

## 벼 재배기간 중 논 토양에 처리한 $^{54}\text{Mn}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{85}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ 의 용탈

최용호\* · 조재성\*\* · 이창우\* · 정규희\*\*\* · 이정호\*

### Leaching of $^{54}\text{Mn}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{85}\text{Sr}$ and $^{137}\text{Cs}$ Deposited to Paddy Soil during the Growing Season of Rice

Yong-Ho Choi\*, Jae-Sung Jo\*\*, Chang-Woo Lee\*, Kyu-Hoi Chung\*\*\* and Jeong-Ho Lee\*

#### Abstract

Leaching of  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in paddy soil was studied using lysimeter cultures in a greenhouse. The radionuclides were applied to the water surfaces shortly before transplanting and five different times between transplanting and harvest. Fertilizer KCl and slaked lime were added simultaneously in the rate of 83kg and 200kg, respectively, per 10a following the first application after transplanting. Percolating water was sampled until two days before harvest.

Concentrations of the radionuclides in percolating water decreased in the order of  $^{85}\text{Sr} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$  on the whole. Time taken to reach the maximum was the shortest for  $^{137}\text{Cs}$  (< one week) and the longest for  $^{54}\text{Mn}$  and  $^{85}\text{Sr}$ . Six days' water dropping started 47 days after transplanting reduced the concentrations of  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  by factors of 30–180, 3–75, 2–4 and 3–6, respectively, depending on the application time. After the significant decrease,  $^{54}\text{Mn}$  concentration tended to gradually increase

\* 한국원자력연구소 응용연구그룹 환경영향평가분야(Environmental Impact Assessment, Advanced Research Group, Korea Atomic Energy Research Institute, Daejeon, Korea)

\*\* 충남대학교 농학과(Department of Agronomy, Chungnam Nat'l University, Daejeon, Korea)

\*\*\* 경기대학교 생물학과(Department of Biology, Kyonggi University, Suwon, Korea)

but  $^{137}\text{Cs}$  did to the contrary Percent leaching varied 0.09–6.2% for  $^{54}\text{Mn}$ , 0.009–0.9% for  $^{60}\text{Co}$ , 1.4–14.4% for  $^{85}\text{Sr}$  and 0.002–0.06% for  $^{137}\text{Cs}$ , with the application time. The highest leaching came from the application at 40 days after transplanting for all the radionuclides. The addition of KCl and lime increased percent leaching of the radionuclides by factors of 9, 85, 4 and 9, respectively.

## 서 론

벼는 다른 작물들에 비해 용수량이 매우 큰 작물로서 일생의 대부분을 담수상태의 포장에서 생육한다. 우리나라에서 벼의 이식후 수확까지 필요한 관개수량은 강우량에 따라 다소 차이가 있지만 대체로 1,000mm 정도이고 이 기간중 논물의 토양삼투량은 평균 550mm 정도인 것으로 보고 있다<sup>1)</sup>. 논에서는 이러한 토양삼투에 따라 무기양분을 비롯한 각종 물질들이 지하로 용탈된다.

한편, 우리나라에서는 현재 20기에 가까운 원자로가 가동 또는 건설중에 있고 이와 함께 핵연료가공공장과 방사성폐기물처분장도 가동 또는 건설계획중에 있다. 또한 주변국인 북한, 일본, 중국, 러시아에도 다수의 원자력 시설들이 운영되고 있다. 이러한 시설들이 정상적으로 가동될 때에는 극미량의 방사능만 방출되지만 만일의 사고시에는 상당량의 방사능이 방출되어 농경지를 오염시킬 수 있다.

논이 방사능으로 오염되면 방사성 핵종이 벼의 뿌리흡수를 통하여 쌀알에 축적되고 인간의 식생활을 통하여 인체에까지 도달하여 방사선 내부피폭을 일으키게 된다<sup>2,3)</sup>. 작물 근권으로부터의 방사성 핵종의 용탈은 이러한 피폭경로로부터 방사성 핵종이 사라지는 것을 의미한다. 한편으로는 지하로 용탈된 방사성 핵종은 지하수에 침입하여 인근의 우물물이나 저수지, 하천 등에 대한 2차오염을 초래할 가능성도 있다. 이와 같이 농업용수가 오염되면 매우 넓은 농경지를 대상으로 오염이 확산될 수 있다. 따라서 논에 침적한 방사성 핵종의 지하용탈 정도를 조사하는 것은 논외 방사능 오염시 환경영향 평가 및 방사능으로부터의

농업환경 보전대책 수립을 위하여 아주 중요한 일이다.

농경지에서의 방사성 핵종 용탈에 관한 연구는 발상태에 대해서는 Wiklander<sup>4)</sup>, Squire<sup>5)</sup>, Kliashstorin 등<sup>6)</sup>이 보고한 바 있지만 논 상태에 대한 보고는 찾아보기 힘들다. 한편 보고된 연구들은 거의 모두 방사능의 확산방지 및 실험의 용이성 때문에 농경지를 모사한 lysimeter를 이용하여 수행되었다. 우리나라에서는 장등<sup>7)</sup>이 lysimeter를 이용하여 논 제초제인 dimepiperate의 삼투수중 잔류량을 조사한 바 있다.

