

CN9300987

CNTC-00623

CSNAS-0956

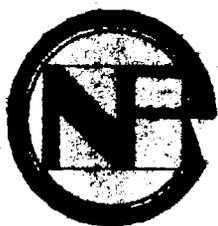
中国核科技报告

CHINA NUCLEAR SCIENCE AND TECHNOLOGY REPORT

模拟水稻田和模拟池塘中锶-89的动力学行为

THE KINETIC BEHAVIOUR OF STRONTIUM-89
IN THE SIMULATED PADDY AND POND

(in Chinese)



原子能出版社

中国核情报中心

China Nuclear Information Centre



王寿祥：浙江农业大学原子核农业科学研究所副教授，1962年毕业于浙江大学工程物理系。

Wang Shouxiang: Associate professor of Institute of Nuclear-Agricultural Sciences, Zhejiang Agricultural University. Graduated from Department of Engineering Physics of Zhejiang University in 1962.

CNIC-00623

CSNAS-0056

模拟水稻田和模拟池塘中 ^{89}Sr 的动力学行为^{*}

王寿祥 张永熙

(浙江农业大学原子核农业科学研究所, 杭州)

黄丹 胡秉民

(浙江农业大学, 杭州)

摘 要

研究了在水稻-田水-土壤系统及池水-水生动植物-底泥系统中的 ^{89}Sr 消长与分配,建立了相应的数学模型。结果表明,当由田表水引入 ^{89}Sr 后, ^{89}Sr 便向系统的各组分迁移,致使田水中的 ^{89}Sr 浓度迅速地降低,而表土及水稻中的 ^{89}Sr 浓度则呈增加趋势;收获期糙米中 ^{89}Sr 的浓度远低于稻壳、稻草和稻根; ^{89}Sr 在水稻土中的浓度随深度增加而按指数规律衰减。当由池水引入 ^{89}Sr 后,即发生向系统内各组分的迁移, ^{89}Sr 在各组分中的浓度与时间关系由多项指数描述;水生生物对放射性锶都有一定的浓集作用,最大的浓集系数,螺蛳为94.7,鱼36.7,金鱼藻只有12.6。可见,象螺蛳这类贝壳动物对水系中的放射性锶有较强的去污作用。

* 本文由中国原子能农学会供稿。

THE KINETIC BEHAVIOUR OF STRONTIUM-89 IN THE SIMULATED PADDY AND POND*

(In Chinese)

Wang Shouxiang Zhang Yongxi

(INSTITUTE OF NUCLEAR-AGRICULTURAL SCIENCES,
ZHEJIANG AGRICULTURAL UNIVERSITY, HANGZHOU)

Huang Dan Hu Bingmin

(ZHEJIANG AGRICULTURAL UNIVERSITY, HANGZHOU)

ABSTRACT

The diminution and distribution of ^{89}Sr in the rice-paddy water-soil system and pond water-aquatic-bottom mud system were studied. Mathematical models for simulating its behaviour have been built. After ^{89}Sr was added into paddy water, the ^{89}Sr immediately moved to each component of the system. The concentration of ^{89}Sr in the water reduced rapidly, however, the concentration of ^{89}Sr in the top soil and rice was decreasing. At the time of harvest, the concentration of ^{89}Sr in brown rice was far lower than that in rice husk and straw. In paddy soil the reduction of ^{89}Sr with depth was in accord with the exponential law. When ^{89}Sr was added to aquatic ecosystem, it was immediately moved to each component and the residual concentrations of ^{89}Sr were varied with time changing in accordance with multinomial exponential laws. The aquatic could enrich the radioactive ^{89}Sr . The maximum concentration factor was 94.7 for snail, 36.7 for fish and only 12.6 for honewort. Therefore, it is obvious that the shells such as snail have higher capacity of decontamination of radioactive Sr in water.

* Contributed by the Chinese Society of Nuclear-Agricultural Sciences (CSNAS).

前 言

^{87}Sr 是核污染物的关键核素之一。我们采用盆栽水稻 (*Oryza sativa*) 模拟水稻田和水泥池放养水生动植物模拟池塘,研究了 ^{87}Sr 在相应模拟生态系统各组分中的迁移、积累动态,并通过示踪动力学的分室模型建立了相应系统中 ^{87}Sr 行为的数学模型,为确定其进入食物链原初产品(水稻、水生动植物)中的积累量提供资料,从而为估算 ^{87}Sr 对公众可能产生的剂量负担提供依据。

1 材料与方 法

1.1 ^{87}Sr 在模拟水稻田中的行为

盆栽水稻的陶瓷盆钵尺寸为 $\phi 20 \times 20 \text{ cm}$,每盆装入风干的杭州华家池黄松田 5.00 kg。土壤的主要理化参数如下:有机质 1.90%,pH 值 6.0(水浸)、5.5(盐浸),交换性总酸度 (H^+) 0.5 mmol/(kg 干土),交换性钙 59 mmol/(kg 干土),交换性镁 7.5 mmol/(kg 干土),粘粒 ($< 0.001 \text{ mm}$) 12.5%。

