



확장 해양생물 먹이망 기반 해양방사능 전문가 시스템 개발: 초기 퇴적층 오염 실험

Development of a Marine Radioactivity Expert System based on the Extended Marine Food Web: Experiments with Initial Bottom Contamination

김해진* · 김한나* · 김미경** · 김경옥*

*한국해양과학기술원 해양환경연구부

**한국해양과학기술원 해양ICT·모빌리티연구부

Haejin Kim* · Hanna Kim* · Mee Kyung Kim** · Kyeong Ok Kim*

*Marine Environment Research Department, KIOST, Busan, Korea

**Marine ICT & Mobility Research Department, KIOST, Busan, Korea

Abstract

An extended version of an expert system was developed as an effort to provide technical support to decision makers for the initial prompt assessment of environmental impacts of marine radioactivity, considering both pelagic and benthic marine food webs. The preliminary version of this system was firstly developed to determine the transfer of radionuclides through a pelagic marine food web (Kim et al, 2020). This system's approach was similar to the Cornell Mixing Zone Expert System (CORMIX) developed by Jirka (1995), as it used idealized settings for the physical/hydrodynamic coastal conditions. Existing or extended systems were executed by taking into account different kinds of radioactivity sources. The initial contamination of bottom sediment is considered in the present study, while the direct discharge to the coastal ocean from the nuclear power plant was considered in the early study. Assuming initial contamination, sensitivity experiments of temporal ^{137}Cs variations without/with horizontal advection and diffusion (EXP-WOHAD and EXP-WHAD, respectively) were conducted. In EXP-WOHAD, a total of six test cases were constructed, considering a range of vertical diffusion coefficients and sediment fluxes at the water-sea bed interface. The EXP-WHAD experiments were classified into two categories with six cases each, considering the horizontal diffusion and advection processes. The EXP-WOHAD results show that the vertical diffusion processes in the bottom sediment result in the exponential decay of the ^{137}Cs concentrations in the top sediment layer through upward and downward diffusive fluxes, producing pulse-like time variations in ^{137}Cs in the water column and the middle sediment layer. These sediment fluxes affect the peak height and its occurrence time in the water column and the middle sediment layer. From EXP-WHAD, it has been confirmed that part of ^{137}Cs diffused into the water column experiences horizontal dispersion and thereafter deposition to the bottom sediment. It is noted that due to the limited diffusion to the water column, the ^{137}Cs concentrations in benthic organisms are larger than those in pelagic organisms.

Keywords : Radioactivity expert system, Box-based model, Marine food web, ^{137}Cs , Benthic organisms

1. 서론

해양의 인공 방사능 오염은 주로 과거 핵실험을 통한 다량의 방사능 유입, 원전 사고 등으로 인한 의도치 않은 방사능 누출, 그리고 원전 운용 및 폐로 과정에서 계획된 인공방사능 방류로 인해 발생한다. 계획된 인공방사능 방류의 경우 선원항(source)이 명확하나, 해양방사능 유출 사고와 같은 의도치 않은 오염의 경우, 사고 초기에 신속하고 효율적으로 개략적인 해양 환경 및 생물 영향 정보를 생산하여 정책결정자가 활용할 수 있어야 한다. 이러한 이유로, 정책결정자가 직접 사용하거나 모델링 분야 비전문가가 사용할

수 있는 해양 방사능 물질의 해양생물 전이·축적 예측 관련한 전문가 시스템(expert system) 개발이 필요하며, 한국해양과학기술원은 해양방사능 사고 대응 시스템의 일부로써 이러한 전문가 시스템의 개발을 추진해오고 있다. 이 시스템은 Jirka (1995)가 온배수 배출 등 열방출로 인한 연안의 영향을 보기 위해 개발한 Cornell Mixing Zone Expert System (CORMIX)을 모티브로 하여 개발되었다. 두 시스템 모두 해안선을 직선으로 가정하고, 수심은 해안선과 평행한 형태를 취하며, 연안류는 시간에 따라 변하지 않는 형태로 규정한다.

일차적 성과로 Kim et al. (2020)은 부유생물 먹이망을 통

한 해양방사능 전이 모듈(BURN)을 장착한 POSEIDON-R 박스모델(Maderich et al., 2014)을 기반으로 해양방사능 거동 및 생물전이 계산용 전문가 시스템을 개발하고 초기 적용 결과를 보고하였다. 다수의 박스들로 구성된 이 시스템은 식물 플랑크톤, 동물 플랑크톤, 비육식성 어류, 육식성 어류, 연체동물 및 갑각류를 포함하며, 박스 사이에는 수평 및 연직 이류와 혼합 효과가 규정된다. 용존 ^{137}Cs 은 가상의 원자력 발전소 앞에 위치한 상자(이하 연안박스로 명명)로 직접 방출되며, 방출량과 방출 기간은 후쿠시마 사고를 고려하여 선택하였다. 그 결과로 해수 내 용존 ^{137}Cs 과 부유해양생물종 내 축적되는 ^{137}Cs 의 시공간 변화를 제시하였다.

본 연구에서는 부유생물뿐만 아니라 저서생물을 포함하는 확장형 해양생물 먹이망(Extended BURN)을 장착한 POSEIDON-R 박스모델(Bezhenar et al., 2016) 기반의 전문가시스템 개발을 보고한다. 용존 ^{137}Cs 만을 고려한 Kim et al. (2020) 보고와는 달리, 초기에 해저퇴적층이 오염된 상황을 고려하여 가상 실험 시나리오를 구성하였다. 이러한 오염원 시나리오 구성은 후쿠시마 사고 후에 보고된 일련의 연구들이 동기가 되었다. 2011년 후쿠시마 제1원자력 발전소(Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, FDNPP) 사고 이후, 초기 연구에서는 해수 내 용존 ^{137}Cs 의 거동에 많은 연구가 집중되었다(예를 들어, Kawamura et al., 2011; Tsumune et al., 2012; Kobayashi et al., 2013). 반면, 후쿠시마 인근 해저퇴적층의 오염에 대한 검토는 제한적으로 이루어졌다(Perianez et al., 2013; Min et al., 2013; Choi et al., 2013). 해양 생물에 대한 ^{137}Cs 의 영향 예측 연구도 부유생물종에 국한되어 있다(예를 들어, Kryshev et al., 2012; Tateda et al., 2013; Maderich et al., 2014).

