

УДК 502.5:621.039.7

## СТАНДАРТИЗАЦИЯ ДАННЫХ ДЛЯ СОСТАВЛЕНИЯ КАРТЫ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЖИВОТНЫХ

Л. И. Францевич

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины,  
ул. Б. Хмельницкого, 15, Киев, 01601 Украина

Принято 3 марта 2006

К 20-летию Чернобыльской катастрофы

**Стандартизация данных для составления карты радиоактивного загрязнения животных. Францевич Л. И.** — На карту окрестностей Чернобыльской АЭС (85 × 65 км) выносятся данные о загрязнении  $^{137}\text{Cs}$  рыб, птиц, грызунов и копытных и данные по бета-активности раковин моллюсков как показателе загрязнения  $^{90}\text{Sr}$ . Задача обработки данных — свести массив измерений к стандартной дате и к видам, принятым за стандарт. Установлены сезонные тренды радиоактивного загрязнения для кабана (*Sus scrofa*) и косули (*Capreolus capreolus*), многолетний тренд для моллюсков и рыб, стабильные отношения накопления у разных видов, родов, экологических групп у моллюсков, рыб, копытных. Данные измерений пересчитаны на стандартный вид (для моллюсков — большой прудовик, *Lymnaea stagnalis*; для рыб — карп, *Cyprinus carpio*; для копытных — кабан, *Sus scrofa*) и стандартную дату 01.10.1996. Стандартизация данных вдвое уменьшает первоначальную дисперсию измерений в данном местообитании. Составлена номограмма для вычисления процента образцов, превышающих данное значение загрязнения, при известных значениях среднего и коэффициента вариации. Установлены коэффициенты накопления и перехода. Обнаружена положительная корреляция загрязнения проб из соседних точек местности, тем большая, чем меньше расстояние между пробами.

**Ключевые слова:** грызуны, копытные, моллюски, птицы, картография, коэффициент накопления, коэффициент перехода, радиоэкология, Чернобыльская катастрофа.

**Data Standartization for Mapping of Radioactive Contamination of Animals. Frantsevich L. I.** — The map of vicinities of the Chernobyl Nuclear Power Plant (85 x 65 km) depicts data on contamination of the fish, birds, rodents, and ungulates with  $^{137}\text{Cs}$ , as well as data on the beta-activity of mollusc shells indicating contamination with  $^{90}\text{Sr}$ . The goal of data processing was to reduce the arrays of measurements to some standard date and standard species. Several trends for radioactive contamination have been revealed: the seasonal trends in the boar (*Sus scrofa*) and the roe deer (*Capreolus capreolus*), the temporal perennial trend in molluscs and fish, stable ratios of accumulation in different species, genera, or ecological groups in molluscs, fish and ungulates. The data have been recalculated to the standard species (pond snail *Lymnaea stagnalis* among mollusks, carp *Cyprinus carpio* among fish, boar, *Sus scrofa* among ungulates) and date 01 October 1996. Those procedures diminish the initial variance of measurements in the given locality by two times. The nomogram helps to find the percentage of samples, contaminated above the given level, by known values of the average and variation quotient. Accumulation and transfer factors have been calculated. We determined a positive correlation between radioactive contamination in neighboring samples. The radius of positive correlation within a map area was about 30 km.

**Key words:** rodents, ungulates, mollusks, birds, cartography, accumulation factor, transfer factor, radioecology, Chernobyl Catastrophe.

### Постановка задачи

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины выполнял картирование радиоактивного загрязнения животных как часть проекта «Атлас Чернобыльской зоны отчуждения», первый том которого издан в 1996 г. (Атлас..., 1996). Есть два подхода к картированию собранных данных: 1) разместить на карте все точки сборов с указанием первичных радиометрических данных для всех видов животных (карта фактов) или 2) создать карту как инструмент прогноза загрязнения животных.

Трудности картирования радиоэкологической ситуации возрастают по мере перехода от карт загрязнения почвы и водных объектов к картам загрязнения растений и животных. Животный мир Зоны отчуждения состоит из 400 видов позвоночных и нескольких тысяч видов беспозвоночных с различным образом жизни и биохимическими особенностями. На карте, однако, может быть отображено пространственное распределение усредненных значений немногих величин.

Изменчивость радиоактивного загрязнения — объективная особенность животных. Так, загрязнение рыб  $^{137}\text{Cs}$  в пойменном озере Глубокое изменяется в широких пределах от 2 до 130 кБк/кг (июнь, 1995), в пруде-охладителе от 4,4 кБк/кг (каarp, ноябрь, 1995) до 318 кБк/кг (судак, июнь, 1987). В сборах рыжей лесной полевки из Янова найдены особи с загрязнением от 12 175 кБк/кг (05.09.91) до 265 кБк/кг (19.09.93). Пределы загрязнения для кабанов, добытых в Кулажине, составили 4334 кБк/кг (24.04.92) — 5,5 кБк/кг (03.11.93).

Состав кормов меняется с возрастом и временем года. Более того, животные перемещаются. Характерная площадь местообитания составляет для моллюсков всего 1—100 м<sup>2</sup>, для мышевидных грызунов — 0,01—1 га, для копытных — несколько квадратных километров. Отдельные особи, однако, мигрируют соответственно на сотни метров, на километры и на десятки километров. Птицы мигрируют на сотни и тысячи километров.

Пробоотбор животных в Зоне отчуждения не делали по регулярной сетке. Сборы моллюсков перекрывают только главные водоемы и водотоки. Сборы рыб, хотя и многочисленные, сделаны на немногих стационарах и в рыбохозяйственных прудах. Сборы наземных позвоночных оставляют много «белых пятен» на планшете карты. Поэтому непрерывные карты загрязнения можно строить только путем экстраполяции закономерностей перехода радионуклидов из внешней среды в организм животных, если изменчивость и пространственное постоянство животных в принципе позволяют предсказать загрязнение образца из произвольной точки по известным образцам из соседних точек.

Поставим задачи обработки радиометрических данных о животных для последующего картографического отображения:

- 1) уменьшить дисперсию данных за счет установления закономерных трендов накопления радионуклидов: возрастного, сезонного, многолетнего — и свести массив измерений для данного вида к стандартной дате, стандартному возрасту;
- 2) уменьшить дисперсию данных за счет установления постоянных отношений между накоплением радионуклидов животными различных видов и свести массив измерений для группы видов к одному, принятому за стандарт;
- 3) установить коэффициенты перехода и накопления, получив возможность предсказывать загрязнение животных по картам загрязнения среды и, наоборот, судить о загрязнении почвы или воды по загрязнению индикаторных видов;
- 4) установить статистическую зависимость между загрязнением животных, добытых в соседних или отдаленных точках;
- 5) оценить надежность предсказания ожидаемого уровня загрязнения на основании статистической характеристики случайной изменчивости загрязнения у животных данного вида.

### Источники данных

Границы планшета карты 85 x 65 км соответствуют стандарту (Атлас..., 1996). На карту наносятся данные о бета-активности раковин моллюсков как о показателе загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  (Frantsevich et al., 1996) и о загрязнении рыб, птиц, мышевидных грызунов и копытных  $^{137}\text{Cs}$ . Использованы опубликованные результаты исследований в Зоне отчуждения и безусловного (обязательного) отселения (ниже — Зона отчуждения) и базы данных Института зоологии НАН Украины (В. А. Гайченко, Л. И. Францевич), Института зоологии АН Беларуси (А. И. Воронович, В. В. Ермолаев, П. Г. Козло, С. В. Кучмель), Института гидробиологии НАН Украины (М. И. Кузьменко, Е. Н. Волкова, И. В. Паньков), Центра экологических проблем атомной энергетики Украины НЦ «Институт ядерных исследований» НАН Украины (О. Л. Зарубин), Института рыбного хозяйства УААН (И. А. Курочкин), лабораторий радиозоологии и радиобиоэкологии леса Старопетровской лесной опытной станции по селекции и повышению продуктивности лесов, Полесской агролесомелиоративной научно-опытной станции УкрНИИЛХ (В. П. Краснов, З. М. Шелест). Обработка первичных данных выполнена автором статьи.