所用同位素为 $^{87}\text{SrCo}_3$ 粉末,由中国原子能科学研究院提供,出厂时(1989年3月15日)比活度为 $9.25 \times 10^7 \text{ Bq/g}$,或 $1.55 \times 10^8 \text{ Bq/(g 锶)}$,使用前用 5 mol/L HCl 转化成 $^{87}\text{SrCl}_2$ 水液。

每只盆钵栽插水稻广陆矮 4 号 4 丛,每丛 4 株,计 21 盆。待水稻始穗后,灌入 $^{87}\text{SrCl}_2$ 水液 $2.59 \times 10^6 \text{ Bq}$ (1989年3月15日),盆钵土表面水量约 1965 mL,由此,相当于田表水中 $^{87}\text{Sr-Sr}$ 初始含量约 8.5 ppm。整个试验期间保持水面高度基本不变。

采样分别在引入 ^{87}Sr 后 1,3,8,13,18,23,28 d 进行。每次取 3 盆,每盆取水稻 2 丛(连根掘起后用水冲洗干净,吸去表面水后,再将水稻地上部和根分开)、田表水约 10 mL、表土(深约 2 cm)适量。各样品经烘干、磨碎等预处理后,称取 200.0 mg(三只重复)于 G-M 计数器上测定,根据 ^{87}Sr 和 ^{86}Sr 的放射性质^[1],所得计数值应为 ^{87}Sr β 粒子所贡献。所以下面一般表述为 $^{87}\text{Sr-Sr}$ 。

于收获期,收割全部水稻,然后将水稻分糙米、稻壳、稻草和稻根仿前述方法制样测定。土壤,由盆钵小心完整地倒出后,沿其中心对称地切下 2 cm 厚土块,然后每 2 cm 横向均等分割、烘干、研碎后称取 200.0 mg,在 G-M 计数器上测定 ^{87}Sr 的活度。

所有测定的相对标准偏差控制在 5% 以内,运用 $^{87}\text{SrCl}_2$ 母液活度作比对,并经衰变及死时间、自吸收校正^[2],便得各测样中 ^{87}Sr 的活度(Bq)及 $^{87}\text{Sr-Sr}$ 的含量或浓度(ppm)。

水稻植株内 $^{87}\text{Sr-Sr}$ 的含量可由地上部和根的质量与 $^{87}\text{Sr-Sr}$ 的浓度求得。

1.2 ^{87}Sr 在模拟池塘中的行为

模拟池塘为二只 $1 \times 1 \times 0.6 \text{ m}^3$ 的衬有硬塑的水泥池,内养水生动植物,便构成简单的水生生态系统,池内装 50.0 kg 风干的杭州华家池黄松田,其理化参数如前。

供试水生动植物为非洲鲫鱼 (*Tilapia mossambica*),螺蛳 (*Bellamya purificata*) 及金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*)。

在模拟池塘中灌入天然水 250.0 kg,池水深约 23 cm,待水基本澄清后(约二天),每池

放养 40 尾非洲鲫鱼(每条长约 8 cm, 重约 10 g), 40 枚螺蛳(每只重约 1 g), 270 g 鲜金鱼藻, 驯养 10 天后, 池内水生动物基本处于正常生长状态(发现有几枚新增殖的小螺蛳), 然后每池引入 6.84×10^7 Bq(1989 年 3 月 15 日)的 $^{85}\text{SrCl}_2$ 水液(主要参数同前)。于是池水中 ^{85}Sr 的原始浓度为 2.7×10^5 Bq/(kg 水), ^{85}Sr -Sr 量相当于 1.76 ppm。

采样是在 $^{85}\text{SrCl}_2$ 引入后分别于 0.5, 2, 4, 8 h 及 1, 3, 6, 11, 16, 21, 26 和 35 d 进行的。每次直接吸取水样 1.00 mL(三只重复)经红外灯烘干; 底泥(表层约 1.5 cm 深)取适量, 经尼龙纱滤之后烘干、研碎, 30 目过筛后称取 200.0 mg 平铺于测样皿; 取金鱼藻适量, 用清水冲洗后吸去表面水, 称鲜重后置于马福炉于约 600°C 下焚烧 8 h; 鱼取 2 尾, 螺蛳取 2 枚, 皆用清水冲洗后吸去表面水, 然后鱼分头、肉、鳃、鳞、骨和内脏, 螺蛳分壳和肉, 采取与金鱼藻相似的方法处理。金鱼藻、鱼和螺蛳灰化后各称取 100.0 mg 平铺于测样皿, 均设三只重复。各样品均在 G-M 计数器上测定放射性活度, 基于前述相同的原理, 所得活度为 ^{85}Sr β 粒子所贡献, 由此可算得测样中 ^{85}Sr -Sr 的含量。

