

ВАЛИДАЦИЯ МАТЕМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ МИГРАЦИИ РАДИОЦЕЗИЯ В ЭКОСИСТЕМЕ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рассмотрено результаты валидации модели TRANSAQUA и ее принципиальная применимость для расчета накопления ^{137}Cs в хищной и нехищной рыбе Киевского водохранилища. Представлены результаты сравнения модели TRANSAQUA с другой камерной моделью LAKECO.

Введение

В рамках проекта Радиоэкология был инициирован подпроект «Перенос в водных средах» на основе динамической модели TRANSAQUA.

Цель проекта - сбор, оценка и гармонизация имеющихся в наличии данных для валидации, а также параметризация модели TRANSAQUA для моделирования поведения ^{137}Cs в водных экосистемах с различным гидрологическим режимом, экологическими характеристиками, уровнями и формами радиоактивного загрязнения водных объектов в результате Чернобыльской аварии на территории наиболее пострадавшего региона (Беларусь, Россия и Украина).

Краткое описание модели TRANSAQUA

Модель TRANSAQUA разработана в институте IRSN (Франция) и первоначально была валидирована по результатам аквариумных экспериментов и лабораторных опытов, в которых изучались процессы накопления и выведения радионуклидов гидробионтами и рыбой.

Модель TRANSAQUA - это камерная модель, в которой организм и окружающая его среда представлены набором камер, между которыми происходят процессы обмена. Для описания потока радионуклидов из одной камеры в другую используется уравнение кинетики первого порядка (входной поток прямо пропорционален концентрации внутри организма).

В модели сделаны следующие основные допущения:

Наук праці УкрНДГМІ. –2002. –Вип.250

- имеет место нормальное и постоянное развитие метаболизма в присутствии загрязнителя;
- распределение загрязнителя внутри каждой камеры является однородным, а перемешивание загрязнителя внутри каждой камеры происходит существенно быстрее по сравнению со скоростью обмена между камерами.

Важнейшими допущениями является предположение линейности и стационарности процессов обмена между камерами.

Валидация модели TRANSAQUA на примере Киевского водохранилища для нехищных и хищных видов рыб

Киевское водохранилище представляет собой открытую проточную систему с собственным гидробиологическим режимом и приточной системой поступления радионуклидов с водосборных территорий. Такой характер формирования радиоактивного загрязнения водоемов, а следовательно и рыбы (мирных и хищных видов), позволил отестировать модель в широком диапазоне природных условий и подобрать наиболее важные параметры модели, использование которых позволяет добиться наибольшего соответствия модельных результатов и данных натурных измерений.

Валидация модели TRANSAQUA для нехищных видов рыб (леща и плотвы) проводилась на основе данных по концентрации ^{137}Cs , скорости роста и рационе питания.

Для валидации были выбраны данные о загрязнении рыбы, которым в марте 1988 г. исполнилось 4 года. Расчет проводился с марта 1988 г. по октябрь 1990 г., поскольку набор данных натурных измерений для этого периода отличается наибольшей полнотой.

Для валидации использовалось уравнение модели вида:

$$C(t) = C(T_j)e^{-(d+G_j+\lambda)(t-T_j)} + R \frac{C}{p} \frac{U}{d+G_j+\lambda} (1 - e^{-(d+G_j+\lambda)(t-T_j)}), \quad (1)$$

где

t - время, сут. (t принадлежит некоторому интервалу времени $[T_j, T_{j+1}]$, на котором все коэффициенты уравнения постоянны);

$C(t)$ - концентрация ^{137}Cs в рыбе в момент времени t , Бк/кг;

$C(T_j)$ - концентрация ^{137}Cs в рыбе в момент времени T_j , Бк/кг;

d - коэффициент выведения, сут $^{-1}$;

G_j - коэффициент скорости роста на интервале времени $[T_j, T_{j+1}]$, сут $^{-1}$;

λ - константа, характеризующая радиоактивный распад, сут $^{-1}$;

U - коэффициент накопления, сут^{-1} ;
 R - коэффициент интенсивности питания (отношение массы пищи, съедаемой в единицу времени, к массе организма) на интервале времени $[T_j, T_{j+1}]$, $\text{г г}^{-1}\text{сут}^{-1}$;
 C - концентрация ^{137}Cs в пище на интервале времени $[T_j, T_{j+1}]$, Бк/кг .