Сопоставимые данные по загрязнению почвы в местообитаниях копытных были получены в ряде случаев в результате гамма-спектрометрии образцов почвы, отобранных в месте отстрела. Кроме того, использованы данные (Лихтарев и др., 1995; Радиационная..., 1995; Гриценко та ін., 1998; Нагорський та ін., 1996; Кашпаров, 1998), база данных по Киевской обл. Украинского центра радиационных и гидрометеорологических наблюдений. Данные о концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в водоемах Зоны отчуждения заимствованы из: Войцехович та ін., 1996; Войцехович и др., 1997; Панасевич та ін., 1998; Афонін та ін., 1998.

Хотя факторы изменчивости рассматриваются порознь, но для их анализа мы часто привлекаем не первичные данные, а данные, стандартизованные после устранения тренда. Для стандартизации мы привлекаем следующие зависимости: 1) коэффициент накопления  $A_w$ , или безразмерное отношение между концентрацией радионуклида в биологическом материале и воде; 2) коэффициент перехода  $tf$  (transfer factor), или отношение между удельной активностью радионуклида в биологическом материале (кБк/кг) и поверхностной активностью радионуклида в 10-сантиметровом слое почвы (кБк/м<sup>2</sup>). Единицы  $tf$  (м<sup>2</sup>/кг) наглядно показывают, какая площадка почвы содержит в среднем столько же радионуклида, сколько в одном килограмме биологического материала.

Укажем латинские названия исследованных видов животных:

Моллюски: большой прудовик – *Lymnaea stagnalis* Linnaeus.

Рыбы: щука – *Esox lucius* Linnaeus; густера – *Blicca bjoerkna* Linnaeus; чехонь – *Pelecus cultratus* Linnaeus; карп – *Cyprinus carpio* Linnaeus; сом европейский – *Silurus glanis* Linnaeus; карликовый сомик – *Amiurus nebulosus* Le Sueur; судак – *Lucioperca lucioperca* Linnaeus; толстолобик белый – *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes; толстолобик пестрый – *Aristichthys nobilis* Richard.

Птицы: тетерев – *Lyrurus tetrix* Linnaeus; лысуха – *Fulica atra* Linnaeus; чайка озерная – *Larus ridibundus* Linnaeus; кракva – *Anas platyrhynchos* Linnaeus; чирок-трескунок – *A. querquedula* Linnaeus, большая синица – *Parus major* Linnaeus.

Грызуны: полевка обыкновенная – *Microtus arvalis* Pallas; полевка-экономка – *M. oeconomus* Pallas; полевка рыжая лесная – *Clethrionomys glareolus* Schreber; мышь полевая – *Apodemus agrarius* Pallas.

Копытные: кабан дикий – *Sus scrofa* Linnaeus; лось европейский – *Alces alces* Linnaeus; олень благородный – *Cervus elaphus* Linnaeus; косуля европейская – *Capreolus capreolus* Linnaeus.

### Возрастная изменчивость

Известно, что зависимость загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  от возраста (или от массы тела) прямая у щуки (Шевцова, Воронович, 1995) и чехони (Насвит и др., 1997), но отсутствует у густеры (Зарубин, 1997). Существенные зависимости могут быть использованы для сведения данных к одному возрастному стандарту. Возрастные зависимости для копытных, грызунов и моллюсков не установлены.

### Сезонная изменчивость

Накопление  $^{137}\text{Cs}$  у косули и кабана связано с составом кормов в разные сезоны. Для обработки использованы не первичные значения радиоактивности мышечной ткани, а коэффициенты перехода  $tf$  относительно загрязнения почвы, после нормализации путем преобразования  $q = \sqrt{tf}$ . Годовая цикличность  $q$  аппроксимируется первой гармоникой тригонометрического ряда:

$$q(p) = Q + a \sin p + b \cos p, \quad (1)$$

где  $Q$  – среднее значение  $q$ ;  $p$  в градусах – фаза даты добычи (последняя выражена в днях  $D$  от начала года),  $p = 2\pi D/365$ . Значения коэффициентов подобраны методом наименьших квадратов и составляют:

$$\text{для кабана} \quad Q = 1,523, a = 0,284, b = 0,422;$$

$$\text{для косули} \quad Q = 1,856, a = -0,764, b = 0,354.$$

Первая гармоника исчерпывает соответственно у кабана 9,8%, у косули 23,1% общей дисперсии  $q$ . Уравнения сезонной изменчивости накопления относительно накопления  $A_0$  на стандартную дату 1 октября, где время  $t$  выражено в днях с начала года:

$$\text{для кабана} \quad A(t) = A_0 (1,235 + 0,230 \sin t + 0,342 \cos t)^2; \quad (2)$$

$$\text{для косули} \quad A(t) = A_0 (0,710 - 0,292 \sin t + 0,135 \cos t)^2. \quad (3)$$

Результаты аппроксимации показаны на рисунке 1. Максимум (минимум) накопления приходится у кабана на 05.02 (05.08), а у косули на 20.10 (25.04).

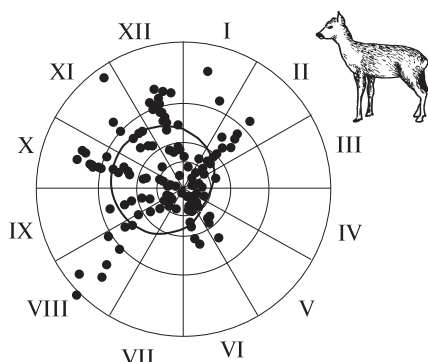


Рис. 1. Сезонные изменения коэффициента перехода  $^{137}\text{Cs}$  у косули. График в полярных координатах представляет годовой цикл, месяцы указаны по секторам. Линии уровня 1–3–10–30  $\text{дм}^2/\text{кг}$  (преобразование  $\sqrt{tf}$ ). Кардиоида – лучшее приближение цикла, полученное методом наименьших квадратов для уравнения (уравнение 1).

Fig. 1. Seasonal trend of the transfer factor of  $^{137}\text{Cs}$  in roe deer (*Cervus elaphus*). Plot in polar coordinates represents the annual cycle, sectors numbered by months. Level lines for  $tf$  are 0.01–0.03–0.1–0.3  $\text{m}^2/\text{kg}$  (transformation  $(tf)^{0.5}$ ). Bold cardioid shows the best fit for the annual cycle, derived from the trigonometrical row (equation row 1).