整条鱼和整只螺蛳中 ^{85}Sr -Sr 的浓度可由其各组成部分的质量与 ^{85}Sr -Sr 浓度求得。

2 结果和讨论

2.1 ^{85}Sr 在模拟水稻田中的行为

2.1.1 ^{85}Sr -Sr 在水稻-田水-表土系统中的消长

所得测定数据如表 1 所示。

表 1 ^{85}Sr -Sr 在水稻田中的消长与分配

类 别	田 水		表 土		水 稻					
	比活度 (Bq/g)	浓度 (ppm)	比活度 (Bq/g)	浓度 (ppm)	地上部		根		整株水稻	
					比活度 (Bq/g)	浓度 (ppm)	比活度 (Bq/g)	浓度 (ppm)	比活度 (Bq/g)	浓度 (ppm)
0	1318.1	8.50	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00
1	623.3	4.01	1933.3	12.39	1363.3	8.77	1476.7	9.50	1377.2	8.86
3	196.7	1.27	3166.7	20.42	1866.7	11.95	2366.7	15.18	2107.9	13.52
8	245.0	1.57	4250.0	27.32	2450.0	15.73	2583.3	16.56	2472.5	15.85
13	96.7	0.62	4983.3	31.99	2700.0	17.34	4566.7	29.35	2838.0	18.24
18	94.3	0.61	4216.7	27.14	2733.3	17.55	5100.0	32.76	2973.4	19.10
23	115.8	0.74	3466.7	22.23	2966.7	19.13	5433.3	34.95	2386.4	21.14
28	110.2	0.71	3250.0	20.86	2366.7	21.67	6166.7	39.60	3633.0	23.33

测定表明, ^{85}Sr -Sr 进入田表水后, 将迅速地发生迁移而稀释。在田表水 ^{85}Sr -Sr 原始引入量 8.5 ppm 情况下, 一天后便降为 4.0 ppm, 然后逐渐下降至第十三天时的 0.6 ppm, 且以后几乎不变。这是因为田表水中 Sr^{2+} 迅速地为表土吸附, 使得浓度急剧降低, 经历一定时间之后, 吸附和解吸达到平衡, 于是田表水中的 ^{85}Sr -Sr 浓度便趋于恒定。

表土中 ^{85}Sr -Sr 的浓度一天后即由 0 升至 12.4 ppm, 接着逐渐增大, 至第十三天达到

32.0 ppm;而水稻(干样),其地上部一天后由 0 增至 8.8 ppm,随后缓慢增长,至试验结束时达 21.7 ppm;稻根(干样)一天后便达 9.5 ppm,随后也逐渐增大,最后为 39.6 ppm。由于试验系统中土壤量最多,它蓄积了大部分的⁹⁰Sr-Sr,同时由于水稻扎根于土壤,⁹⁰Sr-Sr 便通过根膜被载体载体而运输至水稻各部分,且在试验期间呈增加趋势,所以便降低了土壤中⁹⁰Sr-Sr 的含量,致使土壤中⁹⁰Sr-Sr 浓度在达到某一最大值后便有下降趋势。

水稻田中⁹⁰Sr-Sr 以 Sr²⁺ 状态存在,因此,在所论系统中它的迁移性就比较大。⁹⁰Sr-Sr 进入作物的途径可以通过根膜吸收和粘附于根表面或粘附于浸入田表水中的作物的茎秆表面运输至其它部位。Kapanacna E. II. 等的研究指出^[2,4],作物中的放射性铯大部分(82%~94%)滞留于地上部。本试验中⁹⁰Sr-Sr 在水稻地上部的滞留浓度虽低于稻根,但由于地上部的质量差不多为根的 10 倍,因此,地上部中⁹⁰Sr-Sr 的蓄积总量差不多为根的 6 倍,即约占水稻中滞留量的 85%。放射性铯的这一特性是颇值得注意的。

在对放射性核素污染分析时,浓集系数(或浓集因子)是重要的参数之一。在此处,它定义为水稻中⁹⁰Sr-Sr 的浓度与同一时刻田水中⁹⁰Sr-Sr 的浓度之比:

$$CF = \frac{C_r}{C_w} \quad (1)$$

此处 CF 为浓集系数, C_r, C_w 分别为水稻和田水中⁹⁰Sr-Sr 浓度(ppm)。水稻对⁹⁰Sr-Sr 的浓集系数值列于表 2。

表 2 水稻的浓集系数值

t (d)		1	3	8	13	18	23	28
CF 值	地上部	2.2	9.4	10.0	28.0	29.8	25.8	30.5
	根	2.4	12.2	10.6	47.3	53.7	47.2	55.8
	水稻	2.2	10.6	10.1	29.4	31.3	28.6	32.9

可见,水稻及其各部位中的 CF 值均随时间的增加而增大;就地上部和根而言,根的 CF 值比同一时刻地上部的 CF 值大,这是由于⁹⁰Sr-Sr 首先通过根的吸收,然后再转移至地上部之故。

由于⁹⁰Sr-Sr 不易挥发,在盆栽情况下也不会散失,同时,⁹⁰Sr-Sr 的引入是在抽穗期,水稻的生长稀释也不明显,于是⁹⁰Sr-Sr 在水稻田中的消长规律可用田表水-水稻-表土的封闭三分室动力学模型寻求。令⁹⁰Sr-Sr 的消长服从一级速率过程^[5],若以 q_w, q_s, q_r 分别表示某一时刻田表水、表土和水稻中⁹⁰Sr-Sr 的滞留量, K_{ij} 表示⁹⁰Sr-Sr 由 i 分室向 j 分室转移的速率常数,并略去水稻中⁹⁰Sr-Sr 向表土及田表水的转移(见图 1),则各分室中⁹⁰Sr-Sr 的滞留量对时间的变化率为:

