보안과제(O), 일반과제( ) BSPE99501-11478-4

방사능 물질 해양 유입 사고 대응 해양 확산 및 생물영향 연구

A study on the dispersion of radioactive materials and their influence on marine biota following the accidental release to the ocean

2017. 12.

한국해양과학기술원

제 출 문

한국해양과학기술원장 귀하

본 보고서를 “방사능 물질 해양 유입 사고 대응 해양 확산 및 생물영향 연구”과제 보고서로 제출합니다.

2017년 12월 30일

주관연구기관명 : 한국해양과학기술원
주관연구책임자 : 정 경 태
참 여 연 구 원 : 김경옥, 김석현
〃 : 김영일, 김미경
〃 : 김한나, 이현미
〃 : 이승현, 최기영
〃 : 김인태, 정준모
〃 : 조보은, 박미연
〃 : 김찬영, 강승구

요 약 문

Ⅰ. 제 목

방사능 물질 해양 유입 사고 대응 해양 확산 및 생물영향 연구

Ⅱ. 연구개발의 필요성 및 목표

Ⅱ.1 연구개발의 필요성

1. 기술적 측면에서의 필요성
   - 후쿠시마 원전사고와 같이 대량의 방사능이 장기간에 걸쳐 인접 국가는 물론 전 세계로 확산되는 경우에 대비하여 잠재적 원전사고 대상을 인접국 원전까지 확장하고 영향 예측범위도 북태평양으로의 확장이 필요하다.
   - 해양으로 유출되는 방사능 물질은 해류를 타고 이동 확산하면서 부유퇴적물에 흡착·침강되거나 해저면에 침적되었다가 일부가 다시 파랑 등에 의해 재부유하는 복잡한 과정을 거치게 된다. 해저퇴적층에 침적되는 해양방사능 물질은 해저퇴적층 내 공극수와 퇴적물간에 상호작용을 겪게 되고 해저퇴적층 하부로 서서히 침투하게 된다. 나아가 해양생물에 의한 교란(Bioturbation)으로 빠르게 하부로 이동하거나 해저퇴적층 표면으로 다시 상승하게 된다. 해양생물 영향 예측 모델의 경우, 후쿠시마 상황에서 확인할 수 있듯이 해저생태 먹이망을 통한 전이를 고려하는 모델 개발이 필요하다. 나아가 핵종별 특성을 고려할 수 있는 모델링 기술로의 확장이 필요하다. 구체적으로 1단계에서 고려한 단일 목표티슈 모델을 다수 목표티슈 모델로 확장하는 노력이 필요하다.
   - 상기 복잡한 현상을 고려한 첨단수준의 해양방사능 예측시스템 개발을 통하여 환경재해 예측분야의 글로벌 리딩 그룹으로의 도약이 가능할 것으로 사료된다.
   - 주변해역의 방사능 거동 특성을 규명하고 전세계 해양 환경 방사능 거동 연구 중 미결인 북서태평양 주변부 해양부분 보완이 필요하며 해양환경 방사성 핵종 분석기술의 국내 역량 축적을 위해 필요하다.

2. 경제적 측면에서의 필요성

- 원자력 발전소 방사능 유출 사고에 대한 대비책을 마련하여 대국민 건전 여론 형성 및 안정적 전원공급을 통한 경제성장 지속을 간접 지원한다.
- 후쿠시마 사고를 계기로 원전 수출시 대응시스템 구축이 필수 요구사항으로 제기될 가능성이 높다. 이에 대비하여 첨단 수준의 예측시스템 및 분석기술 확보가 필요하다.

3. 사회·문화적 측면에서의 필요성

- 약 20년 후 한국, 중국 및 일본을 포함한 한반도 주변을 중심으로 약 300기에 달하는 원자력 발전소가 위치할 예정에 있어 북서태평양 해역에서의 핵안전에 대한 국민적 관심이 고조되고 있다.
- 따라서 한반도 주변을 포함하는 북서태평양 해역에서의 해양방사능 유출 잠재적 위협에 체계적인 대응 체계 구축을 통해 국민적 신뢰를 확보하는 것이 긴요하다.

Ⅱ.2 연구개발의 목적

○ 우리나라 주변에서 발생하는 해양 인공방사능 사고에 대응하기 위한 첨단 해양 인공방사능 거동 모델과 해양생물 영향 예측 모델 개발

- 세계 최초 수준의 격자기반 및 입자추적 기반 해양 인공방사능 거동 모델 개발
- 세계 최고 수준의 북서태평양 해양 인공방사능 물질 해양생물 영향 중장기 예측 모델 개발

○ 우리나라 주변에서 해양 인공방사능 사고 발생시 수산물의 방사능 오염을 결정하는 생물농축계수 DB 확장 구축

- 우리나라 주변 수산물 내 해양 인공방사능 농도의 시공간적 변화 분석
- 우리나라 주변 주요 수산물에 대한 해양 인공방사능 농축계수 DB구축

Ⅲ. 연구개발의 내용 및 범위

Ⅲ.1 연구기간

○ 2015. 1 ~ 2017. 12 (3년)

Ⅲ.2 연구내용 및 범위

1. 해양 인공방사능 거동 예측 모델 개발

가. 복합순환-파랑-부유퇴적물 모듈과 결합된 해양 인공방사능 거동 격자모델 개발

○ 황동중국해 부유퇴적물 모델 개발 및 검증
- 현장 관측치를 활용한 검증
- 위성 정보를 활용한 검증

○ 다수 해저퇴적층 및 2단계 퇴적물 전이를 고려한 해양 인공방사능 거동 모델 개발 및 검증
- 실험실 자료를 이용한 모델 검증
- 1, 2단계 전이 프로세스 및 단일 및 다수 해저퇴적층 모델 간의 비교

나. 해양 인공방사능 거동 입자 추적 모델 개발

○ 단일 입자, 단일 해저퇴적층, 1단계 전이, 재부유 고려 모델 개발

○ 후쿠시마 시험 적용 및 황동중국해 적용을 통한 재부유 효과 검토

2. 인공방사능 물질의 해양생물 영향 예측 모델 개발

가. 박스 모델 확장

○ 저서생태 먹이망을 도입한 POSEIDON-Extended BURN 모델 개발

○ 어류내 다수 목표티슈를 고려한 해양생물 영향 예측 모델 개발
- 어류내 생리학적 상호작용 미고려/고려 모델 개발

나. 격자 모델 개발

○ 세계 최초로 격자 기반 해양생물 영향 예측 모델 개발
- 후쿠시마 및 서유럽해 시험 적용

3. 해양방사능 전이 프로세스 실험 연구

가. 주요 수산물 내 농도 분석
- 주요핵종 분석

나. 주요 농축계수 산정 및 DB 구축
- 핵종별 영양단계별 농축계수 산정

Ⅳ. 연구개발 결과

1. 해양 인공방사능 거동 모델 개발

가. 복합순환-파랑-부유퇴적물 모듈과 결합된 해양 방사능 거동 격자모델 개발

○ 황동중국해 파랑 고려 및 점성·비점성 부유퇴적물 모델 개발 및 검증

- 보다 세분화된 해저퇴적물 정보 입력
- 새로운 환산 알고리즘을 이용하여 마련된 GOCI 위성 정보와의 비교를 통한 모델 검증

○ 다수 해저퇴적층 및 2단계 전이를 고려한 해양 방사능 거동 모델 개발

- 실험실 자료(Smith et al, 2004)를 이용한 모델 검증

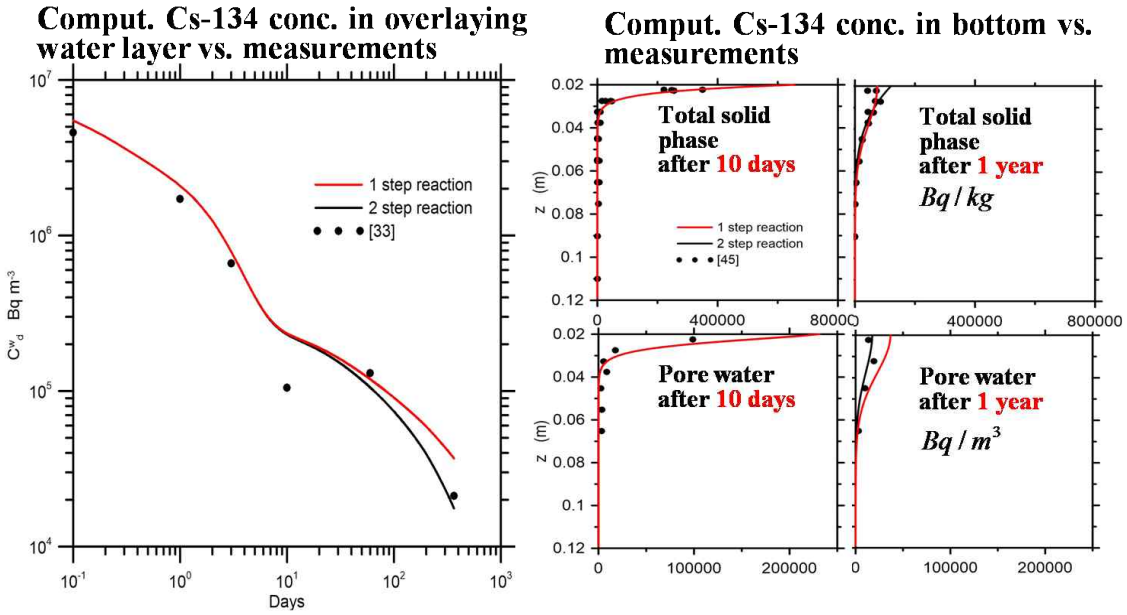


그림 S-1 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 좌) 퇴적층 상부 오염수내 ^{134}Cs 농도 시간변화, 우) 퇴적층내 ^{134}Cs 농도 연직분포

- 1, 2단계 전이 프로세스와 단일 및 다수 해저퇴적층 모델 간의 비교

단일 및 다수 해저퇴적층 모델을 후쿠시마 주변에 적용하여 특정 지점에서의 해저면 방사능 총량의 시간변화를 비교. 방사능 물질 유출 초기에는 두 모델간의 차이가 별로 없으나 시간이 지나면서 단일층 모델이 다수층 모델 보다 총량을 높게 산정되는 경향을 보임.

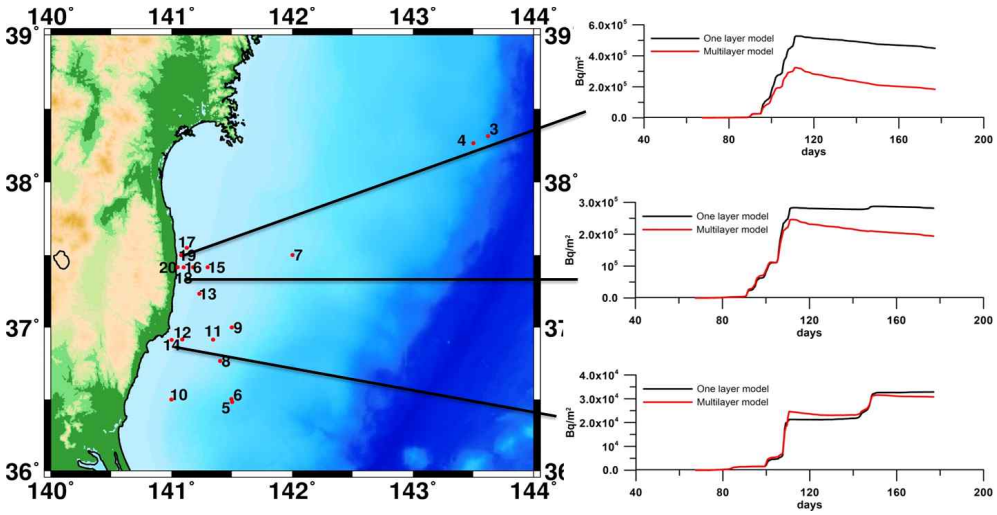


그림 S-2 단일 및 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 후쿠시마 인근 정점에서의 방사능 총량 시간 변화

나. 해양 인공방사능 거동 입자 추적 모델 개발

○ 단일 입자, 단일 해저퇴적층, 1단계 전이, 재부유 고려 모델 개발

연구에서 개발되는 라그랑지안 모델은 단일 입경 퇴적물, 단일 해저퇴적층, 그리고 1 단계 전이 프로세스를 고려. 아울러 해저면에서 해수층으로의 재부유 (resuspension) 과정을 새로이 도입하였다.

○ 시험 적용

- 후쿠시마 시험 적용

후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 북태평양 해양방사능 물질 거동 시뮬레이션을 진행. 모델 실험은 총 2년간 실시되었다. 후쿠시마 사고 초기 북태평양 동측으로 방사능 오염수가 퍼져나갔으며 약 2년 후에는 일부가 류큐열도 측으로 이동하면서 일본열도를 따라 재순환 되는 현상이 확인되고 있다.

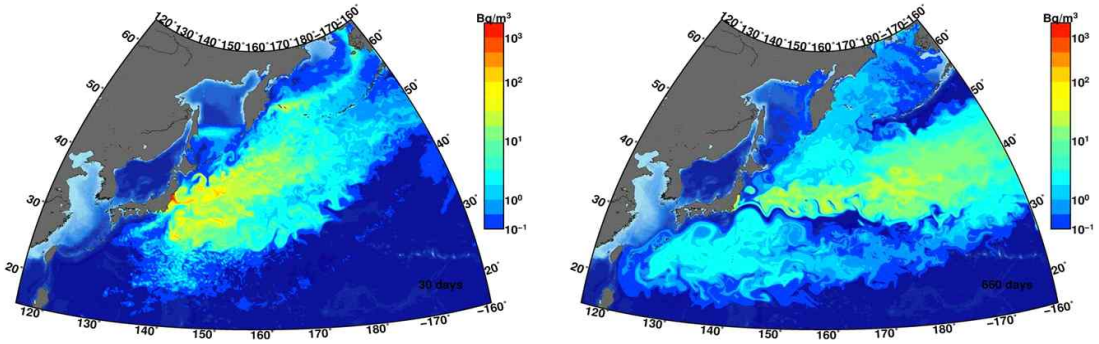


그림 S-3 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 거동 산정 결과: 좌) 3개월 후, 우) 2년 후

- 황동중국해 적용을 통한 재부유 효과 검토

중국 Sanmen 원전과 타이완 원전에 대해 ^{137}Cs의 가상 유출 시나리오를 구성하여 시험 적용하였다. 재부유 효과를 비교 검토한 결과, 수심이 상대적으로 깊고, 탁도가 상대적으로 낮은 타이완 원전의 경우, 재부유 고려 효과는 거의 없는 것을 확인된 반면, 수심이 얕고 탁도가 높은 Sanmen 원전에의 적용에서는 재부유 효과를 고려하는 경우 고려하지 않는 경우에 비해 해저퇴적층 내 방사능 오염총량이 시간에 따라 점차 감소하는 것을 확인하였다.

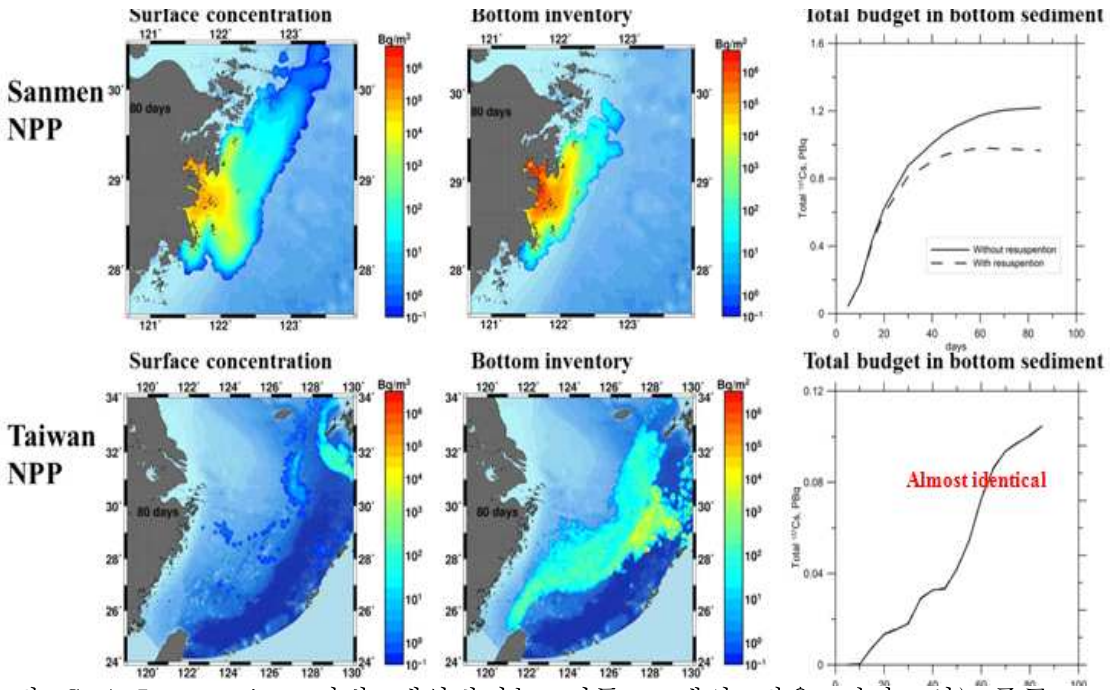


그림 S-4 Lagrangian 기법 해양방사능 거동 모델의 적용 결과: 상) 중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전

2. 해양 인공방사능의 해양생물 영향 예측모델 개발

부유생태 및 저서생태 먹이망을 고려한 POSEIDON-Extended BURN ver.1 박스 모델을 개발. 이 후 해저면에서의 재부유를 추가한 ver. 2 박스 모델-다수 목표티슈 모델 ver. 1 및 ver. 2를 개발. 나아가, 세계 최초로 격자기반 해양생물 영향 예측 모델을 개발.

○ POSEIDON-Extended BURN ver. 1 모델

기존의 부유생태 먹이망 생태변수 7개에 저서생태 먹이망 생태변수 3개가 추가되어, 총 변수는 해수농도 및 해저면 농도를 포함하여 12개로 구성된다.

1단계 연구에서는 부유생태 먹이망을 통한 해양방사능 물질 전이를 고려하여 해양생물 먹이망을 7개의 해양생물종을 상태변수로 고려하였다. 구체적으로, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 초식성 어류, 육식성 어류, 연체동물 및 갑각류, 그리고 해조류이다.

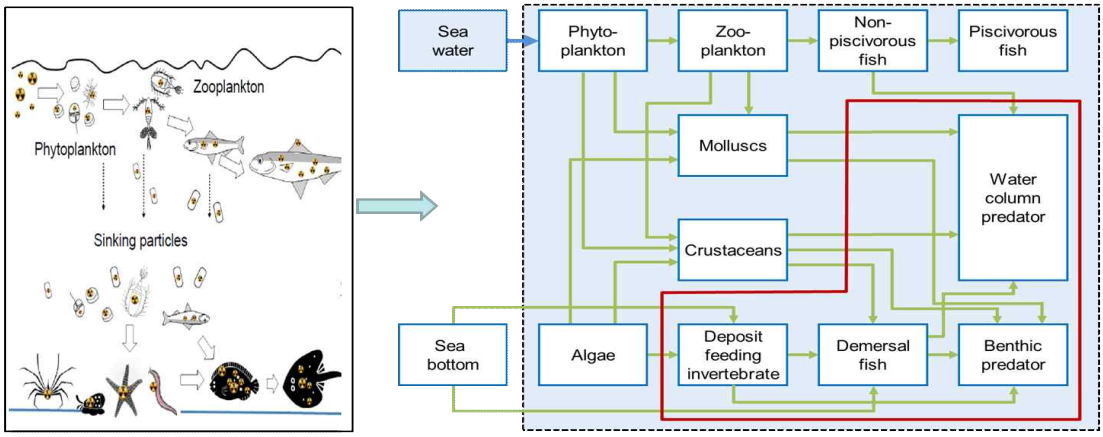


그림 S-5 POSEIDON-Extended BURN ver. 1에서 고려되는 방사능 물질 전이 먹이망

저서생태 먹이망을 추가하여 1945년부터 2018년까지 전지구 낙진 및 후쿠시마 방사능 유출을 고려하여 적용. 아울러 해저경계면에서의 수층-해저퇴적물간의 방사능 물질 교환율 보정 및 확장 먹이망 모델의 후쿠시마 원전 적용·검증하였다.

연안박스에 대해 계산된 주요 결과를 일본 동경전력의 모니터링 결과와 비교한 결과 매우 만족스럽게 개선되는 성과를 얻었다.

○ POSEIDON-Extended BURN ver. 2 모델

후쿠시마 적용에서 해저퇴적층 상부에서의 농도 관측치가 모델 계산치보다 빠르게 감소하는 문제를 개선하기 위하여 POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델에 재부유 과정을 도입하게 되었다. 북서대서양 모델과 Black Sea 모델 2개를 수립·적용하여 관련 모델의 적용성을 검증하였다.

○ POSEIDON-Multi-target tissue 모델 ver. 1

부유생태계+저서생태계 먹이망을 통한 해양방사능 물질 전이 모델에 Multi-organ fish 모델을 도입하였다. 구체적으로 핵종별로 어류에 대해 단일 Target tissue만을 고려하던 기존 모델을 3개의 Target tissue(Flesh, Bone 및 Organ)를 고려하는 모델로 아래와 같이 확장하였다.

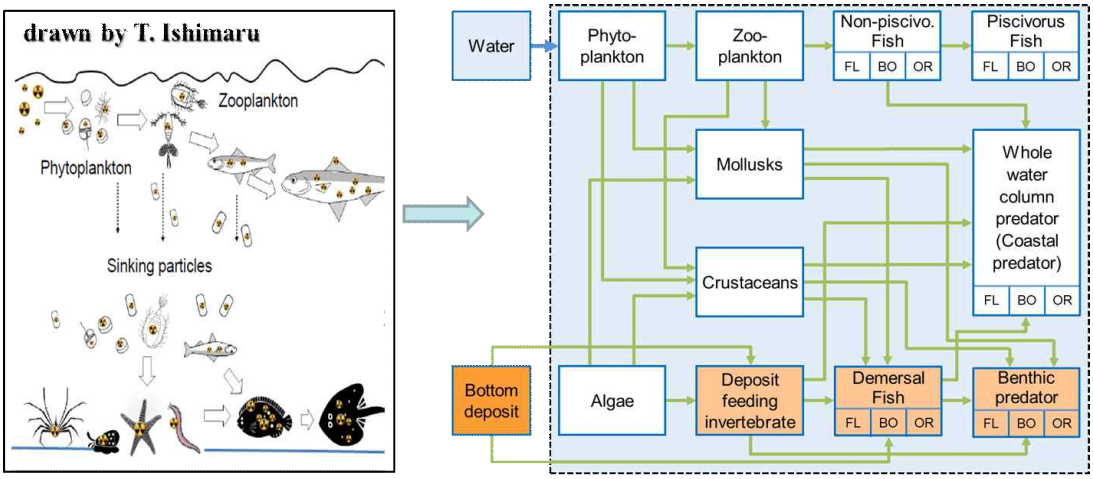


그림 S-6 Multi-tissue 모델 ver.1의 해양생물 먹이망 모식도 주) FL: Flesh, BO: Bone, OR: Organs

개발된 모델을 스웨덴 Forsmark 원전 및 Ringhals 원전을 대상으로 핵종 ^{60}Co 및 ^{54}Mn54에 대해 적용·검증한 결과 뚜렷한 개선이 이루어지는 것을 확인하였다. ^{90}Sr을 대상으로 후쿠시마에 적용하여 일부 개선 효과를 확인.

○ POSEIDON-Multi-target tissue 모델 ver. 2

혈액을 통한 어류 내 기관간 생리학적 상호 작용을 고려한 POSEIDON -Multi-tissue 모델 ver. 2 모델을 개발하고 Baudin et al,(2000)의 실험 자료를 활용하여 검증을 실시하였다.

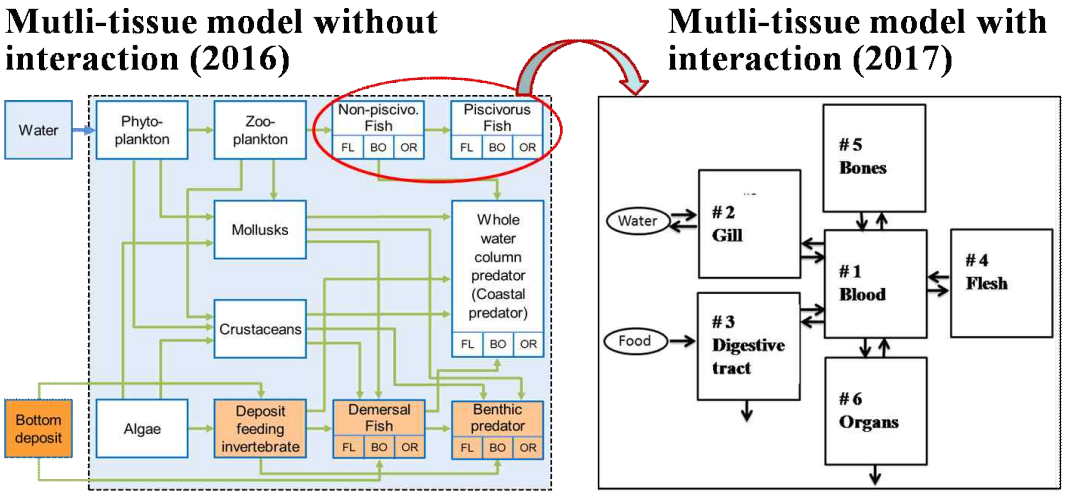


그림 S-7 Multi-tissue ver.2 모델에서 고려되는 먹이망 및 방사능 물질의 전이 프로세스

○ 격자기반 POSEIDON-BURN 모델 개발

개발된 박스 모델은 장기적 모델 수행에 매우 유용하나 평균적인 해수 순환을 고려한다는 단점을 갖고 있다. 이에 따라 유한차분 격자를 이용하여 기본방정식의 해를 구하는 모델 개발을 시도하게 되었다. 북태평양 및 북서 대서양을 대상으로 한 격자기반 해양생물 영향 모델의 시험 적용이 수행되었다. 정성적 측면에서 매우 고무적인 결과가 얻어진 것으로 판단되나 보다 정량적인 검증과 모델 개선이 필요한 것으로 사료된다.

3. 해양방사능 전이 프로세스 실험 연구

가. 수산물 시료 채취 및 농도 분석

○ 2015~2017년 기간 우리나라 주변 수산물 시료 위치

수산물 내 방사능 오염현황을 조사하기 위하여 2015년 3월부터 2017년 5월 까지 우리나라 주변 해역에 서식하는 주요 수산물 총 34종의 시료를 서식지별로 채취하였다. 시료 관련 정보는 다음 그림에 정리하였다.

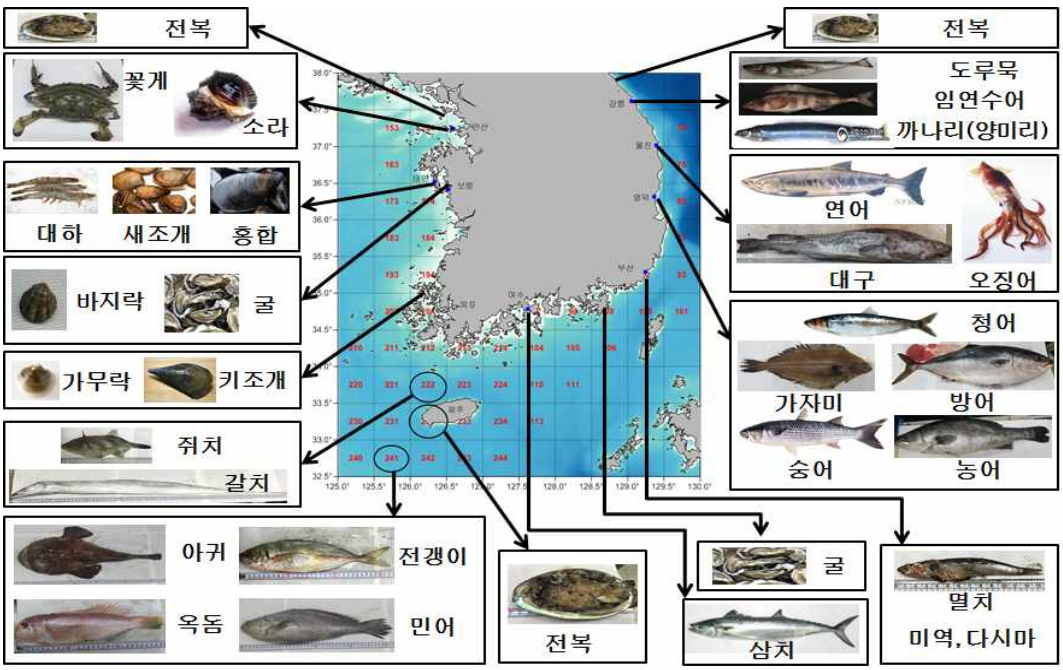


그림 S-8 주요 국내 수산물 시료 채취 위치

나. 농축계수 DB 구축

농축계수 값을 얻기 위해서 해수시료의 값은 해양환경방사능조사(KINS)

2015~2017년 자료의 해역별 해수 농도의 평균값을 사용하였다.

^{137}Cs은 어류에서 평균 75±37의 농축계수 값(IAEA권고치의 75% 값)을 보이는 것으로 나타났다. 해조류와 두족류는 IAEA권고치의 2~2.5배의 높은 값을 갖으며, 갑각류와 연체동물은 각각 IAEA권고치의 60%와 40% 값으로 낮게 나타나고 있다.

^{239,240}Pu은 거의 모든 영양단계에서 IAEA권고치 보다 낮은 농축계수를 보이고 있다. 반면 두족류인 오징어에서는 IAEA권고치 농축계수 50의 1.8배 높은 89±30 값을 보이며 다른 해양생물과는 다른 패턴을 보이고 있다.

^{90}Sr은 각 영양단계별 해수대비 평균 농축계수가 15~24로 IAEA 권고치 보다 높게 나타나고 있다.

영양단계별 주요 수산물의 농축계수 및 IAEA권고치의 비교 결과는 다음에 제시된다.

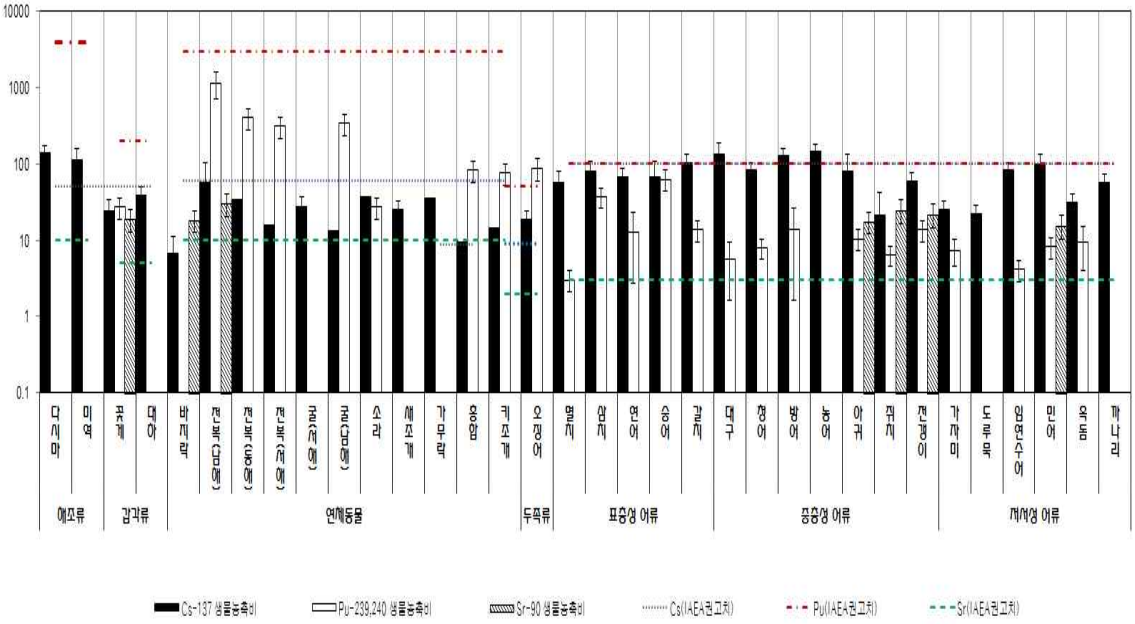


그림 S-9 영양단계별 주요 국내 수산물 핵종별 농축계수 (BCF)와 IAEA 권고치

Ⅴ. 연구개발결과의 활용계획

1. 해양순환 및 방사능 거동 모델 개발

- 후쿠시마 원전에서의 방사능 물질 추가 유출이 발생하는 상황에 즉각

적으로 대처하여 관련 확산 정보를 정책결정자에게 제공하는 데 활용.
- 원자력안전기술원(KINS), 원자력연구원(KAERI)와의 협력을 통하여 인접국가 방사능 사고 대응시스템으로 활용.

2. 해양 인공방사능의 해양생물에의 영향 예측 모델 개발
- 후쿠시마 원전에서의 방사능 물질 추가 유출이 발생하는 상황에 즉각적으로 관련 수산물 오염 정보를 정책결정자에게 제공하는 데 활용.
- 우크라이나 IMMSP와 공동으로 IAEA MODARIA II 워킹그룹 활동에 활용.

3. 해양방사능 전이 프로세스 실험 연구
- 한반도 주변 해역 유사 사고 대비 수산물 방사능 오염 대응 국가 정보로 활용
- 국내 및 중국(특히 제3해양연구소)과의 네트워킹 강화 및 북서태평양 협력 대응 기본 수단으로 활용. 향후 IAEA에 관련 정보 제공에 활용.

SUMMARY

I. Title

A study on the dispersion of radioactive materials and their influence on marine biota following the accidental release to the ocean

II. Necessities and Objectives of the Study

II.1 Necessities of the Study

1. Technical necessities

To prepare the possible large-scale radioactivity accident such as the Fukushima Dai-ich accident which caused the large amount of radioactivity release to the ocean, contaminating wide area of sea regions, there has been a strong need to take into account the nuclear power plants of the neighboring countries as potential sources of accidental radioactivity releases and therewith to expand the modeling area to entire marginal seas and/or North Pacific ocean.

Radionuclides released into the sea experience complex processes such advection-diffusion via the currents, adsorption to the suspended sediments and interaction with bottom sediments. Radionuclides deposited to the bottom sediment experience the interaction between the pore water and particles within bottom sediments and tend to penetrate to deeper bottom sediment layers. Bioturbation in bottom sediment can result in the rapid transport of radionuclides from the near-surface to the deeper layers and, reversely, from the deep layers to the near-surface layer. The biota model has to be expanded to take into account benthic food chain as well as pelagic food chain. Furthermore, expansion of the single target tissue biota model developed in Phase 1 study to multi-target tissue model is necessary to accommodate difference in the characteristics of each radionuclide.

Development of a sophisticated modeling system which takes into account the complex processes described above will provide KIOST with a chance to play a leading role in the environmental disaster researches

in the marine environment.

Investigating complementally the radioactivity contamination levels in the marginal seas around Korean Peninsula is obviously needed along with the capacity building in the analysis of marine radioactivities.

2. Economic necessities

Securing the public confidence on the nation's preparation on the possible radioactivity accidents and thereby to support stable supply of the national electric power is economically important.

Implementation of an emergent decision support system for possible radioactivity accidents will be requested as a prerequisite in nuclear power export. For that, advanced technologies of analyzing and predicting radioactivity contamination need to be secured.

3. Socio-cultural necessities

For the next two decades a total of 300 nuclear units are expected to be installed in Northwestern Pacific region including Korea, China and Japan, though some changes might be possible in the nuclear power development policy due to the Fukushima Dai-ichi accident. Correspondingly there are increasing public worries on the nuclear safety in the region.

Through the development of advanced response technologies and the establishment of scientific decision-making support system, it is necessary to secure the public confidence on the nation's preparedness for the swift restoration as well as the active and timely risk management of the possible radioactivity accident.

II.2 Objectives of the Study

○ Development of a set of numerical models to predict the transport and transfer to marine biota of anthropogenic radioactivity materials in preparation to the possible occurrence of large-scale radioactivity accidents in Korea and neighboring countries.

-Development of world-leading advanced numerical models for the prediction of radioactivity transport in marine environment.

-Development of world-leading advanced numerical models for the

prediction of radioactivity transfer to marine biota..

○ Construction of the expanded biological concentration factor data base which can be useful in determining the radioactivity contamination level of marine fishery products in case radioactivity release accidents occur in sea regions Korean Peninsula.

-Analysis of temporal and spatial variations of major radioactivity concentration in marine fishery products in sea regions around Korean Peninsula.

-Construction of the expanded biological concentration factor data base for the marine fishery products in sea regions around Korean Peninsula.

Ⅲ. Contents and Scopes of the Study

Ⅲ.1 Research period

○ January 2015 - December 2017

Ⅲ.2 Contents and scopes of the study

1. Development of radioactivity transport models

1.1 Development of grid-based marine radioactivity transport models coupled with multiple-scale circulation, wave, and suspended sediment transport modules.

○ Development of a suspended sediment transport model for the Yellow and East China Seas

-Validation using *in-situ* measurements

-Validation using satellite images

○ Development of a radioactivity transport model equipped with multiple bed layers and two-step transfer kinetics.

-Validation using laboratory measurements

-Comparison between one-step and two-step models and between one-layer and multiple-layer models.

1.2 Development of particle tracking-based marine radioactivity transport models

○ Development of a particle tracking model considering single fraction of sediment, single-bed layer, one-step transfer kinetics and the resuspension process at the sea bottom

○ Application to Fukushima Dai-ichi and application to the Yellow and East China Seas with examination of resuspension process effects.

2. Development of a marine biota model

2.1 Development of box-based models

○ Development of POSEIDON-Extended BURN model equipped with pelagic and benthic food chains

-Application to Fukushima Dai-ichi

○ Development of Multi-target tissue biota models

-Development of models without/with physiological interaction within fishes

2.2 Development of the grid-based model

○ Pioneering development of a grid-based dynamic marine biota model

-Application to Fukushima Dai-ichi and the west European Seas

3. A study of transfer processes of radioactivity materials

3.1 Analysis of radioactivity concentration level in major marine fishery products

○ Concentration level analysis of major radionuclides in fishery products from sea regions around Korean Peninsula

3.2 Calculation of biological concentration factors and construction of DB

○ Calculation of biological concentration factors according to trophic levels

Ⅳ. Results

1. Development of radioactivity transport models

1.1 Development of grid-based marine radioactivity transport models coupled with multiple-scale circulation, wave, and suspended sediment

transport modules.

○ Development of a suspended sediment transport model for the Yellow and East China Seas

-Refined bottom sediment information for the model input

-Sediment transport model validation through the comparison with GOCI images derived using a new conversion algorithm.

○ Development of a radioactivity transport model equipped with multiple bed layers and two-step transfer kinetics.

-Validation of one-step and two step models using laboratory experiment data by Smith et al (2004)

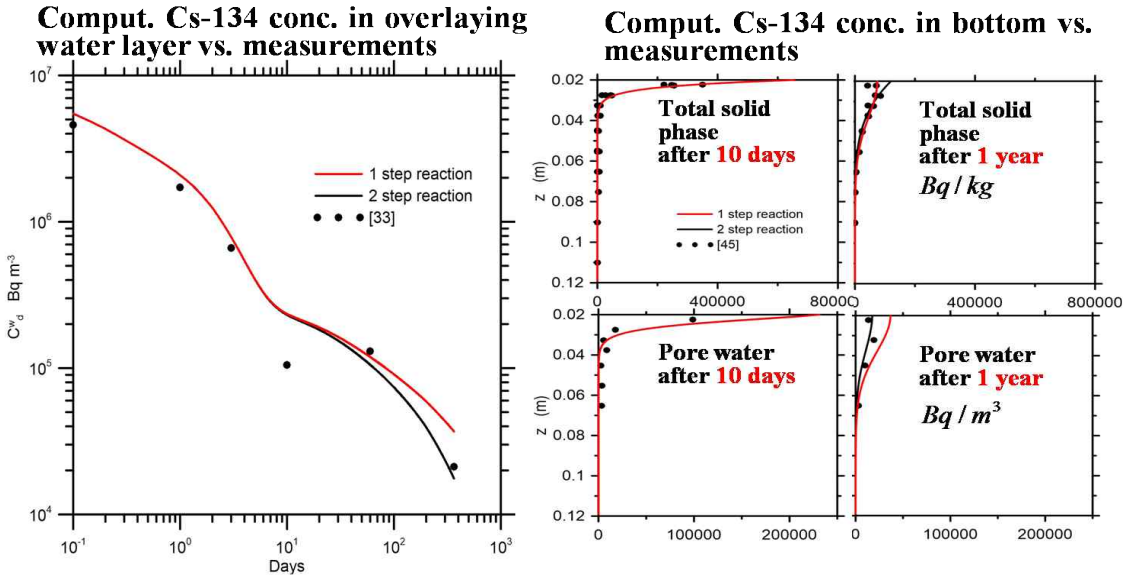


Fig. S-1 Comparison of model results computed using 1 step and 2 step transfer kinetics with laboratory experiment results: left) time variation of ^{134}Cs concentration in pore water of upper bed layer, right) depth variation of ^{134}Cs concentration in pore water and total solid phase in bottom sediment.

-Comparison between one-layer and multiple-layer models.

Models with single layer and multiple layers have been applied to Fukushima Dai-ichi and thereafter time variation of bottom radioactivity inventories have been compared at selected points. The model results reveal little difference at the early stage of radioactivity release, but as time goes there is a tendency that the single layer model produces higher value of bottom inventory than the multiple layer model.

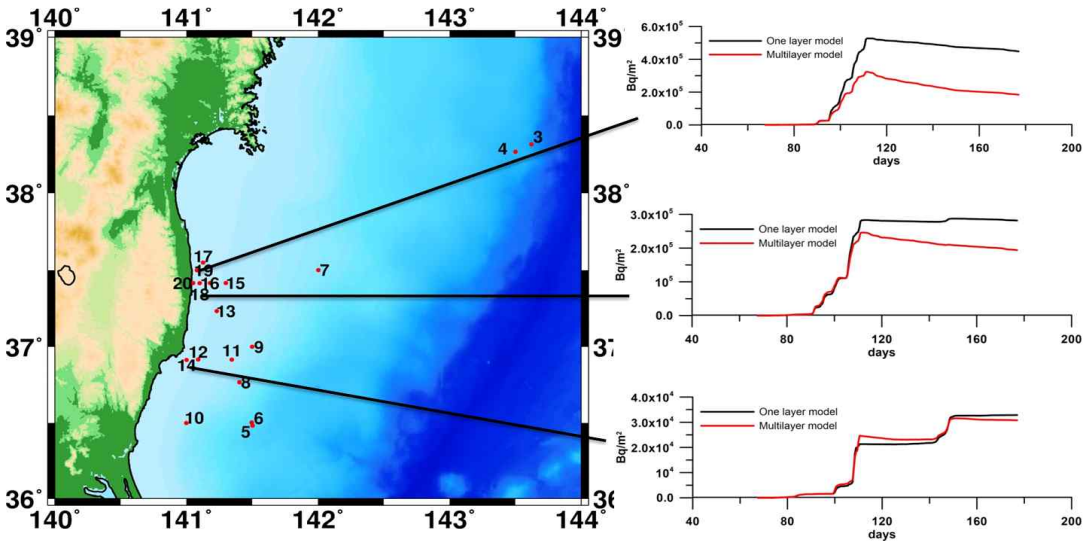


Fig. S-2 Time variation of bottom radioactivity inventories computed using single and multiple bed layer models at selected points near Fukushima Dai-ichi nuclear power plant.

1.2 Development of particle tracking-based marine radioactivity transport models

○ Development of a particle tracking model considering single fraction of sediment, single-bed layer, one-step transfer kinetics and the resuspension process at the sea bottom

-The Lagrangian model takes into account single fraction of sediment, single bed layer and 1-step transfer kinetics. Furthermore, resuspension of radioactivity from sea bottom to water column has been newly included.

○ Application to Fukushima Dai-ichi and application to the Yellow and East China Seas with examination of resuspension process effects.

-Experimental application to Fukushima Dai-ichi

A total of two year simulation of the transport of Fukushima-derived ^{137}Cs in the Northern Pacific has been carried out. It is noted that the radioactive material was initially moved to the eastern direction by the Kuroshio and Kuroshio Extension, while two years later part of the radioactive material was dispersed to the west and thereafter became to be recirculated to the Japan, moving along the Ryuku Islands and mainland of Japan.

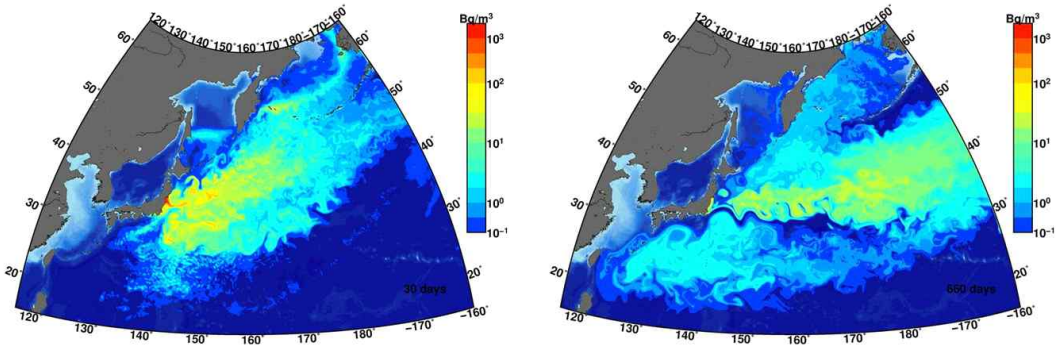


Fig. S-3 Computed horizontal distributions of Fukushima-derived Cs137: left) 3 months later, right) two years later.

○ Application to the Yellow and East China Seas with examination of resuspension process effects.

The model was applied to Sanmen NPP, China and Taiwan NPP by constructing a hypothetical release scenario of ^{137}Cs. Examination revealed that for the case of Taiwan NPP with relatively deep water depth and low turbidity the resuspension effect was hardly noticeable, while for the case of Sanmen NPP with shallow water depth and highly turbid water calculation with resuspension produced a temporal decrease in bottom inventory at a rate higher than that without resuspension.

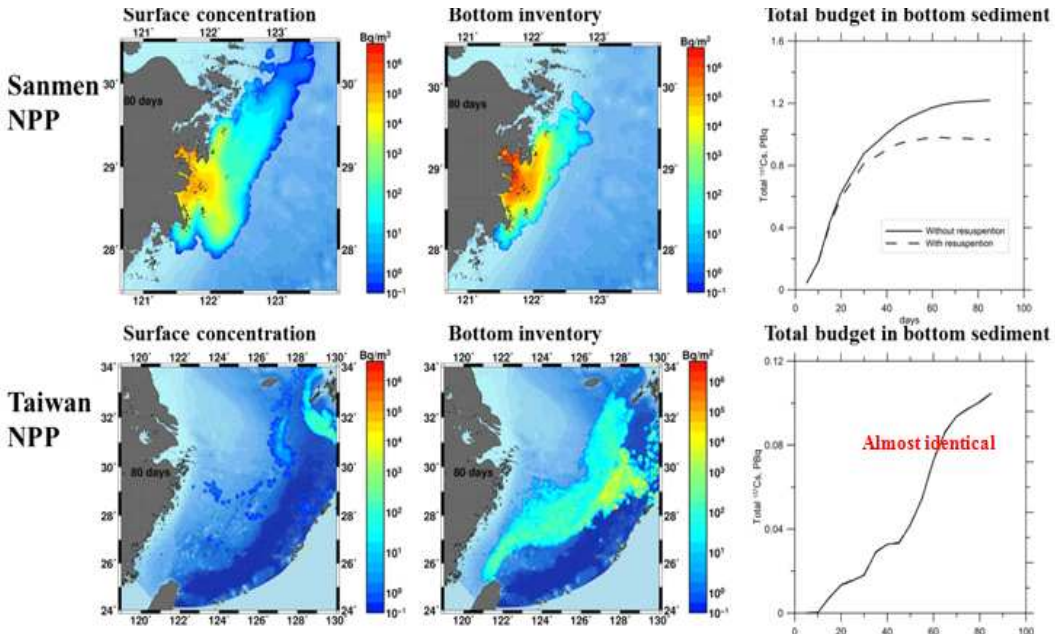


Fig. S-4 Computed results using Lagrangian radioactivity model: upper) Sanmen NPP, China, lower) Taiwan NPP.

2. Development of a marine biota model

A series of box-based biota models have been developed, starting from POSEIDON-Extended BURN model ver. 1 equipped with pelagic and benthic food chains, POSEIDON-Extended BURN model ver. 2 with resuspension process at the sea bottom, Multi-target tissue models ver. 1 and ver. 2. Furthermore, attempt to develop a grid-based biota model has been made for the first time in the world.

○ POSEIDON-Extended BURN model ver. 1

In the first phase of the study, POSEIDON-BURN model for the seven pelagic species (Phytoplankton, Zooplankton, Non-piscivorous fish, Piscivorous fish, Mollusc, Crustacean and Algae) was developed. With addition of three benthic species to the POSEIDON-BURN model for pelagic species developed in the first phase of the study, POSEIDON-Extended BURN model ver. 1 has been developed which has a total of 12 state variables.

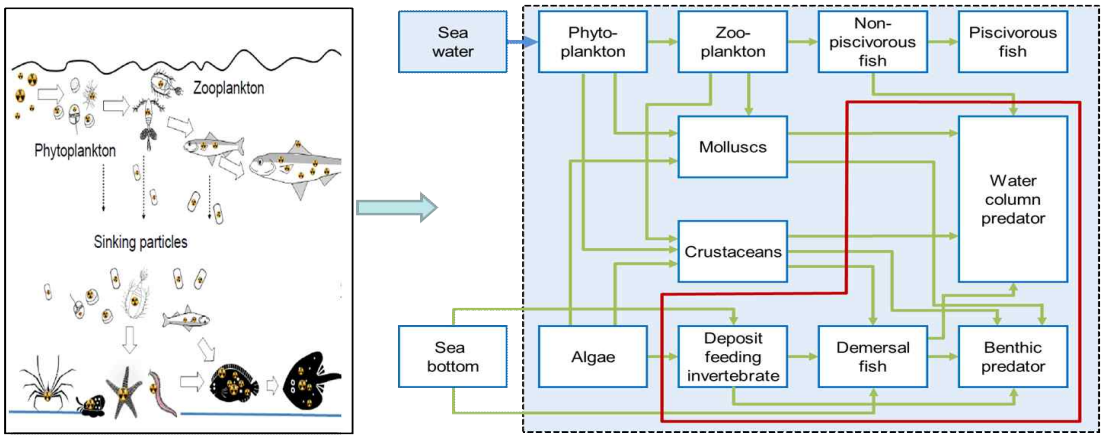


Fig. S-5 Marin food chain used in POSEIDON-Extended BURN ver. 1

The model applied to the Northwestern Pacific with consideration of global fallout from 1945 and Fukushima release.

Model results in the coastal box near the Fukushima Dai-ichi NPP were in good agreement with measurements by TEPCO.

○ POSEIDON-Extended BURN model ver. 2

Model ver. 2 ws developed to improve the problem of POSEIDON-

EXTENDED BURN ver. 1 concerned with the slower decay of bottom contamination than that of measurements. Subsequently the exchange rate of radionuclides at the interface of water column and bottom sediment was improved. Model ver. 2 was then applied to Fukushima and West European Seas to make confirmation of its applicability.

○ POSEIDON-Multi-target tissue biota model ver. 1

In the course of applying POSEIDON-BURN ver. 1 and ver. 2 to ^{90}Sr a problem of underestimating the concentration of ^{90}Sr was encountered. Multi-target tissue fish module has then been introduced to the POSEIDON-Extended BURN models ver 1. and ver. 2. In detail, substitution of single target tissue approach used in the previous models were made by 3 target tissue (Flesh, Bone and Organ) fish approach Note that in POSEIDON-Multi-target tissue biota model ver. 1 transfer to 3 target tissues occur independently, that is, without interaction among the target tissues.

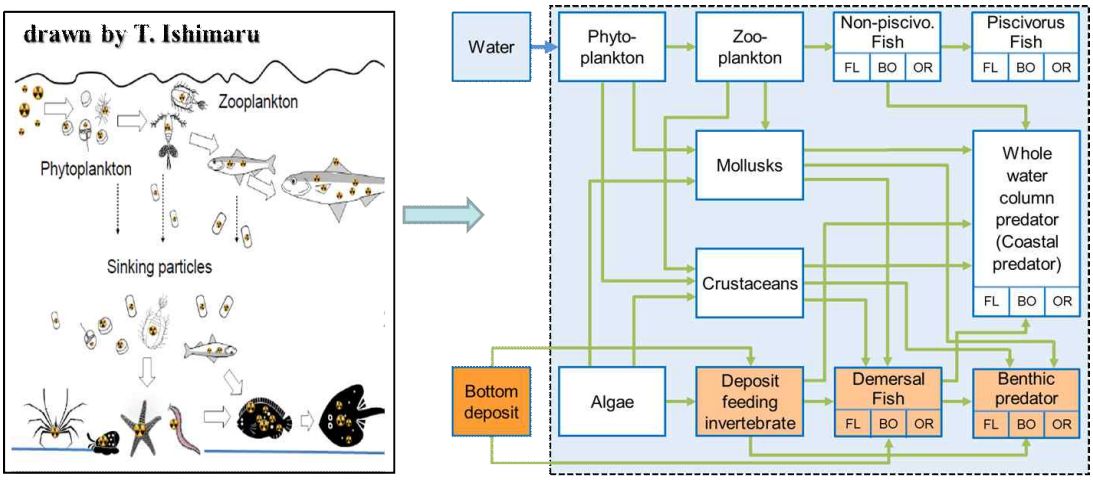


Fig. S-6 Marine food chain used in the Multi-target tissue biota model ver. 1. Note that FL: Flesh, BO: Bone, OR: Organs.

The developed model was applied to Forsmark and Ringhals NPPs in Sweden, considering ^{60}Co and ^{54}Mn the behavior of which are similar to ^{90}Sr. It was found that the multi-target tissue approach produces excellent results, solving the problem of under-estimation in the single target tissue approach. The application to the Fukushima Dai-ichi NPP

produced better results in part due to the scattered feature of ^{90}Sr measurements.

○ POSEIDON-Multi-target tissue biota model ver. 2

By considering the physiological interaction between fish organs through blood POSEIDON-Multi-tissue model ver. 1 has been extended to POSEIDON-Multi-tissue model ver. 2. Model validation was performed using laboratory experiments by Baudin et al,(2000).

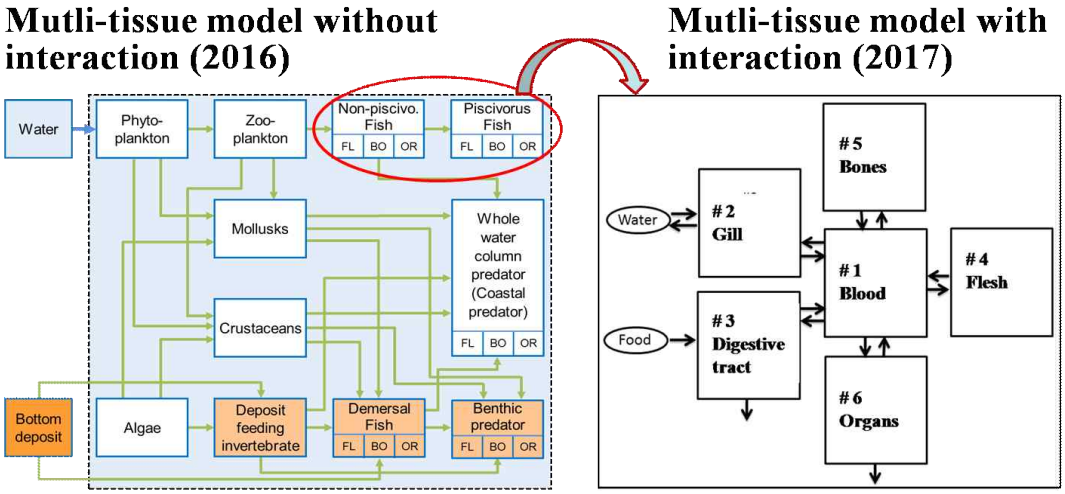


Fig. S-7 Marine food chain used in the multi-target tissue biota model ver. 2.

2.2 Development of the grid-based model

○ Pioneering development of a grid-based dynamic marine biota model

The box models described above is advantageous in the long-term simulation but has a limitation such that time variation of circulation is not considered.

As a way to overcome the limitation attempt to solve the dynamic equation using the grid-based method. A finite-difference method-based model has then be developed with preliminary application to the Northern Pacific and Northwest Atlantic Ocean. The model results were found to be very encouraging but model refinement and validation is required in more quantitative ways.

3. A study of transfer processes of radioactivity materials

3.1 Analysis of radioactivity concentration level in major marine fishery products

○ Concentration level analysis of major radionuclides in fishery products from sea regions around Korean Peninsula

To investigate the concentration of major radionuclides in fishery products from sea regions around Korean Peninsula sampling was performed for a total fo 34 fishery products over the period from Mar 2015 to May 2017 in sea regions around Korean peninsula. Information on the sampling location and fishery products are presented in the following figure.

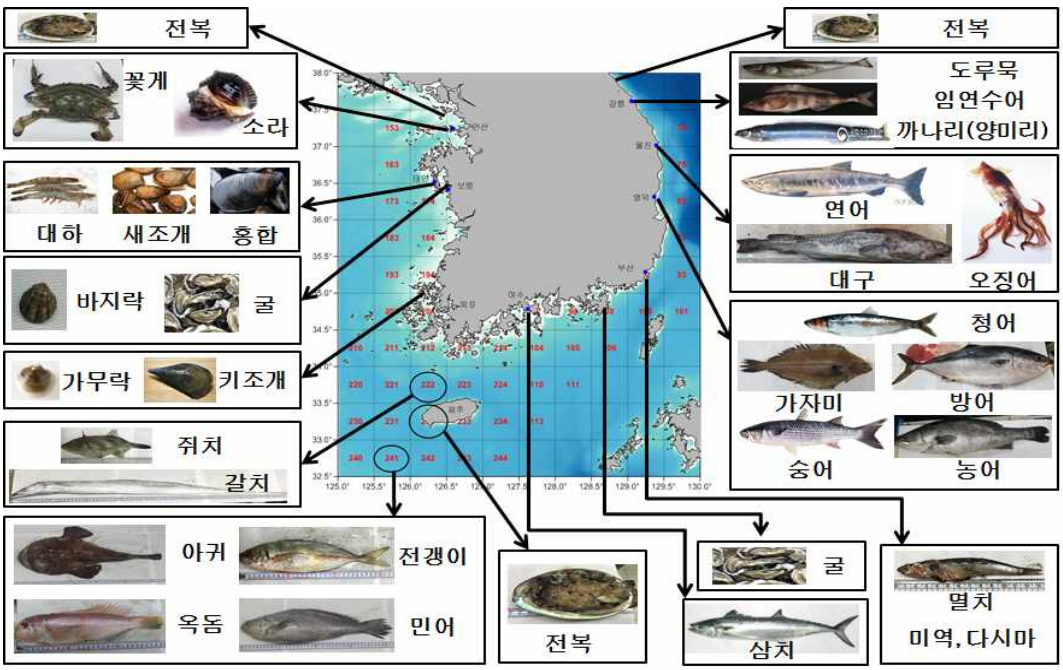


Fig. S-8 Sampling location of major fishery products in sea regions around Korean Peninsula.

3.2 Calculation of biological concentration factors and construction of DB

○ Calculation of biological concentration factors according to trophic levels

To derive biological concentration factors regionally averaged values of

sea water concentration data over 2015 to 2017 reported by KINS from the marine environmental radionuclide survey project.

Calculation showed that for the case of ^{137}Cs the biological concentration factor in fishes has on average 75±37 which corresponds to 75% of IAEA recommended value. The concentration factor of Algae and Cephalopoda have values 2~2.5 times higher than those of IAEA recommended values, while values for Crustacean and Mollusc were low, giving 60% and 40% than those of IAEA recommended values,

For the case of $^{239,240}Pu$ the biological concentration factors have values lower than those recommended by IAEA in most of trophic levels. Squid belonging to Cephalopoda showed different pattern with value of 89±30 which is 1.8 times higher than IAEA recommended value,

Sr90 has on average values of 15~24 for each trophic level which is higher than IAEA recommended value,

Following figure summarizes the biological concentration factors of major radionuclides deduced in this study for all trophic levels along with the comparison with IAEA recommended values,

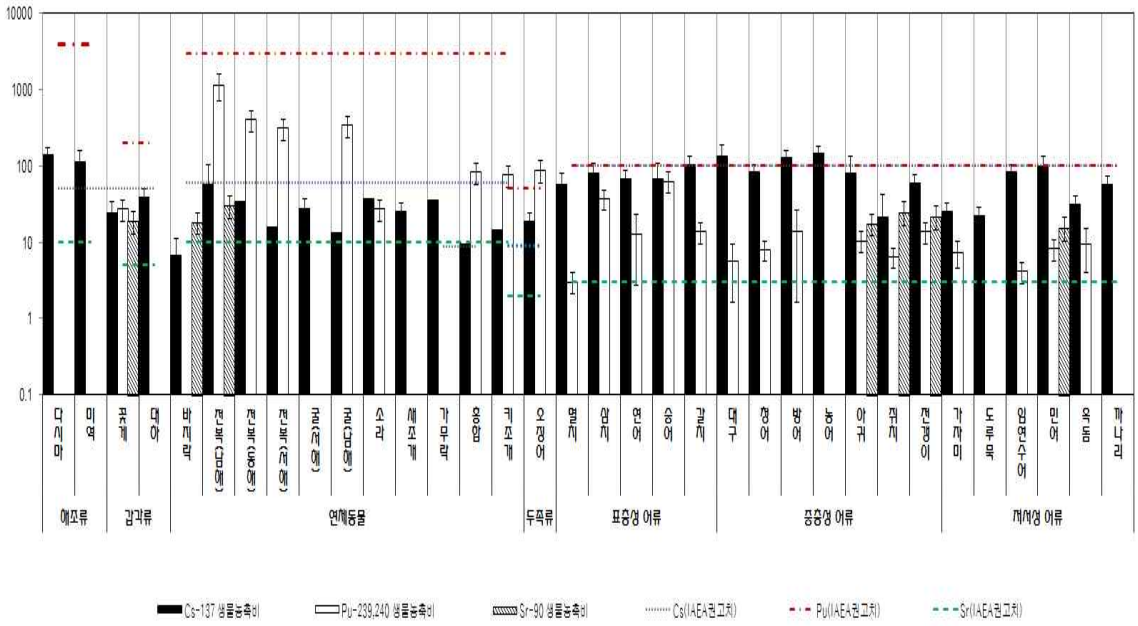


Fig. S-9 Biological concentration factors (BCF) for major domestic fishery products deduced in this study for major radionuclides and for all trophic levels along with IAEA recommended values.

Ⅴ. Utilization plan of research outcomes

1. Development of radioactivity transport models

-Use of developed modeling techniques to swiftly provide dispersion information to decision makers whenever additional radioactivity releases occur from Fukushima NPP.

-Utilization of the models as an a technical supporting tool to respond to future radioactivity release accident in collaboration with KINS and KAERI

2. Development of a marine biota model

-Use of developed modeling techniques to swiftly provide marine biota contamination information to decision makers whenever additional radioactivity releases occur from Fukushima NPP.

-Utilization of developed modeling techniques for the working group activities in IAEA MODARIA II in collaboration with IMMSP experts from Ukraine.

3. A study of transfer processes of radioactivity materials

-Utilization of information on the contamination level and BCF for the fishery products in sea regions around Korean Peninsula as a national information for the emergency response to the future radioactivity release accident

-Outcomes from this research can be utilized for the strengthening expert network within Korea and China, especially TIO, and for the establishment of a cooperative radioactivity emergency response network in Northwestern Pacific region. In the future the information will be transferred to IAEA.