후쿠시마 원자력 발전소 인근의 용존 ^{137}Cs 의 농도는 사고 이전 수준으로 거의 회복되었으나, 해저퇴적층으로 유입된 ^{137}Cs 으로 인한 오염은 상대적으로 매우 느리게 회복된다. 이에 따라 저서생물 먹이망(benthic food web)을 통한 해저퇴적층 내 방사능 물질의 전이도 느리게 진행되어 ^{137}Cs 이 저서생물 내에 상당한 농도로 장기간 존재하게 되는 것으로 파악되었다(Bezhenar et al., 2016). 즉, 해저퇴적층 오염이 후쿠시마 인근해의 새로운 장기적 오염원으로 등장하게 되었다. 따라서 본 연구에서는 퇴적층 오염을 초기 조건으로 설정하여 해수-퇴적층 경계면에서의 연직확산계수 및 부유퇴적물 플럭스의 영향과 수층 및 퇴적층에 존재하는 해양생물 내 ^{137}Cs 의 시간 변화에 초점을 맞추어 민감도 실험을 수행한다. 또한, 해류에 의한 수평 이류 및 확산 유무에 따른 결과를 비교하여 시스템의 성능을 검토한다.

이하에 기술되는 내용은 다음과 같다. 섹션 2에서는 본 연구에서 활용된 POSEIDON-R 모델의 퇴적층 구조 및 계산식과 민감도 실험 조건을 소개하며, 섹션 3에서는 상부 해저퇴적층 ^{137}Cs 의 초기 오염에 대한 민감도 실험 결과를 설명한다. 토의 및 결론에서는 실험 결과의 요약 및 토의와 더불어 방사능 전문가 시스템과 관련한 향후 개선 사항을 기술한다.

2. 수치모델 및 실험

본 연구에 활용된 POSEIDON-R은 상미분 방정식을 음해법(implicit method)으로 계산하는 모델로서 박스모델을 기반으로 구성되며, 컴파일 환경에 따라 윈도우(PC) 및 리눅스(클러스터)에서 모두 수행 가능하다. 모델 계산시간은 실험 영역 안의 박스 개수, 방사능 유출량, 실험기간에 따라 초 단위에서 시간 단위까지 다르게 나타난다. 본 연구에서는 유출량 없이 초기 오염된 경우로 가정하여 계산은 1분 이내로 가능하였다. 모델 구성 및 수치기법에 대한 자세한 내용은 Maderich et al. (2018)에 설명되어 있다.

다음에서는 상부 및 중간퇴적층의 ^{137}Cs 농도에 대한 핵심 모델 방정식과 모델 영역 및 시나리오 실험의 세부 내용 등 민감도 실험을 위한 필수 정보에 대해 기술한다.

2.1 POSEIDON-R 모델 내 확장 해양생물 먹이망(Extended BURN)을 통한 방사능 물질 전이과정

Kim et al. (2020)에서는 ^{137}Cs 전이 계산 시 부유생물 먹이망을 고려하였으나, 본 연구에서는 Fig. 1(a)와 같이 저서생물이 포함된 확장형 먹이망을 고려한다. 즉, 기존의 7개의 해양생물종에 무척추동물, 저서성 어류, 저서 포식성 어류, 총 포식성 어류의 4개의 그룹이 해양생물 먹이망에 추가되어 총 11개의 해양생물종을 고려한다. POSEIDON-R 모형은 해수와 퇴적물 사이의 물리적 교환 과정뿐만 아니라, 먹이망 연결을 통한 방사성 핵종의 교환 과정도 포함한다. 저서생물의 먹이망은 (1) 해수에서 해조류로의 전이과정과 무척추동물(연체동물, 갑각류, 저서무척추동물 등)에 의한 섭취; (2) 쇄설물과 동물플랑크톤의 연직이동을 통한 전이과정; (3) 오염된 해저퇴적물과 침전물을 섭취한 저서무척추동물에 의한 전이 등 3가지 과정을 포함한다. 또한 본 모형은 해저퇴적층에서 방사능 물질의 전이과정을 계산하고자 다음과 같은 가정을 적용하였다: (1) 해양생물 기관과 해저에 침적된 무기물단편(mineral fractions) 간 방사능 농도는 균형을 이루며, (2) 해양생물 및 무생물 기관에 축적된 방사능 농도도 평형 상태를 이루고, (3) 해저상부퇴적층에서는 유기물만 생물학적으로 이용 가능하다.

확장된 POSEIDON-R 모형은 용존 방사성 핵종 농도(dissolved radionuclide concentration, C_w (Bq/m³)) 및 해저퇴적물 확산 방정식을 포함하는데, 해저층의 경우 Fig. 1(b)와 같이 3계층 구조로 구성되어 있다. 본 논문만으로 충분한 완성도를 갖는 논문이 되도록 하기 위하여 연구에 사용된 Maderich et al. (2018)의 퇴적층 내 방사성 핵종 보존방정식 일부를 포함하였다. 상부퇴적층(upper sediment layer) 및 중간퇴적층(middle sediment layer)에서의 농도 변화식은 아래와 같다.

$$\frac{\partial C_{s,1}}{\partial t} = -(\gamma_2 + \gamma_3 + \lambda)C_{s,1} + \frac{h_k}{L_{t,k}}\gamma_{1,k}C_{w,k} + \frac{L_{m,k}}{L_{t,k}}\gamma_4 C_{s,2}, \quad (1)$$