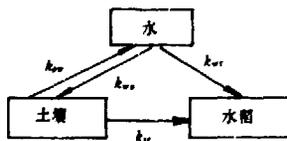


图 1 封闭三分室模型

$$\left. \begin{aligned} \frac{dq_w}{dt} &= k_{w0}q_0 - (k_{w1} + k_{w2})q_w \\ \frac{dq_s}{dt} &= k_{w1}q_w - (k_{s1} + k_{s2})q_s \\ \frac{dq_r}{dt} &= k_{s2}q_s + k_{r0}q_0 \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

解此方程组,并考虑到任何时刻所论系统中⁸⁷Sr-Sr 的量等于开始引入田表水的量 $q_{w,0}$,亦即, $q_w + q_s + q_r = q_{w,0}$ 。若以滞留浓度 C_i 表示,并注意到 $q_i = m_i C_i$,于是得到:

$$m_w C_w + m_s C_s + m_r C_r = m_w C_{w,0} \quad (3)$$

由此得到各分室中⁸⁷Sr-Sr 浓度与时间关系的表达式:

$$\left. \begin{aligned} C_w &= \frac{C_{w,0}}{B-A} [(D-A)e^{-At} - (D-B)e^{-Bt}] \\ C_s &= \frac{m_w k_{w1} C_{w,0}}{m_s (B-A)} (e^{-At} - e^{-Bt}) \\ C_r &= \frac{m_w C_{w,0}}{m_r} \left(1 - \frac{k_{w1}}{A-B} e^{-At} + \frac{k_{w1}-A}{A-B} e^{-Bt} \right) \end{aligned} \right\} \quad (4)$$

式中 $A = (D + k_{w1} + k_{w2} + \sqrt{(k_{w1} + k_{w2} - D)^2 + 4k_{w1}k_{w2}})/2$

$B = (D + k_{w1} + k_{w2} + \sqrt{(k_{w1} + k_{w2} - D)^2 + 4k_{w1}k_{w2}})/2$

$D = k_{w1} + k_{w2}$

m_w, m_s, m_r 分别为田表水、表土和水稻的质量。在研究中,取 $m_w = 1965 \text{ g}$, $m_s = 700 \text{ g}$ (表层约 2 cm 厚), $m_r = 80 \text{ g}$ (干重)。

运用上述给定数值及表 1 的数据,在计算机上求解得: $A = 0.02811 \text{ d}^{-1}$, $B = 0.46974 \text{ d}^{-1}$, $D = 0.0732 \text{ d}^{-1}$,由此求得 $k_{w1} = 0.2498 \text{ d}^{-1}$, $k_{w2} = 0.1750 \text{ d}^{-1}$, $k_{s1} = 0.0015 \text{ d}^{-1}$, $k_{s2} = 0.0715 \text{ d}^{-1}$,由此得到⁸⁷Sr-Sr 在田表水、表土及水稻植株中的滞留浓度与时间关系的数学模式:

$$\left. \begin{aligned} C_w &= 0.8654e^{-0.02811t} + 7.6346e^{-0.46974t} \\ C_s &= 35.1415(e^{-0.02811t} - e^{-0.46974t}) \\ C_r &= 35.1821 - 23.4813e^{-0.02811t} - 11.7008e^{-0.46974t} \end{aligned} \right\} \quad (4a)$$

通过此式便可得知任一时刻各组分中⁸⁷Sr-Sr 的浓度,将此与实验值做比较,发现从第 5 次取样(18 d)起,田表水中⁸⁷Sr-Sr 浓度的理论值明显地低于实验值,其主要原因是为了简化而未考虑水稻中⁸⁷Sr 向田表水的转移(参见图 1),这在一开始是可行的,但后来田表水中⁸⁷Sr-Sr 浓度已降得相当低,故这种影响就明显地表现出来,这种情况在下面将要介绍的水生生态研究中亦存在。引进修正项 δ ,使其对前 4 个理论值无显著贡献。经拟合 $\delta = 1 - 1.2000e^{-0.0131t}$,于是(4a)中 C_w 的表达式为:

$$C_w = 1 - 1.2000e^{-0.0131t} + 0.8654e^{-0.02811t} + 7.6346e^{-0.46974t} \quad (4b)$$

在拟合过程中,理论值与实验值误差多在 30% 以内,这主要是考虑农业试验影响因子的复杂性和难以控制性的结果。

另外,由各转移的速率常数可见,⁸⁷Sr-Sr 由田表水向土壤和水稻中的转移速率要比土壤向水稻及水中的转移速率快得多,其中土壤向田表水的转移速率常数 k_{w1} 实际是解吸速率常

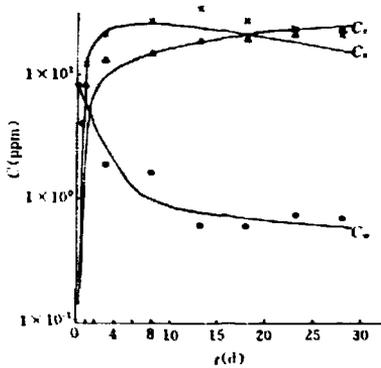


图2 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在水稻田中分配动态

●—— C_w (田水); ×—— C_s (表土);
▲—— C_c (水稻).