목 차

요 약 문 ····· i

목 차 ····· xxvii

표 목 차 ····· xxix

그림목차 ····· xxx

제1장 서 론 ····· 1

제1절 개 요 ····· 1

제2절 연구개발의 필요성 ····· 2

1. 기술적 측면의 필요성 ····· 2

2. 경제 산업적 측면의 필요성 ····· 3

3. 사회·문화적 측면 ····· 4

제3절 연구개발의 목표, 내용 및 추진체계 ····· 4

1. 연구개발의 목표 ····· 4

2. 성과목표 및 연구내용 ····· 4

가. 성과목표 ····· 4

나. 연차별 연구내용 ····· 5

다. 추진체계 ····· 6

제 2 장 국내외 기술개발 현황 ····· 7

제1절 국내 연구동향 ····· 7

1. 해양방사능 거동 관련 모델 개발 동향 ····· 7

2. 해양방사능의 해양생물 영향 평가 모델 개발 동향 ····· 9

3. 해양 인공방사능의 수산물 전이과정 실험 및 분석 ····· 10

제2절 국외 연구동향 ····· 11

1. 해양방사능 거동 관련 모델 개발 동향 ····· 11

2. 해양 인공방사능의 해양생물 영향 예측 모델 동향 ····· 18

3. 해양 인공방사능의 수산물 전이 및 농축계수 관련 동향 ····· 22

제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과 ····· 27

제1절 해양방사능 거동 모델 개발 ····· 27

1. 개발되는 해양방사능 거동 모델의 유형 ····· 27

2. 격자기반 해양방사능 거동 모델 개발 ····· 27

가. 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스 ····· 27
나. 모델 기본방정식 ····· 28
다. 주요 매개변수의 정의 ····· 36
라. 모델 검증 ····· 37
마. 후쿠시마 모델 적용 ····· 50
바. 황동중국해 모델 적용 ····· 58

3. 입자추적기반 해양방사능 거동 모델 개발 ····· 73

가. 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스 ····· 73
나. 입자위치 산정 방법 ····· 73
다. IAEA 주관 MODARIA II 모델 비교프로그램 참여 ····· 73
라. 동해 원전에의 적용 실험 ····· 78
마. 황동중국해 원전에의 적용 실험 ····· 79

제2절 해양 인공방사능의 해양생물 영향 예측 모델 개발 ····· 81

1. 개 요 ····· 81

2. 박스 기반 해양생물 영향 예측 모델 개발 ····· 82

가. POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델 ····· 82
나. POSEIDON-Extended BURN ver.2 모델 ····· 91
다. POSEIDON-Multi-tissue 모델 ver.1 개발 ····· 101
라. POSEIDON-Multi-tissue 모델 ver.2 개발 ····· 111

3. 유한차분격자 기반 해양생물 영향 예측 모델 개발 ····· 118
가. 후쿠시마 적용 ····· 118
나. 북서 유럽해에의 적용 ····· 122

제3절 주요 수산물 농축계수 DB 구축 ····· 124

1. 개 요 ····· 124

2. 우리나라 주변 수산물의 해양방사능 오염 분석 ····· 125

가. 시료 채취 ····· 125
나. 분석방법 ····· 126
다. 결과 및 평가 ····· 130

3. 주요 해양생물 농축계수 DB 확장 ····· 136

가. 농축 계수 ····· 136
나. 산정 방법 ····· 137
다. 결과 및 평가 ····· 137
제 4 장 연구성과 종합 및 결론 ····· 143
제 5 장 참고문헌 ····· 147

표 목 차

표 1.3.1 성과목표와 세부 목표 관련 연차별 연구내용 ····· 5
표 2.2.1 순환모델과 결합된 대표적인 방사능 모델 목록 (Maderich, 2011) ···· 11
표 2.2.2 순환모델과 직접 연결되지 않은 방사능 모델 (Maderich, 2011) ····· 12
표 2.2.3 후쿠시마 인공방사능 거동에 적용된 주요 국지/지역해 모델 ····· 12
표 2.2.4 후쿠시마 인공방사능 거동에 적용된 주요 전지구/북태평양 모델 ····· 13
표 2.2.5 2016년까지 추정된 ^{137}Cs의 대기 낙진 및 해양직접 유입량 ····· 16
표 2.2.6 1990년대 이후 기 개발된 해양생물 영향 평가 모델 ····· 18
표 2.2.7 후쿠시마 사고 이후 개발/적용된 해양생물 영향 평가 모델 ····· 19
표 3.1.1 황동중국해 모델에서 고려된 퇴적물 구분 ····· 65
표 3.2.1 사용된 핵종별 분배계수 ····· 85
표 3.2.2 생물종별 먹이 섭취 선호도 ····· 88
표 3.2.3 목표티슈별 주요 매개변수들 ····· 88
표 3.2.4 Forsmark 원전 적용과 관련한 박스 정보 ····· 104
표 3.2.5 Ringhals 원전 적용과 관련한 박스 정보 ····· 104
표 3.2.6 모델 내 사용된 매개변수 값 ····· 115
표 3.2.7 확산 관련 주요매개변수 ····· 118
표 3.2.8 퇴적물 관련 주요매개변수 ····· 119
표 3.2.9 먹이망 관련 주요매개변수 ····· 119
표 3.2.10 격자기반 해양생물 영향 모델에 사용된 주요 상수 ····· 122
표 3.3.1 주요 국내 수산물 시료 목록 ····· 126
표 3.3.2 수산물 서식지 및 체장, 무게, 개체수 ····· 130
표 3.3.3 제원자력기구 (IAEA)에서 조사한 해양생물체의
영양단계별 방사능 농축비 ····· 136
표 3.3.4 주요 국내수산물의 영양단계별 가식부내 방사성핵종
평균농도 및 농축계수(2015~2017) ····· 139

그 림 목 차

그림 S-1 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 좌)퇴적층 상부 오염수 내 ^{134}Cs 농도 시간변화, 우)퇴적층 내 ^{134}Cs134 농도 연직분포 ····· iv

그림 S-2 단일 및 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 후쿠시마 인근 정점에서의 방사능 총량 시간 변화 ····· v

그림 S-3 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 2거동 산정 결과: 좌) 3개월 후, 우) 2년 후 ····· v

그림 S-4 Lagrangian 기법 해양방사능 거동 모델의 적용 결과: 상)중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전 ····· vi

그림 S-5 POSEIDON-Extended BURN ver.1에서 고려되는 방사능 물질 전이 먹이망 ····· vii

그림 S-6 Multi-tissue 모델 ver.1의 해양생물 먹이망 모식도 주) FL: Flesh, BO: Bone, OR: Organs ····· viii

그림 S-7 Multi-tissue ver.2 모델에서 고려되는 먹이망 및 방사능 물질의 전이 프로세스 ····· viii

그림 S-8 주요 국내 수산물 시료 채취 위치 ····· ix

그림 S-9 영양단계별 주요 국내 수산물 핵종별 농축계수 (BCF)와 IAEA 권고치 ····· x

그림 1.3.1 국제협력 체계 ····· 6

그림 2.2.1 북태평양 상의 ^{137}Cs 분포 시계열 자료 배경 칼라는 모델 계산치, 표기된 원은 관측치 (Tsubono et al, 2016) ····· 15

그림 2.2.2 일본 수산청에서 시도된 오염된 해저퇴적물의 이동예측 과정 ····· 17

그림 2.2.3 재개발된 D-DAT 모델의 개념도 (Vives Batlle, 2016) ····· 20

그림 2.2.4 후쿠시마 원전 1km 내 해저퇴적층에서 계산된 핵종별 농도 ····· 20

그림 2.2.5 후쿠시마 원전 1km 내 지점의 5개 생물종에 대해 계산된 농도: 상) ^{137}Cs, 하) ^{90}Sr ····· 21

그림 2.2.6 해양생물 내 ^{210}Po 농도 및 해양먹이사슬 내 전이 (Carvalho, 2011) ····· 24

그림 3.1.1 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스 ····· 27

그림 3.1.2 해저퇴적층 구성 및 변수 정의 위치 ····· 28

그림 3.1.3 초기치 문제에 대한 해석해와 수치해의 비교 결과 ····· 38

그림 3.1.4 1차원 수로 형상 및 입력조건 ····· 38

그림 3.1.5 계산결과: 좌상) 격자모델로 산정된 용존농도 분포, 좌하) 격자모델로 산정된 입자성 농도, 우상) 입자추적 모델로 산정된 용존농도, 우하) 입자추적 모델로 산정된 입자성 농도 ····· 39
그림 3.1.6 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 퇴적층 상부 오염수 내 ^{134}Cs 농도 시간변화 ····· 40
그림 3.1.7 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 상) 퇴적층 내 ^{134}Cs 농도 총량 연직분포, 하) 퇴적층 공극수 내 ^{134}Cs 농도 연직분포 ····· 40
그림 3.1.8 고려되는 방사능 거동 관련 프로세스 ····· 41
그림 3.1.9 모델에 사용된 해저면 부근 유속 및 농도 ····· 41
그림 3.1.10 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 공극수 내 연직분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후 ····· 42
그림 3.1.11 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층 내 총 농도의 연직 분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후 ····· 43
그림 3.1.12 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 입자성 Phase 1 농도의 연직 분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후 ····· 44
그림 3.1.13 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층 내 총량의 시간 변화: 좌) 90일 기간, 우) 약 1,080일 기간 ····· 44
그림 3.1.14 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층에서의 농도 시간 변화: 좌상) 표층 90일 기간, 우상) 표층 1,100일 기간, 좌하) 상부 5cm 평균 90일 기간, 우하) 상부 5cm 1,080일 기간 ···· 45
그림 3.1.15 1단계 전이 프로세스, 생물 교란 미고려의 다수 해저퇴적층 시나리오 및 단일층 시나리오로 계산된 농도 시간변화 비교: 좌상) 90일 기간, 우상) 1,080일, 좌하) 90일, 우하) 1,080일 ····· 46
그림 3.1.16 수로 모델링의 지형적 제원. 1~5는 해저퇴적층 내 ^{137}Cs의 연직분포를 제시하는 위치 ····· 47
그림 3.1.17 단일 입경 및 3개 입경 고려 효과: 좌) 단일 입경, 우) 3개 입경 ····· 48
그림 3.1.18 수로를 따라서의 해적퇴적물 내 농도 변화: 좌) 표층, 우) 총량 ····· 49
그림 3.1.19 수로를 따라서의 해저퇴적물 내 농도 연직변화 ····· 49
그림 3.1.20 해저퇴적물 관측지점 및 내삽을 이용한 분포. 흑색 원은 관측자료 정점들 (관측자 정보는 그림 3.1.22 참조) ····· 50
그림 3.1.21 수심-생물교란 계수 상관관계 ····· 51
그림 3.1.22 수심-생물교란 계수 상관관계 ····· 52
그림 3.1.23 동일 관측지점 7월 및 2월 농도 상관성 비교(Ambe et al, 2014) ···· 52
그림 3.1.24 여러 연구자들의 다른 기간 자료 분석에서 얻어진 방사능 총량 값 비교 ····· 53

그림 3.1.25 단일 및 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 후쿠시마 인근 정점에서의 방사능 총량 시간 변화 ····· 54
그림 3.1.26 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 정점 18에서의 ^{137}Cs 연직분포 변화 ····· 54
그림 3.1.27 후쿠시마 주변 해저퇴적층 내 단위면적당 ^{137}Cs 양의 시간에 따른 분포 변화 ····· 55
그림 3.1.28 해저퇴적층 내 단위면적당 ^{137}Cs의 양의 계산치와 Black and Buessseler (2014)의 비교를 통한 모델 검증 결과 ····· 56
그림 3.1.29 모델계산에 사용된 ^{137}Cs의 대기 낙진 분포 ····· 57
그림 3.1.30 모델계산에 사용된 ^{137}Cs의 해양 직접 유입량 ····· 57
그림 3.1.31 후쿠시마 사고로 인한 해저퇴적물 내 방사능 총량 ····· 58
그림 3.1.32 황동중국해 비구조형 삼각형 격자망 ····· 58
그림 3.1.33 조석 검증 지점 ····· 59
그림 3.1.34 선별된 지점에서의 조석 검증 결과 ····· 60
그림 3.1.35 모델로 계산된 수온 계절별 분포도: 좌) 표층 1.1일, 4.1일, 7.1일, 10.1일, 우) 저층 1.1일, 4.1일, 7.1일, 10.1일 ····· 62
그림 3.1.36 황동중국해 평균순환장: 상) 하계, 하) 동계 ····· 63
그림 3.1.37 파랑 검증 결과: 상) 관측자료 정점, 하) 유의파고 관측치와 모델 예측치간의 비교 ····· 64
그림 3.1.38 황동중국해 해저퇴적물 ϕ_{50} 분포 ····· 65
그림 3.1.39 황동중국해 해저퇴적물 내 Silt와 Clay 비율 ($\phi > 4$) 분포 ····· 66
그림 3.1.40 ϕ의 표준편차 분포 ····· 66
그림 3.1.41 퇴적물 조성 비율: 좌상) Clay, 우상) Fine silt, 좌중) Coarse silt, 우중) Fine sand fraction, 좌하) Coarse sand ····· 67
그림 3.1.42 Bian 등(2013)의 표층퇴적물 관측농도와 모델 예측치 간의 비교 결과: 상) 2011년 7월 5일~25일 기간, 하) 2011년 12월 17일~31일 기간 ····· 68
그림 3.1.43 입경별 표층 부유퇴적물 농도 ····· 69
그림 3.1.44 부유퇴적물 농도: 좌) GOCI 위성 정보, 중) 파랑 미고려시의 표층 농도 계산 결과, 우) 파랑 고려시의 표층농도 ····· 70
그림 3.1.45 저층 부유퇴적물 농도: 상) 좌로부터 Clay, Coarse silt, Fine silt (2012. 4.12), 하) 좌로부터 Clay, Fine silt, Coarse silt ····· 71
그림 3.1.46 격자기반 해양방사능 모델의 한빛 원전 시험 적용 결과 ····· 71

그림 3.1.47 가상 유출시나리오에 따라 계산된 10, 20, 30일 후의 용존 및 해저퇴적층 내 분포: 좌) 6월 방출, 우) 12월 방출 ····· 72
그림 3.1.48 모델 비교를 위해 사용된 모델 영역 및 순환장 ····· 74

그림 3.1.49 계산에 사용된 해양 직접 유입 시간변화와 대기 낙진의 공간 분포 ·· 74
그림 3.1.50 모델 비교에 사용된 연직확산계수 형태 ····· 75
그림 3.1.51 입자추적 모델을 이용한 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 거동 산정 결과:
후쿠시마 사고 이후 2년간의 해양방사능 거동.
3개월 간격으로 제시 ····· 76
그림 3.1.52 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 2년 후 해저면 분포 산정 결과:
상) KIOST/IMMSP, 하) JAEA Kobayash ····· 77
그림 3.1.53 방사능 유출시점을 달리한 거동 실험 결과:
상) 고리, 중) 월성, 하) 울진 ····· 79
그림 3.1.54 FORA 자료를 이용하여 고리원전 실험 결과: 좌) 2개월 후,
중) 4개월 후, 우) 6개월 후 ····· 79
그림 3.1.55 입자추적기법을 이용한 해양방사능 거동 계산 결과:
상) 중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전 ····· 80
그림 3.1.56 Lagrangian 기법 해양방사능 거동 모델의 적용 결과:
상) 중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전 ····· 80
그림 3.2.1 유출 방사능의 전이 경로(Maderich, 2013에서 발췌) ····· 81
그림 3.2.2 POSEIDON-Extended BURN ver.1에서 고려되는
방사능물질 전이 먹이망 ····· 86
그림 3.2.3 대상해역의 박스 구성: 좌) 수평박스 (박스안의 숫자는 박스번호),
우상) 후쿠시마 주변 수평박스, 우하) 연직 박스 구성 ····· 87
그림 3.2.4 격자 구성: 좌) 광역 북서대서양 모델, 우) 세분화된 발틱해 모델.
하늘색 부분은 연직으로 2개 층이 고려된 해역 ····· 87
그림 3.2.5 확장 모델로 계산된 농도: 좌) 해수중 농도,
우) 해저퇴적물 내 농도 ····· 89
그림 3.2.6 확장 모델로 계산된 농도: 좌) Deposit feeding invertebrate
우) Demersal fish내 농도 ····· 89
그림 3.2.7 확장 모델로 계산된 농도: 좌) 저서성 포식자, 우) 전층 포식자 ····· 90
그림 3.2.8 계산 결과: 좌) Demersal fish와 non-piscivorous fish,
우) coastal predator와 piscivorous fish내 농도 ····· 91
그림 3.2.9 좌) 북동대서양 POSEIDON 모델 박스 구성, 우) 사용된 평균
표층 해류장. 갈색 원은 Sellafied 및 La Hague 재처리공장 ····· 92
그림 3.2.10 흑해 POSEIDON 모델 박스 구성 ····· 93
그림 3.2.11 ^{137}Cs 입력조건: 상) 전지구 낙진 시간 변화,
하) Sellafield 및 La Hague 재처리공장으로 부터의 유입량 ····· 94
그림 3.2.12 해수 층 내 ^{137}Cs 시간 변화: 상) 박스 21, 하) 박스 17 ····· 95
그림 3.2.13 해저퇴적층 내 ^{137}Cs 시간 변화: 상) 박스 21, 하) 박스 17 ····· 96
그림 3.2.14 부유 초식성 어류 및 전층 포식자 내 ^{137}Cs 시간 변화 (박스 16) ··· 97

그림 3.2.15 부유 육식성 및 초식성 어류 내 ^{137}Cs 시간 변화 (박스 102) ····· 97
그림 3.2.16 ^{137}Cs 농도 시간 변화: 상) 해수중(박스 39),
하) 해저퇴적층(박스 33) ····· 98
그림 3.2.17 ^{137}Cs 농도 시간 변화: 상) 부유 초식성 어류 (박스 34),
하) 전층 포식자 (박스39) ····· 99
그림 3.2.18 ^{90}Sr 농도 시간 변화: 상) 부유 초식성 어류 (박스 45),
하) 부유 육식성 어류 (박스 39) ····· 100
그림 3.2.19 Multi-tissue 모델 ver.1의 해양생물 먹이망 모식도
주) FL: Flesh, BO: Bone, OR: Organs ····· 101
그림 3.2.20 스웨덴 Forsmark 원전 및 Ringhals 원전의 위치와 박스 구성 ····· 103
그림 3.2.21 북서대서양 박스 구성 ····· 103
그림 3.2.22 Forsmark 원전으로부터의 ^{60}Co 방출률 시간변화 ····· 104
그림 3.2.23 Ringhals 원전으로부터의 ^{60}Co 방출률 시간변화 ····· 105
그림 3.2.24 Forsmark 원전으로부터의 ^{54}Mn 방출률 시간변화 ····· 105
그림 3.2.25 Ringhals 원전으로부터의 ^{54}Mn 방출률 시간변화 ····· 105
그림 3.2.26 Forsmark 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{60}Co 농도
시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼) ····· 106
그림 3.2.27 Forsmark 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{54}Mn 농도
시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼) ····· 106
그림 3.2.28 Ringhals 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{60}Co 농도
시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼) ····· 107
그림 3.2.29 Ringhals 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{54}Mn 농도
시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼) ····· 107
그림 3.2.30 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{60}Co 검증 결과 (Forsmark 원전):
좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator,
Pike) ····· 108
그림 3.2.31 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{60}Co 검증 결과 (Ringhals 원전):
좌) 초식성 어류(검증자료 업음), 우) 전층 포식자
(Coastal predator, Cod) ····· 108
그림 3.2.32 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{54}Mn 검증 결과 (Forsmark 원전):
좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator,
Pike) ····· 109
그림 3.2.33 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{54}Mn 검증 결과 (Ringhals 원전):
좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator,
Cod) ····· 109
그림 3.2.34 고려된 2개의 유출 시나리오 ····· 110
그림 3.2.35 Coastal box내 용존방사능 농도 검증결과 ····· 110

그림 3.2.36 해저퇴적층 내 농도 검증결과 ····· 111
그림 3.2.37 육식성 어류 내 농도 검증 결과 ····· 111
그림 3.2.38 Multi-tissue ver.2 모델에서 고려되는 먹이망 및 방사능 물질의 전이 프로세스 ····· 112
그림 3.2.39 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 ^{60}Co의 농도 시간변화: 상) 모델 계산치, 하) 실험치 (스케일 차이 주목) ····· 116
그림 3.2.40 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 ^{54}Mn의 농도 시간변화: 상) 모델 계산치, 하) 실험치 (스케일 차이 주목) ····· 116
그림 3.2.41 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 어류 내 티슈별 농도 및 총 농도의 시간변화: 상) ^{60}Co, 중)^{54}Mn, 하) ^{137}Cs ····· 117
그림 3.2.42 THREETOX 시스템 구성 ····· 119
그림 3.2.43 격자모델로 계산된 초식성 어류 내 농도 분포: 상) 3개월 후, 중) 6개월 후, 하) 2년 후 ····· 120
그림 3.2.44 격자모델로 계산된 육식성 어류 내 농도 분포: 상) 3개월 후, 중) 6개월 후, 하) 2년 후 ····· 121
그림 3.2.45 방출 3년 후의 ^{137}Cs 분포 : 좌) 해수 중, 우) 해저면 ····· 123
그림 3.2.46 방출 3년 후의 ^{137}Cs 분포 : 좌) 초식성 어류, 우) 육식성 어류 ····· 123
그림 3.3.1 주요 국내 수산물 시료 채취 위치 ····· 125
그림 3.3.2 ^{239,240}Pu 분석 방법 도표 ····· 128
그림 3.3.3 ^{90}Sr 분석 방법 도표 ····· 129
그림 3.3.4 수산물 시료 인공방사성 핵종 분석 방법 ····· 129
그림 3.3.5 개체크기별 ^{137}Cs의 농도 변화 ····· 131
그림 3.3.6 시간별 어류내 방사성 핵종 농도 변화 ····· 132
그림 3.3.7 해역별 어류내 방사성핵종 농도 변화 ····· 133
그림 3.3.8 시간별 연체동물의 방사성핵종 농도 변화 ····· 134
그림 3.3.9 공간별 연체동물의 방사성 핵종 농도 변화 ····· 134
그림 3.3.10 해조류, 갑각류 방사성핵종 농도 ····· 135
그림 3.3.11 수산물 영양단계별 방사성핵종 농도 변화 ····· 135
그림 3.3.12 영양단계별 주요 국내 수산물 핵종별 농축계수(BCF)와 IAEA권고치 ····· 138

제 1 장 서 론

제 1 절 개 요

2011년 3월 11일 진도 9.0의 지진 발생에 따른 거대 지진해일의 내습으로 후쿠시마 다이치 원전으로부터 다량의 방사능 물질이 대기 및 연안 바다로 유출되었다. 1986년 4월 26일 발생한 우크라이나 체르노빌 사고 이 후 가장 큰 규모의 방사능 유출사고가 발생함에 따라 전 세계적으로 후쿠시마 사고에 기인한 방사능 오염 현황 파악 및 방사능 이동·확산 예측에 관심이 급증하였다. 이에 대한 조치로서 한국해양과학기술원에서는 주요사업 “환경충격에 따른 해양환경 영향 예측시스템 개발: I. 해양방사능 충격“을 진행하였다. 후쿠시마 해양 인공방사능 유출사고 이후 진행된 1단계 3년 해양방사능 충격 연구사업 (2012-2014)에서는 후쿠시마 원전 기인 해양인공방사능의 거동과 해양생물에의 영향 예측 모델 구축 및 적용 등에 많은 비중을 두고 연구가 진행되었다. 아울러 매우 제한적이지만 후쿠시마 기인 인공방사능의 대양 이동확산을 모니터링하기 위해 아라온호 탑승을 통한 대양 인공방사능 시료 채취 및 분석, 원전 안전과 관련한 지진해일 전파 모델링, 그리고 우리나라 주변 해양으로의 인공방사능 유출시에 대비한 황동중국해와 동해 모델링 기술의 개발과 시험적용이 포함되었다. 종합적으로 분석할 때, 해양인공방사능 모델링 분야에서는 세계 최고의 전문기관인 우크라이나 IMMSP 연구진의 도움과 중국 제1해양연구소와의 공동연구를 통하여 단시간에 국제적 수준에 접근하는 성과를 거두었다고 판단된다.

후쿠시마 원전으로부터 지하수를 통한 방사능 물질 방출의 지속은 물론 후쿠시마 인근 해역 해저면 오염이 주요 이슈로 부각되고 있으며 북태평양으로 퍼져나간 방사능 물질의 거동 및 수산물에의 영향 파악, 나아가 향후 우리나라 주변 원전 사고 발생에 대비한 노력이 요구되었다. 이에 따라 모델 고도화 및 우리나라 주변 수산물 내 방사능 물질 농도 파악 및 관련 데이터베이스 구축을 후속 연구로 추진하게 되었다. 2단계 3년 연구는 3개의 성과목표로 구성된다. 성과목표 1은 첨단 해양 인공방사능 물질 거동 모델 개발, 성과목표 2는 첨단 해양방사능 물질의 해양생물 영향 예측 모델 개발, 성과목표 3은 생물농축계수 데이터베이스 구축을 다룬다. 아울러 후쿠시마 상황이 여전히 유동적이므로 변동 상황 발생시에 기 개발된 모델을 이용하

여 국가정책 결정을 위한 관련정보 제공을 주 내용으로 포함한다.

성과목표 1에서는 복합순환-파랑-부유퇴적물 모델과 결합된 격자기반 해양 인공방사능 거동 통합모델링 기술의 완성에 최우선을 두고 있다. 1단계 연구에서 구축된 파랑 모델의 개선 및 부유퇴적물 모델의 체계적인 검증이 2단계 연구에서 추진되며 이를 해양 인공방사능 모델과 통합한 시스템 개발을 세계 최초로 진행한다. 격자기반 모델과 더불어 입자추적 기반 모델의 고도화도 추진된다. 격자기반 모델과 동일 수준은 아니더라도 1단계 전이과정 및 단일해저퇴적층을 고려한 모델 개발을 진행한다. 성과목표 2에서는 부유생태 먹이망에 근거하여 1단계에 구축된 북태평양 해양생물 영향 예측 모델에 저서생태먹이망을 추가하여 세계 최고의 모델을 완성한다. 나아가 어류내 다수 기관으로의 전이를 고려한 모델로의 확장을 추진한다. 성과목표 3 관련해서는 우리나라 주변해역에서 생산되는 수산물의 인공방사능 오염 현황과 오염 수준의 시간적 변화를 파악할 예정이며 국민에게 식품으로 공급되는 수산물들에 대하여 인공방사능 농도에 대한 집중적인 조사를 통하여 향후 유사 해양 인공방사능 오염사고 발생시 수산물 안전과 직결되는 신속한 인공방사능 오염 예측이 가능하도록 수산물 인공방사능 농축계수 DB를 제시한다.

제 2 절 연구개발의 필요성

1. 기술적 측면의 필요성

○ 인접국에서 발생한 대형 환경충격에 따른 방사능물질 거동 광역 예측시스템 개발이 절실히 요구됨

현재 원전사고로 인한 방사능 물질의 해양내 거동 및 해양환경 영향 예측시스템은 국내 원전 주변을 대상으로 제한된 범위로만 구축되어 있는 상황이다. 후쿠시마 원전사고와 같이 대량의 방사능이 장기간에 걸쳐 인접 국가는 물론 전 세계로 확산되는 경우에 대비하여 잠재적 원전사고 대상을 인접국 원전까지 확장하고 영향 예측범위도 북태평양으로의 확장이 필요하다.

○ 첨단 해양방사능 거동 및 해양생물 영향 예측시스템 개발 필요

후쿠시마 원전사고를 계기로 많은 국가(프랑스, 노르웨이, 독일, 오스트리아, 미국 등)의 유관 연구기관들이 다양한 예측 정보를 생산하여 언론매체 등을 통하여 보고된 바 있다. 그러나 거의 대부분 바람 작용에 따른 해류만이 고려되고 연안에서 우세하게 나타나는 조석에 의한 흐름은 무시되었으며 이동·확산도 대부분 단순한 입자추적기법 (Particle tracking method)

에 근거하여 표층으로의 확산 방향 또는 경로만을 제시하고 있다. 해양으로 유출되는 방사능 물질은 해류를 타고 이동·확산하면서 부유퇴적물에 흡착·침강되거나 해저면에 침적되었다가 일부가 다시 파랑 등에 의해 재부유하는 복잡한 과정을 거치게 된다. 해저퇴적층에 침적되는 해양방사능 물질은 해저퇴적층내 공극수와 퇴적물간에 상호작용을 겪게되고 해저퇴적층 하부로 서서히 침투하게 된다. 나아가 해양생물에 의한 교란(Bioturbation)으로 빠르게 하부로 이동하거나 해저퇴적층 표면으로 다시 상승하게 된다. 해양생물 영향 예측 모델의 경우, 후쿠시마 상황에서 확인할 수 있듯이 해저생태 먹이망을 통한 전이를 고려하는 모델 개발이 필요하다. 나아가 핵종별 특성을 고려할 수 있는 모델링 기술로의 확장이 필요하다. 구체적으로 1단계에서 고려한 단일 목표티슈 모델을 다수 목표티슈 모델로 확장하는 노력이 필요하다.

상기 복잡한 현상을 고려한 정교한 모델 개발을 통하여 국내 유관기관은 물론 미국, 유럽, 특히 주변국(일본 및 중국)과의 경쟁에서 해양환경 분야 연구를 리드할 수 있는 첨단수준의 예측시스템 개발이 필요하다. 이를 통하여 환경재해 예측분야의 글로벌 리딩 그룹으로의 도약이 가능할 것으로 사료된다.

○ 우리나라 주변해역 인공해양환경 방사능 감시 및 분석역량 축적

우리나라 주변해역의 방사능 거동 특성을 규명하고 전 세계 해양 환경 방사능 거동 연구중 조사가 결여된 북서태평양 주변부 해양부분 보완이 필요하며 해양환경 방사성 핵종 분석기술과 해양과정 해석기술의 접합기술개발 및 해양 방사능 오염 분석기술의 국내 역량 축적, 해양환경방사능 추적자 연구로 GEOTRACES 국제 프로그램 참가를 통한 우리나라 해양 기후연구 기반 업그레이드 측면에서 연구가 필요하다.

2. 경제 산업적 측면의 필요성

○ 원전안전을 위한 간접지원 필요

원자력 발전소 방사능 유출 사고에 대한 대비책을 마련하여 대국민 건전 여론 형성 및 안정적 전원공급을 통한 경제성장 지속을 간접 지원.

○ 원전 해외수출 지원을 위한 요소기술의 하나로 해양방사능 거동 예측 기술 확보 필요

후쿠시마 사고를 계기로 원전 수출시 대응시스템 구축이 필수 요구사항으로 제기될 가능성이 높다. 이에 대비하여 첨단 수준의 예측시스템 및 분

석기술 확보가 필요하다.

3. 사회·문화적 측면

○ 향후에 발생 가능한 해양방사능 사고 대응을 위한 첨단 지원기술 확보를 통한 국민적 신뢰 확보 필요

언론보도(동아일보)에 따르면 약 20년 후 (후쿠시마 다이치 사고 이후 원자력 개발 정책에 따라 부분적으로 달라질 수는 있겠으나) 한국, 중국 및 일본을 포함한 한반도 주변을 중심으로 약 300기에 달하는 원자력 발전소 건설이 추진될 예정에 있어 북서태평양 해역에서의 핵안전에 대한 국민적 관심이 고조되고 있다.

따라서 한반도 주변을 포함하는 북서태평양 해역에서의 해양방사능 유출 잠재적 위협에 체계적인 대응 체계 구축을 통해 국민적 신뢰를 확보하는 것이 긴요하다.

제 3 절 연구개발의 목표, 내용 및 추진체계

1. 연구개발의 목표

○ 우리나라 주변에서 발생하는 해양 인공방사능 사고에 대응하기 위한 첨단 해양 인공방사능 거동 모델과 해양생물 영향 예측 모델 개발

세계 최초의 황동중국해 복합순환-파랑-부유퇴적물과 결합된 해양 인공방사능 거동 통합모델 개발

세계 최고수준의 북서태평양 해양 인공방사능 물질 해양생물 영향 중장기 예측 모델 개발

○ 우리나라 주변에서 해양 인공방사능 사고 발생시 수산물의 방사능 오염을 결정하는 생물농축계수 DB 확장 구축

우리나라 주변 수산물 내 해양 인공방사능 농도의 시공간적 변화 분석

우리나라 주변 주요 수산물에 대한 해양 인공방사능 생물농축계수 DB 구축

2. 성과목표 및 연구내용

가. 성과목표

○ 첨단 해양 인공방사능 거동 예측 모델 개발

○ 첨단 인공 방사능 물질의 해양생물에의 영향 예측 모델 개발

○ 인공방사능 물질의 생물농축계수 데이터베이스 구축

나. 연차별 연구 내용

표 1.3.1 성과목표와 세부 목표 관련 연차별 연구내용

성과목표 /세부목표	연차별 연구내용		
	1차년도 (2015년)	2차년도 (2016년)	3차년도 (2017년)
성과목표 1. 해양 인공방사능 거동 예측 모델 개발			
세부목표 1-1 복합순환-파랑-부유퇴적물 모듈과 결합된 해양 인공방사능 거동 격자모델 개발	·단일 해저퇴적층 및 1단계 퇴적물 전이 고려 ·황동중국해 파랑 고려 및 점성·비점성 부유퇴적물 모델 개발	·다수 해저퇴적층 및 1단계 퇴적물 전이 고려 ·실험실 자료를 이용한1차 검증	·다수 해저퇴적층 및 2단계 퇴적물 전이 고려 ·실험실 자료를 이용한 단일-다층 및 1, 2단계 전이모델 비교
세부목표 1-2 해양 인공방사능 거동 입자 추적 모델 개발	·단일 입자, 부유퇴적물간의 1단계 전이를 고려한 모델 개발 ·황동중국해 대표 원전 선정·시험 적용	·단일 입자, 단일 해저퇴적층, 1단계 전이, 모델 개발 계속(Lag-R ver.1) ·황동중국해 대표 원전 선정·시험 적용	·단일 입자, 단일 해저퇴적층, 1단계 전이, 재부유 고려 모델개발(Lag-R ver.2) ·황동중국해 대표 원전 선정·시험 적용
성과목표 2. 인공방사능 물질의 해양생물 영향 예측모델 개발			
세부목표 2-1 북서태평양 해양생물 영향 예측 모델 확장 개발 및 적용	·저서생태 먹이망을 도입한 POSEIDON-Extended BURN 모델 개발 ·후쿠시마 적용(^{137}Cs) 및 1차 검증	·POSEIDON-Extended BURN 모델 후쿠시마 적용 완료 ·독립적 전이를 고려한 POSEIDON-Multi-organ fish 모델 ver.1) 개발 및 검증	·어류내 생리학적 전이 고려 POSEIDON-Multi-organ fish 모델 ver.2) 개발, 검증 ·격자기반 해양생물 영향 예측 모델 개발 및 북태평양 시험 적용
성과목표 3. 인공방사능 물질의 생물농축계수 데이터 베이스 구축			
세부목표 3-1 우리나라 수산물의 방사능 오염 분석	·주요수산물 10종 이상 주요 핵종 농도분석	·주요수산물 10종 이상 주요 핵종 농도분석	·패류, 갑각류 10종 이상 주요핵종 농도분석
세부목표 3-2 주요 생물 농축계수 DB 확장 구축	·먹이사슬별 전이 및 농축계수	·먹이사슬별 전이 및 농축계수	·3종 이상에 대해 농축 계수 분석

다. 추진체계

중국 제1해양연구소(FIO) 및 우크라이나 IMMSP와 공동 연구 진행. FIO와는 본 과제의 매칭펀드인 한중해양과학공동연구센터 지원 “2단계 한중 핵안전 모니터링 및 예측시스템 개발 협력연구”를 통하여 협력 연구를 진행.

우크라이나 IMMSP의 연구팀 (4인)을 한국해양과학기술원으로 1~3개월간 초빙하여 공동 연구 수행.

우크라이나 IMMSP의 연구팀과 IAEA 주관 MODARIA II WG7 활동에 공동 참여하여 국제적 모델 비교 수행. 중국 제3해양연구소(TIO)와 북태평양기구 PICES WG30에 참여하여 모니터링 및 모델링 관련 협력.

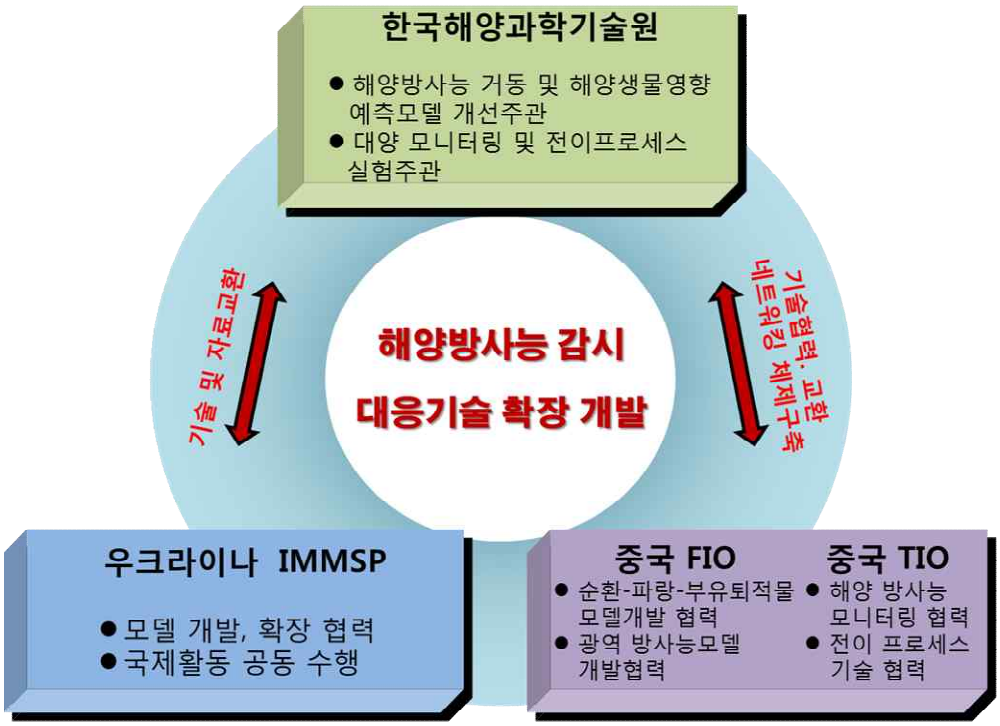


그림 1.3.1 국제협력 체계

제 2 장 국내외 기술개발 현황

제 1 절 국내 연구동향

1. 해양방사능 거동 관련 모델 개발 동향

○ 한국원자력연구원

2006년에 자체 제작한 대기확산모델 (LADAS)과 기상청 UM 예보 자료를 실시간으로 연동시키는 실시간 인공방사능 대기확산모델링 확보. 범위는 전지구, 지역 두 가지로 각각 기상청 예보 영역과 동일.

해양 인공방사능 이동·확산은 스페인과 협력 개발한 해양확산 모델과 ROMS 순환모델을 연동해서 사용할 예정. 해양 확산모델의 경우에는 대기확산 모델과 커플링이 되어 있어 deposition을 전달 받아서 계산. 현재 일본 JAMSTEC으로부터 해류 정보를 지원받고 있으며, 실시간 단기 예측 및 대기-해양 커플링에 중점을 두고 개발 중. 스페인 Perianez와 더불어 후쿠시마 국지/지역해 모델을 개발하고 양질의 논문을 출판하고 있음. 해류 정보 자체 생산을 시도하고 있는 것으로 추정되나 초기 단계에 있는 것으로 판단됨.

국제원자력기구(IAEA) 주관 MODARIA I 및 II 프로그램에 참여하여 모델 비교를 수행 중. 특히, 모델 비교프로그램을 위해 일본 JAEA와 더불어 대기를 통한 해양낙진 정보를 제공.

○ 한국원자력안전기술원

해양 인공방사능 거동은 직접 수행하지 않으며 단지 구축된 우리나라 원전 주변 해역에 대한 희석인자 DB를 이용하여 사고시 예측에 활용하는 시스템을 구축하고 있는 것으로 파악됨. 그리고 유관 민간업체와 협력하여 대기 이동확산 모델링을 수행.

최근 수년간 육상 해양방사능 사고 대응 관련해서 중국 측과 협력을 진행.

○ 서울대학교

2011년 후쿠시마 사고 이후 서울대 조양기 교수팀에서는 북서태평양 평균 순환장을 이용하여 후쿠시마 인공방사능의 초기 거동을 단기 tracer 실험을 이용하여 시뮬레이션.

해양과학기술원의 해양방사능 충격 1단계 사업에 위탁연구기관으로 참여하여 한빛원전을 포함하는 우리나라 서남해역의 고해상도 복합순환 및 추적자 개념에 입각한 해양 인공방사능 거동 모델을 개발

○ 한국해양연구원/한국해양과학기술원

김영호 박사는 2011년 3월 말 경 실시간 해양순환예측 모델 결과를 이용, 단기 tracer 실험을 실시. 언론에 보도자료 제공.

홍기훈, 김석현 박사 등은 스페인 Huelva 대학, 미국 Wayne 주립대 연구자들과 공동으로 후쿠시마 사고 초기 대기를 통한 한반도에의 인공방사능 유입 경로를 역추적하고 그 결과를 2011년 국제저널에 보고.

해양방사능 충격 1단계 사업(2012~2014)에서 유한요소기법 순환모델인 SELFE를 토대로 우크라이나 IMMSP (Inst. Mathematical Machines and System Problems) 전문가를 초청·공동연구를 통하여 본격적인 해양 인공방사능 모델을 개발. 가장 두드러진 특징으로는 생물교란 효과를 포함한 해저 퇴적층 내 방사능 물질의 연직분포를 산정하는 모델 개발을 진행.

후쿠시마 방사능 거동 관련해서는, 2011년 말 경 일본 학술회의(Science Council of Japan) 주관 방사능 모델 국제비교프로그램에 초빙되어 참여. 황동중국해를 대상으로는 복합순환-파랑-다입자 고려 부유퇴적물 모델과 결합된 통합해양 인공방사능 거동 모델을 수립하고, 시험 적용을 실시. 아울러 황·동중국해 및 동해를 대상으로는 Lagrangian 기법에 근거한 모델을 개발. 황동중국해 모델의 경우 해저면에서의 재부유 효과를 새로이 고려. IAEA가 주관하는 MODAIA I 및 II에 공동 참여하여 모델 비교를 진행.

한중센터 지원의 “핵안전을 위한 해양방사능 모니터링 및 예측시스템 개발 한중협력연구”를 통해 중국 FIO와 공동으로 저해상도 전지구 해양방사능 거동 모델을 개발, 적용하고 그 결과를 Acta Oceanologica Sinica에 2편의 공동논문으로 출판.

PICES 학회중 해양방사능 워킹그룹 WG30에 참여하여 대한민국 모니터링 및 모델링 분야 활동을 보고. 모니터링 관련해서는 국립수산과학원과 공동 참여. 2017년에는 그간의 WG30 활동을 정리한 보고서 작성에 참여.

○ 한국기상학회

최근 한국기상학회를 중심으로 인공방사능 물질의 대기 이동확산 예측 시스템 구축을 위한 사업 개발이 논의되고 있는 것으로 파악됨.

○ 지오시스템리서치

최근 한수원의 지원을 받아 실시간 해양방사능 이동확산 예측 시스템

구축을 위한 사업을 진행 중.

○ 부경대학교

대기환경과학과의 오재호 교수팀은 AlphaMet이란 시스템의 일부로 실시간 방사능 대기확산 모델을 구축. 북한 지하 핵실험 이후 방사능 물질의 대기 확산에 대해 시험적 모델링을 실시하고 한중 핵안전 사업 관련 2017년 상하이 워크샵에서 관련 결과를 발표.

2. 해양 인공방사능의 해양생물 영향 평가 모델 개발 동향

○ 한국원자력연구원

최근 POSEIDON 모델에 기반하여 수정된 K-Biota 모델을 개발. 후쿠시마 원전 주변해역을 대상으로 적용하였으며, 후쿠시마 기인 인공방사능의 영향만 고려. 한국해양과학기술원과는 달리 원전 주변을 하나의 박스로 고려하고 해양생물이 받는 선량을 산정하고 검증 수행. 2014년 J. Environ. Radioact. 및 Science of Total Environment에 출판.

IAEA 주관 MODARIA II에 참여하여 후쿠시마 주변 및 북태평양에 대해 박스모델링 초기 결과를 발표.

○ 한국해양과학기술원

해양방사능 충격 1단계 사업(2012~2014)을 통해 우크라이나 IMMSP, 한국해양과학기술원 및 중국 FIO가 공동으로 구축한 북서태평양 POSEIDON-R 모델에서는 북태평양 박스 내 수산생물종별 생산량을 입력하고 연간섭취량을 고려하여 수산물 섭취에 따른 개별박스별 연간선량 및 집단선량을 산정. 2014년 2편, 2016년 1편의 SCI급 논문을 공동 출판.

우크라이나 IMMSP, 한국해양과학기술원 및 중국 FIO 공동으로 저서생태먹이망을 통한 해양방사능 전이모델을 세계최초로 개발. 이와 관련해 2016년 1편의 SCI급 논문을 공동 출판.

최근에는 단일목표티슈 모델을 다수목표티슈 모델로 확장하는 연구를 진행 중.

유럽지구과학확회(EGU)의 방사능 세션에 참가하여 최신의 연구 개발 활동을 보고. 아울러 IOC/WESTPAC 회의에도 참여.

우크라이나 IMMSP, IAEA 주관 MODARIA II에 참여하여 세계 최초로 시도된 격자기법에 근거한 해양방사능 생물영향 모델 및 북태평양에의 초기 적용 결과를 발표.

3. 해양 인공방사능의 수산물 전이과정 실험 및 분석

○ 한국해양연구소/한국해양과학기술원

1990년 초부터 다양한 관련 연구를 수행하여 연구 기반을 확충. 구체적으로 방사능 동위원소를 이용한 퇴적물과 오염물질의 퇴적 역학연구 (1991~1993), 해양 인공방사성 핵종 측정기술을 IAEA로부터 전수받고 방사능 감시에 필요한 방사성 핵종의 기원과 거동 연구기반 구축 (1993~1996), IAEA의 전 세계 해양방사능 조사연구 사업의 일환인 북서 태평양사업 (IAEA, 일본, 미국, 스웨덴, 독일. 한국해양연구소의 혼성 연구팀)에 참여, 북태평양의 해양조사 결과를 미국, 일본, 유럽, IAEA 전문가들과 분석하여 학술논문 및 해양환경방사능 분석 교재를 출판.

해양방사능 충격 1단계 사업(2012~2014)과 식약처의 과제를 통하여 방사능 세슘의 해양생물 전이 및 식품 섭취 안전성 평가를 위한 예측에 필수적인 어류에서의 생물농축계수를 조사하고 DB를 부분 확장. 우리나라 연근해에서 잡히는 5종의 주요 수산물(고등어, 멸치, 오징어, 갈치, 참치), 연해에서 양식되는 3종(넙치, 굴, 볼락), 일본, 대만 등에서 수입되는 주요 수산물 5종(명태, 고등어, 꽁치, 참치, 가오리)를 대상으로 ^{137}Cs의 해수 농도 대비 농축계수를 계산함. 그 외 해수 중 인공방사능 핵종 분포 데이타베이스를 활용하여 농축계수를 계산.

한국연구재단의 미래부/산자부 합동 국가 제2차 방사선진흥계획의 육상 및 해양의 방사선 전이 메카니즘 및 생체리듬 교란 영향 평가기술 과제 기획에 참여.

○ 한국원자력안전기술원

KINS의 관심은 인체 및 환경 위험여부로서 해양수산물로의 전이에 대한 연구는 진행하지 않고 있음. KINS는 1996년부터 “전국 환경방사능조사, 해양환경 방사능조사, 원자력 이용시설 주변 방사선 환경조사” 등의 감시사업의 일환으로 주변해역 표층 해수에 대한 특정 인공방사성 핵종의 존재 유무를 조사해오고 있음. KINS의 환경방사능 조사는 내부규정으로 정해진 기준에 의한 특정방사능의 기준초과 여부만을 감시.

제 2 절 국외 연구동향

1. 해양방사능 거동 관련 모델 개발 동향

○ 기 개발된 모델

순환모델과 직접 연결된 모델: 해양방사능 물질 거동과 직결된 해양순환을 동시에 계산.

1980년대 후반부터 개발된 대표적 해양 인공방사능 거동 모델을 표 2.2.1에 정리 ("S"는 용존방사능, "SS"는 입자부착 농도, "BS"는 해저퇴적물 농도를 의미). 주로 유럽을 중심으로 천해용 모델 개발이 이루어졌음. 그 결과 상당수의 모델이 수평 2차원 모델로 이루어져 있으며 부유퇴적물과의 상호작용 및 해저퇴적물 농축 과정 등이 포함되어 있음. 주된 특징의 하나는 대부분이 격자기반 모델로서 사용 가능한 컴퓨터 용량의 제한 때문인 것으로 추정됨.

표 2.2.1 순환모델과 결합된 대표적인 인공방사능 모델 목록 (Maderich, 2011)

Model	Dimen-sion	Density stratifi-cation	Sediment transport	Ice transport	Radionuclide phases[1]	Radionuclide Transport model
Prandle (1984)	2D	No	No	No	S	Eulerian
Onishi (1992)	3D	Yes	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Abril and Leon. (1993)	2D	No	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Harms (1997)	3D	Yes	No	Yes	S	Eulerian
Margvelashvili et al (1997)	3D	Yes	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Koziy et al. (1998)	3D	Yes	Yes	Yes	S-SS-BS	Eulerian
Aldridge (1998)	2D	No	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Perianez (1999)	3D	No	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Perianez (2002)	3D	No	Yes	No	S-SS-BS	Lagrangian
Kobayashi et al (2007)	3D	Yes	Yes	No	S-SS-BS	Lagrangian
Olbert et al. (2010)	3D	Yes	Yes	No	S-SS-BS	Eulerian
Duffa et al. (2011)	3D	Yes	Yes	No	S-SS	Eulerian

순환모델과 직접 연결되지 않은 모델: 1995년 대 부터 개발된 독립적 형태의 해양인공방사능 거동 모델을 표 2.2.2에 정리. 마찬가지로 유럽을 중심으로 천해용 모델 개발이 이루어졌으며 제한된 컴퓨터 자원을 이용한 장기적 영향 예측을 위해 1주에서 부터 1년 평균된 순환정보를 활용하였음.

일부 대양을 대상으로한 모델이 개발되었으며 이 경우 용존 방사능만을 고려.

표 2.2.2 순환모델과 직접 연결되지 않는 방사능 모델 (Maderich, 2011)

Authors	Dimen -sion	Hydro- Dynamic Model	Time averaging	Sediment Transport	Radio- nuclides transport Phases	Trans- port mode	Transfer of Radio- nuclides in biota
Breton, Salomon (1995)	2D	Tidal Model	Tidal	No	S	Eulerian	No
Lyons et al. (1998)	2D	Tidal model	1 year	No	S-SS-BS	Eulerian	No
Goshawk et al. (2003)	2D	Mike21	1 year	Yes	S-SS-BS	Eulerian	No
Gleizon et al (2010)	2D	Mike21	1 year	Yes	S-SS-BS	Eulerian	Yes
Gao et al. (2009)	3D	OGCM MICOM	1week	No	S	Eulerian	No
Nakano et al. (2010)	3D	OGCM MRI. COM	1 month	No	S	Lagrangian	No

○ 후쿠시마 사고 이후 2014년까지 개발 또는 적용된 모델

국지/지역해 모델: 2011년 이후 후쿠시마 원전 부근을 대상으로 적용된 해양 인공방사능 거동 국지/지역해 모델을 표 2.2.3에 정리.

일본 연구기관 JAEA, JAMSTEC, MRI 등이 주도적인 연구를 수행하였으며 일부 프랑스, 미국, 스페인, 한국 등이 관련연구를 수행. ^{137}Cs 거동에 대한 연구에 집중되었으며 3개 정도의 연구를 제외하고는 용존 방사능만을 고려. 수치적 기법은 격자기반 모델과 입자추적 모델이 유사한 비중으로 사용됨.

표 2.2.3 후쿠시마 인공방사능 거동에 적용된 주요 국지/지역해 모델

Authors/ Oraganizations	Circulation	Source type & intensity	Sed. trans	Radio. phase	Trans. mode
Kawamura et al(2011)	Toyoda et al(2004)	Cs137, 4.0PBq, 13PBq(atm)	No	S	Lagrang.
Tsumune et al(2012)	ROMS	CS137, 3.5PBq	No	S	Eulerian
Honda et al(2012)	JCOPE2	Cs137, Obs concentration	No	S	Lagrang.
Perianez et al(2012)	JCOPE2 & HYCOM	Cs137, Obs concentration	No	S-BS	Lagrang.
Miyazawa et al(2012)	JCOPE-T	Cs137, Obs restoration	No	S	Eulerian
Estournal et al(2012)	SIMPHONIE	Cs137, 4.1-4.5PBq	No	S-SS	Eulerian
Choi et al(2013)	MSSG	Cs137, 3.5PBq	No	S-SS-BS	Lagrang.
Perianez et al(2013)	JCOPE2 daily-mean	Sr90, 80TBq	No	S-BS	Lagrang.
Perianez et al(2013)	JCOPE2 daily-mean	Pu241	No	BS	Lagrang.
Min et al (2013)	JCOPE2 & NCOM	Cs137, TEPCO(2011), IRSN(2012)	No	S-BS	Lagrang.
Rypina et al (2013)	NCOM & Ekman	Cs137,16.2PBq, 11PBq(atm)	No	S	Lagrang.
Lai et al (2013)	FVCOM	Cs137, 14.5PBq	No	S	Eulerian
Tsumune et al (2013)	ROMS	Cs137, 3.6PBq, 9PBq(atm)	No	S	Eulerian

전지구/북태평양 모델: 2012년 이후 후쿠시마 원전 사고에 적용된 해양 인공방사능 거동 전지구/북태평양 모델을 표 2.2.4에 정리되어 있다. 지역해 모델링과는 달리 광역모델은 약 1년 늦게 결과가 보고되었으며 ^{137}Cs에 국한하고 있다. Behrens et al, (2012)는 와류 재현 고해상도 격자기반 모델을 이용하여 북태평양상의 세슘 확산을 산정하였다. 고해상도 모델이 필요한 이유는 정확한 방사능 물질 거동을 산정하기 위해서는 후쿠시마 해역 주변에서 오야시오 해류와 쿠로시오가 만나면서 연안에서 외해측으로 방향을 바꾸는 복잡한 현상을 재현할 수 있어야하기 때문이다. Rossi et al, (2013, 2014)은 와류 재현이 가능한 고해상도 순환 모델의 결과를 이용하여 입자추적 모델을 적용하였다. 이 두 모델에서는 오염원으로 후쿠시마 주변 30~150km 해역으로 간주하였다. Kawamura et al, (2014)은 대기 낙진과 해양 직접 유입을 고려하여 모델링을 수행하였다.

정의된 해양으로의 유입량에 상당한 차이를 보이는 것이 주목되는 점이다. 수치기법은 격자기반 모델과 입자추적 모델이 유사한 비중으로 사용되었고 Zhao 등(2014)의 모델은 중국 FIO와 KIOST의 협력연구로 개발되었다.

표 2.2.4 후쿠시마 인공방사능 거동에 적용된 주요 전지구/북태평양 모델

Authors/ Oraganizations	Circulation	Source type & intensity	Sed. trans	Radio. phase	Trans. mode
Behrens et al(2012)	NEMO	Cs137, 10.0PBq	No	S	Eulerian
Nakano, Povinec(2012)	ROMS	CS137, 4.0PBq, 5.0PBq(atm) with global fallout	No	S-SS	Lagrang.
Rossi et al(2013)	MOM3	Cs137, 22.0PBq	No	S	Lagrang.
Zhao et al(2014)	POM	Cs137, 4.0PBq	No	S	Eulerian
Kawamura et al(2014)	MOVE (MRI)	Cs137, Kawamura corrected	No	S	Eulerian

○ 후쿠시마 사고 이후 2014년 이후 개발 또는 적용된 모델

2014년 이후의 모델링은 모델 영역을 후쿠시마 지역해에서 북태평양 전체로 확장하는 경향을 보이고 있다. 모델 프로세스의 근본적인 개선 노력은 거의 확인되지 않고 있다.

Tsubono et al, (2016)은 ROMS (Regional Ocean Modeling System) (Shchepetkin and McWilliams, 2009)을 이용하여 북태평양상의 ^{134}Cs의 거동을 재현하였다. ^{137}Cs 대신에 ^{134}Cs를 택한 것은 ^{134}Cs/^{137}Cs의 비가 거의 1이고 ^{134}Cs의 반감기가 짧아 전지구 낙진 효과로 인한 배경농도를 무시할 수 있기 때문이다. ^{137}Cs의 경우, 2011년 배경농도는 약 $1\sim2 Bq/m^3$이다

(Aoyama and Hirose, 2004; Aoyama et al, 2011).

모델 영역은 15°N~65°N, 120°E~175°W를 포함한다. 수평해상도는 경위도 모두 1/12°이며 이 영역 외측은 1/4°로 점진적으로 낮아지도록 하였다. 연직으로는 45개 층의 s 좌표가 사용되었다. 난류모델로는 K-profile 매개변수 모델 (Large et al, 1994)이 사용되었고, 연직확산에 조석효과(St. Laurent et al, 2002; Jayne, 2009)가 부가되었다. 모델 구동에는 CORE (Coordinated Ocean Reference Experiment) 외력 데이터 (Large and Yeaget, 2008)를 이용하였다. SODA(Simple Ocean Data Assimilation) 1955~2004년 자료(Carton et al, 2000)를 평균하여 월평균 기후자료를 구축하고 외해경계조건 및 내부 restoring에 사용하였다. 수온 염분 restoring에는 30일의 relaxation time이 사용되었다. 모델 실행은 초기 정지 상태와 수온, 염분을 정의한 상태에서 약 29년 2개월간 spin-up을 한 후 30년째 해의 3월부터 ^{134}Cs 거동 실험을 수행하였다. ^{134}Cs의 해저면 침적은 고려되지 않았다. 대기 낙진량은 2011년 3월 11일부터 4월 30일 기간에 대해 Aoyama et al, (2015)이 Community Atmosphere Model을 이용해 얻은 3시간 평균 결과가 사용되었다. 해양직접 유입의 경우 Tsumune et al, (2013)의 추정치를 사용하였다.

그림 2.2.1은 2011년 3월부터 2016년 4월간에 계산된 북서 태평양상의 ^{134}Cs 분포와 이를 배경으로 관측치를 중첩시켜 제시한 시계열 자료이다. 편의상 2011년에는 좁은 간격으로, 2013년 이후는 연 1개만의 결과를 제시하고 있다. 제시된 관측치는 HAM (Historical Artificial Radionuclides in the Pacific Ocean and its Marginal Seas) 데이터베이스 (Aoyama and Hirose, 2004)는 물론 최근 Buesseler et al, (2012), UNSCEAR (2014), IAEA (2015), Yoshida et al, (2015), Aoyama et al, (2016) 등이 HAM 데이터베이스에 추가한 관측 정보에 근거한다.

대기 낙진과 해양직접 유입을 고려한 경우, RMS 오차는 $7.3 Bq/m^3$, 상관계수는 0.86이었다. 반면 해양직접 유입만을 고려한 경우에는, RMS 오차는 $13.8 Bq/m^3$, 상관계수는 0.46이었다. 즉, 대기 낙진 및 해양직접유입을 함께 고려하는 것이 필요함을 말해주고 있다. 북태평양상 총 플럭스는 16.1±1.4PBq로 나타났다.

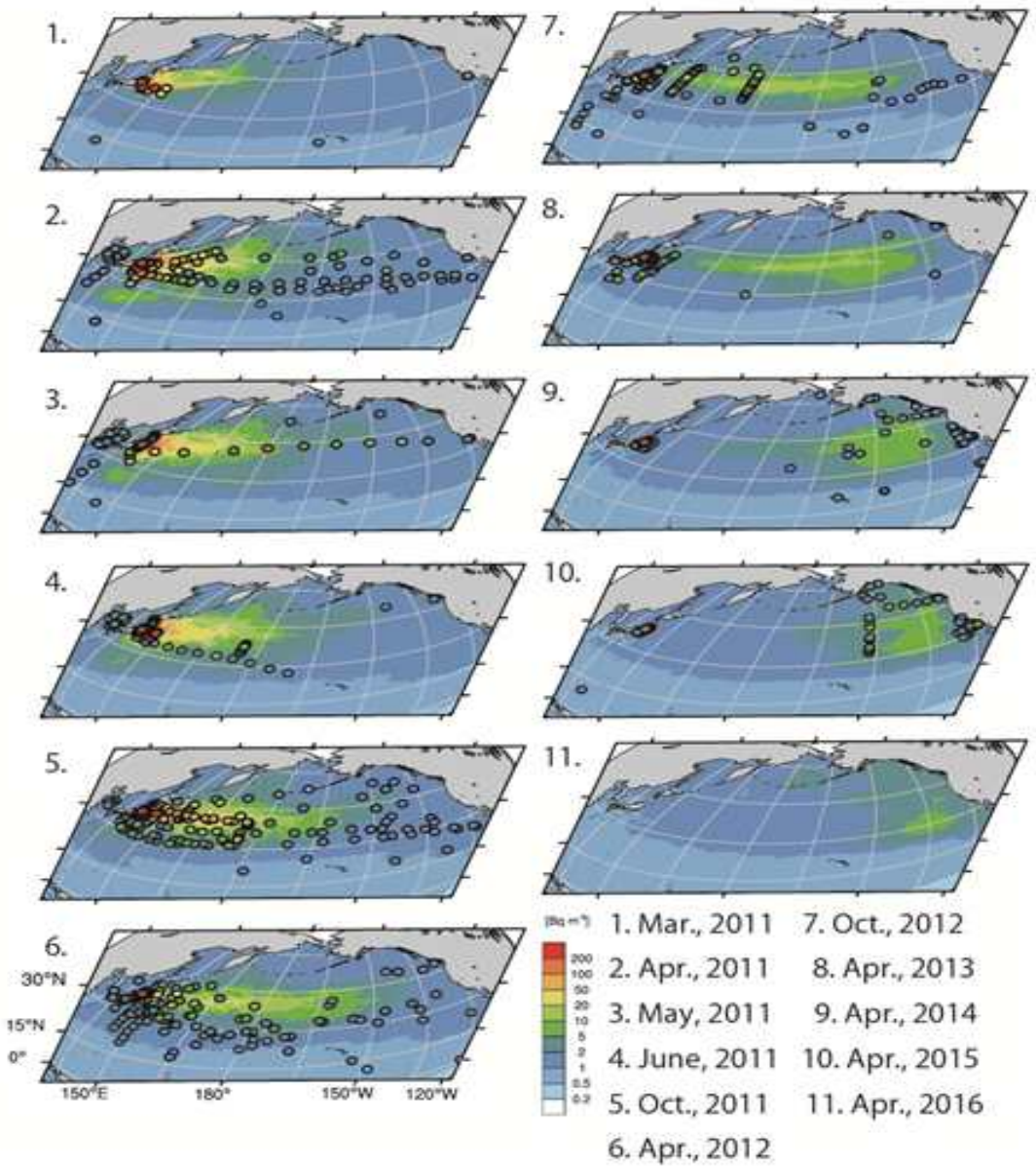


그림 2.2.1 북태평양 상의 ^{137}Cs 분포 시계열 자료 배경 칼라는 모델 계산치, 표기된 원은 관측치 (Tsubono et al, 2016)

표 2.2.5는 2016년까지 다양한 연구자에 의해 추정된 ^{137}Cs의 총 대기 낙진량, 해양으로의 대기 낙진량 및 해양직접 유입량을 요약한 것이다. 해양으로의 대기 낙진량은 사고 후 2~3년간에 제시된 값들에 비해 거의 2배 정도 증가하였음을 알 수 있다. 2015 및 2016년 연구에서 새로운 해양직접 유입량은 제시되지 않고 있으며 기존 연구 결과중 하나를 사용하고 있다. 최근의 연구에서는 북태평상으로의 유입 총량을 제시하고 있는점이 기존 연구와 차별화 된다.

표 2.2.5 2016년까지 추정된 ^{137}Cs의 대기 낙진 및 해양직접 유입량

Reference	Total atmospheric fallout	Atmospheric fallout on ocean	Direct discharge to ocean	Total in N. Pacific
Chino et al., 2011	13			
Stohl et al., 2012	36 (23-50)			
Terada et al., 2012	8.8			
Katata et al., 2012	11			
Mathieu et al., 2012	20.6			
Kobayashi et al., 2013	13	7.6	3.5	
Winiarek et al., 2014	19.3			
Saunier et al., 2013	15.5			
Katata et al., 2015	14.5			
Kawamura et al., 2011		5	4	
Estounel et al., 2012		5.8 ± 0.1	4.3 ± 0.2	
Tsumune et al., 2012, 2013			3.5 ± 0.7	
Miyazawa et al., 2013			5.6 ± 0.2	
Bailly du Bois et al., 2012		11.5	27 ± 15	
Charette et al., 2013			13.5 ± 2.5	
Rypina et al., 2012			16.2 ± 1.6	
Aoyama et al., 2015	15.2-20.4	11.7-14.8		15.2-18.3
Inomata et al., 2015				15.3 ± 2.6
Tsubono et al., 2016		10.5 ± 0.9		16.1 ± 1.4

일본원자력청(JAEA)은 2012년부터 방사능 물질의 장기적인 영향평가와 관련한 F-TRACE (Long-term assessment of Transport of Radioactive Contaminant in the Environment of Fukushima)라는 연구사업을 추진해오고 있다(Iijima 등, 2015).

구체적 내용으로 육상 토양 및 숲으로부터 하천을 통해 해양으로 이어지는 방사능 물질의 이동 과정 규명, 선량평가 시스템 개발, 세슘의 이동 제어를 통한 선량 감소 방안 검토, 그리고 이를 통합한 방사능 물질의 육상 및 해양 거동 예측을 위한 종합 시스템 구축을 포함하고 있다. 구체적으로 토양손실평가 모델 USLE를 포함한 육상방사능 거동 모델 구축과 이를 이용한 하천으로의 유입량 산정, 1차원 및 2차원 방사능 거동 하천모델(TODAM 및 iRIC 등) 도입 및 해양으로의 유입량 산정, 그리고 FLESCOT, ROMS 모델 등을 포함한 3차원 해양방사능 거동 모델 개발, 최종적으로 모든 결과를 통합 제시하는 방안 등에 대한 연구를 포함한다. USLE, TODAM, FLESCOT 등은 미국 PNNL (Pacific Northwest Nat. Lab.)에서 개발된 모델들로 일본 원자력청 연구진들이 2013년 PNNL을 방문하여 기술 이전을 받은 것으로 알려져 있다. 1단계 3년에 이어 모니터링

지속 및 모델 개선 연구가 진행될 예정이다.

최근 일본 수산청(FRA)은 동경대 연구팀과 방사능을 포함한 오염 해저퇴적물의 이동을 예측하는 모델 연구를 공동으로 수행하고 이를 2015 PICES W5 Meeting에서 보고한 바 있다. 부유퇴적물과의 흡·탈착 및 해저퇴적층으로의 침적이 역학적 방법으로 결정되지 않고, 기본적으로 Warner 등(2008)에 의해 개발된 시스템에 기반한 순환모델은 ROMS 모델, 파랑은 SWAN 모델이 고려되며 양방향 동적 결합방식을 채택한다. 순환 및 파랑모델은 0.5° 해상도의 북태평양 모델로부터 0.1° 해상도의 북서태평양 모델, 다시 1/90° 해상도의 후쿠시마 주변 연근해 모델로 동적 결합을 통해 연결된다. 퇴적물 이동 모델은 다입경의 퇴적물이 고려되며 최적과 재부유가 고려된다.

후쿠시마 방사능 유출 초기 약 3개월 간의 해수 중 농도 최고치와 해저퇴적물 평균입경을 계산한 후, 방사능 농도를 퇴적물 입경과 후쿠시마 원전으로부터의 거리에 따라 배분하고 이후 부유퇴적물 및 해저퇴적물 이동을 추적하였다. 매우 흥미롭고 타 연구와 차별화되나 다소 임의적인 접근 방식을 채택하고 있다(그림 2.2.2). 계산 결과 오염퇴적물이 외해 측으로 아주 서서히 이동하면서 연안측 해저퇴적물 내 방사능 농도가 아주 서서히 감소 경향이 확인되었다.

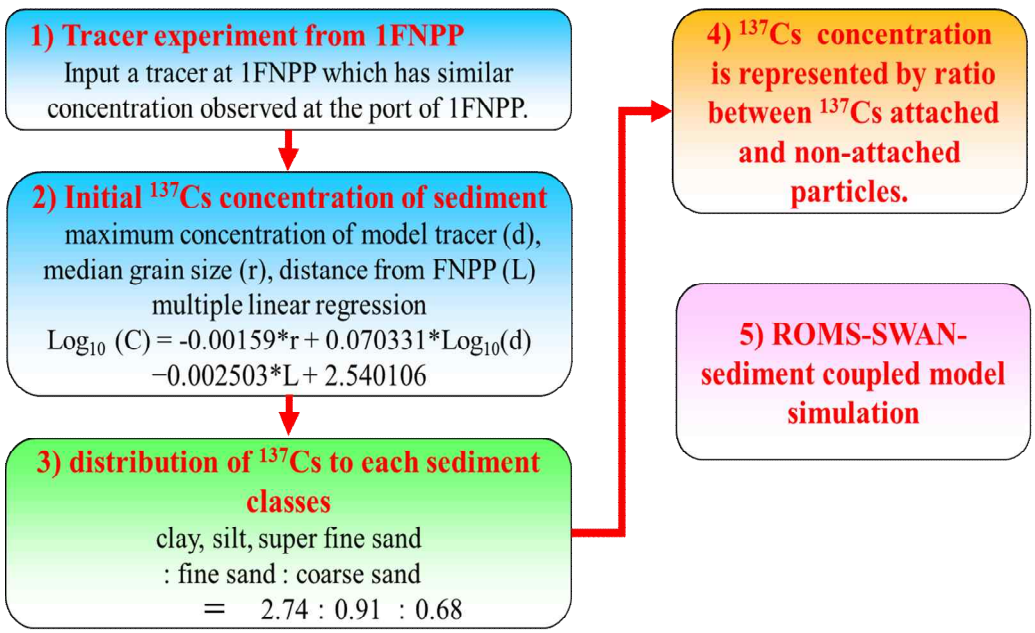


그림 2.2.2 일본 수산청에서 시도된 오염된 해저퇴적물의 이동예측 과정

2. 해양 인공방사능의 해양생물 영향 예측 모델 동향

○ 기 개발된 해양생물 영향 평가 모델

1990년 대 이후 개발된 모델을 표 2.2.6에 정리되었다. 유럽을 중심으로 방사능 물질 재처리 공장 주변 및 발틱해 등 천해역을 대상으로 개발되었으며 POSEIDON-R을 제외하고는 거의 대부분이 단순한 농축계수에 기반하고 있다. POSEIDON-R은 식물플랑크톤 및 대형 조류로의 전이는 농축계수를 사용하며, 나머지 해양생물종에 대해서는 역학적 방정식을 사용한다.

표 2.2.6 1990년 대 이후 기 개발된 해양생물 영향 평가 모델

Model	Calculation of transfer to biota	Dose assessment factors
MARINA I (1990)	Concentration factor	Seafood ingestions, sea sprays, sediments
MARINA II (1995)	Concentration factor	Seafood ingestions, sea sprays, sediments
NRPA (2002)	Concentration factor	Seafood ingestions, sea sprays, sediments
PC-CREAM-08 (2002)	Concentration factor	Seafood ingestions, sea sprays, sediments
MOIRA (2000)	Concentration factor	Seafood ingestions, sea sprays, sediments
POSEIDON (1998)	Concentration factor	Seafood ingestions
POSEIDON-R (2004)	Conc. factor & Dynamic approach	Seafood ingestions
LAMER (2007)	Concentration factor	Seafood ingestions

가장 복잡한 형태의 해양생물 영향 예측모델은 DHI(2011)의 생태모델에 근거한 모델로서 Erichsen 등(2013)이 스웨덴 Forsmark 원전에 가상적인 유출을 가정하여 적용한 바 있다. 가장 발전된 모델이라 할 수 있으나 특정 지역의 생태계를 시뮬레이션 할 수 있어야 하므로 극히 제한된 경우를 제외하고는 적용성이 거의 없다고 할 수 있다. 물론 후쿠시마에의 적용은 보고되지 않았다.

○ 후쿠시마 사고 이후 적용/개발된 모델

후쿠시마 사고 이후 개발/적용된 모델을 표 2.2.7에 정리. 사고 초기에는 농축계수를 이용한 모델이 적용되었으며, 2013년 이후 역학적 기법의 모델이 적용되고 농축계수 모델 결과와 비교되었음.

Maderich 등(2014a, b)의 결과는 1단계 해양방사능 충격과제 (2012~2014)를 통해 우크라이나 IMMSP와 KIOST, 그리고 중국 FIO가 공동 연구를 수행한 성과로서 타 연구와는 크게 차별화됨. 구체적으로 대부분의 모델이 대상해역을 후쿠시마 전면 해역에 국한하나 Maderich 등(2014a, b)은 북서태평양 해역을 다수의 박스로 고려. 아울러 과거 핵실험으로 인한 전지구적인 낙진을 고려하는 모델은 Nakano와 Povinec(2012), Maderich 등(2014a,

b)이 유일하며 북태평양 박스 내 수산생물종별 생산량과 연간 수산물섭취량을 고려하여 주변국 국민의 연간선량 및 집단선량을 산정하는 모델은 Maderich 등(2014a, b)이 유일하다.

표 2.2.7 후쿠시마 사고 이후 개발/적용된 해양생물 영향 평가 모델

Authors/ Organizations	Region considered	Concentration information	Calculation of transfer to biota	Dose types and factor
Garner-Laplace et al (2011)	Region near Fukushima NPP	Obs. concentration	Conc. Factor approach	Dose to marine organisms
Nakano, Povinec (2012)	Global with large boxes	Lagrangian calc.	Conc. factor approach	Dose to human thru sea food Ingestion
Kryshev et al (2012)	Region near Fukushima NPP	Obs. concentration	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to marine organisms
Tateda et al (2013)	Region near Fukushima NPP	Externally computed conc.	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to marine organisms
Vives I Batlle et al (2014)	Region near Fukushima NPP	Obs. Concentration	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to marine organisms
Keum et al (2014)	Region near Fukushima NPP	Obs. Concentration	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to marine organisms
Maderich et al (2014a)	Northwestern Pacific with multi-boxes	Computed concentration	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to human thru sea food Ingestion
Maderich et al (2014b)	Northwestern pacific with multi-boxes	Internally computed conc.	Conc. factor and dynamic appr.	Dose to human thru sea food Ingestion

대표적인 역학적 생물 영향 모델로서는 ECOMOD와 D-DAT을 들 수 있으며, UNSCEAR 연구에서, 적용되어 일관성있고 평형모델에 비해 개선된 결과를 산출하는 것으로 확인된 바 있다(Sazykina, 2000; Vives Batlle et al, 2008; Watts et al, 2008). 선량 평가를 위해서는 별도의 국제적 시스템이 개발되었다 (Beresford et al, 2007b; Brown et al, 2008; ICRP, 2008, 2009). 선량 환산계수 및 관련식에 관한 정보를 가장 대표적으로 포함하고 있는 것은 ERICA Tool이다(Brown et al, 2008). D-DAT 모델은 원래 영국 Sellafield를 대상으로 Excel을 이용하여 개발되었으며 (Vives Batlle et al, 2012) 이후 후쿠시마 사고에 적용되었다(Vives Batlle et al, 2014; Vives Batlle and Vandenhove, 2013).

나아가 Vives Batlle (2016)은 장·단기 생물학적 반감기 도입 등을 포함하여 생물 전이를 운용 형태로 계산할 수 있도록 D-DAT모델을 재개발하였고 해수-해저퇴적물 간이 상호작용 및 3개 해저퇴적층 내 상호작용을 고려하여 저서성 생물종의 외부선량 평가를 개선하고자 하였다. 새로이 재개발된 모델의 개념도는 그림 2.2.3과 같다.

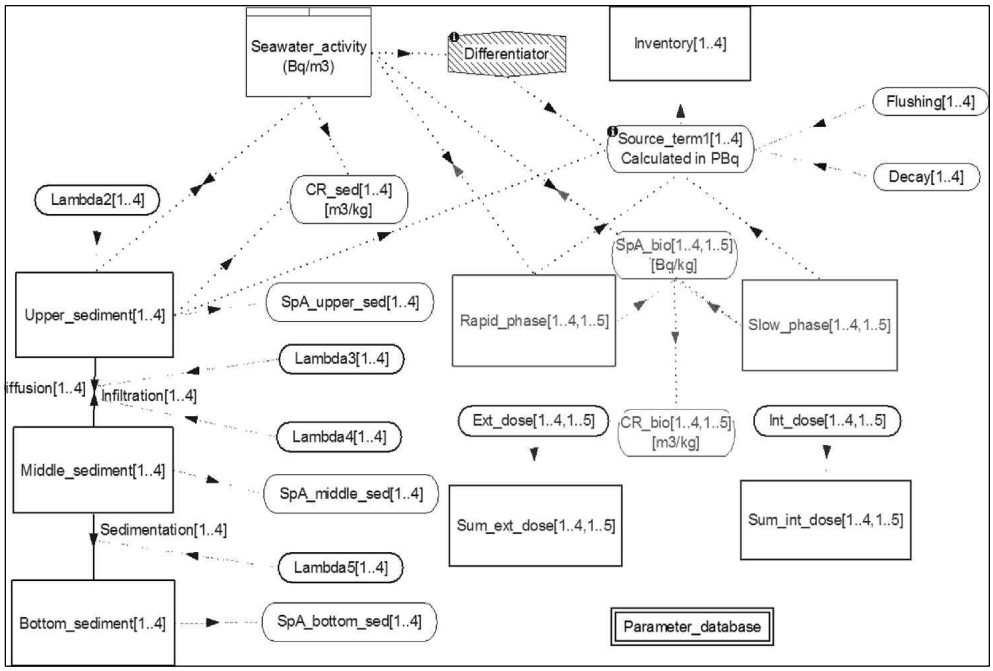


그림 2.2.3 재개발된 D-DAT 모델의 개념도 (Vives Batlle, 2016)

그림 2.2.4는 재개발된 모델로 계산된 3개 해저퇴적층 (상층, 중층 및 하층) 내 ^{90}Sr, ^{131}I, ^{134}Cs 및 ^{137}Cs 농도의 시간 변화이다. 당연한 결과이지만, 해수 층과 직접 접하고 있는 상층의 농도가 가장 높게 나타나고 있으며 중층, 하층으로 갈수록 감소한다.

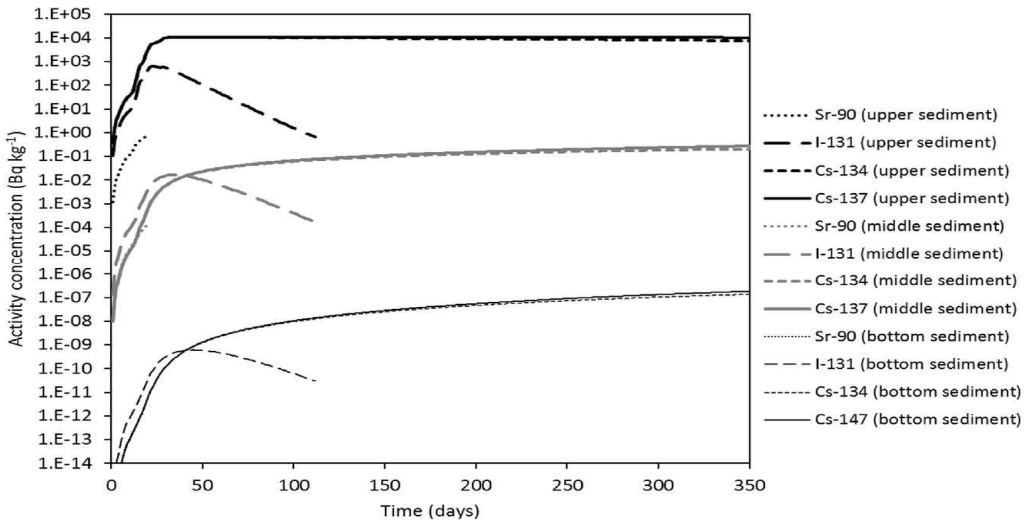


그림 2.2.4 후쿠시마 원전 1km 내 해저퇴적층에서 계산된 핵종별 농도

그림 2.2.5는 모델로 계산된 부유성 어류, 저서성 어류, 갑각류, 대형조류 및 연체동물 내 ^{137}Cs과 ^{90}Sr의 농도 시간변화이다. 기본 자료의 제한으로

^{90}Sr은 ^{137}Cs에 비해 상대적으로 매우 짧은 기간에 대해서 계산을 수행하였으며 모델 검증 결과는 보고되지 않았다.

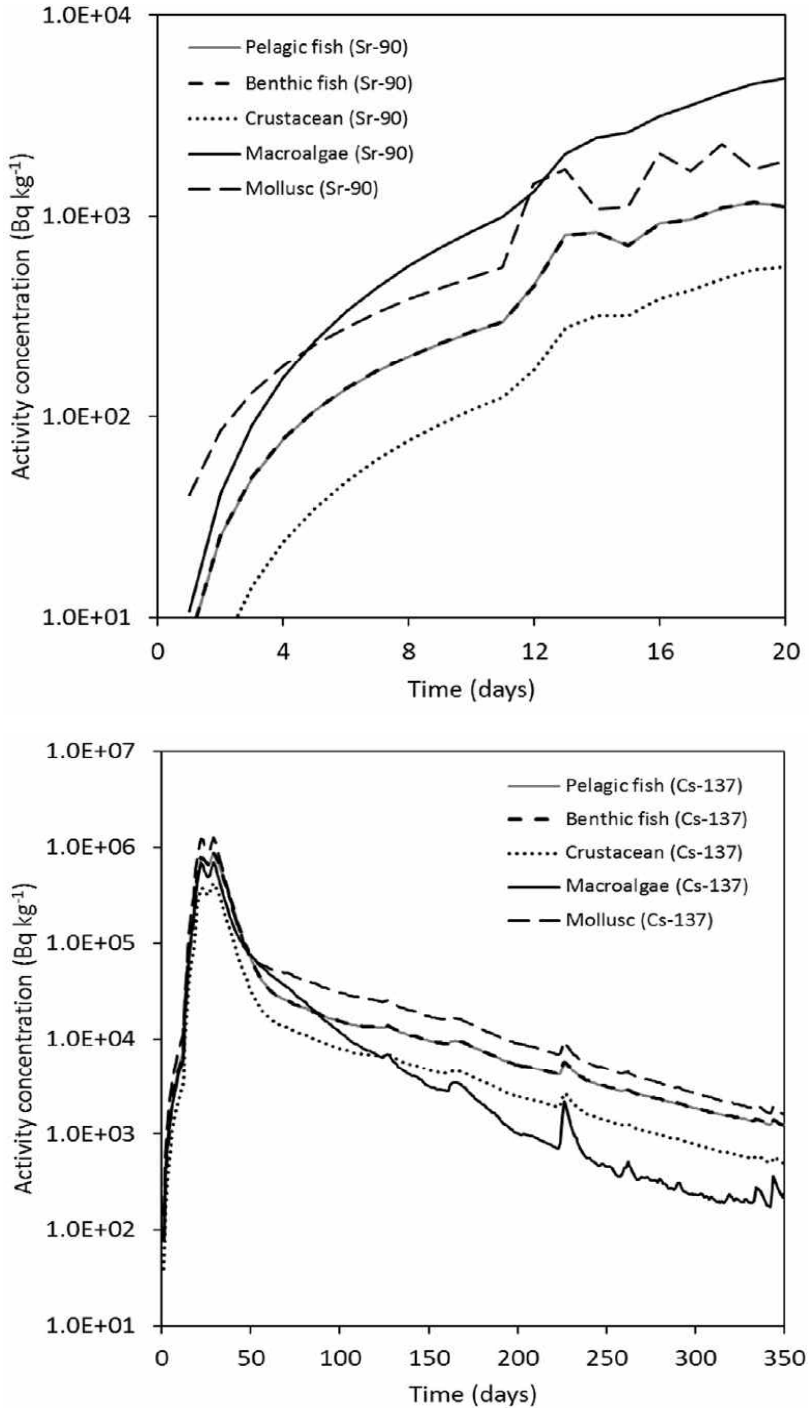


그림 2.2.5 후쿠시마 원전 1km 내 지점의 5개 생물종에 대해 계산된 농도: 상) ^{137}Cs, 하) ^{90}Sr

최근 프랑스 IRSN (Institute for Radiol. Protection & Nuclear Safety)을 포함한 유럽 연구자들은 후쿠시마 사고로 인한 해수 및 해양생물내의 방사능 농도가 서로 평형에 있지 않다는 점을 확인하고 시간변화를 고려하는 모델이 필요하다고 확인하였다(Duffa 등, 2015). IRSN은 프랑스의 핵안전과 관련한 연구 및 정보를 제공하는 기관이다. COMET (Coordination and iMplementation of a pan-European instrumenT for radioecology, 2013~2017) 사업 내 WP3에서는 방사생물학적 모델의 개선과 검증을 추진하고 있다. 구체적으로 기존 모델을 확장한 방사능 물질의 해양생물 전이 모델링에 초점을 맞추고 있으며, 퇴적물 모델과의 결합을 추구하고 있다. D-DAT 모델에서 현재 도입하고 있는 흡착 고려를 통하여 퇴적물 내 방사능 분포를 예측하는 모델 개발을 완료하고 후쿠시마에 적용하여 ICOBTE 2015에서 결과가 보고되었다. 아울러 중장기 예측을 위한 프로세스 중심 연구로서 생태모델링과 해양먹이사슬을 통한 전이를 고려한 모델 개발의 초기 결과를 보고하였다.

