(0)], \quad (2)$$

где  $(A_r(0)/m_r(0))$  и  $(A_w(0)/m_w(0))$  – концентрации радионуклида в растении и воде соответственно, Бк/кг(л).

Традиционно при определении величин  $K_n$  используется воздушно-сухая или абсолютно-сухая масса растений [7, 11]. Кроме того, специалисты в области гидробиологии рекомендуют использовать в расчетах воздушно-сухую массу растений, что связано с большой вариабельностью отношения сырой и воздушно-сухой масс растения [12 - 15]. Поэтому при вычислениях мы также используем воздушно-сухую массу растения.

В работе приняты следующие допущения: 1) в условиях эксперимента, при обработке дистиллированной водой, масса растения не изменяется, т.е.  $m_r(0) = m_r(1)$ ; 2) за время эксперимента в системе «вода – растение» устанавливается равновесное состояние, т.е.

$$\begin{aligned} [A_r(0)/m_r(0)]/[A_w(0)/m_w(0)] = \\ = [A_r(1)/m_r(1)]/[A_w(1)/m_w(1)], \end{aligned}$$

или, другими словами, величина  $K_n$  после водного выщелачивания равна величине  $K_n$  в водоеме.

Учитывая результаты экспериментов [3], принято, что величина  $K_n$  для живых и отмерших растений одинакова. Для исключения вопроса о влиянии донных отложений на содержание и физико-химические формы радионуклидов в организме мы ограничились рассмотрением только погруженных водных растений. Считается, что минеральные вещества, в том числе и радионуклиды, поступают в организм растений этой экологической группы исключительно из воды [12].

## Результаты и обсуждение

Составляя уравнение баланса и подставляя значения  $K_n$  и  $WR(1)$  (1 - 2) с учетом принятых допущений, получаем следующую систему уравнений:

$$A_r(0) = A_r(1) + A_w(1),$$

$$K_n = [A_r(1)/m_r(1)]/[A_w(1)/m_w(1)],$$

$$WR(1) = A_w(1)/[A_r(1) + A_w(1)].$$

Решение данной системы относительно  $WR(1)$  имеет вид

$$WR(1) = n / (n + K_n), \quad (3)$$

где  $n = n(1)$ .

Наши исследования радиоэкологической ситуации в водоемах Украины в 2003 - 2006 гг. [16] показывают, что средняя величина  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  в доминирующих видах погруженных водных растений (роголистник темно-зеленный, уруть колосистая, рдест пронзеннолистный и др.) изменяется в пределах от 214 (р. Десна) до 80000 (оз. Белое, Ровенская обл.) (рис. 1). Согласно литературным данным [7], в экспериментальных условиях величина равновесных  $K_n$  водными растениями различных радионуклидов составляет от 30 до 20500.

$K_n$

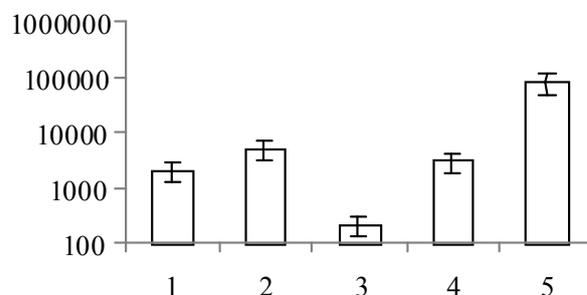


Рис. 1.  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  погруженными водными растениями водоемов Украины (1 – Киевское водохранилище; 2 – Каневское водохранилище; 3 – р. Десна; 4 – р. Жерев; 5 – оз. Белое).

В экспериментальных работах величина  $n$  находится в пределах от 10 до 850 [3, 7, 8]. При  $K_n \leq 5000$  и  $n \geq 500$  степень водного выщелачивания составляет более 50 % активности радионуклида (рис. 2). Максимальное значение  $WR(1)$  в рассматриваемом диапазоне  $K_n$  и  $n$  составляет 91 % (при  $K_n = 100$  и  $n = 1000$ ). При  $n = 10$  и  $K_n = 100$  доля водорастворимой фракции достигает 9,1 %.