对于含钙最少的糙米,其 ^{90}Sr - ^{90}Sr 的浓度最低也就是自然的了。

表3 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在水稻各部分中的滞留

类别	糙米	稻壳	稻草	稻根
比活度(Bq/g)	191.7	1468.3	6166.7	6506.0
浓度(ppm)	1.61	9.44	39.67	41.78

2.1.3 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在水稻土中的分布

所得结果如表4所示。可见,土壤中 ^{90}Sr - ^{90}Sr 的含量随土壤深度急剧减少,并且58.2%滞留于表层2cm内,97.6%滞留于表层6cm内。 ^{90}Sr - ^{90}Sr 如此迅速地衰减,显然是土壤对它强烈吸附的结果^[6]。回归分析表明,土壤中 ^{90}Sr - ^{90}Sr 滞留浓度与深度关系可以下面回归方程表示:

$$\hat{C} = 20.3561e^{-0.4667X} \quad (5)$$

$r = -0.9433$ ($\alpha < 0.01$), 其半残留深度 $X_{1/2} = 1.5 \text{ cm}$ (见图3)。

数。图2为 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在模拟水稻田中的消长动态曲线。

2.1.2 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在收获期水稻中的滞留量

结果列于表3。由该表可见,糙米中 ^{90}Sr - ^{90}Sr 的滞留量远低于水稻的其它部分,水稻各部分中 ^{90}Sr - ^{90}Sr 滞留浓度的大小顺序依次是:稻根>稻草>稻壳>糙米。但是,稻根的重量比稻草小得多,因此,就 ^{90}Sr - ^{90}Sr 的蓄积总量来说,大小顺序应该是:稻草>稻根>稻壳>糙米。水稻各部分中 ^{90}Sr - ^{90}Sr 滞留量的差异固然与核素本身的性质有关,比如就下面几种关键核素来说,放射性铯主要蓄积在作物的地上部,而放射性锶几乎均匀分布,放射性钍则主要蓄积在地下部。但是,由于锶的化学及生物学性质与钙相似,故相

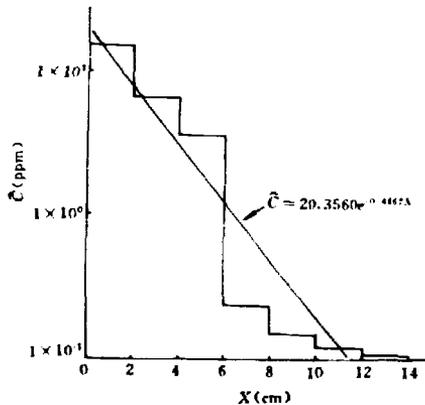


图3 ^{90}Sr - ^{90}Sr 在水稻土中的铅垂分布

表4 ⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 在水稻土中的分布

深度 (cm)	0~2	2~4	4~6	6~8	8~10	10~12	12~14
比活度 (Bq/g)	2366.7	1040.0	565.0	37.3	23.5	18.3	16.7
浓度 (ppm)	15.25	6.69	3.63	0.24	0.15	0.12	0.11
比率 (%)	58.23	25.55	13.86	0.92	0.58	0.45	0.41

2.2 ⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 在模拟池塘中的行为

2.2.1 ⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 在模拟池塘中的消长

所得结果如表 5.6 所示。由表 5 可见,当⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 引入池水中后,便迅速地向系统各部分转移,故其在池水中的滞留量随时间减少,六天后便降低近一半,到 35 d 时已不足原始量的 1/3。其次,底泥对⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 的吸附量随时间增加,一天后即由原来的 0 增加到 7.07 ppm,到 11 d 时趋于平衡。而⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 在鱼、螺体内的含量均随时间增加,35 d 时分别由原始量的 0 增加到 18.73 和 48.28 ppm。至于金鱼藻,在⁹⁰Sr 引入后的最初数小时内,⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 的浓度增加极快,一天后实际上已达到平衡,这和鱼、螺有所不同。关于这点下面还要谈及。

表 5 模拟水生生态系中⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 的分配动态

t(d)	水	底泥	鱼	金鱼藻	螺
0	1.76	0.00	0.00	0.00	0.00
0.5/24	1.98	0.71	0.20	5.95	0.74
2/24	1.78	0.98	0.27	6.38	1.80
4/24	1.76	2.29	0.50	9.45	3.15
8/24	1.54	3.87	1.20	9.80	3.77
1	1.40	7.07	1.52	6.68	4.90
3	1.19	8.17	3.06	6.02	7.78
6	1.01	8.32	4.17	7.36	9.98
11	0.87	14.90	6.12	9.83	29.48
16	0.76	12.04	8.52	9.12	42.60
21	0.66	12.92	21.50	9.70	26.46
26	0.61	15.65	18.55	6.78	48.82
35	0.51	14.66	18.73	6.42	48.28