Для расчета концентрации ^{137}Cs в произвольный момент времени, весь интервал времени, начиная с некоторого момента t_0 , для которого концентрация ^{137}Cs в рыбе известна, разбивается на отрезки, на каждом из которых коэффициенты уравнения постоянны. Далее расчет проводится последовательно, начиная с 1-го интервала. Коэффициенты накопления (U) и выведения (d) принимались постоянными для всего периода расчетов. Коэффициент выведения d брался таким же, как и в лабораторных экспериментах ($d = 0.00654 \text{ сут}^{-1}$) [2], коэффициент накопления (U) рассматривался как калибровочный параметр и определялся в процессе валидации на основе минимизации среднеквадратичного отклонения расчетных и измеренных данных. Определенные таким образом коэффициенты накопления для леща и плотвы соответственно равны 0.611 сут^{-1} и 0.461 сут^{-1} .

Коэффициенты интенсивности питания (R_{pj}) и коэффициенты скорости роста (G) для леща и плотвы разного возраста брались из базы данных Киевского водохранилища. Результаты расчетов представлены на рис.1, 2.

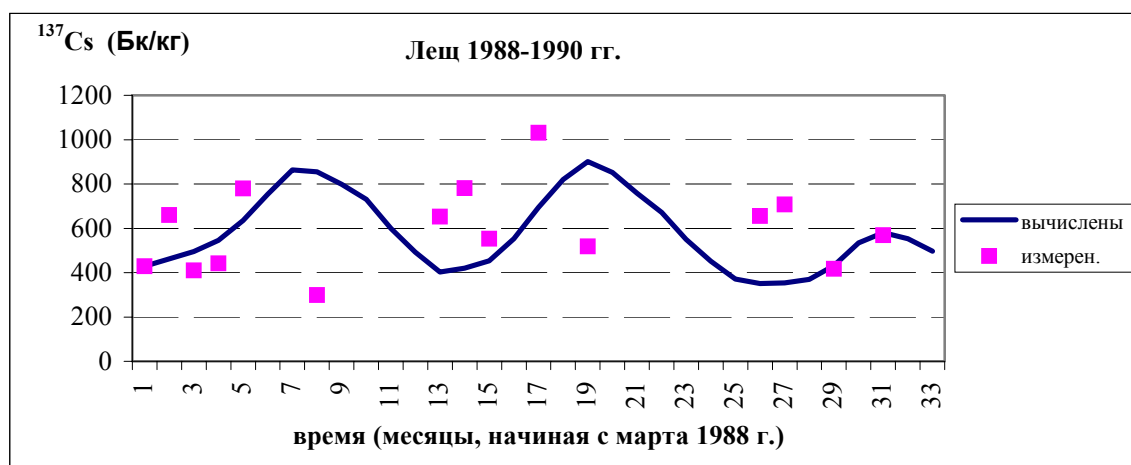


Рис. 1. Динамика концентрации ^{137}Cs в леще

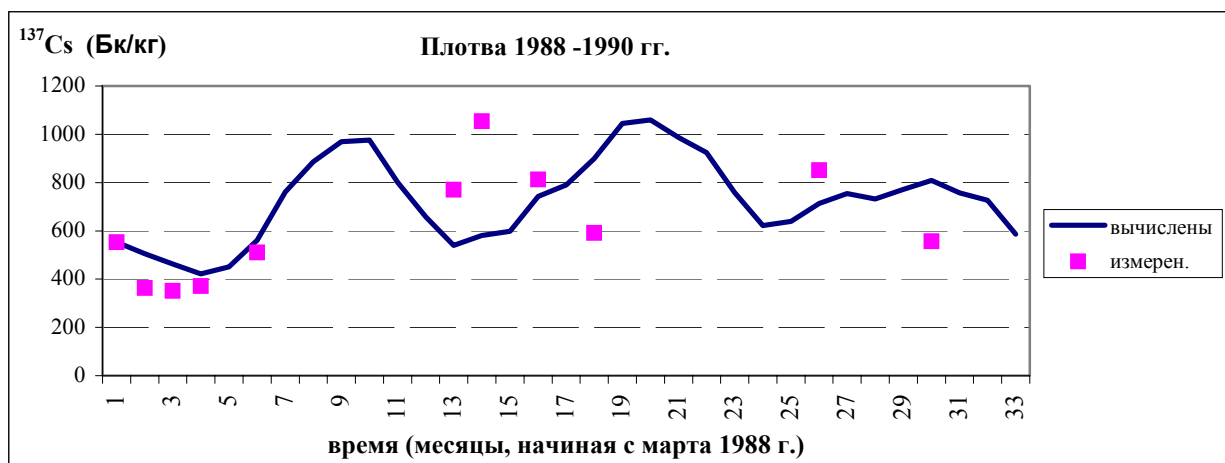