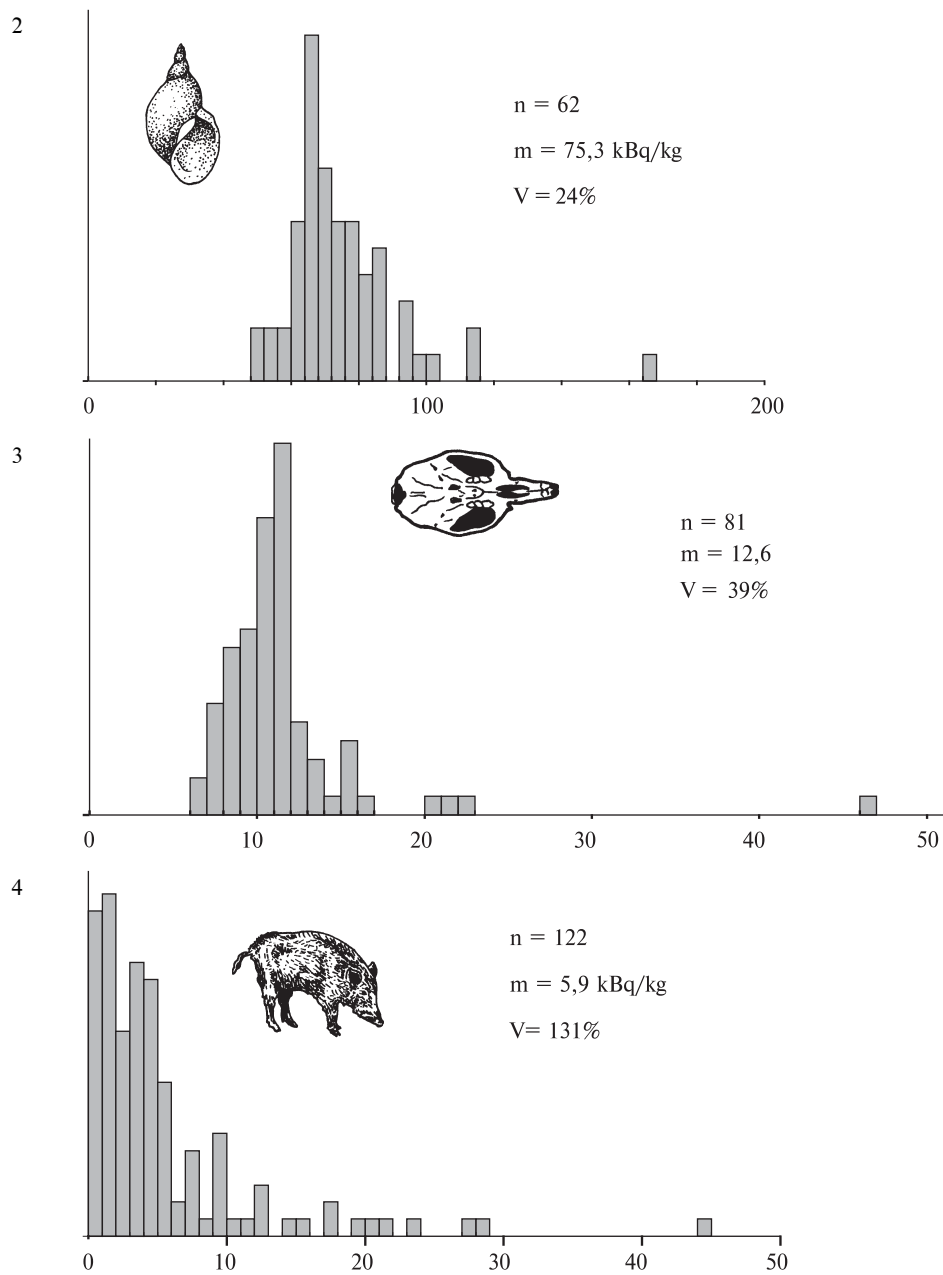


Рис. 2. Распределение удельной бета-активности (кБк/кг) в раковинах большого прудовика (с. Копачи, база данных ИЗ НАНУ).  $n$  – количество образцов,  $m$  – среднее,  $V$  – коэффициент вариации (m/s).

Fig. 2. Distribution of the specific beta-activity (kBq/kg) in the shells of the pond snail *Lymnaea stagnalis* (sample from a creek in Kopachi, 5 km from the ChNPP, database of IZ NASU).  $n$  is number of samples,  $m$  is the mean,  $V$  is the coefficient of variation (m/s).

Рис. 3. Распределение скорости счета бета-частиц (имп./с) от черепов полевки обыкновенной (с. Копачи, 1987 г., данные ИЗ НАНУ).

Fig. 3. Distribution of the count rate of beta particles (pulses/s) in the dry skulls of the common vole *Microtus arvalis* (Kopachi, 1987, database of IZ NASU).

Рис. 4. Распределение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  (кБк/кг) в мышечной ткани кабана (Днепроовско-Тетеревское ГОХ, база данных СПЛОС).

Fig. 4. Distribution of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  (kBq/kg) in the muscle tissue of the boar *Sus scrofa*. The Dnieper-Teterev hunting husbandry (database of the Staropetrovtsi Forestry Research Station).

Аналогичный осенний пик был отмечен у косуль в Баден-Вюртемберге в 1987—1989 гг. по материалам отстрелов около 2400 животных (Wolf, 1990). В отличие от наблюдений в Чернобыле, в месте аварии на атомной станции на р. Саванна (США, штат Южная Каролина) годовой цикл у кабана был обратный: загрязнение летом было втрое больше чем зимой (Stribling et al., 1986). Несходство можно объяснить разницей в широте и географической зональности, в климате, рельефе местности и, следовательно, в сезонном характере питания животных в Чернобыле и субтропической Южной Каролине.

### Внутривидовая изменчивость

Измеряется в однородных выборках из одного местообитания, собранных в одно время или приведенных к стандартной дате, стандартному возрасту после устранения временных трендов. Примеры распределения индивидуальных уровней радиоактивности показаны на рисунках 2—4. Распределения имеют правую асимметрию. Форма распределения с параметрами  $m$  (среднее),  $\sigma$  (среднеквадратическое отклонение),  $s_m$  (ошибка среднего) зависит от коэффициента вариации  $V = 100\% \cdot \sigma/m$ . Хорошим приближением к реальным распределениям является логарифмически нормальное.

Коэффициент вариации бета-активности раковин у пресноводных моллюсков из Зоны отчуждения составляет 10—30%, у сухопутных моллюсков 20—60% (Францевич и др., 1995). Так как любая проба содержит несколько экземпляров одного вида, ошибка измерения уменьшается за счет усреднения.

Коэффициент вариации содержания  $^{137}\text{Cs}$  для густеры из водоема-охладителя (1990) составил 10—13% (Зарубин, 1997), для белого и пестрого толстолобов оттуда же (1987—1988) — 59% (база данных ИЯИ). В пойменных озерах (Смержов, Персток, Плоское) коэффициент вариации для мирных рыб в среднем 21% (пределы 3—56%), для хищных 46% (22—78%) (база данных ИЗ АНБ).

В пределах планшета карты добыто около 200 образцов птиц, но сборы не были систематичными. Выбрано всего пять однородных групп (табл. 1). Чем больше объем выборки, тем больше коэффициент вариации. Очевидно, верхние значения (120—180%) ближе к истинным для больших популяций.

Вариабельность грызунов установлена по достаточно представительным пробам из одного места сбора (22—75 экз.) в пределах 50—180%.

Коэффициент вариации содержания  $^{137}\text{Cs}$  у копытных составил после устранения временных трендов для кабана 134%, для косули 105%. Для ограниченных выборок лосей (13 экз.) и благородных оленей (54 экз.) из Днепроовско-Тетеревского охотхозяйства коэффициенты вариации составили соответственно 127 и 137%. Коэффициент вариации загрязнения косуль в Баден-Вюртемберге по сборам летом или осенью (раздельно) в пределах одного лесничества находился в пределах 60—140% (среднее 86%) (Wolf, 1990).

Коэффициент вариации минимален у оседлых животных, обитающих в однородной среде: у пресноводных моллюсков, у озерных рыб. Коэффициент тем

Таблица 1. Внутривидовая изменчивость удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  ( $A_m$ , кБк/кг) в мышечной ткани птиц  
Table 1. Intraspecific variability of  $^{137}\text{Cs}$  specific activity ( $A_m$ , kBq/kg) in the muscle tissue of birds

Вид	Место сбора	Год	$A_m$ среднее	$V$ , %	n
Кряква, чирки	ближняя зона	1987	5,726	179	28
Кряква, чирки	левый берег Припяти	1989—1990	4,875	54	9
Большая синица	Рыжий лес	1992	324,3	85	5
Озерная чайка	охотхозяйство «Вершина»	1986—1987	0,491	120	17
Тетерев	Машев	1990	98,01	34	6

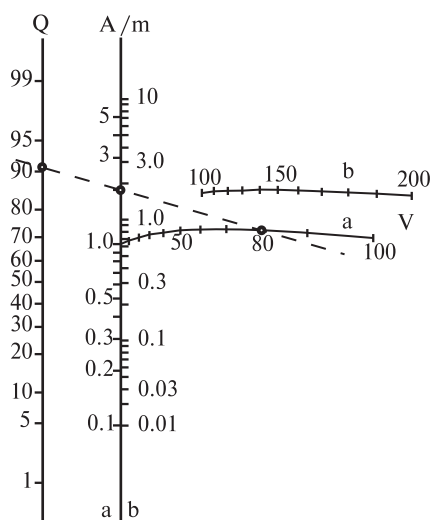


Рис. 5. Номограмма характеристик логнормального распределения:  $A/m$  – активность, отнесенная к среднему;  $Q$  – квантиль распределения, %;  $V$  – коэффициент вариации, %; а – шкалы для  $0 < V < 100$ ; б – шкалы для  $100 < V < 200$ . Пунктир – пример нахождения квантиля для  $V = 80\%$ ,  $A = 2m$ .