본 연구에서도 온실내에서 lysimeter를 이용하여 벼의 이식전과 이식후 여러 다른 생육시기에 처리한 방사성 핵종의 토양삼투수중 농도와 용탈 정도를 조사·비교하였다. 또한 작물에 의한 방사성 핵종의 흡수 억제물질로 알려진 칼리와 석회<sup>3,8,9)</sup>의 살포가 방사성 핵종의 지하용탈에 미치는 영향도 조사하였다. 조사 대상 핵종으로는 원자로에서의 생성율이 비교적 높고 반감기도 긴 편이어서 원자력의 환경영향 평가에 있어서 주요핵종으로 취급되고 있는  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{85}\text{Sr}$ 로 대체),  $^{137}\text{Cs}$ <sup>10)</sup>의 네 핵종이었다.

## 재료 및 방법

### 1. 공시 품종 및 토양

실험에 제공된 벼의 품종은 우리나라의 장려품종인 동진벼였다. 재배토양은 대전광역시 유성구 덕진동 소재 한국원자력연구소 부근에서 60cm 깊이의 토양을 20cm 깊이의 세 층위로 나누어 채취하였다. 층위별 토양의 물리, 화학적 특성은 표 1에 나타나 있다.

Table 1. Physico-chemical properties of the soil used in the experiment

Layer code	Depth (cm)	pH (1 : 5)	O.M. (%)	Avail. phosphate (ppm)	C.E.C (me/100g)	E.C.(me/100g)			Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Texture
						Ca	Mg	K				
A	0-20	5.2	0.91	86.9	4.2	1.84	0.69	0.12	79.0	17.0	4.0	Loamy sand
B	20-40	5.4	0.45	16.9	4.1	1.62	0.53	0.04	72.2	19.8	8.0	Sandy loam
C	40-60	5.8	0.40	13.0	5.7	2.23	1.14	0.10	66.7	19.3	12.0	Sandy loam

2. Lysimeter 준비

하부에 배수장치를 갖추고 가로, 세로, 높이가 각각 0.6m, 0.6m, 1.0m인 철제 상자를 온실내에 1.3m 깊이로 건조한 호속에 30cm 높이의 지시물을 깔고 장치하였다. 상자의 바닥에서 20cm 정도까지는 직경 1~3cm 가량의 인조석을 깔았고 그 위에 세 층위의 토양을 아래에서부터 각각 30cm, 30cm, 20cm의 깊이로 채우고 물이 배수될 때까지 급수하였다. 급수후 상자내 지표면은 15cm 정도 하강하였다. 이후 이식 전까지 며칠간 급수량을 조절하면서 벼의 이식시 수심이 3~4cm 정도 되게 하였다. 완성된 lysimeter의 단면은 그림 1에서 보는 바와 같다.

3. 이식 및 관리

이식 하루 전에 밀거름으로 lysimeter당 요소 6.0g, 용과린 21.5g, 염화칼리 5.0g(10a 당 각각 N 7.8kg, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 12kg, K<sub>2</sub>O 8.3kg에 해당), 석회 36g, 퇴비 360g(10a 당 각각 100kg 및 1,000kg에 해당)을 담수의 표면에 고루 살포하고 날의 길이가 15cm인 모종용 삽으로 토양과 혼합하였다.

'93년 5월 26일에 32일 모를 1주4본식으로 lysimeter당 16주 이식하였다. 이식후 수확 2주 전까지 생육 단계에 따라 적절한 수심을 유지하도록 관개하였고 '93년 7월 13일부터 7월 18일까지는 중간낙수를 실시하였으며 벼 재배기간중 관개수의 지하삼투량이 평균

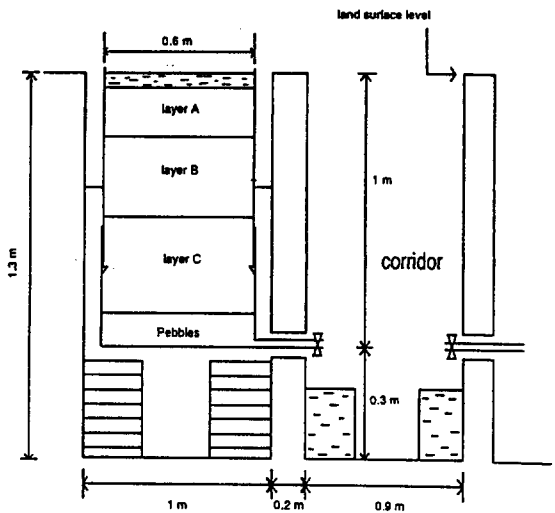


Fig. 1. Sectional diagram of the lysimeter installed in the greenhouse.

550mm<sup>1)</sup>인 점을 고려하여 5~7일 간격으로 lysimeter당 9ℓ씩 21회 배수하였다.