○ IAEA MODARIA 모델 비교

지난 3년간 해양생물 영향 예측 모델간의 비교 연구가 진행. 모델간의 비교 결과, 역학적 모델간의 전반적인 패턴은 유사하나 축척되는 방사능 물질 농도의 절대값에는 상당한 차이가 보이는 것으로 확인.

3. 해양 인공방사능의 수산물 전이 및 농축계수 관련 동향

○ IAEA는 해양환경에서의 인공방사능 거동 및 영향 연구가 매우 중요하다고 판단, 모나코에 해양환경실험실을 운영, 방사능의 생물농축 연구를 위한 전용 실험실을 구축, 패류 등에 대한 인공방사능 농축 배양 실험을 지속적으로 수행

○ 해양 생물에 대한 인공방사능의 전이 및 농축에 대한 실험실 연구는 실험설비의 제한으로 주로 플랑크톤, 패류 등 크기가 작은 생물들을 대상으로 관련 연구가 이루어져 왔음.

○ 2004년 국제원자력기구에서 발간된 보고서(IAEA Tech Report No.22)에 분배계수 권고치 제공.

국제원자력 기구 (IAEA)의 인공방사능 해양생물농축계수 권고치는 영양단계별 통계치에 근거하여 작성, 해양 인공방사능 누출 사고 발생시 특정 어종들에 대한 인공방사능 오염 예측 자료로 사용에는 한계가 있음.

○ Cavalho (2017)의 해양생물 방사능 프로세스 관련 검토 논문

방사능 물질의 해양생물 내에 축적되는 현상은 20세기 중반 해양생물 조사에서 인지되었다(Polikapov, 1966; Shannon and Cherry, 1967). 현재 시점에서 볼 때 대체로 낙후된 분석장비를 이용하여 ^{137}Cs, ^{60}Co 등의 인공방사능 물질과 자연방사능 물질 ^{210}Po에 대한 농도를 분석하였다 (Polikapov, 1966). 첫 방사선생태학에 대한 국제학회가 1966년에 개최되었을 때에는 이미 많은 논문들이 출판된 상태였으며 국제학회를 통해 관련 지식을 국제수준에서 공고히 하는 계기가 되었다. 이후, 해양생물 내 축적과 관련된 방사능 관측 데이터베이스와 화학-생리학적 이해와 관련된 개념들이 지속적으로 확장되었다(Cherry and Shannon, 1974; Eisenbud and Gesell, 1997; Nevissi and Schell, 1975; Pentreath, 1980). 이러한 정보들은 해양생물 내 축적 모델링을 시도하는 근간이 되었다(예로써, Strand et al, 2000; Tateda et al, 2013). 모델 개발은 해양생물 내 방사능 농도를 예측하는데 필요한 핵심사항으로 후쿠시마를 포함한 여러 상황에서 그 필요성이 부각되었으며 모델의 한계와 차이를 규명함과 더불어 유의미한 발전을 가져오게 되었다. 전이프로세스에 대한 이해는 모델 내 파라미터 결정에 중요하다.

농축계수 CF (Concentration factor) 개념(생물 내 오염물질의 농도와 동일 물질의 주변수 내 농도간의 비)은 수생생물 독성학에서 처음 도입되었다(Rand, 1995). 농축계수 개념은 1950년대부터 방사능 물질의 섭취 및 축적에 활용되었다(Ancellin et al, 1979; Eisenbud and Gesell, 1997). 1960년대에 들어 농축계수 개념은 방사선생태학에서 광범위하게 사용되기에 이르렀다(Coughtrey et al, 1984). 이 농축계수는 해수 중 방사능 농도에 대한 해양생물 내 농도로 정의된다. 생물 및 해수 내 농도를 단위 질량당 값으로 정의하면 (생물 내 농도 kg/kg 또는 Bq/kg wet weight, 해수 중 농도를 kg/kg 또는 Bq/kg), 이 계수는 무차원 값이 된다.

농축계수 자료는 실험실이나 현장 관측을 종합하여 수집된다(IAEA, 2004). 종합결과 동종의 생물에 대한 농축계수 값이 상당히 다른 것을 확인하였는데 이는 실험실에서는 해수 중 방사능에만 노출이되나 현장에서는 먹이섭취가 추가되기 때문이다(Ancellin et al, 1979; Pentreath, 1980; Carvalho and Fowler, 1994). 이 차이를 구분하기 위해서 일부 학자들은 실험실 값을 생물농축계수(Bio concentration factor, BCF)로, 현장에 근거한 값을 생물축적계수(Bio accumulation factor, BAF)로 구분한여 정의하였으나 IAEA 자료를 비롯해 국제적으로 수집·정리한 자료는 이를 사용하지 않고 있다(Arnot and Gobas, 2006). 현재 CF 값들은 동일 생물종에 대한 여러 다른 핵종의 농도를 비교하거나 동일 핵종에 대해 서로 다른 생물의 축적 정도를 비교하는데 유용하게 사용되고 있다. CF 값들의 사용에 따른 장

점은 해수로부터 방사능 물질을 보다 많이 받아드리는 생물종을 신속하게 파악하고, 방사능 오염 조기 탐색을 위한 기본정보로 사용되고 있다.

해양생물종에의 방사능 물질 전이에는 2가지 메카니즘이 있다. 하나는 물리 화학적 프로세스에 의거한 해수에서 생물종 외부로의 흡착, 다른 하나는 먹이 섭취 및 아가미를 통한 생물종 티슈 및 기관으로의 전이이다. ^{210}Po의 경우 해수로 부터의 전이는 해양생물 내부티슈 축적에 기여하는 비중이 적고, 97% 이상이 먹이 섭취에 의한 것으로 보고되고 있다(Carvalho and Fowler, 1994). CF 정보는 전이 메카니즘 및 축적 위치에 대한 정보를 주지 못한다.

해양생물종 서식위치에 무관하게 해수 중 ^{210}Po(약 $1 mBq/L$)에 비슷하게 노출되어 있다. 그럼에도 불구하고, 어류종 내 농도는 넓은 범위를 갖는 것으로 보고되어 있다. 나아가 유사한 생물종에서도 큰 폭의 변화를 보인다. 결과적으로 CF 값들이 영양단계에 따라 크게 달라진다(그림 2.2.6).

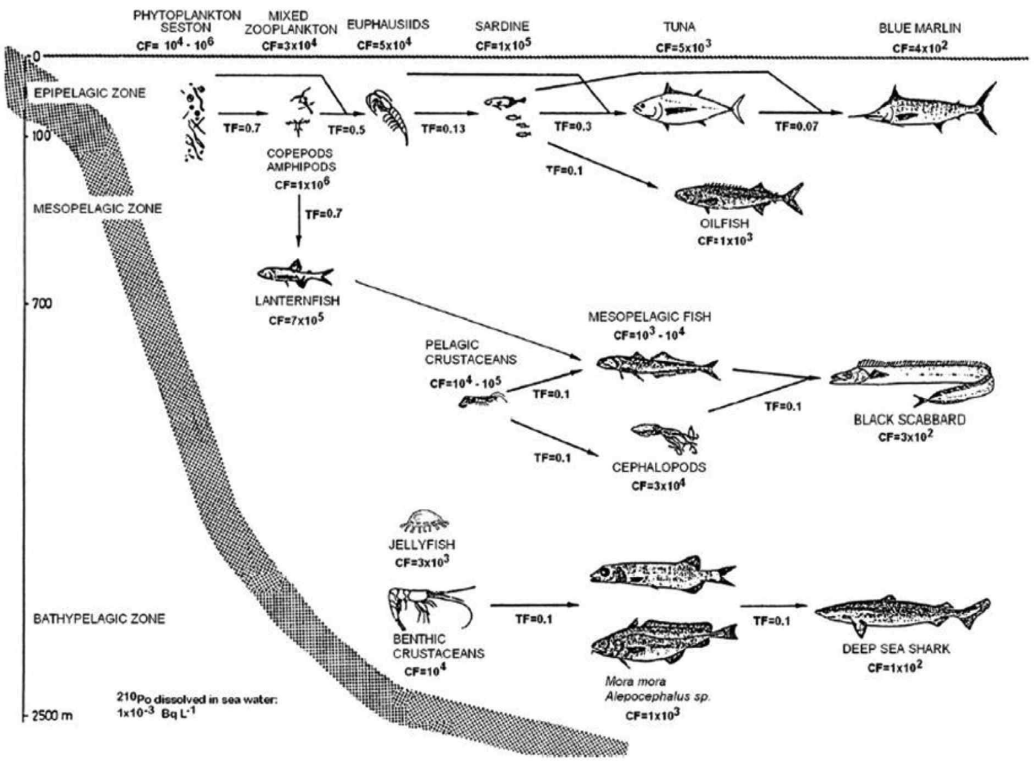


그림 2.2.6 해양생물 내 ^{210}Po 농도 및 해양먹이사슬 내 전이 (Carvalho, 2011)

방사능 물질 전이에서 가장 낮은 영양단계로는 플랑크톤에 의한 섭취로서(Fisher et al, 1983a, 1983b, 2000) 일반적으로 높은 CF 값($10^5 \sim 10^6$)을 갖는다(IAEA, 2004). 일반적으로 영양단계가 올라가면서 낮은 CF 값을 갖는

다.

방사능 물질 전이는 전이경로, 노출길이, 생물학적 반감기를 고려하는 미분방정식으로 표현될 수 있다(Carvalho and Fowler, 1985).

해수 중 방사능 물질의 퇴적물로의 전이는 분배계수로 정의된다. 농축계수와 유사한 방법으로 분배계수(K_d)가 정의된다(퇴적물 입자 당 농도는 kg/kg 또는 Bq/kg dry weight, 해수 중 농도는 kg/kg 또는 Bq/kg) (IAEA, 2004). 해수와 퇴적물간의 방사능 물질 분배작용은 방사능 물질의 Fate에 중요하며 결국 해양생물종에의 전이와 직결된다. 해수 중 Pu의 K_d 값은 10^5 정도이며, ^{3}H의 경우 1, 세슘은 4×10^3 크기로 Pu는 부유물질과의 상호작용으로 빠르게 해저면에 침적되고, ^{3}H와 세슘은 용존성이 강하여 장기간 해수중에 머무르게 된다.

제 3 장 연구개발 수행 내용 및 결과

제 1 절 해양방사능 거동 모델 개발

1. 개발되는 해양방사능 거동 모델의 유형

해양방사능 거동 모델 개발은 크게 두 가지로 해양순환과 통합된 격자기반 해양방사능 거동 모델 (즉, Eulerian model) 개발과 해양순환과 독립적으로 적용되는 무작위이동 (Random walks)기반 입자추적 해양방사능 거동 모델 (즉, Lagrangian model) 개발을 포함한다. 개발된 모델들은 모두 우크라이나 IMMSP (Institute of Mathematical Machine and System Problems)와 KIOST의 공동 연구의 성과이다.

2. 격자기반 해양방사능 거동 모델 개발

가. 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스

본 연구에서 개발되는 격자기반 모델은 세계에서 가장 정교한 모델로서 해수층 및 해저퇴적층에 존재하게 되는 용존, Phase I 입자, Phase II 입자 형태의 해양방사능 물질을 모두 고려하며 확산, 침강 및 재부유 등 해수층과 해저퇴적층간의 교환과정 모두가 고려된다 (그림 3.1.1 참조).

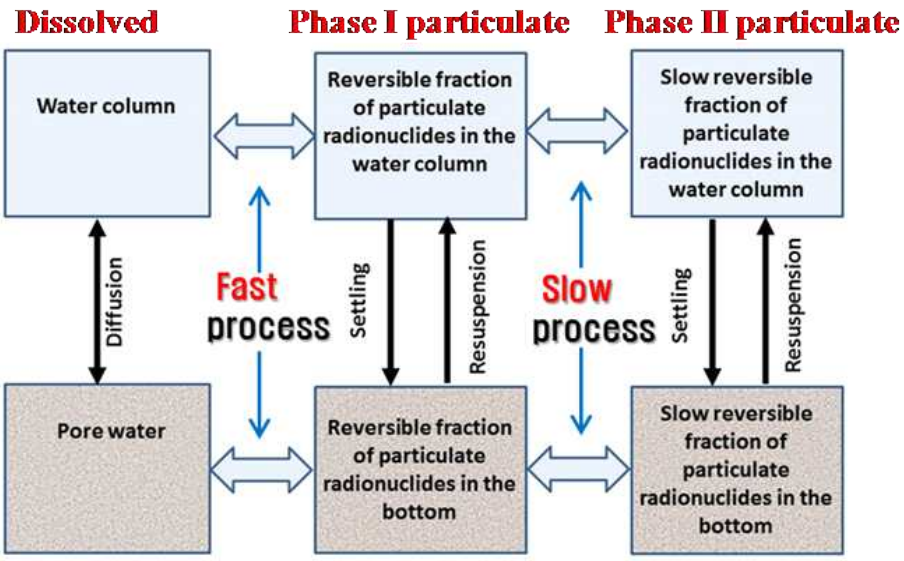


그림 3.1.1 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스

해수층은 물론 해저퇴적층에 다수의 층을 배치(그림 3.1.2 참조)하며 다입경 퇴적물, 1 및 2단계 방사능 물질 전이과정 (transfer kinetics), 그리고 생물 교란 (Bioturbation) 효과를 매개변수화하여 고려한다.

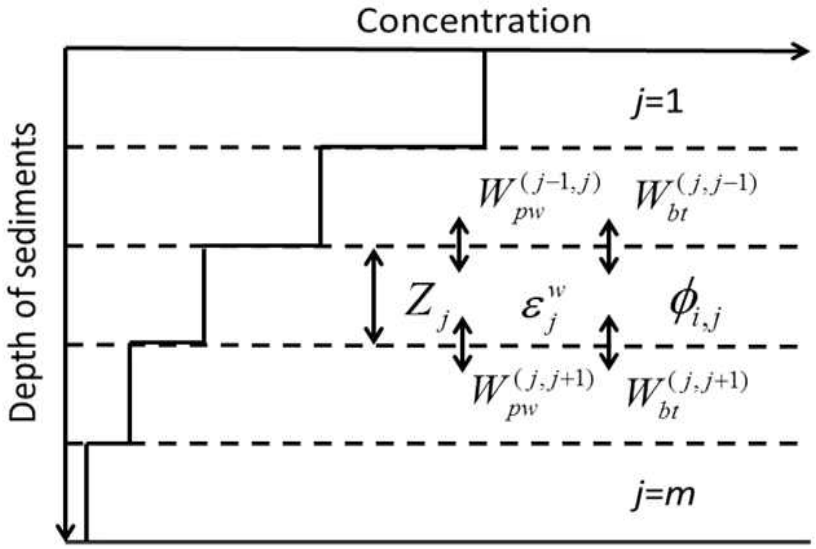


그림 3.1.2 해저퇴적층 구성 및 변수 정의 위치

1차 전이(1st step transfer kinetics)는 용존방사능과 퇴적물 표면에 부착된 입자성 방사능 물질간의 흡착·탈착 상호작용이며, 2차 전이(2nd step transfer kinetics)는 입자 표면과 입자 내부에 존재하게 되는 방사능 물질의 화학적 상호작용이다. 1차 전이만을 고려하는 것을 1단계 전이, 1차 및 2차 전이를 모두 고려하는 것을 2단계 전이 프로세스로 정의한다. 1차 전이는 빠르게, 2차 전이는 서서히 발생한다.

나. 모델 기본방정식

○ 해수순환 기본방정식

사용된 해수순환 모델 SELFE로서 수평방향으로 삼각형 격자를 사용하고 연직으로는 s 좌표와 z 좌표를 혼합 사용한다. SELFE 모델은 GLS (Generic Length Scale) 난류 마감 모델 (Umlauf and Burchard, 2003)을 사용한다.

해수면에서는 바람응력, 해저면에서는 마찰력이 유속의 2차 함수형태로 정의된다.

○ 부유퇴적물 모델 기본방정식

사용된 모델은 점성 및 비점성 퇴적물이 혼재하는 경우에 적용 가능하다.

$$\frac{\partial S_{p,j}^{w}}{\partial t}+\overrightarrow{U}\nabla S_{p,j}^{w}=W_{p,j}\frac{\partial S_{p,j}^{w}}{\partial z}+DIFF(S_{p,j}^{w})$$

상기 식에서

t : 시간

z : 연직좌표 (해수면 방향이 양의 방향)

$\overrightarrow{U}$: 3차원 유속 벡터

i : 퇴적물 입경 클라스를 나타내는 첨자

$S_{p,j}^{w}$: 부유퇴적물 농도

$W_{p,i}$: 침강속도

해수면과 해저면 경계조건은 다음과 같다.

$$\nu_{T}\frac{\partial S_{p,i}^{w}}{\partial z}-(W-W_{p,i})S_{p,i}^{w}=0$$

$$\nu_{T}\frac{\partial S_{p,i}^{w}}{\partial z}-(W-W_{p,i}^{w})=-D+E$$

상기 식에서

D : 퇴적물 침적률

E : 퇴적물 침식률

본 모델에서는 an Ledden (2003)의 가정을 채택하여 점성퇴적물이 차지하는 비율에 따라 침식 퇴적 프로세스를 고려한다. 점성 퇴적물의 양이 임계치 이하인 경우 점성 및 비점성 퇴적물의 침식은 독립적으로 처리된다. 반면 임계치 이상인 경우, 점성 퇴적물 특성을 갖는 것으로 처리한다.

점성 퇴적물의 양이 임계치 이하인 경우, 비점성 퇴적물의 침식률은 van Rijn (1984)를 따라 다음과 같이 정의된다.

해저마찰력이 임계치보다 큰 경우 ($\tau_{b}>\tau_{cr,i}$),

$$E_{i}=E_{0,i}(d_{i})(1-\epsilon_{1})\phi_{i,1}\left(\frac{\tau_{b}}{\tau_{cr,i}(1+\phi_{0.1})-1}\right)^{1.5}$$

상기 식에서

$$E_{0,i}(d_i) = 0.015\rho_i d_i a^{-1} D_*^{-0.3}$$

$$D_* = [g(\rho_z \rho_w^{-1} - 1)\nu^{-2}]^{1/3}$$

상기 식에서

d_i : 퇴적물 입경

ϵ_1 : 해저퇴적층 상부층 공극률

$\phi_{i,1}$: 해저퇴적층 상부층의 i class 입경의 비율

τ_b : 해저면 응력

$\tau_{cr,i}$: i class 입경의 임계응력

a : 해저면 상 기준높이 ($=3d_i$)

비점성 부유퇴적물의 퇴적률은 다음과 같다.

$$D_i = W_{p,i} S_{p,i}^w (-h)$$

점성퇴적물의 침식률은 Ariathuari and Arulanandan (1978)에 따라 다음과 같이 정의된다.

$$E_0 = E_{0,0}(1-\varepsilon_1)\phi_{0,1}\left(\frac{\tau_b}{\tau_{cr,0}} - 1\right), \quad \tau_b > \tau_{cr,0}$$

상기 식에서,

$E_{0,0}$: 점성퇴적물의 침식률

$\tau_{cr,0}$: 점성퇴적물의 침식임계응력

점성퇴적물의 퇴적은 해저면 응력이 임계값 이하인 경우에만 일어난다.

$$D_0 = -W_{p,0} S_{p,0}^w \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_{cd}}\right), \quad \tau_b < \tau_{cd}$$

점성퇴적물의 침식률은 해저퇴적층 내 점성퇴적물의 비율이 임계값 이상인 경우 모든 입경 (n개의 입경 class)의 퇴적물에 대해 다음과 같이 정의된다.

$$E_i = E_{0,0}\left(1-\varepsilon_1\right)\phi_i\left(\frac{\tau_b}{\tau_{cr,0}} - 1\right) \quad \text{for} \quad i = 0, n$$

점성퇴적물에 대해서는 응집현상(flocculation)을 적절히 고려하는 것이 중요하다. 본 연구에서는 Winterverp의 모델을 사용한다.

Winterwerp (1998-2012) model for settling velocity

$$w_s = \frac{(\rho_f - \rho_w)g}{\rho_w 18\nu} D_f^2 \frac{1}{1.+0.15\,\mathrm{Re}^{0.687}}$$

$$\rho_f - \rho_w = (\rho_s - \rho_w)\left(\frac{D_p}{D_f}\right)^{3-F} \quad : \text{Effective density}$$

$D_f^3 = D_p^3 k^{3/F}$: Fractal dimension $F \approx 2$

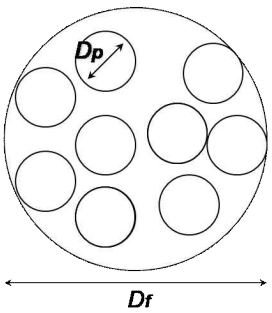
ρ_f : Floc density

D_f : Floc diameter

D_p : Particle diameter

F : Fractal dimension

k : Number of particles in floc



Winterwerp (1998-2012) floc size model

$$\frac{dD_f}{dt} = k_A C G D_f^{4-F} - k_B G^{3/2} D_f^{\,2} \left(D_f - D_p\right)^{3-F}$$

$k_A = 14.6$
$k_B = 14000.$: Empirical constants

$$D_e = D_p + \frac{k_A C}{k_B G^{1/2}} \quad : \text{Equilibrium floc diameter}$$

C : Suspended sediment concentration

○ 해수층 용존방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of dissolved radionuclides** C_d^w

Interaction between dissolved & phase 1 particulate radionuclides

$$\frac{\partial C_d^w}{\partial t} + \vec{U}\nabla C_d^w = -\lambda C_d^w + DIFF(C_d^w) - a_{ds}\left(C_d^w \sum_{i=0}^{n} S_{p,i}^w K_{d,i} - \sum_{i=0}^{n} C_{p,i}^w\right)$$

$C_{p,i}^w$: Particulate radionuclide on *i-th fraction of* suspended sediments, Bq/m^3

$S_{p,i}^w$: Concentration of *i-th fraction* suspended sediments, kg/m^3

$K_{d,i}$: Distribution coeff. between dissolved & *i-th* phase 1 particulate radionuclide

a_{ds} : Adsorption/desorption rate, *1/s*

상기방정식에서 좌측 두 번째 항은 이류항, 우측의 첫 번째 항은 반감기에 따른 감쇄항, DIFF는 난류확산항, 우측 마지막 항은 용존방사능과 퇴적물 표면에 부착된 입자성 방사능 물질 (Particulate phase I)간의 흡착·탈착 상호작용을 나타낸다. 상기 식에서 a_{ds}는 흡착 및 탈착률을 나타내는 계수이다.

○ 해수층 입자표면의 방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of *i-th* fraction phase 1 particulate radionuclide** $C^{w}_{p,i}$

$$\frac{\partial C^{w}_{p,i}}{\partial t} + \vec{U}\nabla C^{w}_{p,i} = W_{p,i}\frac{\partial C^{w}_{p,i}}{\partial z} - \lambda C^{w}_{p,i} + DIFF(C^{w}_{p,i}) + a_{ds}(C^{w}_{d}S^{w}_{p,i}K_{d,i} - C^{w}_{p,i}) - a_{fs}C^{w}_{p,i} + a_{sf}\tilde{C}^{w}_{p,i}$$

Interaction between dissolved & *i-th* fraction phase 1 particulate radionuclides

Interaction between *i-th* fraction phase 1 & 2 particulate radionuclides

$W_{p,i}$: Settling velocity of *i-th* fraction suspended sediment

a_{fs} : Transfer rate from phase 1 to phase 2

a_{sf} : Transfer rate from phase 2 to phase 1

$\tilde{C}^{w}_{p,i}$: Conc. of phase 2 particulate radionuclide

상기 입자성 Phase 1 농도에 대한 방정식에서 우측의 첫 번째 항은 입자 침강과 관련된 이류항, 우측 네 번째 및 마지막 항은 각각 용존방사능과 입자표면 방사능 물질 (Particulate phase I)간의 상호작용, 퇴적물 표면에 부착된 입자성 방사능 물질과 입자 내부의 방사능 물질 (Particulate phase II) 간의 상호작용을 나타낸다. 상기 식에서 a_{fs}와 a_{sf} Phase 1에서 Phase 2, Phase 2에서 Phase 1으로의 전이율이다.

○ 해수층 입자 내부의 방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of *i-th* fraction phase 2 particulate radionuclide** $\tilde{C}^{w}_{p,i}$

$$\frac{\partial \tilde{C}^{w}_{p,i}}{\partial t} + \vec{U}\nabla \tilde{C}^{w}_{p,i} = W_{p,i}\frac{\partial \tilde{C}^{w}_{p,i}}{\partial z} - \lambda \tilde{C}^{w}_{p,i} + DIFF(\tilde{C}^{w}_{p,i}) + a_{fs}C^{w}_{p,i} - a_{sf}\tilde{C}^{w}_{p,i}$$

Interaction between *i-th* fraction phase 1 & 2 particulate radionuclides

상기 입자성 Phase 2 농도에 대한 방정식에서 우측의 마지막 항은 퇴적물 표면에 부착된 방사능 물질과 입자 내부의 방사능 물질간의 상호작용을 나타낸다.

○ 해저퇴적물 상부층 공극수 내의 방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of dissolved radionuclide in bottom sediment** $C^b_{d,1}$

Interaction between pore water & *i-th* fraction phase 1 particulate radionuclides in bottom sediment

$$\frac{\partial Z_1 \varepsilon_1^w C^b_{d,1}}{\partial t} = -\lambda \varepsilon_1^w Z_1 C^b_{d,1} - a_{ds}\theta Z_1 \varepsilon_1^w (C^b_{d,1} \sum_{i=0}^{n} \rho_{s,i}\phi_{i,1} K_{d,1} - \hat{C}^b_{s,1}) + \varepsilon_1^w W^{pw}_{(0,1)} (C^w_d(-H) - C^b_{d,1}) - (W^{pw}_{(1,2)} + W^{bt}_{(1,2)})(\varepsilon_1^w C^b_{d,1} - \varepsilon_2^w C^b_{d,2})$$

Exchange with water column due to diffusion

Exchange with lower layer due to the diffusivity and bioturbation

ε_1^w $\phi_{i,1}$: Porosity & volume fraction of *i-th* sediment in top layer, respectively

$W^{pw}_{(1,2)}$ $W^{bt}_{(1,2)}$: Exchange velocities due to diffusivity & bioturbation, respectively

$\hat{C}^b_{s,1} = \sum_{i=0}^{n} \rho_{s,i}\phi_{i,1} C^b_{s,i,1}$: Total conc. of phase 1 particulate radionuclides summed over multi-fraction sediments

상기방정식에서 우측의 두 번째 항은 공극수 내의 방사능 물질과 해저퇴적층 내 입자 표면에 부착된 방사능 물질간의 상호작용, 우측 세 번째 항은 상부 해수 층과의 확산 과정, 우측 네 번째 항은 확산 및 생물교란 작용에 의한 하부 해저퇴적층과의 방사능 물질 교환 작용을 나타낸다.

○ 해저퇴적물 상부층 입자 표면의 방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of *i-th* fraction phase 1 particulate radionuclide** $C^b_{s,i,1}$

Exchange of phase 1 particulate radionuclide at water-bottom sediment interface

$$\frac{\partial Z_1 \varepsilon_1^s \phi_{i,1} C^b_{s,i,1}}{\partial t} = -\lambda \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 C^b_{s,i,1} + \frac{\phi_{i,1} D_i C^w_{s,i}}{S_i \rho_{s,i}} - \frac{E_i C^b_{s,i,1}}{\rho_{s,i}} + a_{ds}\theta \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 (C^b_{d,1} K_{d,i} - C^b_{s,i,1}) - a_{fs} \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 C^b_{s,i,1} + a_{sf} \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 \tilde{C}^b_{s,i,1} - W^{bt}_{(1,2)} (\varepsilon_1^s \phi_{i,1} C^b_{s,i,1} - \varepsilon_2^s \phi_{i,2} C^b_{s,i,2})$$

Interaction with pore water & phase 2 particulate radionuclides

Exchange with lower layer due to bioturbation

$\varepsilon_1^s = 1 - \varepsilon_1^w$: Solid volume fraction in top layer

D_i E_i : Deposition and erosion fluxes of sediments, respectively

상기방정식에서 우측의 두 번째 항은 퇴적물 표면에 부착된 입자성 방사능 물질과 입자 내부의 방사능 물질 (Particulate phase II) 간의 상호작용을 나타낸다.

○ 해수퇴적물 상부층 입자 내의 방사능 물질 농도에 대한 기본방정식

- **Conc. of *i-th* fraction phase 2 particulate radionuclide** $\widetilde{C}^{b}_{s,i,1}$

Interaction with phase 1 particulate radionuclides

$$\frac{\partial Z_1 \varepsilon_1^s \phi_{i,1} \widetilde{C}^{b}_{s,i,1}}{\partial t} = -\lambda \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 \widetilde{C}^{b}_{s,i,1} + a_{fs} \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 C^{b}_{s,i,1} - a_{sf} \varepsilon_1^s \phi_{i,1} Z_1 \widetilde{C}^{b}_{s,i,1} - W^{bt}_{(1,2)} (\varepsilon_1^s \phi_{i,1} \widetilde{C}^{b}_{s,i,1} - \varepsilon_2^s \phi_{i,2} \widetilde{C}^{b}_{s,i,2})$$

Exchange with lower layer due to bioturbation

상기방정식에서 우측의 두 번째 항은 퇴적물 표면에 부착된 입자성 방사능 물질과 입자 내부의 방사능 물질 (Particulate phase II) 간의 상호작용, 우측 마지막 항은 생물교란에 의한 하부 퇴적층과의 상호작용을 나타낸다.

$K_{d,i}$ 값은 퇴적물 입경에 따라 정의된다(Periáñez et al., 1996).

$$K_{d,i} = \frac{\chi}{a_{ds} \rho_{s,i}} \frac{6}{d_i}$$

입자부착 방사능 물질에 대한 분배계수는 염도에 따라 정의된다 (Periáñez, 2004).

$$\chi = \chi_0 \frac{S_0}{S_0 + S}$$

상기 식에서

χ_0 : 담수에서의 교환속도

S_0 : 45 (Laissaoui et al., 2004).

탈착률은 대략적으로 모든 핵종에 대해 같은 값을 갖는다(Periáñez (2004).

$$a_{ds} = 1.16 \cdot 10^{-5} s^{-1}$$

해저퇴적층 내 입자 부착 방사능 물질(Particulate phase I)의 농도는 다음과 같이 산정된다.

$$C_{s,j}^{b} = \sum_{i=1}^{n} \phi_{i,j} \rho_{s,i} C_{s,i,j}^{b}$$

○ 해수표면 경계조건

$$\nu_T \frac{\partial C_d^{\ w}}{\partial z} - W C_d^w = -q_d$$

$$\nu_T \frac{\partial C_{p,i}^w}{\partial z} - (W - W_{p,i}) C_{p,i}^w = -q_{p,i}$$

상기 식에서

q_d : 용존방사능 물질의 대기 낙진 플럭스 ($Bq\ m^{-1}s^{-1}$)

$q_{p,i}$: 입자부착 방사능 물질의 대기 낙진 플럭스 ($Bq\ m^{-1}s^{-1}$)

○ 해저면 경계조건

$$\nu_T \frac{\partial C_d^w}{\partial z} - W C_d^w = \varepsilon_1 W_{pw}^{(0,1)} \left(C_d^w - C_{d,1}^{\ b} \right)$$

$$\nu_T \frac{\partial C_{p,i}^{\ w}}{\partial z} - (W - W_{p,i}) C_{p,i}^{\ w} = -\frac{C_{p,i}^w D_i}{S_i} + C_{s,i}^b E_i$$

z_0 : 바닥거칠기 높이

$W_{pw}^{(0,1)}$: 교환율

교환율은 Shaw and Hanratty (1977) 관계식으로부터 해저면 특성에 따라 달리 정의된다.

완만하게 변화하는 해저면의 경우,

$W_{pw}^{(0,1)} = 0.0889 u_* \mathrm{Sc}^{-0.704}$,

u_* : 마찰속도

$Sc = \nu_M / \nu_D$ Schmidt 수

ν_M : 동점성계수

ν_D : free solution 확산계수

거친 해저면의 경우 아래와 같은 관계식에서 보정비를 도출하여 사용한다 (Boudreau, 1997).

$$\left[W_{pw}^{(0,1)}\right]_{rough} / \left[W_{pw}^{(0,1)}\right]_{smooth} = \gamma_1 \mathrm{Re}^{\gamma_2} \mathrm{Sc}^{\gamma_3}$$

$Re = u_* \delta_* \nu_M^{-1}$: Reynolds 수

δ_* : 바닥 거칠음 높이의 평균값

γ_1 : =2

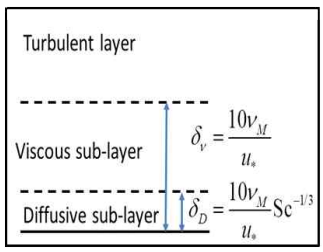
γ_2 : =-0.2

γ_3 : = 0.1

다. 주요 매개변수의 정의

○ 해저퇴적층 내 확산계수

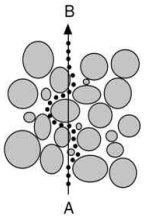
상부 해저퇴적층의 경우 기본적으로 경계층 이론에 근거하여 정의된다. 완만하게 변화하는 해저면과 거칠게 변화하는 해저면을 구분한다. 그 아래 해저퇴적층에서는 tortuosity를 고려·보정하여 결정된다.



$$W_{(0,1)}^{pw} \approx \frac{\text{Viscous sublayer thickness}}{\text{Diffusive sublayer thickness}}$$

$$\approx 0.1\, u_* \left(\frac{\nu_M}{\nu_D}\right)^{-2/3}$$

$$\approx 0.1778\, u_* \mathrm{Re}^{-0.2} \mathrm{Sc}^{-0.604} \quad \text{(with roughness correction)}$$



Boudreau, 1997

$$W_{(j,j+1)}^{pw} \approx \frac{2\nu_{D,j}^{eff}\nu_{D,j+1}^{eff}}{\nu_{D,j}^{eff} Z_{j+1} + \nu_{D,j+1}^{eff} Z_j}$$

$$\nu_{D,j}^{eff} = \nu_D \left(1 - 2\ln \varepsilon_j^w\right)^{-2}$$

: Diffusion coefficient corrected for tortuosity in the sediments

○ 생물교란 효과

해저퇴적층내 생물은 표층의 방사능 물질을 하부층으로 이동시키는 역할과 하부층의 방사능 물질을 상부층으로 이동시키는 역할을 담당한다. 기본적으로 확산 개념으로 접근한다. 생물교란율(Bioturbation rate)은 수심에 따라 지수함수적으로 감소한다고 가정한다.

$$\nu_{B,j} = \nu_B^0 \exp(-z_{bj}^2 / z_{eff}^2)$$

z_{eff} : 생물교란 감소 특성깊이,

$z_j = \sum_{k=1}^{j} Z_k$

ν_B^0 : 생물교란계수의 표층값 .

라. 모델 검증

○ 단순화된 조건하의 초기농도 시간변화 해석해와의 비교

용존 세슘이 10*10*10m 박스에 1 Bq/m^3, 입자성 세슘 농도는 0 Bq/m^3, 부유퇴적물 농도는 $0.5\ kg/m^3$으로 균일하게 분포한다고 가정하고, 아울러 연직확산 및 입자의 침강 또한 없다고 가정하였다.

이 경우 용존 및 입자부착 농도에 관한 해석해는 아래와 같다.

$$C_s = \frac{1}{K_d S + 1}\left[1 + K_d S e^{-\alpha_{12}(K_d S+1)t}\right]$$

$$C_d = \frac{K_d S}{K_d S + 1}\left[1 - e^{-\alpha_{12}(K_d S+1)t}\right]$$

상기 식에서 S는 부유퇴적물의 농도이다.

상기 해석해와 비교를 위해 총 node 483개, 연직층 수 21개, 계산시간간격 30초가 사용되었다.

비교 결과 해석해와 모델 계산치는 용존 및 입자부착 농도 모두에 대해 우수한 일치를 보이는 것으로 확인되었다(그림 3.1.3).

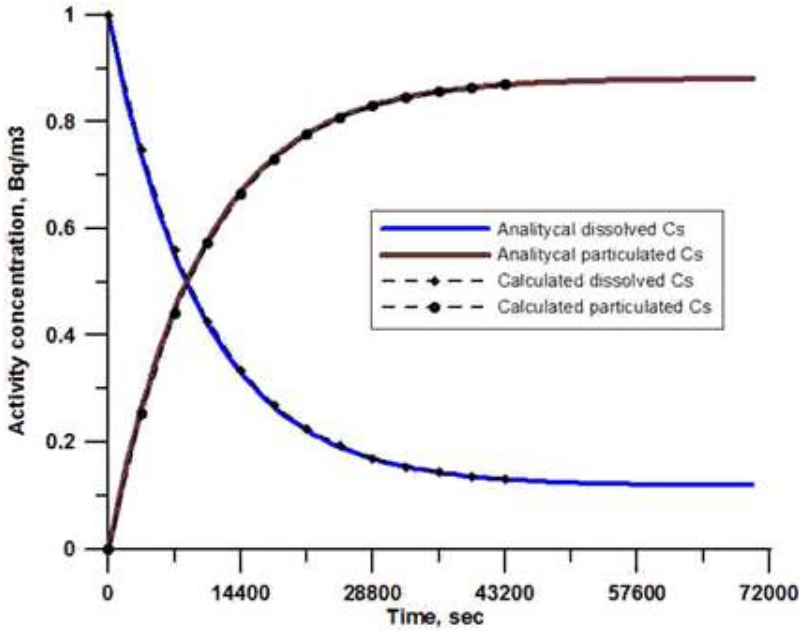
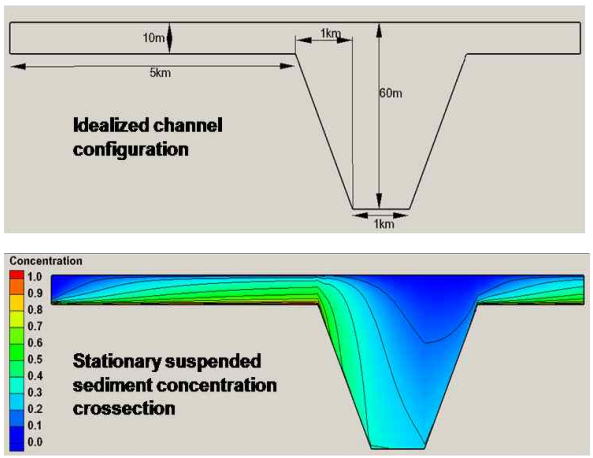


그림 3.1.3 초기치 문제에 대한 해석해와 수치해의 비교 결과

○ 1차원 수로 실험 및 입자추적 기법 모델 결과와의 비교

수로 중간에 깊은 골을 갖는 1차원 수로를 구성(그림 3.1.4)하여 격자 모델과 입자추적 모델을 적용, 비교하였다. 침강속도는 0.005m/s, 좌측 경계에서의 유량은 10,000m^3/s, 농도는 1 Bq/m^3으로 설정하였다.



Parameter	Value
Radionuclide material	Cesium
Inflow rate	10000 m3/s
Inflow concentration	1 Bq/m3
Grid spacing	100m,10m, 21 s levels
Settling velocity	0.005 m/s
Erosion rate	5e-4 kg/m2/s
Critical stress	0.05N/m2
Porosity	0.4
Bottom slope	1e-5
Bottom roughness	0.0053m

그림 3.1.4 1차원 수로 형상 및 입력조건

그림 3.1.5는 1차원 수로에서 격자모델과 입자추적 모델로 계산된 결과를 비교 제시한 것으로 용존방사능 물질 및 입자성 Phase 1의 농도 단면도이다. 대체로 양호한 일치를 보이고 있으나 격자모델에 비해 입자추적 모델의 결과에 작은 진동이 보이고 있다. 격자 모델의 경우 수치확산의 영향을 받는 반면 입자추적 모델의 경우 사용된 입자수에 영향을 받게 된다. 입자추적 모델의 경우 충분한 수의 입자가 필요함을 암시한다.

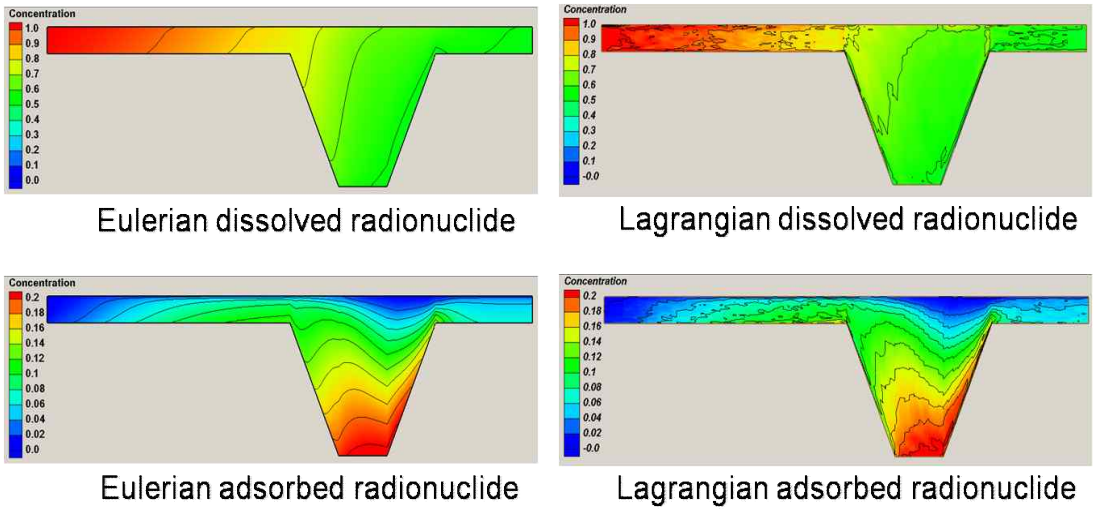


그림 3.1.5 계산결과: 좌상) 격자모델로 산정된 용존농도 분포, 좌하) 격자모델로 산정된 입자성 농도, 우상) 입자추적 모델로 산정된 용존농도, 우하) 입자추적 모델로 산정된 입자성 농도

○ 1차원 연직(1DV) 실험 결과 재현을 통한 모델 검증

검증에 사용된 자료는 1차원 연직(1DV) 실험(Smith, 2000) 결과로서 퇴적물로 채워진 연직 1차원 튜브 상부에 ^{134}Cs 오염수를 주입하고 이후 퇴적물 상부 오염수와 해저퇴적층 내 농도의 시간변화를 측정한 결과이다. 수면높이는 퇴적물 표층 상 2cm, 퇴적물 코아의 길이는 10cm이다. 실험 초기에 수층에 10Bq의 ^{134}Cs를 투입하였다.

1DV 모델의 해상도는 1mm로 설정되었다. 단일 입경($\phi_{1,j}=1$)이 고려되고 퇴적물 입경 $d_1=100\mu m$; 공극률 $\epsilon_j^w=0.93$; $\rho_{i,j}=1442kg/m^3$; 확산계수 $\nu_D=1.45\times10^{-9}m^2/s$; $K_{d,1}=2m^3/kg$; $a_{ds}=1.16\times10^{-5}/s$. $a_{fs}=0.25\times10^{-7}/s$ $a_{sf}=0.25\times10^{-8}/s$

그림 3.1.6은 1단계 및 2단계 전이 프로세스 사용에 따른 수층의 농도 시간변화를 제시한 것으로 수개월 스케일의 농도 산정에 있어 2단계 전이 프로세스 사용이 1단계 전이프로세스 사용에 비해 보다 정확한 결과를 산정한

다는 것을 보여준다. 20일 이내의 산정에 있어서는 두 프로세스 간 차이가 거의 없는 것을 확인할 수 있다. 해저퇴적층 내 연직분포 또한 유사한 경향을 보인다(그림 3.1.7).

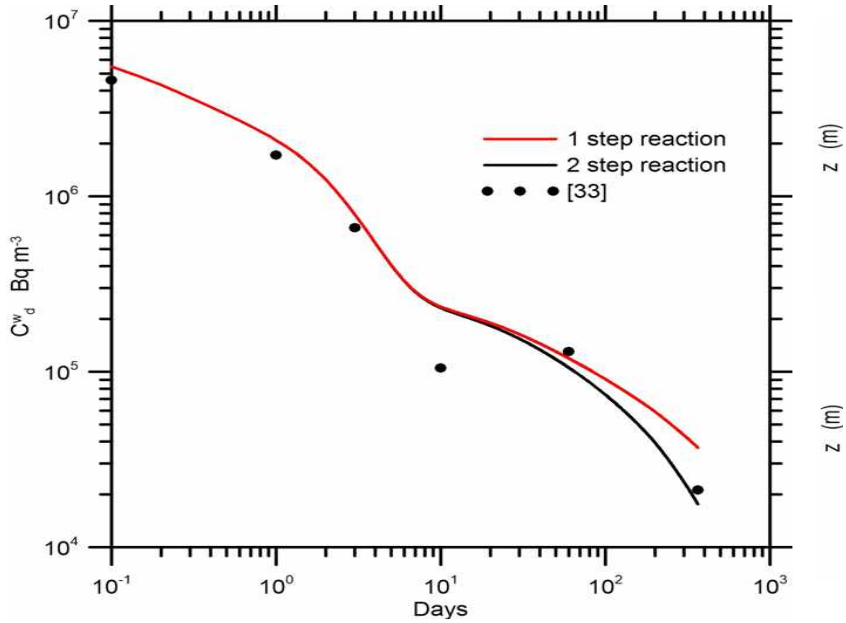


그림 3.1.6 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 퇴적층 상부 오염수 내 ^{134}Cs 농도 시간변화

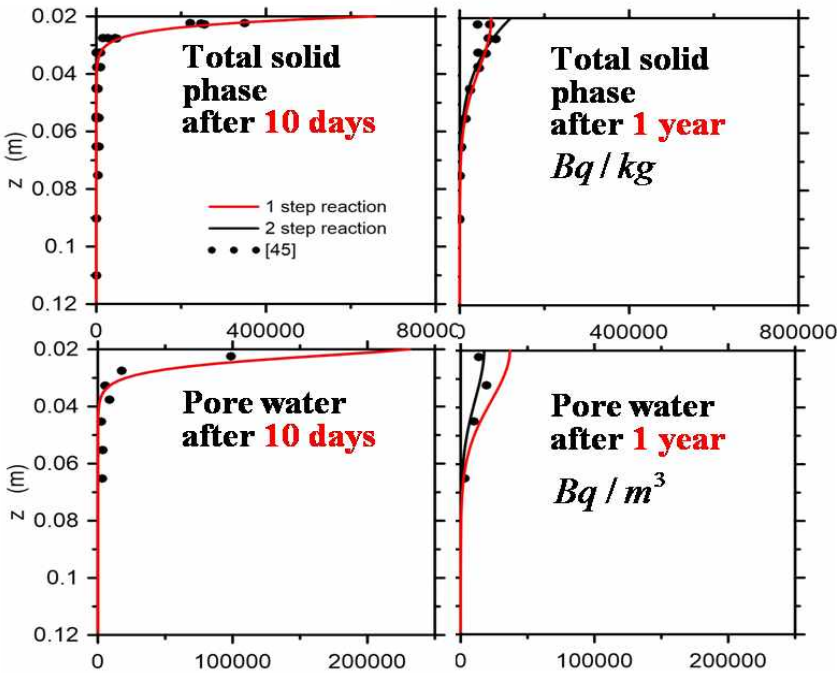


그림 3.1.7 1 step 및 2 step transfer kinetics로 계산된 결과 및 실험치와의 비교: 상) 퇴적층 내 ^{134}Cs 농도 총량 연직분포, 하) 퇴적층 공극수 내 ^{134}Cs 농도 연직분포

○ 1 step과 2 step transfer kinetics의 효과 및 단일층과 다층 해저퇴적층 모델 비교 검토

2017년 MODARIA II 회의에서 상호 이해를 돕기위해 해수-퇴적물간의 상호작용에 대한 모델 실험결과를 발표하였다. 고려되는 프로세스는 그림 3.1.8과 같다.

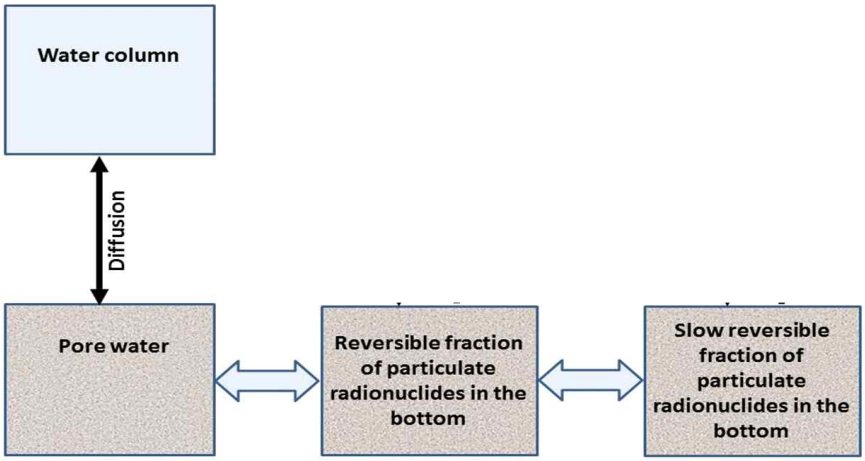


그림 3.1.8 고려되는 방사능 거동 관련 프로세스

모델 입력자료는 다음과 같다. 해저면 부근의 유속 및 해수 중 ^{137}Cs 농도 분포는 MODARIA I WG8 워킹그룹에서 제공된 자료가 사용되었다(그림 3.1.9).

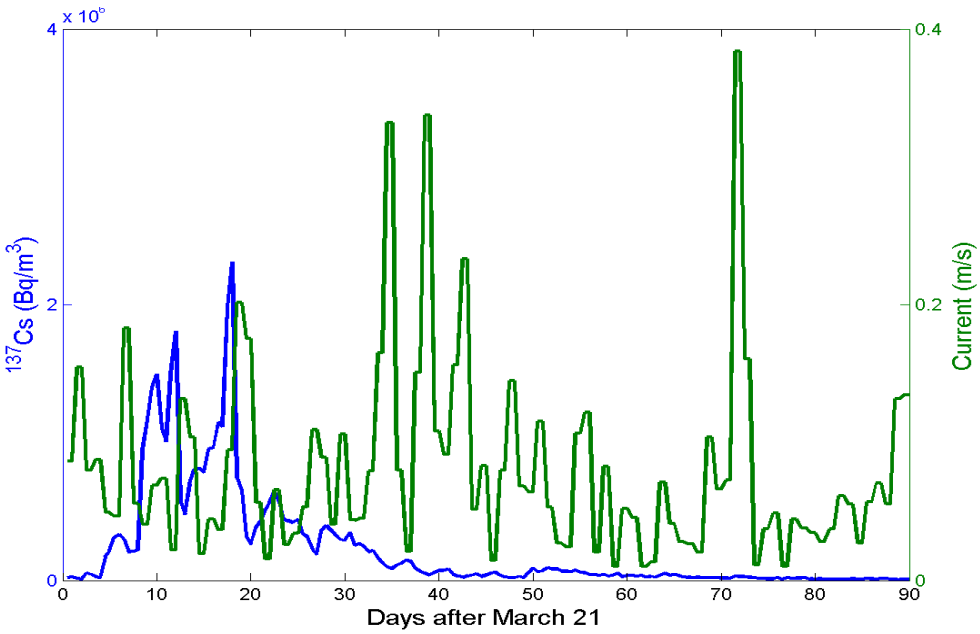


그림 3.1.9 모델에 사용된 해저면 부근 유속 및 농도

퇴적물 정보도 MODAIA I에서 정의된 값들이 사용되었다. 퇴적물은 10 μm의 Clay로 가정하였고 공극률은 0.6, 해저퇴적물 표층 두께는 5cm, 그리고 퇴적물 밀도는 2,600 kg/m^3로 설정되었다.

해수층 두께는 23m, 분배계수는 2.0 m^3/kg, $k_2 = 1.16 \times 10^{-6}/s$가 사용되었다.

모델 계산은 90일간 진행되었다. 총 해저퇴적층 두께는 10cm, 연직층 수는 100개, 생물교란 계수는 $3.2\exp(-12) m^2/s$가 주어졌다.

모델 실험 시나리오는 총 5개로 아래와 같이 구성되었다.

- 1단계 전이 프로세스 고려, 생물교란 미고려, 다수 해저퇴적층
- 2단계 전이 프로세스 고려, 생물교란 미고려, 다수 해저퇴적층
- 1단계 전이 프로세스 고려, 생물교란 고려, 다수 해저퇴적층
- 2단계 전이 프로세스 고려, 생물교란 고려, 다수 해저퇴적층
- 1단계 전이 프로세스 고려, 단일 해저퇴적층

90일 이내의 경우 2단계 전이 프로세스의 사용은 큰 영향을 주지 못하나 360일 후의 실험 결과에서는 2배 정도의 농도 감소를 야기하는 것으로 나타나고 있다(그림 3.1.10).

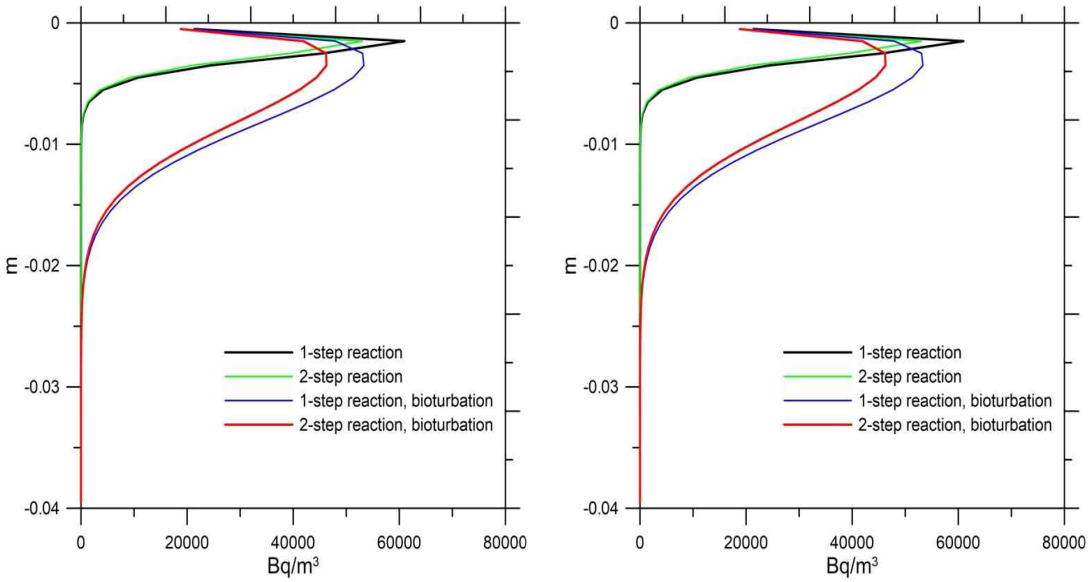


그림 3.1.10 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 공극수 내 연직분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후

아울러 그림 3.1.10에서 생물 교란 효과는 단기간에도 방사능 농도에 상당한 영향을 주고 심층부로의 이동에 중요한 역할을 하고 있음을 알 수 있다

그림 3.1.11은 해저퇴적층 총 농도값의 연직분포도이다. 총 농도 값은 공극수 내 농도 및 입자성 Phase 1 및 Phase 2의 농도를 모두 합한 것이다. 마찬가지로 90일 이내의 경우 2단계 전이 프로세스의 사용은 해저퇴적층 내 총 농도에 큰 영향을 주지 못하나 360일 후의 실험 결과에서는 해저퇴적층 내 총 농도 증가를 자져온다.

생물 교란 효과는 공극수의 경우와 유사하게 나타나고 있다.

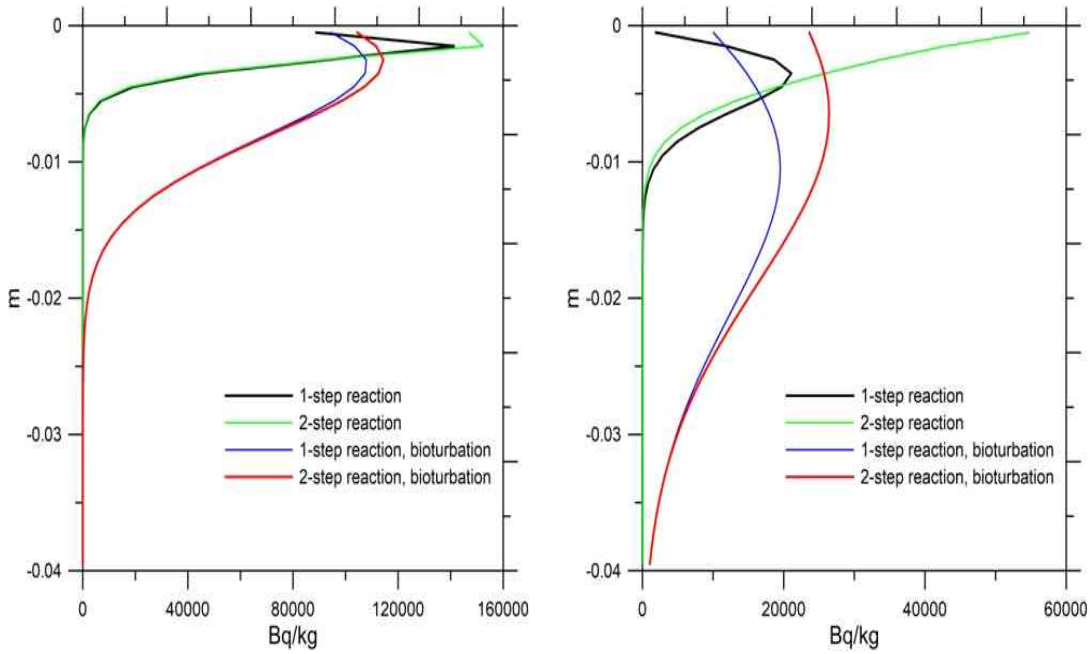


그림 3.1.11 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층 내 총 농도의 연직분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후

그림 3.2.12는 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 입자성 Phase 1 농도의 연직분포를 비교한 것이다. 1단계 전이 및 2단계 전이, 그리고 생물 교란 효과 유무의 경우에 대해 계산한 결과이다.

90일 이내의 경우 2단계 전이 프로세스의 사용으로 인한 영향은 크지 않으나 360일 후의 실험 결과에서는 입자성 Phase 1 농도의 뚜렷한 감소를 가져오는 것으로 나타나고 있다.

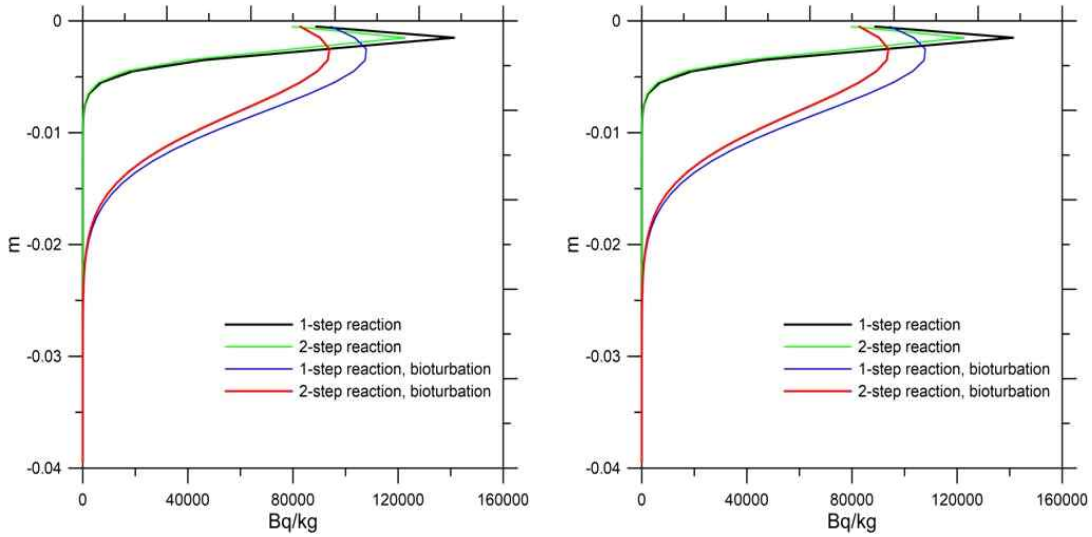


그림 3.1.12 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 입자성 Phase 1 농도의 연직 분포: 좌) 90일 후, 우) 360일 후

그림 3.2.13은 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적물 내 총량으로 2단계 전이 프로세스와 생물 교란의 영향은 각각 100일 및 40일 시간 스케일에서부터 두드러지기 시작하는 것으로 나타난다.

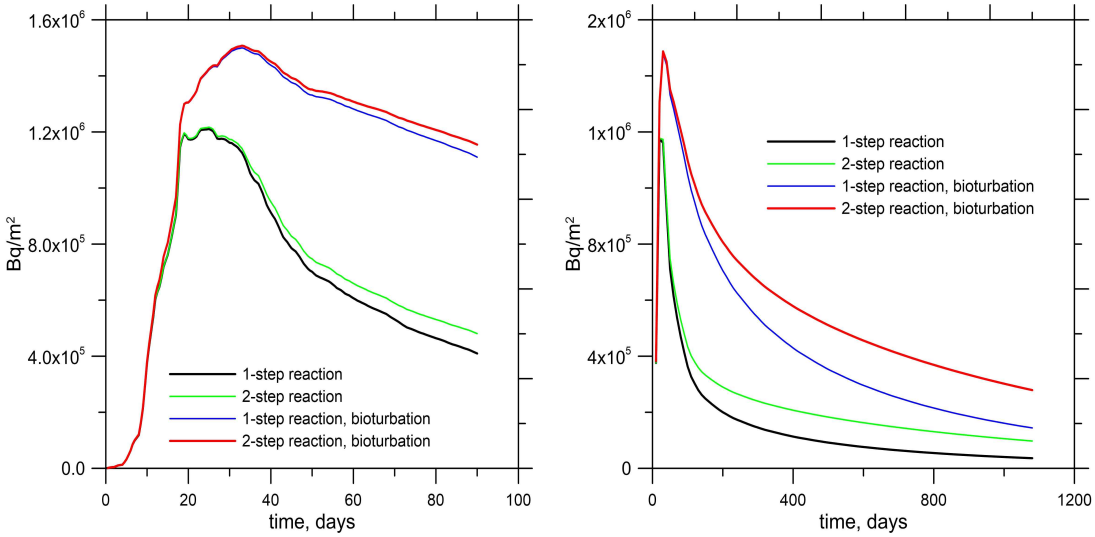


그림 3.1.13 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층 내 총량의 시간 변화: 좌) 90일 기간, 우) 약 1,080일 기간

그림 3.2.14는 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적물 표층 및 상층 5cm 평균값의 시간변화로 90일 총량으로 2단계 전이 프로세스와 생물 교란의 영향은 각각 100일 및 40일 시간 스케일에서부터 두드러지기 시작하는 것으로 나타난다.

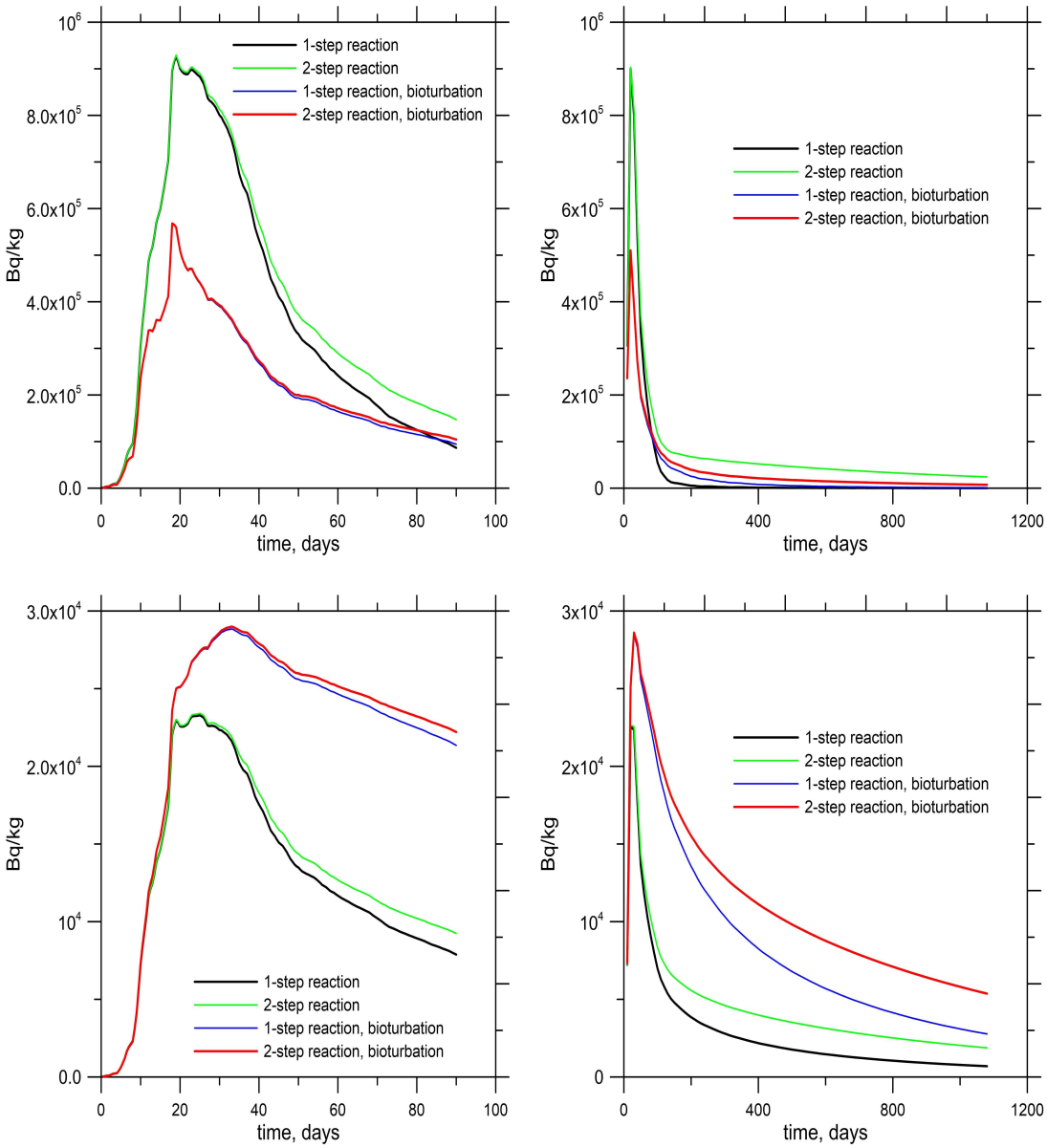


그림 3.1.14 4개 다수 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적층에서의 농도 시간 변화: 좌상) 표층 90일 기간, 우상) 표층 1,100일 기간, 좌하) 상부 5cm 평균 90일 기간, 우하) 상부 5cm 1,080일 기간

그림 3.2.15는 다수 해저퇴적층 시나리오와 단일 해저퇴적층 시나리오로 계산된 해저퇴적물 내 농도 시간변화를 보여준다. 모든 경우 1단계 전이 프로세스가 적용되었고 생물 교란은 포함되지 않았다. 단일층 모델의 경우 평균 농도를 과대 산정하는 것으로 나타났다. 총량에 있어서도 과대 산정 경향이 초반부터 확인되고 있다.

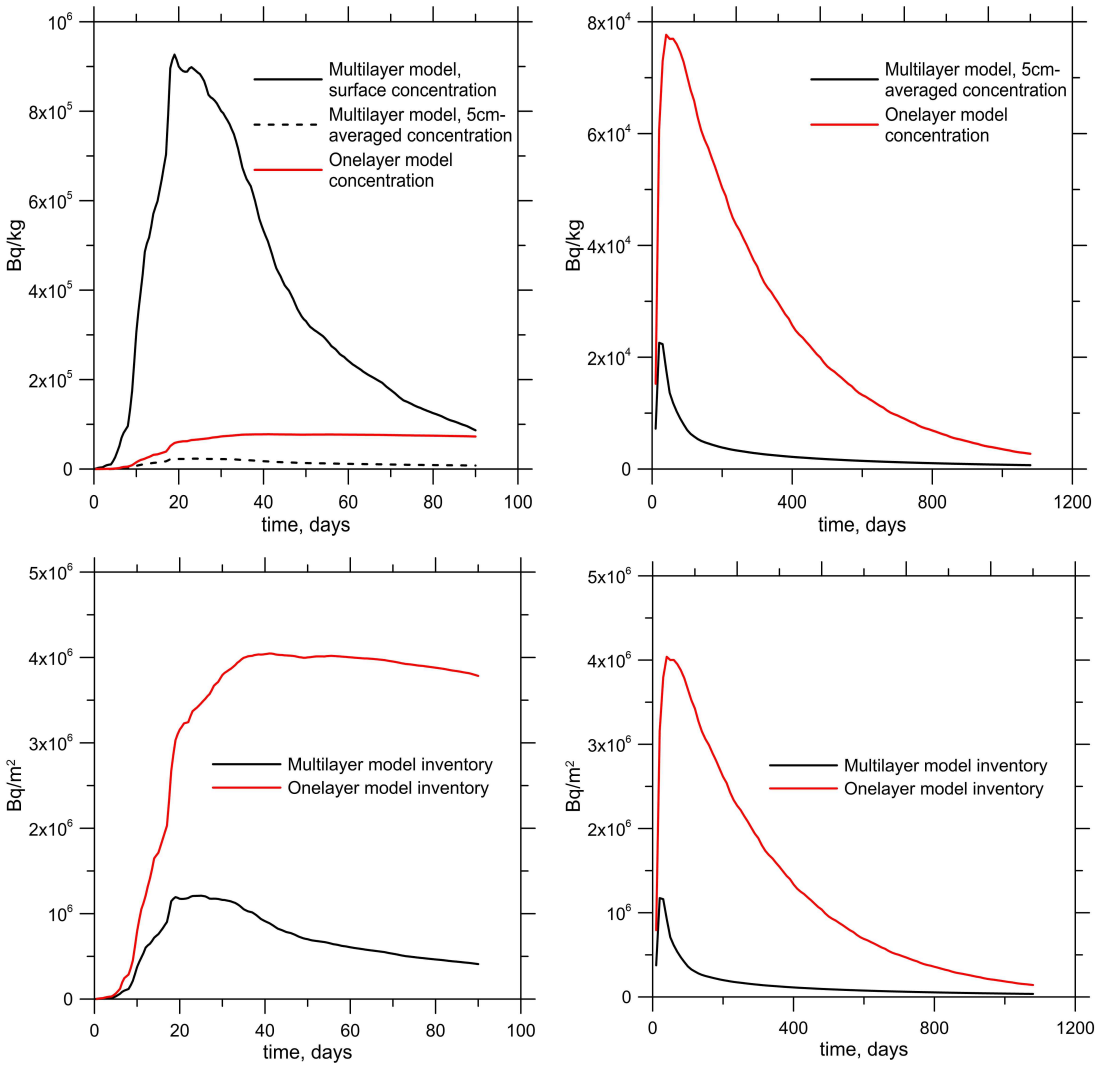


그림 3.1.15 1단계 전이 프로세스, 생물 교란 미고려의 다수 해저퇴적층 시나리오 및 단일층 시나리오로 계산된 농도 시간변화 비교: 좌상) 90일 기간, 우상) 1,080일, 좌하) 90일, 우하) 1,080일

○ 퇴적물 입경 및 침식-퇴적 프로세스 효과 검토를 위한 수로 실험

후쿠시마 사고 이후 현장관측에서 해저면의 해양방사능 농도 분포가 매우 불균일하다는 사실이 확인되고 있다 (Ando et al, 2014; Thorton et al, 2013). 해양방사능 물질의 이동, 침식 및 퇴적 관련 지형적 특성이 해수층과 해저면간의 방사능 물질 교환에 미치는 영향을 구분하기 위해 중간에 함몰된 지형특성을 갖는 직선형태의 수로(그림 3.1.16)에서의 거동을 검토하였다.

- 모델 영역 및 경계조건

수로의 지형이 기본적으로 수심 10m로 고려되나 수로 중앙부에 최대 20m 깊이의 해구가 위치한다. 해구는 최대 깊이를 양측으로 대칭적인 사면

을 갖는다. 수로 총 길이는 40km이다.