Fig. 5. Nomogram of statistics of the lognormal distribution:  $A/m$  – activity, related to the mean;  $Q$  – the quantile of the distribution, in %;  $V$  – coefficient of variation, %; а – scales for  $0 < V < 100$ ; б – scales for  $100 < V < 200$ . Dashed line (---) – an example of how to find the quantile for  $V = 80\%$ ,  $A = 2m$ .

больше, чем больше животное склонно к миграциям. Погрешность прогноза уровня загрязнения отдельной особи не лучше, чем указанные значения коэффициентов вариации. С помощью номограммы (рис. 5) любой практический работник, охотник или рыбак может, не прибегая к компьютеру, установить соотношение образцов, превышающих данное значение загрязнения, при известных значениях среднего и коэффициента вариации.

#### Межвидовая изменчивость

Постоянные соотношения накопления  $^{90}\text{Sr}$  моллюсками разных родов рассчитаны для значений удельной бета-активности раковин в парных сочетаниях моллюсков из разных родов, собранных в одном месте. После логарифмического преобразования данных подбирались поправки, минимизирующие квадрат разницы между видами, одновременно для всех десяти родов. Один вид – большой прудовик, *Lymnaea stagnalis* – был принят за стандарт сравнения. Антилогарифм поправки для данного рода – это отношение накопления к стандарту (табл. 2). Без потери точности эти значения можно округлить до первой значащей цифры.

Для сборов в пруде-охладителе были установлены такие соотношения между удельной активностью ( $A_m$ )  $^{137}\text{Cs}$  у отдельных видов рыб (Казаков и др., 1994):

Таблица 2. Поправочные коэффициенты приведения бета-активности раковин моллюсков к стандартному виду – большому прудовику, *Lymnaea stagnalis* (база данных ИЗ НАНУ, 325 пар сравнения)  
Table 2. Correction quotients for reduction of the specific mollusk shell beta-activity to the standard, the pond snail (database of IZ NASU), 325 confronted pairs of species

Род	Коэффициент приведения	Относительное накопление
<i>Lymnaea</i>	1,0000	1,0000
<i>Planorbarius</i>	1,0101	0,9900
<i>Viviparus</i>	0,9950	1,0050
<i>Anodonta</i>	0,6281	1,5921
<i>Unio</i>	1,0070	0,9930
<i>Dreissena</i>	0,5593	1,7879
<i>Cepaea</i>	0,1572	6,3613
<i>Bradybaena</i>	0,1534	6,5189
<i>Succinea</i>	0,2783	3,5932
<i>Helix</i>	0,0436	22,936

<b>каrp</b>	<b>1,00</b>	сом канальный	1,07
белый толстолобик	0,91	сом европейский	3,20
пестрый толстолобик	1,07	судак	3,04
		щука	5,40

В сборах из других водоемов коэффициенты несколько отличаются от цитированных значений, но везде хищные рыбы (в период хронического поступления радионуклида) загрязнены больше, чем мирные. Сопоставляя усредненные измерения на мирных и хищных рыбах, собранных в одно время в одном местобитании (рис. 6), находим:

$$\lg A_{m \text{ хищн.}} = 0,9581 \lg A_{m \text{ мирн.}} + 0,5134 \quad (n = 28, r = 0,9606), \quad (4)$$

где  $n$  — количество измерений,  $r$  — коэффициент линейной корреляции. Округленно среднее отношение накопления  $^{137}\text{Cs}$  хищными и мирными рыбами составляет 3,3.

На упомянутом выше полигоне на р. Саванна коэффициенты накопления были выше, а соотношения между экологическими группами иные, чем в Чернобыле: 8500 у хищных рыб, 11 000 у планктонофагов, 6400 у всеядных рыб (Whickler et al., 1990).

На фоне разброса загрязнения птиц не удалось найти систематической разницы в загрязнении даже для таких массовых видов, как крякva и лысуха.

Отношение накопления  $^{137}\text{Cs}$  у кабана и косули (соответственно 195 и 136 особей) установили сравнением коэффициентов перехода после устранения сезонного тренда. Отношение накопления на 01.10 составляет 0,2375, обратное отношение 4,2. Для вычисления отношения накопления кабан/лось (1,53) и кабан/олень (1,18) использовали данные по Днепроvско-Тетеревскому охотхозяйству.

### Коэффициенты перехода и накопления

Распределение коэффициента перехода резко асимметричное; оно нормализуется после логарифмического преобразования. Большая вариабельность значений  $tf$  зависит не только от изменчивости биохимических свойств животных, но

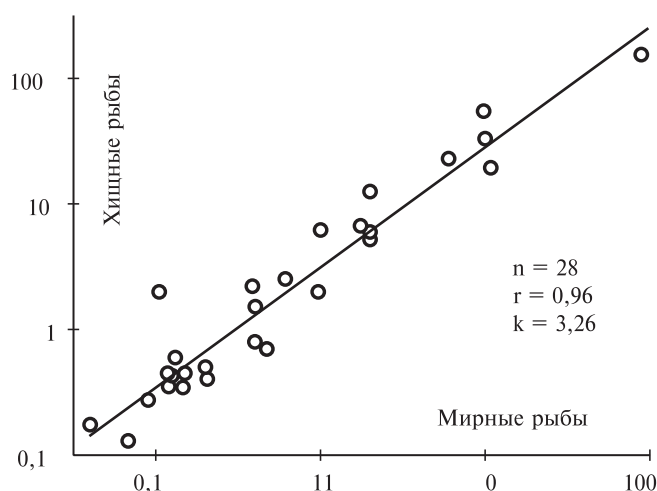


Рис. 6. Сопоставление удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  (кБк/кг) в мышечной ткани мирных и хищных рыб из одного водоема (Шевцова, Воронович, 1995; Насвит и др., 1997; Вовк, 1996; база данных ИЗ АНБ). Данные в логарифмической шкале.

Fig. 6. Comparison of specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  (kBq/kg) in the muscle tissue of humble (omnivorous) and predatory fish collected in the same water body (Шевцова, Воронович, 1995; Насвит и др., 1997; Вовк, 1996; database of IZ Minsk). Data are presented in logarithmic scale.

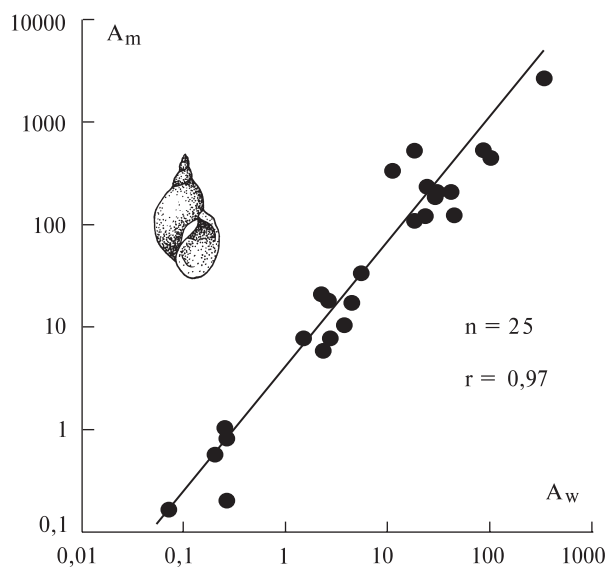


Рис. 7. Зависимость бета-активности раковин моллюсков  $A_m$  (Бк/кг) (ориг.) от загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  водных объектов  $A_w$  (Бк/л), Зоны отчуждения;  $r$  – коэффициент корреляции.