Рис. 2. Динамика концентрации ^{137}Cs в плотве

Валидация модели TRANSAQUA для хищных видов рыб (щуки) проводилась на основе данных по концентрации ^{137}Cs , скорости роста и данных о рационе питания. Поскольку щука является наиболее характерным представителем хищных промысловых рыб в Киевском водохранилище и основной пищей для нее является плотва, для валидации использовалась система из двух уравнений модели (1) с индексами для плотвы и для щуки, описывающих накопление ^{137}Cs в трофической цепи плотва-щука:

Как и в случае расчетов для нехищных видов рыб, коэффициент накопления (U) рассматривался как калибровочный параметр. Для щуки он равен 0.677 сут^{-1} .

Результаты расчетов представлены на рис. 3.

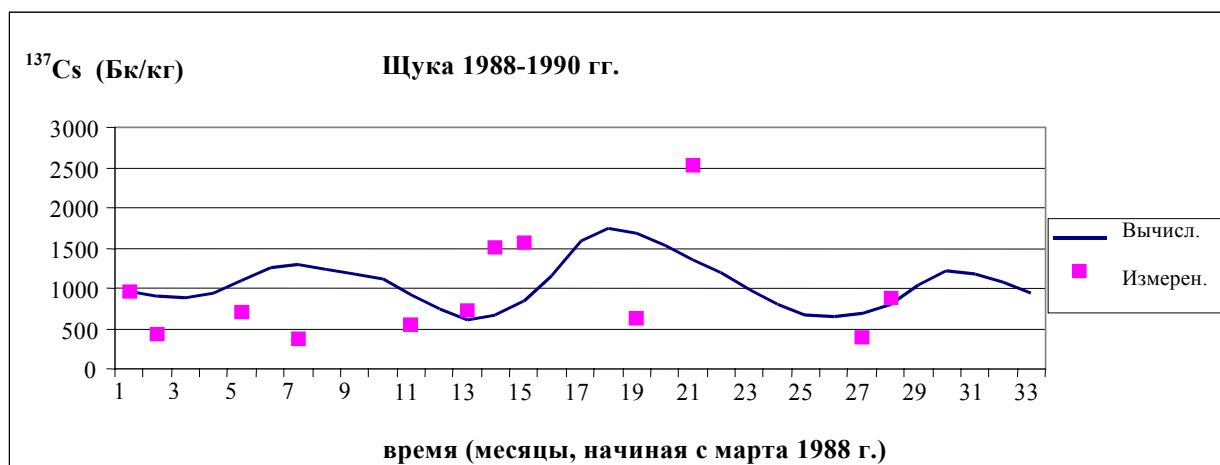


Рис. 3. Динамика концентрации ^{137}Cs в щуке по данным наблюдений и расчета

Полученные результаты свидетельствуют о принципиальной возможности применения модели TRANSAQUA для расчета накопления ^{137}Cs в хищной рыбе Киевского водохранилища. Модель, разработанная для условий лабораторной экосистемы, может быть применена для описания миграции ^{137}Cs в естественных водных экосистемах без существенной переработки или изменения основных уравнений модели.