추비는 분얼비로 lysimeter당 요소 2.4g을 6월 8일에, 이삭비로는 lysimeter당 요소 2.4g과 염화칼리 2.2g을 7월 26일에 그리고 알비로는 lysimeter당 요소 1.2g을 8월 30일에 사용하였다.

병충해 방제를 위하여 살충제와 살균제를 두세 차례씩 살포하였다. 온실의 창문은 최대한 열어 두어 실내의 온도상승을 가능한 한 억제하였다.

4. 방사성 동위원소 및 칼리와 석회 처리

<sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>85</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs의 무담체 원액을 적정량의 0.5M HCl 용액에 모두 혼합하여 적정 농도(이식일 기준으로 ml당 각 핵종 약 50,000Bq)로 희석한 다음 이식 2일전 한 차례 및 이식후 생육단계에 따라 다섯 차례에 걸쳐 lysimeter당 64ml씩의 희석용액을 균등하게 나누어 64곳의 담수 표면에 마이크로 피펫을 이용하여 1ml씩 고루 살포하였다. 이식 전에 처리된 방사능은 그 다음날 밀거름과 함께 토양과 혼합하였으나 이식후 처리의 경우에는 그대로 두었다. 이식후 방사능 처리일자는 6월 9일, 7월 6일, 8월 2일, 8월 24일, 9월 16일이었다.

이식후 1차 처리시에는 두 lysimeter에 동위원소를 처리하고 세 시간이 경과한 다음 그중 한 lysimeter에 30g의 염화칼리와 72g의 소석회를 담수의 표면에 고루 살포하였다.

5. 시료 채취 및 방사능 분석

방사성 동위원소 처리후 매회 배출된 9ℓ씩의 물로부터 500ml씩을 플라스틱병에 취하여 방사능을 분석하였다.

시료의 방사선 계측은 고순도 Ge 검출기를 이용한 γ-spectrometry 법으로 네 핵종에 대하여 동시에 실시하였다. 계측시간은 시료에 따라 2~24시간 정도였다.

6. 삼투수중 핵종의 상대농도 및 용탈을 계산

삼투수중 방사성 핵종의 농도는 다음 식과 같이 처리량에 대한 상대농도(R, ℓ<sup>-1</sup>)로 표시하였다.

$$R = \frac{\text{처리일 기준 삼투수내 핵종 농도(Bq/ℓ)}}{\text{처리일 기준 lysimeter당 핵종 처리량(Bq)}} \quad \dots(1)$$

방사성 핵종의 지하용탈율 (L, %)은 다음과 같은 식으로 계산하였다.

$$L = \frac{\text{처리일 기준 삼투수내 핵종의 총량(Bq)}}{\text{처리일 기준 lysimeter당 핵종 처리량(Bq)}} \times 100 \quad \dots(2)$$

식 (1)과 (2)에서 분자, 분모 모두 처리일 기준의 방사능을 적용한 것은 방사성 핵종의 물리적 붕괴에 의한 영향을 제거하기 위해서였다.

결과 및 고찰

1. 삼투수내 방사성 핵종 농도의 시간경과에 따른 변화

5월 25일(이식전 2일) 토양과의 혼합처리시 삼투수내 방사성 핵종의 농도는 <sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>85</sup>Sr의 경우 핵종에 따라 처리후 3~6주 이내에 최고에 달하였고 <sup>137</sup>Cs의 경우는 처리후 5일 경과시 최고에 달하였다(그림 2). 네 핵종 모두 처리후 55일 경과시 농도가 크게 감소하였는데 이것은 7월 13일부터 7월 18일까지 실시한 중간낙수의 영향인 것으로 판단된다. 중간낙수를 하면 작토층이 산화상태로 되어 각종 무기성분의 용해도가 감소하고 따라서 용탈이 감소한다는 것<sup>1,11)</sup>은 잘 알려져 있는 사실이다.

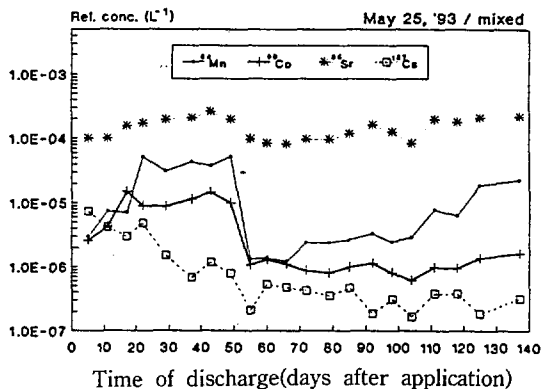


Fig. 2. Time courses of the changes in radionuclide concentrations in water percolating from the lysimeter contaminated on May 25.