Fig. 7. Direct relation between  $^{90}\text{Sr}$  concentration in the water  $A_w$  (Bq/l) in the water bodies of the Exclusion Zone and specific beta-activity of mollusk shells  $A_m$  (kBq/kg);  $r$  is correlation quotient.

и от неопределенности соотношения места добычи животного с местом, где проведен отбор образцов почвы. Значения бета-активности раковин моллюсков сопоставлены с опубликованными данными по загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  водных объектов Зоны отчуждения. Данные 65 проб, приведенных к стандартному виду и дате, усреднены по 25 водоемам (рис. 7). Уравнение зависимости  $A_m$ , Бк/кг, от  $A_w$ , Бк/л:

$$\lg A_m = 1,1696 \lg A_w + 3,5772 \quad (n = 25, r = 0,9685), \quad (5)$$

где свободный член – логарифм коэффициента накопления, равного 3777. Отсюда можно вычислить, что для норматива на воду 2 Бк/л по  $^{90}\text{Sr}$  (Державні..., 1997) критическая бета-активность раковин стандартного рода – прудовика – составляет 7,5 кБк/кг.

Связь загрязнения местных моллюсков с известными данными по загрязнению почвы  $^{90}\text{Sr}$  (Лихтарев и др., 1995; Кашпаров, 1998; база данных Украинского центра радиационных и гидрометеорологических наблюдений) гораздо менее определенная. При использовании базы данных (Кашпаров, 1998), собранных по единой методике, или всех доступных данных получены одинаковые зависимости соответственно:

$$\lg A_m = 0,9900 \lg A_s - 0,9207 \quad (n = 69, r = 0,7827); \quad (6)$$

$$\lg A_m = 0,9601 \lg A_s - 0,9111 \quad (n = 105, r = 0,7579). \quad (7)$$

Свободный член – логарифм коэффициента перехода, равный для уравнения (6) 12 дм<sup>2</sup>/кг. Ранее для сборов моллюсков из Киевской области был получен средний по области коэффициент перехода для бета-активности раковин местных моллюсков (стандарт – прудовик) 11 дм<sup>2</sup>/кг (Францевич и др., 1995). Этот коэффициент, однако, менялся от северных районов области (20–30 дм<sup>2</sup>/кг) к южным (3–12 дм<sup>2</sup>/кг) обратно концентрации кальция в воде местных водоемов. В пределах Зоны отчуждения почвенные и гидрологические условия меняются мало.

Коэффициент перехода относительно загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  для сухопутных оседлых птиц (тетерев из Машева) составил 2,5 дм<sup>2</sup>/кг – величина того же



Таблица 3. Коэффициент перехода  $tf$  ( $m \pm s_m$ ) относительно загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  для сборов мышевидных грызунов из ближней зоны

Table 3. Transfer factor  $tf$  ( $m \pm s_m$ ) relative to the soil contamination with  $^{137}\text{Cs}$  for rodent samples from the closest zone around the ChNPP

Вид	$tf$ , $\text{дм}^2/\text{кг}$	n
Полевка-экономка – <i>Microtus oeconomus</i>	$21,23 \pm 3,02$	25
Мышь полевая – <i>Apodemus agrarius</i>	$5,56 \pm 0,73$	133
Рыжая лесная полевка – <i>Clethrionomys glareolus</i>	$14,97 \pm 3,34$	64

порядка, что и для копытных. Для уток из ближней зоны  $tf$  может быть оценен в  $0,38 \text{ дм}^2/\text{кг}$  на 1987 г., однако значение этой величины в настоящее время неизвестно, так как пробоотбора птиц в последние годы в Зоне отчуждения никто не проводил. Коэффициенты перехода для  $^{137}\text{Cs}$  для мышевидных грызунов даны в таблице 3. Активность  $^{137}\text{Cs}$  измерена в целых тушках грызунов.

Связь между загрязнением почвы  $^{137}\text{Cs}$  и загрязнением мышечной ткани копытных показана на рисунке 8 и в таблице 4. Кроме логарифмического преобразования данных, для нормализации и графического отображения оказалось удобным также преобразование  $q = \sqrt{tf}$ . Значения  $tf$  ( $\text{дм}^2/\text{кг}$ ) до стандартизации показаны в таблице 4. При отдельной обработке украинских и белорусских сборов оказалось, что коэффициенты для кабанов, полученные на обширном материале, одинаковы ( $1,48$  и  $1,58$ ;  $t = 0,54$ ), мало различаются для косуль ( $1,94$  и  $1,28$ ;  $t = 2,97$ ), но значительно различаются для лосей ( $1,02$  и  $0,56$ ;  $t = 11,6$ ). Этому различию пока нет рационального пояснения.

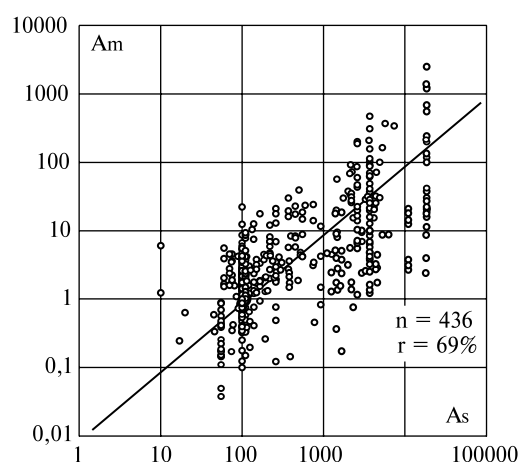


Рис. 8. Связь между загрязнением  $A_s$  ( $\text{кБк}/\text{м}^2$ ) почвы  $^{137}\text{Cs}$  и загрязнением  $A_m$  ( $\text{кБк}/\text{кг}$ ) мышечной ткани копытных (после устранения сезонного тренда и приведения данных к стандартному виду – кабану). Прямая линия – прямая пропорциональность.

Fig. 8. Relationship between  $^{137}\text{Cs}$  soil contamination  $A_s$  ( $\text{kBq}/\text{m}^2$ ), and contamination  $A_m$  ( $\text{kBq}/\text{kg}$ ), of the muscle tissue in ungulates, after removal of the seasonal trend and data reduction to the standard species, the boar. The straight line shows unbiased proportionality.

Таблица 4. Значения функций ( $m \pm s_m$ ) от коэффициента перехода для  $^{137}\text{Cs}$ , у копытных

Table 4. Values (mean  $m \pm s_m$ ) of functions of the transfer factor  $tf$  for  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{дм}^2/\text{кг}$ , in ungulates

Вид	Функция от коэффициента перехода при преобразовании, $\text{дм}^2/\text{кг}$			n
	$x = tf$ , %	$x = \lg tf$	$x = \sqrt{tf}$	
Лось	$1,0286 \pm 1,5526$ 151	$-0,3332 \pm 0,5522$	$0,8365 \pm 0,5734$	50
Кабан	$3,6763 \pm 5,3555$ 146	$0,0944 \pm 0,7206$	$1,5232 \pm 1,1646$	195
Олень	$2,2386 \pm 3,0795$ 138	$0,1489 \pm 0,3925$	$1,3220 \pm 0,7007$	54
Косуля	$4,8993 \pm 5,9139$ 121	$0,3290 \pm 0,6383$	$1,8562 \pm 1,2057$	136
Стандарт	$2,0482 \pm 3,8218$ 186	$-0,0482 \pm 0,6129$	$1,1835 \pm 0,8047$	436