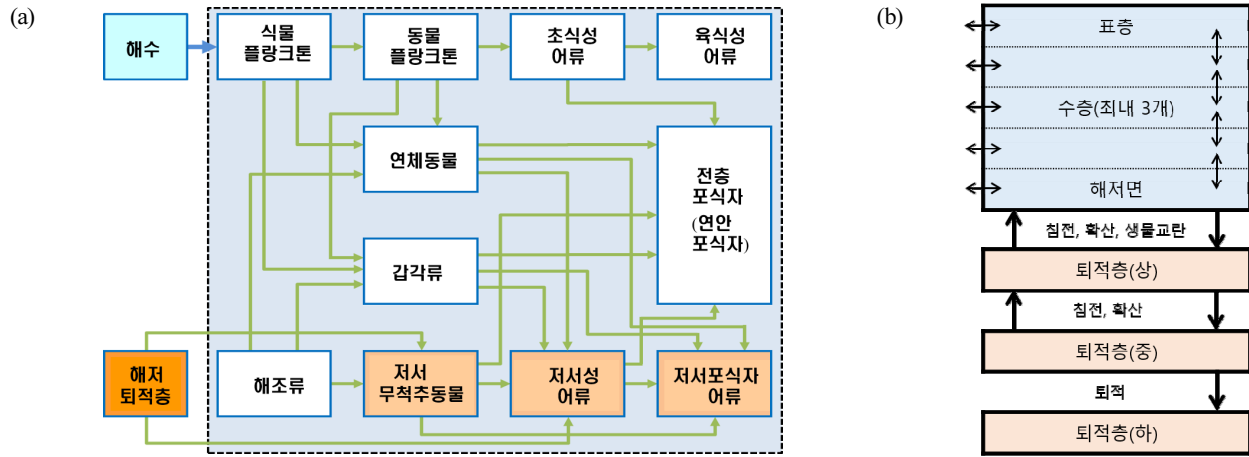


Fig. 1. Configuration of POSEIDON-R with an extended marine food web for the transfer of marine radionuclides: (a) Pelagic and benthic marine food webs (Kim et al, 2020), and (b) the vertical structure of a box and radionuclide transfer processes

$$\frac{\partial C_{s,2}}{\partial t} = -(\gamma_4 + \gamma_5 + \lambda)C_{s,2} + \frac{L_{t,k}}{L_{m,k}}\gamma_3 C_{s,1} \quad (2)$$

여기서 t 는 시간, $C_{s,1}$ 과 $C_{s,2}$ 는 각각 상부 및 중간퇴적층의 방사능 평균농도이다. $\lambda(y^{-1})$ 는 방사능 감쇄계수(decay constant), h_k 는 수심(m), L_t, L_m 는 각각 바닥퇴적층의 상층, 중층의 수심(m)이며, $\gamma_0, \dots, \gamma_5$ 는 방사능과 퇴적층 특성에 따른 계수를 의미하며 다음과 같이 정의된다. γ_0 및 γ_1 은 수층에 따라 다르며, γ_2 는 수층의 바닥, 해저면 바로 위의 수층을 제외하고는 0이다.

$$\gamma_{0k} = \begin{cases} 0 & L = 1 \\ \frac{K_d SSW}{h_k(1 + K_d SS)} & L = 2, 3 \end{cases}$$

$$\gamma_{1k} = \begin{cases} \frac{K_d SSW}{h_k(1 + K_d SS)} & L = 1 \\ \frac{K_d SS}{h_k(1 + K_d SS)} & L = 2 \\ \frac{K_d SSW}{h_k(1 + K_d SS)} + \frac{1}{(1 + K_d SS)} \frac{1}{L_b \min(L_b, L_t)} & L = 3 \end{cases}$$

$$\gamma_2 = \begin{cases} 0 & L = 1, 2 \\ \frac{1}{R} \frac{D}{L_t \min(L_b, L_t)} + \frac{(R-1)}{R} \frac{B}{L_t \min(L_b, L_t)} & L = 3 \end{cases}$$

$$\gamma_3 = \frac{R-1}{R} \frac{SSW}{L_t(1-\epsilon)\rho} + \frac{1}{R} \frac{D}{L_t \min(L_t, L_m)}$$

$$\gamma_4 = \frac{1}{R} \frac{D}{L_m \min(L_t, L_m)}$$

$$\gamma_5 = \frac{R-1}{R} \frac{SSW}{L_t(1-\epsilon)\rho}$$

상기 식에서, $R = 1 + \frac{\rho(1-\epsilon)}{\epsilon} K_d$ 이며, L_b 는 해저경계면의 길이, $SS(tm^{-3})$ 는 관측 혹은 모형에서 계산된 부유퇴적물의 각 박스별 농도, W_g 는 부유입자크기의 함수로서 계산된 침강속도(settling velocity), $SSW = SS \times W_g (tm^{-2}y^{-1})$ 는 부유 퇴적물 플럭스, $K_d (m^3kg^{-1})$ 는 방사성 핵종 분포계수, D 는 해저바닥면에서의 연직확산계수, B 는 해저생물 교란작용(bioturbation) 계수, ρ 는 퇴적층 밀도, ϵ 는 퇴적층 공극률이다.

2.2 모델 설계

본 연구에서는 저서생물 먹이사슬을 고려하여 오염된 퇴적층 내 ^{137}Cs 의 재부유에 따른 민감도 분석을 수행하였다. 실험은 크게 해류에 의한 수평 이류 및 확산을 고려하지 않은 실험과 고려한 실험으로 구분되며, 편의상 각각 EXP-WOHAD (EXPERiment-WithOut Horizontal Advection and Diffusion)와 EXP-WHAD (EXPERiment-With Horizontal Advection or Diffusion)로 표기하였다. EXP-WHAD의 모델 영역은 Fig. 2에 제시하였으며, EXP-WOHAD의 실험 영역은 x, y, z방향의 길이 각각 10 km, 10 km, 20 m의 단일 박스로만 구성되어 그림을 생략하였다. Fig. 2에서 모델 영역은 3개의 수층을 가진 총 32개의 박스로 구성되며 연안에서 멀어질수록 깊이가 깊어진다. 모델은 네 변이 5 km(연안 박스), 10 km(박스 3-6, 11-14, 16-19), 20 km(박스 2, 7-10, 15, 20-23, 26-32)인 정사각형 박스와 x, y가 각각 20 km, 10 km(박스 24, 25)인 직사각형 박스들로 구성된다. 박스 1은 모델 영역의 개방 경계 바깥에 스펀지층으로 도입하였다(Fig. 2에는 표시하지 않음). 모델 영역은 하류 방향(외해)으로 넓히고 스펀지 층을 주요 관심 영역에서 멀리 떨어진 곳에 배치하는 것이 바람직하다.