表 6 ⁹⁰Sr-⁹⁰Sr 在鱼和螺体内的分布

t(d)	鱼					螺		
	头	肉	鳃	鳞	骨	内脏	肉	壳
0.5/24	0.23	0.10	0.42	1.21	0.15	0.10	0.72	0.73
2/24	0.23	0.08	0.86	2.91	0.16	0.38	1.69	1.89
4/24	0.43	0.15	7.36	1.63	0.49	1.12	4.27	2.29
8/24	0.68	0.56	1.18	2.69	0.89	3.43	4.40	3.14
1	1.21	0.60	1.08	3.95	1.36	4.55	4.04	5.61
3	3.85	0.83	4.23	2.19	3.08	16.46	5.67	9.71
6	4.93	1.25	7.31	34.82	3.09	5.13	7.64	11.83
11	6.93	1.40	11.13	37.10	7.15	3.11	15.42	66.31
16	11.55	4.09	10.48	52.68	12.31	20.33	13.57	61.88
21	19.38	2.99	14.76	92.56	19.96	22.56	9.06	44.64
26	22.36	4.62	19.11	108.64	32.21	19.02	14.96	82.68
35	25.92	5.46	20.95	85.26	30.06	17.45	8.08	96.34

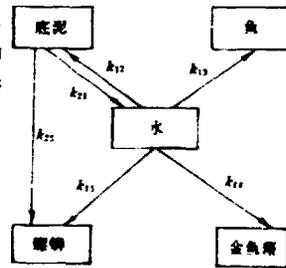
表 6 表明,在鱼体中,⁹⁰Sr-Sr 随时间逐渐积累。其中鱼肉中⁹⁰Sr-Sr 的浓度远低于鱼的其它部位,而鱼鳞中则最高,在⁹⁰Sr-Sr 引入 0.5 h 后,浓度便达 1.21 ppm,这是因为鱼鳞中含有较多的钙,并且它直接接触水体,且有较大的表面积,这都有助于它对⁹⁰Sr 的吸附与蓄积。鱼骨中⁹⁰Sr-Sr 的浓度也较高,这是所预期的,而鱼头中因含有较多的骨骼,故其内⁹⁰Sr-Sr 浓度位居第三。由于生理和生命活动,鱼内脏中的⁹⁰Sr-Sr 浓度高于鱼肉也是自然的。至于鱼鳃,由于是鱼的重要呼吸器官,其内的⁹⁰Sr-Sr 浓度要高于内脏和鱼肉。

对于螺蚌,螺壳中的⁹⁰Sr-Sr 浓度在引入的一天内与螺肉相近,甚至低于螺肉,这主要是由于在不长的时间内,⁹⁰Sr-Sr 主要被吸附在螺壳表面,而未与整个螺壳结合。随着时间的推移及生理活动,螺便迅速地在螺壳中积累,以致在试验结束时竟达 96.3 ppm。

这些情况表明,钙对放射性铯的行为有着重大的影响,即钙能促进生物体对铯的吸收和积累。

⁹⁰Sr 在模拟池塘中的行为可用池水-底泥-鱼-金鱼藻-螺蚌封闭(⁹⁰Sr 无挥发等散失)五分室动力学模型描述。若以 q_i , C_i , k_{ij} , ($i, j = 1, 2, 3, 4, 5$, 但 $i \neq j$) 表示与前述相同含义的物理量,也略去一些次要过程(图 4),则各分室中⁹⁰Sr-Sr 的滞留量对时间的变化率相应为:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dq_1}{dt} &= k_{21}q_2 - \sum_{i=2}^5 k_{1i}q_1 \\ \frac{dq_2}{dt} &= k_{12}q_1 - (k_{21} + k_{23})q_2 \\ \frac{dq_3}{dt} &= k_{13}q_1 \\ \frac{dq_4}{dt} &= k_{14}q_1 \\ \frac{dq_5}{dt} &= k_{15}q_1 + k_{25}q_2 \end{aligned} \right\}$$



(6) 图 4 封闭五分室模型

将各分室的质量近似为常数,解此微分方程组,并注意到 $q_i = m_i C_i$ 和 $\sum q_i = q_i \cdot v_i$ (或 $\sum m_i C_i = m_i \cdot v_i \cdot C_i$),得到:

$$\left. \begin{aligned}
 C_1 &= \frac{C_{1,0}}{b-a} [(B-a)e^{-a} - (B-b)e^{-b}] \\
 C_2 &= \frac{k_{12}C_{1,0}}{b-a} (e^{-a} - e^{-b}) \frac{m_{1,0}}{m_2} \\
 C_3 &= k_{13}C_{1,0} \left[\frac{B}{ab} + \frac{1}{b-a} \left(\frac{a-B}{a} e^{-a} - \frac{b-B}{b} e^{-b} \right) \right] \frac{m_{1,0}}{m_3} \\
 C_4 &= k_{14}C_{1,0} \left[\frac{B}{ab} + \frac{1}{b-a} \left(\frac{a-B}{a} e^{-a} - \frac{b-B}{b} e^{-b} \right) \right] \frac{m_{1,0}}{m_4} \\
 C_5 &= C_{1,0} \left[\frac{D}{ab} + \frac{1}{b-a} \left(\frac{k_{15}a - D}{a} e^{-a} - \frac{k_{15}b - D}{b} e^{-b} \right) \right] \frac{m_{1,0}}{m_5}
 \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

上述 $q_{1,0}, C_{1,0}, m_{1,0}$ 分别为起始时池水中⁸⁷Sr-Sr的滞留量、浓度及池水的质量,式中:

$$\begin{aligned}
 A &= \sum_{i=1}^5 k_{1i} \\
 B &= k_{21} + k_{25} \\
 D &= k_{13}B + k_{14}k_{12} \\
 a &= \frac{1}{2} [(A+B) - \sqrt{(B-A)^2 + 4k_{21}k_{12}}] \\
 b &= \frac{1}{2} [(A+B) + \sqrt{(B-A)^2 + 4k_{21}k_{12}}]
 \end{aligned}$$