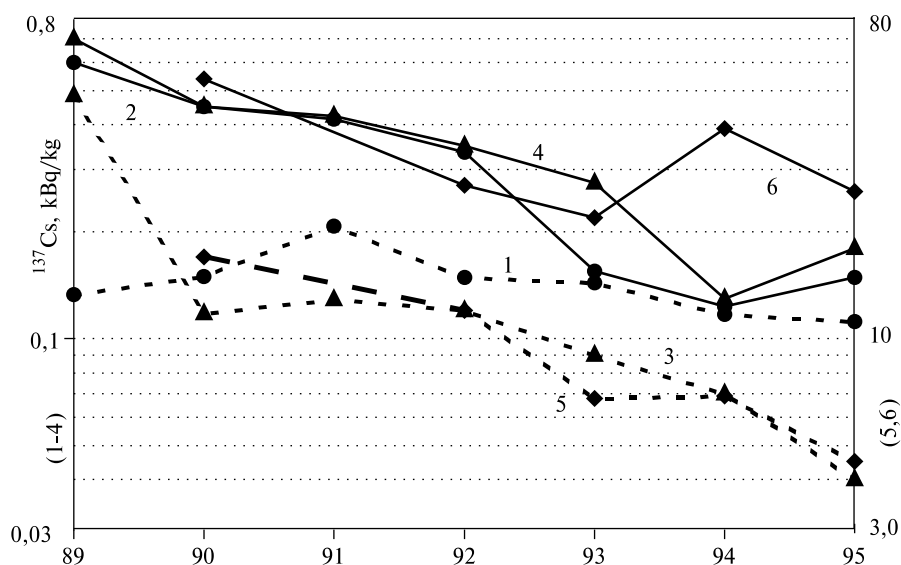


Рис. 9. Изменение загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в мирных (1, 3, 5) и хищных (2, 4, 6) рыбах р. Припять (1, 2), Киевского водохранилища (3, 4) и пруда-охладителя (5, 6) в 1986–1995 гг. (Насвит и др., 1997; Вовк та ін., 1996).

Fig. 9. Trend of  $^{137}\text{Cs}$  contamination during 1989–1995 in the humble (1, 3, 5) and predatory (2, 4, 6) fish from the river Pripyat (1, 2), Kyiv Reservoir (3, 4) and the ChNPP cooling pond (5, 6). (From Насвит и др., 1997; Вовк та ін., 1996).

После стандартизации данных по всем копытным к виду и сезону и сведения всех измерений в единый список получены следующие прямые и обратные уравнения регрессии ( $n = 436$ ):

$$\lg A_m = 0,6820 \lg A_s - 1,2064 \quad (r = 0,6909); \quad (8)$$

$$\lg A_s = 0,6999 \lg A_m + 2,2279 \quad (r = 0,6909); \quad (9)$$

$$\lg tf = -0,3180 \lg A_s + 0,7935 \quad (r = -0,4070). \quad (10)$$

Значения функций коэффициента перехода для стандартного копытного (кабан, 01.10) и различным образом преобразованных данных показаны также в таблице 4. Значения  $tf$  для линейного, логарифмического и квадратного корня преобразований составляют 2,05; 0,90 и 1,40 дм<sup>2</sup>/кг. Сходное по порядку величины значение  $tf = 3,6$  дм<sup>2</sup>/кг исследователи получили для копытных на загрязненных территориях Беларуси в 1992–1993 гг. (Kenigsberg et al., 1996). Значение  $tf$  около 2 дм<sup>2</sup>/кг можно рассчитать по данным (Wolf, 1990) для косуль в Баден-Вюртемберге.

### Многолетний тренд

По 32 парам сборов моллюсков в одном и том же месте в 1988–1994 гг. и 1997 г. установлены постоянная времени спада бета-активности раковин  $16,8 \pm 4,3$  года ( $m \pm s_m$ ) и период полуочищения – 11,6 лет. По трем стационарам (пруд-охладитель, Припять, Киевское водохранилище) установлен многолетний тренд загрязнения рыб  $^{137}\text{Cs}$  (Насвит и др., 1997; Вовк та ін., 1996). Постоянная времени спада установлена в 4,022 года, период полуспада 2,8 лет (рис. 9). По литературным данным (Brisbin et al., 2002), период полуспада загрязнения рыбы *Lepomis macrochirus*  $^{137}\text{Cs}$  находился между 3 и 7 годами.

Для копытных (после стандартизации удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  к кабану на 01.10) корреляция величины  $q = \sqrt{tf}$  с годом добычи составила  $-0,0824$ . Многолетний тренд загрязнения для этой группы животных отсутствует.

### Стандарты накопления

Из большого количества видов животных, обитающих в Зоне отчуждения, мы отобрали несколько видов, представительных для отрядов или классов животных, которые входят в пищевой рацион человека как объекты охоты и рыболовства и/или являются удобными индикаторами загрязнения. Эти виды — кабан, серая полевка, кряква, карп, большой прудовик. Сборы птиц в Зоне отчуждения охватывали первые послеаварийные годы, а сборы мышевидных грызунов проводили в немногих стационарах.

Авторам цитированных статей и автору настоящей статьи удалось установить сезонные тренды радиоактивного загрязнения для кабана и косули, многолетний тренд для моллюсков и рыб, стабильные отношения накопления у разных видов, родов, экологических групп у моллюсков, рыб, копытных. На основании названных коэффициентов и функциональных зависимостей данные измерений были пересчитаны на стандартный вид и дату 1 октября 1996 г.

Для моллюсков приведение к стандартному виду уменьшает разброс измерений в многовидовых сборах: после введения поправок начальная дисперсия логарифмически преобразованных данных уменьшается на 51%.

Коэффициент вариации  $tf$  после стандартизации уменьшился для линейных данных у кабана со 146% до 134%, у косули со 121% до 105%. Среднеквадратическое отклонение  $\lg A_m$  первичных данных составляет 0,8475 лог. ед., после стандартизации к виду и сезону оно составляет 0,7743, а среднеквадратическое отклонение  $\lg tf$  до стандартизации составляет 0,6753, после стандартизации — 0,6129. Таким образом, операция стандартизации устраняет 17% общей дисперсии первичных данных, операция вычисления коэффициента перехода — 37%, обе вместе они уменьшают дисперсию данных на 48%.

### Пространственные закономерности радиоактивного загрязнения

Зависимость  $A_m$ , кБк/кг, от расстояния  $D$ , км, от ЧАЭС для моллюсков из местных водоемов и для копытных описывается соответственно уравнениями:

$$\lg A_m = -1,8815 \lg D + 3,2787 \quad (r = -0,6102, n = 165); \quad (11)$$

$$\lg A_m = -0,8322 \lg D + 1,8849 \quad (r = -0,2927, n = 410). \quad (12)$$

Низкий коэффициент пропорциональности для копытных объясняется большой изменчивостью данных. У менее вариабельных моллюсков коэффициент пропорциональности приближается к  $-2$  (загрязнение обратно пропорционально квадрату расстояния, рис. 10).

В действительности радиоактивное загрязнение местности еще и пятнистое. Необходимо установить, можно ли по дискретным пробам животных строить содержательную непрерывную карту загрязнения, т. е. прогнозировать загрязнение объекта в произвольной точке карты по данным пробоотбора в соседних или более отдаленных точках.

Надо рассчитать сходство измерений в соседних точках в зависимости от расстояния между ними (произведение значений измерений или корреляционную функцию). Предварительно данные о загрязнении после логарифмического преобразования нормализуются: вычитается среднее значение, остаток делится на среднеквадратическое отклонение. Корреляционная функция — это сглаженное значение произведения пары измерений в зависимости от расстояния между точками пробоотбора.