При значениях  $K_n \gg n$  доля водорастворимой фракции прямо пропорциональна величине  $n$  и обратно пропорциональна величине  $K_n$  (рис. 3). При  $K_n \geq 10000$  доля водорастворимой фракции

радионуклида в водных растениях не превышает 10 %.

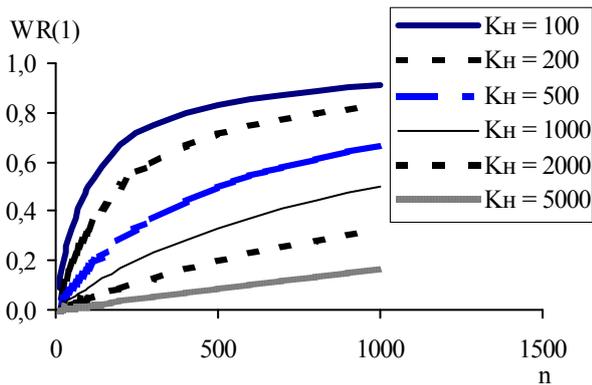


Рис. 2. Доля водорастворимой фракции радионуклида в водных растениях ( $K_n = 100 \div 5000$ ).

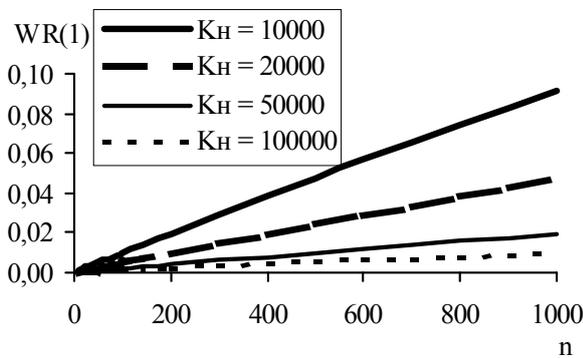


Рис. 3. Доля водорастворимой фракции радионуклида в водных растениях ( $K_n = 10000 \div 100000$ ).

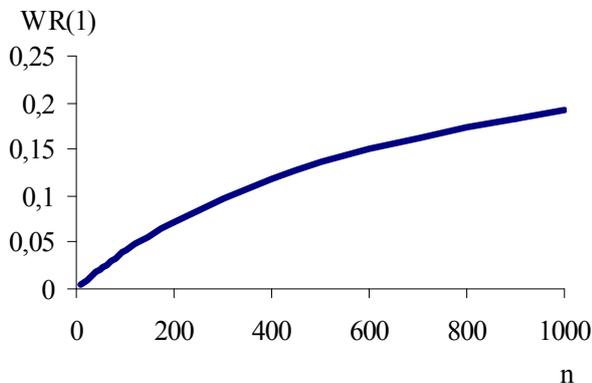


Рис. 4. Доля водорастворимой фракции  $^{90}\text{Sr}$  в погруженных водных растениях ( $K_n = ^{90}\text{Sr}$  – как функция концентрации кальция в воде).

Известно, что накопление радионуклидов, не принимающих участие в метаболизме гидробионтов, зависит от концентрации элементов-аналогов в воде [3]. При обработке дистиллированной водой из растения выводятся не только радионуклиды, но и элементы-аналоги. Соответственно величина  $n$  влияет на уровни концентрации элементов-аналогов в жидкой фазе. Для  $^{90}\text{Sr}$  элементом-аналогом является кальций. По формуле (3) была рассчитана концентрация кальция

в растворе в зависимости от  $n$ . По данным [3] установлена аналитическая зависимость между величиной  $K_n$   $^{90}\text{Sr}$  и концентрацией кальция в воде для погруженных водных растений. На основании зависимости  $K_n(\text{Ca})$   $^{90}\text{Sr}$  погруженными водными растениями была рассчитана доля водорастворимой фракции у этих гидробионтов (рис. 4). Следовательно, доля водорастворимой фракции  $^{90}\text{Sr}$  в погруженных водных растениях при изменении величины  $n$  от 10 до 1000 увеличивается от 0,5 до 20 %.