박스 4 내 밝은 하늘색으로 표시된 P1 앞의 상자는 연안 박스로 명명하며, 박스 4의 상부퇴적층이 초기에 오염된 것으로 가정한다. EXP-WHAD에서는 수평 확산을 나타내기

위해 0.01 m/s의 동일한 유속으로 박스 간 해수 교환이 일어나는 것으로 가정하였고, 수평 이류로는 동쪽으로 0.02 m/s, 서쪽 및 남북(연안과 외해 간)으로 0.01 m/s의 유속을 가정하였다. POSEIDON-R 모델에서는 유속(m/s) 대신 연간 해수 유동량(m³/s)을 입력자료로 사용하므로, 위와 같은 유속 조건을 기반으로 유동량으로 산정하여 수치 실험을 수행하였다.

2.3 민감도 실험을 위한 시나리오

방사능 유출사고의 결과로 연안 박스의 퇴적층에 약 400 Bq/kg, 박스 4의 퇴적층에 1.7 Bq/kg의 ¹³⁷Cs가 침전되어 있다고 가정하고 다양한 퇴적물 관련 입력 파라미터를 사용하여 실험을 수행하였다. 여기서 오염된 퇴적층의 ¹³⁷Cs 농도는 Bezhelar 등 (2016)을 참고하여 선정하였으며, 그 영향을 충분히 검토하기 위해 모델 실행 기간을 100년으로 설정하였다.

퇴적물 파라미터에 대한 민감도 실험 시나리오는 Table 1에 요약하여 제시하였다. C1 그룹은 해수-퇴적물 경계면에서의 연직확산계수 변화에 따른 실험을 포함하고, C2 그룹은 부유퇴적물 플럭스의 변화에 따른 실험을 포함하며, 그룹별로 연직확산계수, 부유퇴적물 플럭스 등 파라미터 값에 따라 실험군이 나뉜다. 또한, 위에서 언급한 바와 같이 실험은 크게 두 부분으로 나뉜다(EXP-WOHAD 및 EXP-WHAD). 실험의 이름은 유량 정보의 이용 유무를 고려하여 수평 이류 및 확산을 고려하지 않은 실험의 경우 C1-1x, 수평 이류를 고려한 경우 C1-1oa, 수평 확산을 고려한 경우 C1-1od와 같이 명명하였다.

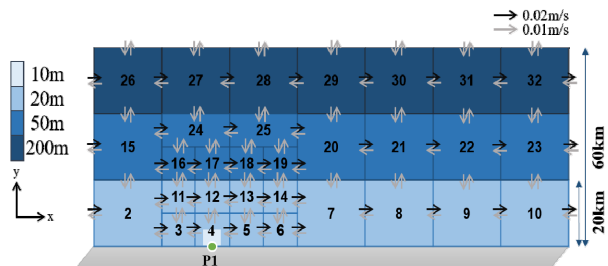


Fig. 2. Configuration of the box system: horizontal boxes with a straight coast where a nuclear power plant is located (P1)

3. 실험 결과

본 연구에서는 Table 1에 제시된 실험들을 수행하였다. 특히, EXP-WOHAD는 퇴적물 파라미터에 의한 민감도 분석에 중점을 두는 반면, EXP-WHAD를 통해 해류에 의한 영향도 함께 검토하였다. 상부 퇴적층이 초기에 오염되어 있고, P1에서 추가적인 ¹³⁷Cs의 유입이 없다는 가정 하에 실험을 진행하였으며, 오염된 퇴적층에 존재하는 ¹³⁷Cs이 해양환경과 해양생물에 미치는 영향을 검토한다.

3.1 연직확산계수 및 퇴적물 플럭스 민감도 실험 (EXP-WOHAD)

C1-1x, C1-2x, C1-3x(C1x 그룹) 및 C2-1x, C2-2x, C2-3x(C2x 그룹)의 실험 결과 중, 상부/중간 퇴적층과 수층의 ¹³⁷Cs 농도에 대한 100년간의 시계열을 각각 Figs. 3(a)~3(c)와 Figs. 3(d)~3(f)에 제시하였다.

전반적으로 모든 실험 결과는 상부 퇴적층 내 ¹³⁷Cs의 농도가 100년에 걸쳐 기하급수적으로 감소하는 경향을 보였으며, C1-1x에서 C1-2x, C1-3x로 갈수록, 즉, 연직확산계수가 커질수록 ¹³⁷Cs 농도의 감소율이 증가하는 것으로 확인되었다(Fig. 3(a)). 중간 퇴적층의 ¹³⁷Cs 농도는 펄스 형태의 시간 변화를 보이며, 상부 퇴적층의 농도 감소가 빠를수록 중간 퇴적층으로 더 많은 양의 ¹³⁷Cs이 빠르게 유입되어 더 높은 최대 농도와 강한 펄스형태를 보인다(Fig. 3(b)). 해수 내 ¹³⁷Cs 농도는 중간 퇴적층과 유사한 형태로 변화하지만, 더 빠른 시간 안에 첨두에 도달하였다(Fig. 3(c)). C1x 그룹과 마찬가지로 C2x 그룹에서도 부유퇴적물 플럭스가 증가함에 따라 상부 퇴적층 내 ¹³⁷Cs 농도의 감소율이 증가하며, 중간 퇴적층 내 ¹³⁷Cs 농도의 첨두가 더욱 뚜렷하게 나타난다(Fig. 3(d) 및 3(e)). 그러나 C1x 그룹과 달리, 부유퇴적물 플럭스가 증가함에 따라 해수로 유입되는 ¹³⁷Cs 농도는 급격히 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 3(f)).