중간낙수에 의한 농도감소가 가장 큰 핵종은  $^{54}\text{Mn}$ 로서 약 1/4로 감소하였고  $^{60}\text{Co}$ 은 약 1/10,  $^{137}\text{Cs}$ 은 약 1/4, Sr-85는 약 1/2로 감소하였다. 중간낙수 이후 삼투수내  $^{54}\text{Mn}$  농도는 생육종기까지 비교적 크게 증가하는 경향이었고  $^{60}\text{Co}$  농도는 큰 변화가 없다가 생육종기에 다소 증가하는 경향이었으며  $^{85}\text{Sr}$  농도는 대체로 조금씩 증가하는 경향을 보였다. 이것들과는 달리,  $^{137}\text{Cs}$  농도는 즉시 2.5배 정도 증가하였다가 이후에는 전반적으로 서서히 감소하는 경향을 보였다. 삼투수내 각 핵종별 농도는 어느 때나  $^{85}\text{Sr}$ 가 가장 높았고 그 다음으로는 대체로  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$  및  $^{137}\text{Cs}$ 의 순으로 높았다.

6월 9일(이식후 13일) 수표면 처리의 경우 삼투수내  $^{54}\text{Mn}$ 와  $^{85}\text{Sr}$  농도는 대체로 중간낙수 전까지 계속 증가하여 처리후 34일 경과시 최고였고  $^{60}\text{Co}$  농도는 처리후 22일 경과시 최고였으며  $^{137}\text{Cs}$  농도는 처리후 7일 경과시 최고였다(그림 3). 이와 같이 두 처리에서 모두  $^{137}\text{Cs}$ 이 가장 빨리 최고 농도에 달한 것은  $^{137}\text{Cs}$ 의 토양입자에 의한 고정<sup>12,13)</sup>이 가장 빨리 진행되었기 때문인 것으로 추측해 볼 수 있다. 여기에서도 중간낙수로 인해 네 핵종 모두 삼투수내 농도가 급감하였는데  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 의 농도감소 정도는 이식전 처리에

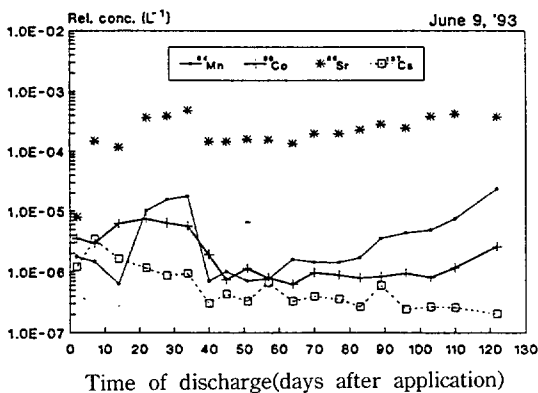


Fig. 3. Time courses of the changes in radionuclide concentrations in water percolating from the lysimeter contaminated on June 9.

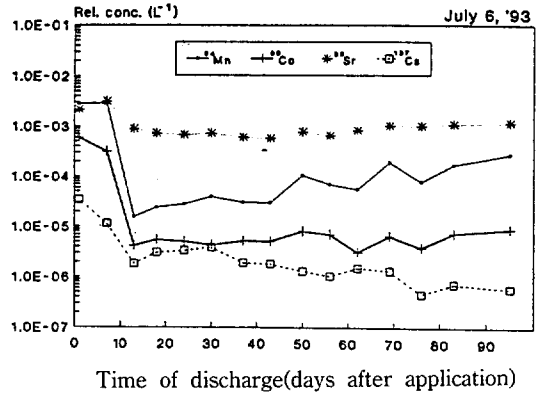


Fig. 4. Time courses of the changes in radionuclide concentrations in water percolating from the lysimeter contaminated on July 6.

비해 낮았으나  $^{85}\text{Sr}$ 의 경우는 반대로 다소 높은 감소 정도를 보였다. 중간낙수 이후 각 핵종별 삼투수내 농도변화 양상은 이식전 처리에서와 큰 차이가 없었다. 삼투수내 각 핵종의 농도는 대체로 이식전 처리에서와 같이  $^{85}\text{Sr} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ 의 순이었다.  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 의 농도는 대체로 이식전 처리에서보다 낮았으며  $^{85}\text{Sr}$ 의 경우는 그 반대였다. 두 처리간 농도 차이는 중간낙수 이전의  $^{54}\text{Mn}$  농도에서 특히 컸다.

이식후 40일이 경과한 7월 6일 처리에서는 네 핵종 모두 처리후 수일 내에 다른 처리에서보다 대체로 수~수십배 정도 높은 최고농도에 달하였다가 처리후 7일 경과시 실시한 중간낙수에 의해 농도가 크게 감소하였다(그림 4). 여기에서도  $^{137}\text{Cs}$ 이  $^{60}\text{Co}$ 과 함께 가장 빨리 최고 농도에 달하였다. 중간낙수에 의한 핵종별 농도 감소율은  $^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs} > ^{85}\text{Sr}$ 의 순으로  $^{54}\text{Mn}$ 는 약 1/180로,  $^{85}\text{Sr}$ 는 약 1/4로 감소하였다. 그 이후에는  $^{60}\text{Co}$ 과  $^{85}\text{Sr}$ 는 큰 변화가 없었으나  $^{54}\text{Mn}$ 의 농도는 전반적으로 점점 증가하는 경향이었고  $^{137}\text{Cs}$  농도는 일시적으로 증가하다가 계속 감소하는 경향을 나타내었다. 중간낙수 이후에도 삼투수내 방사성 핵종 농도는 앞의 두 처리에서보다 대체로 수배 정도 높았다.