При определении водорастворимой фракции используется естественная масса растений [8]. Наши и литературные данные [12, 13] показывают, что для погруженных водных растений отношение сырой и воздушно-сухой масс составляет 7 - 15, для воздушно-водных – 3 - 6. С изменением отношения естественной и воздушно-сухой масс растения от 7 до 15 доля водорастворимой фракции радионуклида увеличивается при величине  $K_n$  100 ÷ 300 в 1,5 раза, при  $K_n \geq 400$  – в 2 раза. Т.е. при формально одинаковых условиях эксперимента (отношение массы воды к сырой массе погруженного водного растения равно 10) вариация отношения естественной и воздушно-сухой масс погруженных водных растений может привести к разнице в определении величины водорастворимой фракции радионуклида в 2 раза (таблица).

**Доля водорастворимой фракции радионуклида в погруженных водных растениях (отношение массы воды к сырой массе растения 10), %**

Kн	Отношение естественной и воздушно-сухой масс растения		
	7	10	15
100	41	50	60
200	26	33	43
500	12	17	23
1000	6,5	9,1	13,0
2000	3,4	4,8	7,0
5000	1,4	2,0	2,9
10000	0,70	0,99	1,48
20000	0,35	0,50	0,74
50000	0,14	0,20	0,30
100000	0,07	0,10	0,15

Таким образом, наличие функциональной зависимости  $WR(1)$  от величины  $n$  можно объяснить разностью в подходах к определению  $K_n$  и водорастворимой фракции. Считается, что соотношение физико-химических форм радионуклидов постоянно, т. е. не происходит обмена между формами радионуклида. В то же время понятие коэффициента накопления подразумевает обмен радионуклида между окружающей средой и организмом.

## Выводы

Расчеты показывают, что в случае установления равновесия в системе «вода – растение» доля водорастворимой фракции радионуклида зависит от величины  $n$  и составляет при  $n = 10$  от 0,5 до 9 % (для разных значений  $K_n$ ). При  $n = 1000$  доля водорастворимой фракции может достигать 90 % (для случая  $K_n = 100$ ).

При  $K_n \gg n$  доля водорастворимой фракции радионуклида в растении прямо пропорциональна отношению масс экстрагента и растения и обратно пропорциональна  $K_n$ .

Если не учитывать отношение естественной и воздушно-сухой масс погруженных водных растений, то даже в случае одинакового соотношения массы жидкой фракции и естественной (сы-

рой) массы растения результат определения величины водорастворимой фракции радионуклида может отличаться в 2 раза.

Установленные в разных экспериментах соотношения физико-химических форм радионуклидов в растениях можно сравнивать только при одинаковых условиях проведения исследований, т. е. при одинаковых величинах  $n(i)$ . При разных значениях  $n(1)$  сравнивать доли водорастворимых форм содержания радионуклидов можно после приведения к одинаковому значению величины  $n(1)$  по формуле (3).