Значения кинетического параметра скорости накопления ^{137}Cs рыбой, полученные в результате валидации модели, превышают данные, полученные в лаборатории. Таким образом, использование лабораторных значений кинетического параметра накопления может привести к занижению оценки реальных уровней загрязнения ^{137}Cs рыбы, живущей в естественных водоемах.

Валидация позволила установить значения ключевых параметров модели TRANSAQUA, которые могут быть рекомендованы для использования в случаях применения модели к природным водоемам:

- кинетический параметр накопления ^{137}Cs нехищной рыбой $0,254\text{--}0,611 \text{ сут}^{-1}$;
- кинетический параметр накопления ^{137}Cs хищной рыбой $0,616\text{--}0,800 \text{ сут}^{-1}$;
- кинетический параметр выведения ^{137}Cs рыбой $0,00654 \text{ сут}^{-1}$ как для нехищной, так и для хищной рыбы.

Результаты тестирования модели LAKECO и сравнение с результатами моделью TRANSAQUA

Представляет интерес сравнение результатов расчетов концентрации ^{137}Cs в рыбе Киевского водохранилища по модели TRANSAQUA с расчетами по другим камерным моделям. Для такого сравнения была выбрана модель LAKECO.

Описание модели LAKECO

Модель LAKECO разработана в КЕМА для озерных экосистем. Структура пищевых цепочек, используемая в этой модели, схематически представлена на рис.4.



Рис. 4. Структурная схема пищевых цепей для модели LAKECO

Уравнение модели в самом общем виде записывается как:

$$\frac{dC_{(pred)}}{dt} = a K_1 C_f + b K_w C_w(t) - K_{0.5} C_{(pred)} \quad , \quad (2)$$

где значения переменных:

- C - концентрация радионуклида в рыбе [Бк/кг];
- K_1 - интенсивность питания [кг кг⁻¹ сут⁻¹];
- a - коэффициент усвоения из пищи (Food extraction coefficient);
- C_f - концентрация радионуклида в пище [Бк/кг];
- K_w - скорость накопления из воды (Water uptake rate) [м³ кг⁻¹ сут⁻¹];
- b - коэффициент усвоения из воды (Water extraction coefficient) (gills);
- C_w - активность в воде [Бк м⁻³];
- $K_{0.5}$ - коэффициент выведения [сут⁻¹].

При этом для хищной рыбы:

$$C_f = \sum_{i=1}^n C_{prey,i} P_{prey,i} \frac{drw_{pred}}{drw_{prey,i}} \quad , \quad (3)$$

где значения переменных:

- C_f - концентрация радионуклида в пище [Бк кг⁻¹];
- $C_{prey,i}$ - концентрация радионуклида в жертве(i) [Бк кг⁻¹ живого веса];
- $P_{prey,i}$ - предпочтение жертвы (i) (число в интервале 0-1) [-];
- drw_{pred} - сухой вес хищной рыбы [-];
- drw_{prey} - сухой вес мирной рыбы (i) [-].

Коэффициент выведения определяется как:

$$K_{0.5} = \frac{\ln 2}{T_{0.5}}, \quad (4)$$

где $T_{0.5}$ - период биологического полувыведения (в днях).

Для окуня, форели и карпа справедлива полуэмпирическая формула:

$$T_{0.5} = 38.02 * W^{0.139}, \quad (5)$$

где W - вес рыбы в граммах.

Таким образом, период биологического полувыведения меняется в пределах от 72 (для рыб весом 100 г) до 150 дней (для рыб весом 3 кг). Соотношение было получено для температуры 20°C. Уравнение (5) применимо также для беспозвоночных за исключением насекомых.

В частном случае для равновесной ситуации можно использовать уравнение:

$$C_{organism} = CF C_{water} f_w, \quad (6)$$

где

CF - равновесный коэффициент накопления;

$f_w = \frac{1}{1 + \frac{SS}{\varepsilon} K_d}$ - растворенная фракция;

K_d - коэффициент равновесного распределения в системе вода-взвесь.

При аварийных выбросах и до момента установления равновесия можно использовать уравнение вида:

$$C_{organism} = CF f_w C(t)_{water} (1 - e^{-K_{0.5} t}), \quad (7)$$

которое является следствием уравнения (2) в предположении, что концентрация радионуклида в пище определяется через коэффициент равновесного накопления.