7월 6일 처리에서도 삼투수내 핵종간 농도는 대체로 어느때나  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$  및  $^{137}\text{Cs}$ 의 순으로 높았다.

위에서 본 바와 같이  $^{54}\text{Mn}$ 의 삼투수내 농도가 중간 낙수에 의해 특히 크게 감소하고 이후 시간이 경과함에 따라 다시 점점 증가하는 것은 Mn의 용해도는 Mn의 산화, 환원에 의해 크게 좌우되며 과습하여 환원상태인 토양에서는 용해도가 증가한다는 지적들<sup>14,15)</sup>과 일치하는 것이다. 또한 이식전 처리와 이식후 13일 처리에서 삼투수내  $^{54}\text{Mn}$ 의 농도가 초기에는  $^{60}\text{Co}$  또는  $^{137}\text{Cs}$ 보다 낮다가 이후에 급히 상승한 것도 이런 것과 관계가 있는 것으로 볼 수 있다.

중간낙수 이후인 8월 2일(이식후 67일)에 방사성 핵종을 처리한 경우 삼투수내 각 핵종의 농도는 어느때에나  $^{85}\text{Sr} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ 의 순으로 인접 핵종간에 대체로 수~십수배 정도의 차이를 나타내었다(그림 5). 시간 경과에 따른 삼투수내 농도변화 경향을 보면  $^{85}\text{Sr}$ 의 농도는 거의 일정하게 유지되었고  $^{54}\text{Mn}$ 와  $^{60}\text{Co}$  농도는 조금씩 증가하였으며  $^{137}\text{Cs}$  농도는 생육 후기에 가서 서서히 감소하여 대체로 7월 6일 처리에서 같은 기간에 나타난 것과 비슷한 변화를 보였다. 그러나 각 핵종의 농도는 7월 6일 처리에 비해 다소 낮았다.

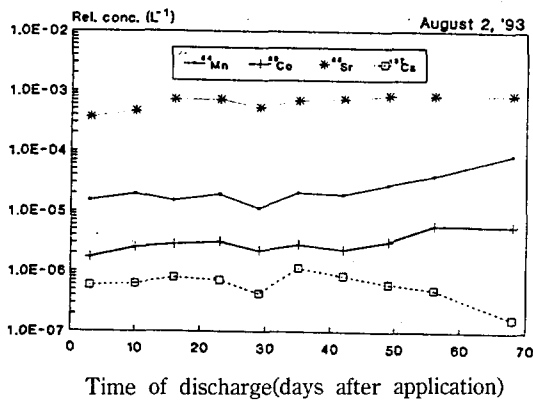


Fig. 5. Time courses of the changes in radionuclide concentrations in water percolating from the lysimeter contaminated on August 2.

## 2. 처리시기에 따른 핵종별 용탈율

벼 재배시 방사성 핵종의 처리시기에 따른 핵종별 용탈율은 표 2에서 보는 바와 같다. 핵종간 용탈율은  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$  및  $^{137}\text{Cs}$ 의 순으로 높았는데 처리시기에 따라  $^{85}\text{Sr}$ 는 1.4~14.4%,  $^{54}\text{Mn}$ 는 0.09~6.2%,  $^{60}\text{Co}$ 은 0.009~0.9%,  $^{137}\text{Cs}$ 은 0.002~0.06%의 범위를 나타내었다. Wiklander<sup>4)</sup>는 산성 식양질의 밭토양에서 4년간의 야외재배 동안 처리한  $^{90}\text{Sr}$ 의 1~2% 정도만 지하 60cm 이하로 용탈되었다고 보고하였고 Squire<sup>5)</sup>는 야외에서 다섯 가지 토양에 호밀을 재배하면서  $^{90}\text{Sr}$ 의 지하이동 실험을 수행한 결과 8년 동안 지하 90cm 이하로 침투한  $^{90}\text{Sr}$ 은 평균 0.01%에 불과하였다고 보고하였는데 본 실험에서  $^{85}\text{Sr}$  용탈율이 이것들보다 훨씬 높게 나타난 것은 담수관개에 따른 토양의 환원과 관개수의 지하침투에 기인하는 것으로 사료된다. Klishatorin 등<sup>6)</sup>은 자연생태계에서 조사한  $^{90}\text{Sr}$ 의 지하 20~30cm 이하로의 연간 용탈율은 최고 0.6% 정도로서  $^{137}\text{Cs}$ 보다 훨씬 높아 지하수위에 도달하기 쉽다고 보고한 바 있다. 본 실험에서도  $^{85}\text{Sr}$ 의 용탈율이  $^{137}\text{Cs}$ 보다 훨씬 높게 나타났다. 이것은 방사성 Sr의 토양 입자에 의한 고정 정도가 방사성 Cs에 비해 훨씬 낮기<sup>16,17)</sup> 때문인 것으로 판단된다.