В рамках теории коэффициентов накопления доля водорастворимой фракции радионуклида в растениях является величиной, зависящей от соотношения твердой и жидкой фаз.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ядерная энциклопедия*: автор проекта, руководитель и главный редактор А. А. Ярошинская. - М.: Благотворительный фонд Ярошинской, 1996. - 656 с.
2. *Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Кутлахмедова-Вишнякова В.Ю.* Применение теории радиоемкости экосистем для экологического нормирования в водных экосистемах // Другий з'їзд гідроекологічного товариства України (Київ, 27 - 31 жовтня 1997 р.): Тез. доп. - К., 1997. - С. 167.
3. *Куликов Н.В., Чеботина М.Я.* Радиоэкология пресноводных биосистем. - Свердловск: УрО АН СССР, 1988. - 129 с.
4. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Т. 1 / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова.* - Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. - 480 с.
5. *Волкова О.М.* Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук / Ін-т гідробіології. - К., 2008. - 34 с.
6. *Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / Под ред. О.В. Войцеховича.* - К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. - Т. 1 - 308 с.
7. *Тимофеева-Ресовская Е.А.* Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. - Свердловск: УФАН СССР, 1963. - 78 с.
8. *Ганжа Х.Д., Кленус В.Г., Гудков Д.И.* Формы накопления радіонуклідів компонентами озерних екосистем чорнобильської зони відчуження // Програма і зб. тез II Міжнар. конф. "Фізичні методи в екології, біології та медицині" (Львів - Ворохта, Україна, 2 - 6 вересня 2009 р.). - Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. І. Франка, 2009. - С. 97.
9. *Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. У. Сансоне и О. Войцеховича.* - Чернобыль: Чернобыльинтеринформ, 1996. - 196 с.
10. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. - М.: Атомиздат, 1974. - 216 с.
11. *Добровольский В.В.* Основы биогеохимии: Учеб. пособие для геогр., биол., геолог., с.-х. спец. вузов. - М.: Высш. шк., 1998. - 413 с.
12. *Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н.* Физиология высших водных растений. - К.: Наук. думка, 1988. - 188 с.
13. *Корелякова И.Л.* Растительность Кременчугского водохранилища. - К.: Наук. думка, 1977. - 200 с.
14. *Мальцев В.И., Карпова Г.А.* Данные по структуре и динамике зарослей воздушно-водной растительности Киевского водохранилища // Вопросы гидробиологии водоемов Украины: Сб. науч. тр. / АН УССР. Ин-т гидробиологии. - К.: Наук. думка, 1988. - С. 23 - 28.
15. *Клоков В.М.* Высшая водная растительность // Днепровско-Бугская эстуарная экосистема / В.Н. Жукинский, Л.А. Журавлева, А.И. Иванов и др.; Отв. ред. Ю.П. Зайцев; АН УССР, Ин-т гидробиологии. - К.: Наук. думка, 1989. - С.104 - 132.
16. *Волкова Е.Н., Беляев В.В.* Техногенные радионуклиды в гидробионтах водоемов разного типа // Радиация и экосистемы: Материалы междунар. науч. конф. / Под общ. ред. Е.Ф. Конопки. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. - С. 116 - 119.

**МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ВОДНОГО ВИЛУГОВУВАННЯ РАДІОНУКЛІДІВ  
З ВОДНИХ РОСЛИН**

**В. В. Беляєв**

Методом моделювання вивчена поведінка величини  $WR(1)$  залежно від умов експерименту при різних значеннях коефіцієнта накопичення. Установлено аналітичну залежність між водорозчинною формою радіонукліда у водних рослинах ( $WR(1)$ ) та коефіцієнтом накопичення. Показано роль величини коефіцієнта накопичення у формуванні  $WR(1)$ .

*Ключові слова:* радіонуклід, коефіцієнт накопичення, водні рослини, водорозчинна фракція радіонукліда.

**MODELLING OF THE RADIONUCLIDES WATER LEACHING PROCESSES  
FROM AQUATIC PLANTS**

**V. V. Belyaev**

Behaviour of  $WR(1)$  value depending on conditions of experiment for different factors of accumulation was studied by the method of modelling. Analytical dependency between water soluble form of radionuclide in aquatic plants ( $WR(1)$ ) and factor of accumulation was determined. Role of value of factor accumulation in forming  $WR(1)$  was shown.

*Keywords:* radionuclide, factor of accumulation, aquatic plants, water soluble form of radionuclide.

Поступила в редакцію 21.04.10,  
после доработки - 29.10.10.