Анализ результатов моделирования

Как показывают результаты анализа чувствительности модели, наиболее важными ее параметрами являются: коэффициент равновесного распределения в системе вода-взвесь (K_d) для взвеси и донных отложений, равновесный коэффициент накопления (CF) для фитопланктона, а также биологический период полувыведения ^{137}Cs из рыбы ($T_{0.5}$).

Модель LAKECO была использована для расчета концентрации ^{137}Cs в рыбе Киевского водохранилища для того же набора рыб, который использовался в модели TRANSAQUA (а именно, леща, плотвы и

трофической цепи плотва – щука). Коэффициенты a и b , входящие в уравнение (2), рассматривались как калибровочные параметры. Расчеты проводились для верхней части Киевского водохранилища для периода с марта 1988 г. по октябрь 1990 г. В качестве объектов моделирования были выбраны лещ, плотва и щуки, которым в марте 1988 г. исполнилось четыре года. Начальные значения концентраций ^{137}Cs в этих видах рыб в марте 1988 г. были следующими: лещ - 429 Бк/кг, плотва - 553 Бк/кг, щука - 960 Бк/кг.

Период биологического полувыведения рассчитывался по формуле (5). Данные о весе рыб в зависимости от возраста, а также данные о

Таблица 1
Зависимость веса рыб от возраста *

Вид рыбы	Возраст	Масса, г
Лещ	4	555,9
Лещ	5	770,0
Лещ	6	984,1
Плотва	4	97,8
Плотва	5	164,0
Плотва	6	207,5
Щука	4	635
Щука	5	1375
Щука	6	2246

* Данные таблиц 1-5 предоставлены Насвитом О.И.

рационе мирных рыб были получены из базы данных Киевского водохранилища (табл. 1, 2, 3).

Значения концентрации ^{137}Cs в пище мирных рыб были получены либо непосредственно из базы данных Киевского водохранилища (табл. 4), либо вычислялись через коэффициенты накопления, значения которых представлены в табл. 5.

Коэффициент b в уравнении (2) принимался равным 0, поскольку для рыб основным источником

радионуклидов является пища, а непосредственным накоплением их из воды можно пренебречь [2]. Коэффициент a рассматривался как калибровочный параметр, дающий наилучшее совпадение с данными измерений в смысле минимизации среднеквадратичного отклонения расчетных и измеренных данных. Результаты расчетов и сравнение их с данными измерений и результатами расчетов по модели TRANSAQUA представлены на рис.5-7.

Таблица 2

Рацион плотвы Киевского водохранилища (возраст 4 года и старше) *

Вид пищи	Весна	Лето	Осень
Моллюски-фильтраторы (дрейссена)	100%	80%	100%
Водоросли	-	10%	-
Водные растения	-	10%	-

Таблица 3

Рацион леща Киевского водохранилища (возраст 4 года и старше)*

Сезон	Вид пищи	Часть рациона (%)
Весна	Олигохеты	70
	Хирономиды	20
	Моллюски	10
Лето	Олигохеты	70
	Хирономиды	13
	Моллюски	10
	Гаммарида	7
Осень	Олигохеты	50
	Хирономиды	10
	Моллюски	10
	Гаммарида	30

Таблица 4

Средние значения содержания ^{137}Cs в гидробионтах Киевского водохранилища *

Гидробионт	Содержание ^{137}Cs , Бк/кг
Водоросли	450
Погруженные растения:	
Рдест пронзеннолистный	580
Рдест блестящий	440
Рдест гребенчатый	150
Моллюски:	
Дрейссена	69

Таблица 5

Коэффициенты накопления ^{137}Cs в организмах,
составляющих рацион леща *

Вид пищи	Значения коэффициентов накопления
Олигохеты	0,005 из донных отложений
Хирономиды	0,015 из донных отложений
Моллюски	65,8 – 1130,5 из воды
Гаммариды	318 из воды