运用表5及下面表7的数据,在计算机上解得 $A=0.2732 \text{ d}^{-1}$, $B=2.9751 \text{ d}^{-1}$, $D=3.5975 \text{ d}^{-1}$, $a=0.0231 \text{ d}^{-1}$, $b=0.3252 \text{ d}^{-1}$ 。于是得到各转移的速率常数 $k_{12}=0.2673 \text{ d}^{-1}$, $k_{13}=2.2772 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, $k_{14}=2.5283 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, $k_{15}=1.0410 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, $k_{21}=2.9750 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, $k_{25}=7.1098 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ 。因此,各分室中⁸⁷Sr-Sr的浓度随时间变化的数学模式为:

$$\left. \begin{aligned}
 C_1 &= (0.0371e^{-0.0231t} + 1.7300e^{-0.3252t}) \\
 C_2 &= 1.5652(e^{-0.0231t} - e^{-0.3252t}) \frac{m_{1,0}}{m_2} \\
 C_3 &= (0.0157 - 0.0036e^{-0.0231t} - 0.0121e^{-0.3252t}) \frac{m_{1,0}}{m_3} \\
 C_4 &= (0.0175 - 0.0040e^{-0.0231t} - 0.0134e^{-0.3252t}) \frac{m_{1,0}}{m_4} \\
 C_5 &= (0.0084 - 0.0027e^{-0.0231t} - 0.0057e^{-0.3252t}) \frac{m_{1,0}}{m_5}
 \end{aligned} \right\} \quad (7a)$$

$$\left. \begin{aligned}
 C'_{11} &= 1 + 0.0371e^{-0.0231t} + 1.7300e^{-0.3252t} - e^{-0.7500t} \\
 C'_{12} &= (0.0175 - 0.0040e^{-0.0231t} - 0.0134e^{-0.3252t}) \frac{m_{1,0}}{m_4} + 8.3500e^{-1.0580t} - 1
 \end{aligned} \right\} \quad (7b)$$

与水稻情况类似,随着池水中⁹⁰Sr-Sr浓度的降低,由(7a)式所得值与实验值差异显著,这同样是由于略去了某些组分中⁹⁰Sr-Sr向池水的转移之故(参见图4)。经拟合,引进的修正项为 $1-e^{-0.7590t}$;其次,一开始金鱼藻积累⁹⁰Sr极快,使得一天内实验值与理论值有十几或几十倍之差,故也应引入修正,但应使其对后面的理论值贡献不大。经拟合,修正项为: $8.3500e^{-1.0590t}-1$ 。于是(7a)中的 C_1, C_2 表达式修正为(见图5):

由于取样及生物的生长、繁殖(尤其是金鱼藻、螺蛳)使相应分室质量发生变化(池水的质量近似不变;金鱼藻因繁殖极快,故在后来每次加大取样量;至于底泥,由于⁹⁰Sr主要蓄积在表层土壤^[7],随着时间的推移,下层土壤亦积累了少量⁹⁰Sr,这可视为表层有效土壤质量增大;并因多次取样表层土壤状况变化较大,其有效质量又略微减少,等等),由此得到的各有关质量比值列于表7。

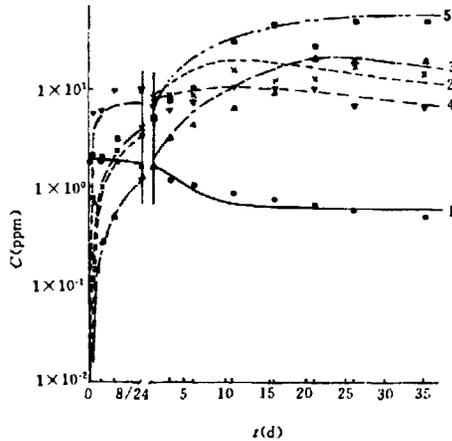


图5 模拟水生生态系中⁹⁰Sr-Sr浓度与时间的关系曲线

1. C_1 (池水); 2. C_2 (底泥); 3. C_3 (鱼);
4. C_4 (金鱼藻); 5. C_5 (螺蛳)。

表7 系统中水的质量和它组分质量之比与时间的关系

t(d)	0.00	0.5/24	2/24	4/24	8/24	1	3	6	11	16	21	26	35
$m_{1,0}/m_2$	25	25	25	25	25	17	17	17	17	12	12	14	16
$m_{1,0}/m_3$	794	793	833	833	833	500	500	500	625	714	1250	1470	1389
$m_{1,0}/m_4$	926	926	1000	1087	1190	1470	1000	833	735	694	658	592	532
$m_{1,0}/m_5$	6250	6250	6757	7143	7143	4167	3125	2778	4545	6250	6250	7143	6250