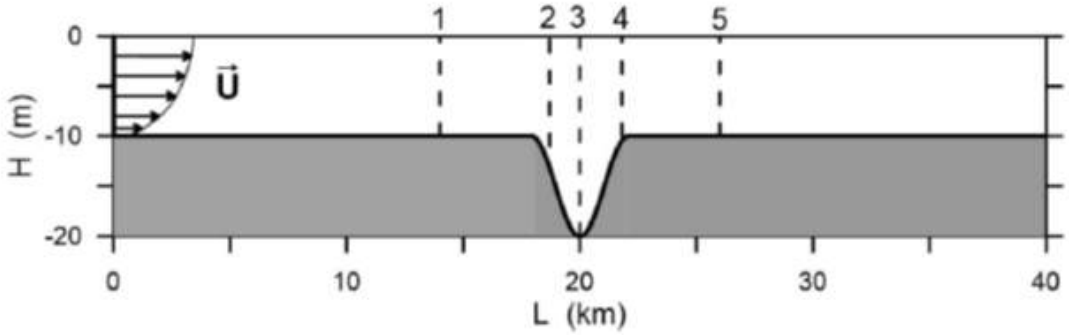


그림 3.1.16. 수로 모델링의 지형적 제원. 1~5는 해저퇴적층 내 ^{137}Cs의 연직분포를 제시하는 위치

수치적분 수평 해상도는 50m가 사용된다. 해수층에는 21개, 해저퇴적층에는 25개 층이 배치되었다. 해저퇴적층 초기두께는 0.5cm로 설정되었다.

좌측 경계에서는 유입 유속과 유입 방사능 농도가 정의된다. 유입 유속은 0.4m/s, 유입 방사능 농도는 아래와 같이 정의된다.

Cs inflow = 1.e+6, for t<14days
Cs inflow = 0. for t > 14days

우측 경계에서는 자유로운 유출이 이루어지도록 외삽조건이 정의되었다. 해양방사능 모델의 주요 입력자료는 다음과 같다. $\chi_0 = 3.8 \times 10^{-6} m/s$, $a_{ds} = 1.16 \times 10^{-5}/s$, $\theta = 0.1$, $\nu_D = 1.45 \times 10^{-9} m^2/s$, $\nu_{Bj} = 10^{-11} m^2/s$.

- 모델 시나리오

모델 실험 시나리오로는 총 4개로 구성된다. 1, 2 시나리오는 단일 입경 퇴적물을 고려하되 침식 과정 고려 여부로 차별된다. 3, 4 시나리오는 세 개의 입경을 고려하며 마찬가지로 침식 과정 고려 여부로 차별된다.

- 모델 결과

그림 3.1.17은 단일 입경 및 3개 입경 고려에 따른 75일 후의 결과로 수로를 따라서 부유퇴적물 농도, 입자부착 농도 및 용존방사능 농도 분포를 보여준다.

단일 입경의 경우에는 150μm, 3개의 입경의 경우는 120, 140, 180μm 가 고려되었다. 이 두 계산에서 연직확산에 의한 해수층-해저퇴적층간의 교환은 물론 침식 및 해저침적 과정이 모두 포함된다.

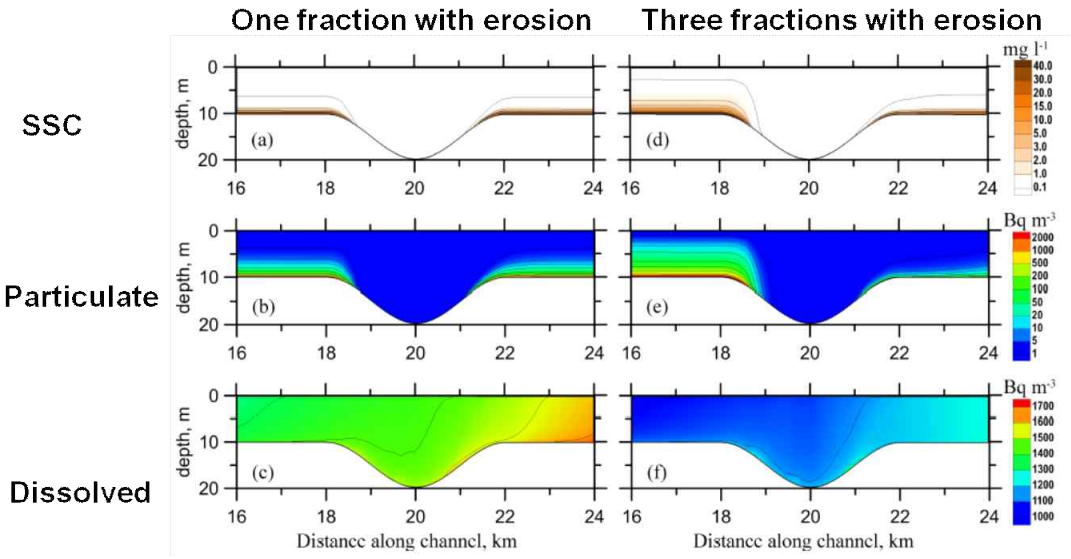


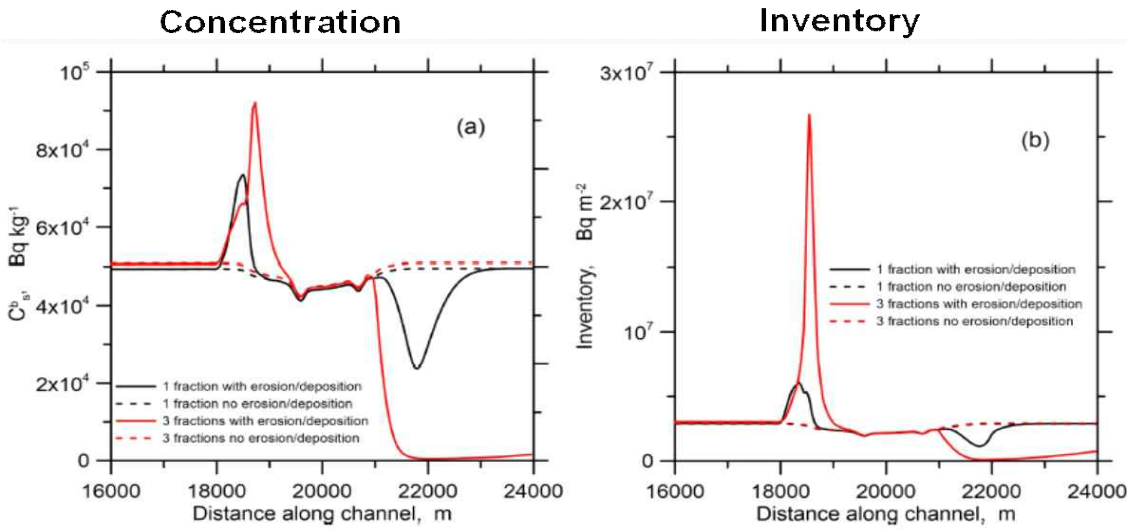
그림 3.1.17 단일 입경 및 3개 입경 고려 효과: 좌) 단일 입경, 우) 3개 입경

단일 입경의 경우, 부유퇴적물은 얕은 해저면 경계층 부근에 집중되어 분포함을 알 수 있다. 함몰부 부근에서는 유속과 전단응력의 감소가 일어나면서 침식은 줄어들게 되고, 해저면 침적이 상대적으로 증가하게 되면 부유퇴적물 농도가 낮게 나타난다. 해구부 끝 부분부터는 침식이 증가하면서 부유퇴적물 경계층 두께가 복원되기 시작한다. 입자성 ^{137}Cs 농도는 부유퇴적물 분포를 따른다. 수로 끝 방향으로 가면서 용존방사능 농도가 증가하는 것은 해저면으로 부터의 공급이 증가하기 때문이다.

3개 입경의 부유퇴적물 농도와 방사능 농도의 분포는 단일 입경의 경우와 두드러진 차이를 보인다. 함몰부 이전에서 미세입경으로 인해 부유퇴적물 농도와 입자부착 농도가 단일 입경에 비해 증가하면서, 함몰부를 지나면서 용존방사능 농도가 크게 감소한다. 아울러 미세입경 부유퇴적물이 쉽게 침식되어 우측 경계로 씻겨 나가면서 해구부 우측의 부유퇴적물 및 입자부착 농도 또한 단일 입경에 비해 낮게 나타난다.

그림 3.1.18는 단일 입경/3개 입경에 대해 침식 퇴적과정 고려/미고려시에 대해 계산된 해저퇴적층 내 입자부착 농도와 단위면적당 방사능 총량이 수로를 따라 어떻게 변화하는가를 보여준다. 그림 3.1.19는 연직분포도이다.

침식-퇴적과정이 고려되지 않는 경우, 단일 입경과 3개 입경 모델 결과의 차이는 작은 것으로 나타났다. 반면, 침식-퇴적 과정을 고려하는 경우 해수층 수심이 증가하면서 해저퇴적물 내 입자부착 농도가 감소하게 되는데 이는 마찰유속이 감소하기 때문이다. 총량 또한 해수층 수심이 증가하면서 감소한다.



3.1.18 수로를 따라서의 해적퇴적물 내 농도 변화: 좌) 표층, 우) 총량

함몰부 전의 해저퇴적층 농도 및 총량 모두 단일 입경의 경우 3개 입경의 경우 보다 낮게 나타나고 있다. 반면, 함몰부를 지나서는 반대로 나타나고 있다. 함몰부에서는 두 경우의 차이는 거의 없는 것을 확인할 수 있다.

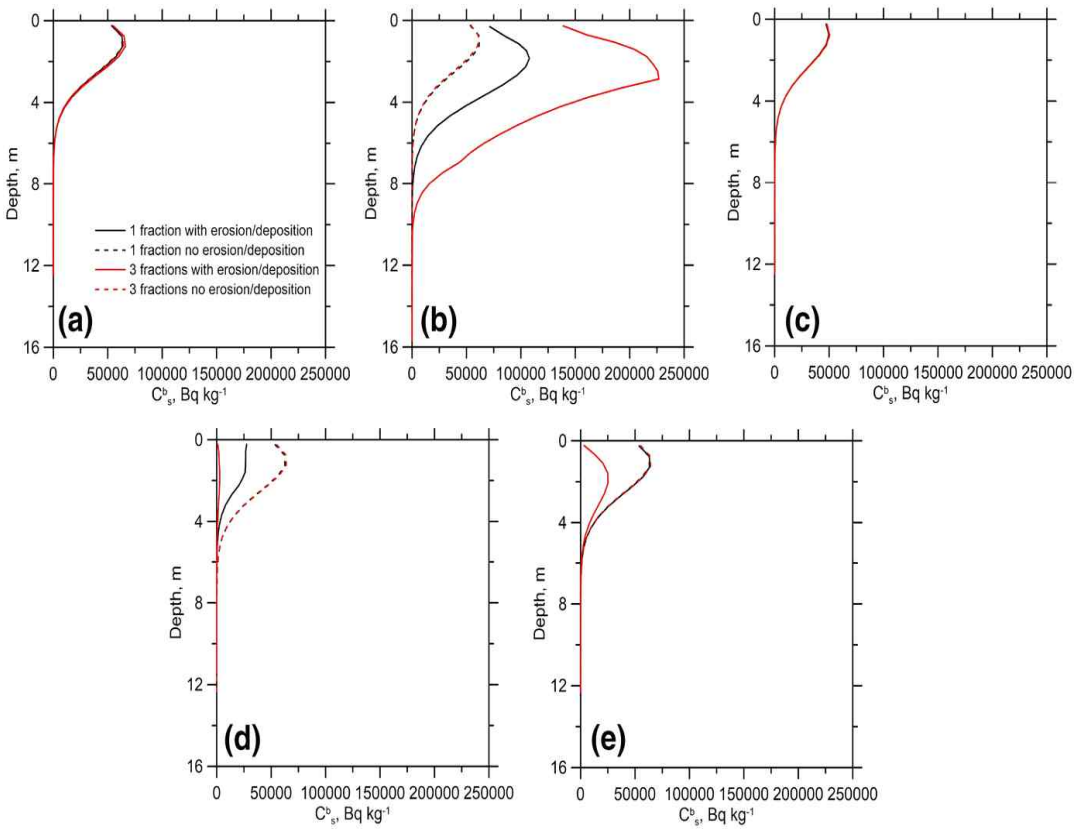


그림 3.1.19 수로를 따라서의 해저퇴적물 내 농도 연직변화

마. 후쿠시마 모델 적용

○ 입력 자료

- 해저퇴적물 입경 분포

출판된 현장조사 자료(Black and Buesseler, 2014; Ambe et al, 2014; Otosaka and Kato, 2014; Kusakabe et al, 2013)에 근거하여 평균 입경 분포도를 작성하였다(그림 3.1.20).

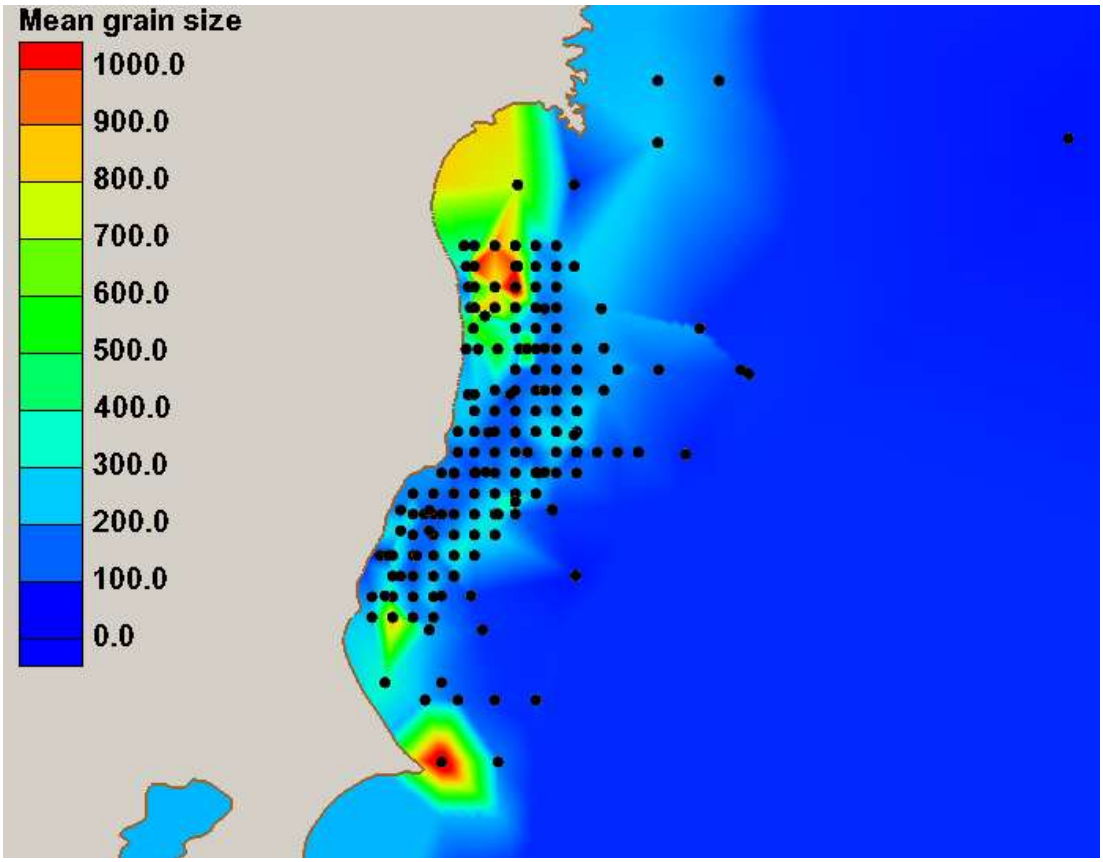


그림 3.1.20 해저퇴적물 관측지점 및 내삽을 이용한 분포. 흑색 원은 관측자료 정점들 (관측자 정보는 그림 3.1.22 참조)

- 공극률 분포

Kusakabe et al,(2013)의 관측자료에 따르면, 해저퇴적물 평균 입경 분포와 함수율 간에 강한 연관성이 있는 것으로 확인된다. 구체적으로,

$$D_{50} = 121 w^{-1.85}$$

상기 식에서 w는 함수율(%)이다. 이를 근거로 공극률 공간분포도를 마련하였다.

- 생물교란 계수 분포

Black and Buesseler(2014)은 실험적 자료에 근거하여 생물교란 계수를 추정한 바 있다. 개략적인 범위는 $0.1 \sim 10 cm^2/yr$로 나타났다.

분석 결과, 수심 증가에 따라 생물교란 계수는 지수함수적으로 감소하는 것으로 나타났다 (그림 3.1.21 참조).

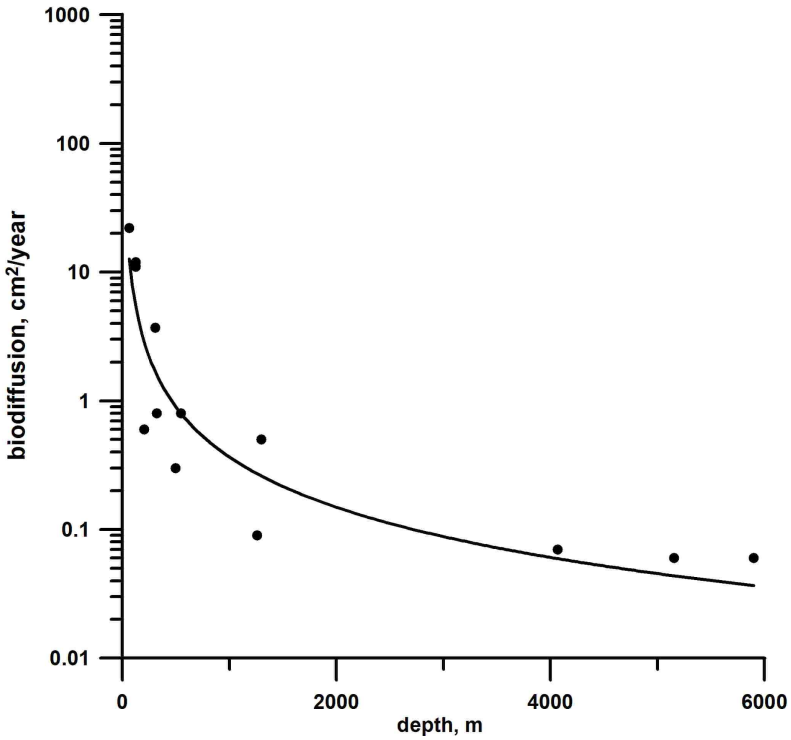


그림 3.1.21 수심-생물교란 계수 상관관계

이에 따라 다음과 같은 조건이 수치계산에 도입되었다.

$$\nu_{bio} = \min(10, \max(0.1, 2807.36 D^{-1.296}))$$

- 해저퇴적물 오염 관측

그림 3.1.22는 현재까지 다양한 연구자에 의해 수행된 해저퇴적물 오염조사 지점을 종합하여 제시한 것이다. 일부 외해측 조사가 있으나 대부분 후쿠시마 원전 주변에 집중되어 있는 것을 확인할 수 있다.

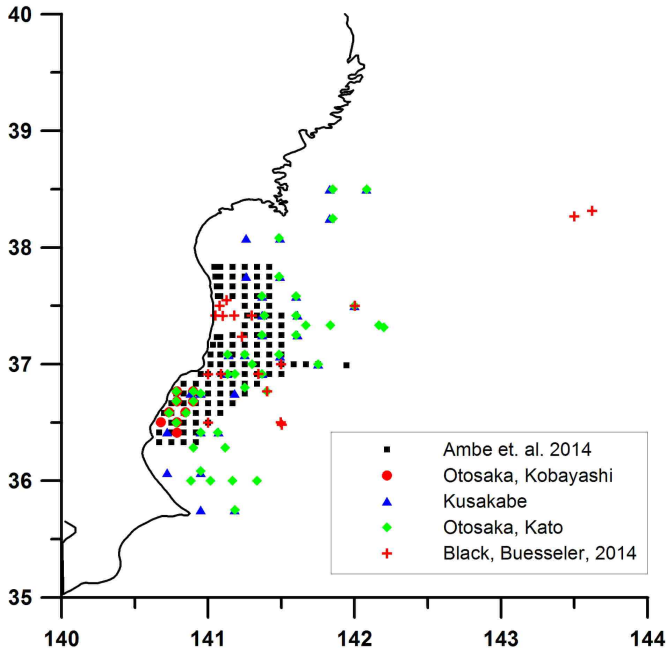


그림 3.1.22 수심-생물교란 계수 상관관계

그림 3.1.23은 동일 관측지점 7월 및 2월 농도 상관성을 비교한 것이다. (Ambe et al, 2014). 대체로 양호한 상관성을 보이고 있으며, 7월의 관측치가 2월에 비해 약간 산재하여 분포하는 경향을 보이고 있다.

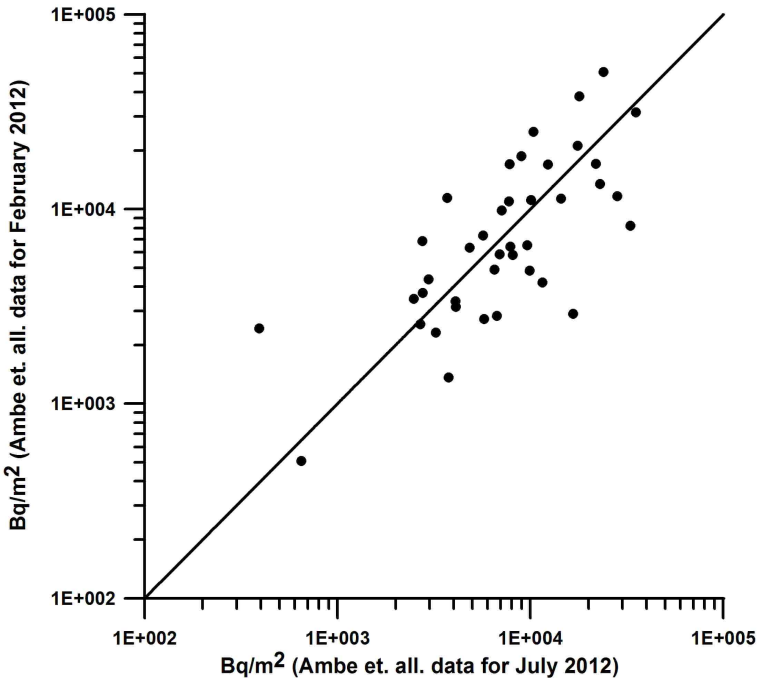


그림 3.1.23 동일 관측지점 7월 및 2월 농도 상관성 비교 (Ambe et al, 2014)

그림 3.1.24는 기타 연구자들 (Ambe et al, 2014; Kusakabe et al, 2013; Otosaka and Kobayashi, 2014)이 다른 기간에 관측된 자료간의 상관성을 분석한 것이다. 2011년 자료에 근거한 Otosaka and Kobayashi (2013) 보고 자료의 농도값이 상대적으로 높은 탓으로 2012년 7월 자료에 근거한 Ambe et al, (2014) 자료간의 상관성이 적은 것으로 확인되고 있다.

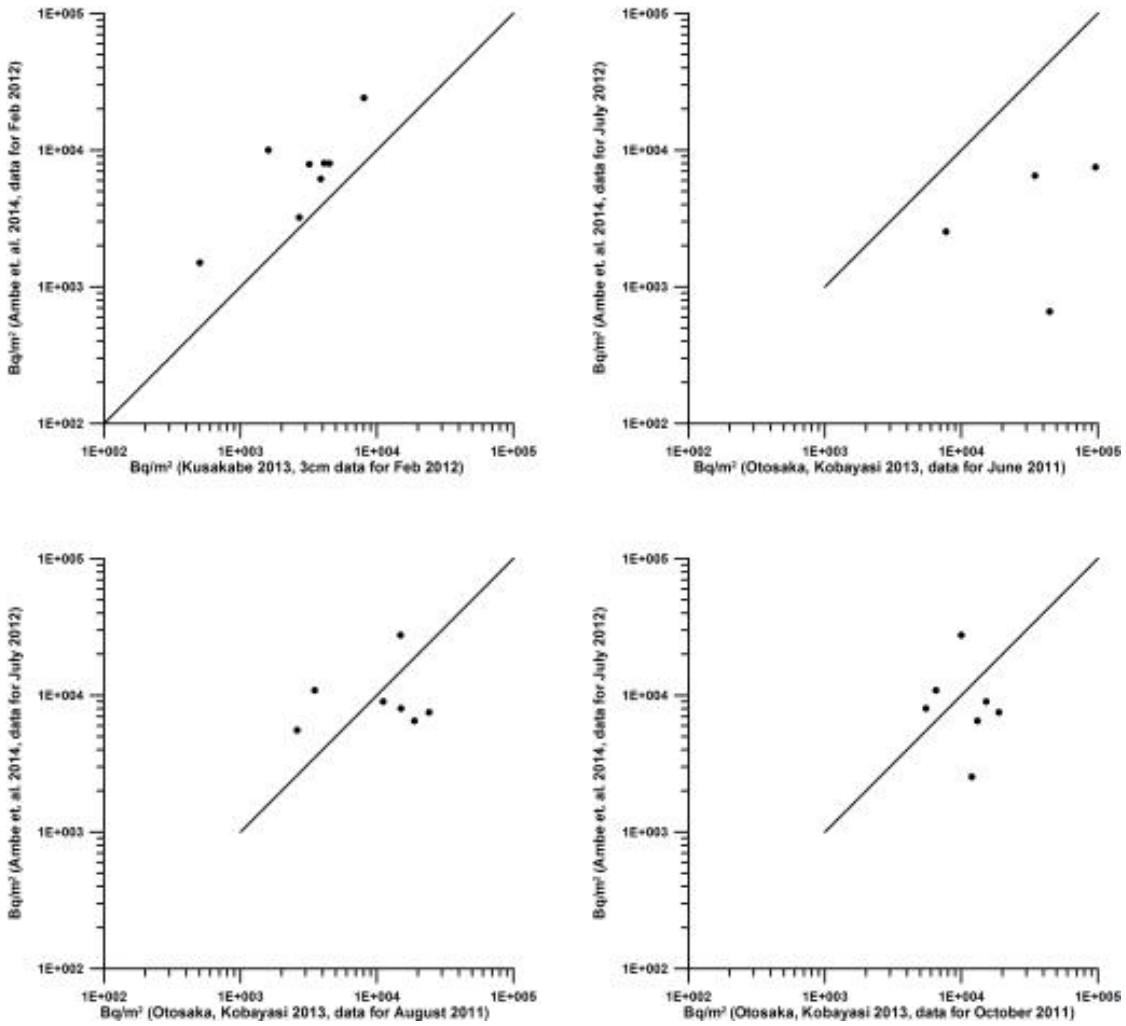


그림 3.1.24 여러 연구자들의 다른 기간 자료 분석에서 얻어진 방사능 총량 값 비교

○ 후쿠시마 적용을 통한 단일 및 다수 해저퇴적층 모델 비교

단일 및 다수 해저퇴적층 모델을 후쿠시마 주변에 적용하여 특정 지점에서의 해저면 방사능 총량의 시간변화를 비교하였다(그림 3.1.25). 방사능 물질 유출 초기에는 단일층 모델과 다수층 모델간의 차이가 별로 없으나 시간이 경과하면서 대체적으로 단일층 모델이 다수층 모델 보다 총량을 높게 산

정하는 경향을 보이는 것으로 나타나고 있다.

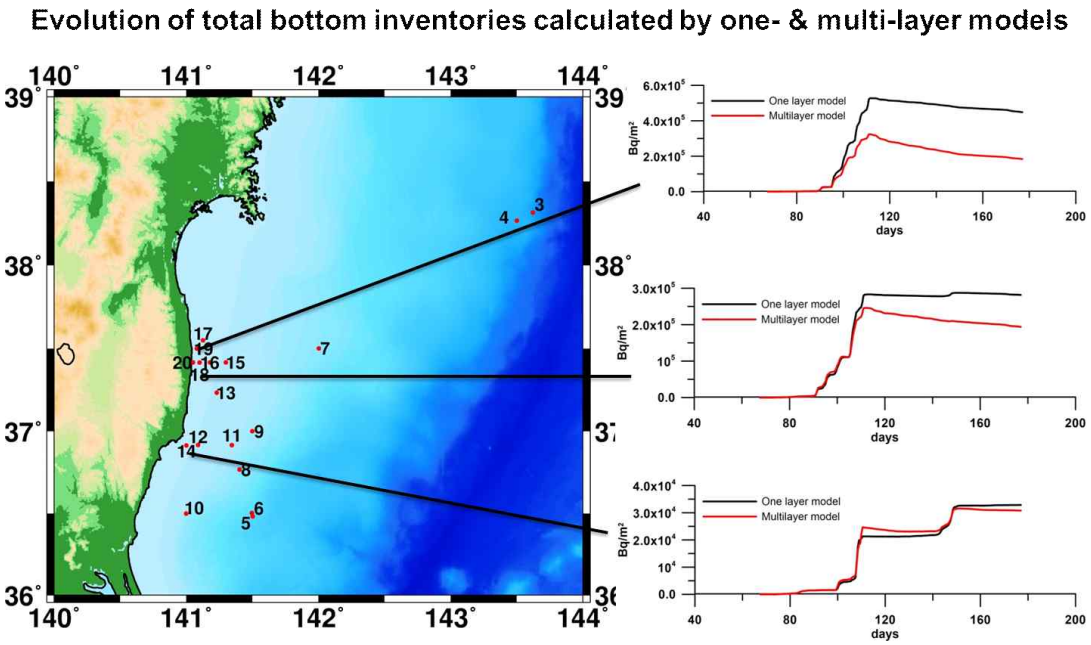


그림 3.1.25 단일 및 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 후쿠시마 인근 정점에서의 방사능 총량 시간 변화

그림 3.1.26은 다수 해저퇴적층 모델로 산정된 특정지점 (St.18)의 해저퇴적층 내 방사능 연직분포이다. 해저퇴적층 하부로 방사능 물질이 확산되면서 수심으로 확산되면서 공극수와 퇴적물 입자에 존재하는 방사능 농도의 연직분포가 변화하는 것을 확인할 수 있다.

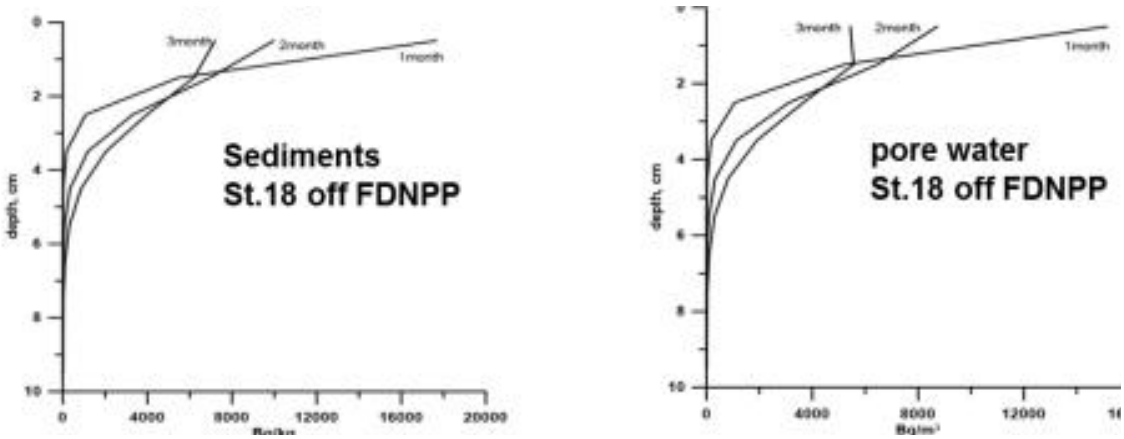


그림 3.1.26 다수 해저퇴적층 모델로 계산된 정점 18에서의 ^{137}Cs 연직분포 변화

초기에는 해저퇴적층 상부에 방사능 물질이 몰려있으나 이후 연직확산에 의해 완만한 분포로 바뀌며 표층하부에 최대치가 발생하는 경향이 일부 확

인된다.

○ 후쿠시마 주변 해저면 오염 산정

그림 3.1.27은 2011년 4월 1일부터 5월 11일까지의 해저퇴적층 내 방사능 농도 총량 분포도이다. 후쿠시마 연안을 따라 좁은 폭으로 해저퇴적물 오염이 집중되어 있음을 확인할 수 있다.

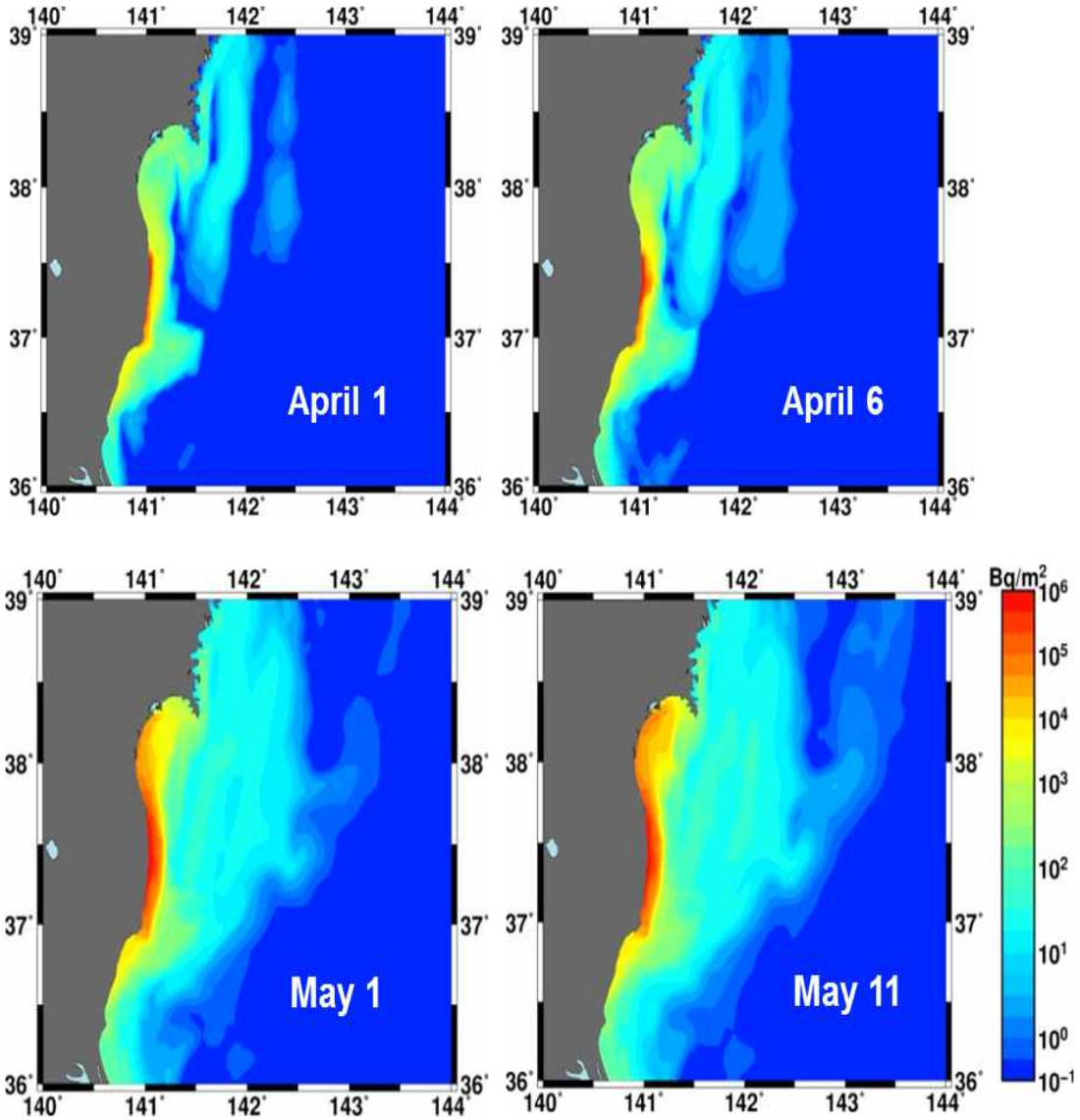


그림 3.1.27 후쿠시마 주변 해저퇴적층 내 단위면적당 ^{137}Cs 양의 시간에 따른 분포 변화

○ 관측치와의 비교

2011년 6월 결과와 7월말 결과를 Black and Buesseler (2014) 관측치와 비교하였다(그림 3.1.28). 기본적으로 동 기간의 비교가 아니라는 제한점을 갖으나 대략적인 모델 정확도를 확인할 수 있다. 매우 미세한 변화이나 6월 말 비교에 비해 7월말 결과가 관측치에 접근해가는 경향을 확인할 수 있다. 보다 장기간의 실험을 하는 경우 개선된 결과를 얻을 수 있을 것으로 기대된다.

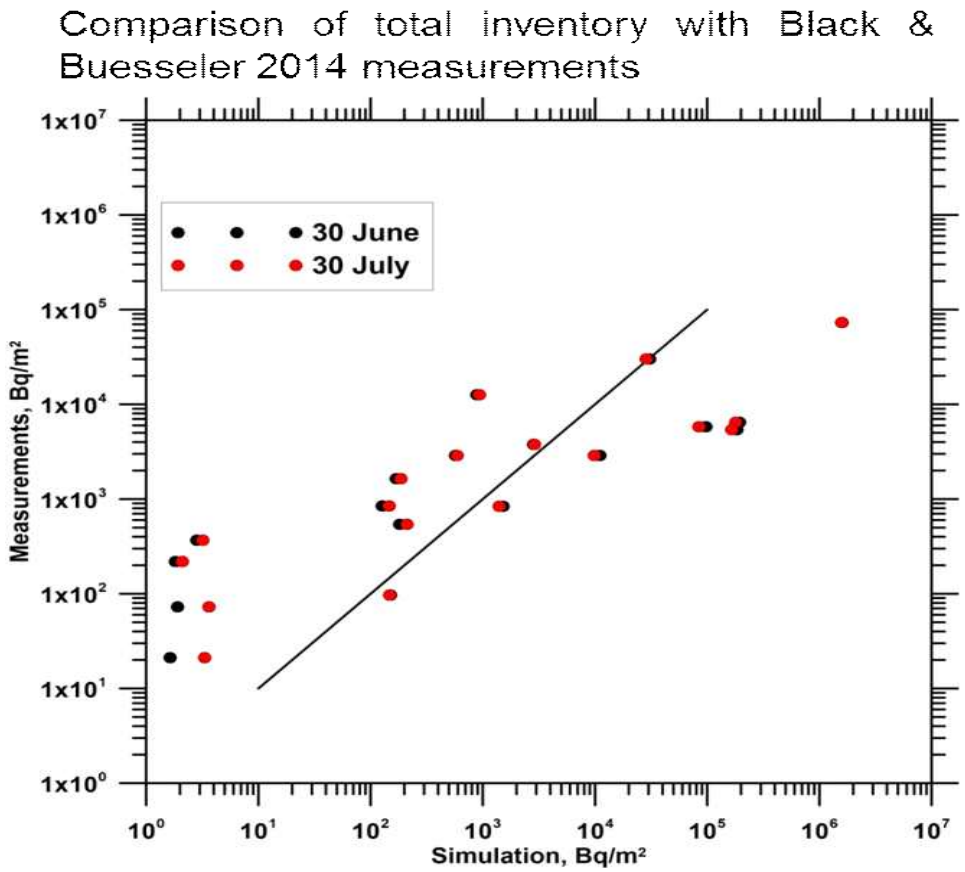


그림 3.1.28 해저퇴적층 내 단위면적당 ^{137}Cs의 양의 계산치와 Black and Buessseler (2014)의 비교를 통한 모델 검증 결과

○ 해저퇴적층 방사능 총량 시간 변화

IAEA 주관 MODARIA I의 일환으로 해저퇴적층 내 ^{137}Cs의 총량의 시간변화를 검토하였다. 모델 비교를 위해 동일한 후쿠시마 해양 직접 유입과 대기 낙진이 오염원 값으로 사용되었다. 그림 3.1.29는 모델 영역은 물론 대기 낙진 분포를 보여주며 그림 3.1.30은 모델계산에 사용된 해양직접 유입량의 시간변화 (2011년 3월 26일~6월 30일)이다. 일본측에서 대기낙진 정보와 해수순환 정보를 제공하였다.

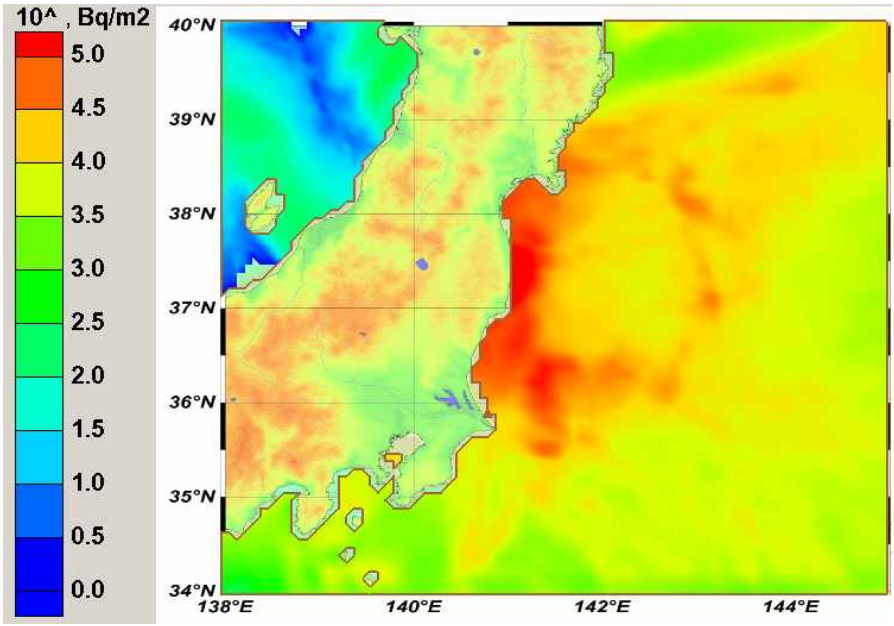


그림 3.1.29 모델계산에 사용된 ^{137}Cs의 대기 낙진 분포

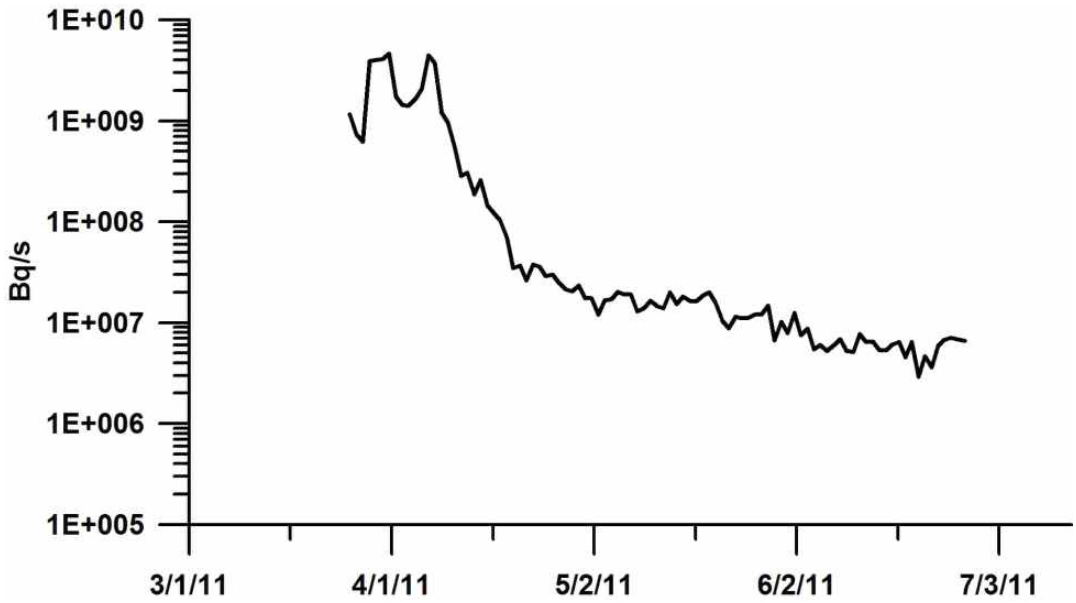


그림 3.1.30 모델계산에 사용된 ^{137}Cs의 해양 직접 유입량

그림 3.1.31 모델로 계산된 모델 영역 내 해저퇴적물에 존재하는 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 총량을 나타낸다. 2개의 점선은 Black and Buesseler(2014)에 의해 추정된 해저퇴적물 내 존재하는 ^{137}Cs의 최대 및 최저값을 나타낸다. 모델로 계산된 총량은 Black and Buessler의 추정치를 초과하는 것으로 나타나고 있다.

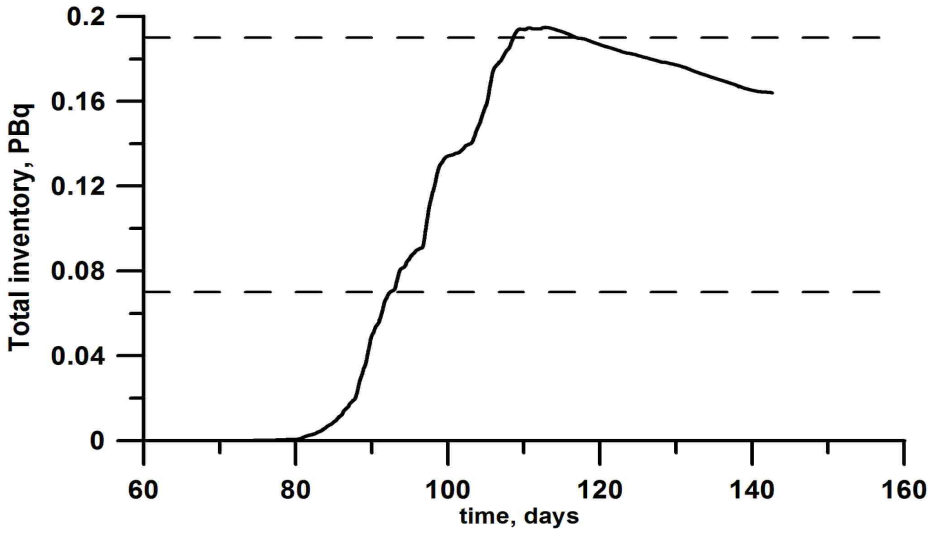


그림 3.1.31 후쿠시마 사고로 인한 해저퇴적물 내 방사능 총량

바. 황동중국해 모델 적용

○ 황동중국해 복합순환 모델 수립 및 개선

그림 3.1.32은 황동중국해 모델 영역과 비구조형 삼각형 격자망을 보여준다. 개방경계는 대한해협과 류큐열도, 대만해협으로 이어진다.

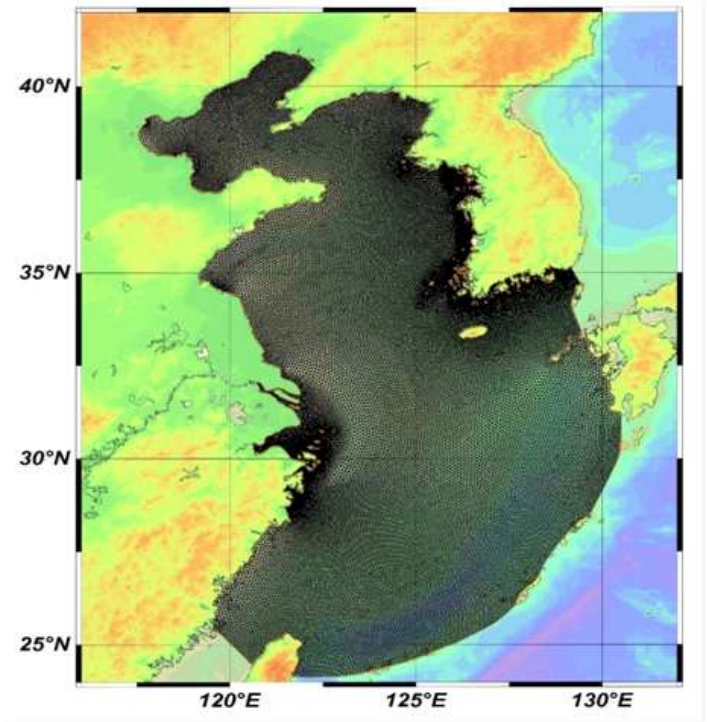


그림 3.1.32 황동중국해 비구조형 삼각형 격자망

수평 방향 총 node 수는 50,613개, 삼각형요소 수는 96,217개로 구성된다. 해상도는 400m~8km로 변한다. 연직방향으로는 200m까지 11개 s 좌표 층과 9개의 z 좌표 연직층으로 구성된다.

중국측 자료와의 비교를 통해 복합순환 성분중 하나인 조석의 크기가 중국측 연안의 관측값보다 작게 산정되는 문제점이 발견되었다. 다양한 검토 끝에 외해경계조건이 문제점으로 확인되었다. 이에 따라 외해경계조건은 하기와 같이 수정되었다.

$$\eta_b = \eta_h + \eta_t \qquad \text{OB elevation}$$

$$\vec{v}_b = \alpha\left(\vec{v}_h + \vec{v}_t\right) + \left(1-\alpha\right)\vec{v}_m \qquad \text{OB velocity}$$

$\eta_t, \vec{v}_t$: Tidal elevations and velocities, TPXO-08 atlas

$\eta_h, \vec{v}_h$: HYCOM elevation and velocity

기타 기상정보는 Meteo Era-Interim 자료가 사용되었다. 기후적 하천수 유입량은 한중 핵안전 공동연구사업의 파트너인 중국 FIO 연구진들에 의해 제공되었다. 그림 3.1.33는 조석 검증 지점들을 보여준다. 그림 3.1.34는 일부 선별된 지점에서의 검증 결과로서 대체로 양호한 재현이 얻어졌다.

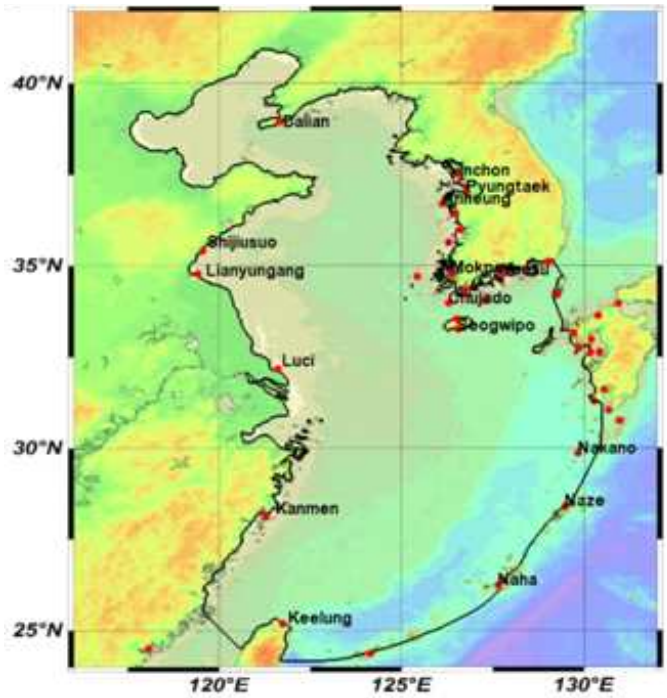
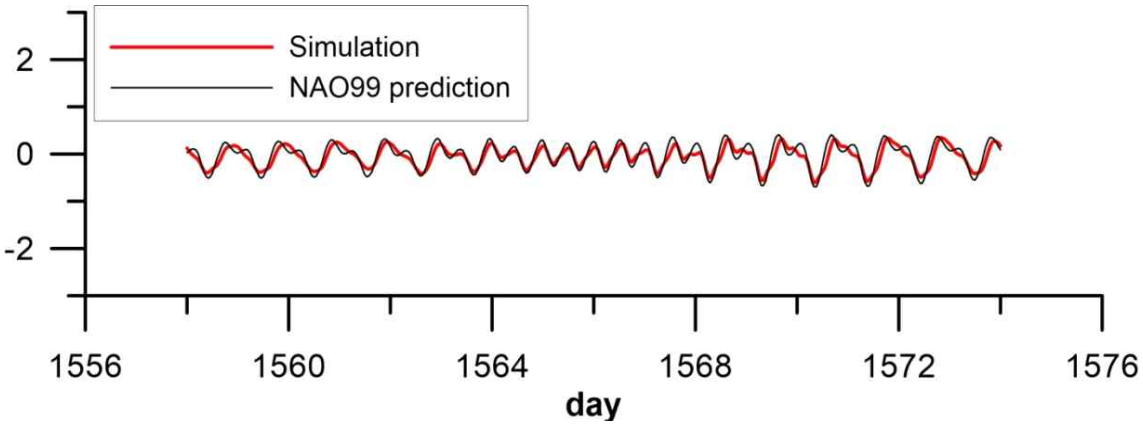
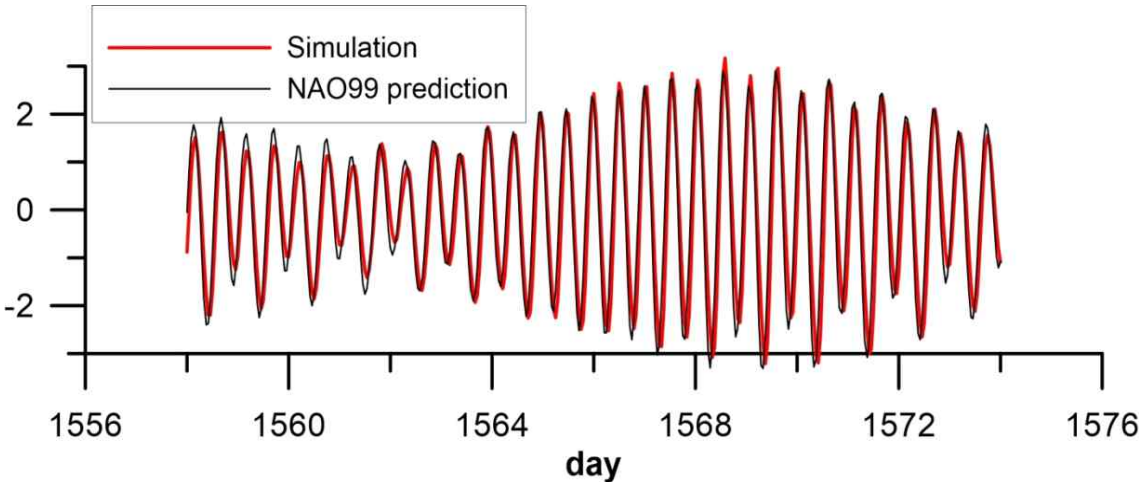


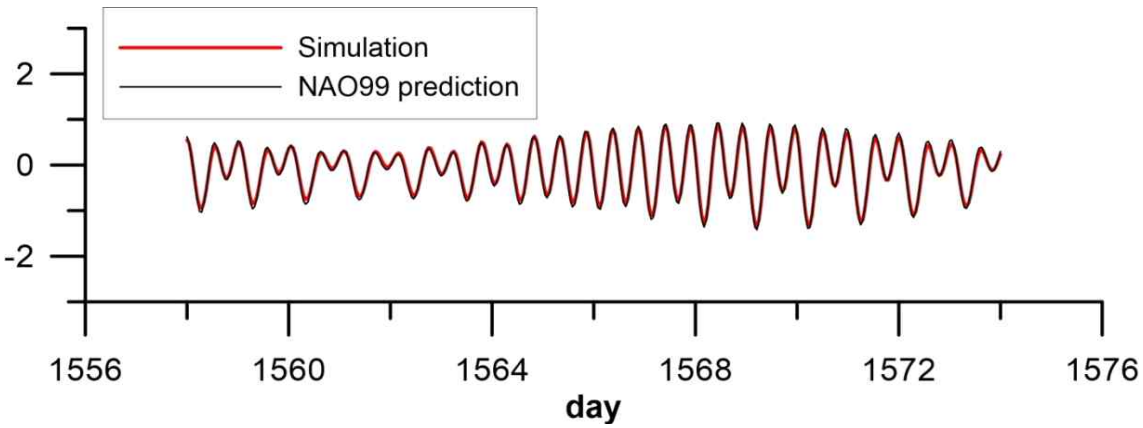
그림 3.1.33 조석 검증 지점



(Keelung station)

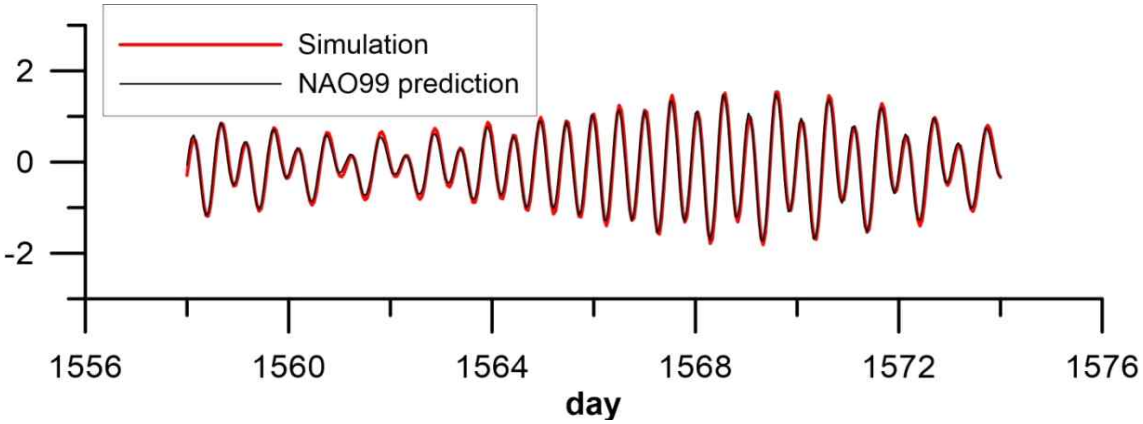


(Kanmen station)

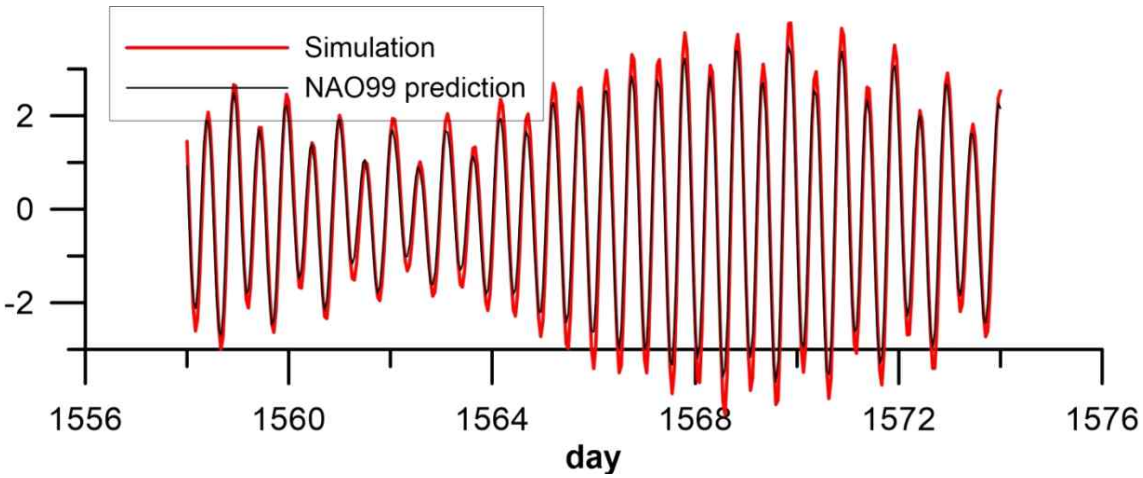


(Nakano station)

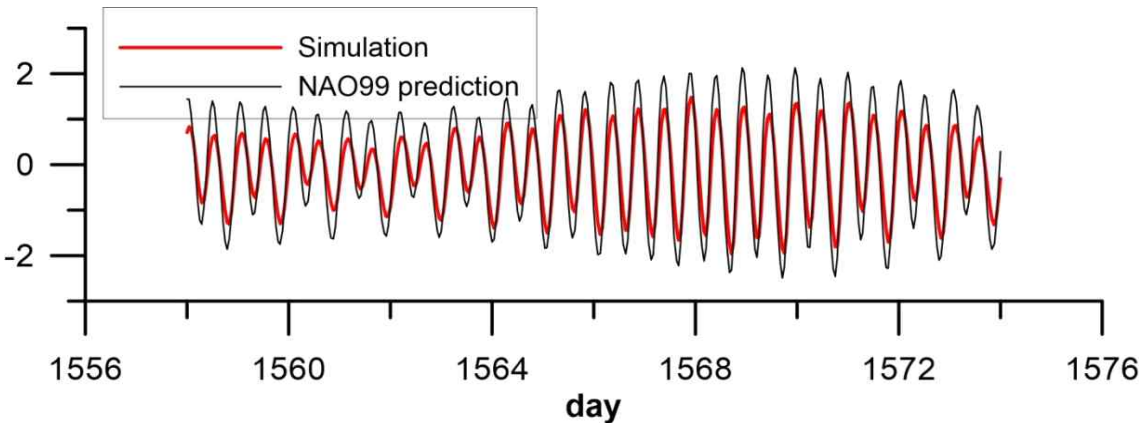
그림 3.1.34 선별된 지점에서의 조석 검증 결과



(Seogwipo station)



(Anheung station)



(Shijiuso station)

그림 3.1.34 (계 속)

그림 3.1.35은 2011년을 대상으로 계산된 계절별 표층 및 저층 수온 분포도 이다. 정성적으로 기존 연구와 유사한 것으로 판단된다.

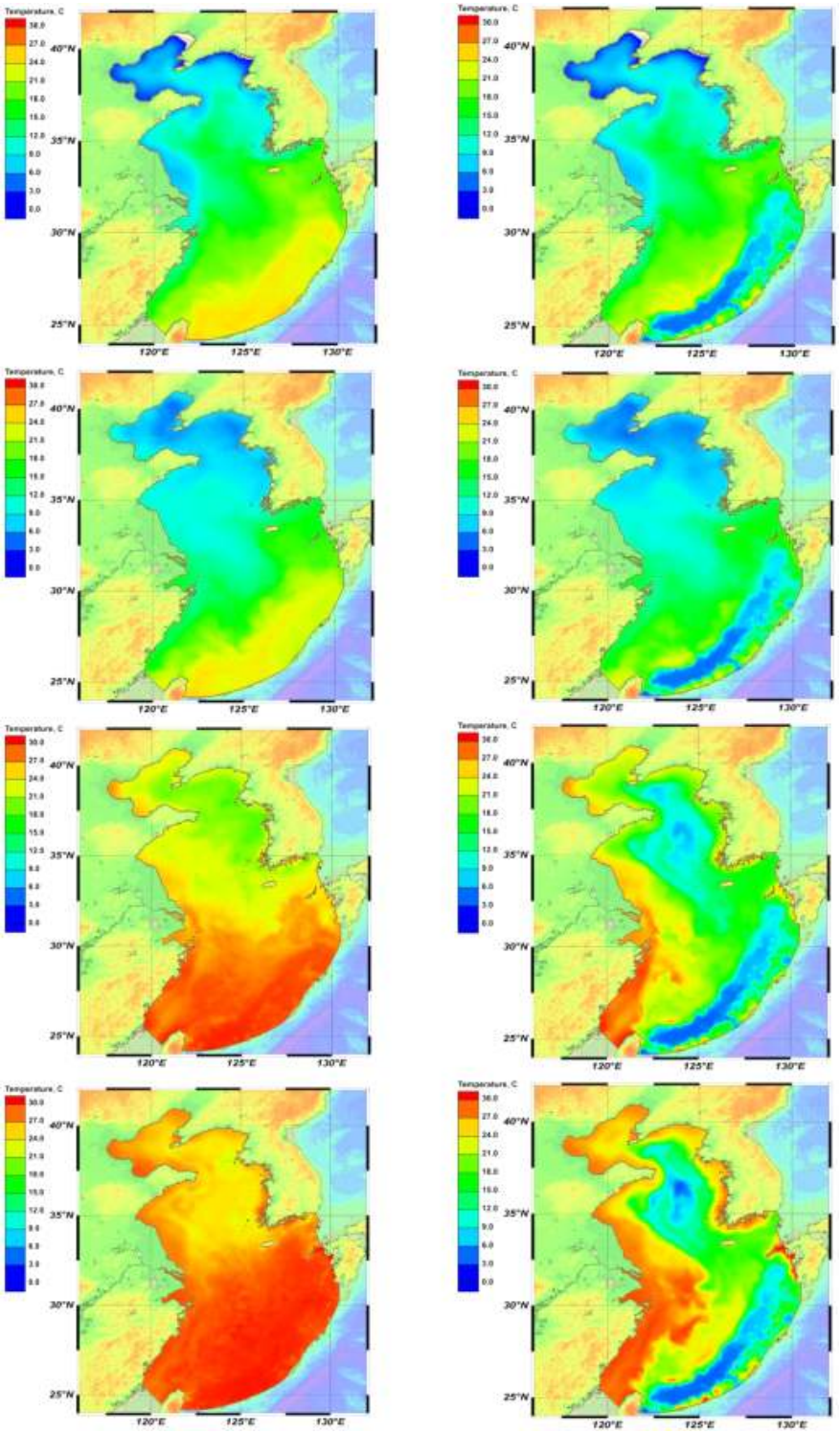


그림 3.1.35 모델로 계산된 수온 계절별 분포도: 좌) 표층 1.1일, 4.1일, 7.1일, 10.1일, 우) 저층 1.1일, 4.1일, 7.1일, 10.1일

그림 3.1.36은 모델 개선 후 계산된 하계 및 동계 약 2주간의 평균 해수순환장이다. 쿠로시오와 더불어 황해 동중국해 순환 패턴에 계절별 바람의 영향이 뚜렷이 나타나고 있다. 하계에는 황해 입구까지 해류가 북상하여 동측으로 이동하고, 동계에는 북풍-북서풍의 영향으로 대만해류가 북상하지 못하고 쿠로시오 측으로 방향을 바꾸는 것으로 나타나고 있다.

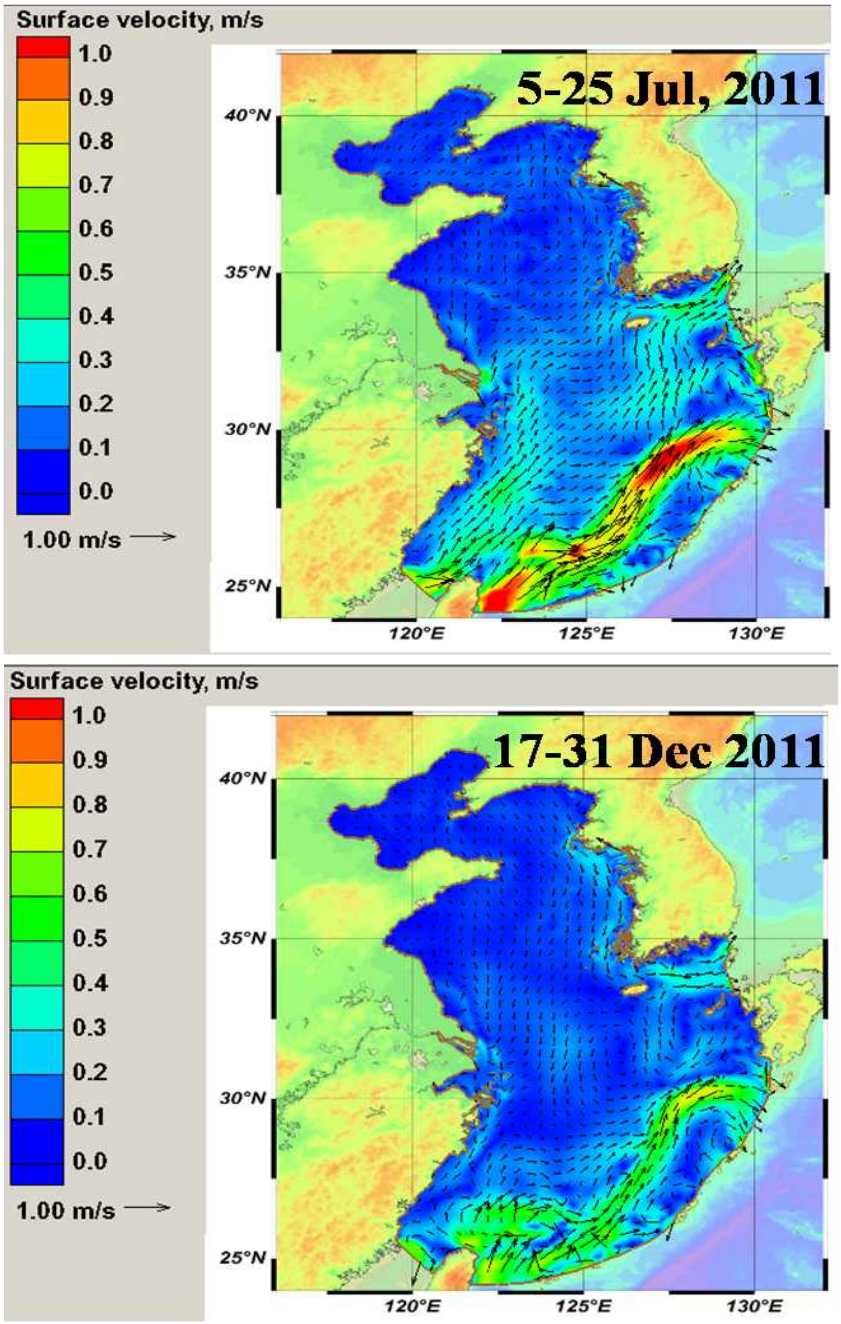


그림 3.1.36 황동중국해 평균순환장: 상) 하계, 하) 동계

○ 파랑 검증

우리나라 남서해역 4개 지점에서의 관측치와 비교하였다(그림 3.1.37). 유의파고 비교 결과 파고가 증가하면서 모델 예측치가 작게 산정하는 경향이 있으나 대체로 만족스럽게 재현하는 것으로 확인되었다.

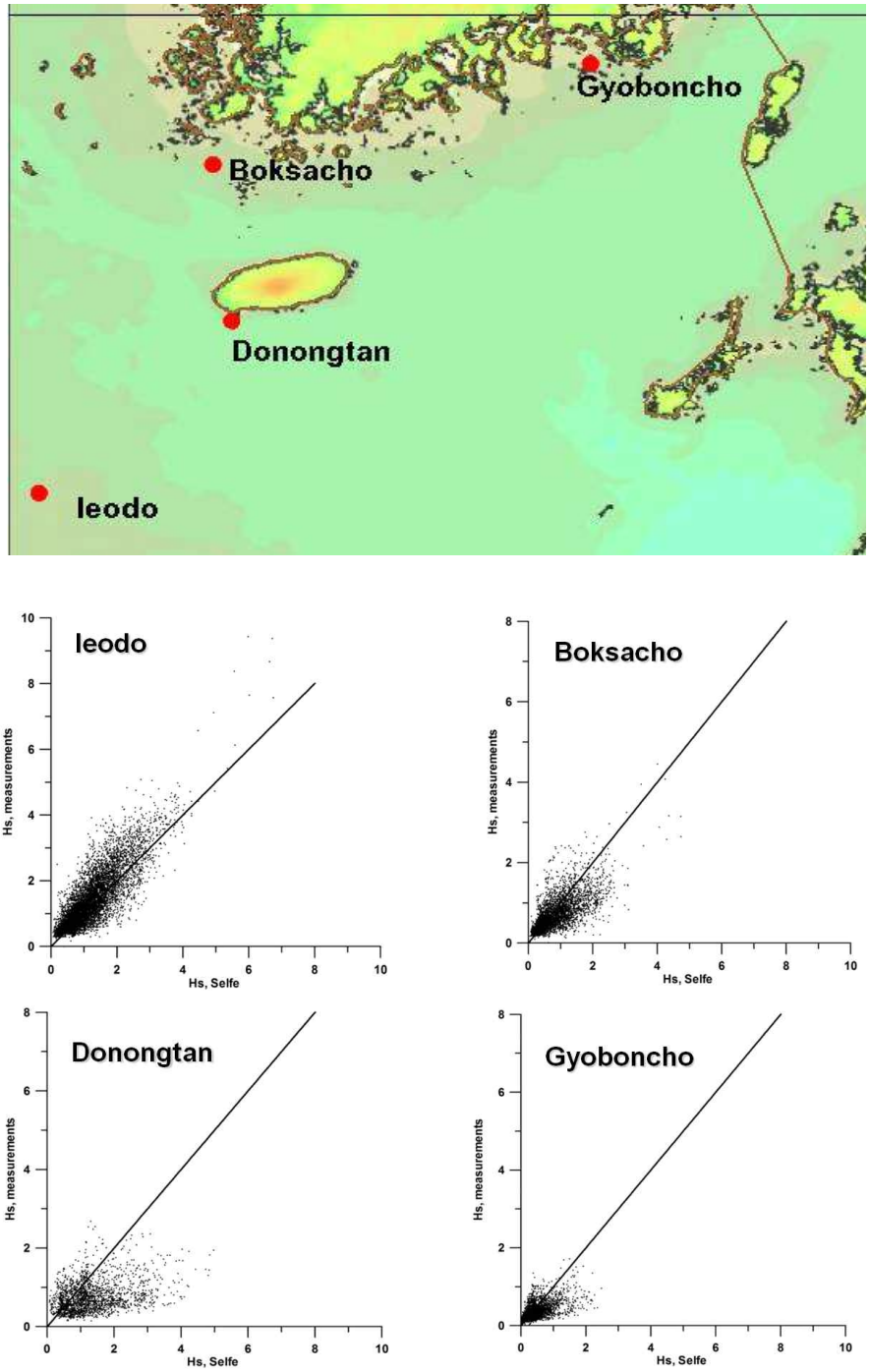


그림 3.1.37 파랑 검증 결과: 상) 관측자료 정점, 하) 유의파고 관측치와 모델 예측치간의 비교

○ 해저퇴적물 정보

그림 3.1.38는 FIO에서 제공한 d_{50} 자료에 근거하여 작성된 해저퇴적물 ϕ_{50} 분포도이다. 아래의 관계식이 사용되었다

$$d_{50}(mm) = 2^{-\phi_{50}}$$

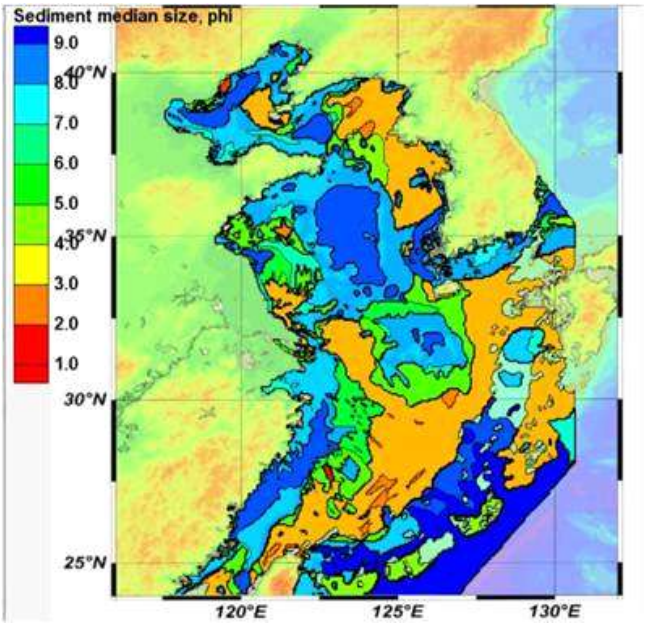


그림 3.1.38 황동중국해 해저퇴적물 ϕ_{50} 분포

본 연구에서 개발된 모델은 점성 및 비점성 퇴적물을 고려하므로 가능한 정확한 해저퇴적물 정보가 필요하다. 본 연구에선 ϕ_{50}에 근거하여 표 3.1.1에서와 같이 5 개의 퇴적물 입경 class으로 구분하였다.