C1x 그룹의 저서성 어류, 저서 포식성 어류, 동물 플랑크톤 및 조류와 같은 해양 생물의 ¹³⁷Cs 농도의 시간 변화를 조사하였다(Fig. 4). Fig. 4(a)와 4(b)에서 저서생물의 ¹³⁷Cs 농도는 연직확산계수가 큰 경우 약 5년 이내에 빠르게 정점에 도달하였다. 그 이후에는 상부 퇴적층(Fig. 3(a))에서 나타난 것과 유사한 감소 패턴이 나타난다. 유의미하지는 않지만, 저

Table 1. Experimental cases: sensitivity test for sediment parameters

	EXP-WOHAD	EXP-WHAD		Vertical diffusion (m ² /s)	Sediment flux (t/m ² /s)
		advection	diffusion		
C1	C1-1x	C1-1oa	C1-1od	0.00315	7.30 × 10 ⁻⁴
	C1-2x	C1-2oa	C1-2od	0.315	7.30 × 10 ⁻⁴
	C1-3x	C1-3oa	C1-3od	3.15	7.30 × 10 ⁻⁴
C2	C2-1x	C2-1oa	C2-1od	0.0315	7.30 × 10 ⁻⁵
	C2-2x	C2-2oa	C2-2od	0.0315	7.30 × 10 ⁻⁴
	C2-3x	C2-3oa	C2-3od	0.0315	7.30 × 10 ⁻³

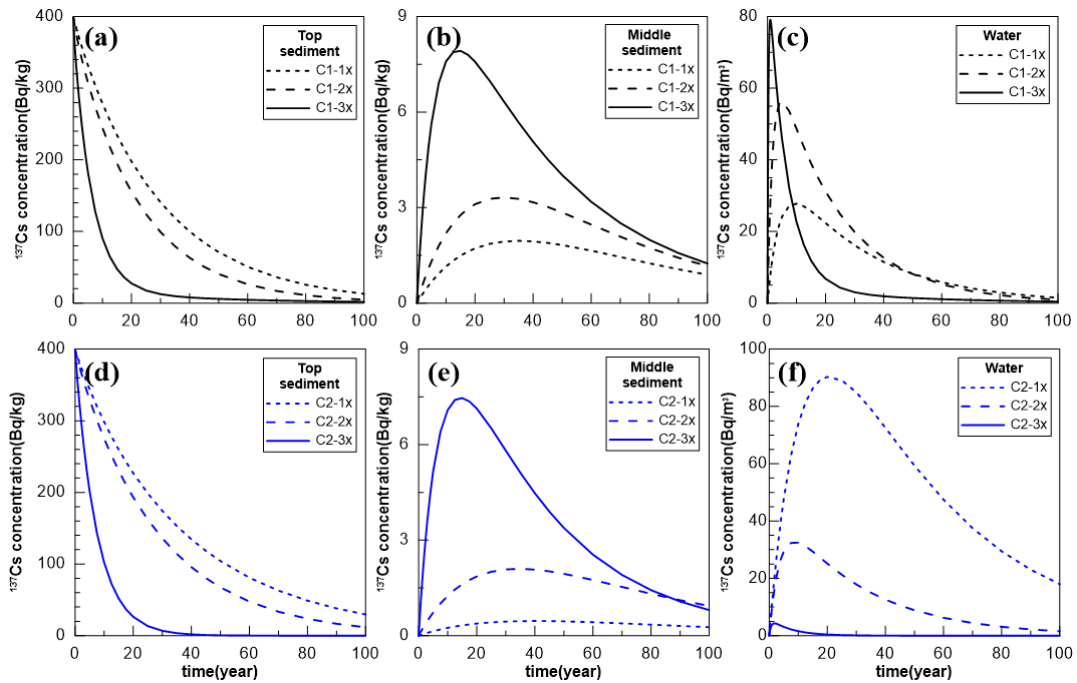


Fig. 3. Time-series of ^{137}Cs concentrations in (a), (d) the top sediments (Bq/kg), (b), (e) middle sediments (Bq/kg), and (c), (f) water (Bq/m³), calculated from the C1x and C2x groups without horizontal advection and diffusion (EXP-WOHAD). Groups C1x and C2x examine sensitivities by vertical diffusion and sediment flux, respectively

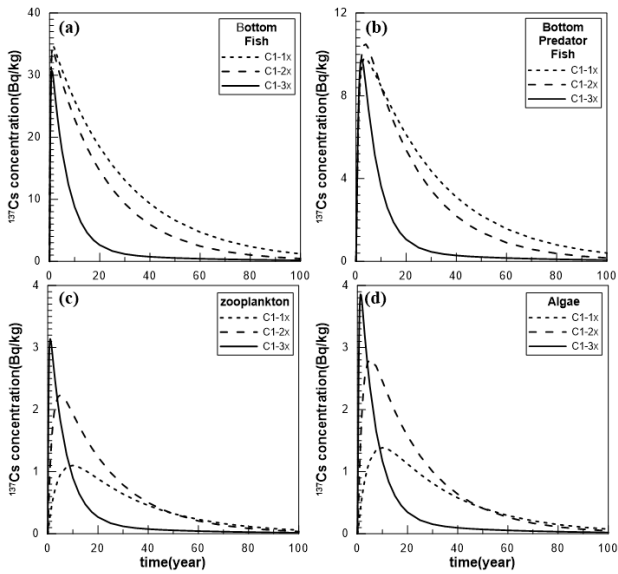


Fig. 4. Time-series in ^{137}Cs concentrations of C1x group in (a) bottom fish, (b) bottom predator fish, (c) zooplankton and (d) algae. C1x group is concerned with vertical diffusion coefficient. All values are in units of Bq/kg

서성 어류의 침투는 저서 포식성 어류의 침투보다 빠르게 나타난다. 동물 플랑크톤과 해조류(Fig. 4(c) 및 4(d))의 ^{137}Cs 농도 시간변화는 두 생물군 간 절대적인 차이만 나타나며, 해수 내 농도와 유사한 변동성을 보인다. 전반적으로 저서생물의 ^{137}Cs 농도가 부유생물보다 높은 것을 확인할 수 있다.