네 핵종 모두 가장 높은 용탈율을 보인 처리는 7월 6일 처리였고 가장 낮은 용탈율을 보인 것은  $^{54}\text{Mn}$ 만 6월 9일 처리였고 나머지 핵종들의 경우는 9월 16일 처리였다. 7월 6일 처리에서 최고값을 나타낸 것은 이때가 담수후 약 6주가 경과한 때로서 담수에 따른 혐기적 미생물의 작용으로 토양이 환원 조건으로 변하여 처리한 핵종들의 용해도가 높아져 토양에 흡착되지 못하고 작토 밑으로 급히 이동하였기<sup>1,11)</sup> 때문인 것으로 추정된다. 바로 다음인 8월 2일 처리에서는 7월 6일 처리에 비해  $^{54}\text{Mn}$ 의 용탈율은 약 1/25로,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 의 경우는 각각 약 1/30, 1/2, 1/10로 크게 감소하였는데 이것은 7월 13일~7월 18일까지 실시한 중간낙수로 인하여 환원층의 산화가 이루어졌기 때문인 것으로 보인다.  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 의 경우는 이식전 토양과의 혼합처리에서 이식후 13일 수표면 처리에 비해

**Table 2. Percent leaching of the radionuclides as influenced by time of the radioactive application**

Date of application	Duration of leaching (d)	Percent leaching(%)			
		<sup>54</sup> Mn	<sup>60</sup> Co	<sup>85</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
May 25*	137	$2.79 \times 10^{-1}$	$8.07 \times 10^{-2}$	$2.82 \times 10^0$	$2.50 \times 10^{-2}$
June 9	122	$9.06 \times 10^{-2}$	$4.20 \times 10^{-2}$	$4.08 \times 10^0$	$1.25 \times 10^{-2}$
July 6	95	$6.17 \times 10^0$	$8.85 \times 10^{-1}$	$1.44 \times 10^1$	$6.20 \times 10^{-2}$
Aug. 2	68	$2.48 \times 10^{-1}$	$2.91 \times 10^{-2}$	$6.14 \times 10^0$	$5.77 \times 10^{-3}$
Aug. 24	46	$3.01 \times 10^{-1}$	$1.96 \times 10^{-2}$	$3.94 \times 10^0$	$2.90 \times 10^{-3}$
Sep. 16	23	$1.49 \times 10^{-1}$	$8.57 \times 10^{-3}$	$1.42 \times 10^0$	$1.57 \times 10^{-3}$

\* Radioactivities were applied 2 days before transplanting the rice and mixed with the topsoil on the day after.

핵종에 따라 2~3배 정도 높은 용탈율을 나타내었으나 <sup>85</sup>Sr의 경우는 용탈기간이 더 길었음에도 불구하고 오히려 30% 정도 낮은 값을 나타내었다. 핵종간 이러한 차이는 주로 토양과의 혼합에 따른 흡착속도 및 지하 이동 속도의 변화 정도가 다름으로 인해 생기는 것으로 볼 수 있다.

방사성 핵종이 지하로 용탈되면 지하수의 이동에 따라 인근의 우물이나 저수지, 하천 등의 방사능 오염을 초래할 수 있으므로 <sup>85</sup>Sr와 같이 용탈율이 높은 핵종으로 논의 오염되었을 경우에는 주의해야 한다. <sup>54</sup>Mn도 침적시기에 따라서는 꽤 많이 용탈될 수 있다는 점에 유의할 필요가 있다. 본 연구 결과로 볼때 방사성 핵종의 용탈을 감소시키기 위해서는 침적후 가능한 한 빨리 며칠간 낙수하고 이후에도 시기를 잘 조절하여 여러번 낙수하는 것이 좋을 것으로 사료된다. 그러나 한편으로는 방사성 핵종의 용탈이 감소하면 방사성 핵종의 작토층 잔류량이 증가하고 잔류기간도 길어지므로 농부의 체외 방사선 피폭이 증가하고 또한 오염된 쌀 소비자의 체내피폭도 증가할 수 있다는 점을 고려해야 한다.

본 연구에서 나타난 방사성 핵종의 용탈 정도로 볼때 논의 침적한 방사능은 한번의 재배후에도 대부분이 근권에 잔류하여 계속적으로 벼에 흡수될 수 있으므로 방사능으로 오염된 논에 대해서는 장기적인 영향평가

및 환경감시가 이루어져야 할 것이다.

### 3. 염화칼리와 석회 첨가의 영향

벼의 이식후 13일 경과시 담수 표면에 방사성 핵종을 처리하고 염화칼리와 석회를 첨가한 경우 삼투수내 방사성 핵종 농도의 시간 경과에 따른 변화는 그림 6에서 보는 바와 같다.

<sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>85</sup>Sr는 무첨가(그림 3)에서보다 핵종에 따라 1~3주 이른 처리후 2~3주만에 최고 농도에 달했으나 <sup>137</sup>Cs의 경우는 이와 반대로 1주 정도 늦은 처리후 2주만에 최고 농도에 달했다.

네 핵종 모두 최고 농도에 달한 후 중간낙수 개시일까지 농도가 비교적 서서히 감소하다가 중간낙수가 끝난 7월 19일에는 무첨가에서와 같이 농도가 급감하는 경향을 보였다. 중간낙수에 의한 핵종간 삼투수내 농도 감소율은 무첨가에서와 같이 <sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs 및 <sup>85</sup>Sr의 순으로 컸으나 네 핵종 모두 무첨가에 비해 감소율이 다소 낮았다. 중간낙수 이후에는 핵종에 따라 삼투수중 농도가 생육후기까지 계속 서서히 감소하거나 거의 일정한 수준을 유지하다가 생육종기에는 네 핵종 모두 다소 증가하였다. 이때 증가 정도는 <sup>54</sup>Mn에서 특히 컸다. 삼투수내 각 핵종의 농도는 무첨가에 비해 핵종 및 배출시기에 따라 수~수십 배 가량

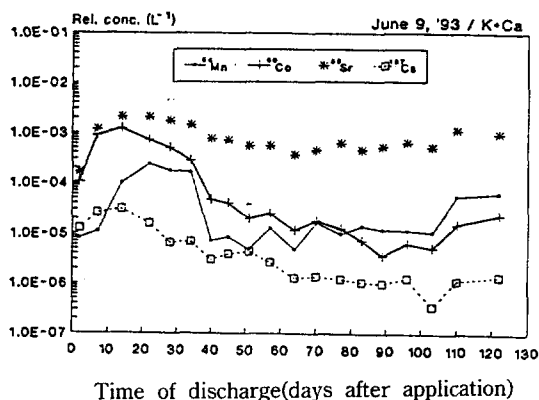


Fig. 6. Time courses of the changes in radionuclide concentrations in water percolating from the lysimeter contaminated and treated with KCl+lime on June 9.

높았는데 가장 큰 차이는 중간낙수 이전의  $^{60}\text{Co}$  농도에서 관찰되었다.

칼리와 석회의 첨가에 의하여 핵종별 지하용탈율(표 3)은 무첨가에 비해  $^{54}\text{Mn}$ 는 9배,  $^{60}\text{Co}$ 은 85배,  $^{85}\text{Sr}$ 는 4배,  $^{137}\text{Cs}$ 은 9배 정도 증가하여 무첨가시에는  $^{85}\text{Sr} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ 의 순이었으나 첨가시에는  $^{85}\text{Sr} > ^{60}\text{Co} > ^{54}\text{Mn} > ^{137}\text{Cs}$ 의 순으로 변화하였다. 이와 같은 결과로 볼 때 논이 방사성 핵종으로 오염되었을 경우 벼의 핵종흡수를 억제하기 위하여 칼리와 석회를 첨가하면 방사성 핵종의 지하 용탈을 조장하여 인근의 용수원을 오염시킬 가능성이 커지므로 주의해야 할 것이다.

이처럼 칼리와 석회의 첨가에 의해서 방사성 핵종의 지하용탈이 크게 증가된 것은 주로 양이온간의 토양 입자에서의 경쟁적 흡착으로 인하여 유리상태로 존재하는 핵종량이 증가하여 관개수의 침투에 따라 지하로 이동하였기 때문인 것으로 판단된다. 이와 같은 현상은 4년 간의 밭작물 재배를 통해서 석회와 염화칼리의 동시처리시  $^{90}\text{Sr}$ 의 지하 60cm 이하로의 총용탈율이 무처리와 큰 차이 없이 1.7%에 불과하였다는 Wiklander<sup>9)</sup>의 보고에 비추어 볼 때 담수관개에 따른 특이 현상인 것으로 볼 수 있다.

Table 3. Percent leaching of the radionuclides in the lysimeter treated with KCl+lime

Date of radioactive application	Duration of leaching (d)	Percent leaching(%)			
		$^{54}\text{Mn}$	$^{60}\text{Co}$	$^{85}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
June 9	122	$8.39 \times 10^{-1}$	$3.61 \times 10^0$	$1.52 \times 10^1$	$1.11 \times 10^{-1}$

Note : 30g KCl and 72g slaked lime were added to a lysimeter 3 hours after the radioactive application.

이상으로 불때 논 의 방사능 오염시 환경영향을 감소시키기 위한 최적의 대책은 벼의 방사성 핵종 흡수를 통한 인체의 방사선 피폭 정도, 작토층에서의 방사성 핵종 잔류량 및 잔류기간, 주변 용수원의 2차오염 가능성 등을 종합적으로 고려하여 결정해야 한다.