표 3.1.1 황동중국해 모델에서 고려된 퇴적물 구분

Sediment classes	ϕ intervals
Clay	$\phi > 8$
Fine silt	$8 > \phi > 6$
Coarse silt	$6 > \phi > 4$
Fine sand	$4 > \phi > 2$
Coarse sand	$2 \ll \phi$

그림 3.1.39은 해저퇴적물 내 Silt와 Clay의 비율 분포도이다. 성균관대 최병호 교수가 제공한 자료에 근거하되, Wentworth 퇴적물 입경 구분에 따라 수정하였다. 그림 3.1.40은 관련 표준편차 분포도이다.

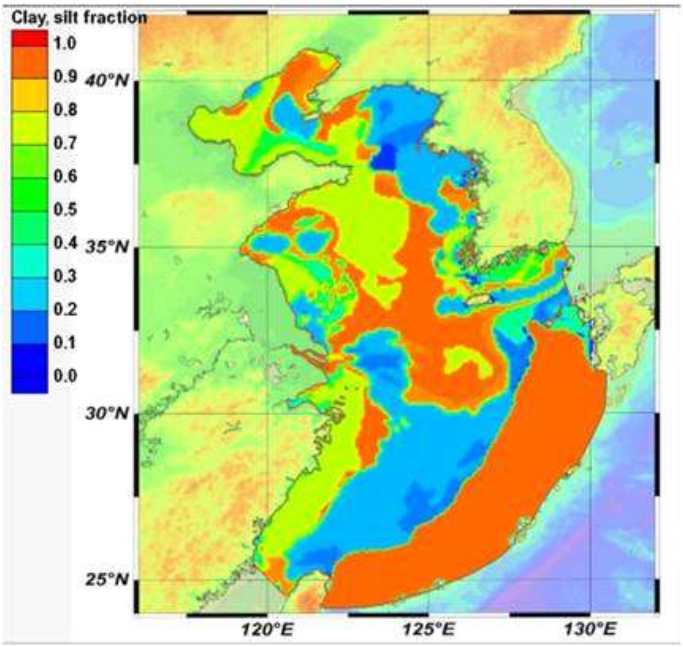


그림 3.1.39 황동중국해 해저퇴적물 내 Silt와 Clay 비율 ($\phi > 4$) 분포

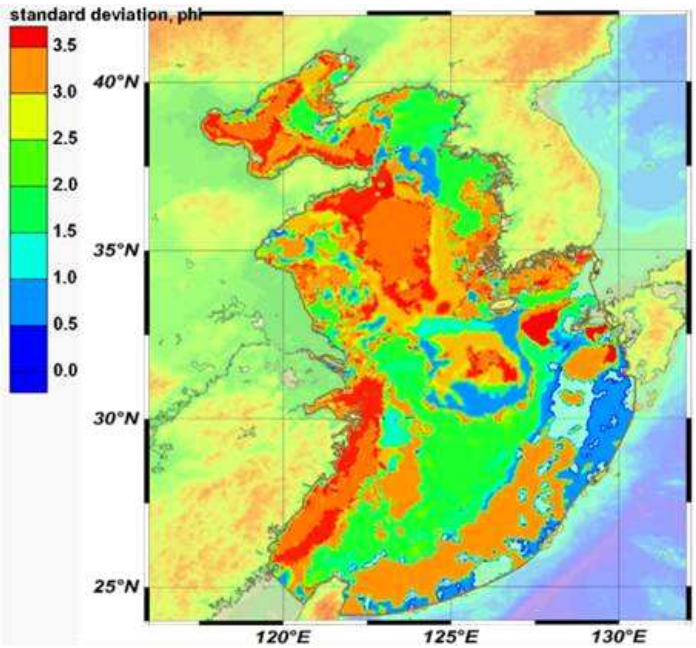


그림 3.1.40 ϕ의 표준편차 분포

매개변수 ϕ가 정규분포를 갖는다고 가정하면,

$$p(\phi) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma} e^{\frac{(\phi-\phi_{50})^2}{2\sigma^2}}$$

하기 식으로부터 특정 class의 비율(그림 3.1.41)을 구할 수 있다.

$$f_i = \int_{\phi_i}^{\phi_{i+1}} \frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma} \frac{e^{(\phi-\phi_{50})^2}}{2\sigma^2} d\phi$$

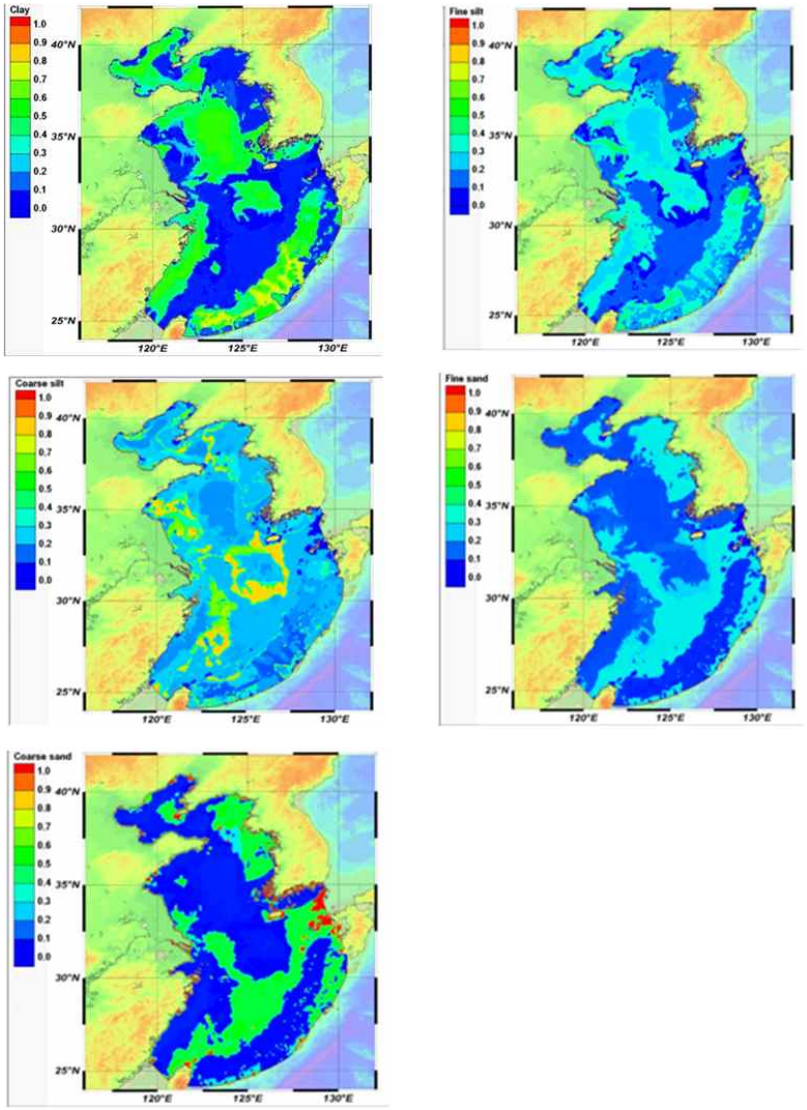


그림 3.1.41 퇴적물 조성 비율: 좌상) Clay, 우상) Fine silt, 좌중) Coarse silt, 우중) Fine sand fraction, 좌하) Coarse sand

○ 부유퇴적물 모델 검증

부유퇴적물 농도에 따라 용존방사능의 부유퇴적물로 전이 정도가 결정된다. 따라서 가능한 부유퇴적물 농도, 특히 중국 연안에서의 정확한 산정이 중요.하다.

Bian 등 (2013)이 제시한 탁도 비교를 위해 Gullian 등(2000)의 환산식 이용. 일부 차이가 확인되고 있으나 대체로 감내할 만한 수준으로 평가된다 (그림 3.1.42).

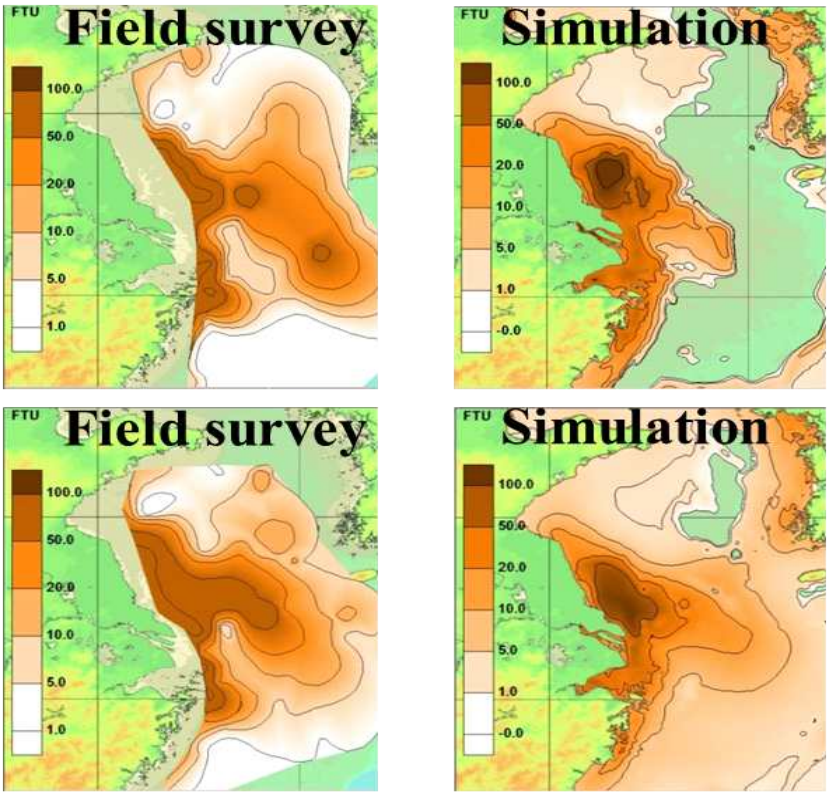


그림 3.1.42 Bian 등(2013)의 표층퇴적물 관측농도와 모델 예측치 간의 비교 결과: 상) 2011년 7월 5일~25일 기간, 하) 2011년 12월 17일~31일 기간

GOCI 위성 영상에서 중국측 연안 농도가 모델값 보다 작게 나타나는 문제를 2015년 KIOST 위성팀과의 토의에서 확인되었다. 이 점에 착안하여 위성팀에서 새로운 환산 알고리즘을 도출하여 새로운 GOCI 기반 농도 분포를 작성하였다. 이에 따라 모델 재검증을 실시하였다.

○ 개선된 위성정보를 이용한 부유퇴적물 모델 재검증

보다 세분화된 해저퇴적물 정보를 입력한 후, 모델 계산을 재실시하였다.

4개 입경 (Clay, Fine silt, Coarse silt 및 Fine sand)별 농도와 2016년 GOCI 위성과의 비교 결과는 그림 3.1.43에 제시되어 있다. 입경별 분포로부터 정성적으로 모델 성능을 파악할 수 있다. 입경이 증가할수록 표층 분포 면적이 감소하고 있음을 확인할 수 있다.

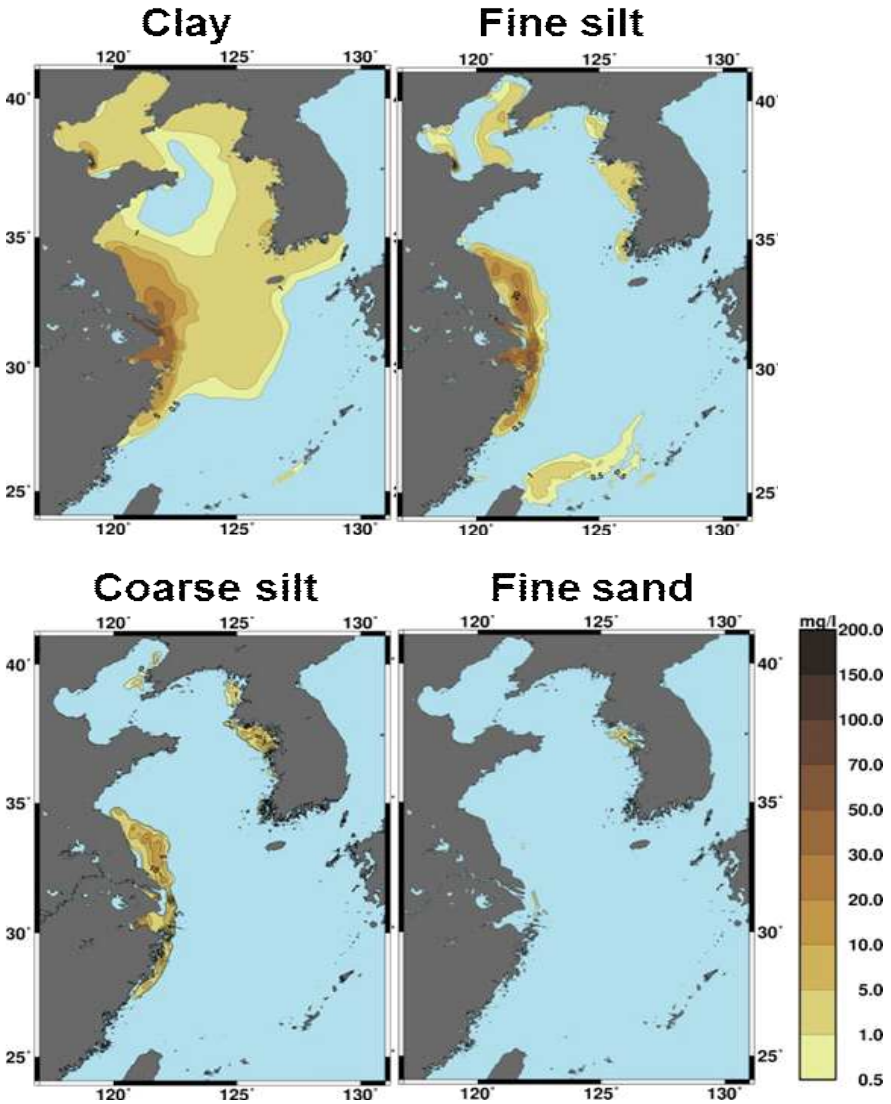


그림 3.1.43 입경별 표층 부유퇴적물 농도

위성자료를 추가적으로 확보하여 검증함은 물론 파랑 미고려/고려시의 효과를 검토하였다(그림 3.1.44). 2016년 GOCI 위성 자료와의 비교 결과는 위성정보가 제한적인 탓으로 충분한 검증이 되고 있지는 못하나 대체로 유사한 경향 및 농도 크기를 보이는 것으로 판단된다. 파랑 효과의 포함에 따라 연안 및 천해역 농도가 증가하는 경향이 확인되고 잇다.

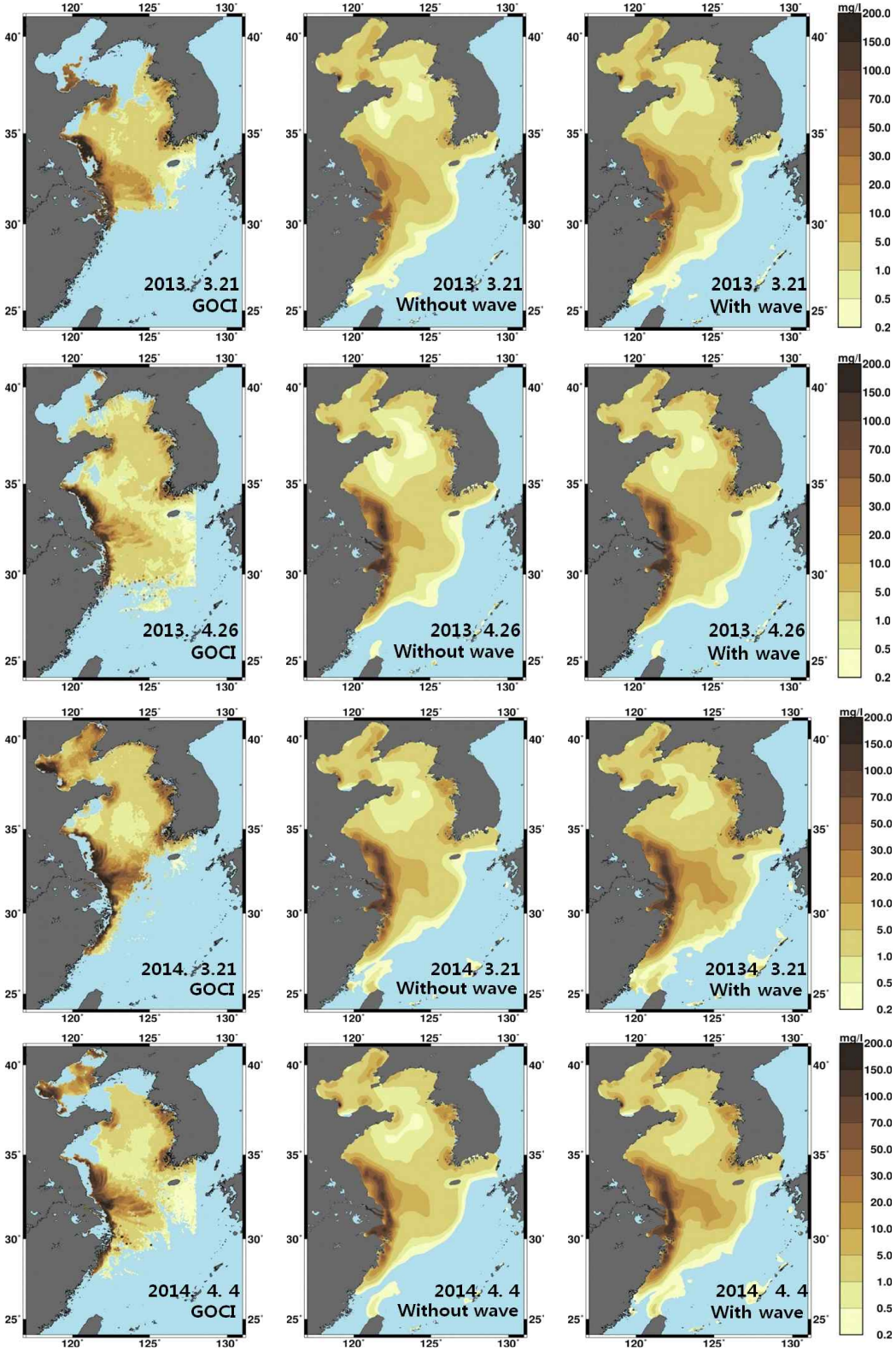


그림 3.1.44 부유퇴적물 농도: 좌) GOCI 위성 정보, 중) 파랑 미고려시의 표층 농도 계산 결과, 우) 파랑 고려시의 표층농도 계산 결과

그림 3.1.45은 모델로 계산된 해저면 부근 농도 분포를 보여준다.

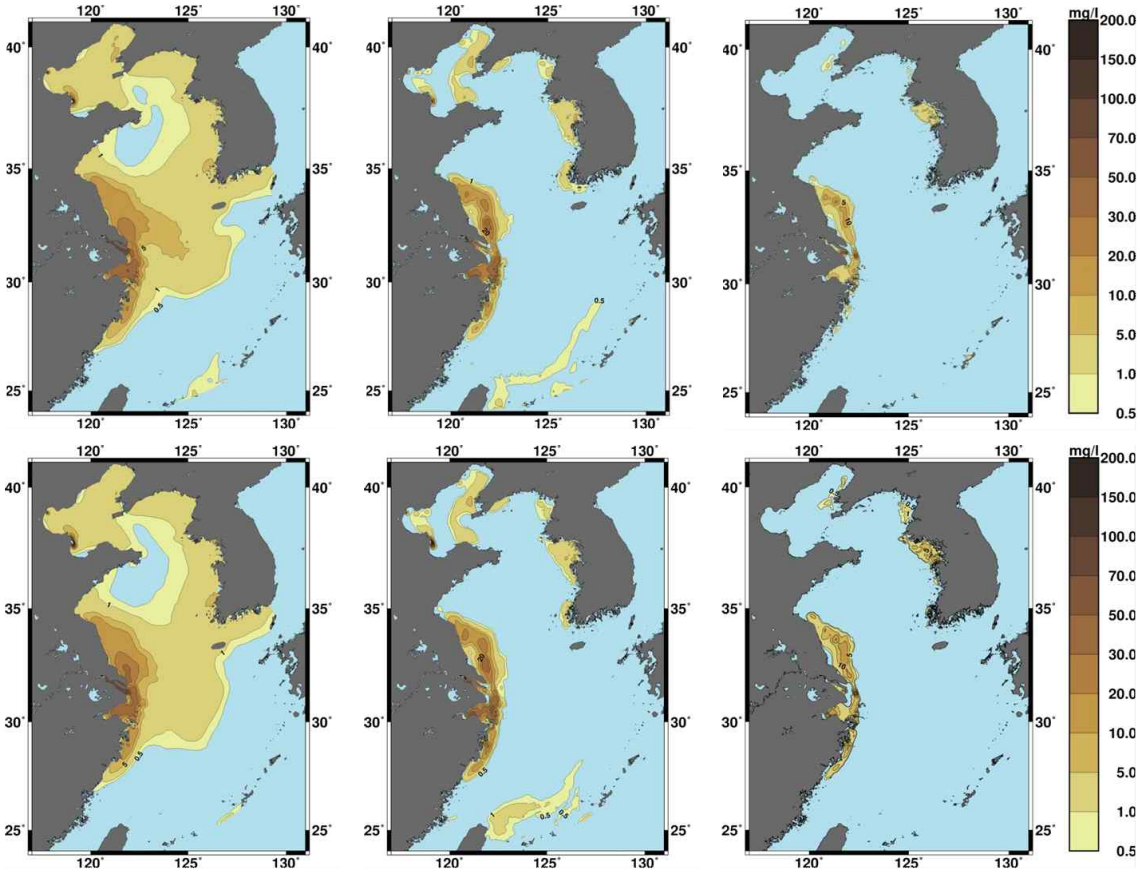


그림 3.1.45 저층 부유퇴적물 농도: 상) 좌로부터 Clay, Coarse silt, Fine silt (2012. 4.12), 하) 좌로부터 Clay, Fine silt, Coarse silt (2012. 5.13)

○ 가상 시나리오 따른 시험 적용

한빛 원전을 대상으로 ^{137}Cs의 가상적 유출 (1 PBq)을 고려하여 해저면 내 총량과 공극수 내 농도를 시험 산정하였다 (그림 3.1.46).

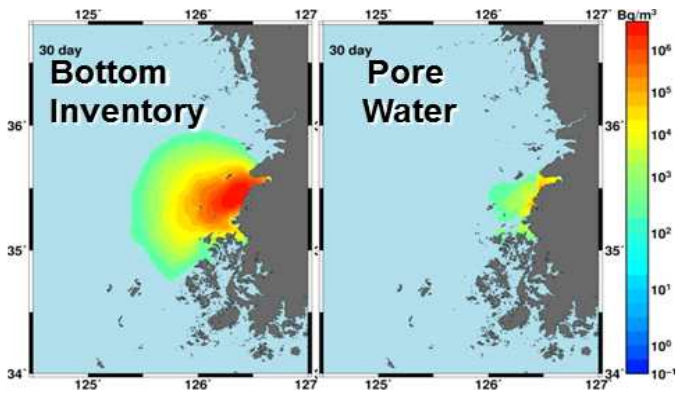


그림 3.1.46 격자기반 해양방사능 모델의 한빛 원전 시험 적용 결과

중국 Sanmen 원전을 대상으로 가상적으로 1PBq의 ^{137}Cs이 2011년 6월과 12월, 14일간에 걸쳐 방출된다는 시나리오를 설정하여 용존 및 해저면 분포의 계절변화를 검토하였다.

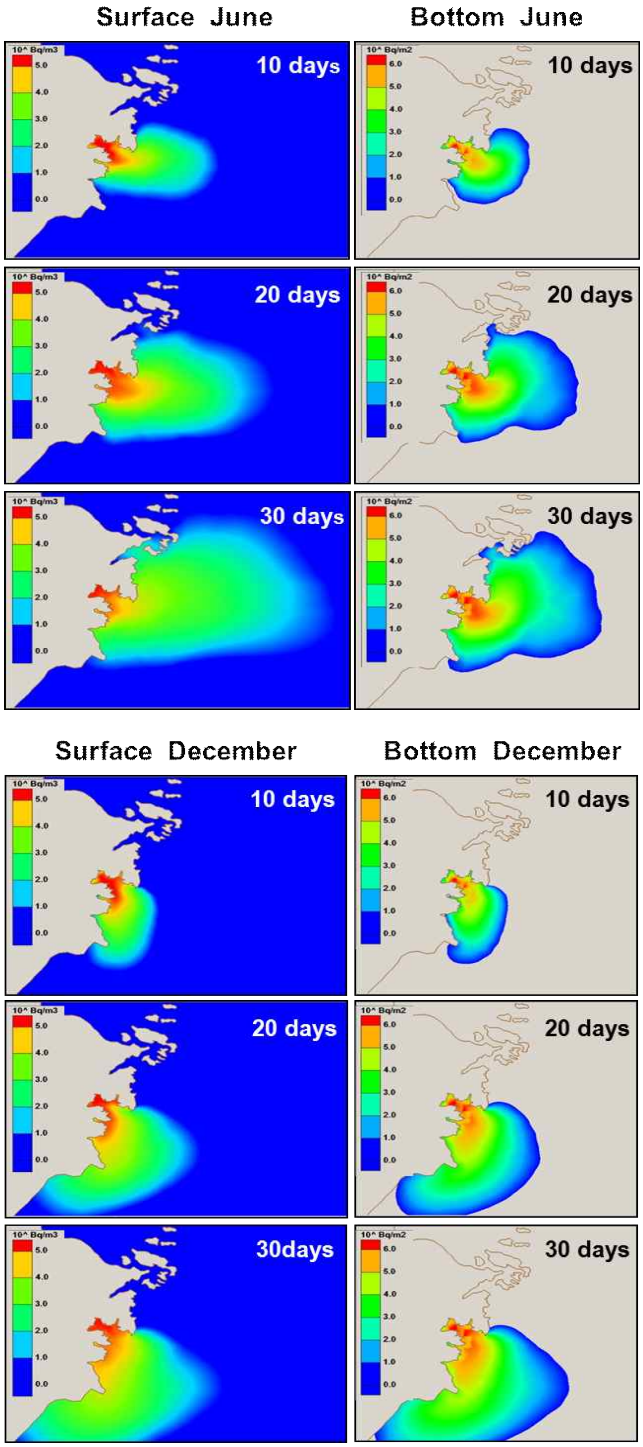


그림 3.1.47 가상 유출시나리오에 따라 계산된 10, 20, 30일 후의 용존 및 해저퇴적층 내 분포: 좌) 6월 방출, 우) 12월 방출

3. 입자추적기반 해양방사능 거동 모델 개발

가. 고려되는 해양방사능 거동 관련 물리/화학적 프로세스

본 연구에서 개발되는 라그랑지안 모델은 단일 입경 퇴적물, 단일 해저 퇴적층, 그리고 1 단계 전이 프로세스를 고려한다(추후 격자기반 (Eulerian) 모델에 접근하는 수준으로 지속 개발 예정). 아울러 해저면에서 해수층으로의 재부유 (resuspension) 과정을 새로이 도입하였다.

나. 입자위치 산정 방법

라그랑지안(Lagrangian) 모델에서는 각 입자의 위치를 불규칙 Markov 과정 (Random Markov process)으로 산정하는 기법이 사용된다. 임의의 순간에 계산시간 dt 후의 입자위치 변화는 아래 식으로 산정된다.

$$dx = udt + \left(\frac{\partial K_h}{\partial x}\right)dt + \sqrt{2K}\,d\xi_x$$

$$dy = vdt + \left(\frac{\partial K_h}{\partial y}\right)dt + \sqrt{2K_h}\,d\xi_y$$

$$dz = wdt + w_s dt + \left(\frac{\partial K_z}{\partial z}\right)dt + \sqrt{2K_z}\,d\xi_z$$

상기 식에서 dx, dy 및 dz는 시간변위 dt 시간 후 각 방향으로의 이동거리, u, v 및 w는 각 방향별 유속, w_s는 침강속도, K_h 및 K_z는 수평 및 연직 난류확산계수, $d\xi_x$, $d\xi_x$ 및 $d\xi_x$는 평균값이 0이고 분산값이 dt인 난수값들 (Random numbers)이다.

용존, 입자성 및 해저퇴적물 분포 형태간의 전이과정은 Perianez and Elliott(2002)의 방법으로 매 계산시각 마다 전이확률(Probability of phase change)을 산정하여 처리된다.

$$P^{sp} = 1 - \exp(-k_{sp}\,dt) \qquad k_{sp} = a_{12}\,K_d\,S$$

$$P^{ps} = 1 - \exp(-k_{ps}\,dt) \qquad k_{ps} = a_{12}$$ (Perianez and Elliott, 2002):

다. IAEA 주관 MODARIA II 모델 비교프로그램 참여

○ 모델영역 및 사용된 순환장

MODARIA Phase I에 이어 우크라이나 전문가와 더불어 IAEA가 주관하는 MODARIA Phase II에 참여하였다. Phase I에서는 후쿠시마 인접 지역을

대상으로 하였으나 Phase II에서는 영역이 확장되었다. 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 북태평양 해양방사능 물질 거동 시뮬레이션 진행. 그림 3.1.48은 모델 비교에 사용된 영역 및 수심, 순환장 정보이다. 기본자료는 FORA 자료로서, 영역은 117°E~160°W, 15°N~65°N를 포함한다. 순환장은 월평균 자료로서 경위도 1/10°, 연직으로 54층의 정보로 구성된다.

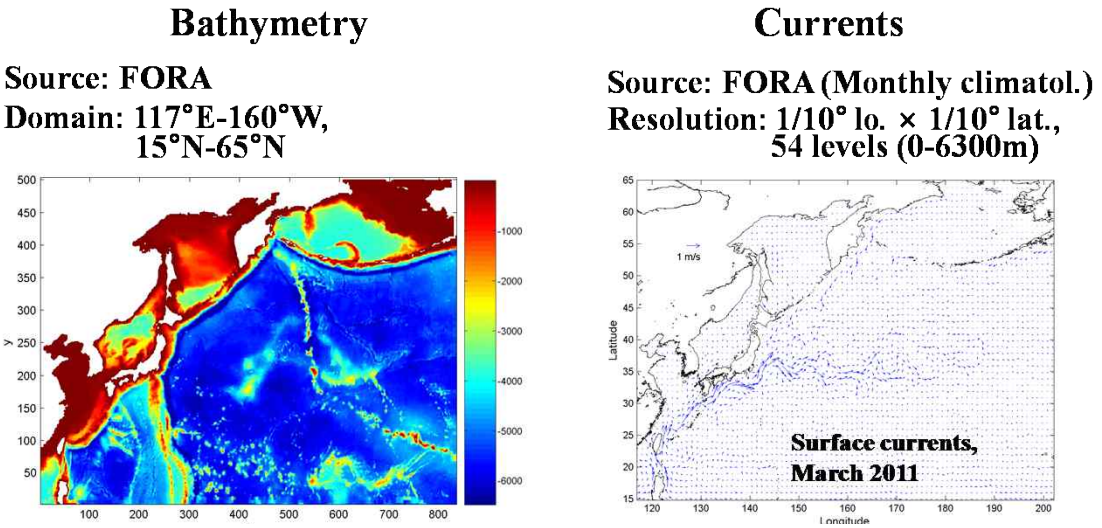


그림 3.1.48 모델 비교를 위해 사용된 모델 영역 및 순환장

○ 방사능유출 조건

3.6 PBq의 해양직접 유입과 약 10PBq의 대기 유출이 방사능 오염원으로 정의되었다. 대기 낙진은 일본원자력청 (JAEA)의 WSEEDI-II 모델과 한국원자력연구원(KAERI)의 LADAS 모델 결과 평균값이 사용되었다(그림 3.1.49 참조).

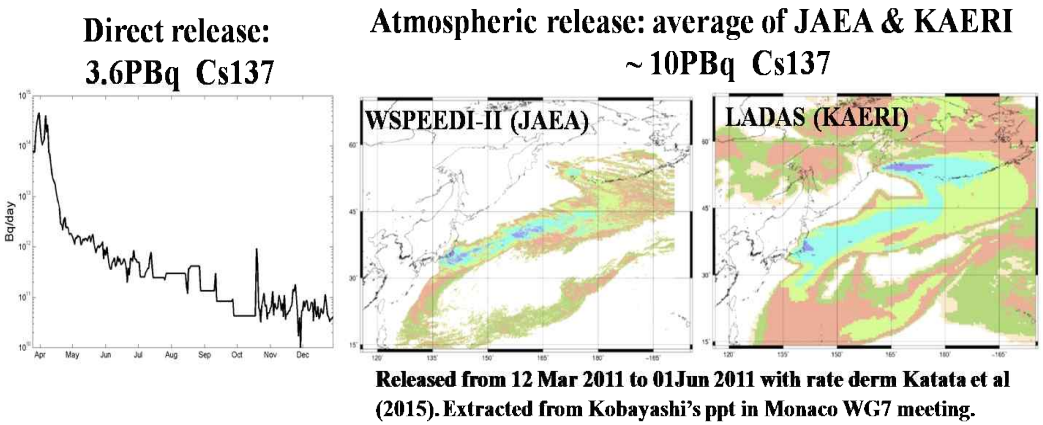


그림. 3.1.49 계산에 사용된 해양 직접 유입 시간변화와 대기 낙진의 공간 분포

○ 사용된 방정식

해저면에서는 확산 프로세스만을 고려하고, 단일 해저퇴적층을 고려한다.

Transport equations

$$\frac{\partial C_d^w}{\partial t} + \vec{U}\nabla C_d^w = -\lambda C_d^w + \frac{\partial}{\partial z}\nu_T \frac{\partial C_d^w}{\partial z} + \vec{\nabla}_H K \vec{\nabla}_H C_d^w$$

$$\frac{\partial C_{s,1}^b}{\partial t} = a_{bds}\left(C_d^w(-H)K_{d,1}^b - C_{s,1}^b\right) - \lambda C_{s,1}^b,$$

where

$$a_{bds} = \frac{a_{ds}\theta W_{pw}^{(0,1)}}{W_{pw}^{(0,1)} + a_{ds}\theta Z_1(1-\varepsilon_1)\rho_s K_{d,1}^b}$$

a_{ds}=1.16 × 10^{-5} s^{-1}, $K_{d,1}$=2.0 m^3/kg , λ= 7.33 × 10^{-10}

○ 연직 확산 및 사용 입자 수

모델 비교를 위해 연직난류 확산 계수는 3층 구조를 사용하였다. 표층은 혼합층으로 $10^{-3}m^2/s$의 크기를 갖고, $120m$ 하부는 $10^{-5}m^2/s$로 정의하였다 (그림 3.1.50). 총 약 3억 개의 입자가 사용되었다.

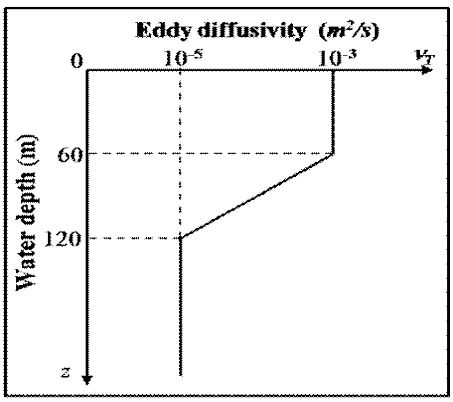


그림 3.1.50 모델 비교에 사용된 연직확산계수 형태

○ 모델 결과

모델 실험은 총 2년간 실시되었다. 후쿠시마 사고 3개월 후에는 북태평양 동측으로 후쿠시마 방사능 오염수가 퍼져나갔으며 약 2년 후에는 일부가 류큐열도 측으로 이동하면서 일본열도를 따라 재순환 되는 현상이 확인되고 있다. 해저면 침적은 북태평양 연안역 전체에 걸쳐 나타나고 있다.

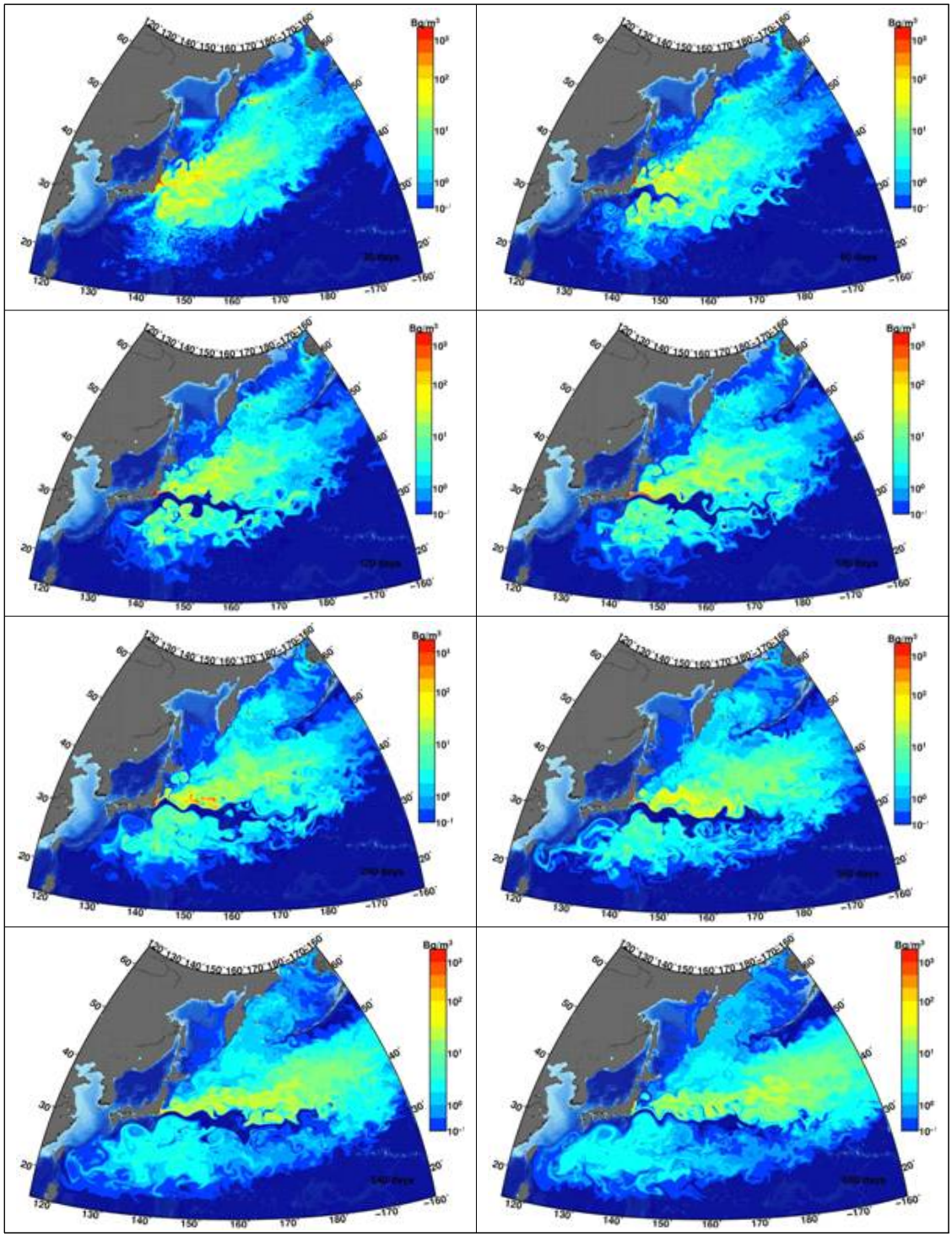


그림 3.1.51 입자추적 모델을 이용한 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 거동 산정 결과: 후쿠시마 사고 이후 2년간의 해양방사능 거동. 3개월 간격으로 제시

그림 3.1.52은 후쿠시마 사고 2년 후의 해저면 오염 현황을 보여준다. 정

성적으로 일본 원자력청 Kobayashi 박사의 결과가 유사한 경향을 보이고 있으나 정량적 값에서는 상당한 차이를 보이고 있어 추후 상세한 검토가 필요한 것으로 나타났다. 알라스카를 포함한 광역에 걸친 해저면 오염은 대기 확산에 따른 것으로 사료된다.

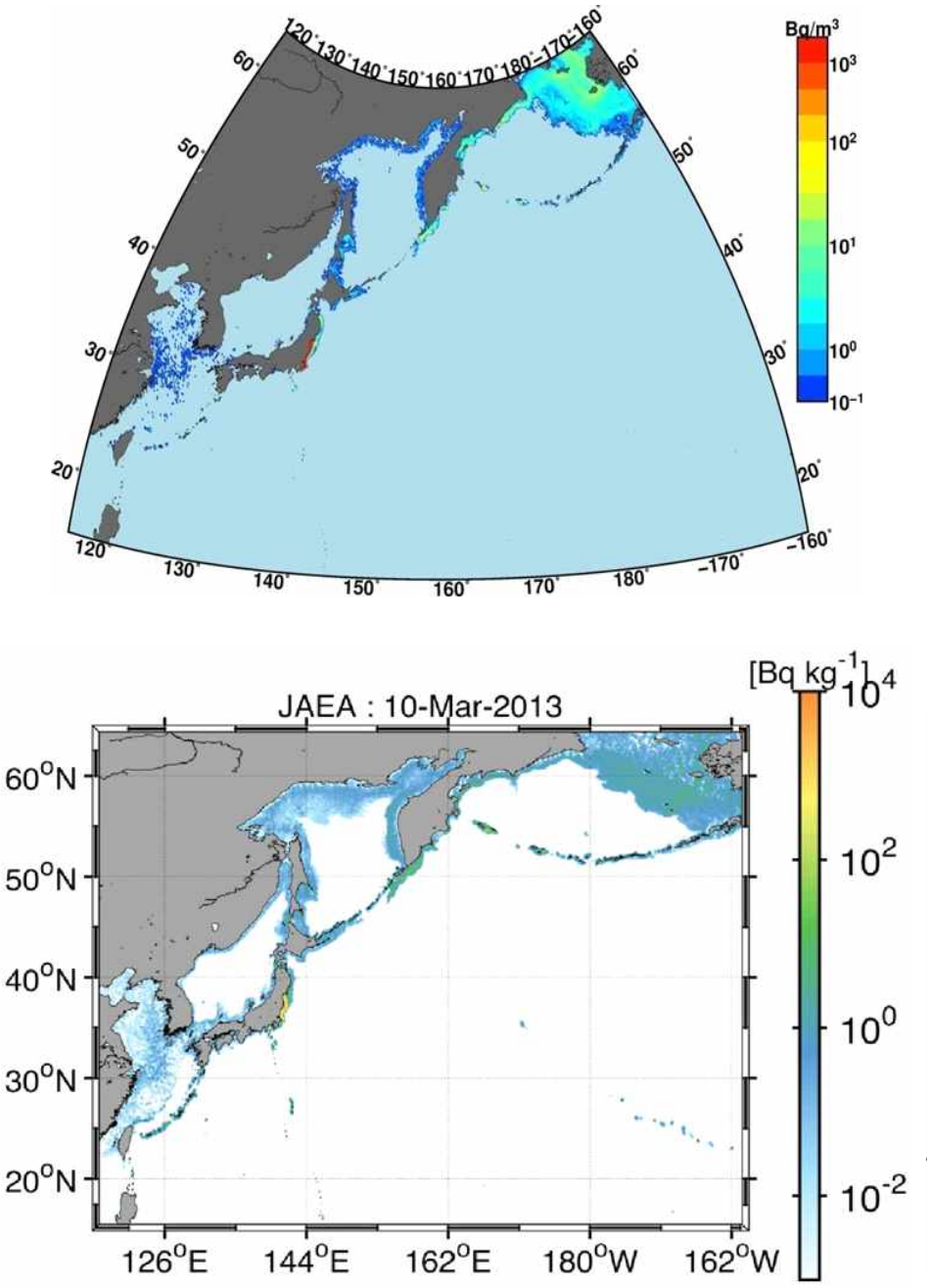
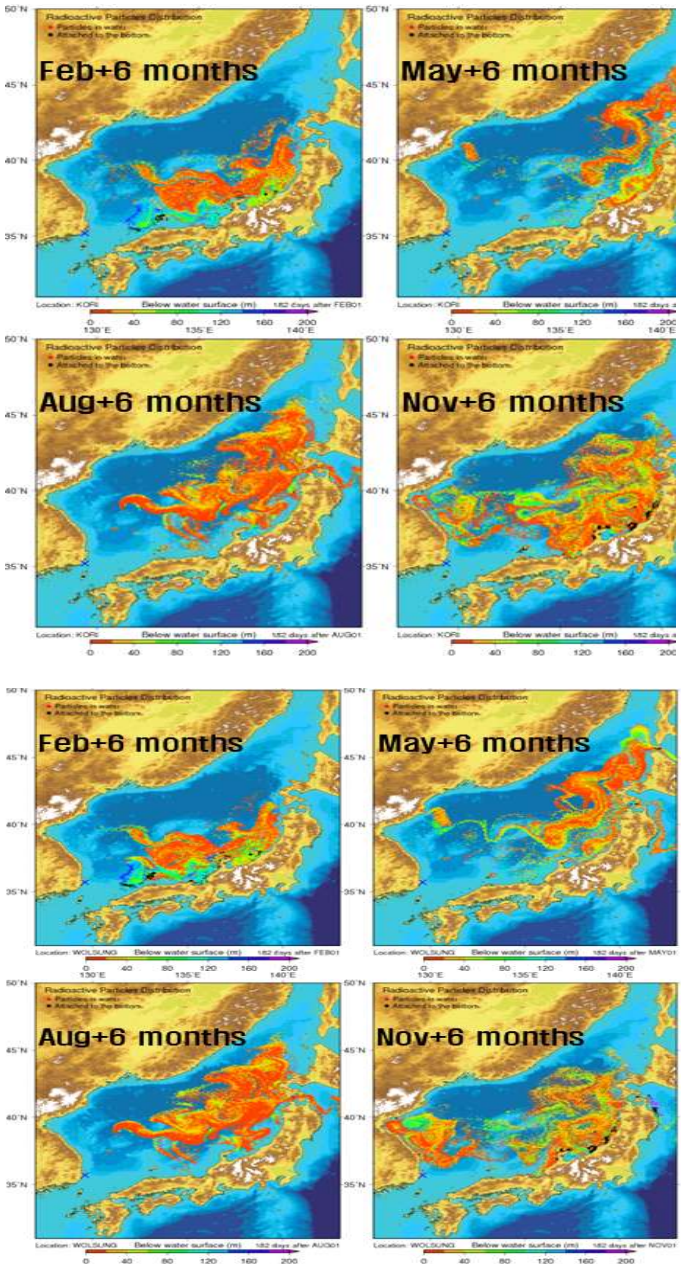


그림 3.1.52 후쿠시마 기인 ^{137}Cs의 2년 후 해저면 분포 산정 결과: 상) KIOST/IMMSP, 하) JAEA Kobayash

라. 동해 원전에의 적용 실험

가상 시나리오를 구성하여 동해 원전에 적용하였다. 해수 층 내 용존방사능과 부유퇴적물간의 상호작용은 무시하였으며, 2월, 5월, 8월 11월의 2주간 방출을 가정하여 계절변화를 검토하였다. KIOST의 순환장을 오프라인으로 연결하여 고리, 월성 및 울진 원전을 대상으로 계산하였다(그림 3.2.53).



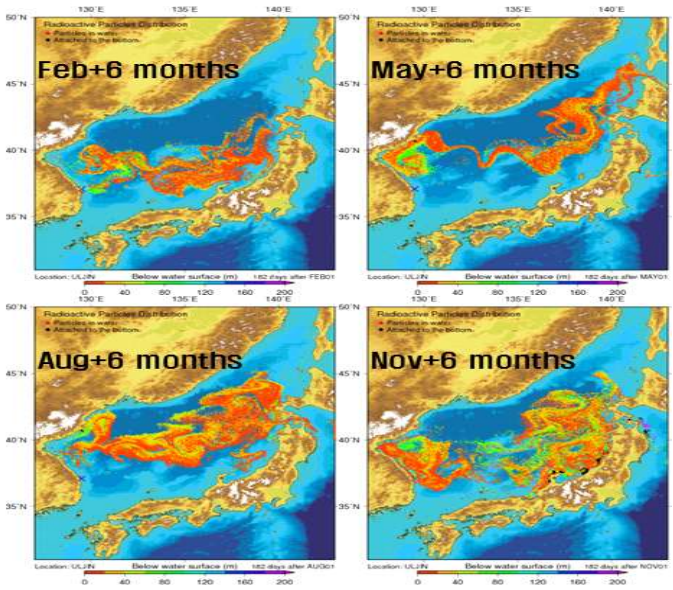


그림 3.1.53 방사능 유출시점을 달리한 거동 실험 결과: 상)고리, 중)월성, 하)울진

참고로 FORA 자료를 이용한 경우 대마난류의 북상이 과도하게 계산되면서 패턴이 달리 나타나고 있다(그림 3.1.54). 아마도 동해 순환장 산정시 제한적인 자료동화만이 적용되었기 때문으로 사료된다.

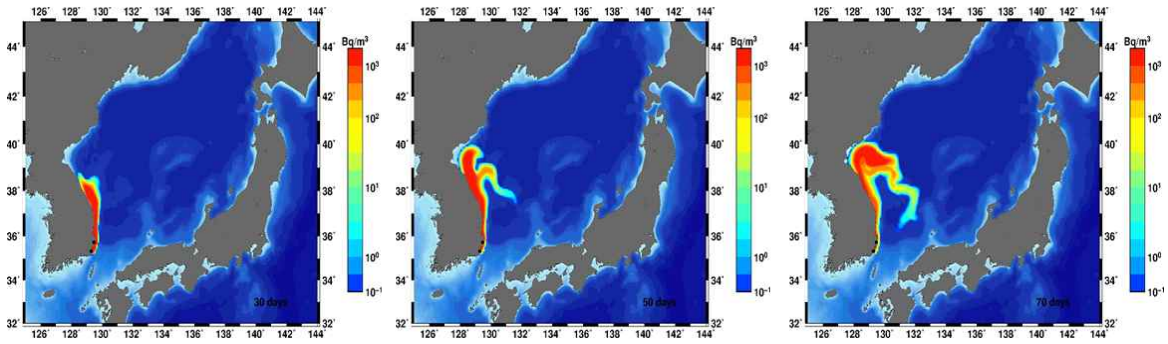


그림 3.1.54 FORA 자료를 이용하여 고리원전 실험 결과: 좌) 2개월 후, 중) 4개월 후, 우) 6개월 후

마. 황동중국해 원전에의 적용 실험

○ 모델 적용

중국 Sanmen 원전과 타이완 원전에 대해 ^{137}Cs의 가상 유출 시나리오를 구성하여 시험 적용하였다. 그림 3.1.55는 두 원전에 대해 계산된 해수 표층 농도와 해저면 방사능 총량의 분포를 비교한 것이다.

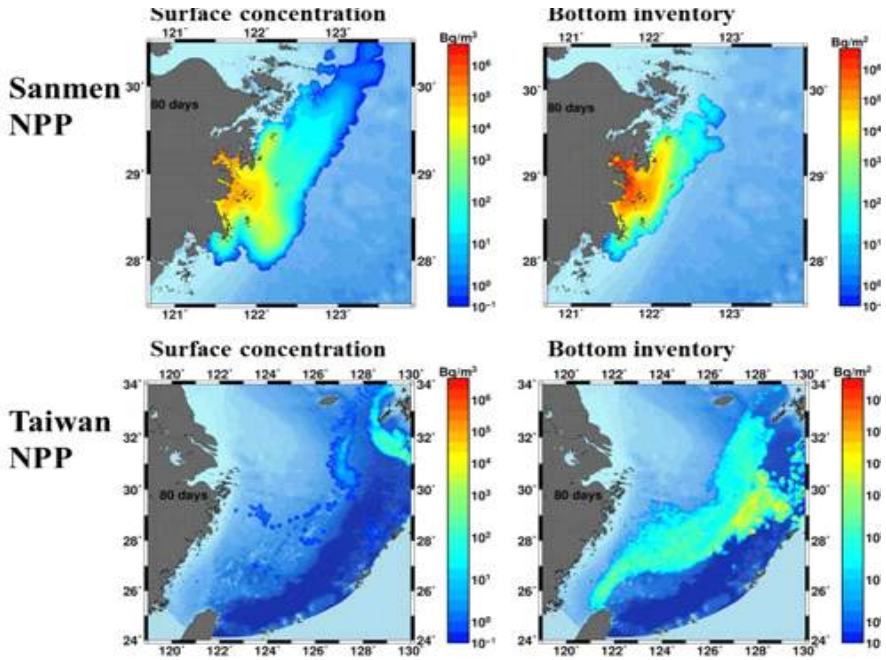


그림 3.1.55 입자추적기법을 이용한 해양방사능 거동 계산 결과:
상) 중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전

재부유 효과를 비교 검토한 결과, 수심이 깊고 탁도가 상대적으로 낮은 타이완 원전의 경우, 재부유 고려 효과는 거의 없으나 수심이 얕고 탁도가 높은 Sanmen 원전의 경우 재부유 효과가 상대적으로 크게 작용하면서 재부유 미고려시에 비해 해저퇴적층 내 방사능 오염총량이 시간에 따라 점차 감소하는 것을 확인하였다(그림 3.1.56).

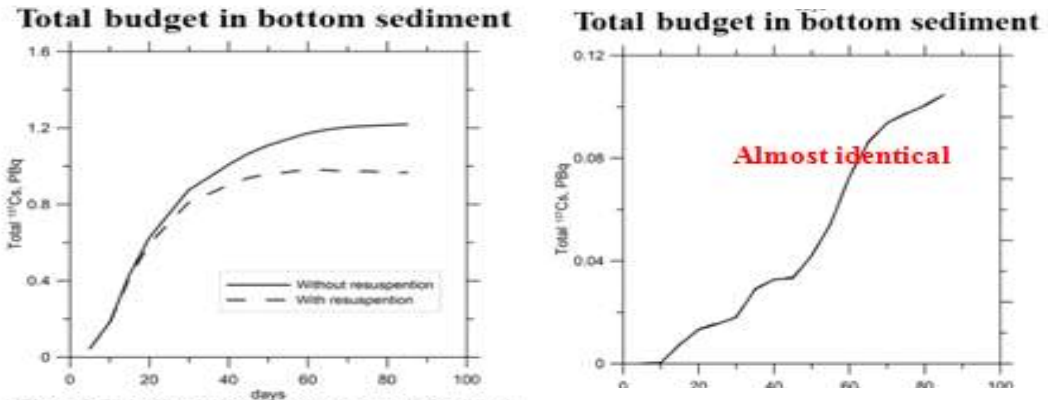


그림 3.1.56 Lagrangian 기법 해양방사능 거동 모델의 적용 결과:
상) 중국 Sanmen 원전, 하) 타이완 원전

제 2 절 해양 인공방사능의 해양생물 영향 예측 모델 개발

1. 개 요

1) 해양방사능 전이 및 노출 경로

원전사고 및 핵연료 재처리 공장 가동 등으로 연안으로 유입되는 방사능 물질은 해양생물에 전이되고 결국 이를 섭취하는 인간에게 영향을 주게 된다. 아울러 유입 주변해역에 분포하는 조간대 퇴적물에의 노출 또한 영향 요인이 된다. 그림 3.2.1은 해양으로 유출된 인공방사능 물질에의 노출 경로를 보여준다.

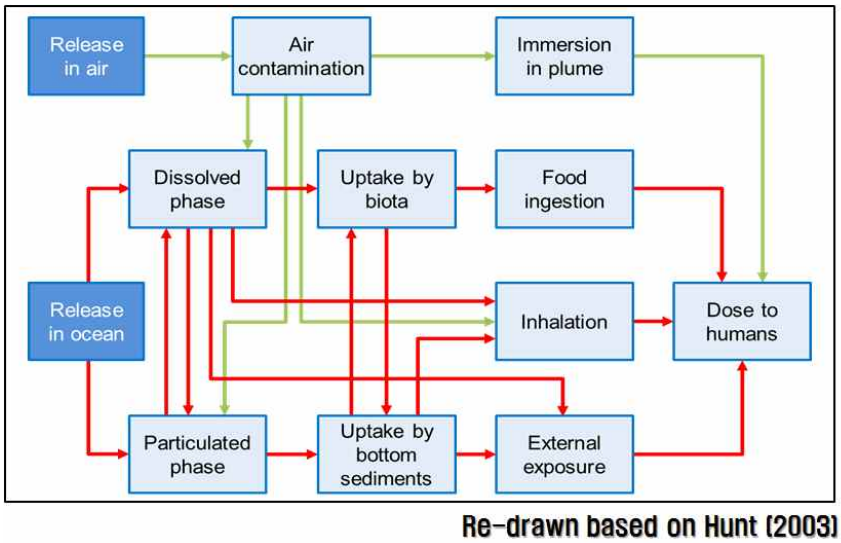


그림 3.2.1 유출 방사능의 전이 경로(Maderich, 2013에서 발췌)

2) 해양생물 영향 예측 모델 개요

1990년대부터 산업체, 규제 관련자, 기타 이해 당사자에게 선량 평가 수단을 제공하고 비상시 정책적 결정을 지원하기 위한 목적으로 일련의 수치모델들이 개발되어 왔다. 크게 평형조건을 가정한 생물농축계수 기반 모델과 역학적 기법에 기반한 모델 2가지 형태로 구분된다(제2장 국내외 동향 참조). 이들은 다시 해양생물이 받는 피폭선량을 계산하는 모델과 수산물을 섭취함으로써 인간이 받는 선량을 예측하는 모델로 구분된다.

본 절에서는 역학적 기법에 기반하여 수산물 섭취에 따라 방사능 물질의 해양생물 영향을 예측하는 북서태평양 POSEIDON 모델 개발 및 적용에 대해 기술한다. 2가지 모델이 다루어진다. 하나는 기존의 POSEIDON 모델과

같은 박스 모델이며 다른 하나는 유한차분격자에 근거하는 모델이다. 박스 모델에서는 대상해역을 수 km 내지는 수 십, 수 백 km 크기의 Box (또는 Compartment)들로 분할하고, 박스간의 평균적 해수 교환 정보와 연간수산물 포획량 정보를 입력하여 용존방사능 및 해저표층퇴적물 내 농도, 그리고 해양생물종에 축적되는 방사능 농도의 시간변화를 산정한다. 새로이 시도되는 유한차분 격자 모델은 대상해역을 체계화된 격자로 분할하고 시간적으로 변화하는 해수 교환 정보가 사용된다.

2. 박스 기반 해양생물 영향 예측 모델 개발

가. POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델

1) 모델 구성

우크라이나 IMMSP의 연구팀과, 한국해양과학기술원, 서울대, 중국 FIO (First Institute of Oceanography) 연구자들의 공동 연구로 북서태평양 해역에 대해 POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델을 수립하고, 후쿠시마 사고에 대해 적용하였다.

○ 모델 기본방정식

우선적으로 부유물질 흡착 농도는 다음과 같이 산정된다.

$$C_s = K_d C_w$$

상기 식에서

C_s : 부유퇴적물 흡착 농도

K_d : 분배계수

C_w : 해수 중 농도

해수 층에서의 농도는 다음과 같이 산정된다.

$$\frac{\partial C_{0i}}{\partial t} = \sum_j \left[\frac{F_{ji}}{V_{0i}} C_{0j} - \frac{F_{ij}}{V_{0i}} C_{0i} \right] + \gamma_{0i} C_{0(i,j,k-1)} - (\gamma_1 + \lambda) C_{0i} + \frac{L_{t,i}}{h_i} \gamma_2 C_1 + Q_{si}$$

해저퇴적물 표층에서는 다음과 같이 산정된다.

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = -(\gamma_2 + \gamma_3 + \lambda) C_1 + \frac{h_1}{L_{t,j}} \gamma_{1i} C_{0i} + \frac{L_{m,i}}{L_{t,i}} \gamma_4 C_2$$

해저퇴적물 중층에서는 다음과 같이 산정된다.

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} = -(\gamma_4 + \gamma_5 + \lambda) C_1 + \frac{L_{t,j}}{L_{m,i}} \gamma_3 C_1$$

상기 식에서 첨자 0는 해수층, 1과 2는 해저퇴적물 내 상층과 중층을 의미한다.

기타 변수는 다음과 같이 정의된다.

C_{0i} : 박스 i에서의 C_w 평균값

C_1 : 해수퇴적물 상층에서의 농도

C_2 : 해수퇴적물 중층에서의 농도

λ : 반감기

F_{ij} : 박스 i에서 박스 j로의 해수플럭스

V_{0i} : 박스 부피

h_i : 해수층 박스 i의 연직두께

$L_{t,i}$: 박스 i의 해저퇴적물 상층 연직두께

$L_{m,i}$: 박스 i의 해저퇴적물 중층 연직두께

Q_{si} : 박스 i의 오염원 강도

핵종별 및 퇴적물 특성에 따라 정의되는 계수들은 다음과 같다.

해수 표층에서는 다음과 같이 정의된다.

$$\gamma_0 = 0$$

$$\gamma_{1i} = \frac{K_d SSW}{h_i(1 + K_d SS)}$$

$$\gamma_2 = 0$$

해수 중층에서는 다음과 같이 정의된다.

$$\gamma_{0i} = \frac{K_d SSW}{h_i(1 + K_d SS)}$$

$$\gamma_{1i} = \frac{K_d SS}{h_i(1 + K_d SS)}$$

$$\gamma_2 = 0$$

해저면 부근 해수층과 해저퇴적물 내 층에서는 다음과 같이 정의된다.

$$\gamma_{0i} = \frac{K_d SSW}{h_i(1+K_d SS)}$$

$$\gamma_{1i} = \frac{K_d SSW}{h_i(1+K_d SS)} + \frac{1}{(1+K_d SS)} \frac{D}{L_b \min(L_b, L_t)} + \frac{K_d SSW}{(1+K_d SS)} \frac{D}{L_b \min(L_b, L_t)}$$

$$\gamma_2 = \frac{1}{R} \frac{D}{L_t \min(L_b, L_t)} + \frac{(R-1)}{R} \frac{B}{L_t \min(L_b, L_t)}$$

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

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

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

상기 식에서,

L_b : 해저경계층 특성거리

SS : 부유퇴적물 농도

SSW : 침강속도에 의한 부유퇴적물 연직플럭스

D : 연직확산계수로, $3.15 \times 10^{-2}(m^2/yr)$, 생물교란에 따른 값은 심해에 대해 $3.15 \times 10^{-8}(m^2/yr)$, 천해 연안역은 $3.6 \times 10^{-5}(m^2/yr)$

ϵ : 공극률 (=0.75)

ρ : 퇴적물 농도 (=$2600 kgm^{-3}$)

대부분의 타 모델이 농축계수 방법에 근거하는 반면 POSEIDON-R은 식물플랑크톤과 해조류의 경우를 제외하고는 모두 역학적 방법으로 축적 농도를 산정하는 두드러진 특징을 갖고 있다. 물론 평형농축계수를 이용한 산정도 가능하다.

고려되는 해양 먹이사슬을 통한 방사능 전이 기본방정식은 아래와 같다.

Trophic level 1: Phytoplankton

$$C_{phpl}(t) = C_w(t)\ CF_{phpl}$$

Trophic level 2: Zooplankton

$$\frac{dC_{(zpl)}}{dt} = a\,K_{1,zoopl}C_{f,zpl} + b\,K_w C_w(t) - K_{0.5,zpl}C_{(zpl)}$$

Accumulation Uptake from food Uptake from water Losses

where a, b : extraction coefficients, $K_{0.5}$: biological half life

Higher trophic levels: Non-piscivorous & piscivorous fish

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

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

sum of concentration in all types of prey with preference factors

$$C_{prey} = \sum_{k=1}^{m} C_k\ f_k$$

해수로부터 저준위인 식물플랑크톤으로의 전이는 단순한 분배계수에 의해 결정된다. 해조류로의 전이도 분배계수에 근거한다. 나머지는 섭취와 배설을 포함하는 비정상상태의 보존방정식으로 구성된다. 가장 큰 분배계수를 갖는 핵종은 ^{131}I이며, 다음으로 큰 분배계수를 갖는 핵종은 ^{137}Cs과 ^{131}Cs 등이다(표 3.2.1 참조).

표 3.2.1 사용된 핵종별 분배계수

Radionuclide	CF_{phyt} [L·kg^{-1}]	CF_{algae} [L·kg^{-1}]
H-3	1.00E+00	1.00E+00
P-32	1.00E+00	1.00E+04
S-35	1.00E+00	4.00E+00
Sr-90	1.00E+00	5.00E+00
I-131	1.00E+03	1.00E+03
Cs-134	2.00E+01	5.00E+01
Cs-137	2.00E+01	5.00E+01

○ 해양생물 먹이망

POSEIDON-Extended BURN에서 고려되는 해양생물 먹이망은 아래와 같다. 기존의 부유생태 먹이망 생태변수 7개에 저서생태 먹이망 생태변수 3개(저서성 무척추 동물, 저서성 어류, 저서성 포식자)가 추가되어, 총 변수는

해수농도 및 해저면 농도를 포함하여 12개로 구성된다. 1단계 연구에서는 부유생태 먹이망을 통한 해양방사능 물질 전이를 고려하여 해양생물 먹이망을 7개의 해양생물종을 상태변수로 고려하였다. 구체적으로, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 초식성 어류, 육식성 어류, 연체동물 및 갑각류, 그리고 해조류이다(그림 3.2.2).

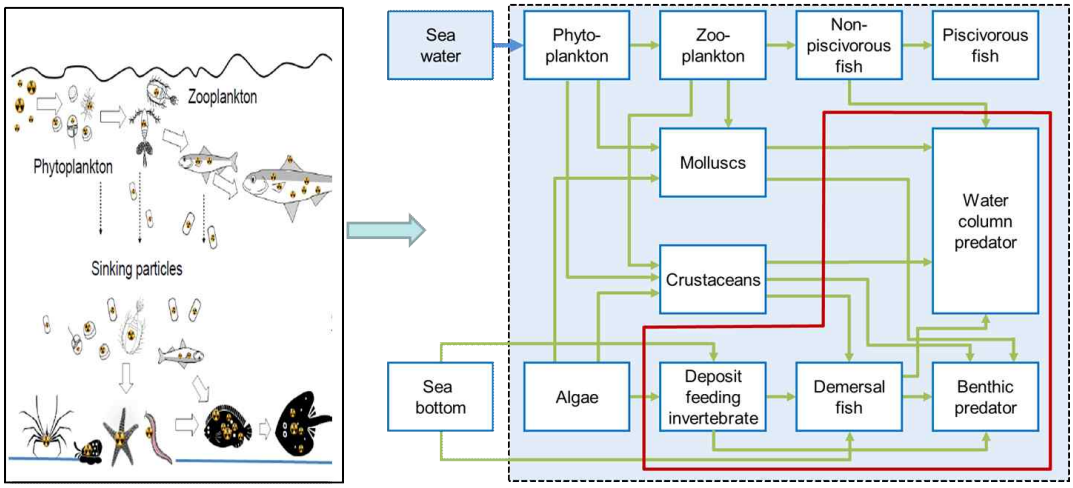


그림 3.2.2 POSEIDON-Extended BURN ver.1에서 고려되는 방사능물질 전이 먹이망

○ 모델 영역 및 박스 구성

북서태평양 해역의 수심 및 POSEIDON-R 박스 분포는 그림 3.2.3에 제시된다. 동측으로는 일본 동측 북태평양상의 146°E, 남측으로는 대만 부근의 21°N, 북측으로는 약 51°N까지를 모델 영역으로 포함한다. 주요 하천으로는 황하, 양자강 및 한강 등이 고려된다.

모델 박스는 가변 격자형으로 총 170여개의 수평박스로 구성되며, 연직으로는 수심에 따라 1~3개의 층으로 구성된다. 중국, 한국 및 일본 연안 부근에 상대적으로 작은 박스들이 배치되고, 외해 측에는 상대적으로 큰 박스들이 배치된다. 수심이 1,000m 이상인 해역은 3개 층이 배정되었다. 이상의 박스 외에 좁은 면적의 "연안 박스 (Coastal box)"가 특별히 도입된다. 이 연안 박스는 사고 원전주변을 집중 고려하기 위한 박스로서 1개 층으로 고려되며 외측의 큰 박스, 지역 박스 (Regional box) 내에 위치하게 된다. 본 ^{137}Cs 연구에서는 후쿠시마 원전 북, 남 및 외해방향으로 15km의 크기를 갖는 연안박스를 고려하여 관측치들과 비교를 실시하였다. 해저퇴적층에는 3개의 층

이 고려된다.

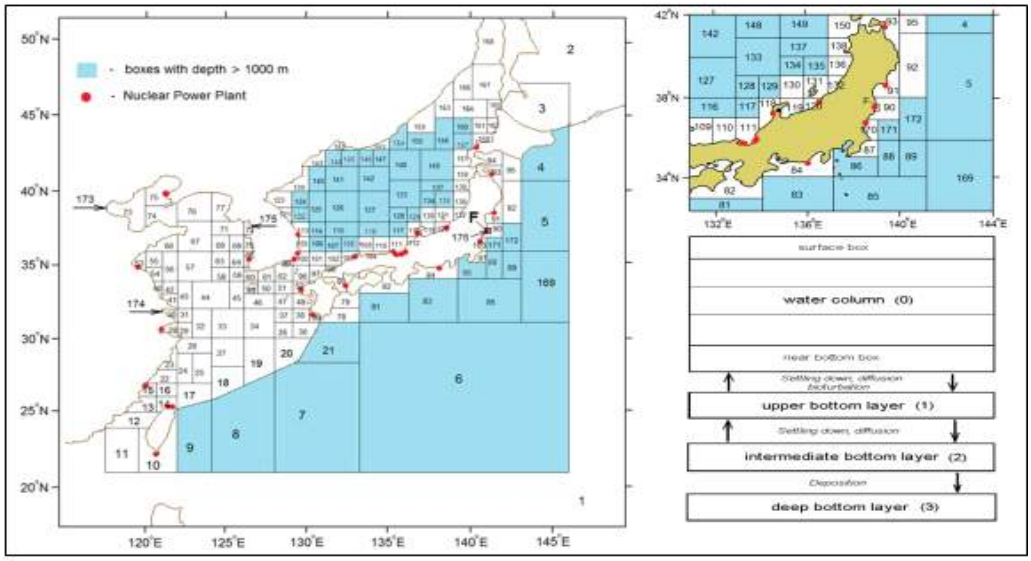


그림 3.2.3 대상해역의 박스 구성: 좌) 수평박스 (박스안의 숫자는 박스번호), 우상) 후쿠시마 주변 수평박스, 우하) 연직 박스 구성

발틱해에의 적용을 위해 기존에 구성된 북서대서양 광역 박스망을 세분화하였다(그림 3.2.4).

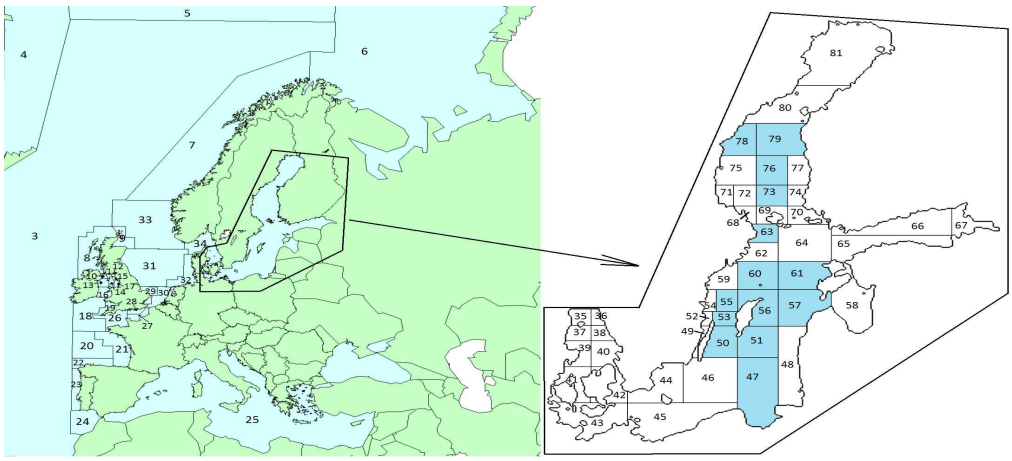


그림 3.2.4 격자 구성: 좌) 광역 북서대서양 모델, 우) 세분화된 발틱해 모델. 하늘색 부분은 연직으로 2개 층이 고려된 해역

○ 모델 입력 자료

각 박스의 수산물 포획량은 한국, 일본, 중국의 수산통계 자료에 근거하

여 입력되었다. 수산물 포획량은 중국, 한국 및 일본 국민들의 수산물 섭취에 따른 선량을 계산하기 위해 정의되었다.

각 박스 간의 해수 교환량은 서울대 ROMS 모델의 2000년대 10년 치 평균으로부터 정의되었다(KIOST, 2013 참조).

주요 입력자료의 하나인 생물종별 먹이 선호도(Preference for diet)는 0~1의 값으로 정의된다(표 3.2.2).