3.2 수평 해류의 효과 (EXP-WHAD)

Fig. 5는 수평 확산을 고려한 C1od 및 C2od 그룹의 실험 결과 중 박스 5의 결과를 보여준다. 박스 5는 퇴적층이 오염되지 않은 지역으로, 퇴적물 관련 파라미터에 대한 민감도 분석과 함께 수평 확산의 영향을 확인할 수 있다. 연직확산 계수가 큰 경우, 상부 퇴적물 및 해수의 ^{137}Cs 농도는 초기에 펄스형태로 크고 급격한 변화를 보인다(Fig. 5(a) 및 5(b)). C1od 및 C2od 그룹 중 C1-3od 실험 결과에서 ^{137}Cs 의 절대 농도가 가장 크게 나타났다. 상부 퇴적층에서 C2od 그룹의 결과는 C1od 그룹과 유사한 형태를 보이지만, 부유퇴적물 플럭스에 따른 농도 차이는 C1od만큼 크지 않다(Fig. 5(c)). 앞서 EXP-WOHAD의 민감도 실험에서 보였던 것과 같이, 용존 ^{137}Cs 농도는 C2od 그룹 내 부유퇴적물 플럭스 값이 커질수록 작아지는, 즉 역전되는 양상을 보인다(Fig. 5(d)).

해수와 상부 퇴적층에서 수평 이류 및 확산의 영향을 파악하기 위해 C1-2oa 및 C1-2od 실험에서 계산된 박스 5, 박스 7, 박스 13 및 박스 19 내 ^{137}Cs 농도의 시간 변화를 비교하였다(Fig. 6). 실험 이름 끝에 표시된 a와 d는 각각 이류 및 확산을 의미한다. 전반적으로 C1-2oa (Figs. 6(a)-(c))와 C1-2od (Figs. 6(d)-(f)) 실험에 따른 ^{137}Cs 의 시간 변동은 거의 유사하게 나타났다. 그러나, 상부 퇴적층과 해수에서 C1-2oa의 ^{137}Cs 농도가 C1-2od의 농도보다 낮게 나타나는데, 이는 이류에 의한 ^{137}Cs 의 이동이 확산에 의한 이동보다 더 크다는 것을 의미한다.

상부 퇴적층에서는 EXP-WOHAD와 달리, 수평 이류 또는

확산을 고려했을 경우 ^{137}Cs 농도가 펄스 형태로 변화하며, 절대량에서 큰 차이가 있다(Figs. 3(a), 3(d) 및 Figs. 6(a), 6(d)). 또한, 박스 4에서 멀어질수록 상부 퇴적층에서 ^{137}Cs 의 최대 농도가 낮아지는 것을 확인할 수 있다. 해수에서는 시뮬레이션 초기에 빠르게 최대값이 나타났다. Fig. 6(c) 및 6(f)에 제시된 초기 1년의 결과를 살펴보면, 약 4개월 이내에 농도

가 안정화되고, 거리와 관계없이 비슷한 시기에 첨두에 도달하는 것으로 나타났다.

4. 토 의

4.1 EXP-WOHAD 실험에 따른 ^{137}Cs 의 변동

EXP-WOHAD는 수평 이류와 확산을 모두 무시하기 때문에 사실상 1DV(연직 1차원) 실험이다. 이 실험은 해수와 퇴적층 경계면에서의 연직확산계수와 부유퇴적물 플럭스가 상부 퇴적층에서 상향 및 하향, 즉, 해수 및 중간 퇴적층으로 이동하는 ^{137}Cs 의 시간 변화에 미치는 영향을 조사하기 위해 설계되었다.

EXP-WOHAD 결과로부터 연직확산과정이 상부 퇴적층에서 상/하향의 확산 플럭스를 통해 상부 퇴적층의 ^{137}Cs 농도를 기하급수적으로 감소시키는 동시에 해수와 중간 퇴적층의 ^{137}Cs 농도에 펄스 형태의 시간 변화를 일으켰음을 알 수 있다. 다만, 하부 퇴적층으로의 ^{137}Cs 확산은 그 역할이 부차적이기 때문에 이 연구에서는 논의하지 않았다.

4.2 EXP-WHAD 실험에 따른 ^{137}Cs 의 변동

EXP-WHAD에서 해수 내 ^{137}Cs 은 이류 및 확산에 의해 이동하며 주변 해수에 의해 희석된다. 비교 결과를 제시하지는 않았으나, 해양생물 내 ^{137}Cs 농도는 수평 확산 및 이류를 고려하지 않은 실험(EXP-WOHAD)보다 수평 확산을 고려한 실험에서, 그보다는 수평 이류를 고려한 실험에서 더 빠