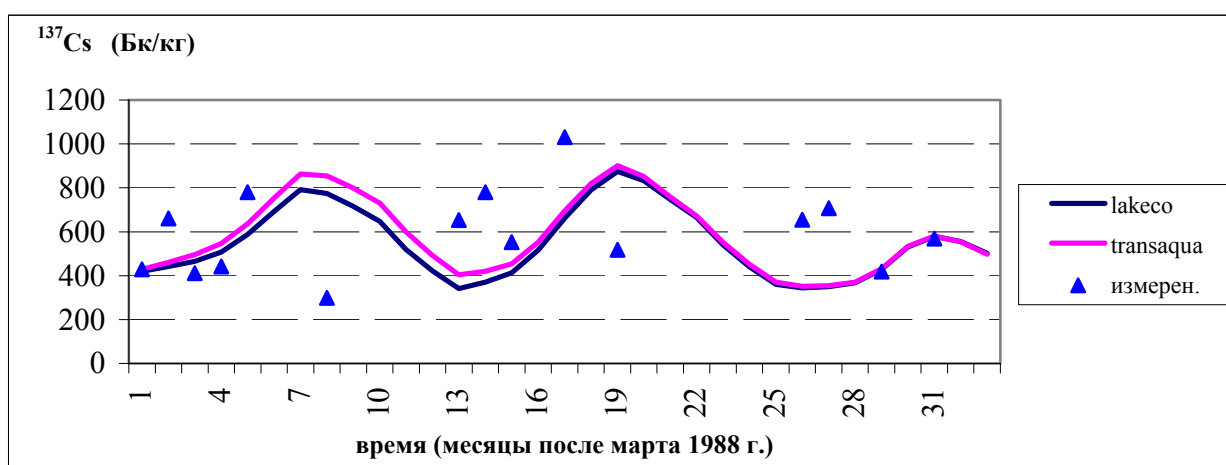


Рис. 5. Содержание ^{137}Cs в леще Киевского водохранилища в 1988-1990 гг.

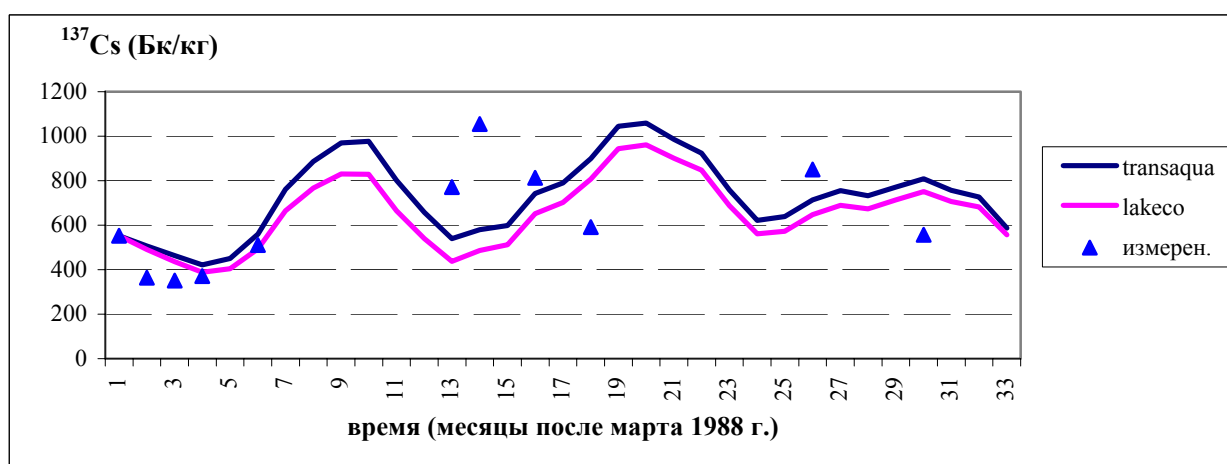


Рис. 6. Содержание ^{137}Cs в плотве Киевского водохранилища в 1988-1990 гг.