## 요 약

논의 방사능 오염시 환경영향 평가 및 방사능으로부터의 농업환경 보전대책 수립에 필요한 기초자료를 제공하기 위하여 온실내에 장치한 lysimeter의 담수 표면에 벼의 이식전 한 시기 및 이식후 다섯 시기에  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 의 혼합용액을 처리한 후 토양 삼투수중 핵종 농도의 시간 경과에 따른 변화를 추적하고 재배기간중의 용탈율을 측정하였다. 또한 염화칼리와 소석회의 동시첨가가 방사성 핵종의 용탈에 미치는 영향을 조사하였다. 본 실험의 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 토양삼투수내 방사성 핵종의 농도는 대체로  $^{85}\text{Sr} > ^{54}\text{Mn} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ 의 순이었으며 최고농도에 도달하는 시간은  $^{137}\text{Cs}$ 이 1주일 이내로 가장 빨랐고  $^{54}\text{Mn}$ 와  $^{85}\text{Sr}$ 가 비교적 늦어 처리시기에 따라서는 중간낙수 전까지 계속 증가하였다.
2. 이식후 47일(7월 13일)에 실시한 중간낙수에 의해 토양삼투수중  $^{54}\text{Mn}$  농도는 처리시기에 따라 1/30~1/180로 감소하여 가장 크게 감소하였고



<sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs, <sup>85</sup>Sr의 경우는 각각 1/3~1/75, 1/3~1/6 및 1/2~1/4로 감소하였다. 중간낙수 이후 <sup>54</sup>Mn의 삼투수중 농도는 계속 증가하는 경향이었으나 <sup>137</sup>Cs의 경우는 서서히 감소하는 경향이였다.

3. 방사성 핵종의 용탈율은 <sup>85</sup>Sr > <sup>54</sup>Mn > <sup>60</sup>Co > <sup>137</sup>Cs의 순으로 처리시기에 따라 <sup>85</sup>Sr는 1.4~14.4%, <sup>54</sup>Mn는 0.09~6.2%, <sup>60</sup>Co은 0.009~0.9%, <sup>137</sup>Cs은 0.002~0.06%의 범위였다. 네 핵종 모두 가장 높은 용탈율을 보인 것은 이식후 40일(7월 6일) 처리에서였다.
4. 이식후 13일 방사성 핵종 처리후 10a당 각각 83kg 및 200kg 수준의 염화칼리와 소석회의 동시살포에 의해 <sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>85</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs의 용탈율은 각각 9배, 85배, 4배 및 9배 정도 증가하였다.

### 참고문헌

1. 이은용(1988). 사정 수도작, 향문사.
2. IAEA(1982). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Routine Release, Safety Series No. 57, Vienna.
3. Till J. E. and Meyer H. R.(Eds.)(1983). Radiological Assessment, A Textbook on Environmental Dose Analysis, NUREG/CR-3332, ORNL-5968.
4. Wiklander L.(1964). Uptake, adsorption and leaching of radiostrontium in a lysimeter experiment, Soil Sci. **97** : 168~172.
5. Squire H. M.(1966). Long-term studies of <sup>90</sup>Sr in soils and pastures, Radiat. Bot. **6** : 49~67.
6. Kliashitorin A. L., Tikhomirov F. A. and Shcheglov A. I.(1994). Lysimetrical study of radionuclides in the forests around the Chernobyl nuclear power plant, J. Environ. Radioactivity **24** : 81~90.
7. 장민수, 김윤태, 문영희, 양환승(1993). 제초제 Dimetipiperate와 그 대사물의 지표수 및 침투수중 잔류량의 경시적 변화, 한국환경농학회지, **12** : 27~34.
8. Haghiri F. and Sayre J. D(1961), <sup>90</sup>Sr uptake by plants as influenced by soil types and liming, Soil Sci. Soc. Am. Proc. **25** : 120~123.
9. Yonezawa S. and Mitsui S.(1965). Depressing effect of fertilizers and soil conditioners on <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs uptake by rice plant, J. Sci. Soil Manure, Japan **36** : 135~139.
10. Glasstone S. and Jordan W. H.(1980). Nuclear Power and Its Environmental Effects, American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.
11. 조백현(1980). 신고 토양학, 향문사.
12. Boikat U., Fink A. and Bleck-Neuhaus J.(1985). Cesium and cobalt transfer from soil to vegetation on permanent pastures, Radia. and Environ. Biophys. **24** : 287~301.
13. Squire H. M. and Middleton L. J.(1966). Behaviour of <sup>137</sup>Cs in soils and pastures : a long-term experiment, Radiat. Bot. **6** : 413~425.
14. Coughtrey P. J. and Thorne M. C.(1983). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial Ecosystems-A Critical Review of Data, A. A. Balkema, Rotterdam.
15. Marschner H.(1986). Mineral Nutrition in Higher Plants, Academic Press.
16. 김재성(1985). <sup>90</sup>Sr과 <sup>137</sup>Cs의 달토양별 흡·탈착과 수도체의 흡수양상에 관한 연구, 고려대학교 박사학위 논문.
17. Nishita H., Steen A. J. and Larson K. H.(1958). Release of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs from Vina loam upon prolonged cropping, Soil Sci. **86** : 195~201.