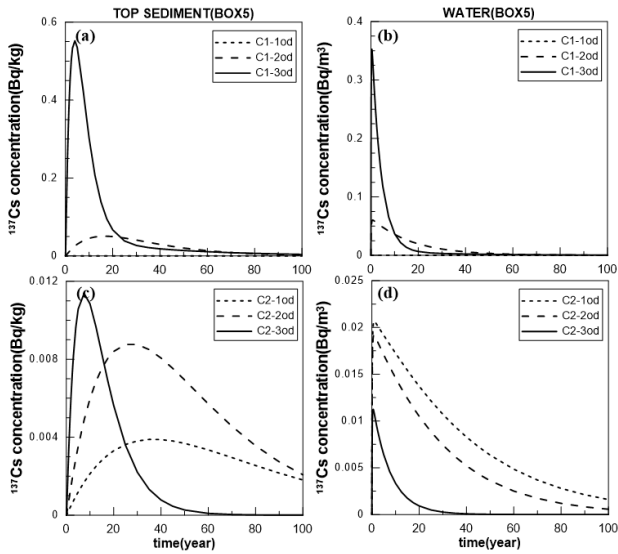


Fig. 5. Time-series of ^{137}Cs concentrations in (a), (c) the top sediment (Bq/kg) and (b), (d) water (Bq/m³) of BOX5, calculated from the C1od and C2od groups. Groups C1od and C2od examine sensitivities by vertical diffusion and sediment flux, respectively, under the consideration of horizontal diffusivity

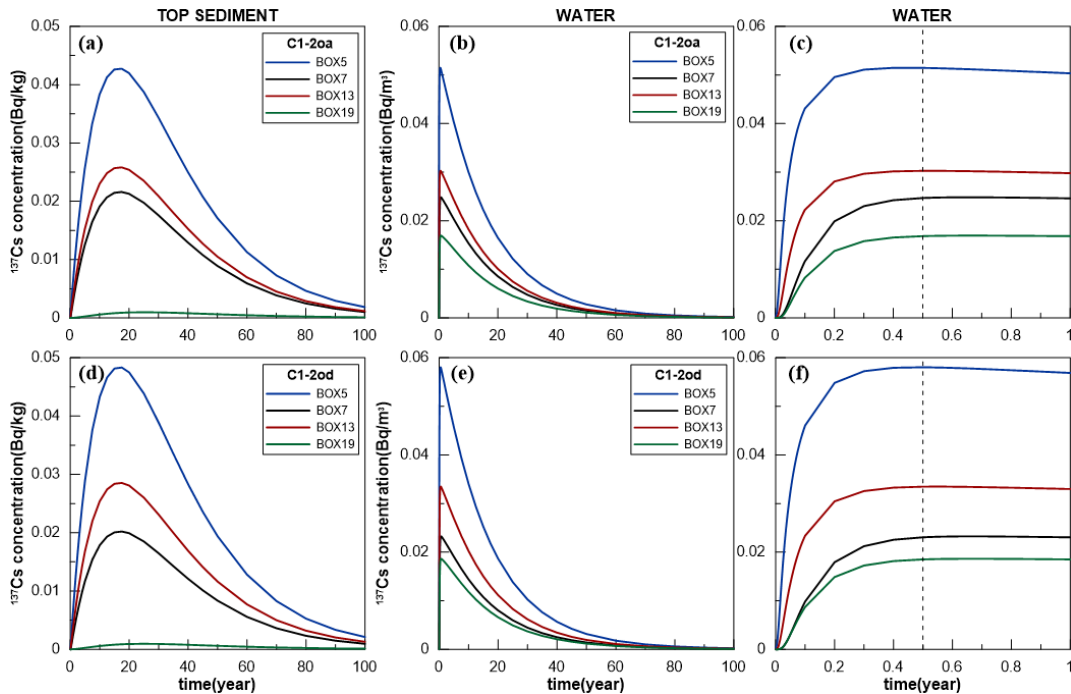


Fig. 6. Time-series of ^{137}Cs concentrations in (a), (d) the top sediment (Bq/kg), (b), (e) water (Bq/m³) over 100 years, and (c), (f) water (Bq/m³) over one year. The blue, black, red, and green lines represent concentrations in BOX5, BOX7, BOX13, and BOX19, respectively, calculated from C1-2oa (upper panel) and C1-2od (lower panel). Horizontal advection and diffusion are taken into account in experiments C1-2oa and C1-2od, respectively

르게 감소한 것으로 나타났다. 해수 내에서의 최대 침투 도달 시간은 1년 이내로 빠르게 나타났지만, 상부 퇴적층에서의 최대 침투 도달 시간은 약 20년으로 나타났다. 이는 오염된 퇴적층에서 ^{137}Cs 이 해수로 확산되고, 수평으로 이동 후 퇴적층에 다시 축적된다는 것을 의미한다. EXP-WOHAD와 마찬가지로 EXP-WHAD에서도 연직확산계수와 부유퇴적물 플럭스가 클수록 해수 또는 하부 퇴적층으로 유입되는 ^{137}Cs 플럭스가 커진다는 것이 확인되었다.

본 연구에 활용된 시스템은 개방 경계 바깥에 스폰지 층을 도입하도록 되어 있는데, 이로 인해 EXP-WHAD 실험의 개방경계면에서 ^{137}Cs 농도가 스폰지층에 의해 예상치 못한 인위적인 감쇠가 나타났다. 이러한 문제를 해결하기 위해서는 모델 계산 영역을 오염원 위치에서 더 멀리, 특히 하류(외해) 방향으로 확장해야 한다. 이는 다음 연구에서 고려될 것이다.

5. 결론

본 연구에서는 확장된 해양생물 먹이망(Extended BURN) 모델을 이용한 박스 기반 방사능 전문가 시스템을 개발하고, 상부 퇴적층에서 ^{137}Cs 의 초기 오염을 가정하여 수행한 민감도 실험 결과를 보고하였다. 민감도 실험은 크게 수평이류와 확산을 고려하지 않은 실험(EXP-WOHAD)과 고려한 실험(EXP-WHAD)으로 나뉜다. 전자는 연직확산계수와 부유퇴적물 플럭스 값에 따라 6개의 하위 케이스로 구성되고, 후자는 2개의 하위 케이스로 구성되었다.