표 3.2.2 생물종별 먹이 섭취 선호도

Prey \ Predator	Zoo-plankton	Prey fish	Predator fish	Inverte-brates	Molluscs	Crusta-cean	Demersal fish	Bottom predator	Coastal predator
Organic sediments				0.5			0.2		
Phyto-plankton	1.0				0.6	0.1			
Zoo-plankton		1.0			0.2	0.8			
Prey fish			1.0						0.25
Macro -algae				0.5	0.2	0.1			
Inverte-brates							0.6	0.3	0.25
Molluscs							0.1	0.2	
Crustaceans							0.1	0.2	0.25
Demersal fish								0.3	0.25

또 다른 주요 입력자료의 하나인 목표티슈별 특성치 및 생물학적 반감기 등은 표 3.2.3에 제시된다. 생물학적 반감기는 뼈의 경우 500~1,000일로서 목표티슈 중 가장 길다. 반면, 위의 경우 3~5일로 가장 짧다.

표 3.2.3 목표티슈별 주요 매개변수들

Target tissue	Bone	Flesh	Organs	Stomach
Weight fraction	0.12	0.80	0.05	0.03
Target tissue modifier	0.50	1.00	0.50	0.50
Biological half-life of non-piscivorous fish [d]	500	75	20	3
Biological half-life of piscivorous fish [d]	1000	200	40	5
Biological half-life of demersal fish [d]	500	60	20	3
Biological half-life of bottom predator fish [d]	1000	200	40	5
Biological half-life of coastal predator fish [d] fish [d]	1000	200	40	5

2) 모델 적용 및 검증

○ 후쿠시마

저서생태 먹이망을 추가하여 1945년부터 2018년까지 전지구 낙진 및 후쿠시마 방사능 유출을 고려하여 적분하였다. 2015년까지는 지하수를 통한 추가 유출이 고려되었다. 아울러 해저경계면에서 수층-해저퇴적물간의 방사능 물질 교환율을 보정한 후 확장 먹이망 모델의 후쿠시마 원전 적용·검증을 수행하였다.. 보다 체계적인 수증-해저퇴적층 간 교환율 보정률 개선에 대해서는 POSEIDON-Extended BURN ver. 1.5에서 다룬다.

연안박스에 대해 계산된 모델 결과와 관측치와의 비교를 통한 결과는 그림 3.2.5~그림 3.2.7에 제시된다. 해수 및 해저퇴적층 내 농도, 저서성 어류 및 전층포식자 내 농도를 제시하였다. 비교에는 일본 동경전력(TEPCO), MEXT 및 일본 수산청(JFRA)의 모니터링 결과가 사용되었다.

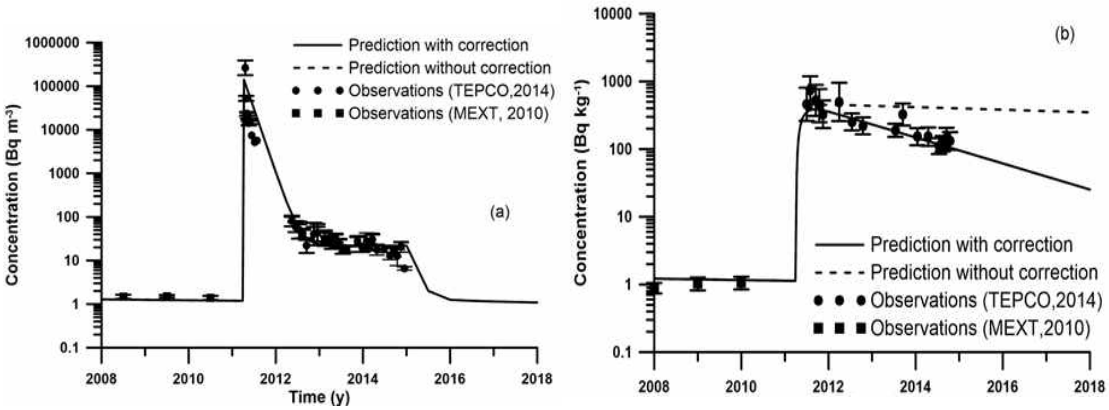


그림 3.2.5 확장 모델로 계산된 농도: 좌) 해수중 농도, 우) 해저퇴적물 내 농도

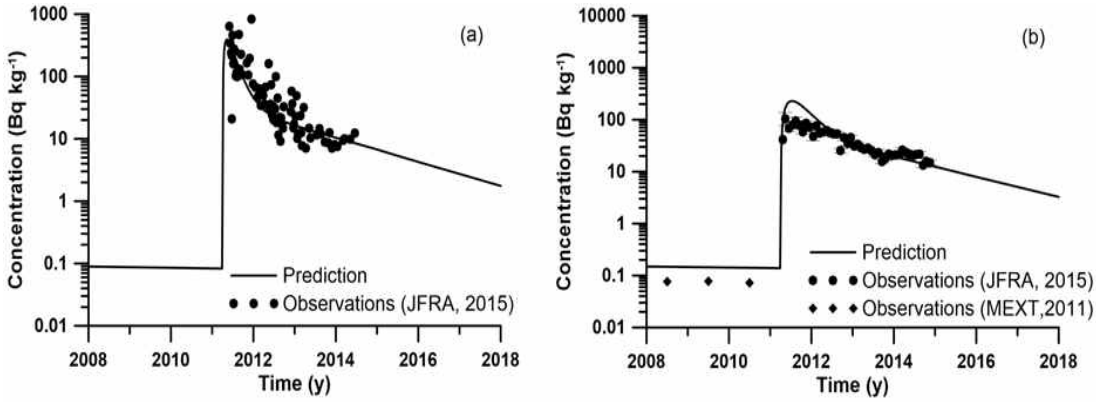


그림 3.2.6 확장 모델로 계산된 농도: 좌) Deposit feeding invertebrate 우) Demersal fish내 농도

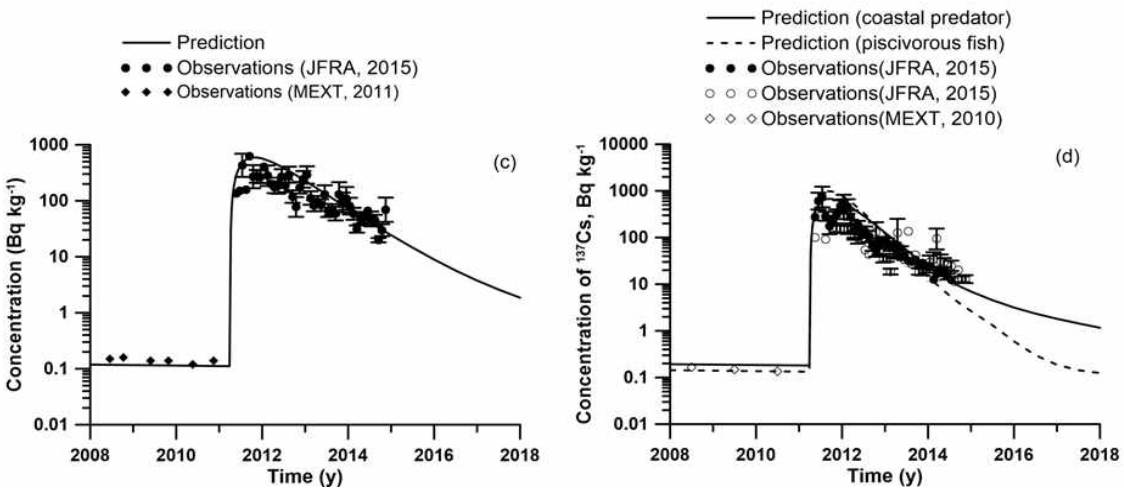


그림 3.2.7 확장 모델로 계산된 농도: 좌) 저서성 포식자, 우) 전층 포식자

모델 계산치를 비교한 결과 매우 만족스럽게 개선되는 성과를 얻었다. 그림 3.2.5 좌측 그림 (a)는 해수 중 ^{137}Cs 농도로서 지하수를 통한 유출효과가 잘 재현되고 있음을 알 수 있다. 그림 3.2.5의 우측 그림 (b)는 해저퇴적물 내 농도로서 해수-해저퇴적물 간의 교환율 보정에 따른 개선 효과를 확인할 수 있다. 그림 3.2.6와 그림 3.2.7에서는 저서성 생물 내 ^{137}Cs 농도 시간 변화를 확인할 수 있다.

그림 3.2.7의 우측 그림에는 부유 및 저서생물을 먹이로 취하는 전층 포식자와 부유생물을 먹이로 섭취하는 육식성 어류의 결과가 함께 도시되어 있다. 먹이망에서 최종 위치에 있는 전층 포식자 내 농도가 보다 서서히 감소하고 있음을 확인할 수 있다.

○ Baltic해

모델의 적용성을 확인하기 위하여 기존에 구성된 북서대서양 광역 박스망을 세분화한 박스망이 사용되었다(그림 3.2.4 참조). 이 실험은 IAEA 주관 MODARIA II의 일환으로 수행되었다.

그림 3.2.8은 저서생태계를 포함하는 확장 모델의 적용 결과로 매우 양호한 일치를 보이면서 새로이 확장된 모델의 적용성을 확인해 준다. 비교를 위해 부유 초식성 어류와 육식성 어류의 결과가 함께 제시되었다. 관측치는 HELCOM (2015) 자료가 사용되었다. 전지구적인 낙진으로 1960년 대 중반 최대치에 이르렀다가 1980년 중반까지 감소하던 농도가 Chernobyl 사고로 급격히 증가한 것을 확인할 수 있다.

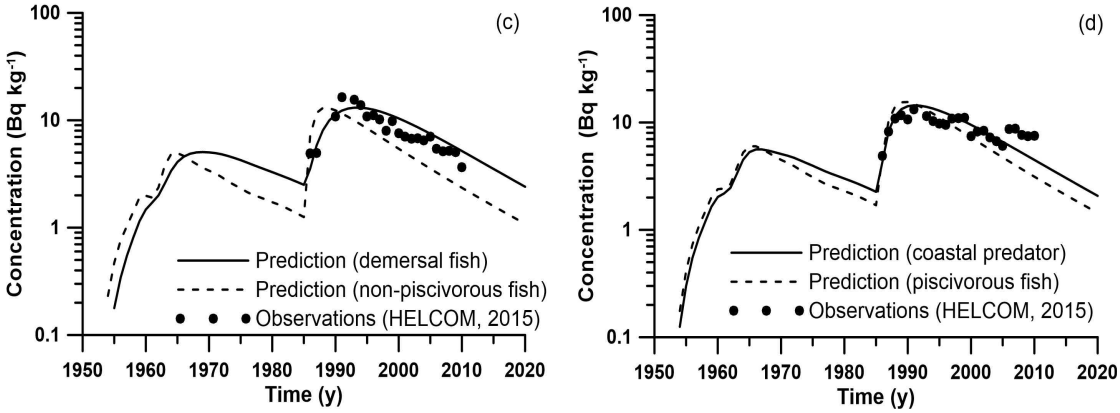


그림 3.2.8 계산 결과: 좌) Demersal fish와 non-piscivorous fish, 우) coastal predator와 piscivorous fish내 농도

나. POSEIDON-Extended BURN ver. 2 모델

1) 배경

Bezhenar et al (2016)의 후쿠시마 적용에서 해저퇴적층 상부에서의 농도 관측치가 모델 계산치보다 빠르게 감소하는 것으로 확인되었다. 다양한 메카니즘이 관련되어 있을 수 있다. Ambe et al (2014)은 해류 및 파랑에 의한 재부유 및 재침적, 공극수로의 탈착, 생물 교란 등이 감쇄 메카니즘이라고 언급하였다. Otosaka와 Kobayashi (2013)는 재부유 및 수평이동을 주 요인으로 언급하였다. 이에 따라 POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델에 재부유 과정을 도입하게 되었다(그림 3.2.9 참조).

2) 개선된 모델 수립

○ 모델 기본방정식

수정 사용된 방정식은 다음과 같다.

$$\gamma_2 = \frac{1}{R}\frac{D}{L_t \min(L_b, L_t)} + \frac{(R-1)}{R}\frac{B}{L_t \min(L_b, L_t)} + \frac{\beta_0 + \beta_1}{Y_s}\frac{\min(|V|, V_{\max})}{L_t}$$

$$R = 1 + \frac{\rho(1-\epsilon)}{\epsilon}K_d$$

상기 식에서,

β_0 : 배경값 (=0.6)

β_t : 조석에 의한 재부유 상수 (=0.6 북해 및 Irish Sea, 기타는 0)

Y_s : (=3.15×10^7)

$|V|$: 해저면 유속 최대값

$V_{\max}$: 해저면 유속 최대값

○ 모델 구성

재부유 고려에 따른 개선 효과 실험을 위해 북서대서양 모델과 Black Sea 모델 2개를 수립하였다.

북서대서양 해역 모델의 박스 구성 및 순환정보는 그림 3.2.9와 같다. 북해와 Irish Sea 및 주변 외해역이 포함된다. 하늘색으로 표시된 부분은 수심이 500m를 넘는 경우로 연직으로 3개 층이 배정되었다. 구체적으로, 상층은 100m, 중층은 100-500m, 하층은 500m 이상으로 구분된다.

평균 해류장은 FOAM AMM7 재분석 자료의 10년 평균값이 사용되었다. Rhine 강, Seine 강, Loire 강, Garonne 강 등이 고려되었다.

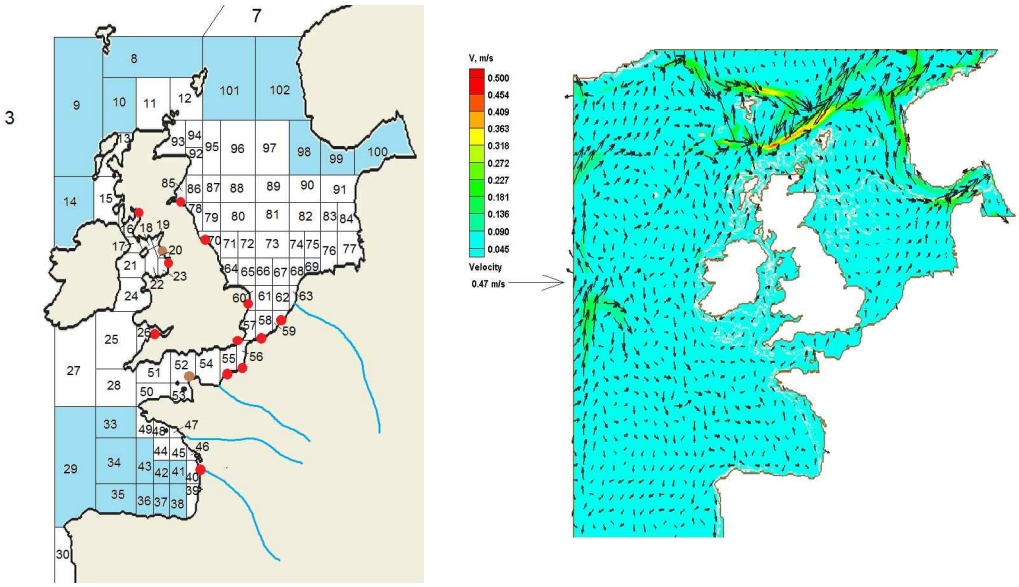


그림 3.2.9 좌) 북동대서양 POSEIDON 모델 박스 구성, 우) 사용된 평균 표층 해류장. 갈색 원은 Sellafied 및 La Hague 재처리공장

Black Sea를 대상으로 모델의 박스 구성 및 순환정보는 그림 3.2.10과

같다. Black Sea는 Chernobyl 사고로 대기는 물론 하천수 유입을 통해 직접적인 영향을 받은 지역해이다. 해수순환장은 2005~2014년 기간에 대해 NEMO (Nucleus for European Modeling for the Ocean) 모델로 계산된 결과의 10년 평균값이 사용되었다.

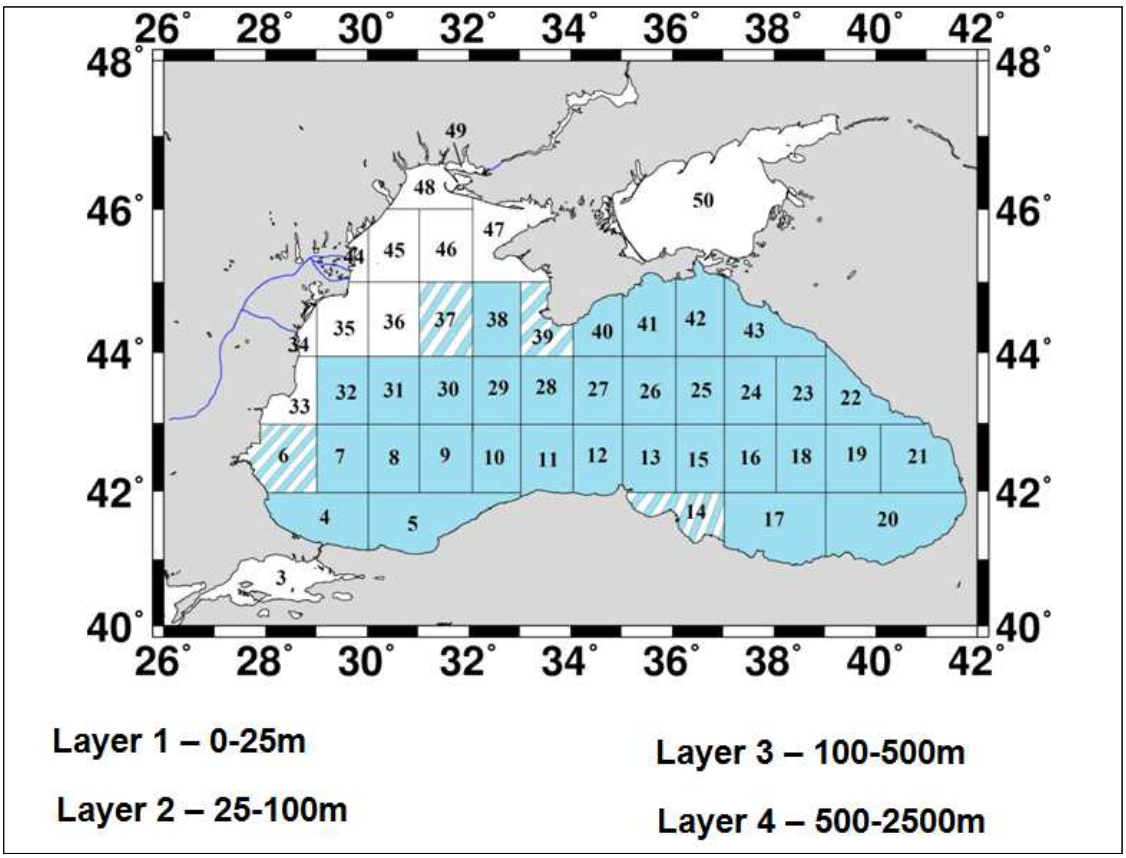


그림 3.2.10 흑해 POSEIDON 모델 박스 구성

○ 오염원

북서대서양 모델의 방사능 오염원으로는 전지구적 낙진 및 Sellfield와 La Hague 재처리시설로 부터의 유입, 그리고 모델 경계부터의 유입이 고려되었다.

그림 3.2.11은 각각 전지구적 낙진과 두 재처리시설로 부터의 ^{137}Cs 유입량을 나타낸다. 모델 경계로 부터의 유입량은 MARIS 시스템 (MARIS, 2012) 내 자료로부터 추정되었다.

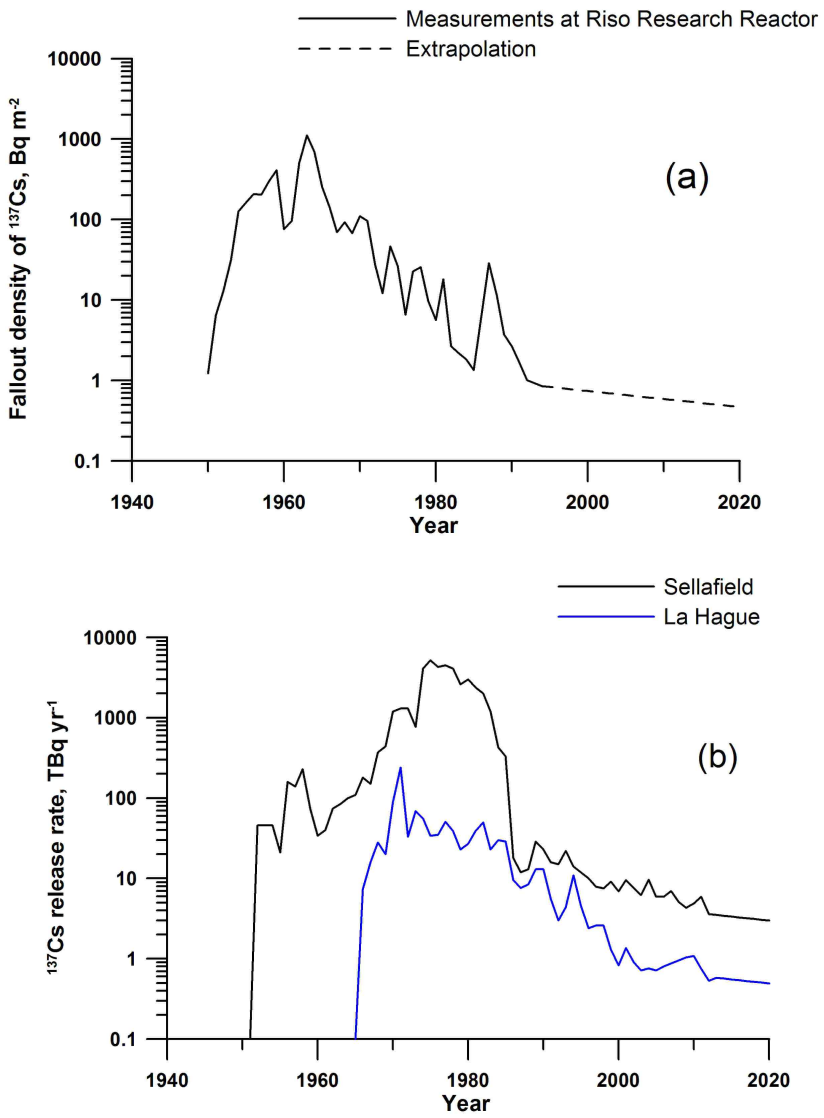


그림 3.2.11 ^{137}Cs 입력조건: 상) 전지구 낙진 시간 변화, 하) Sellafield 및 La Hague 재처리공장으로 부터의 유입량

흑해 모델의 오염원은 아래와 같다

Sources of ^{137}Cs in the Black Sea

Global deposition:	**2000 TBq**
Chernobyl accident (1986):	**2400 TBq**
Rivers discharge (1986-2000):	**30 TBq**

Sources of ^{90}Sr in the Black Sea

Global deposition:	**1350 TBq**
Chernobyl accident (1986):	**900 TBq**
Rivers discharge (1986-2000):	**120 TBq**

○ 모델 적용 및 검증

북서대서양 모델 실험은 1950~2020년에 대해 수행되었다. 그림 3.2.12은 해수층 내 농도 검증 결과로서 재부유 효과 고려시와 미고려시를 비교한 것이다. 재부유 효과 고려로 보다 관측치에 접근하는 경향이 확인되고 있다. 구체적으로 재부유 효과로 해수 층 내 농도가 보다 크게 산정되는 것을 확인할 수 있다. 관측치는 MARIS 자료로부터 추출되었다.

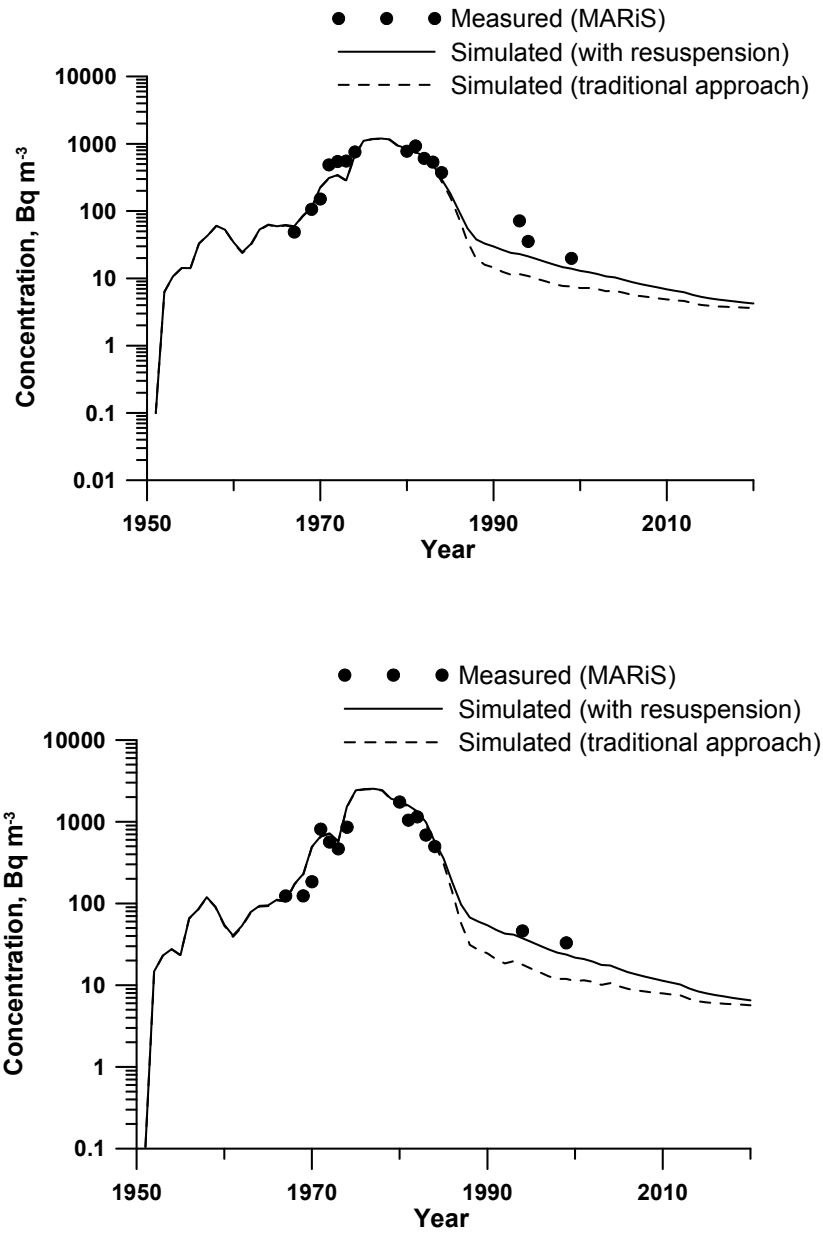


그림 3.2.12 해수 층 내 ^{137}Cs 시간 변화: 상) 박스 21, 하) 박스 17

그림 3.2.13는 해저퇴적층 내 농도 검증 결과로서 재부유 효과 고려시와 미고려시를 비교한 것이다. 재부유 효과 고려로 해저퇴적층 내 농도가 보다 작게 산정되고 보다 빠르게 감소하는 것으로 나타나면서 보다 관측치에 접근하는 경향이 확인되고 있다.

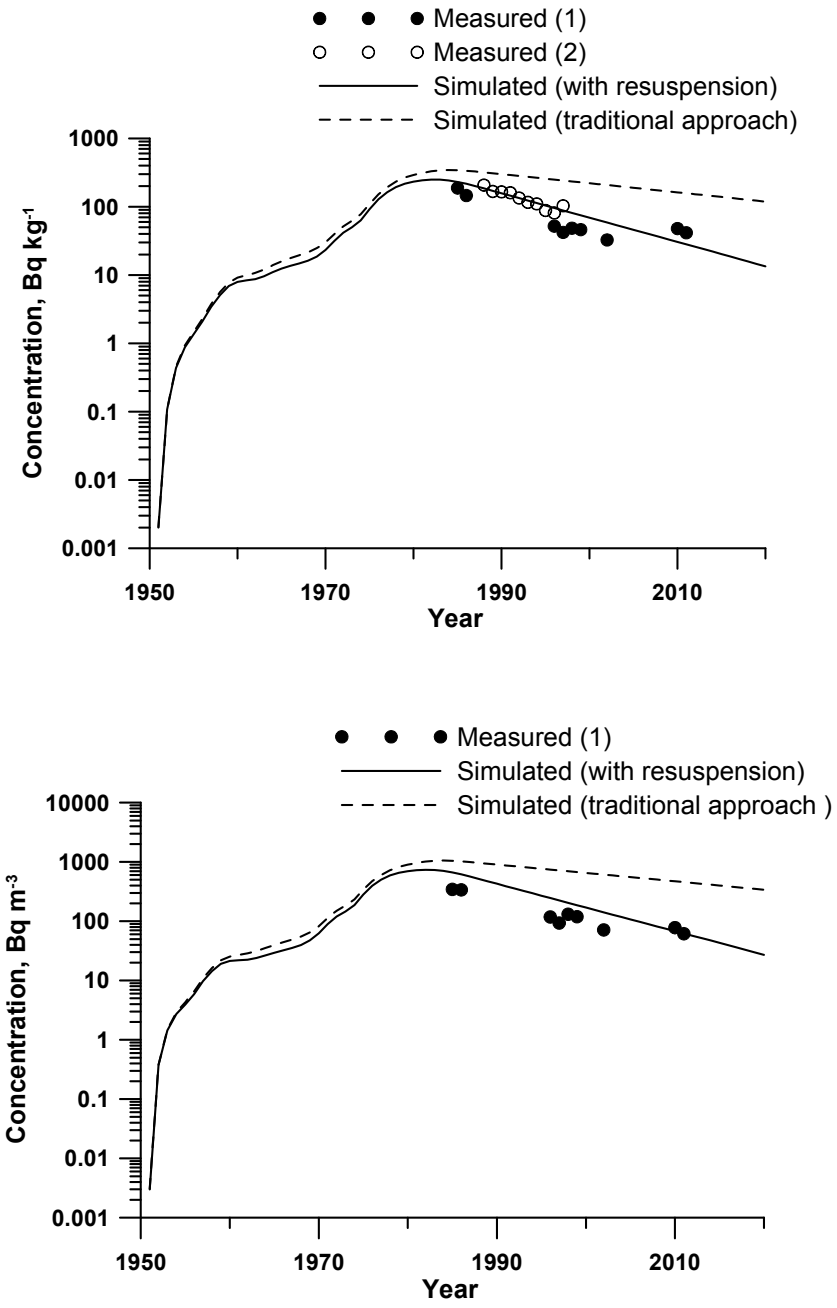


그림 3.2.13 해저퇴적층 내 ^{137}Cs 시간 변화: 상) 박스 21, 하) 박스 17

그림 3.2.14~3.2.15는 재부유 효과를 고려해서 여러 생물종에 대해 계산된 결과를 검증한 것이다. 관측치의 제한으로 단언하기는 어려우나 비교적 양호한 결과가 산정되는 것으로 사료된다.

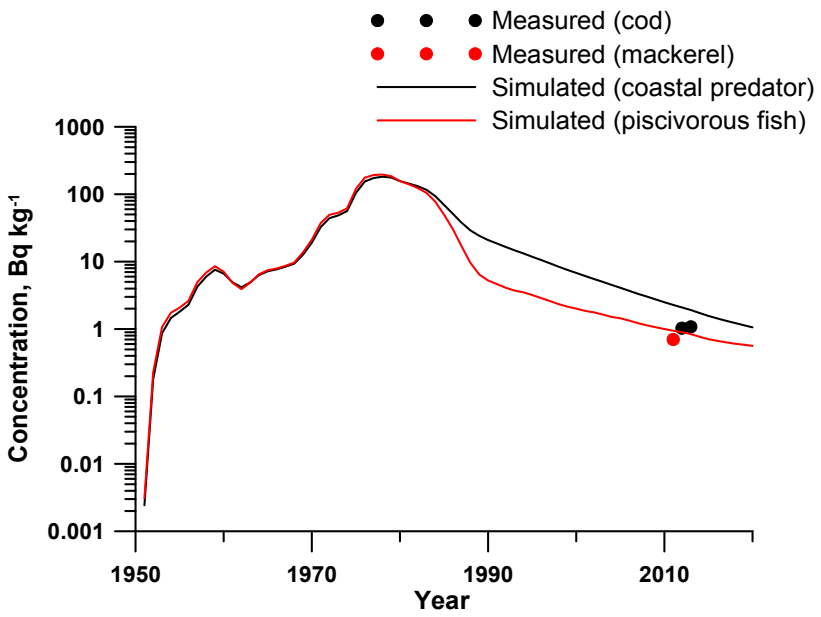


그림 3.2.14 부유 초식성 어류 및 전층 포식자 내 ^{137}Cs 시간 변화 (박스 16)

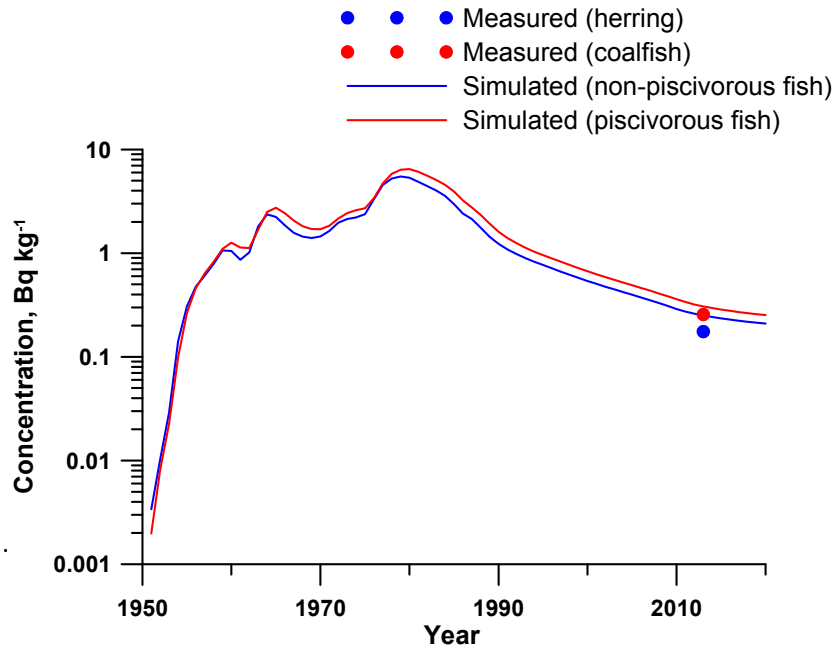


그림 3.2.15 부유 육식성 및 초식성 어류 내 ^{137}Cs 시간 변화 (박스 102)

흑해(Black Sea)를 대상으로 한 모델 실험은 1940년 대 중반부터 2020년에 대해 수행되었다. 그림 3.2.16는 해수 및 해저퇴적층 내 농도 검증 결과로서 양호한 일치를 보이고 있다. 해수 중 농도에서는 즉각적인 Chernobyl 사고의 영향이 확인되고 있다. 반면, 해저퇴적층에서는 해수중 농도에 비해 낮은 농도를 갖으며 완만한 변화와 함께 최고 농도 발생시점이 지연되어 나타나고 있음을 확인할 수 있다.

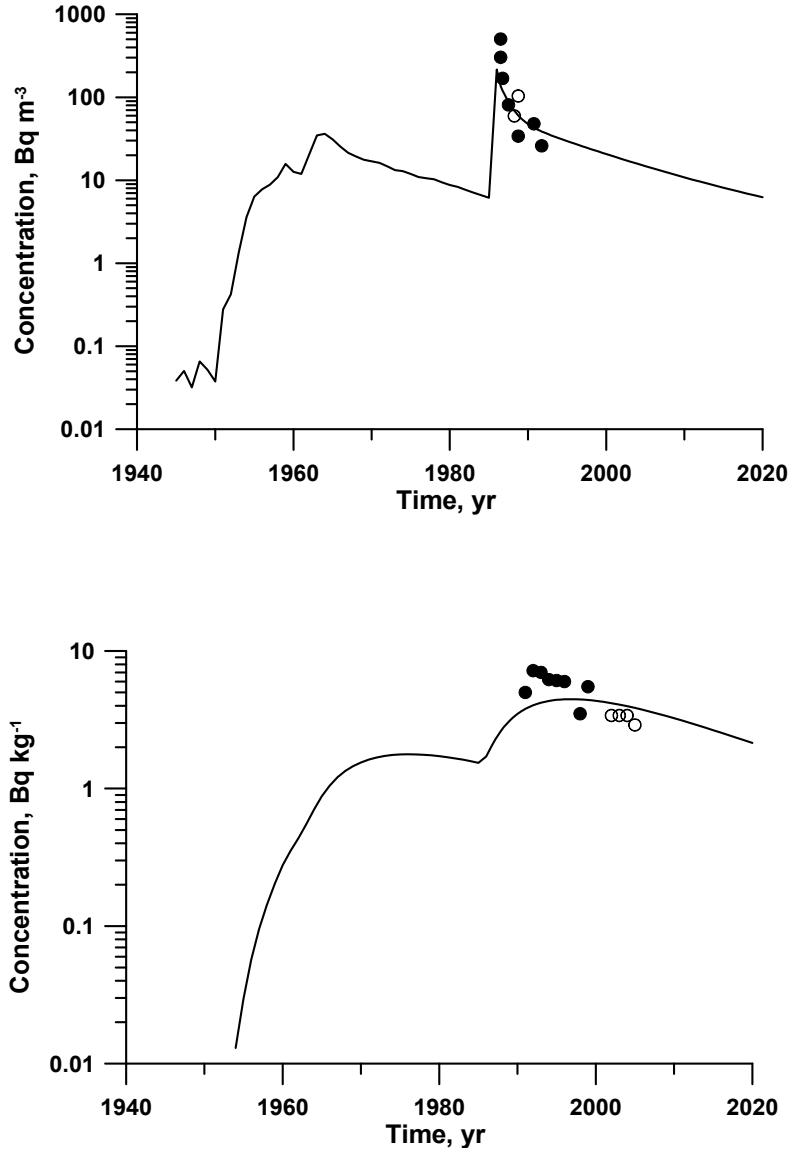


그림 3.2.16 ^{137}Cs 농도 시간 변화: 상) 해수중(박스 39), 하) 해저퇴적층(박스 33)

그림 3.2.17은 재부유 효과를 고려해서 초식성 어류와 전층 포식자에 대해 계산된 결과를 검증한 것으로 양호한 일치를 확인할 수 있다. 해수중 농도와 마찬가지로 Chernobyl 사고의 영향이 뚜렷하게 확인되고 있다.

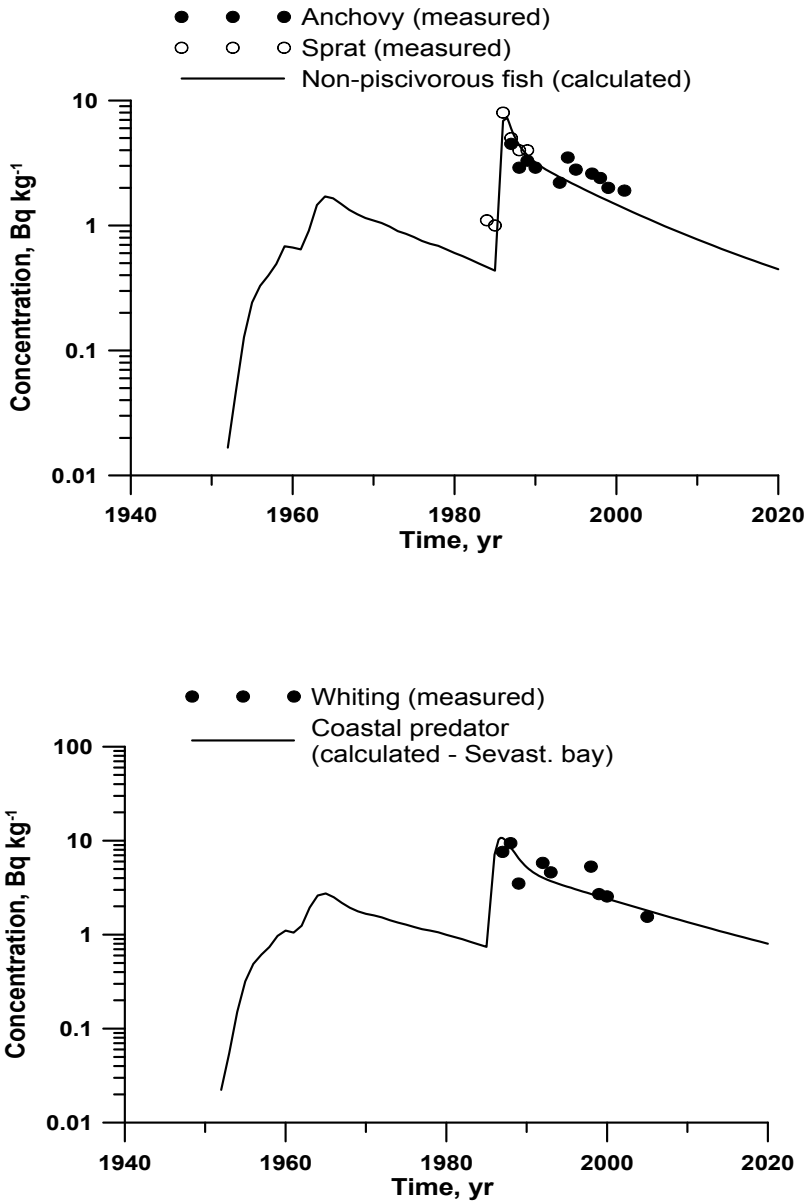


그림 3.2.17 ^{137}Cs 농도 시간 변화: 상) 부유 초식성 어류 (박스 34), 하) 전층 포식자 (박스39)

그림 3.2.18은 재부유 효과를 고려해서 초식성 어류와 육식성 어류 내 ^{90}Sr 농도 계산 결과를 검증한 것이다. 검증 결과 ^{137}Cs의 경우와 같은 양호

한 일치를 확인하기 어려웠다. 주된 이유는 관측된 농도값이 상당한 크기로 산재하기 때문인 것으로 나타났다. 물론 관측이 매우 제한적으로만 존재하므로 단정적인 결론을 내리기는 어려우나 이러한 경향은 후쿠시마의 경우에서도 확인된다. 나아가 같은 초식성 어류 또는 육식성 어류일지라도 각 어류마다 상당히 다른 값을 갖는 것으로 나타났다. 특히 숭어 및 청어 등의 초식성 어류에서 이러한 경향이 두드러져 향후 이에 대한 근본적인 검토 및 개선방안 마련이 필요할 것으로 사료된다.

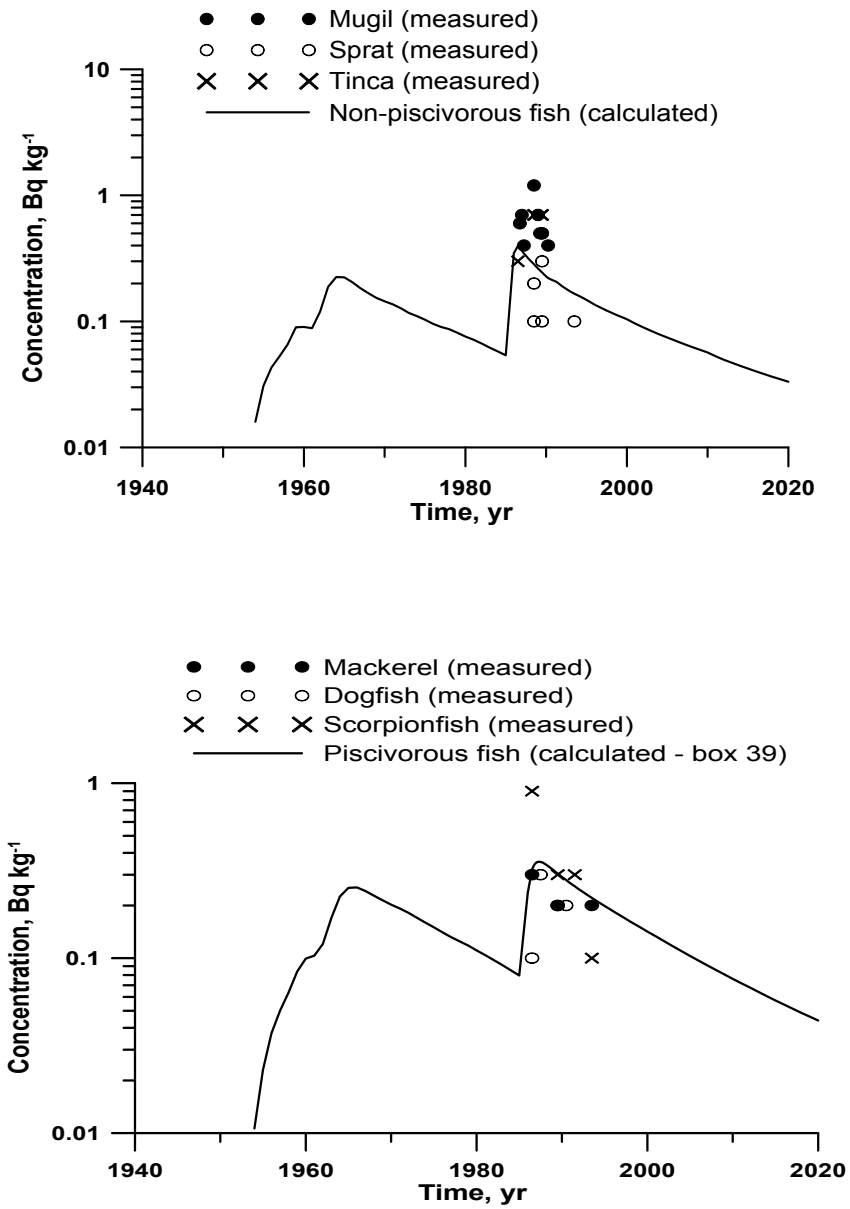


그림 3.2.18 ^{90}Sr 농도 시간 변화: 상) 부유 초식성 어류 (박스 45), 하) 부유 육식성 어류 (박스 39)

다. POSEIDON-Multi-tissue 모델 ver.1 개발

1) 모델 개발 배경

기 개발된 POSEIDON 모델들(Lepicard et al, 2014; Maderich et al, 2014a; Bezhenar et al, 2016)은 특정 대상해역을 일련의 박스로 구성하고 단일 목표티슈로의 전이를 가정한다.

부유생태계+저서생태계 먹이망을 통한 해양방사능 물질 전이 모델(extended BURN)을 ^{137}Cs에 이어 ^{90}Sr에 적용을 시도하였다. 이 과정에서 관측값에 비해 모델이 뚜렷하게 작은 값을 산정하는 것을 확인하였다. 분석결과 flesh에 90% 축적되는 ^{137}Cs의 경우에는 큰 문제가 없으나 flesh에 62%정도 축적되는 ^{90}Sr의 경우 단일 Target tissue만을 고려할 시 크게 저평가될 수 있음을 확인하였다. 이에 여러개의 목표티슈를 고려하는 Multi-organ fish 모델 VER. 1 (혈액을 통한 상호작용 미고려)을 도입하게 되었다.

2) 모델 구성

○ 해양생물 먹이망

부유생태계+저서생태계 먹이망을 통한 해양방사능 물질 전이 모델에 Multi-organ fish 모델을 도입하였다. 구체적으로 핵종별로 어류에 대해 단일 Target tissue만을 고려하던 기존 모델을 3개의 Target tissue(Flesh, Bone 및 Organ)를 고려하는 모델로 확장하였다 (그림 3.2.19).

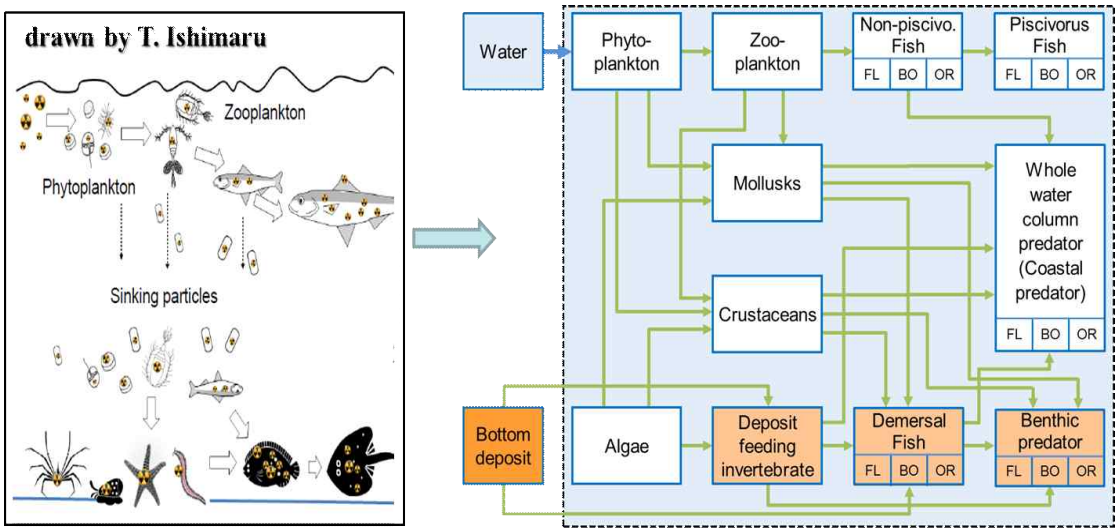


그림 3.2.19 Multi-tissue 모델 ver.1의 해양생물 먹이망 모식도 주) FL: Flesh, BO: Bone, OR: Organs

○ 모델 기본방정식

Multi-BURN-POSEIDON ver.1 모델에 사용된 기본방정식은 어류의 flesh, bone, organ 세 부분에 축적되는 농도를 산정한다. 1차적으로 전이프로세스를 단순화하여 Target tissue간의 상호작용은 없는 것으로 가정한다. 그 결과 3개의 독립적인 식이 아래와 같이 주어진다.

Equations of simplified Multi-organ approach

Concentration in flesh

$$\frac{dC_{flesh}}{dt} = a_f\ K_{1,prey} C_{f,prey} + b\ K_w C_w(t) - \frac{\ln 2}{T_{0.5,flesh}} C_{flesh}$$

Concentration in bones

$$\frac{dC_{bone}}{dt} = a_b\ K_{1,prey} C_{f,prey} + b\ K_w C_w(t) - \frac{\ln 2}{T_{0.5,bone}} C_{bone}$$

Concentration in organs

$$\frac{dC_{organ}}{dt} = a_o\ K_{1,prey} C_{f,prey} + b\ K_w C_w(t) - \frac{\ln 2}{T_{0.5,organ}} C_{organ}$$

Concentration in whole fish

$$C_{(fish)} = f_{flesh}\ C_{flesh} + f_{bone}\ C_{bone} + f_{organ} C_{organ}$$

상기 식에서 $T_{0.5,flesh}$, $T_{0.5,bone}$ 및 $T_{0.5,organ}$은 각 티슈별 생물학적 반감기 값들이다.

어류 내에 축적되는 농도는 각 Target tissue 별로 산정된 값의 합으로 결정된다.

3) 모델 적용 및 검증

○ 스웨덴 원전 모델 수립

Multi-BURN ver.1 모델의 검증을 위해 필요한 정보를 확보하고 있는 원전은 매우 드물다. 다행히도 스웨덴 Forsmark 원전 및 Ringhals 원전의 경우 ^{90}Sr과 유사한 특성을 갖는 핵종에 대해 검증에 필요한 방출량 정보와 검증 자료가 있는 것으로 확인되었다. 해당 원전의 위치와 주변 박스는 그림 3.2.20과 같다.

Multi-BURN ver.1 모델의 박스 구성은 3개의 박스로 구성하였다. 이 중 Forsmark 원전 주변 박스 2는 총 81개 박스로 구성되는 북서태서양, 북해 및 발틱해를 포함하는 광역 모델 (그림 3.2.21)의 일부로서 박스 68에 해당

된다. Ringhals 원전 주변 박스 2는 광역 모델의 박스 38에 해당된다.

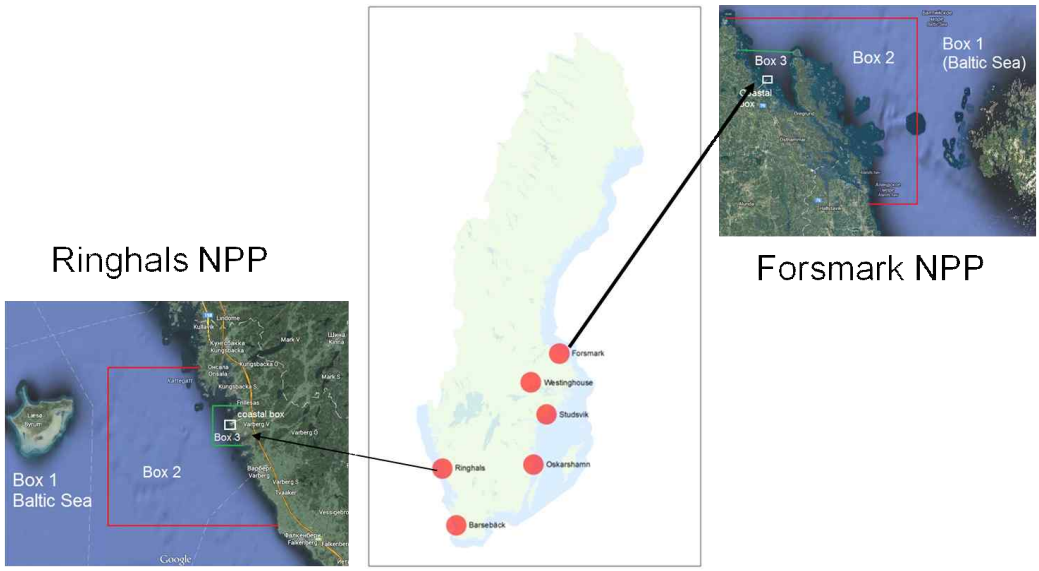


그림 3.2.20 스웨덴 Forsmark 원전 및 Ringhals 원전의 위치와 박스 구성

발틱해는 북해와 덴마크 해협들로 연결된다. 천해에서는 연직으로 1개층이 배치되나 수심 60m가 넘는 해역에는 연직으로 2개층이 배치된다. 박스 2 내부에 박스 3과 연안박스를 배치하였다. 이 추가적인 박스들은 3차원 해수순환 모델 THREETOX 결과에 근거한다(Maderich et al, 2008).

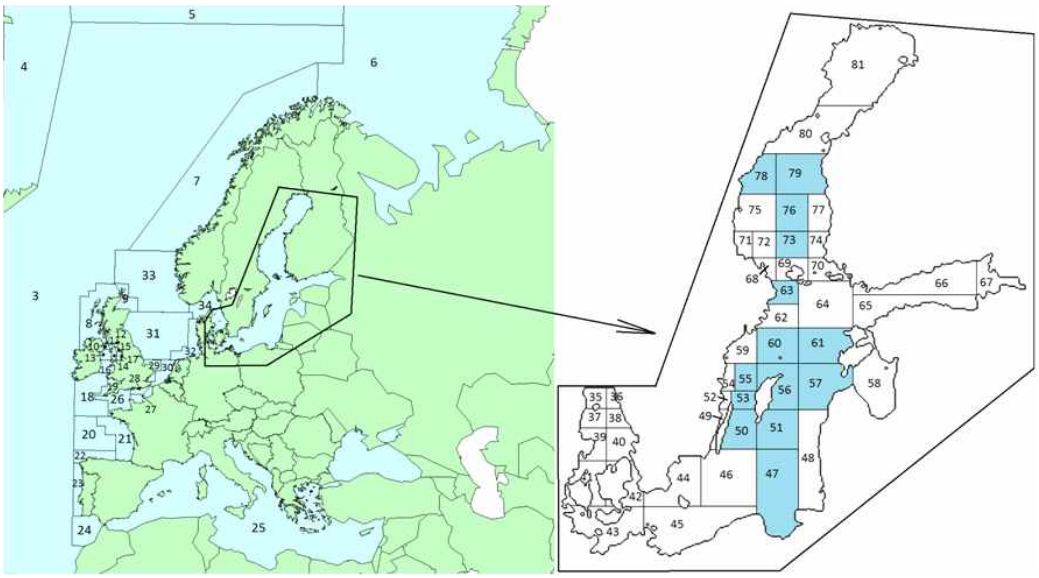


그림 3.2.21 북서대서양 박스 구성

Forsmark 및 Ringhals 주변에 배치된 박스들에 대한 구체적인 정보는 각각 표3.2.4 및 표3.2.5과 같다.

표 3.2.4 Forsmark 원전 적용과 관련한 박스 정보

Box number	Volume km^3	Depth m	Area km^2	Exchange rate with outer box $km^3\ y^{-1}$
2	35.7	32.5	1100	3355
3	3.0	12.5	240	140
"coastal"	0.076	11.0	6.9	30

표 3.2.5 Ringhals 원전 적용과 관련한 박스 정보

Box number	Volume km^3	Depth, m	Area km^2	Exchange rate with outer box $km^3\ y^{-1}$
2	102	38.0	2680	4260
3	2.23	19.1	117	250
"coastal"	0.156	14.8	10.5	37

○ 모델 오염원 정의

이 원전들에서는 통상적인 운영중에 다양한 방사능 물질을 방출하는 것으로 확인되고 있다. 구체적으로, ^{3}H, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{90}Sr, ^{108}mAg, ^{110}mAg, ^{124}Sb, ^{134}Cs, ^{238}Pu, 그리고 ^{243}Am 등으로 인간이 섭취시에 영향이 큰 물질들이다. 2개의 핵종 ^{60}Co과 ^{54}Mn을 고려한다(그림 3.2.22~그림 3.2.25).

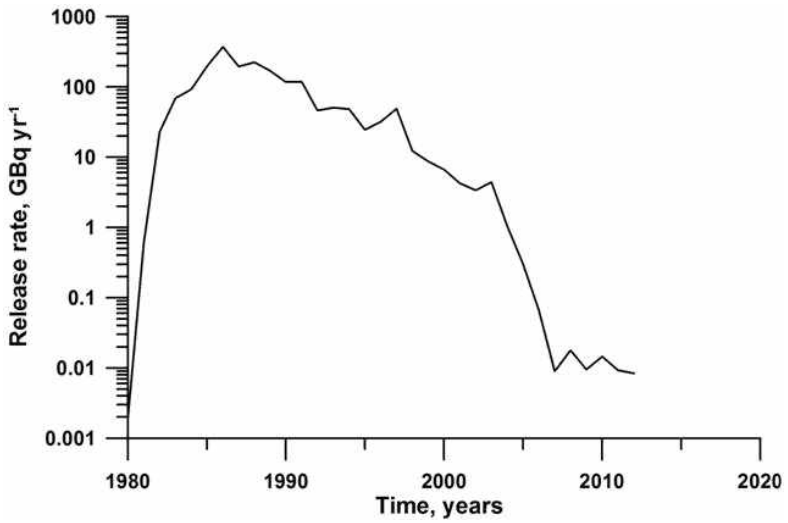


그림 3.2.22 Forsmark 원전으로부터의 ^{60}Co 방출률 시간변화

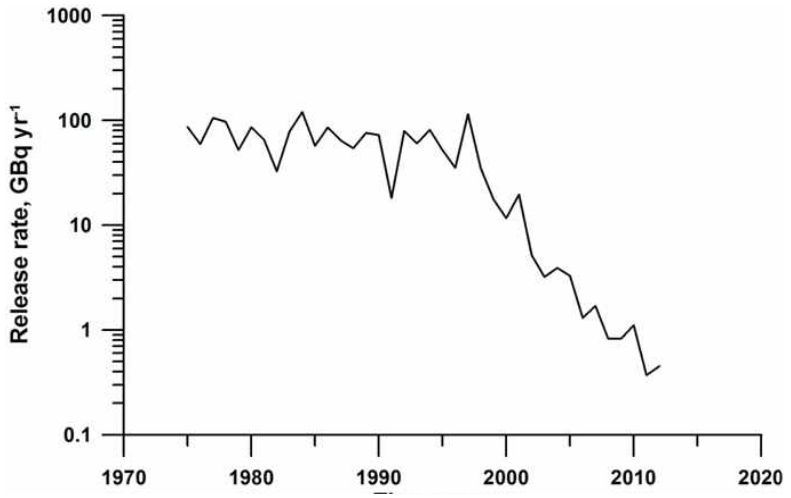


그림 3.2.23 Ringhals 원전으로부터의 ^{60}Co 방출률 시간변화

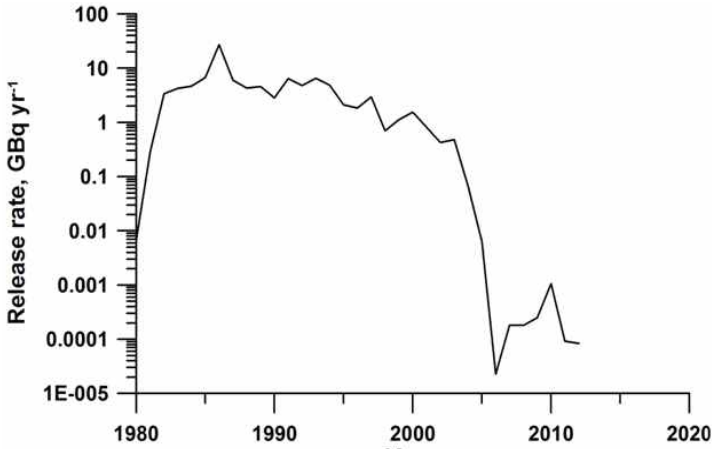


그림 3.2.24 Forsmark 원전으로부터의 ^{54}Mn 방출률 시간변화

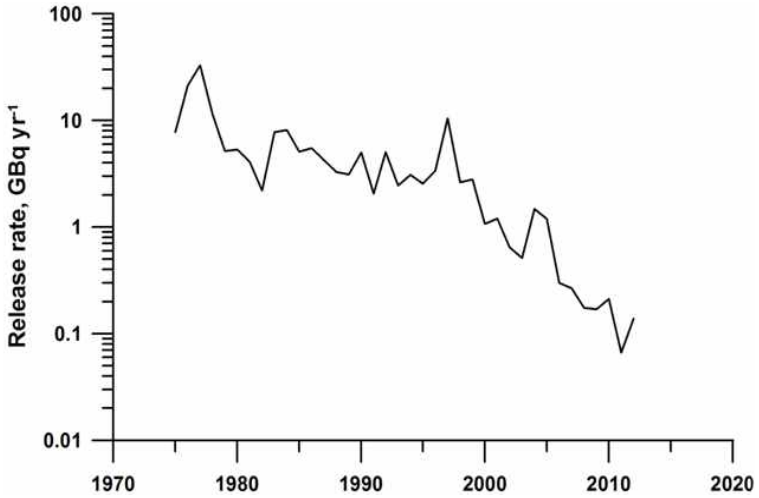


그림 3.2.25 Ringhals 원전으로부터의 ^{54}Mn 방출률 시간변화

○ 모델 검증

상기 방출 조건을 입력하여 모델 계산을 1980년부터 2012년까지 수행하였다.

그림 3.2.26는 Forsmark 원전 주변 연안박스에서 계산된 해저퇴적층 내 ^{60}Co의 농도를 관측치와 비교한 것으로 양호한 일치를 보이고 있다. IAEA (2014)에 따르면, 퇴적물 분배계수 K_d는 지역해에서 $3 \cdot 10^5 L/kg$, 대양에서 $2 \cdot 10^6 L/kg$에 이른다. 본 연구에서는 후자의 값을 사용하였다.

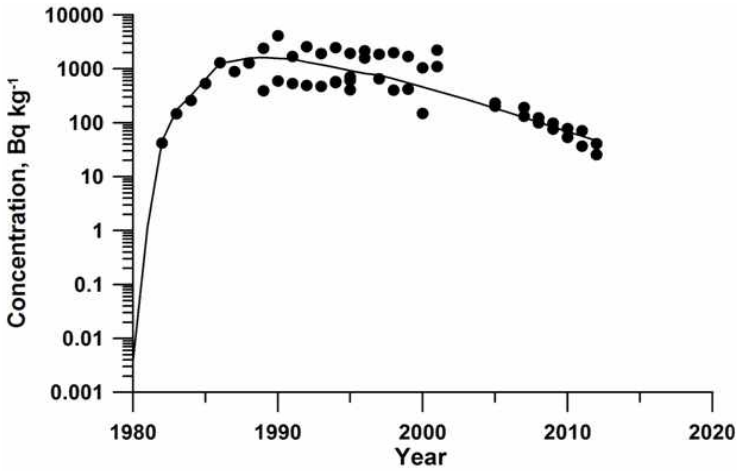


그림 3.2.26 Forsmark 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{60}Co 농도 시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼)

그림 3.2.27은 Forsmark 원전 주변 연안박스에서 계산된 해저퇴적층 내 ^{54}Mn의 농도와 관측치와 비교한 것으로 일부 큰 값을 재현하지 못하고 있으나 비교적 양호한 일치를 보이고 있다. K_d값은 ^{60}Co의 경우와 동일하다.

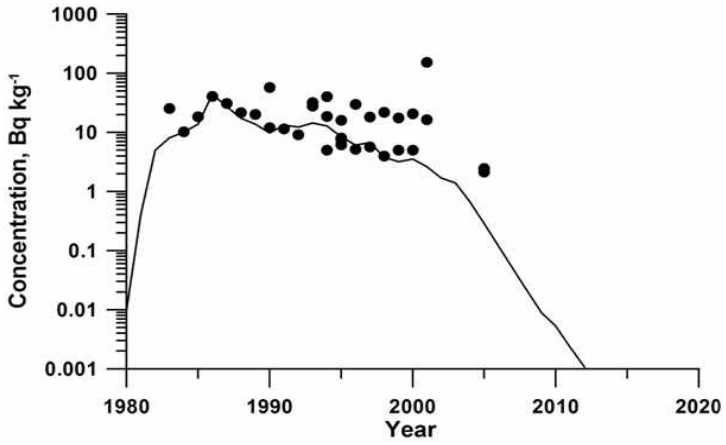


그림 3.2.27 Forsmark 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{54}Mn 농도 시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼)

그림 3.2.28은 Ringhals 원전 주변 연안박스에서 계산된 해저퇴적층 내 ^{60}Co의 농도를 관측치와 비교한 것이다. 타 검증에 비해 관측치가 산재하는 경향을 보이면서 검증 결과가 만족스럽지 못하며 모델 예측치가 여전히 저평가하는 패턴을 보이고 있다.

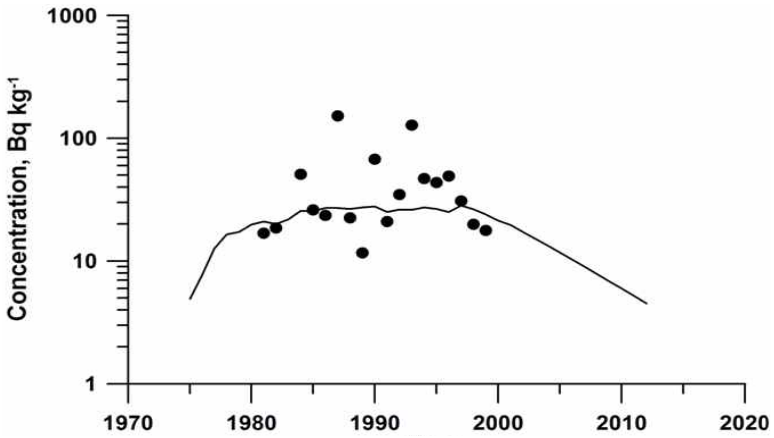


그림 3.2.28 Ringhals 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{60}Co 농도 시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼)

그림 3.2.29은 Ringhals 원전 주변 연안박스에서 계산된 해저퇴적층 내 ^{54}Mn의 농도와 관측치와 비교한 것으로 양호한 일치를 보이고 있다.

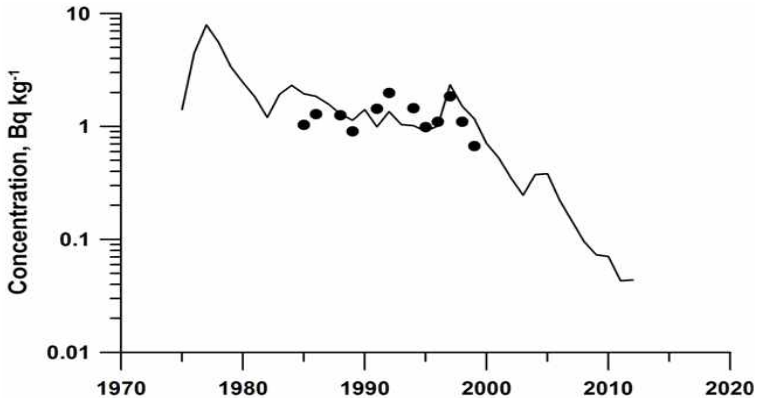


그림 3.2.29 Ringhals 원전 연안박스 해저퇴적층 내 ^{54}Mn 농도 시간변화 계산치(실선) 및 관측치(흑색 심볼)

초식성 어류 자료는 제한적이나 육식성 어류 자료는 장기간에 걸쳐 존재하였다. ^{60}Co(및 ^{54}Mn)을 대상으로 적용한 결과 단일 목표티슈를 고려한 기

존의 BURN 모델에서 저평가 되었던 농도가 뚜렷하게 증가하면서 대체로 정확도가 개선되는 것을 확인하였다 (그림 3.2.30～그림.3.2.33 참조).

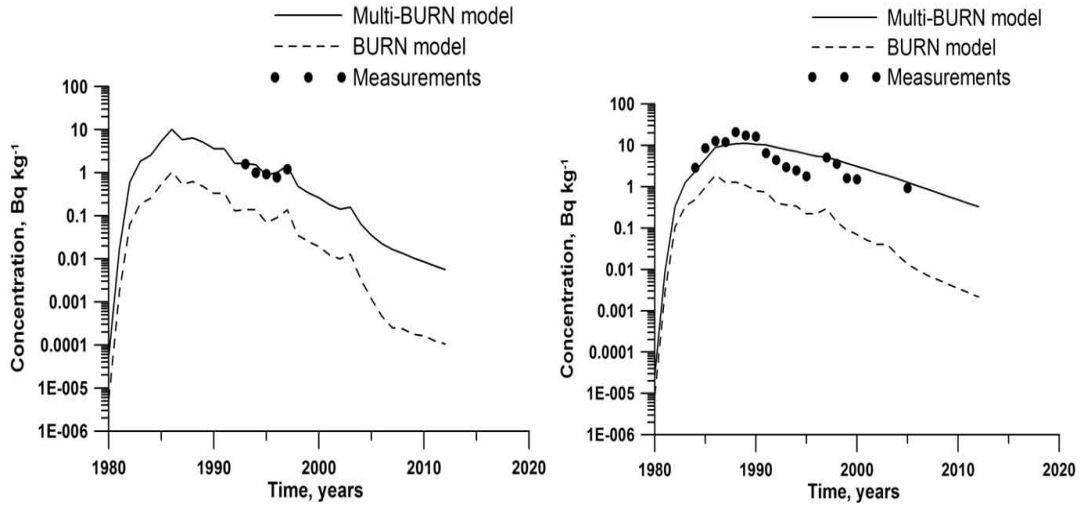


그림 3.2.30 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{60}Co 검증 결과 (Forsmark 원전): 좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator, Pike)

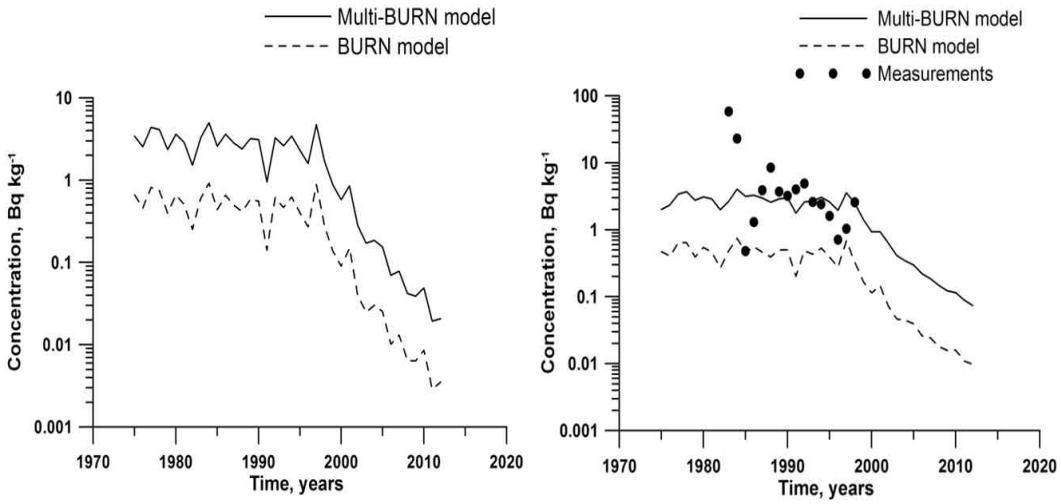


그림 3.2.31 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{60}Co 검증 결과 (Ringhals 원전): 좌) 초식성 어류(검증자료 없음), 우) 전층 포식자 (Coastal predator, Cod)

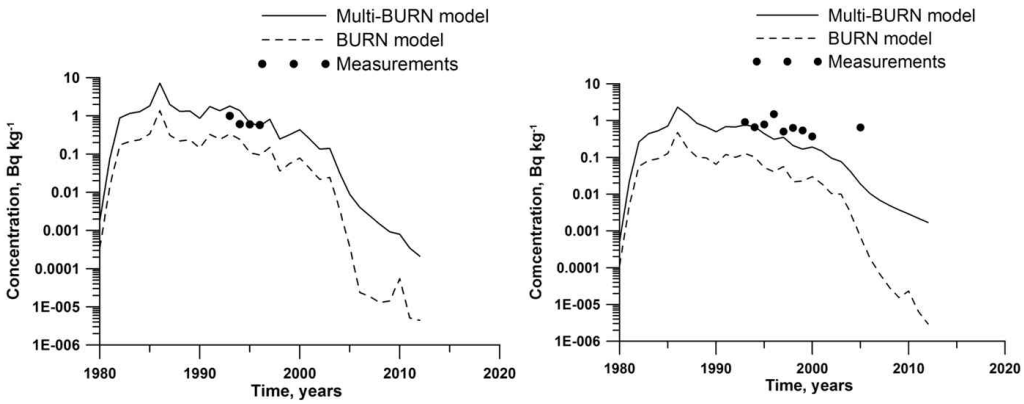


그림 3.2.32 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{54}Mn 검증 결과 (Forsmark 원전): 좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator, Pike)

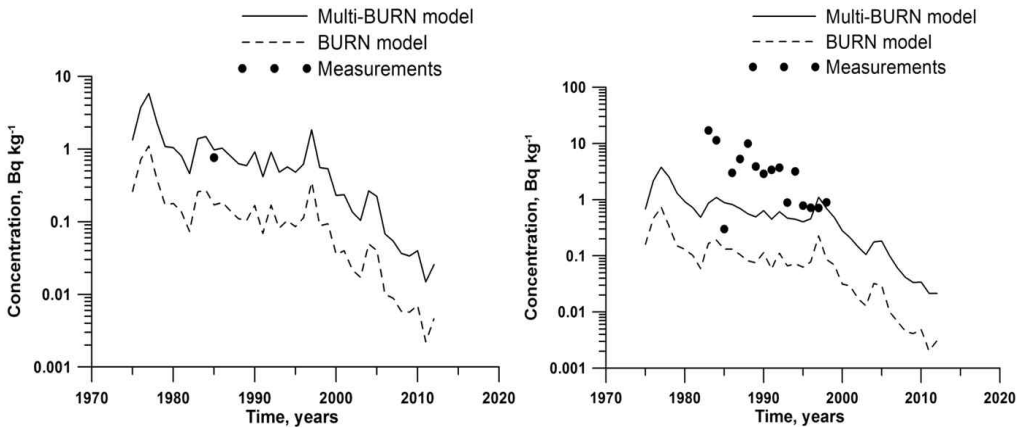


그림 3.2.33 BURN, Multi-BURN 모델의 ^{54}Mn 검증 결과 (Ringhals 원전): 좌) 초식성 어류 (Herring), 우) 전층 포식자 (Coastal predator, Cod)

○ 후쿠시마 ^{90}Sr 적용 및 검증

불확실한 ^{90}Sr의 유출을 고려하여 반복 계산-검증 과정을 통해 개선된 ^{90}Sr 유출 시나리오 두 가지(시나리오 1 및 2)를 구성하였다 (그림 3.2.34 참조).