Пример пространственного анализа данных о загрязнении копытных в Днепровско-Тетеревском охотхозяйстве (рис. 11) показывает, что корреляционная

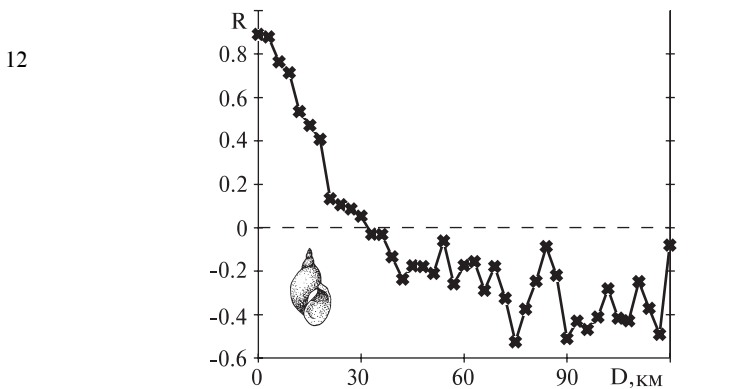
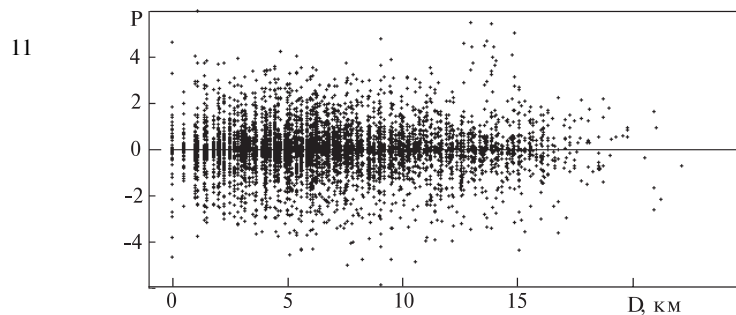
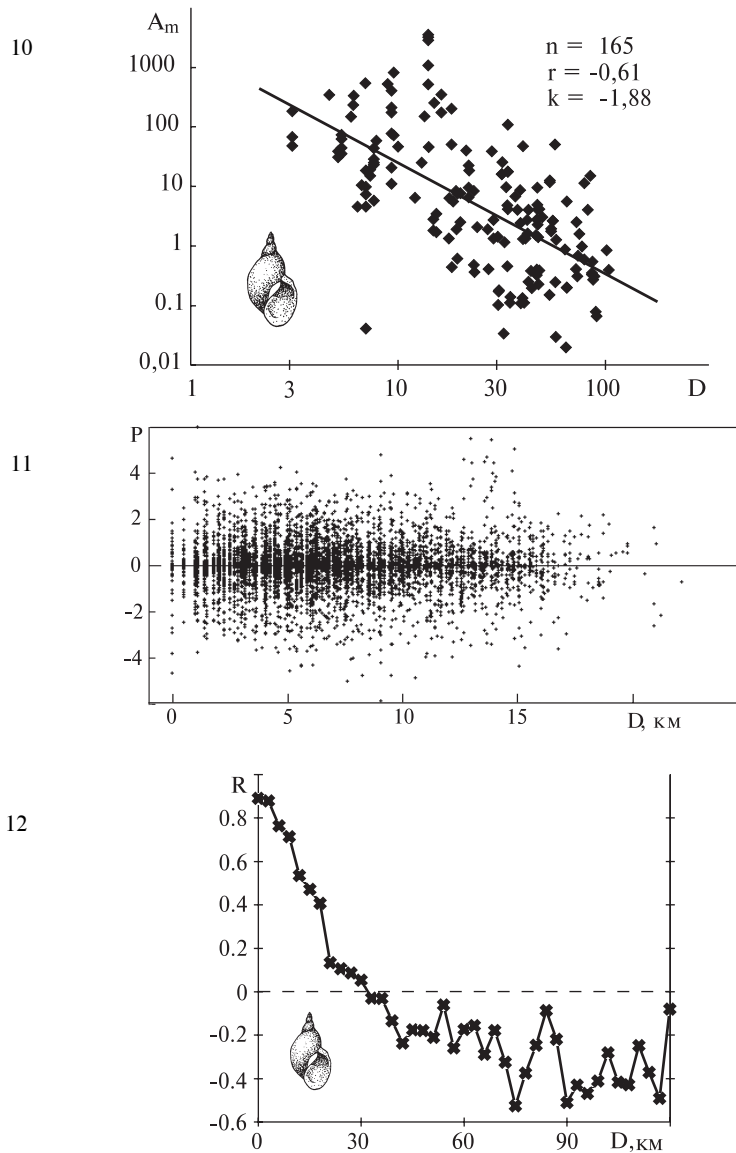


Рис. 10. Обратная зависимость между расстоянием от ЧАЭС ( $D$ , км) и удельной бета-активностью раковин моллюсков ( $A_m$ , кБк/кг), стандартизованной по прудовику.

Fig. 10. Inverse relationship between the distance from the ChNPP ( $D$ , km) and specific beta-activity of mollusk shells ( $A_m$ , kBq/kg), standardized to the pond snail.

Рис. 11. Сходство между значениями загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  проб копытных в зависимости от расстояния  $D$  между точками пробоотбора в Днепровско-Тетеревском охотхозяйстве, оцененное как произведение  $P$  нормализованных значений загрязнения в двух точках. Произведения парных значений 122 пробы, 7323 пары сравнения.

Fig. 11. Similarity between neighbor ungulate samples within the Dnieper-Teterev hunting husbandry, expressed as the product  $R$  of normalized values of contamination with  $^{137}\text{Cs}$  in a pair of samples versus distance between both sampling sites (122 samples, 7323 confronted pairs).

Рис. 12. Корреляционная функция  $R$  бета-активности раковин моллюсков в зависимости от расстояния между точками пробоотбора в окрестностях Зоны отчуждения (165 проб, 13 435 пар сравнения).

Fig. 12. Correlation function  $R$  between the specific shell beta-activity in pairs of mollusk samples versus distance between sampling sites in vicinities of the ChNPP (standardized data, 165 samples, 13 435 confronted pairs).

функция может быть близкой к нулю, независимо от расстояния. Для этой территории нельзя выделить участки (пятна, зоны) с различным загрязнением и, следовательно, нет достаточных оснований строить непрерывную карту. Единственным разрешенным прогнозом загрязнения зверей является указание среднего значения и его ошибки для всей территории.

Оперируя с большей территорией и большим диапазоном загрязнения в пределах планшета карты, получаем статистически существенные значения корреляции для местных моллюсков (рис. 12) и копытных. Для сборов из одного и того же местообитания коэффициенты корреляции соответственно равны 0,89 и 0,59 (13 435 и 83 845 пар сравнения). Если устранить тренд по расстоянию (уравнение 12) из измерений копытных, то значения корреляционной функции уменьшаются (для одного местообитания — до 0,44), однако ход функции не изменяется. Область положительной корреляции окружена периферией с отрицательной корреляцией относительно центра, т. е. «чистые» и «грязные» пятна чередуются. И для моллюсков, и для копытных радиус положительной автокорреляции около 30 км.

## Выводы

Установлены сезонные тренды радиоактивного загрязнения для кабана и косули, многолетний тренд для моллюсков и рыб, стабильные отношения накопления у разных видов, родов, экологических групп у моллюсков, рыб, копытных.

Максимум (минимум) накопления  $^{137}\text{Cs}$  приходится у кабана на 05.02 (05.08), а у косули на 20.10 (25.04).

Период полуочищения раковин моллюсков от загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  составил 11,6 лет, мышечной ткани рыб от загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  2,8 лет.

На основании известных коэффициентов и функциональных зависимостей данные измерений были пересчитаны на стандартный вид (для моллюсков — большой прудовик, для рыб — карп, для копытных — кабан) и стандартную дату 01.10.1996. Стандартизация данных вдвое уменьшает первоначальную дисперсию измерений в данном местообитании.

Индивидуальный (внутривидовой) коэффициент вариации (%) наименьший у оседлых гидробионтов — моллюсков (10—30) и рыб (10—60), больше у оседлых наземных моллюсков (20—60) и мышевидных грызунов (39—180) и максимален у способных к более или менее отдаленным миграциям копытных (120—150) и тем более птиц (120—180). Предсказание значений радиоактивного загрязнения животных с меньшей ошибкой нереально.