EXP-WOHAD에서는 상부 퇴적층의 ^{137}Cs 농도가 시간이 지남에 따라 기하급수적으로 감소하는 반면, 중간 퇴적층과 해수에서는 펄스의 형태를 가지며 뚜렷하게 변화하는 경향이 나타났다. EXP-WOHAD는 부유퇴적물 플럭스와 연직확산계수의 증가가 상부 퇴적층에서 상향 또는 하향으로(해수 또는 중간 퇴적층으로)의 ^{137}Cs 플럭스 증가를 초래한다는 것을 보여주었다. EXP-WHAD를 통해 상부 퇴적층에 있는 ^{137}Cs 이 부분적으로 해수로 확산되어 해류에 의해 이동한 후 해저에 다시 축적되는 것을 확인할 수 있었다. 퇴적층에서 해수로의 확산이 제한되어 있기 때문에 저서생물의 ^{137}Cs 농도가 부유생물보다 더 높게 나타났다.

현 상태의 방사능 해양 생물 영향 전문가 시스템은 부유생물뿐만 아니라 저서생물 먹이망을 포함한 확장된 해양생물 먹이망 모델을 통해 해수 유동을 고려한 방사능 오염물질의 유입 또는 초기 오염에 대한 생물의 영향을 평가할 수 있다. 본 시스템은 국내에서 유일하게 방사능 물질의 초기 거동부터 중장기적 해양생물 영향 예측을 수행하며, 그 결과를 정책 결정에 활용 가능하다. 즉, 기 발생한 방사능 물질 유출 사고에 대한 영향 평가 및 향후 발생할 수 있는 사고 대비에 유용하게 사용될 수 있다는 점에서 매우 고무적이다. 하지만, 아직 여러면에서 개선이 요구되며, 특히 현

재 당면한 문제는 대기에서의 방사능 유입을 포함하는 것이다. 또한, 비전문가 및 정책결정자들의 원활한 활용을 위해서 모델 영역 및 상자의 구성과 같은 전처리 과정의 자동화가 요구된다. 궁극적으로 이 시스템은 웹 기반 해양 방사능 사고 대응 시스템의 일부로 개발될 필요가 있으며, 방사능 예측 모델을 위한 별도의 교육용 소프트웨어로도 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

감사의 글

본 연구는 해양수산부가 지원하는 해양수산과학기술진흥원(KIMST)의 ‘전지구 기반 해양방사능오염 영향예측기술 개발(RS-2023-00256141)’ 과제의 지원으로 수행되었습니다.

References

- Bezhenar, R., Jung, K.T., Maderich, V., Willemsen, S., With, G. and Qiao, F. (2016). “Transfer of radiocaesium from contaminated bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post-Fukushima and post-Chernobyl periods.” *Biogeosciences*, Vol. 13, pp. 3021-3034.
- Choi, Y., Kida, S. and Takahashi, K. (2013). “The impact of oceanic circulation and phase transfer on the dispersion of radionuclides released from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant.” *Biogeosciences*, Vol. 10, pp. 4911-4925.
- Fowler, S.W., Buat-Menard, P., Yokoyama, Y., Ballestra, S., Holm, E. and Nguyen, H. V. (1987). “Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity.” *Nature*, Vol. 329, pp. 56-58.
- Honda, M., Aono, T., Aoyama, M., Hamajima, Y., Kawakami, H., Kitamura, M., Masumoto, U., Miyazawa, Y., Takigawa, M. and Saino, T. (2012). “Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident.” *Geochemical Journal*, Vol. 46, pp. e1-e9.
- Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., In, T., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S. and Awaji, T. (2011). “Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of and discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster.” *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol. 48, No. 11, pp. 1349-1356.
- Kim, H., Kim, M.K. and Kim, K.O. (2020). “Preliminary development of an expert system for the fate prediction of marine radioactivity.” *Korean Society of Coastal Disaster Prevention*, Vol. 7, No. 4, pp. 275-280(in Korean).
- Kobayashi, T., Nagai, H., Chino, M. and Kawamura, H. (2013). “Source term estimation of atmospheric release due to the

- Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations.” *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol. 50, pp. 255-264.
- Kryshev, I.I., Kryshev, A.I. and Sazykina, T.G. (2012). “Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of Fukushima NPP in March-May 2011.” *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 114, pp. 157-161.
- Maderich, V., Bezhenar, R., Heling, R., Jung, K. T., de With, G., Qiao, F., Myoung, J. G., Cho, Y.-K., Qiao, F. and Robertson, L. (2014). “Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Application to Fukushima Dai-ichi accident.” *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 131, pp. 4-18.
- Maderich, V., Bezhenar, R., Tateda, Y., Aoyama, M., Tsumune, D., Jung, K.T. and With, de G. (2018). “The POSEIDON-R compartment model for the prediction of transport and fate of radionuclides in the marine environment.” *MethodsX*, Vol. 5, pp. 1251-1266.
- Min, B.I., Perianez, R., Kim I.G. and Suh, K.S. (2013). “Marine dispersion assessment of Cs released from the Fukushima nuclear accident.” *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 72, pp. 22-33.
- Perianez, R, Suh, K.S. and Min, B.I. (2013). “Local scale marine modelling of Fukushima releases. Assessment of water and sediment contamination and sensitivity to water circulation description.” *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 64, pp. 2333-2339.
- Rypina, I.I., Jayne, S.R., Yoshida, S., Macdonald, A.M., Douglass, E. and Buesseler, K. (2013). “Short-term dispersal of Fukushima-derived radionuclides off Japan: Modeling efforts and model-data intercomparison.” *Biogeosciences*, Vol. 10, No. 7, pp. 4973-4990.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M. and Hirose, K. (2012). “Distribution of ¹³⁷Cs from Fukushima Daiichi nuclear power plant simulated numerically by a regional ocean model.” *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 111, pp. 100-108.
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y. and Hayami, H. (2013). “One-year, regional-scale simulation of radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident.” *Biogeosciences*, Vol. 10, pp. 5601-5617.
- Tateda, Y., Tsumune, D. and Tsubono, T. (2013). “Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model.” *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 124, pp. 1-12.