시나리오 1은 약 3GBq/일의 값으로 2011년 3월부터 2015년 말까지 일정하게 유출되는 조건이고, 시나리오 2는 계단식으로 변화하는 조건으로 2012년 말까지는 12GBq/일, 2012년 초부터 2013년 말까지는 10GBq/일, 이후는 3GBq/일로 일정하게 방출되는 조건이다.

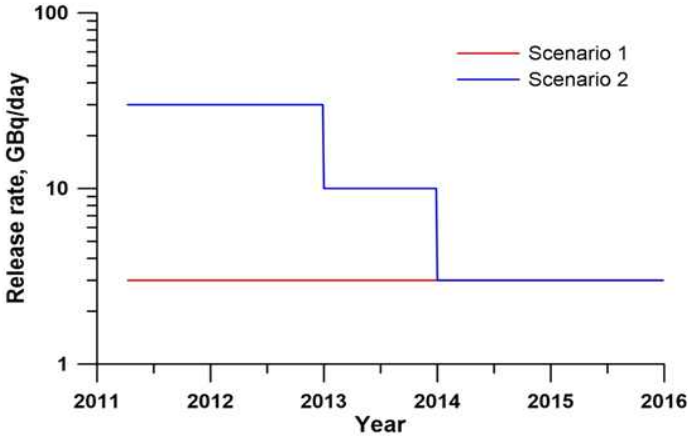


그림 3.2.34 고려된 2개의 유출 시나리오

그림 3.2.35는 2개의 시나리오에 대해 연안박스 내 용존방사능 모델 계산치와 관측치를 비교한 것이다. 관측치는 TEPCO와 MEXT 자료들로 구성된다. 2014년 검증에 비해 관측치의 개수가 증가하였으나 그 이후의 관측치에서도 여전히 산재하는 패턴이 확인되고 있다. 그 결과 2014년 검증에 비해 개선되고 있으나 여전히 만족스러운 결과라고 하기에는 부족하다.

모델 적용 결과 2014년 출판된 BURN 모델(Maderich 등, 2014)에 비해 전반적으로 개선된 결과가 산정되었으며, 실제 ^{90}Sr 유출은 두 개의 시나리오 이내일 것으로 추정된다.

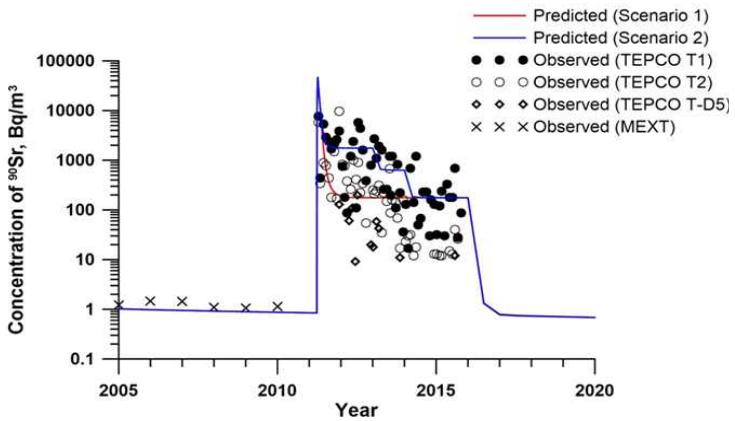


그림 3.2.35 Coastal box내 용존방사능 농도 검증결과

그림 3.2.36는 2개의 시나리오에 대해 계산된 연안박스 내 해저퇴적층 농도의 관측치를 비교한 것이다. 관측치는 TEPCO와 MEXT 자료들로 구성된다. 관측 정보가 매우 제한적이라 개선 여부를 단정하기는 어렵다. 예상대

로 시나리오 1이 시나리오 2보다 높게 산정하고 있다.

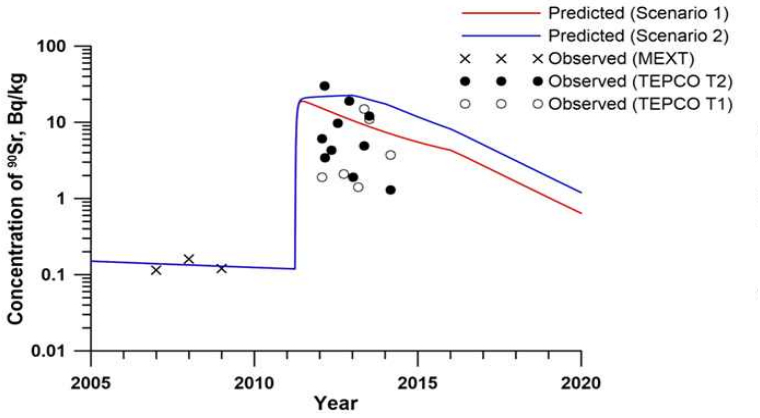


그림 3.2.36 해저퇴적층 내 농도 검증결과

그림 3.2.37은 2개의 시나리오에 대해 계산된 연안박스 내 육식성 어류 내 농도의 관측치를 비교한 것이다. 관측 정보가 매우 제한적이지만 개선효과가 뚜렷하며 시나리오 1이 전반적인 경향을 보다 잘 산정하고 있다.

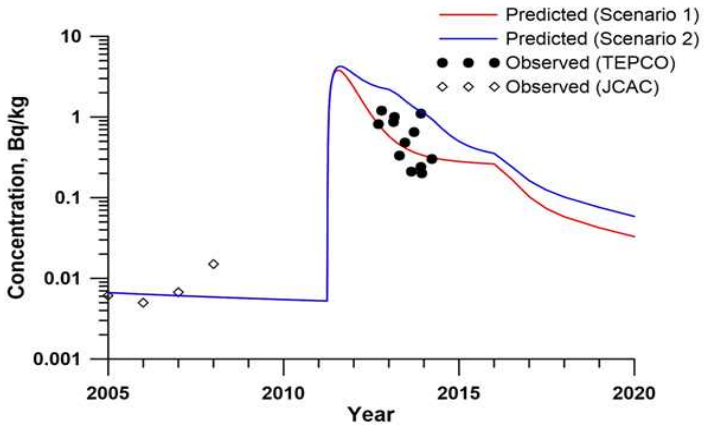


그림 3.2.37 육식성 어류 내 농도 검증 결과

라. POSEIDON-Multi-tissue 모델 ver.2 개발

○ 개발 배경

POSEIDON-Multi-tissue 모델 ver.1 모델을 적용한 결과 관측치와 매우 양호하게 일치하는 결과가 얻어졌다. 하지만 POSEIDON ver.1 모델은 약점을 갖고 있다. 즉, 다수목표티슈 고려를 통해 저평가되는 문제점이 개선되는 효과가 확인되었으나 생리학적 측면에서 혈액을 통한 어류 내 기관간 상호 작용을 무시하고 있다는 한계를 갖고 있다.

○ Mutli-tissue ver.2 모델 내 전이프로세스

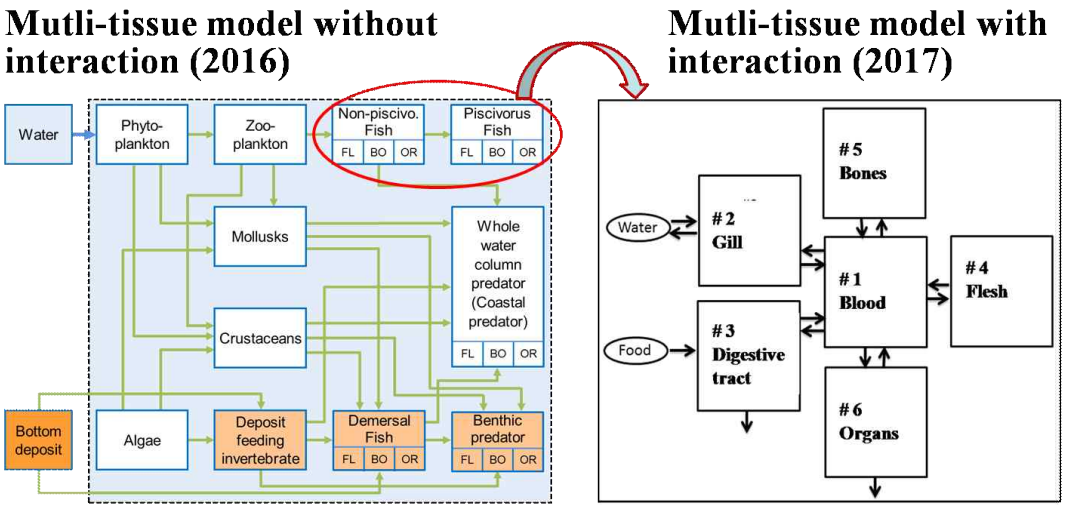


그림 3.2.38 Multi-tissue ver.2 모델에서 고려되는 먹이망 및 방사능 물질의 전이 프로세스

○ 기본방정식.

혈액 내 농도 방정식:

$$\frac{dv_1C_1}{dt} = -E_{21}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,2}}{K_2}\right) - E_{31}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,3}}{K_3}\right) - E_{41}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,4}}{K_4}\right)$$
$$- E_{51}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,5}}{K_5}\right) - E_{61}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,6}}{K_6}\right);$$

v_1 : 혈액의 부피 (m^3),

C_1 : 혈액의 농도 (BqL^{-1}),

f_d : 혈액 내 용존방사능의 비율

$C_{t,i}$: 티슈 내 방사능 물질 농도 $(i=2,\cdots,6)(Bqkg^{-1})$,

E_{i1} : 티슈-혈액간의 교환율 (Ld^{-1}),

K_i : 티슈-혈액 분배계수 (Lkg^{-1}).

어류 아가미 내 농도 방정식:

$$\frac{dw_2C_{t,2}}{dt} = E_{2,w}\left(f_wC_w - \frac{C_{t,2}}{K_2}\right) + E_{21}\left(f_dC_1 - \frac{C_{t,2}}{K_2}\right)$$

$C_{t,2}$: 아가미 내 방사능 농도$(Bq\ kg^{-1})$,

w_2 : 아마미의 질량 (kg),

C_w : 해수 중 방사능 농도 ($Bq\ L^{-1}$),

$\%_w$: 아가미 흡착율

$E_{2,w}$: 해수-아가미 간의 교환율

소화관 (Digestive tract) 내 농도 방정식:

$$\frac{dw_3C_{t,3}}{dt} = I_f w_{tot} C_f + E_{31}\left(f_d C_1 - \frac{C_{t,3}}{K_3}\right) - \varepsilon_g w_{tot} C_{t,3};$$

$C_{t,3}$: 소화관 내 농도 (Bq kg^{-1}),

w_3 I: 소화관 질량 (kg),

C_f : 해수 중 방사능 농도 (Bq kg^{-1}),

I_f : 단위질량 당 섭취율 $kg(kgd)^{-1}$,

ε_g : 단위 질량당 섭취율 $kg(kgd)^{-1}$,

w_{tot} : 어류 전체 무게 (kg).

어류 살 농도 방정식:

$$\frac{dw_4C_{t,4}}{dt} = E_{41}\left(f_d C_1 - \frac{C_{t,4}}{K_4}\right);$$

$C_{t,4}$ 살 부분의 농도 (Bq kg^{-1}),

w_4 : 살의 질량 (kg)

어류 뼈 내 농도 방정식:

$$\frac{dw_5C_{t,5}}{dt} = E_{51}\left(f_d C_1 - \frac{C_{t,5}}{K_5}\right);$$

$C_{t,5}$: 뼈 내 방사능 농도 (Bq kg^{-1}),

w_5 : 뼈의 질량 (kg).

어류 기관 (콩팥, 간) 내 농도 방정식:

$$\frac{dw_6 C_{t,6}}{dt} = E_{61}\left(f_d C_1 - \frac{C_{t,6}}{K_6}\right) - \varepsilon_k w_{tot}\frac{C_{t,6}}{K_6};$$

$C_{t,6}$: 어류 기관 내 농도 (Bq kg^{-1}),

w_6 : 어류 기관의 질량 (kg),

ε_k : 단위 질량당 배출율 ($Lkg^{-1}d^{-1}$).

보다 간략화된 ver.2의 기본방정식을 수립하기 위해 아래의 네 가지 가정을 도입하였다.

- 어류 내 빠른 혈액순환을 고려하여 혈액과 모든 나머지 티슈간의 농도는 순간적인 평형상태에 있는 것으로 가정
- 섭취한 먹이와 소화기관 내 농도는 평형상태에 있는 것으로 가정
- 배출 플럭스는 먹이 섭취 플럭스에 상수를 곱하여 결정 가능
- 해수 중 농도와 아가미 내 농도는 평형상태

최종적으로 개략화된 방정식은 아래와 같다.

Blood: Assuming instantaneous equilibrium with the rest of tissues

$$f_d C_{d1} = \frac{I_f a_f C_f + E_{3,w} a_w C_w}{E_0(\varepsilon_{41}+\varepsilon_{51}+\varepsilon_{61})} + \frac{1}{(\varepsilon_{41}+\varepsilon_{51}+\varepsilon_{61})}\left(\frac{\varepsilon_{41}}{K_4}C_{t,4} + \frac{\varepsilon_{51}}{K_5}C_{t,5} + \frac{\varepsilon_{61}}{K_6}C_{t,6}\right)$$

Flesh:

$$\frac{d\phi_4 C_{t,4}}{dt} = \overbrace{\frac{\varepsilon_{41}}{\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}}\left(I_f a_f C_f + \varepsilon_{3,w} a_w C_w\right)}^{\text{Input from environment}} + \overbrace{\frac{E_0\varepsilon_{41}}{\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}}\left(\frac{\varepsilon_{51}}{K_5}C_{t,5} + \frac{\varepsilon_{61}}{K_6}C_{t,6}\right)}^{\text{Input from blood}} - \overbrace{\frac{E_0\varepsilon_{41}(\varepsilon_{51}+\varepsilon_{61})}{K_4\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}}C_{t,4}}^{\text{Output to blood}};$$

Bone: Similar to **Flesh**

Organs:

$$\frac{d\phi_6 C_{t,6}}{dt} = \frac{\varepsilon_{61}}{\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}}\left(I_f a_f C_f + \varepsilon_{3,w} a_w C_w\right) + \frac{E_0\varepsilon_{61}}{\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}}\left(\frac{\varepsilon_{41}}{K_4}C_{t,4} + \frac{\varepsilon_{51}}{K_5}C_{t,5}\right) - \left[\frac{E_0\varepsilon_{61}(\varepsilon_{41}+\varepsilon_{51})}{\sum_{i=4}^{6}\varepsilon_{i1}} + \overbrace{\varepsilon_k\phi_6}^{\text{Output to environ.}}\right]\frac{C_{t,6}}{K_6};$$

상기 식에서

$$w_{tot} = w_{tot}\sum_{i=1}^{6}\phi_i$$

ϕ_i : 티슈가 차지하는 비율

$$E_{1u} = E_0\varepsilon_{1i}w_{tot}$$

$$E_0 = 3.95T - 2.9$$

상기 최종식에서 모델 매개변수는 시간변화를 무시하여 도출된다.

$$K_4 = \frac{E_0\varepsilon_{61}\varepsilon_k\phi_6}{(\varepsilon_k\phi_6 + E_0\varepsilon_{61})\left(I_f a_f C_f / C_w + E_{3,\mathrm{w}} a_w\right)} \frac{C_{tot}}{C_w} \frac{C_{t,4}}{C_{tot}};$$

$$K_5 = \frac{E_0\varepsilon_{61}\varepsilon_k\phi_6}{(\varepsilon_k\phi_6 + E_0\varepsilon_{61})\left(I_f a_f C_f / C_w + E_{3,\mathrm{w}} a_w\right)} \frac{C_{tot}}{C_w} \frac{C_{t,5}}{C_{tot}};$$

$$K_6 = \frac{\varepsilon_k\phi_6}{\left(I_f a_f C_f / C_w + E_{2,\mathrm{w}} a_w\right)} \frac{C_{tot}}{C_w} \frac{C_{t,6}}{C_{tot}}$$

○ 모델 매개변수

생리학적 모델 검증에 사용된 주요 매개변수 값은 기존 문헌(Barron 등 1987; Nichols 등, 1990; Law 등, 1991; Yankovich 등, 2003, Thomann 등, 1997, Yankovich 등, 2010)을 참조하여 정의되었다(표 3.2.6).

표 3.2.6 모델 내 사용된 매개변수 값

매개변수	사용값	비고
ϕ_4	0.70	Mass fraction of flesh in the organism
ϕ_5	0.10	Mass fraction of bone in the organism
ϕ_6	0.05	Mass fraction of organs in the organism
E_0	50.00	Blood flow in the organism
ϵ_{41}	0.60	Blood flow fraction in flesh
ϵ_{51}	0.01	Blood flow fraction in bone
ϵ_{61}	0.13	Blood flow fraction in organs
I_f	0.01	Ingestion rate
a_f	0.50	Assimilation coeff. of radionuclide from food
ϵ_k	1.00	Organs excretion rate
E_{2w}	0.10	Water flow through gills
a_w	0.001	Assimilation coeff. of radionuclide from water

기타 매개변수는 IAEA 자료를 활용하였다(IAEA, 2004; IAEA, 2014).

○ 모델 검증

무지개 송어(Rainbow trout)를 대상으로 한 Baudin et al (2000)의 실험

자료를 활용하여 검증을 실시하였다(그림 3.2.39 및 3.2.40).

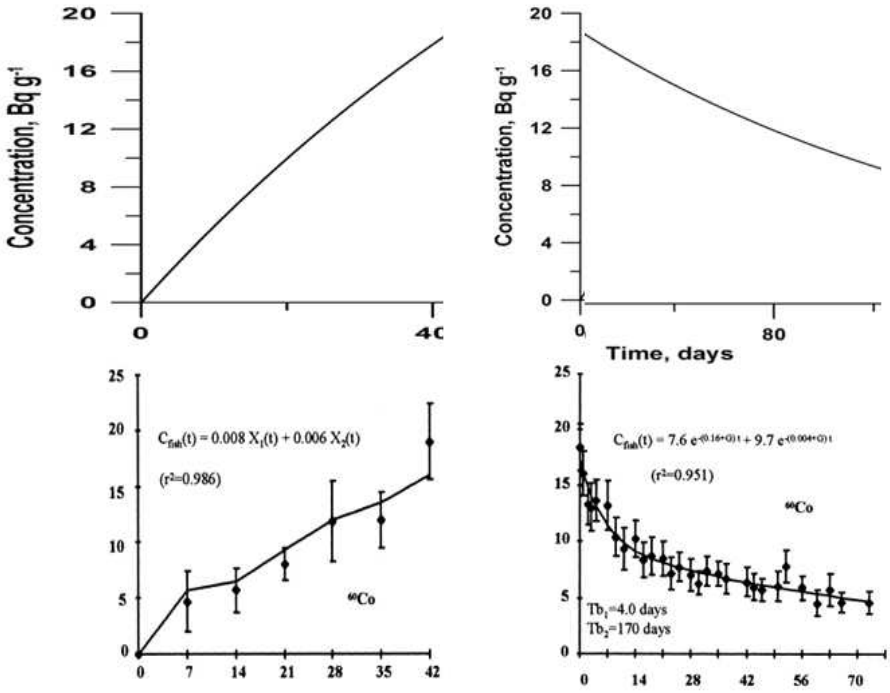


그림 3.2.39 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 ^{60}Co의 농도 시간변화: 상) 모델 계산치, 하) 실험치 (스케일 차이 주목)

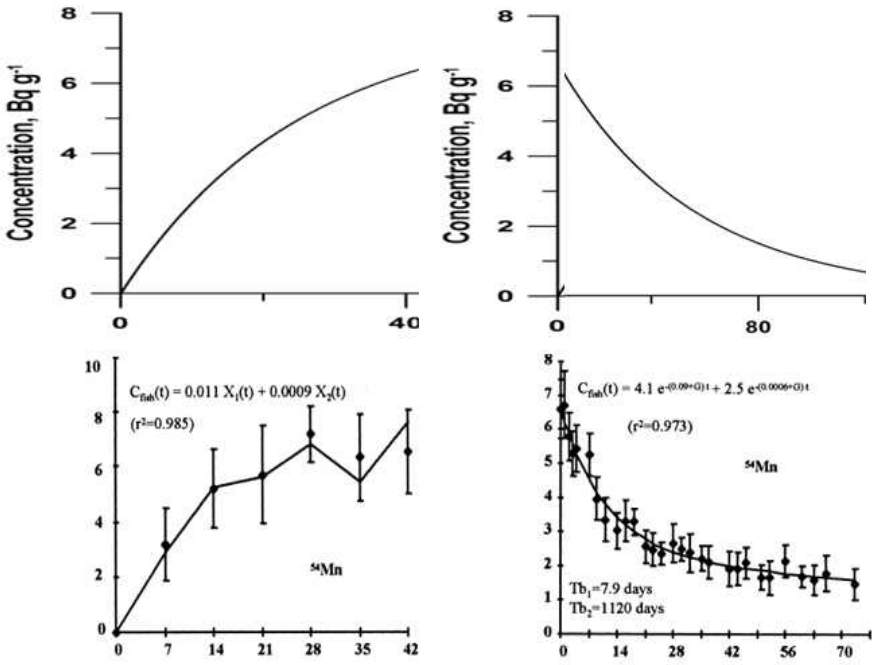


그림 3.2.40 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 ^{54}Mn의 농도 시간변화: 상) 모델 계산치, 하) 실험치 (스케일 차이 주목)

그림 3.2.41은 ^{60}Co, ^{54}Mn 및 ^{137}Cs에 대해 계산된 기관별 및 총농도 계산 결과를 보여준다. 총 농도가 각 기관보다 작은 이유는 부피의 차 때문이다.

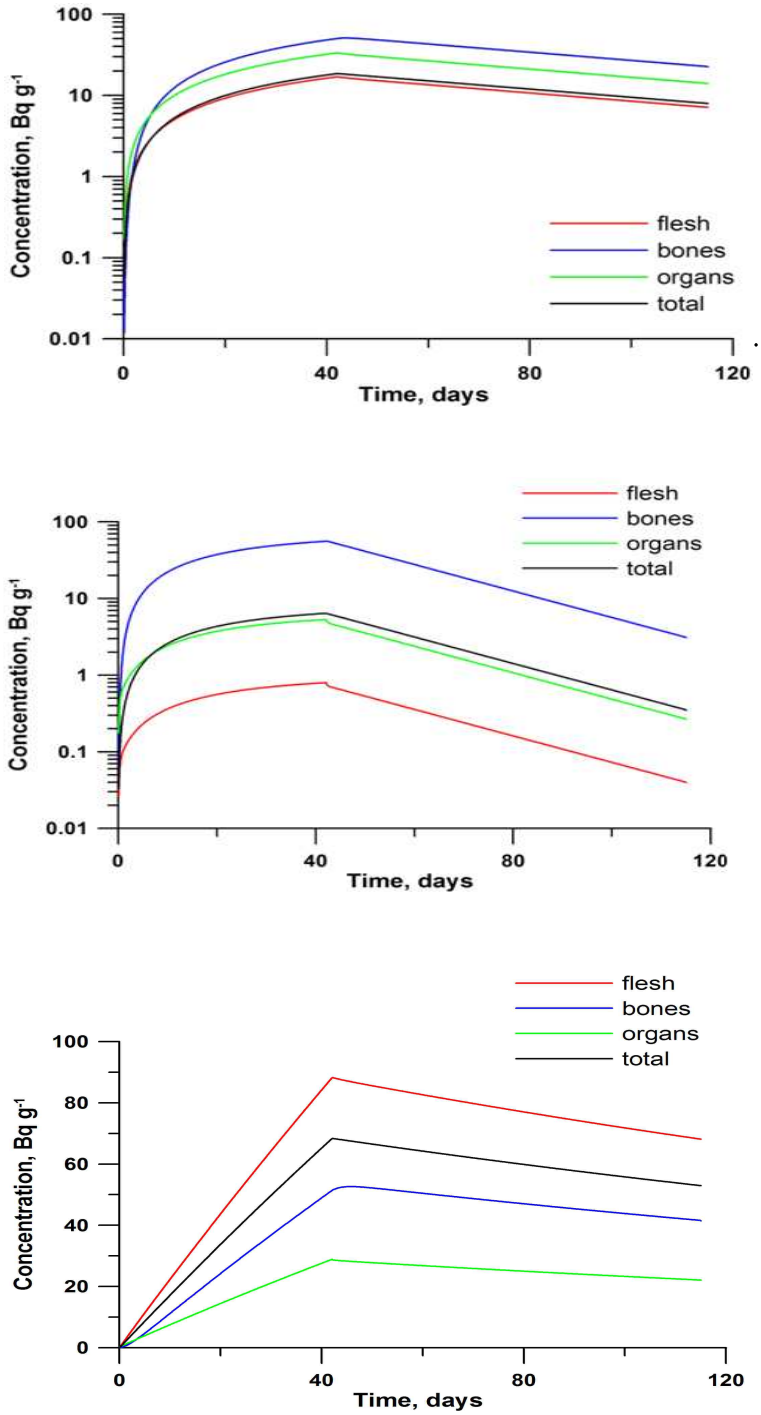


그림 3.2.41 Multi-tissue ver.2 모델로 계산된 어류 내 티슈별 농도 및 총 농도의 시간변화: 상) ^{60}Co, 중)^{54}Mn, 하) ^{137}Cs

3. 유한차분격자 기반 해양생물 영향 예측 모델 개발

가. 후쿠시마 적용

○ 개발 배경

이상의 박스 모델은 장기적 모델 수행에 매우 유용하나 평균적인 해수순환을 고려한다는 단점을 갖고 있다. 이에 따라 유한차분 격자를 이용하여 기본방정식의 해를 구하는 모델 개발을 시도하게 되었다.

○ 기본방정식

기존의 박스 모델에서는 해수 중 용존방사능이 식물플랑크톤으로 전이되는 프로세스에만 농축계수를 이용하였으나 본 시도에서는 일차적 접근으로 동물플랑크톤도 농축계수 접근법을 사용한다. 나머지 전이프로세스에 대해서는 역학적 기법이 사용된다.

Concentration factor approach (Equilibrium approach) for phyto- & zoo-planktons

$$C_{phpl}(t) = C_w(t)\ CF_{phpl} \qquad C_{zoo}(t) = C_w(t)\ CF_{zoo}$$

A dynamical approach for other organisms

$$\underbrace{\frac{dC_{(pred)}}{dt}}_{\text{Accumulation}} = \underbrace{a\,K_{1,prey}C_{f,prey}}_{\text{Uptake from food}} + \underbrace{b\,K_w C_w(t)}_{\text{Uptake from water}} - \underbrace{\frac{\ln 2}{T_{0.5}}C_{(pred)}}_{\text{Losses}}$$

CF_{phpl} , CF_{zoo} : Concentration factors for

a, b – extraction coefficients, $T_{0.5}$ – biological half life

○ 후쿠시마 적용에 사용된 주요 매개변수

표 3.2.7 확산 관련 주요매개변수

Major model parameters:	
Horiz. diffusion coeff.	: Smagorinsky formula
Vert. diffusion coeff.	: constant : 10^{-4} m^2/s
Radionuclide exchange rates	: 1 d^{-1} for water and 1 yr^{-1} for bottom sediments

표 3.2.8 퇴적물 관련 주요매개변수

Sediment-related parameters	
Kd = 2000 m3/kg	
Size of particles	10㎛, Active sediment layer : 5cm
Bottom sediments porosity	0.6
Density of particles	2600 kg/m^3

표 3.2.9 해양 먹이망 관련 주요매개변수

Parameter	non-piscivorous fish	piscivorous fish
K_1 kg/(kg d)	0.02	0.01
a	0.5	0.7
K_w, m^3/(kg d)	0.1	0.075
b	0.001	0.001
T_{05}, days	75	150

모체가 되는 모델은 우크라이나 IMMSP 연구진에 의해 개발된 THREETOX 시스템으로 세부구조는 그림 3.2.42과 같다.

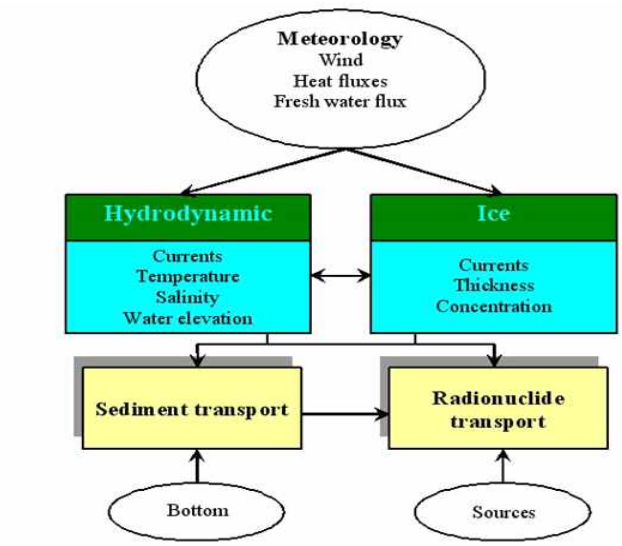


그림 3.2.42 THREETOX 시스템 구성

○ 후쿠시마 적용 결과

격자모델 THREETOX 시스템에 방사능 해양생물 모듈을 추가하고 ^{137}Cs 대기 및 해양 직접 방출 후 2년간에 대해 시뮬레이션을 수행하였다. 해류조건으로는 2년간에 걸친 월평균 FORA 정보가 사용되었다. ^{137}Cs의 대기 낙진으로는 2011년 3월 12일부터 2011년 6월 1일까지 총 10 PBq, 해양 직접 유입은 2011년 3월 25일부터 2011년 12월 31일까지 총 3.6 PBq이 정의되었다.

그림 3.2.43은 3개월, 6개월 및 24개월 후의 초식성 어류(Prey fish)내의 농도를 log 스케일로 제시하였다. 그리고 분포 내 최고값을 별도로 제시하였다.

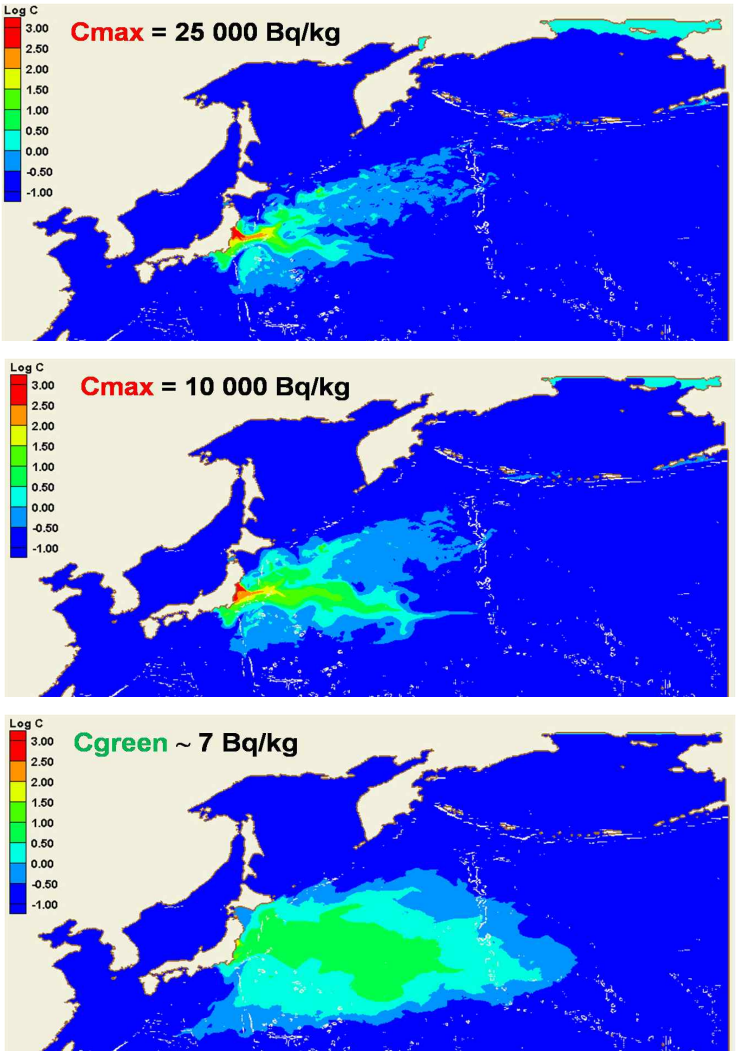


그림 3.2.43 격자모델로 계산된 초식성 어류 내 농도 분포: 상) 3개월 후, 중) 6개월 후, 하) 2년 후

그림 3.2.44은 3개월, 6개월 및 24개월 후의 육식성 어류(Predator fish) 내의 농도를 log 스케일로 제시하였다. 그리고 분포 내 최고값을 별도로 제시하였다.

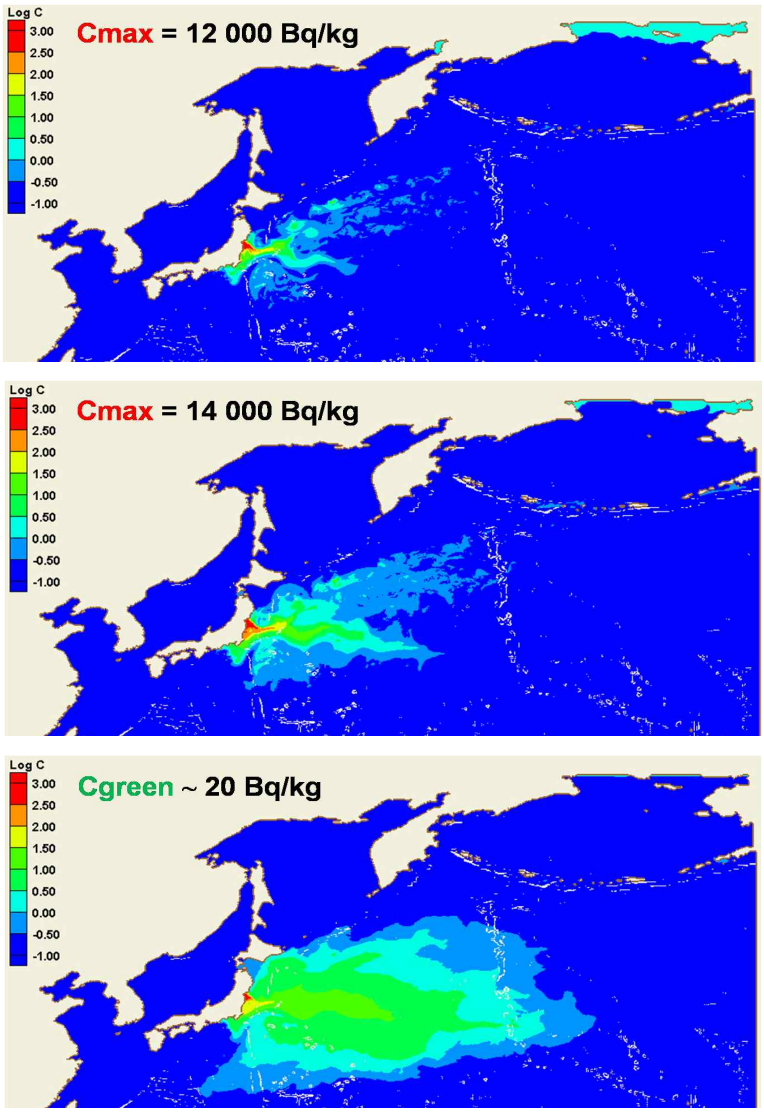


그림 3.2.44 격자모델로 계산된 육식성 어류 내 농도 분포: 상) 3개월 후, 중) 6개월 후, 하) 2년 후

방출 초기에는 동북동 방향으로의 대기 확산 영향과 해양직접 유입의 영향이 유사하게 나타나고 있다. 시간이 가면서 해양 영향이 점차 우세하게 나타나며 쿠로시오 및 쿠로시오 확장류를 따라 동측으로 이동하고 있다. 먹이사슬의 영향으로 3개월 후에는 초식성 어류 내 최고농도 값이 육식성 어류 내 최고농도 보다 크게 나타나나 2년 후에는 반대로 나타나고 있다.

나. 북서 유럽해에의 적용

○ 적용 배경

MODARIA II 프로그램은 주요 방사능 오염 해역을 대상으로 한 IAEA의 지속적인 감시 및 대응 활동의 일환으로 마련되었으며 다양한 주제를 포함토록 워킹그룹이 설치되었다. 총 7개의 워킹그룹이 구성되었다. 이 중 해양방사능 물질의 거동 및 해양생물 전이 평가 그룹 WG7이 포함되었으며. KIOST와 우크라이나 IMMSP가 공동 참여하였다. WG7의 목표는 2가지이다. 첫째는 모델 예측의 민감도와 불확실성을 평가하고 비상 상황이 발생한 경우 정책결정 지원 수단으로서의 적합성을 판단하기 위한 것이며, 둘째는 아직 접목되지 않은 프로세스를 추가하여 해양생물에의 영향 평가를 개선하는 것이다. 북서 유럽해이며 영국의 Sellafield 및 프랑스 La Hague 재처리 시설로부터의 방사능 유출이 연구 대상으로 선정되었다.

○ 모델 구성

모델 영역은 경도방향으로 50°W～25°E, 위도방향으로 45.1°N～75.1°N 해역을 포함한다. 해류 정보로는 JAMSTEC에서 제공한 전지구 모델 결과에서 추출된 1년치 월평균 값이 반복 사용되었다. 수평 해상도는 0.1도 이며 연직으로는 54개 층이 정의된다. 방사능 오염원으로 1952～2006년 기간에 Sellafield와 La Hague 재처리 시설로 부터의 연평균 방출량이 사용되었다.

○ 주요 매개변수

초식성 어류와 육식성 어류에 대해 모델 매개변수는 표3.2.10과 같다. 육식성 어류의 생물학적 반감기는 초식성 어류의 2배로 설정되었다.

표 3.2.10 격자기반 해양생물 영향 모델에 사용된 주요 상수

Parameter	Value for non-piscivorous fish	Value for piscivorous fish
I_f, kg/(kg day)	0.02	0.01
a_f	0.5	0.7
K_w, m^3/(kg day)	0.1	0.075
a_w	0.001	0.001
T_{05}, days	75	150

○ 모델 적용 결과

계산 시작 후 5년 후(1956년)의 결과가 그림 3.2.45와 3.2.46에 제시된다. Irish Sea와 북해에 영향이 나타나고, 노르웨이 연안을 타고 북극해 방향으로 영향이 확장되는 경향을 확인해 준다.

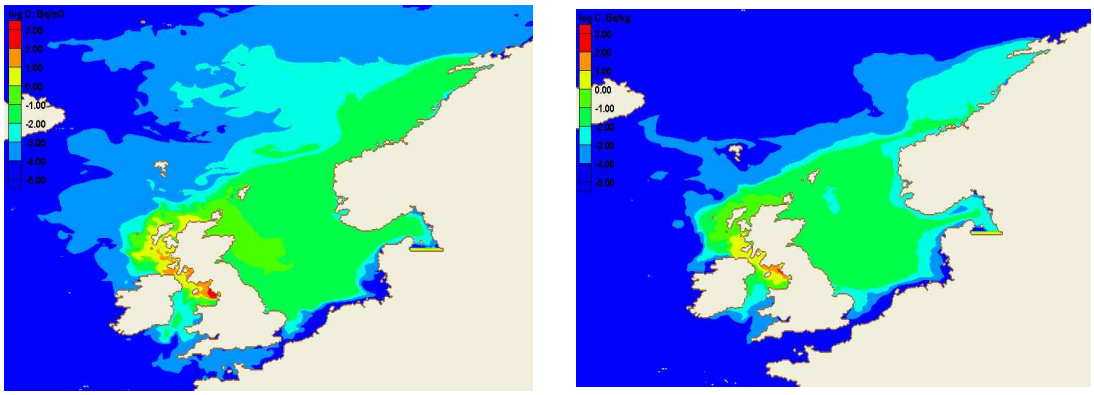


그림 3.2.45 방출 3년 후의 ^{137}Cs 분포 : 좌) 해수 중, 우) 해저면

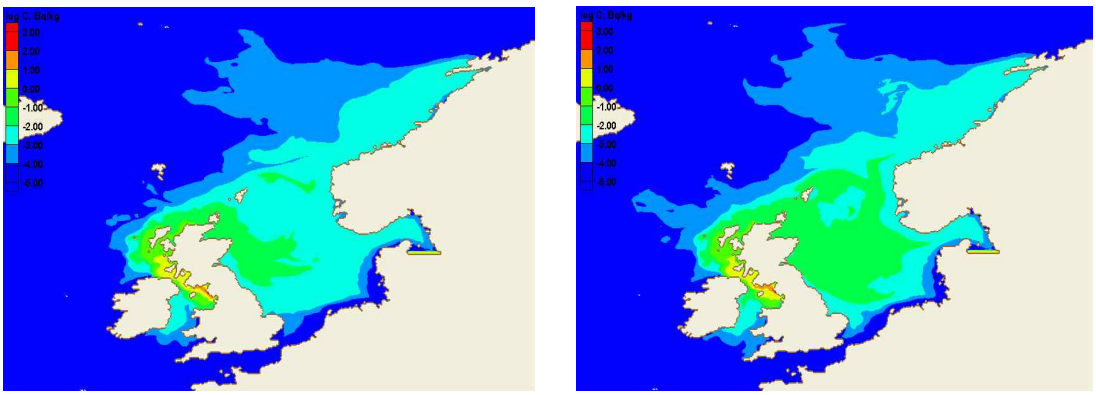


그림 3.2.46 방출 3년 후의 ^{137}Cs 분포 : 좌) 초식성 어류, 우) 육식성 어류

○ 향후 확장 방향

북태평양 및 북서대서양을 대상으로 한 격자기반 해양생물 영향 모델의 초기 적용 결과가 상기에 제시되었다. 정성적 측면에서 매우 고무적인 결과가 얻어진 것으로 판단되나 보다 정량적인 검증과 모델 개선이 필요한 것으로 사료된다. 특히, 해저퇴적층 농도 산정에 대한 모델 개선이 필요한 것으로 판단되고 있다. 아울러 저서생태 먹이망을 고려하는 모델로의 확장이 요구된다.

제 3 절 주요 수산물 농축계수 DB 구축

1. 개 요

수산물의 오염 경로는 과거 핵실험 및 원자력시설 관련사고 등으로 외부에 누출된 방사능 물질이 해양에 유입되어 수산물의 방사능 오염이 증가되었다. 최근 2011년에는 일본 후쿠시마 원전사고로 인한 방사능 물질의 태평양 지역 확산영향으로 태평양 주변국 수산물의 위해 정도가 상당할 것으로 예상되었고, 실제로 이 사고로 ^{137}Cs은 해양 직접 배출이 16.2±1.6 PBq이고 대기 배출은 11 PBq이라고 Rypina et al. (2013)은 보고했다. 따라서 태평양 주변국 및 과거 원전사고 등으로 인해 방사능에 노출된 수산물의 오염도에 대한 평가가 필요하다.

인공방사성핵종의 ^{137}Cs은 반감기 30.03년으로 칼륨과 유사한 화학적 성질을 가지고 있으며 인위적인 핵실험과 원자력 사고를 통해 방출되는 방사성 감마 방출 동위 원소로 환경으로 방출된 ^{137}Cs의 대부분은 수용성이며 노출 위험이 높은 생물체에 주로 위장 및 근육에 영향을 미친다.

플루토늄(Pu)은 1950년대와 1960년대 초 미국과 러시아의 핵실험과 핵연료 재처리 시설(Peirson et al., 1982; Clark and Smith, 1988; Donaldson et al., 1997)등으로 인해 오염되었으며, Pu의 반감기는 ^{239}Pu, ^{240}Pu이 각각 24,100년, 6,561년으로 다른 인공방사성 동위원소 보다 길며 Pu으로 오염된 음식 섭취 및 호흡기를 통해 인체에 노출되었을 때는 내부피폭으로 인해 상당한 위험을 초래한다. 따라서 현재 Pu은 국제 식품규격위원회(Codex Alimentarius Commission: CAC)에서 규제하는 대표적인 알파 방출 동위원소로 간주된다.

^{90}Sr은 높은 방사 독성과 긴 반감기(28.8년)를 갖는 핵분열 생성물로서 주기율표의 칼슘(Ca)과 같은 족에 속해있어 인체에 유입되면 최종적으로 주로 뼈 속에 축적되어 인체에 해를 일으키는 것으로 알려져 있다. 이와 같은 이유 때문에 ^{90}Sr도 국제 식품규격위원회(Codex Alimentarius Commission: CAC)에서 식품과 관련하여 규제하는 대표적 베타방출 동위원소이다.

따라서 국민의 건강에 영향을 끼칠 수 있는 대표 수산물의 인공방사능 오염도를 평가하고 해양 방사능 오염지역에 서식하는 수산생물의 방사능 농축 전이계수의 데이터베이스를 확보하여 추후 방사능 해양 유출 사고와 같은 해양방사능 오염시 해양의 오염농도를 측정하여 각 수산물 오염정도를 판정하여 빠르게 대처할 수 있는 자료로 유용하게 사용하는데 그 목적이 있다.

2. 우리나라 주변 수산물의 해양방사능 오염 분석

가. 시료 채취

우리나라 국민 섭취 수산물 채취 해역별 방사능 오염현황을 조사하기 위하여 2015년 03월부터 2017년 05월 까지 우리나라 주변 해역에 서식하는 주요 수산물 총 34종의 시료를 서식지별로 채취하였다.

남해에서 서식하는 해조류 2종(다시마, 미역), 연체동물 2종(전복, 굴), 어류 8종(민어, 아귀, 쥐치, 멸치, 갈치, 전갱이, 옥돔, 삼치)를 채취하였으며, 동해인근 바다에서 포획한 수산물은 연체동물2종(전복, 오징어), 어류 10종(연어, 대구, 도루묵, 청어, 가자미, 방어, 숭어, 농어, 임연수어, 까나리)을 각각 10kg 이상씩 채취하였다. 서해수산물로는 갑각류 2종(꽃게, 대하), 연체동물 8종(바지락, 소라, 굴, 새조개, 가무락, 전복, 홍합, 키조개)의 패류 위주로 시료를 채취하였다.

각각 시료들의 정보는 다음 그림 3.3.1과 표 3.1.1에 정리하였다.

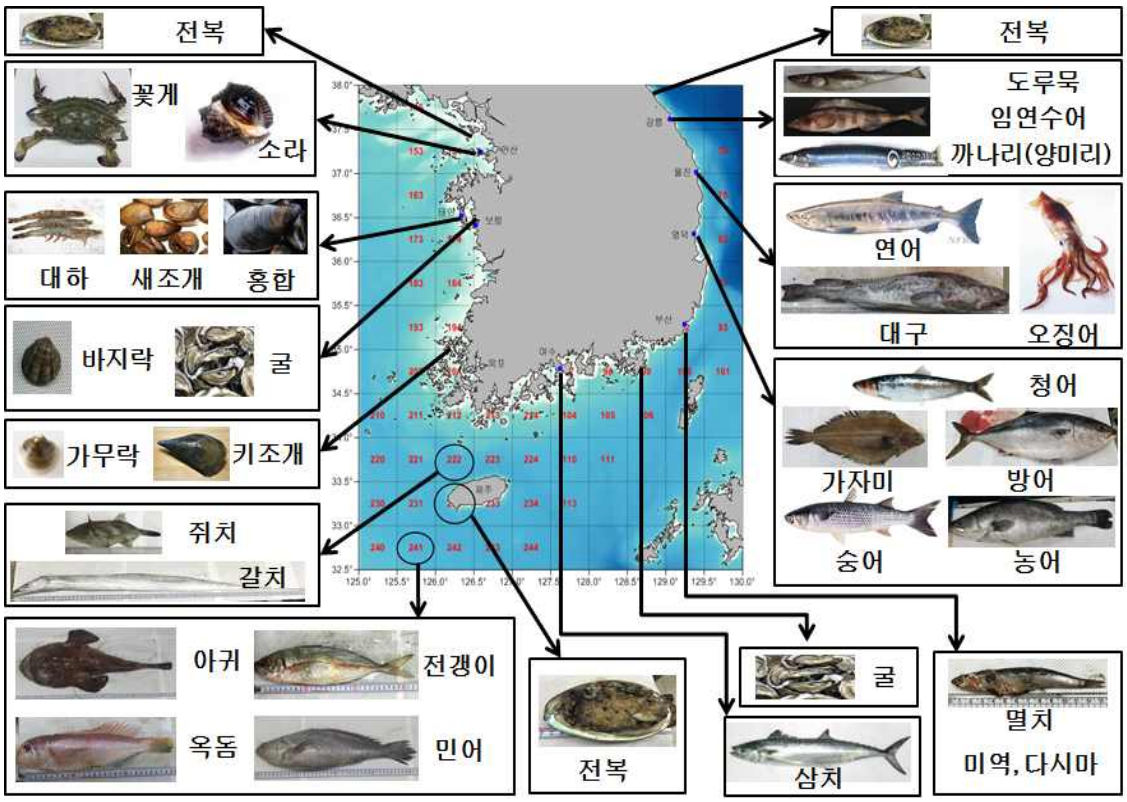


그림 3.3.1 주요 국내 수산물 시료 채취 위치

표 3.3.1 주요 국내 수산물 시료 목록

No.	어 종	학 명	포획 날 짜	포획장소	
1	민어	*Miichthys miiuy*	2015-03-11		제주도(241)
2	아귀	*Lophiomus setigerus (VAHL)*	2015-03-11		제주도(241)
3	쥐치	*Stephanlepis cirrhifer*	2015-03-19		제주도(222)
8	전복	*Haliotis discus*	2015-04-13		제주도(232)
4	멸치	*engraulis japonicus*	2015-06-10		부산(대변항)
5	갈치	*Trichiurus lepturus*	2015-06-17	남	제주도(222)
6	전갱이	*Trachurus japonicas*	2015-06-17	해	제주도(241)
7	옥돔	*Branchiostegus japonicus*	2015-06-17		제주도(241)
9	삼치	*Scomberomorus niphonius*	2015-08-20		여수
10	굴	*Crassostrea gigas*	2017-03-06		거제도
11	다시마	*Saccharina japonica*	2017-05-16		부산(월내)
12	미역	*Undaria pinnatifida*	2017-03-31		부산(칠암항)
13	연어	*Oncorhynchus keta*	2015-10-14		울진(죽변항)
14	대구	*Gadus macrocephalus*	2015-10-14		울진(죽변항)
15	오징어	*Todarodes pacificus*	2015-10-14		울진(죽변항)
16	도루묵	*Arctoscopus japonicus*	2015-11-24		강릉(주문진항)
17	청어	*Clupea pallasii*	2015-12-09		영덕(강구항)
18	가자미	*Pleuronectesplatessa*	2015-12-09	동	영덕(강구항)
19	방어	*Seriolaquinqueradiata*	2015-12-09	해	영덕(강구항)
20	숭어	*Mugil cephalus*	2016-04-21~25		영덕(강구항)
21	농어	*Lateolabrax japonicus*	2016-04-27		영덕(강구항)
22	임연수어	*Pleurogrammus azonus*	2016-08-04		강릉(주문진항)
23	까나리	*Ammodytes personatus*	2016-11-15		강릉(주문진항)
24	전복	*Haliotis discus*	2017-02-27		고성(아야진항)
25	꽃게	*Portunustrituberculatus*	2015-04-14		안산(대부도)
26	바지락	*Tapes philippinarum*	2015-05-04		홍성(남당항)
27	소라	*Rapana venosa*	2016-11-24		안산(대부도)
28	대하	*Fenneropenaeus chinensis*	2016-12-13		태안(방포항)
29	굴	*Crassostrea gigas*	2016-12-23	서	보령(천북항)
30	새조개	*Fulvia mutica*	2017-02-13	해	홍성(죽도)
31	가무락	*Cyclina sinensis*	2017-03-05		무안
32	전복	*Haliotis discus*	2017-03-07		백령도
33	홍합	*Mytilus coruscus*	2017-04-16		태안 파도리
34	키조개	*Anrina pectinata*	2017-04-16		군산 말도

나. 분석방법

시료를 실험실로 운반한 후 해조류인 다시마는 채취하여 뿌리를 제거한 후 증류수로 염분을 제거하였다. 김도 증류수로 염분을 제거하였다. 어류 시료는 생체중량 10kg이상 채취하여 개체별 생체중량과 전장, 체장을 측정하여 평균값을 도출한 후 육질, 껍질, 내장으로 분리하였다. 연체동물은 껍데기를

제거하고 육질부분을 분리하였다. 꽃게는 껍질을 분리하고 육질과 내장을 분리하였고, 대하도 껍질을 분리하여 가식부인 육질부분만 분리하였다.

1) ^{137}Cs

각각의 시료들은 가식부만을 분리하여 무게를 기록하고 동결건조 시킨다. 각각의 건조된 시료의 무게를 측정하여 건분율을 계산한 후 분쇄하여 균질화 시킨다.

건조된 시료는 ^{137}Cs의 검출 목표치를 만족할 수 있고, 또한 결과값의 정밀도를 높이기 위해 대략 건중량 400~500g(습중량 1kg이상)을 감마계측 용기인 marinelli beaker에 담아 고순도 게르마늄 검출기(Canberra HPGe P-TYPE coaxial detector)를 사용하여 정밀 감마핵종분석을 하였다. 감마검출기는 깊이 39.7mm, 직경 61.5m이고 창으로 부터의 거리는 5.15mm 인 relative efficiency 30%와 50% 이상인 검출기를 사용하였다.

감마선을 정량적으로 측정하기 위해 각 채널에 대한 에너지는 미국 IPL 사에서 구입한 Multinuclide Marinelli Beaker Standard를 사용하여 각 채널당 에너지를 할당하였다. 각 시료는 평균 2일 정도 계측하였다.

2) $^{239,240}Pu$

분쇄하여 균질화시킨 건조된 시료 200~300g을 회화용 도가니에 담아 600℃에서 24시간 동안 회화하였다. 시료가 탄화되지 않고 고르게 회화되도록 회화로의 온도를 시간에 100℃씩 증가하였다. 회화된 생물시료에 Pu 추적자(^{242}Pu)를 첨가한 후, 왕수(질산:염산=1:3)를 넣고 회화된 생물시료가 녹을 때 까지 충분히 가열하여 유기물을 분해시킨다. 유기물이 완전히 분해되었을 경우에는 진한 염산을 시료의 상태에 따라 양을 적절히 조절하여 넣고 고온에서 가열하여 남아있는 흰색 잔유물을 분해시킨다. 완전 분해 됐으면 시료를 함께 모은 후 증발건조 시키고, 8N 질산 50ml로 녹인다.

이온교환수지(AG1-X8, 100~200mesh)를 컬럼에 채운후 8N 질산 50ml로 컬럼을 통과시킨 후 시료를 부어 컬럼에 통과시킨다. Pu을 뽑아내기 위해 0.1N NH_4I/9N HCl을 넣어 비이커에 받아낸다. 받아진 용액은 완전건조 후 2차 컬럼 작업을 통해 Pu을 한번 더 정제하고 분리하였다. 분리 정제된 Pu 용리액을 stainless steel disc를 장착한 electrodeposition cell로 옮긴후 1시간 동안 1A 조건하에서 Pu를 분리해 낸다. Pu이 전착된 stainless steel disc는 MCA가 부착된 α-spectrometry(PIPS detector, Canberra Model 7404 MCA)로 계수하였다. 각 시료는 평균 5일 정도 계측하였다.

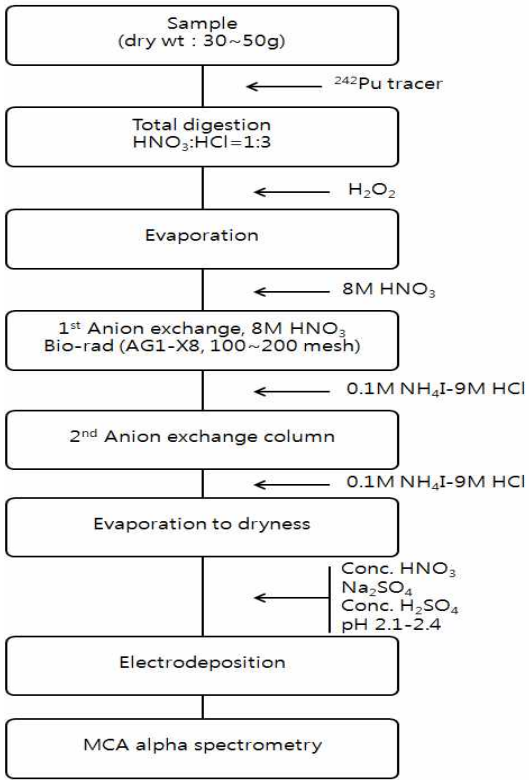


그림 3.3.2 ^{239,240}Pu 분석 방법 도표

3) ^{90}Sr

시료의 가식부를 분리한 후 동결건조 시키고, 분쇄하여 균질화 시킨 후 건조된 시료를 600℃에서 24시간 동안 회화하였다. 완전 회화된 생물시료에 Sr 담체, ^{85}Sr를 첨가한 후, 왕수(질산:염산=1:3)를 넣고 생물시료가 녹을 때까지 충분히 가열한 후 약한 온도로 증발 건조시키고 나서, conc. HNO_3를 넣고 다시 증발건조 시켰으며, 이 과정을 반복한 다음 6N HCl을 첨가하여 가열판에서 가열하여 시료를 용해시킨 후 2L 비이커에 옮기고 증류수를 첨가하여 전체 용액 1.5L가 되게 하였다. 여기에 Sr(Ca)C_2O_4침전을 만들고 상등액을 제거한 후 Sr(Ca)-oxalate침전만을 회수한 후 발연 질산을 넣고 Sr$(NO_3)_2$침전이 생길 때 까지 가열하고(Sr^{2+}과 Ca^{2+}을 분리), Sr$(NO_3)_2$침전만을 회수하여 아세톤과 발연질산을 이용하여 불순물을 제거하였다.

증류수를 이용하여 침전을 용해시키고, 포화 Na_2CO_3을 넣어 $SrCO_3$침전을 만든 후, 상등액은 버리고 최소량의 6N HNO_3으로 침전을 녹인 다음 Y^{3+} 담체를 첨가한 후 20일 동안 방치하였다.

20일후 Y$(OH)_3$침전이 생성될 때 까지 conc. NH_4OH를 첨가하였으며, 그리고 나서 침전물은 최소량의 conc. HNO_3으로 녹인 후 양이온교환수지(DOWEX 50×8, 100~200mesh) 컬럼에 통과 시킨 후 0.5M α-HIBA을 넣어

컬럼에 붙어있는 ^{90}Y을 분리한다. oxalic acid를 넣어 $Y_2(C_2O_4)$침전을 만든다. 이 침전물을 여과지(ToYo 5C, Ø24mm)에 여과하여 회수한 후, 여과지는 건조 후 무게를 측정하여 Y의 회수율을 계산한 후, 베타계측용 plate를 만들어 Low background beta-counter(RISØ GM-25-5)에 넣고 ^{90}Sr(반감기 28.8년)의 딸핵종인 ^{90}Y(반감기 64시간=2.67일)의 베타입자를 200분씩 4~5일 정도 측정하였다. Flow gas는 99% Argon + 1% isobutane을 사용하였으며 이때 background는 평균 0.21 cpm이며, 베타검출기의 검출 효율은 평균 54%이다.

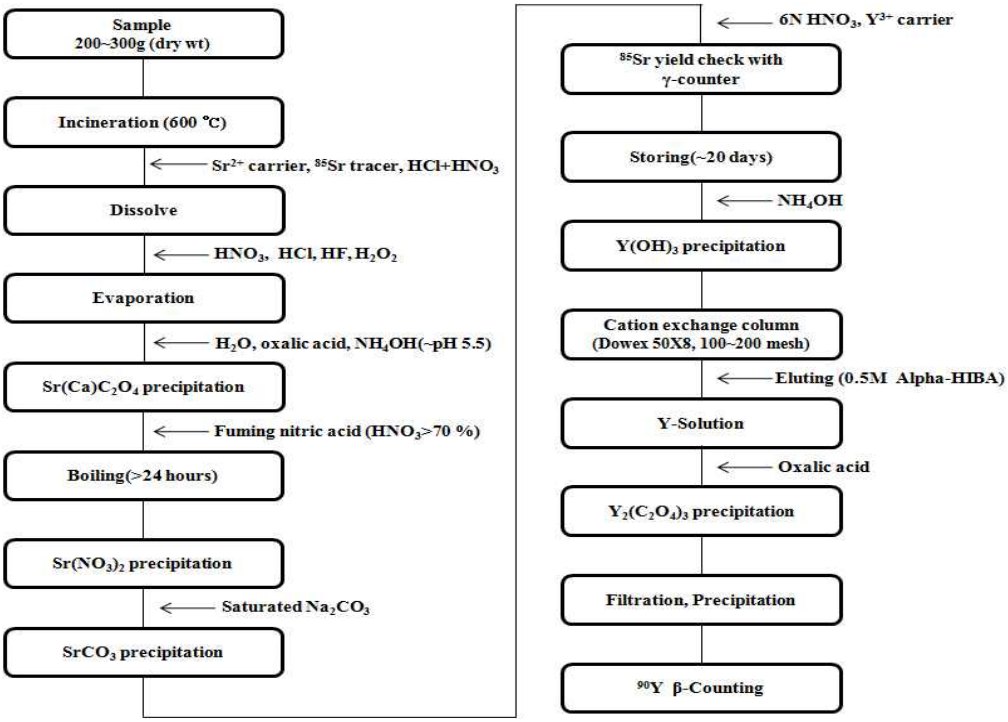


그림 3.3.3 ^{90}Sr 분석 방법 도표

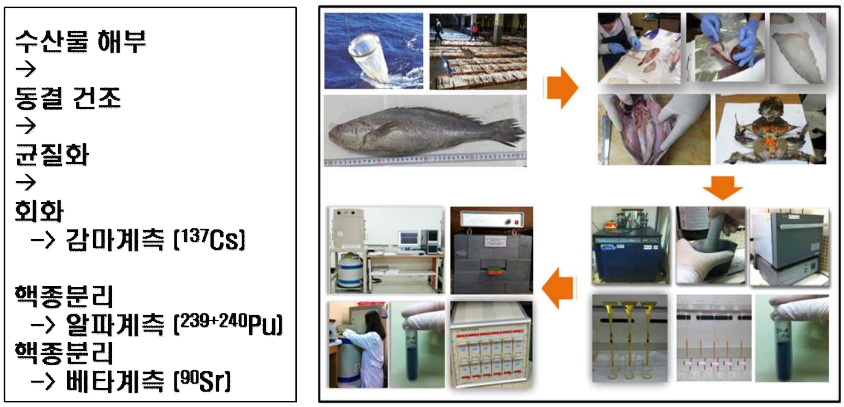


그림 3.3.4 수산물 시료 인공방사성 핵종 분석 방법

다. 결과 및 평가

1) 수산물 개체 조사

동해 및 남해에서 채취한 수산물 일부(삼치, 연어, 숭어, 대구, 청어, 방어, 농어, 가자미, 도루묵, 오징어)의 개체조사를 실시하였다. 각각의 시료는 개체크기별로 채취하여 체장과 무게를 측정하고 평균값을 계산하였다.

표 3.3.2 수산물 서식지 및 체장, 무게, 개체수

수산물		서식지[1]	체장(cm)			무게(g)			개체수
			최대	최소	평균	최대	최소	평균	
표층어류	삼치 대	표층~중층(0~80m) 사이에 주로 서식	72	62	65.4 ± 4	3,320	1,940	2,484 ± 515	5
	삼치 중		55	52	53.8 ± 1.3	1,650	1,420	1,508 ± 111	4
	삼치 소		38	29	34.4 ± 2.5	535	10	421 ± 82	18
	연어 대	표층~중층(0~80m) 사이에 주로 서식	75	64	68.9 ± 3.7	5,020	2,370	3,270 ± 933	7
	연어 중		62	59	60.3 ± 1.5	2,210	1,890	2,043 ± 166	4
	연어 소		58	55	57 ± 1.4	1,810	1,390	1,680 ± 195	4
	숭어 대	어린시기 연안~담수역 서식, 체장 25cm 내외면 바다로 이동	47	35	41.1 ± 2.6	1,480	710	1,054 ± 187	18
	숭어 소		30	23	25.4 ± 1.7	322	150	208 ± 39	40
중층어류	대구 대	수심 45~450m 깊은 바디에 떼지어 서식	74	62	67.3 ± 5.4	5,130	1,952	3,791 ± 1,450	4
	대구 중		55	45	49.5 ± 4.2	2,740	1,236	1,773 ± 603	6
	대구 소		43	32	36.4 ± 5.6	1,169	463	765 ± 357	5
	청어	깊은 바다에 서식, 산란기 얕은 연안이나 내만	28	22	25.6 ± 1.2	1,375	145	244 ± 153	59
	방어	온대성 어류, 난류를 따라 연안의 수심 6~20m인 중·하층			85			11,600	1
	농어	동해안 수심 140~150m 바닥이 모래나 진흙인곳에 주로 서식	54	46	50 ± 5.7	2,920	1,520	2,220 ± 990	2
저층어류	가자미 대	수심 200m 이내 바닥이 모래나 펄질에 주로 서식	24	20	20.6 ± 0.8	192	76	107 ± 21	100
	가자미 소		19	16	18.2 ± 0.9	99	45	72 ± 13	119
	도루묵	동해안 수심 140~150m 바닥이 모래나 진흙인곳에 주로 서식	20	15	17.8 ± 0.8	97	20	68 ± 10	125
두족류	오징어 대	수표면~100m 서식, 회유성 어종	62	58	60.1 ± 1.1	525	368	440 ± 47	13
	오징어 중		57	54	55.6 ± 1.1	398	289	347 ± 28	18
	오징어 소		52	49	50.6 ± 1.1	347	191	283 ± 46	17

수산물 각각의 개체크기별 ^{137}Cs의 농도변화를 알아보기 위해 삼치, 연어, 숭어, 대구, 가자미의 대와 소의 ^{137}Cs의 농도를 측정하였다. ^{137}Cs 경우 두족

1) 국립수산과학원, 수산생명자원정보센터, www.nifs.go.kr

류 오징어(소)에서 30±8 mBq/kg-ww로 가장 낮게 농도를 보였으며, 중층성 어류 대구(대)에서 303±10 mBq/kg-ww 로 가장 높게 나타났다.

연어의 경우를 제외하고는 어류 체장이 클수록 ^{137}Cs의 농도도 높게 나타났다. 이는 ^{137}Cs이 개체가 성장할수록 체내에 축적됨을 알 수 있다.

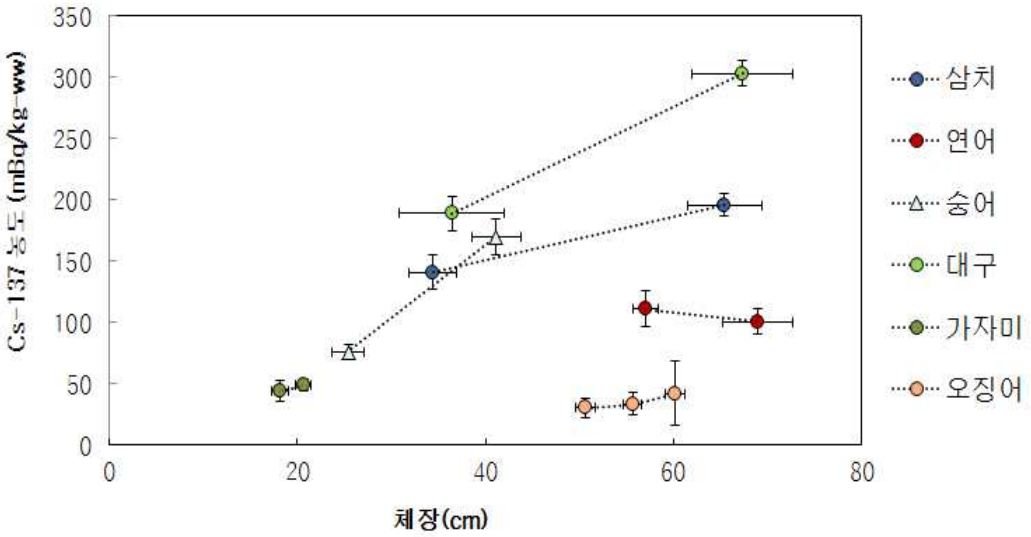


그림 3.3.5 개체크기별 ^{137}Cs의 농도 변화

2) 어류

^{137}Cs의 경우 2015년 3월부터 2016년 11월까지 어류내 ^{137}Cs 농도범위는 39~258 mBq/kg·ww로 쥐치가 가장 낮은 39±36 mBq/kg·ww, 농어는 258±11 mBq/kg·ww로 가장 높은 농도를 나타내고 있다. 평균값은 135±67 mBq/kg·ww로 2015년부터 2016년 까지 어류의 시간적 변화추이는 보이지 않았다. 하지만 동일한 어종이 아니므로 시간적 변화의 추이를 판정하는 데는 한계가 있다. 동일한 어종과 긴 시간적 추이를 살피는 모니터링이 요구된다.

남해에서 포획한 어류의 ^{137}Cs 농도범위는 39~187 mBq/kg·ww이고 평균 농도는 121±54 mBq/kg·ww이며 동해에서 포획한 어류의 ^{137}Cs 농도범위는 40~258 mBq/kg·ww이며 평균농도는 147±77 mBq/kg·ww로 동해에서 포획한 어류의 ^{137}Cs의 평균농도가 대략 1.2배 높은 값을 보이나 뚜렷한 서식지별 어류의 농도 차이 또한 보이지 않았다.

어류내 ^{239,240}Pu 농도범위는 0.014~0.290 mBq/kg·ww로 멸치가 가장 낮은 0.014±0.001 mBq/kg·ww, 숭어는 0.290±0.001 mBq/kg·ww로 가장 높은 농도를 보이고 있다. 평균농도는 0.067±0.072 mBq/kg·ww 값으로 시간

적 변화를 보이지 않았다. 역시 동일 어종이 아니고 시간적 변화를 추적하기엔 짧은 시간적 한계가 있다. 남해와 동해에서 포획된 어류의 $^{239,240}Pu$ 평균 농도는 각각 0.06±0.05 mBq/kg · ww, 0.08±0.10 mBq/kg · ww로 서식지별 어류의 농도 변화도 보이지 않았다.

^{90}Sr 농도범위는 11~18 mBq/kg · ww 이며 민어가 가장 낮은 11±2 mBq/kg · ww, 쥐치가 가장 높은 18±2 mBq/kg · ww값이며, 평균값은 15±3 mBq/kg · ww로 어류 전체적으로 비슷한 값을 보였다. 하지만 ^{90}Sr은 분석 개체 종류가 다양하지 않아 비교하기엔 한계가 있다.

따라서 본 과제 수행으로 어류의 방사성핵종의 농도는 시간적, 공간적 유의한 변화는 찾을 수 없었다. 또한 한국원자력안전기술원에서 일본 후쿠시마 원전 사고 이전에 조사한 값들과 비교했을 때 비슷한 농도를 보였다. 이는 국내 주요 어류들에서 2015년에서 2017년 사이에 후쿠시마 원전 사고로 인한 방사능 오염이 이루어지지 않았다는 것을 보여준다. 하지만 앞에서 언급한 것과 같이 시간적 공간적 변화 추이를 판정하기에는 짧은 본 과제에선 한계가 있었다.

그림 3.3.6은 시간별 해역별 어류 내 방사성 핵종의 농도 변화 그래프이다.