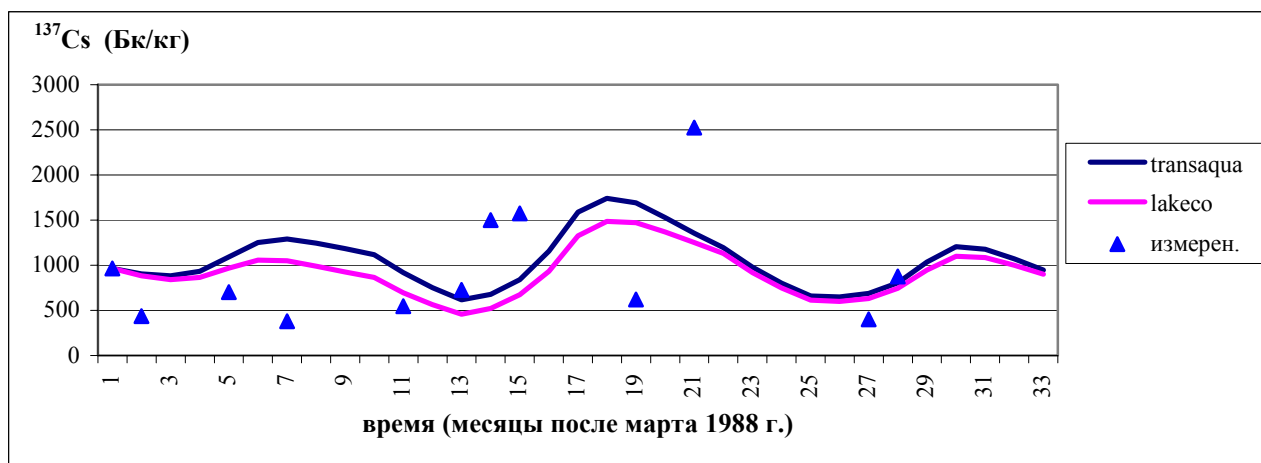


Рис.7. Содержание ^{137}Cs в щуке Киевского водохранилища 1988-1990 гг.

Оптимальные значения калибровочного параметра a для всех трех видов рыб оказались близки к оптимальным значениями коэффициента аккумуляции (U), используемого в модели TRANSAQUA. Наилучшие значения параметра a следующие: $a_{\text{лещ}} = 0,785$; $a_{\text{плотва}} = 0,4609$; $a_{\text{щука}} = 0,477$.

Выводы

Полученное совпадение результатов моделирования накопления ^{137}Cs в различных видах рыб с использованием модели LAKECO с результатами моделирования с помощью модели TRANSAQUA наглядно демонстрирует тот факт, что в основе этих двух моделей лежат одинаковые подходы к формализации физических процессов, управляющих накоплением радионуклидов в живых организмах. Поскольку модели разрабатывались независимо друг от друга, основываясь исключительно на математическом описании реальных процессов обмена веществ в гидробионтах, это совпадение, подкрепленное удовлетворительным соответствием результатам измерений, является дополнительным подтверждением их принципиальной адекватности живой природе. Такой вывод является тем более справедливым, что с чисто формальной точки зрения в моделях есть различия в подходах. Так, в модели TRANSAQUA используется предположение об экспоненциальном увеличении массы рыбы от возраста по формуле $M(t) = M_0 \exp(Gt)$ (где G - коэффициент роста, который входит в уравнения модели), а в модели LAKECO никаких предположений о росте рыбы не делается, но зато предлагаются

формулы, связывающие коэффициент выведения с весом через период полувыведения (формулы (4), (5)). Тем не менее, как это следует из результатов моделирования, процесс самоочищения организмов идет практически с одной и той же скоростью.

* *

Розглянуто результати валідації моделі TRANSAQUA та її принципове застосування для розрахунків накопичення ^{137}Cs в хижих та нехижих видах риб Київського водосховища, а також представлені результати порівняння моделі TRANSAQUA з іншою камерною моделлю LAKECO.

Робота виконана в рамках проекту “Радіоекологія” Франко-Німецької ініціативи.

* *

1. Heling R. REPORT for the BIOMOVs-meeting 7-9 October 1996. Modeling the Fate and Behaviour of ^{137}Cs in the Chernobyl Cooling Pond.
2. Garnier-Laplace J., Vray F., Baudin J. P. A dynamic model for radionuclide transfer from water to freshwater fish. – Netherlands, 1997. – P. 141-166.