另外,从各转移速率常数的比较可见, k_{12} 最大,即⁹⁰Sr由池水向底泥转移的速率要比向其它分室转移为快,也比其它分室相互之间的转移为快。这显然是由于放射性铯易被土壤吸附之故。在水生生物中,放射性铯向鱼和螺蛳转移的速率比向金鱼藻慢得多,这是由于金鱼藻的表面积要比鱼和螺蛳大得多。所以水生生物对放射性铯的蓄积,其表面的物理吸附起着重要的作用。这就是前述的金鱼藻中⁹⁰Sr-Sr的浓度在短时间内增加较快的原因。

2.2.2 水生生物对⁹⁰Sr-Sr的浓集

由表5看出,水生生物对⁹⁰Sr有一定的浓集作用,其浓集系数CF与(1)式类似,只是它表示某时刻⁹⁰Sr-Sr在某生物体内的浓度与同一时刻水中的浓度之比。各生物对⁹⁰Sr-Sr的CF值列于表8。可见,在一天内,金鱼藻的CF值最大;三天后螺蛳的CF值便超过金鱼藻,且急剧地增大;在第21d时,非洲鲫鱼的CF值也超过金鱼藻。螺蛳、非洲鲫鱼和金鱼藻的最大CF值在第35d时相应为94.7,36.7和12.6。CF的实际意义在于它表示生物对污染物(此

处为放射性铯)的蓄积能力。因此,象螺蛳这种含有较多钙质的贝壳类生物,对放射性铯便具有较强的浓集作用,就是说,铯、钙的化学与生物学性质的相似性,促进了贝壳类生物对¹³⁷Sr的浓集。

表 8 水生动植物的浓集数值

时间	3.5/24	2/24	4/24	8/24	1	3	6	11	16	21	26	35
鱼	0.10	0.15	0.28	0.78	1.09	2.57	4.13	7.03	11.21	32.58	30.41	36.72
金鱼藻	3.0	3.6	5.4	6.4	4.8	5.0	7.3	11.3	12.0	14.7	11.1	12.6
螺蛳	0.4	1.0	1.8	2.4	3.5	6.5	9.9	33.9	56.0	40.1	80.0	94.7

在这里,不妨对¹³⁷Sr在水生生态系统中的迁移机制作一探讨。当¹³⁷Sr由水系引入后,它将通过下述过程实现向系统各组分的转移:浓度不均匀导致的分子扩散;生物的活动(比如鱼的游动)及生命活动过程以及外界的扰动(比如取样、灌水)等导致的系统内物质的强烈交换;在较大的水面和流动水域中,则湍流(或紊流)对系统内物质的传递和交换将起着强化的作用。总之,¹³⁷Sr在水生生态系统中的行为过程是极为复杂的,它受复杂的物理、化学及生物学过程所制约和支配。

关于¹³⁷Sr在底泥(土壤)中的滞留主要由吸附作用所决定,对此,我们已作过研究^[6]。水生生物对¹³⁷Sr的滞留可以是生物体表面对¹³⁷Sr的物理吸附,生物膜(比如根膜)有吸收,以及生物(水生动物)的摄食,而生物体中的化学成分(此处指元素Ca)则同样也是不可忽视的因素:通过Ca²⁺,Sr²⁺的交换,促进¹³⁷Sr在贝壳类生物体中的积累。

该研究在试验及论文撰写过程中,得到陈传群教授的指导和帮助,在此,谨表由衷的谢忱!

参 考 文 献

- [1] 核素图表编制组. 核素常用数据表. 北京: 原子能出版社, 1977. 116
- [2] R. A. 费尔斯特著, 鲁克译. 放射性同位素实验室技术. 北京: 科学出版社, 1977. 179
- [3] ИИЛАН СССР. Радиэкологические Исследования Почв и Растений. 1975. 46~47
- [4] Шуваков в. п. Агрехимия, 1981, (7): 124
- [5] M. 吉伯尔迪著, 朱家璧译. 药物动力学(第二版). 北京: 科学出版社, 1987. 1
- [6] 张永熙等. ¹³⁷Sr在土壤中吸附的研究. 浙江农业大学学报, 1990, 16(4): 412
- [7] 王寿祥等. ¹³⁷Sr在土壤中淋溶和迁移的研究. 浙江农业大学学报, 1991, 17(4): 360

模拟水稻田和模拟池塘中

^{90}Sr 的动力学行为

原子能出版社出版

(北京 2108 信箱)

原子能出版社激光照排中心排版

北京市海淀区三环快速印刷厂印刷

☆

开本 787×1092 1/16 · 印张 1 · 字数 12 千字

1992 年 5 月北京第一版 · 1992 年 5 月北京第一次印刷

ISBN 7-5022-0719-8

TL · 447

CHINA NUCLEAR SCIENCE & TECHNOLOGY REPORT



This report is subject to copyright. All rights are reserved. Submission of a report for publication implies the transfer of the exclusive publication right from the author(s) to the publisher. No part of this publication, except abstract, may be reproduced, stored in data banks or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior written permission of the publisher, China Nuclear Information Centre, and/or Atomic Energy Press. Violations fall under the prosecution act of the Copyright Law of China. The China Nuclear Information Centre and Atomic Energy Press do not accept any responsibility for loss or damage arising from the use of information contained in any of its reports or in any communication about its test or investigations.

ISBN 7-5022-0719-8
TL - 447

P.O.Box 2103
Beijing, China

China Nuclear Information Centre