Радиоактивное загрязнение животных убывает с увеличением расстояния от ЧАЭС, по-видимому, обратно пропорционально квадрату расстояния. Эта зависимость зашумлена индивидуальной изменчивостью и, вероятно, пятнистым характером загрязнения местности.

Радиоактивное загрязнение животных прямо пропорционально загрязнению местности или воды. Коэффициент накопления бета-активности ( $^{90}\text{Sr}/Y$ ) в раковинах моллюсков относительно концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде составляет 3770, коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  относительно загрязнения почвы составляют у наземных птиц 2,5, у мышевидных грызунов 5,5—21, у стандартного кабана 2,05  $\text{дм}^2/\text{кг}$ .

Обнаружена положительная корреляция загрязнения проб из соседних точек местности, тем большая, чем меньше расстояние между пробами. Для моллюсков и копытных радиус положительной автокорреляции 30 км. Этот радиус характеризует средний размер пятна загрязнения.

На карту были вынесены две категории переменных:

1. Карта фактов содержания  $^{137}\text{Cs}$  в мышечной ткани стандартной рыбы, птиц, грызунов, стандартного копытного и бета-активности раковины стандарт-

ного моллюска как индикатор загрязнения  $^{90}\text{Sr}$ . Уровни загрязнения градируются по логарифмической шкале (две градации на десятичный порядок). Второй уровень отражает допустимый уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе и мясе копытных и бета-активность раковин, соответствующую допустимому уровню  $^{90}\text{Sr}$  в воде (Державні..., 1997). Для Зоны отчуждения ЧАЭС эти карты были опубликованы в статьях (Францевич, Іщук, 2000; Францевич та ін., 1998);

2. Непрерывная прогностическая карта загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  стандартного кабана в сухопутных ценозах и раковин стандартного прудовика  $^{90}\text{Sr}$  в водоемах. Принимая во внимание размер участка обитания у копытных, мы решили выполнить карту не в изолиниях, а ограничиться разбиением ее на квадраты  $4 \times 4$  км, в соответствии с координатной сеткой карты, принятой в Атласе (Атлас..., 1996). Для Зоны отчуждения карта опубликована в Бюлетені екологічного стану Зони відчуження (Францевич, Іщук, 2000); полная карта масштаба 1 : 200 000 в виде распечатки или электронной копии может быть заказана в ИнфоЦентре «Чернобыль» (E-mail: scient@ic-chernobyl.kiev.ua.). Образец карты экспонируется в музее «Чернобыль» в Киеве.

- Атлас* Чернобыльської зони відчуження. — К. : НВП «Картографія», 1996. — 26 с.
- Афонін С. В., Брагін Ф. В., Годун Б. О. та ін. Радіаційний стан території Зони відчуження в 1997 році // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — Вип. 11. — С. 4—15.
- Вовк П. С., Зарубін О. Л., Кленус В. Г. та ін. Радіаційне забруднення біотичних компонентів водних екосистем // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1996. — Вип. 1 (6). — С. 50—55.
- Войцехович О. В., Лаптев Г. В., Канивець В. В. та ін. Радіаційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1996. — Вип. 1 (6). — С. 37—44.
- Войцехович О. В., Канивець В. В., Лаптев Г. В. Современное состояние радиоактивного загрязнения водных объектов зоны влияния аварии // Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. О. В. Войцеховича. — Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. — С. 60—95.
- Гриценко М. М., Нечаєва Т. С., Малахов В. Г. та ін. Радіаційне забруднення зони обов'язкового відселення Житомирської і Київської областей // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — Вип. 11. — С. 15—17.
- Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). — К. : МОЗ України, 1997. — 7 с.
- Зарубін О. Л. Радиоактивное загрязнение промысловых видов рыб Каневского водохранилища // Матеріали щорічної наук. конф. Ін-ту ядерних досліджень. — К. : НЦ ІЯД, 1997. — С. 357—360.
- Зарубін О. Л. Содержание цезия-137 в густере водоема-охладителя ЧАЭС // Матеріали щорічної наук. конф. Ін-ту ядерних досліджень. — К. : НЦ ІЯД, 1997. — С. 361—364.
- Казakov С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П. Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. — 1994. — Вип. 1. — С. 129—138.
- Кашпаров В. О. Забруднення  $^{90}\text{Sr}$  території 30-км зони // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — Вип. 12. — С. 41—43.
- Лихтарев И. А., Ковган Л. Н., Белая Л. Н. и др. Дозиметрическая паспортизация населенных пунктов Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению после Чернобыльской аварии. — Киев : МЗО, 1995. — Сборник 5. — С. 312 с.
- Нагорський В. О., Проскура М. І., Скворцов В. В. та ін. Карта ретроспективної оцінки щільності забруднення місцевості цезієм-137 (на 10 травня 1986 р.) // Атлас Чернобыльської зони відчуження. — К. : НВП «Картографія», 1996. — С. 11.
- Насвіт О. І., Фомовський М. А., Кленус В. Г. Содержание радионуклидов в гидробионтах водоемов зоны ЧАЭС // Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев : Чернобыльинтеринформ, 1997. — С. 215—222.
- Панасевич Е. Л., Шестопалов В. М., Шевченко О. Л. та ін. Сучасна радіоекологічна обстановка на меліоративних системах зони відчуження // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1998. — Вип. 11. — С. 22—27.
- Радиационная обстановка на территории Республики Беларусь. — Карта 1 : 2 000 000. — Минск : Белгидромет, 1995.
- Францевич Л. И., Захарчук Т. Н., Корнюшин А. В. и др. Загрязнение территории и водных объектов Киевской области стронцием-90 по данным измерения радиоактивности раковин моллюсков // Гидробиол. журн. — 1995. — 31, вып. 4. — С. 88—96.

- Францевич Л. И., Паньков И. В., Ермаков А. А. и др.* Моллюски – индикаторы загрязнения среды радионуклидами // Экология. – 1995. – Вып. 1. – С. 57–62.
- Францевич Л. И., Луцк О. О.* Радиоактивне забруднення диких тварин // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення – 2000. – Вип. 16. – С. 44–48.
- Францевич Л., Захарчук Т., Климашевський О. та ін.* Про що можуть розповісти черепашки молюсків? // Бюл. екол. стану Зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – Вип. 12. – С. 44–48.
- Шевцова Т. М., Воронович А. И.* Рыбы // Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Ред. Л. М. Сушеня, М. М. Пикулик, А. Е. Пленин. – Минск : Наука і тэхніка, 1995. – С. 35–42.
- Brisbin I. L., Smith M. H., Peles J. D.* Contributions of radioecology to the development of some modern concepts of ecotoxicology: from ecological half-life to monitored natural attenuation // Radioprotection-Colloques. – 2002. – 37, N 37. – P. 179–183.
- Frantsevich L., Korniuschin A., Pankov I. et al.* Application of molluscs for radioecological monitoring of the Chernobyl outburst // Environmental pollution. – 1996. – 94, N 1. – P. 91–100.
- Kenigsberg J., Belli M., Tikhomirov F. et al.* Exposures from consumption of forest produce // The radiological consequences of the Chernobyl accident : Proc. 1<sup>st</sup> Int. Conf. (18–22 March 1996, Minsk). – Luxembourg : ECSC, 1996. – P. 271–281.
- Stribling H. L., Brisbin I. L., Sweeney J. R.* Radiocesium concentrations in two populations of feral hogs // Health Physics. – 1986. – 50, N 6. – P. 852–854.
- Whickler F. W., Pinder J. E., Bowling J. W. et al.* Distribution of long-lived radionuclides in an abandoned reactor cooling reservoir // Ecological Monographs. – 1990. – 60, N 4. – P. 471–496.
- Wolf J.* Untersuchung der Radiocaesium-Kontamination von Rehfleisch, Äsungspflanzen und Bodenproben mittels hochauflösender Gammaskopie : Diplomarbeit. – Fachhochschule Ravensburg Weingarten, 1990. – 58 S.