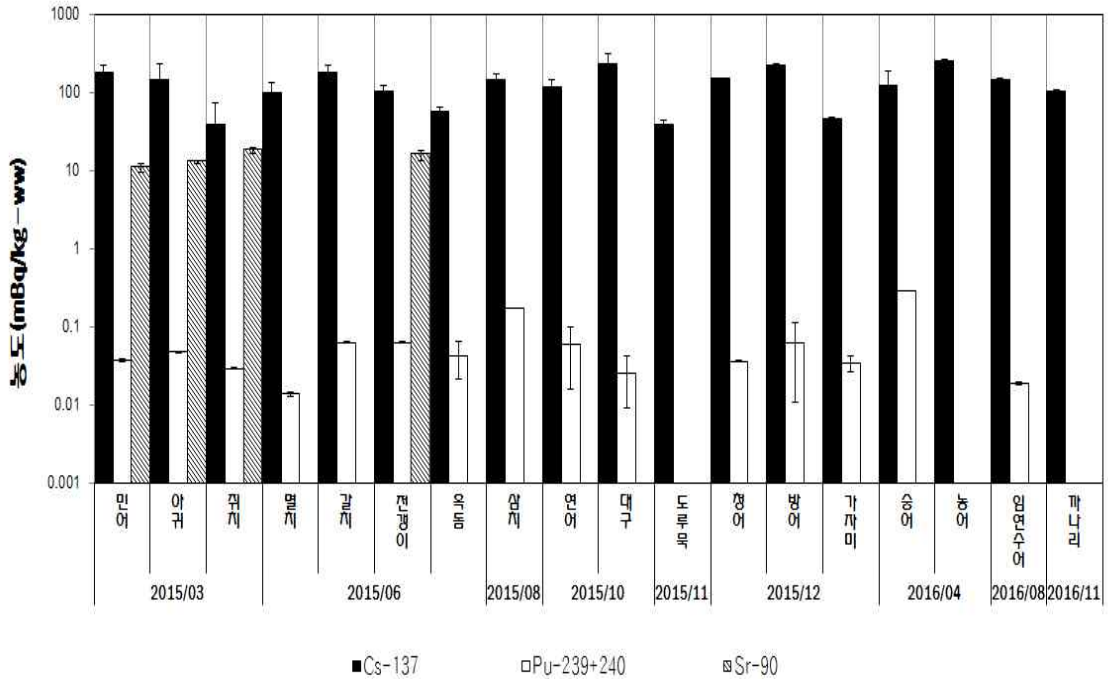


그림 3.3.6 시간별 어류내 방사성 핵종 농도 변화

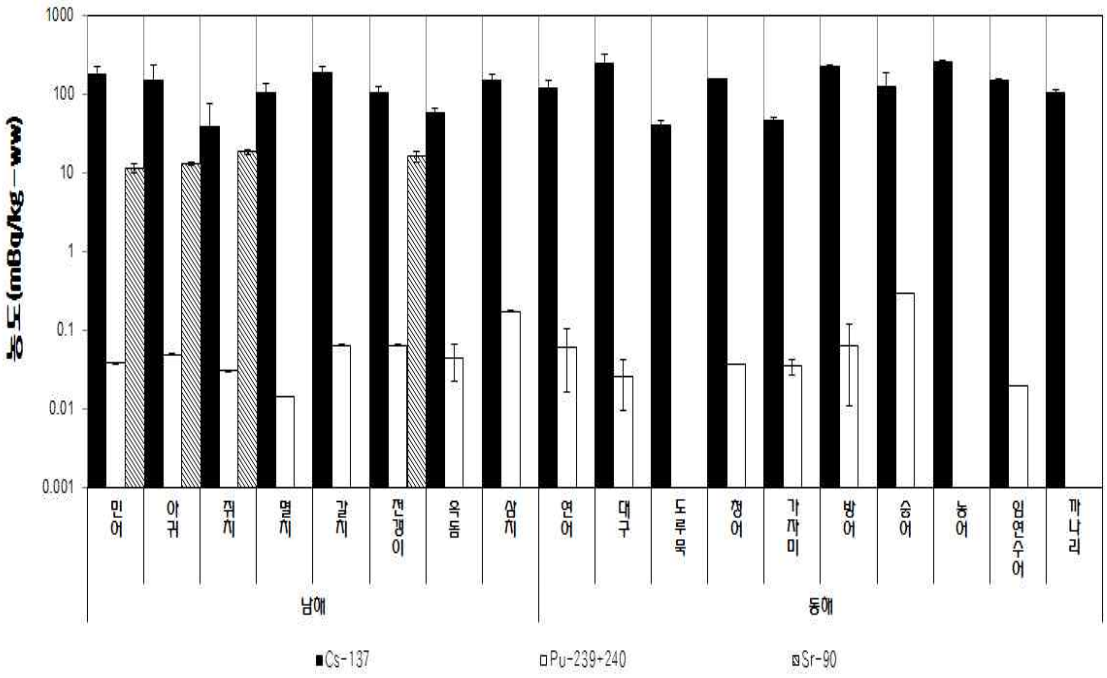


그림 3.3.7 해역별 어류내 방사성핵종 농도 변화

3) 연체동물

2015년 4월부터 2017년 04월까지 연체동물내 ^{137}Cs 농도범위는 12~104 mBq/kg·ww로 가장 낮은 농도를 보이는 것은 바지락으로 12±7 mBq/kg·ww, 가장 높은 값을 보이는 연체동물은 제주산 전복(남해)으로 105±77 mBq/kg·ww 값을 보이고 있다. 평균값은 44±27 mBq/kg·ww로 연체동물의 시간별 뚜렷한 오염 변화는 보이지 않았다. 해역별(남해, 동해, 서해)로 채취한 전복의 경우 남해 제주에서 채취한 전복이 105±77 mBq/kg·ww로 가장 높고, 동해 고성에서 채취한 전복과 서해 백령도에서 채취한 전복은 각각 <58, <27 mBq/kg·ww로 나타났다. 남해에서 채취한 전복이 동해와 서해에서 채취한 전복보다 대략 2~4배 높은 값을 보이고 있다.

$^{239,240}Pu$ 경우 연체동물내 농도범위는 0.13~5.35 mBq/kg·ww로 전복(남해)에서 가장 높은 5.35±1.17 mBq/kg·ww값을 보이고, 가장 낮은 값은 소라로 0.13±0.01 값을 보이고 있다. 전복과 굴의 평균값은 소라, 홍합, 키조개의 평균값의 10배정도 높은 농도를 보이며, 연체동물 평균농도는 1.58±1.80 mBq/kg·ww 값이다. 따라서 $^{239,240}Pu$의 시간별 공간별 변화의 일관성은 찾을 수 없었다.

^{90}Sr 경우 전복(남해)와 바지락에서 각각 22±1 mBq/kg·ww, 14±0.8 mBq/kg·ww의 값으로 나타났다.

다음은 시간별 해역별 연체동물내 방사성핵종의 농도 변화 그래프이다.

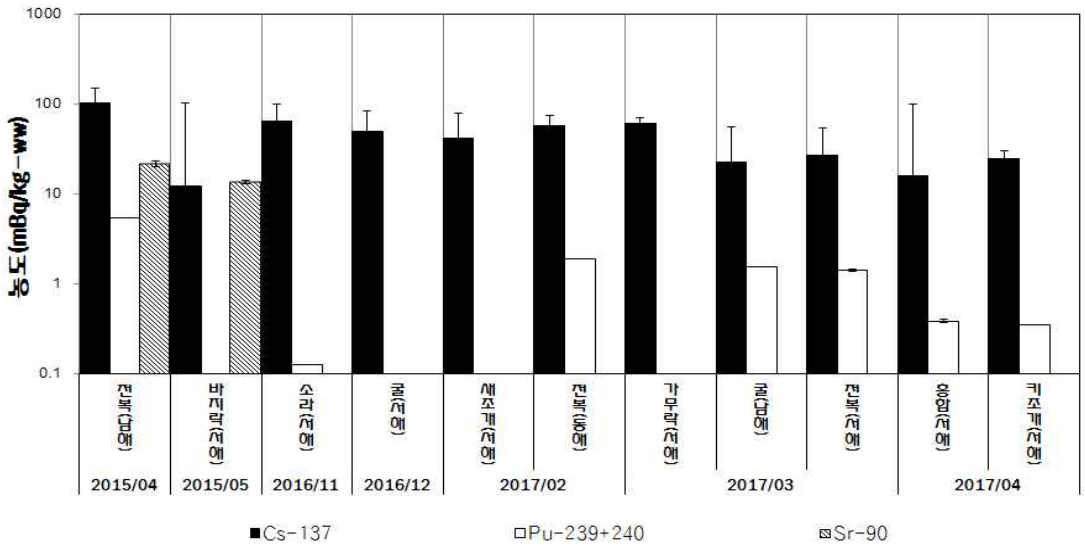


그림 3.3.8 시간별 연체동물의 방사성핵종 농도 변화

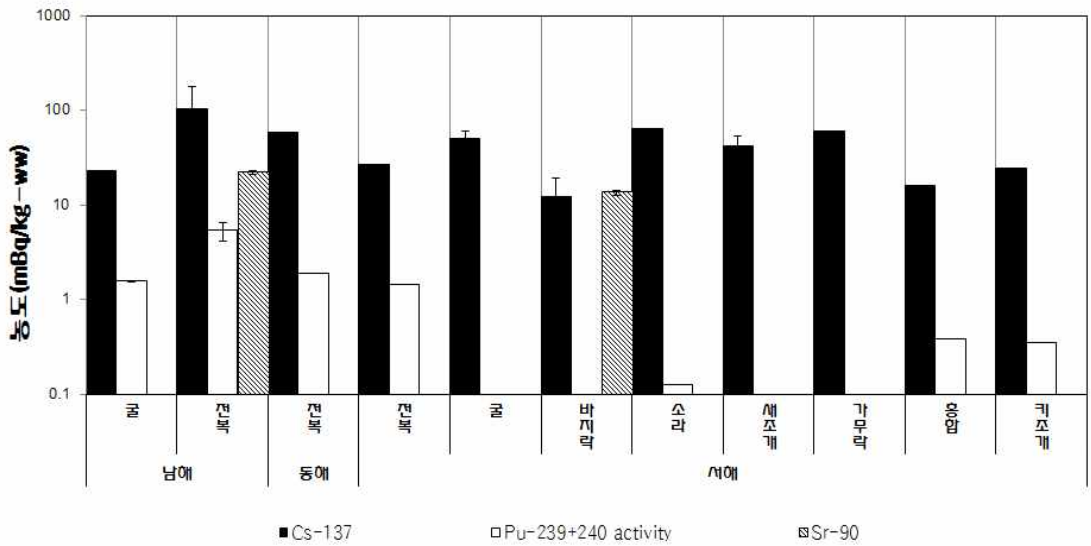


그림 3.3.9 공간별 연체동물의 방사성 핵종 농도 변화

4) 해조류 및 갑각류

해조류의 ^{137}Cs 평균 농도는 213±30 mBq/kg・ww, 갑각류는 57±17 mBq/kg・ww으로 종별 농도 차이는 거의 없었으나 해조류 ^{137}Cs 농도는 갑각류의 3.7배 정도 높게 나타났다.

갑각류의 $^{239+240}$Pu 평균 농도는 0.07±0.08 mBq/kg・ww, ^{90}Sr의 꽃게에 대한 농도는 14±0.6 mBq/kg・ww으로 나타났다.

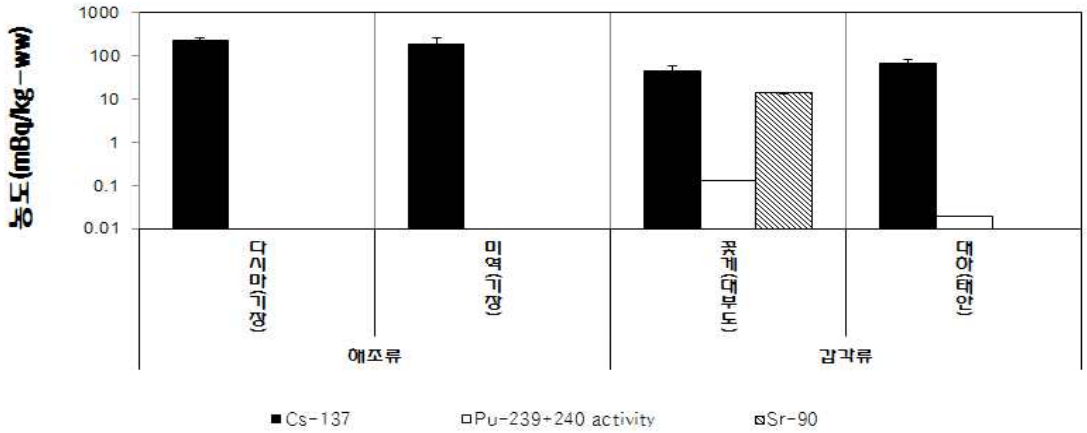


그림 3.3.10 해조류, 갑각류 방사성핵종 농도

5) 영양단계별 방사성핵종 농도

영양단계별로 ^{137}Cs은 평균값은 해조류에서 213±30 mBq/kg · ww으로 가장 높고 두족류의 오징어에서 33±6 mBq/kg · ww으로 가장 낮게 나타났다. 영양단계 1인 해조류에서 가장 높은 값을 보였다. 전체 ^{137}Cs의 평균값은 119±73 mBq/kg · ww이다.

$^{239+240}$Pu의 경우 연체동물의 평균값 1.6±1.8 mBq/kg · ww로 다른 갑각류나 어류, 두족류보다 4~20배 높은 값을 보이고 있고 $^{239+240}$Pu 평균값은 0.53±1.15 mBq/kg · ww이다.

^{90}Sr의 농도는 전체적으로 13~18 mBq/kg · ww 범위의 값을 보이며 평균값 15±4 mBq/kg · ww로 영양단계별 변화는 확인할 수 없었다.

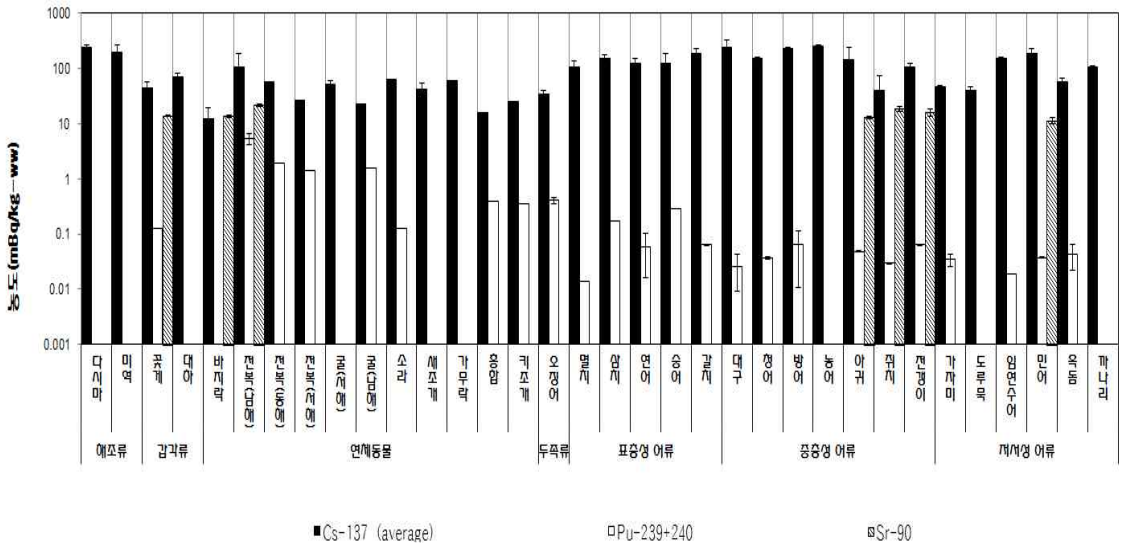


그림 3.3.11 수산물 영양단계별 방사성핵종 농도 변화

3. 주요 해양생물 농축계수 DB 확장

가. 농축계수 정의

해양 방사능 오염지역에 서식하는 수산생물의 방사성 핵종의 방사능 농축 및 영양단계별 전이 계수를 연구하여 수산물의 오염정도를 판정할 수 있다.

생물의 농축 비는 바닷물에 녹아있는 특정물질의 농도 대비 그 생물의 체내에 포함된 물질의 농도의 비로서 농축 비 값은 연구 수행한 연구자, 실험조건, 해양생물의 종류, 수온, 계절에 따라 매우 다르게 나타나고 있어 IAEA에서는 각 국가들이 해양생물섭취로 인한 유효선량 평가 시 일관된 농축 비 값을 사용할 수 있도록 다양한 생물에 대한 농축 비의 권고치를 설정했다.

국제원자력기구에서는 2004년 개정된 해양환경에서의 생물체에 대한 농축 비와 퇴적물 분배계수에 대한 보고서를 발간한 바가 있다(IAEA, 2004). 이 보고서에는 해양환경에서 영양단계별 Cs, Pu, Sr에 대한 농축비(CF)에 대한 통계적 추정치들을 정리해 놓고 있다(표 3.3.3).

표 3.3.3 국제원자력기구 (IAEA)에서 조사한 해양생물체의 영양단계별 방사능 농축비

영양단계	해양 생물체	농축계수(CF)		
		[2)]Recommended value		
		Cs	Pu	Sr
1	식물플랑크톤(Phytoplankton)	20	200,000	1
1	대형조류(macroalgae)	50	4,000	10
2	동물플랑크톤(zooplankton)	40	4,000	2
3	갑각류(crustaceans)	50	200	5
3	연체동물(molluscs)	60	3,000	10
3(4)	표층어류(Surfacewaterfish)	100	100	3
3(4)	두족류(cephalopods)	9	50	2
5	기각류(Pinnipeds(seals,sealions))	400	70	-
5	극지곰(Polarbears)	200	-	-
5	고래목(Cetaceans(whales,dolphins,porpoises))	300	-	-

2) IAEA, 2004. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factor for Biota in the Marine Environment. TECHNICAL FEPORTS SERIES No. 422.

농축 비 값의 큰 변동 폭을 고려하여 IAEA에서는 과거에 발표된 여러 연구논문들이 제시한 농축 비를 면밀히 검토하여 그 중에서 가장 신뢰할만한 값을 선별하여 그 값들의 평균값을 권고치로 설정했다.

방사능 물질의 생물농축비(CF)는 다음과 같이 정의된다(IAEA, 2004):

$$CF = \frac{\text{유기체의 단위 질량당 농도 } (kg/kg \text{ 또는 } Bq/kg \text{ 습중량})}{\text{해수의 단위 질량당 농도 } (kg/kg \text{ 또는 } Bq/kg)}$$

또는 해수중 농도가 부피 단위로 표현될 수 있기 때문에 CF는 L/kg으로 표현될 수 있다:

$$CF = \frac{\text{유기체의 단위 질량당 농도 } (kg/kg \text{ 또는 } Bq/kg \text{ 습중량})}{\text{해수의 단위 부피당 농도 } (kg/L \text{ 또는 } Bq/L)}$$

나. 산정 방법

영양단계별 생물농축계수를 구하기 위해서 채취된 생물의 종류는 영양단계 1인 해조류의 다시마 김, 영양단계 3인 갑각류로는 꽃게와 대하, 연체동물의 바지락, 전복, 굴, 소라, 새조개, 가무락, 홍합, 키조개, 영양단계 3(4)의 어류에는 표층성 어류인 멸치, 삼치, 연어, 숭어, 갈치를 중층에 주로 서식하는 어류인 대구, 청어, 방어, 농어, 아귀, 쥐치, 전갱이를 저서성 어류에는 가자미, 도루묵, 임연수어, 민어, 옥돔, 까나리를 그리고 두족류인 오징어를 측정하여 각각의 농축계수를 계산하여 영양 단계별 농축계수의 변화 추이를 살폈다.

결과 값을 얻기 위해서 해수시료의 값은 해양환경방사능조사(KINS) 2015~2017년 자료의 해역별 해수 농도의 평균값을 사용하였다.

다. 결과 및 평가

^{137}Cs은 해조류에서 해수대비 평균 126±18배 농축전이가 이루어지고, 갑각류에서는 평균 31±10배, 연체동물과 두족류에선 각각 25±15, 18±6배 농축계수를 보인다. 어류에서는 농축계수 평균 75±37 값을 보임으로 어류에서는 IAEA권고치 100 값의 75% 값을 보이고 있는 반면 해조류와 두족류는 IAEA권고치의 2~2.5배의 높은 값을 갑각류와 연체동물은 각각 60%와 40%로 IAEA권고치 보다 낮은 값을 보이고 있다.

^{239,240}Pu은 갑각류에서 27±8로 IAEA권고치 200보다 전체적으로 모든 영양단계에서 IAEA권고치 200의 14%의 낮은 농축계수를 보이고, 연체동물도 평균값 342±389로 IAEA권고치 3000의 11%에 그친다. 어류도 역시 평균 농

축비 14±16로 IAEA권고치인 100보다 14% 수준으로 전체적으로 낮은 농축계수를 보이나 두족류인 오징어에서는 IAEA권고치 농축계수 50의 1.8배 높은 89±30 값을 보이며 다른 해양생물과는 다른 패턴을 보이고 있다.

^{90}Sr-90은 각 영양단계별 해수대비 평균 농축계수가 15~24로 갑각류에선 19±6으로 IAEA권고치 5보다 4배정도 높고, 연체동물은 평균 24±8로 IAEA권고치 10보다 2배이상 높게 측정되었다. 또한 어류에서는 20±4로 IAEA권고치 3보다 대략 7배 정도 높게 나타났다.

영양단계별 주요 수산물의 농축계수 및 IAEA권고치의 비교 그래프를 다음 그림 3.3.12에 나타냈다.

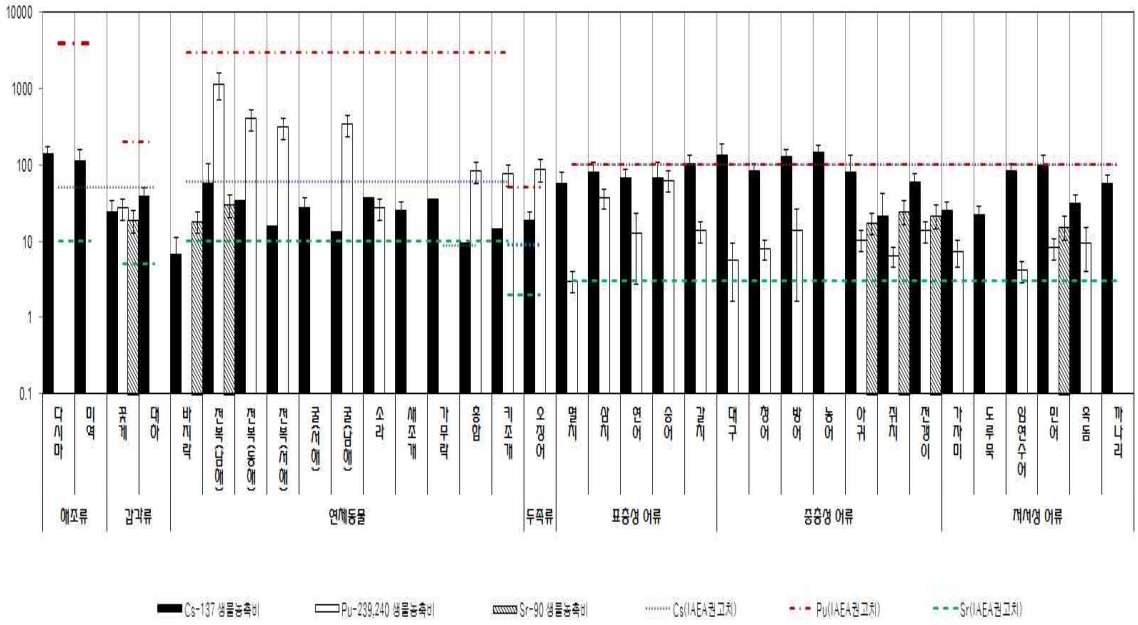


그림 3.3.12. 영양단계별 주요 국내 수산물 핵종별 농축계수(BCF)와 IAEA권고치

표 3.3.4는 2015~2017년 기간에 대해 얻어진 우리나라 주변 해역 주요 수산물 가식부의 인공방사성핵종 (^{137}Cs, $^{239+240}$Pu, ^{90}Sr)에 대한 농도와 각각의 핵종별 생물 농축비를 영양단계순으로 정리한 것이다. 각 인공방사성핵종의 농도 단위는 mBq/kg · ww로 생체시료 무게당 방사능 농도이며, 각 핵종별 생물농축비는 수산물을 포획한 해역의 해수 평균 농도값을 사용하여 계산하였다. 최소검출가능농도(MDA)는 <로 표시하였다. 영양단계는 해조류, 갑각류, 연체동물, 두족류, 표층성 어류, 중층성 어류, 저서성 어류순으로 구분하여 정리하였다.

표 3.3.4 주요 국내수산물의 영양단계별 가식부내 방사성핵종 평균농도 및 농축계수(2015~2017)

영양 단계		시료	포획 날 짜	^{137}Cs mBq/kg-ww	Cs (CF) BCF=C_A/[3]C_w	$^{239+240}Pu$ mBq/kg-ww	Pu (CF) BCF=C_A/[4]C_w	^{90}Sr mBq/kg-ww	Sr (CF) BCF=C_A/[5]C_w
1	해조류	다시마	2017-05-16	235 ± 37	139 ± 35				
1		미역	2017-03-31	192 ± 68	114 ± 46				
3	갑각류	꽃게 살	2016-04-21	45 ± 13	25 ± 9	0.126 ± 0.001	27 ± 8	13.9 ± 0.6	19 ± 6
3		대하 살	2016-11-15	69 ± 14	38 ± 12				
3	연체 동물	바지락 살	2016-04-27	12 ± 7	7 ± 4			13.5 ± 0.8	19 ± 6
3		전복(남해) 살	2015-03-19	105 ± 77	58 ± 45	5.345 ± 1.166	1157 ± 434	21.8 ± 1.0	30 ± 10
3		전복(동해) 살	2017-02-27	< 58	< 34	1.879 ± 0.007	407 ± 124		
3		전복(서해) 살	2017-03-07	< 27	< 16	1.425 ± 0.005	308 ± 94		
3		굴(서해) 살	2017-02-27	50 ± 11	28 ± 9				
3		굴(남해) 살	2017-03-06	< 23	< 14	1.558 ± 0.007	337 ± 103		
3		소라 살	2016-11-24	< 64	< 38	0.126 ± 0.001	27 ± 8		
3		새조개 살	2017-02-13	42 ± 12	25 ± 8				
3		가무락 살	2017-03-05	< 61	< 36				
3		홍합 살	2017-04-16	< 16	< 9	0.384 ± 0.001	83 ± 25		
3		키조개 살	2017-04-16	< 25	< 15	0.350 ± 0.001	76 ± 23		
3(4)	두족류	오징어 살	2017-05-16	33 ± 6	18 ± 6	0.410 ± 0.055	89 ± 30		

3) 표층해수 평균농도, 해양환경방사능조사 2015~2016, KINS
4) 표층해수 평균농도, 해양환경방사능조사 2015~2016, KINS
5) 표층해수 평균농도, 해양환경방사능조사 2015~2016, KINS

표 3.3.4 (계속).

영양 단계		시료	포획 날 짜	^{137}Cs mBq/kg-ww	Cs (CF) BCF=C_A/C_w	$^{239+240}Pu$ mBq/kg-ww	Pu (CF) BCF=C_A/C_w	^{90}Sr mBq/kg-ww	Sr (CF) BCF=C_A/C_w
3(4)	표층성 어류	멸치 살	2015-04-13	103 ± 34	57 ± 23	0.014 ± 0.001	3 ± 1		
3(4)		삼치 살	2015-06-17	147 ± 33	81 ± 27	0.173 ± 0.001	37 ± 11		
3(4)		연어 살	2015-08-20	121 ± 27	67 ± 22	0.059 ± 0.043	13 ± 10		
3(4)		숭어 살	2016-04-23	123 ± 66	68 ± 40	0.290 ± 0.001	63 ± 19		
3(4)		갈치 살	2015-06-10	186 ± 37	103 ± 32	0.064 ± 0.001	14 ± 4		
3(4)	중층성 어류	대구 살	2017-03-06	242 ± 86	134 ± 57	0.026 ± 0.017	6 ± 4		
3(4)		청어 살	2015-10-14	153 ± 5	84 ± 21	0.037 ± 0.001	8 ± 2		
3(4)		방어 살	2015-10-14	228 ± 6	126 ± 31	0.063 ± 0.052	14 ± 12		
3(4)		농어 살	2015-12-09	258 ± 11	143 ± 35				
3(4)		아귀 살	2015-03-11	147 ± 91	81 ± 54	0.048 ± 0.001	10 ± 3	13.0 ± 0.6	18 ± 6
3(4)		쥐치 살	2015-03-11	39 ± 36	21 ± 21	0.030 ± 0.001	6 ± 2	18.3 ± 1.6	25 ± 8
3(4)		전갱이 살	2015-06-17	106 ± 18	58 ± 17	0.063 ± 0.001	14 ± 4	16.0 ± 2.2	22 ± 8
3(4)	저서성 어류	가자미 살	2015-10-14	46 ± 3	26 ± 6	0.034 ± 0.008	7 ± 3		
3(4)		도루묵 살	2017-03-31	40 ± 5	22 ± 6				
3(4)		임연수어 살	2015-12-09	151 ± 6	83 ± 20	0.019 ± 0.001	4 ± 1		
3(4)		민어 살	2015-03-11	180 ± 45	100 ± 35	0.038 ± 0.001	8 ± 2	11.3 ± 1.5	15 ± 5
3(4)		옥돔 살	2015-06-17	58 ± 8	32 ± 9	0.044 ± 0.022	9 ± 6		
3(4)		까나리 살	2015-12-09	104 ± 8	58 ± 15				

해양생물체에서의 방사성핵종의 농축은 핵종 각각의 화학적 특성, 서식환경에 따른 대사율의 차이 및 먹이망의 복잡성으로 인하여 매우 큰 변화를 보이게 된다. 국제원자력기구에서 제시된 해양생물체에서의 농축계수 권고치는 기존의 매우 제한된 연구들의 결과를 취합 정리된 한계성을 가지고 있으며, 이러한 이유로 제시된 권고치들은 첫 번째 추정치임을 고려하여야 하며, 아직 완성된 자료 세트를 갖추지는 못하고 있다는 점을 기술하고 있다 (IAEA, 2004). 예를 들어, Sr에 대한 농축계수는 해조류의 경우, 보고서 발간 당시 단 2개의 자료만이 가용하였는데, Mauchline and Templeton (1966)의 자료에서는 홍조류, 녹조류, 갈조류에서의 Sr 농도가 각각 6.4, 0.22, 1.2 mg/kg·ww, Bowen(1979)는 각각 270, 140, 1200 mg/kg·dw로 나타났다. Mauchline and Templeton (1966)의 자료로부터 해수 중의 Sr 농도인 7.38 mg/kg의 값을 사용하여 Sr의 농축계수를 구할 경우, 각각 0.87, 0.03, 0.16으로 계산되어지지만, IAEA가 채택한 농축계수 10은 Bowen(1979)이 구한 건중량을 평균 습중량으로 환산한 100 mg/kg·ww의 농도로부터 환산한 값을 참조로 하였다.

따라서 본 과제를 통하여 획득한 우리나라 주변해역에 서식하는 수산물에서의 핵종별 농축계수는 향후, 후쿠시마 원전 사고 등과 유사한 방사능 유출 사고 등이 발생했을 경우, 방사성핵종의 해역 유출로 인한 수산물의 관리에 있어서 수산물의 해역별, 종류별 방사능 오염 정도를 예측하고 관리하는데 매우 유용한 자료로 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

제 4 장 연구성과 종합 및 결론

본 연구에서 개발된 해양방사능 거동 모델은 해양순환과 통합된 격자기반 해양방사능 거동 모델(즉, Eulerian model) 개발과 해양순환과 독립적으로 적용되는 무작위이동 (Random walks)기반 입자추적 해양방사능 거동 모델(즉, Lagrangian model) 두 가지이다.

본 연구에서 개발된 격자기반 모델은 해수층 및 해저퇴적층에 존재하게 되는 용존 Phase I 입자, Phase II 입자 형태의 해양방사능 물질을 모두 고려하며 확산, 침강 및 재부유 등 해수층과 해저퇴적층간의 교환과정 모두 고려한다. 해수층은 물론 해저퇴적층에 다수의 층을 배치하며 다입경 퇴적물, 1 및 2단계 방사능 물질 전이과정 (transfer kinetics), 그리고 생물 교란 (Bioturbation) 효과를 매개변수화하여 고려한다. 모델 검증은 단순화된 조건하의 초기농도 시간변화 해석해와의 비교, 1차원 수로 실험 및 입자추적 기법 모델 결과와의 비교, 1차원 연직(1DV) 실험 결과 재현 등을 통해 이루어졌다. 모델 민감도 분석으로는 1단계와 2단계 transfer kinetics의 효과 및 단일층과 다층 해저퇴적층 모델 비교 검토, 퇴적물 입경 및 침식-퇴적 프로세스 효과 검토를 위한 수로 실험, 후쿠시마 적용을 통한 단일 및 다수 해저퇴적층 모델 비교 등이 수행되었다. 1단계 전이 프로세스와 2단계 전이 프로세스는 단기간 시뮬레이션에는 별 차이가 없으나 장기간 시뮬레이션에는 2단계 전이가 필요한 것으로 나타나고 있다. 아울러 방사능 물질 유출 초기에는 단일층 모델과 다수층 모델간의 차이가 별로 없으나 시간이 경과하면서 대체적으로 단일층 모델이 다수층 모델 보다 총량을 높게 산정하는 경향을 보이는 것으로 나타나고 있다. 황동중국해 방사능 거동 모델 개발 관련해서는 복합순환 모델 수립 및 조석 검증, 파랑 검증, 부유퇴적물 모델 수립 및 위성자료를 이용한 검증, 등이 진행되었고, 이 후 가상 방사능 유출 시나리오에 따른 시험 적용을 수행하였다. 본 연구에서 개발된 격자기반 모델은 해수층은 물론 해저퇴적층 내 연직분포를 산정하는 세계에서 가장 정교한 모델이라고 평가된다.

본 연구에서 수립된 입자추적 기반 해양방사능 거동 모델은 단일 퇴적물 입경, 단일 해저퇴적층 모델로 개발되었으며 1단계 전이 프로세스를 고려한다. 아울러 해저면에서 해수층으로의 재부유 (resuspension) 과정을 새

로이 도입하였다. 용존, 입자성 및 해저퇴적물 분포 형태간의 전이과정은 Perianez and Elliott(2002)의 방법으로 매 계산시각마다 전이확률(Probability of phase change)을 산정하여 처리된다. 가상 방사능 유출 시나리오를 구성하여 황동중국해 및 동해 원전에 적용하였으며 계절변화도 검토하였다. 재부유 효과를 비교 검토한 결과, 수심이 깊고 탁도가 상대적으로 낮은 타이완 원전의 경우, 재부유 고려 효과는 거의 없으나 수심이 얕고 탁도가 높은 Sanmen 원전의 경우 재부유 효과가 상대적으로 크게 작용하면서 재부유 미고려시에 비해 해저퇴적층 내 방사능 오염총량이 시간에 따라 점차 감소하는 것을 확인하였다. 입자추적 모델 개발 관련하여 가장 두드러진 성과는 IAEA 주관 MODARIA II 모델 비교프로그램 참여이다. MODARIA Phase I에서는 후쿠시마 인접 지역을 대상으로 하였으나 Phase II에서는 영역이 북태평양으로 확장되었다. 모델 실험은 약 3억개에 이르는 입자를 투하하여 총 2년간 실시되었다. 후쿠시마 사고 3개월 후에는 북태평양 동측으로 후쿠시마 방사능 오염수가 퍼져나갔으며 약 2년 후에는 일부가 류큐열도 측으로 이동하면서 일본열도를 따라 재순환 되는 현상이 확인되고 있다. 해저면 침적은 북태평양 연안역 전체에 걸쳐 나타나고 있다. MODARIA Phase II 참여 기관 중 가장 우수한 성과를 보인 것으로 자체 평가된다.

해양생물 영향 예측 모델 관련해서는 POSEIDON- Extended BURN ver. 1 및 ver. 2 박스모델, 그리고 Multi-target tissue ver. 1 및 ver. 2 박스모델이 개발되었다. 그리고 세계최초로 격자기반 해양생물 영향 모델을 개발하고 후쿠시마 사고에 시험 적용하였다. 이상의 연구는 우크라이나 IMMSP의 연구팀과, 한국해양과학기술원, 서울대, 중국 FIO (First Institute of Oceanography) 연구자들의 공동 연구로 진행되었다.

POSEIDON-Extended BURN ver.1 모델은 부유생태 먹이망 및 저서생태 먹이망을 모두 고려한 모델이다. 후쿠시마 사고에 대한 적용에서 가장 두드러진 성과는 후쿠시마 원전 주변 해수의 오염은 거의 후쿠시마 이전 수준으로 회복되고 있음에도 불구하고 저서성 어류에는 상당 수준의 방사능 물질이 존재하는 이유를 규명하였다는 점이다. 구체적으로 해수 오염과는 달리 후쿠시마 원전 주변 해저면 오염은 회복이 느리게 진행되면서 해저면 ^{137}Cs이 저서 생태먹이망을 통해 저서성 어류에 전이되는 과정을 세계 최초로 정량적으로 규명하는 성과(Bezhenar et al, 2016)를 거두었다. 이 과정에서 후쿠시마 적용에서 해저퇴적층 상부에서의 농도 관측치가 모델 계산치보다 빠르게 감소하는 것으로 확인되어 해저면에서의 재부유 과정을 도입한

POSEIDON- Extended BURN ver.2 모델을 개발하고, Baltic 해에 적용 및 검증을 통하여 적용성을 확인하였다.

Multi-target tissue 모델은 ^{90}Sr에 적용하는 과정에서 개발되었다. ^{137}Cs의 경우, 방사능 물질이 대부분 어류의 살 부분에 축적되나, ^{90}Sr의 경우 60% 내외 수준만이 뼈 부분에 축적된다. 따라서, ^{137}Cs의 경우 단일 목표티슈를 고려하는 모델(예로, POSEIDON- Extended BURN ver. 1 및 ver. 2)을 이용하여 충분한 정확도를 갖는 결과를 산정할 수 있으나, ^{90}Sr의 경우에는 다수 목표티슈를 갖는 모델이 필요한 것으로 나타났다. 이에 따라 우선적으로 Multi-target tissue 모델 ver. 1 및 ver. 2가 개발되었다. Multi-target tissue 모델 ver. 1은 어류내 생리학적 상호작용을 고려하지 않는 모델로서 스웨덴 Forsmark 및 Ringhals 원전 ^{60}Co 및 ^{54}Mn 유출에 대해 적용, 검증하여 개선 효과를 확인하였다. ^{60}Co 및 ^{54}Mn는 ^{90}Sr과 같은 특성을 갖는 핵종이다. Multi-target tissue 모델 ver. 2는 어류내 생리학적 상호작용을 고려하는 모델로서 실험 결과와 비교하여 일차적 유용성을 확인하였다.

격자기반 해양생물 영향 모델은 MODARIA Phase II 활동의 일환으로 개발되어 북태평양 및 북서태평양을 대상으로 초기 적용 결과가 제시되었다. 이 모델의 장점은 평균적 흐름을 고려하는 박스 모델과는 시간에 따라 변화하는 흐름을 고려할 수 있다는 것이다. 후쿠시마에 적용 결과 정성적 측면에서 매우 고무적인 것으로 판단되나 보다 정량적인 검증과 모델 개선이 필요한 것으로 사료된다. 특히, 해저퇴적층 농도 산정에 대한 모델 개선이 필요한 것으로 판단되고 있다.

상기 모델 개발과 더불어 우리나라 주변 대표 수산물의 인공방사능 오염도를 평가하고 해양 방사능 오염지역에 서식하는 수산생물의 방사능 농축 전이계수의 데이터베이스를 확보하는 연구가 진행되었다. 주된 연구 목적은 추후 방사능 해양 유출 사고와 같은 해양방사능 오염시 해양의 오염농도를 측정하여 각 수산물 오염정도를 판정하여 빠르게 대처할 수 있는 자료를 확보하기 위한 것이다.

우리나라 국민 섭취 수산물 채취 해역별 방사능 오염현황을 조사하기 위하여 2015년 03월부터 2017년 05월까지 우리나라 주변 해역에 서식하는 주요 수산물 총 34종의 시료를 서식지별로 채취하였다. 남해에서 서식하는 해조류 2종(다시마, 미역), 연체동물 2종(전복, 굴), 어류 8종(민어, 아귀, 쥐치, 멸치, 갈치, 전갱이, 옥돔, 삼치)을 채취하였으며, 동해인근 바다에서 포획한 수산물은 연체동물 2종(전복, 오징어), 어류 10종(연어, 대구, 도루묵, 청어, 가자미, 방어, 숭어, 농어, 임연수어, 까나리)을 각각 10kg 이상씩 채취하였

다. 서해수산물로는 갑각류 2종(꽃게, 대하), 연체동물 8종(바지락, 소라, 굴, 새조개, 가무락, 전복, 홍합, 키조개)의 패류 위주로 시료를 채취하였다. 농축계수 결과값을 얻기 위해서 해수시료의 값은 해양환경방사능조사(KINS) 2015~2017년 자료의 해역별 해수 농도의 평균값을 사용하였다.

^{137}Cs은 해조류에서 해수대비 평균 126±18배 농축전이가 이루어지고, 갑각류에서는 평균 31±10배, 연체동물과 두족류에선 각각 25±15, 18±6배 농축계수를 보이는 것으로 나타났다. 어류에서는 농축계수 평균 75±37 값을 보임으로 어류에서는 IAEA권고치 100 값의 75% 값을 보이고 있는 반면 해조류와 두족류는 IAEA권고치의 2~2.5배의 높은 값을 갑각류와 연체동물은 각각 60%와 40%로 IAEA권고치 보다 낮은 값을 갖는 것으로 나타났다.

^{239,240}Pu은 갑각류에서 27±8로 IAEA권고치 200보다 전체적으로 모든 영양단계에서 IAEA권고치 200의 14%의 낮은 농축계수를 보이고, 연체동물도 평균값 342±389로 IAEA권고치 3000의 11%에 그친다. 어류도 역시 평균 농축비 14±16로 IAEA권고치인 100보다 14% 수준으로 전체적으로 낮은 농축계수를 보이나 두족류인 오징어에서는 IAEA권고치 농축계수 50의 1.8배 높은 89±30 값을 보이며 다른 해양생물과는 다른 패턴을 보이는 것으로 확인되었다.

^{90}Sr은 각 영양단계별 해수대비 평균 농축계수가 15~24로 갑각류에선 19±6으로 IAEA권고치 5보다 4배정도 높고, 연체동물은 평균 24±8로 IAEA권고치 10보다 2배 이상 높게 측정되었다. 또한 어류에서는 20±4로 IAEA권고치 3보다 대략 7배 정도 높게 나타났다.

본 과제 수행에서 어류 내 방사성핵종 농도의 시간적, 공간적 유의미한 변화는 찾을 수 없었다. 또한 한국원자력안전기술원에서 일본 후쿠시마 원전 사고 이전에 조사한 값들과 비교했을 때 비슷한 농도를 보였다. 이는 국내 주요 어류들에서 2015년에서 2017년 사이에 후쿠시마 원전 사고로 인한 방사능 오염이 이루어지지 않았다는 것을 보여준다. 보다 엄격한 시간적 공간적 변화 추이를 판정하기 위해서는 보다 장기간의 연구가 필요할 것으로 사료된다.

제 5 장 참 고 문 헌

Abril, J. M., Leon, M. G., 1993a. A 2D 4-phases marine dispersion model for non-conservative radionuclides, part 1: conceptual and computational model, J. Environ. Radioact., Vol. 20, p71-88.

Abril, J. M., Leon, M. G., 1993b. A 2D 4-phases marine dispersion model for non-conservative radionuclides, part 2: two applications, J. Environ. Radioact., Vol. 20, p89-115.

Alava J. J., Gobas, F.A.P.C., 2016. Modeling ^{137}Cs bioaccumulation in the salmon - resident killer whale food web of the Northeastern Pacific following the Fukushima Nuclear Accident. Science of the Total Environment, Vol. 544, p56 - 67.

Aldridge, J. N., 1998. CSERAM: a model for prediction of marine radionuclide transport in both particulate and dissolved phases, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 75, Nos. 1-4, p99-103.

Ancellin, J., Guegueniat, P., German, P., 1979. Raioecologie Marine, Editions Eyrolles, Paris.

Ambe D, Kaeriyama H, Shigenobu Y, Fujimoto K, Ono T, Sawada H, Saito H, Miki S, Setou T, Morita T, Watanabe T, 2014. A high-resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. J Environ Radioact Vol. 133, p264-275.

Aoyama, M., Hirose, K., 2004. Artificial radionuclide datavase in the Pacific Ocean: HAM database, Sci. World J., Vol. 4, p200-215.

Aoyama, M., Hirose, K., Igarashi, Y., 2006. Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout, J. Environ. Monit., Vol. 8, p431-438.

Aoyama, M., Povinec, P. P., Sanchez-Cabeza, J. A., 2011. The Southern Hemisphere Ocean Tracer Studies (SHOTS) project, Prog. Oceanogr., Vol. 89, p1 - 6.

Aoyama, M., Kajino, M., Tanaka, T. Y., Sekiyama, T. T., Tsumune, D., Tsubono, T., Hamajima, Y., Gamo, T., Uematsu, M., Kawano, T.,

Murata, A., Kumamoto, Y., Fukasawa, M., Chino, M., 2012. North Pacific distribution and budget of radiocesium released by the 2011 Fukushima nuclear accident, http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/souhoushutusu.pdf (in Japanese).

Aoyama, M., Kajino, M., Tanaka, T. Y., Thomas, T., Sekiyama, T. T., Tsumune, D., Tsubono, T., Hamajima, Y., Inomata, Y., Gamo, T., 2016. 134Cs and 137Cs in the North Pacific Ocean derived from the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Japanin March2011: part two-estimation of 134Cs and 137Cs inventories in the North Pacific Ocean, J. Oceanogr., Vol. 72, p67-76.

Aoyama, M., Uematsu, M., Tsumune, D., Hamajima, Y., 2013. Surface pathway of radioactive plume of TEPCO Fukushima NPP1 released ^{134}Cs and ^{137}Cs, Biogeosciences, Vol. 10, p3067-3078, doi:10.5194/bg-10-3067-2013.

Arnot, J. A., Gobas, A. P. C., 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms, Environ. Rev., Vol. 14, p257-297.

Bailly du Boris, P., Laguionie, P., Boust, D., Korsakissok, I., Didier, D., Fievet, B., 2012. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident, J. Environ. Radioact., Vol. 114, p2-9. doi:10.1016/j.jenvrad.2011.11.015.

Barquero, R., Basurto, F., Nunez, C., Esteban, R., 2008. Liquid discharges from patients undergoing I-131 treatments. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 99, p1530-1534.

Barron, M G., Tart, B. D., Hayton, W. L., 1987. Temperature-dependence of cardiac output and regional blood flow m rainbow trout, *Salmo gatrdneri* Richardson, J Fish Biol., Vol. 31, p735-744.

Basher, L.R., Surface erosion assessment using Cs-137: examples from New Zealand. Acta Geologica Hispanica, 35(3-4), 219-228, 2000.

Baudin J.P., C. Adam and J. Garnier-Laplace, 2000. Dietary uptake, retention and tissue distribution of ^{54}Mn, ^{60}Co and ^{137}Cs in the rainbow trout (Oncorhynchus mikiss walbaum). Wat. Res. Vol. 34, No. 11, p. 2869-2878.

Beresford, N. A., Beaugelin-Seiller, K., Wells, C., Vives-Lynch, S., Vives

i Batlle, J., Wood, M. D., Tagami, K., Real, A., Burgos, J., Fesenko, S., Cujic, M., Kryshev, A., Pachal, N., Su, B. S., Barnett, C. L., Uchida, S., Hinton, T., Mihalík, J., Stark, K., Willrodt, C., Chaplow, J. S., 2015. A database of radionuclide biological half-life values for wildlife, NERC Environ, Information Data Centre 10.5285/b95c2ea7-47d2-4816-b942-68779c59bc4d; This resource is made available under the terms of the Open Government Licenc(http://eidc.ceh.ac.uk/administration-folder/tools/ceh-standard-licence-texts/ceh-open-government-licence/plain)".

Behrens, E., Schwarzkopf, F. U., Lubbecke, J. F., Boning, C, F., 2012. Model simulations on the long-term dispersal of 137Cs released into the Pacific Ocean off Fukushima, Environ. Res. Letters, Vol. 7, 034004(10pp). doi:10.1088/1748-9326/7/3/034004.

Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V, Willemsen S., de With G., 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, p3021-3034.

Bian C., Jiang W., Quan Q., Wang T., Greatbatch R. J., Li W., 2013. Distributions of suspended sediment concentration in the Yellow Sea and the East China Sea based on field surveys during the four seasons of 2011, Journal of Marine Systems, Vol. 121–122, p24-35, (http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.03.013).

Black, E, Buesseler, K. O., 2014. Spatial variability and the fate of cesium in coastal sediments near Fukushima, Japan. Biogeosciences, Vol. 11, 7235–7271.

Breton, M., Salomon, J. C., 1995. A 2D long term advection-dispersion model for the Channel and Southern North Sea. Part A: Validation through comparison with artificial radionuclides, J. Marine Systems, Vol. 6, p495-513.

Brown, J. F., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N. A., Copplerstone, D., Prohl, G., Ulanovsky, A., 2008. The Erica Tool, J. Environmental Radioactivity, Vol. 99, No. 9, p1371-1383.

Buesseler, K. O., 2012. Fishing for answers of Fukushima, Science, Vol. 338, p480-482.

Buesseler, K. O., Aoyama, M., Fukasawa, M., 2011. Impacts of

Fukushima nuclear power plants on marine radioactivity, Environ. Sci. Technol., Vol. 45, p9931-9935.

Buesseler, K. O., Dai, M., Aoyama, M., Benitez-Nelson, C., Charmasson, S., Higley, K., Maderich, V., Masque, P. Oughton, D., Smith, J. N., 2017. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: transport, fate, and impact, Annual Rev. Mar. Sci, 2017. 9: p1.1-1.31.

Buesseler, K. O., Jayne, S., Fisher, N., Rypina, I., Baumann, H., Baumann, Z., Breier, C., Douglas, E., George, I., MacDonald, A., Miyamoto, H., Nishikawa, J., Pike, S., Yoshida, S., 2012. Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan, Proc. Nat. Acad. Sci. USA, Vol. 109, p5984-5988.

Bungay, P. M., Dedrick, R. L., Guarino. A. M., 1976. Pharmacokinetic modeling of the dogfish shark (Squalus acanthias): Distribution and urinary and biliary excretion of phenol red and its glucuronide. J. Pharmacokinet. Bipoharm., Vol. 4, p377-388.

Carolan, J.V., C.E. Hughes, E.L. Hoffmann, 2011. Dose assessment for marine biota and humans from discharge of 131I to the marine environment and uptake by algae in Sydney, Australia. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 102, p953-963.

Carton, J. A., Chepurin, G., Cao, X., Giese, B., 2000. A simple ocean data assimilation retrospective analysis of the global ocean 1950 - 1995. Part I: Methodology, J. Phys. Oceanogr. 30(2), p294 - 309.

Carvalho, F. P., 2018. Radionuclide concentration processes in marine environment: A comprehensive review, J. Environ. Radioactivity (in press).

Carvalho, F. P., Fowler, S. W., 1994. A double tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of polonium-210 to marine prawns and fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 103, 251-264.

Carvalho, F.P., Fowler, S.W., 1985a. Biokinetics of plutonium, americium and californium in the marine isopod Cirolana borealis with observations on its feeding and molting behaviour, Mar. Biol. 89, 173-181.

Casacuberta, N., Masque, P., Garcia-Orellana, J., Garicia-Tenorio, R.,

Buessler, K. O., 2013. Sr90 and Sr89 in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident, Biogeosciences, Vol. 10, p3649-3659.

CEC (Commission of European Communities), 1979. NRPB/CEA Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations, Commission of the European Communities Doc No. V/3865/79-ENFR.

CEFAS, 1998. MIRMAID: The MAFF Irish Sea model. Environmental Rech. Note RL7/98, The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowsoft.

Charles, D., Jones, M., Cooper, J. R., 1990. Radiological impact on EC member states of routine release discharges into noth European waters, Report of Working Group IV of CEC Project MARINA, NRPB-M172, National Radiological Protection Board, Chilton.

Chen, C., Beardsley, R. C., Lai, Z., Lin, H., Sasaki, J., Ji., R., 2012. US-Japan collaborative research on model assessment of March 2011 earthquake, tsunami inundation and initial spread Cs-137 in the coastal ocean, Seminar ppt held at Seoul national University on Oct 22, 2012.

Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., Yamazawa, H., 2011. Preliminary estimation of release amount of 131I and 137Cs accidentally discharged from Fukushima Dai-ichi nuclear power plant into the atmosphere, J. Nucl. Sci. Technol., Vol. 48, p1129-1134. doi:10.1080/188112482011.9711799.

Choi, B. H., Mun, J. Y., Ko, J. S., Yuk, J. H., 2005. Simulation of suspended sediment in the Yellow and East China Ses, China Ocean Engineering, Vol 19, p235-250.

Choi, Y., Kida, S., Takahasi, 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 Discuss., Vol 10, p3677-3705. doi:10.5194/bdg-10-3677-2013.

Cooper, E.L., Milintawisamai, M. and Panyatipsakul, Y., 1993. Implementation of a radiochemical procedure for the analysis of isotopes of Pu, Am and Cm in food and environmental samples. Sci. Total Environ, Vols. 130/131, p177-186.

Coughtrey, P. J., Jackson, D. J., Jones, C. H., Thorne, M. C., 1984. radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems - a critical review of data, Vols. 1-6 A. A. Balkema, Rotterdam.

De Cort, M., 1998. Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16-733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

de Vries, P., Doos, K., 2001. Calculating Largangian trajectories using time-dependent velocity field, J. Atmos. Oceanic Technol., Vol. 18, p1092-1101.

Di Gregorio, D.E., Huck, H., Aristegui, R., De Lazzari, G., Jech, A., 2004. Cs-137 contamination in tea and yerba mate in South America. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 76, p273-281.

Duffa, C., Dufois, F., Coudray, S., 2011. An operational model to simulate post-accidental radionuclide transfers in Toulon marine area: preliminary development, Ocean Dynamics, Vol. 61, No. 11, p1811-1821. doi:10.1007 /s10236-011-0429-0.

Eisenbud, M., Gesell, T., 1997. Environmental radioactivity from natural, industrial, and military substances, Fourth ed., Elsevier.

Estournal, C., Bosc, E., Bocquet, B., Ulses, C., Marsaleix, P., Winiarek, V., Osvath, I., Nguyen, C., Duhaut, T., Lyard, F., Michaud, H., Auclair, F., 2012. Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters, J. Geophys. Res., Vol. 117, C11014. doi:10.1029/2012JC007933.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2005. Total production 1950-2003, ftp://ftp.fao.org/fi/sta/windows/fishplus /fstat.zip.

Fernando, P.C., Joao, M.O., Margarida M., 2011. Radionuclides in deep-sea fish and other organisms from the North Atlantic Ocean, ICES Journal of Marine Science, 68(2), p333-340.

Fesenko, S.V., et al., 2004. Regularities of change in Cs-137 activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, Radiat. Biol. Radioecol, Vol. 44, p35-49.

Fisher, N. S., Bjerregaard, P., Fowler, S. W., 1983b. Interactions of marine plankton with transuranic elements, 1. Biokinetics of neptunium, plutonium,americium and californium in phytoplankton. Limnol. Oceanogr., Vol. 28, p432.

Fisher, N. S., Burns, K., Cherry, R. D., Heyraud, M., 1983a. Accumulation and cellular distribution of 241Am, 210Po, and 210Pb in two marine algae. Mar. .Ecol. Prog., Ser. 11, p233-237.

Fisher, N.S., et al., 2000. Trace metals in marine copepods: a field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. Mar. Ecol. Prog., Ser. 194, 211.

Fisheries Agency of Japan, Report on the Monitoring of Radionuclides in Fishery Products.

Flather, R. A., 1976. A tidal model of northwest European continental shelf. Memoires de la Societe Royale des sciences des Liege, Vol. 6, p. 141-164.

Forsmark, 2014a. Release rates of some radionuclides discharged from Forsmark NPP. Data provided by Swedish authority.

Forsmark, 2014b. Measurement data for concentration of some radio-nuclides in the marine environment around Forsmark NPP. Data provided by Swedish authority

FREDERICA, 2006. FREDERICA radiation effects database. (http:// www.frederica-online.org/mainpage.asp) Garnier-Laplace, J., Adam, C., Lathuilliere, T., Baudin, J., Clabaut, M., 2000. A simple fish physiological model for radioecologists exemplified for ^{54}Mn direct transfer and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* W). J. Environ. Radioact. Vol. 49, p35-53.

Gao, Y., Drange, H., Bentsen, M., Johannessen, O. M., 2004. Simulating transport of non-Chernobyl ^{137}Cs and ^{90}Sr in the North Atlantic-Artic region, J. Environ. Radioact., Vol. 71, p1-16.

Gao, Y., Drange, H., Johannessen, O. M., Pettersson, L. H., 2009. Sources and pathways of ^{90}Sr in the North Atlantic-Artic region: present day and global warming, J. Environ. Radioact., Vol. 100, p375-395.

Garnier-Laplace, J., Beaugelin-Seller, K., Hinton, T., 2011. Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences, Environ.

Science and Technol., p A-B. doi:10.1021/es201637c.
Guillen, J., Palanques, A., Puig, P., Durrieu de Madron, X., Nyffeler, F., 2000. Field calibration of optical sensors for measuring suspended sediment concentration in the western Mediterranean, Sci. Mar., Vol. 64, No. 4, p427-435
Gleizon, P., McDonald, P., Bryan, S. E., 2009. Modelling the long-term dispersion of radioactive liquid effluent and dose from marine pathways using a grid model, Radioprotection, Vol. 44, No. 5, 981-896. doi:10.1051/radiopro/200951559.
Gonze, M.A., C. Mourlon, P. Calmon, E. Manach, C. Debayle, J. Baccou, 2015. Modelling the dynamics of ambient dose rates induced by radiocaesium in the Fukushima terrestrial environment. J. Environ. Radioact., p1-13.
Goshawk, J. A., Clarke, S., Smith, C. N., McDonald, P., 2003. MEAD (part I) – a mathematical model of the long-term dispersion of radioactivity in shelf sea environments, J. Environ. Radioact., Vol. 68, p115-135.
Guss, P., 2011. DOE response to the radiological release from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant, DOE/NV/25946-1236, In: Proceedings of the NEI RETS/REMP worksop, Oak Brook, IL., June 30 2011.
Hakanson, L., 2000. Modelling radiocesium in lakes and coastal areas - new approaches for ecosystem modellers. A textbook with Internet support. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp215.
Han, G. J., Li, W., Fu, H. L., Zhang, X. F., Wang, X. D., Wu, X. R., Zhang, L. X., 2013. An ensemble estimation of impact times and strength of Fukushima nuclear pollution to the east coast of China and the west coast of America, Since China-Earth Sciences, Vol. 56, No. 8, p1447-1451.
Harms, I. H. 1997. Modelling the dispersion of Cs-137 and Pu-239 released from dumped waste in the Kara Sea. J. Marine Systems, Vol. 13, Issues. 1-4, p1-19.
Heinrich, G., 1992. Uptake and trnsfer factors of Cs-137 by mushrooms. Radia. Environ. Biophy. Vol. 31, p39-49.

Heling, R., Bezhernar, R., 2009. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R, Radioprotection, Vol. 44, p741-746.

Heling, R., Koziy, L., Bulgakov, V., 2002. On the dynamical uptake model developed for the uptake of radionuclides in marine organisms for the Poseidon-R model system // Radioprotection, Vol. 37, in: Proceedings of the Congress on the radioecology - ecotoxicology of continental and estuarine environments ECORAD 2001.

Heling, R., Lepicard, S., Maderich, V., Shershakov, V., Mungov, G., Catsaros, N., Popov, A., 2000. POSEIDON final report, A module to predict the effects of radioactive discharges in the coastal regions, edited by NRG-Armhem (NL).

Heling, R., Niculae, C., 1999. MORIA Project. The radiostrontium uptake model. Testing BURN98 on freshwater ecosystem, NRG Report P20071/99.5597/P.

Hirose, K., Aoyama, M., 2003. Present background levels of surface ^{137}Cs and $^{239,240}Pu$ concentrations in the Pacific, J. Environ. Radioact., Vol. 69, p53-60.

Hirose, K., Igarashi, Y., Aoyama, M., 2008. Analysis of 50-year records of the atmospheric deposition of long-lived radionuclide in Japan, Appl. Rad. Isotopes, Vol. 66, p1675-1678.

Hiyama, Y., Shimizu, M., 1969. Uptake of radioactive nuclides by aquatic organisms: the application of the exponential model, In: Environmental Contamination by Radioactive Materials, p463-476, IAEA-SM-117/17.

Honda, M., Aono, T., Aoyama, M., Hamajima, Y., Kawakami, H., Kitamura, M., Masumoto, Y., Miyazawa, Y., Takigawa, M., Saino, T., 2012. Dispersion of artificial Cesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident, Geochemical J., Vol. 46, p1-9.

Hong, G. H., Baskaran, M., Molaroni, S. M., Lee, H. M., Burger, J., 2011. Anthropogenic and natural radionuclides in caribou and muskoxen in the Western Alaskan Arctic and marine fish in the Aleutian Islands in the first half of 2000s. Sci. Total Environ, Vol. 409, p3638-3648.

Hong, G. H., Chung, C. S., Lee, S.-H., Kim, S. H., Baskaran, M., Lee, H. M., Kim Y. I., Yang D. B., Kim C. K., 2006. Artificial radionuclides in the Yellow Sea: Inputs and redistribution, Radioactivity in the Environment, Vol. 8, p96-133.

Hou, X., Yan, X., 1998. Study on the concentration and seasonal variation of inorganic elements in 35 species of marine algae. The Science of the Total Environment, Vol. 222, p141-156.

HPA (Heath Protection Agency), 2009. The methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment used in PC-CREAM 08, HPA-RPD-058 Section 4, edited by Smith, J. G., and Simmonds, J. R., ISBN 978-0-85951-651-8.

IAEA (International Atomic Energy Agency), 1989. Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. IAEA Technical Report series No. 295.

IAEA (International Atomic Energy Agency), 2005. Worldwide marine radioactivity studies (WOMAPS). Radionuclide levels in oceans and sea, IAEA-TECHDOC-1429, Vienna, Austria.

IAEA (International Atomic Energy Agency), 2011. Briefings on Fukushima nuclear accident, IAEA, Vienna.

IAEA Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. 95p. IAEA Technical Reports Series No. 42. IAEA, Vienna, 2004.

IAEA, (International Atomic Energy Agency), 1985. Sediment *Kd*s and concentration factors for radionuclides in the marine environment, Technical Report Series No. 247, pp73. IAEA, 2003. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, Technical Reports Series No. 422, IAEA,Vienna

IAEA, (International Atomic Energy Agency), 2004. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in marine environment, Technical Report Series No. 422, pp95.

IAEA, 2014. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife. Technical Report Series No 479, IAEA: Vienna, Austria, 2014.

IAEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and

their remediation : twenty years of experience / report of the UN Chernobyl Forum Expert Group ''Environment''. Vienna : International Atomic Energy Agency,.

IAEA, 2002. Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems, IAEA-BIOMASS-1, IAEA, Vienna.

ICRP, International Commission on Radiological protection, 1995. Age-dependent doses to the members of the public from the intake of radionuclides - Part 5: Compilation of ingestion and inhalation coefficients, Publication 72, ICRP, Paris.

Ikeuchi, Y., 2003. Temporal variations of Sr90 and Cs137 concentrations in Japanese coast seawater and sediments from 1974 to 1998, Deep-Sea Research II, Vol. 50, p2713-2728.

Igarashi, Y., Otsuji,-Hatori, M., Hirose, K., 1996. Recent deposition of Sr90 and Cs137 observed in Tsukuba, J. Environmental Radioactivity, Vol. 31, p157-169.

Igarashi, Y., Aoyama, M., Hirose, K., Povinec, P., Yabuki, S., 2005. What anthropogenic radionuclides (Sr90 and Cs137) in atmospheric deposition, surface soils and aeolian dusts suggest for dust transport over Japan, Water Air Soil Pollut. Focus, Vol. 5, p51-69.

Inomata, Y., Aoyama, M., Hirose, K., 2009. Analysis of 50-y record of surface 137Cs concentrations in the global ocean using the HAM-global database, J. Environ. Radioact., Vol. 11, p116-125.

Iosjpe, M., Brown, J., Strand, P., 2002. A modified approach for box modelling of radiological consequences from releases into the marine environment, J. Environ. Radioact., Vol. 60, p297-322.

IRSN, 2011a. Impact on marine environment of radioactive releases resulting from the Fukushima-Daiichi nuclear accident. Available at http://www.irsn.fr/EN/news/Pages/201103_seism-in-japan.aspx.

IRSN, 2011b. Update: Impact on the marine environment of radioactive releases following the nuclear accident at Fukushima Daiichi. Available at http://www.irsn.fr/EN/news/Pages/201103_seism-in-japan.aspx.

IRSN, 2012. Fukushima, one year later: initial analyses of the accident and its consequences, Report IRSN/DG/2012-003, pp188.

IRSN-IFREMER, 2013. Available at http://www.simplyinfo.org/?p=3818.

Jayne, S. 2009. The impact of abyssal mixing parameterizations in an ocean general circulation model, J. Phys. Oceanogr. Vol. 39, p1756 - 1775.

Johannessen, O. M., Volkov, V. A., Pettersson, I. M., Maderich, V. S., Zheleznyak, M. J., Gao, Y., Bolylev, L. P., Stepnov, A., Neelov, V., Tishkov, V. P., Nielsen, S. P., 2009. Radioactivity and pollution in the Nordic Seas and Arctic region: observation, modelling and simulations, Springer, Series: Springer Praxis Books, ISBN:978-3-540-24232-1.

Kaeriyama, H., Ambe, D., Shimizu, Y., Fujinmoto, K., Ono, T., Yonezaki, S., Kato, Y., Massunaga, H., Minami, H., Nakatsuka, S., Watanabe, T., 2013. Direct observation of ^{134}Cs and ^{137}Cs in surface seawater in the western and central North Pacific after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, Biogeosciences, Vol. 10, p4287-4295.

Kalac, P., 2001. A review of edible mushroom radioactivity. Food Chemistry, Vol. 75, p29-35.

Kanda, J., 2013. Continuing Cs137 release to the sea from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant through 2012, Biogeosciences, Vol. 10, p6107-6113.

Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A. In. T., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S., Awaji, T., 2011. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster, J. Nuclear Science and Technol., Vol. 48, p1349-1356.

Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., Usui, N., Kamachi, M., 2014. Numerical simulation on the long-term variation of radioactive cesium concentration in the North Pacific due to the Fukushima disaster, J. Environmental Radioactivity, Vol. 136, p64-75.

Kobayashi, T., 2014. Source term and deposition data. ppt file presented at WG10 Meeting, June 3-5 2014, Monaco.

Kobayashi, T., Chino, M., Togawa, O., 2006. Numerical simulations of short-term migration processes of dissolved Cs-137 due to a hypothetical accident of a nuclear submarine in the Japan Sea, J. Nuclear Science and Technol., Vol. 43, No. 5, p569-575.

Kobayashi, T., Nagai, H., Chino, M., 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, J. Nuclear Science and Technology, Vol. 50, p255-264.

Kobayashi, T., Otosaka, S., Togawa, O., Hayashi, K., 2007. Development of a non-conservative radionuclide dispersion model in the ocean and its application to surface Cesium-137 dispersion in the Irish Sea, J. Nuclear Science and Technol., Vol. 44, No. 2, p238-247.

Kolehmainen S.E. 1972. The balances of Cs-137, stable cesium and potassium of bluegill *(Lepomis macrochirus)* and other fish in White Oak Lake, Health Physics, Vol. 23, p301-315.

Koziy, L., Maderich V., Margvelashvili N., Zheleznyak M., 1998. Three-dimensional model of radionuclide dispersion in the estuaries and shelf seas. J. Environmental Modeling and Software, Vol. 13, Nos. 5-6, p413-420.

Krone, R. B., 1962. Flume Studies of the Transport of Sediment in Estuarial Processes, Final Report, Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley

Kryshev, A. I., Ryabov, I. N., 2000. A dynamical model of ^{137}Cs accumulation by fish of different age classes, J. Environ. Radioact., Vol. 50, No. 3, p221-233.

Kryshev, A. I., Sazykina, T. G., 2012. Comparative analysis of does to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination, J. Environ. Radioact., Vol. 108, p9-14.

Kryshev, A., Sazykina, T., 2011. Evaluation of the irradiation dose rate for marine biota in the region of the destroyed Fukushima reactor (Japan), Atomic Energy, Vol. 111, No. 1, p55-60.

Kryshev, I. I., Kryshev, A. I., Sazykina, T. G., 2012. Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March-May 2011., J. Environ. Radioact., Vol. 114, p157-161.

Kryshev, I. I., Sazykina, T. G., 1995. Assessment of radiation doses to aquatic organisms in the Chernobyle contaminated area, J. Environ. Radioact., Vol. 28, No. 1, p91-103.

Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H., Misonoo, J., 2013. Spatiotemporal

distribution of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments, Biogesciences, Vol. 10, p5019-5030.

Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H., Misonoo, J., 2013. Spatiotemporal distribution of Fukushima-derived radionuclides in surface sediments in the waters off Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan, Biogeosciences Discuss., Vol 10, p4819-4850.

Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H., Misonoo, J., 2013. Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments, Biogeosciences, Vol. 10, p5019-5030.

Lai, C., Chen, C., Beardsley, R., Lin, H., Ji., R., Sasaki, J., Lin, J., 2013. Initial spread of Cs137 from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant over the Japam continental shelf: a study using a high-resolution, global-coastal nested ocean model, Biogesciences, Vol. 10, p5439-5449.

Large, W. C., McWilliams, J. C., Doney, S. C., 1994. Oceanic vertical mixing: a review and a model with a nonlocal boundary layer parameterization. Rev. Geophys. 32, 363 - 403.

Large, W.G., Yeager,S.G., 2008. Global climatology of an interannually varying air- sea flux dataset. Clim. Dyn., 2008. http://dx.doi.org/10.1007/s00382 - 008-0443

LaRosag, J. J., Cooper, E. L., Ghods-Esphahani, A. V., Jansta, M. Makarewicz, S. Shawky, N. Vajda. Radiochemicai Methods Used by the IAEA's Laboratories. J. Environ. Radioactivity, 17. 1883-209, 1992.

Larsson, C. M., 2008. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants, J. Environmental Radioactivity, Vol. 99, No. 9, p1354-1370.

Law, F. C. P., Abedini, S., Kennedy, C. J., 1991. A biologically based toxicokinetic model for pyrene in rainbow trout. Toxicol. Appl. Pharmacol. Vol. 110, p390-402.

Lee, S.H., J.S. Oh, J.M Lee, K.B. Lee, T.S. Park, G. Lujaniene, D. Valiulis, J. Sakalys, Distribution characteristics of ^{137}Cs, Pu isotopes and ^{241}Am in soil in Korea Applied Radiation and Isotopes 81, 315-320, 2013.

Lepicard, S., Raffestin, D, Rancillac, F., 1998. POSEIDON: a dispersion

computer code for assessing radiological impacts in European seawater environment, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 75, Nos. 1-4, p 79-83.

Lepicard., S., Heling, R., Maderich, V., 2004. POSEIDON/RODOS models for radiological assessment of marine environment after accidental releases: application to coastal areas of the Baltic, Black and North Seas, J. of Environ. Radioact., Vol. 72, Nos. 1-2, p153-161.

Lyons, M. G., Bradley, S. B., Parker, T. G., 1998. Developments in the Cumbria model and its application to radiological assessment in the Irish Sea, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 75, Nos. 1-4, p91-97.

Mackenzie, J., Nicholson, S., 1987. COLDOS- A computer code for the estimation of collective doses from radioactive releases to the sea, SRD R389.

Madec, G., 2008. NEMO ocean engine-version-3.1, Note de Pole de modelisation No.27, (Institute Pierre-Simon Laplace (IPSL)).

Maderich V., Heling R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jenner H., Koshebutskyy V., Kuschan A., Terletska K., 2008. Development and application of 3D numerical model THREETOX to the prediction of cooling water transport and mixing in the inland and coastal waters. Hydrological Processes, Vol. 22, p1000-1013.

Maderich, V., 2011. Modelling dispersion and transfer of radioactivity in the sea environment, 2011 Activity Report during the visit to KORDI, pp22.

Maderich, V., 2013. Review of radionuclides transport processes and related-modelling, 2nd China-Korea Workshop on "Monitoring and Development of Prediction System of Radionuclides for Nuclear Safety" held at FIO at Qingdao (presentation ppt).

Maderich, V., Bezhenar, R., Heling, R., Jung, K. T., de With, G., Qiao, F., Myoung, J. G., Cho, Y.-K., Qiao, F., Robertson, L., 2014a. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to Fukushima Dai-ichi accident, J. of Environmental Radioactivity, Vol. 131, p4-18.

Maderich, V., Jung, K. T., Bezhenar, R., de With, G., Qiao, F., Casacuberta, N., Masque, P., Kim, Y. H., 2014b. Dispersion and fate of

90Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident, Science of the Total Environment, Vol. 494-495, p261-271.

Maderich, V., Jung, K. T., Brovchenko, I., Kim, K. O., 2017. Migration of radioactivity in multi-fraction sediments, Environ. Fluid Mechanics, Vol. 494-495, p261-271.

Madigan, D., Baumann, Z., Fisher, N., 2012. Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California, Proc. Nat. Acad. Sci., Vol. 109, p9483-9486.

MAFF, 2012. Available at (http://www.jfa.maff.go.jp/inspection/index.html)

Mansinha, L., Smylie, D.E., 1971. The displacement field of inclined faults, Bulletin of the Seismological Society of America, Vol. 61, p1433-1440.

Marchesiello, P., McWilliams, J. C., Shchepetkin, A., 2001. Open boundary conditions for long-term integration of regional oceanic models, Ocean Model., Vol. 3, p1-20.

Margvelashvili N., Maderich V., Yuschenko S., Zheleznyak M., 2002. 3D modelling of the mud and radionuclide transport in Chernobyl cooling pond and Dnieper-Boog Estuary. Fine Sediments Dynamics in the Marine Environment. Proceedings of INTERCOH-2000, ed. J. C. Winterwerp and C. Kranenburg, Elsevier, pp. 595-610

Margvelashvili, N., Maderich, V., Zheleznyak, M., 1997. THREETOX - computer code to simulate three-dimensional dispersion of radionuclides in homogeneous and stratified water bodies, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 73, p177-180.

MARIS (Marine Information System), 2006. Available at: (http://maris.iaea. org/)

Marsaleix, P., Auclair, F., Estournal, C., 2006. Considerations on open boundary conditions for regional and coastal ocean models, J. Atmos. Oceanic. Technol., Vol. 23, p1604-1613. doi:10.1175/JTECH1930.1.

Marsaleix, P., Auclair, F., Estournal, C., 2009. Low-order pressure gradient schemes in sigma coordinate models: The seamount test revisited, Ocean Modell., Vol. 30, p169-177.

Marsaleix, P., Auclair, F., Estournal, C., Nguyen, C., Ulses, C., 2012.

Alternatives to the Robert-Asselin filter, Ocean Modell., Vol. 41, p53-66, doi:10.1016/j.ocemod.2011.11.002.

Masumoto, Y., Sasaki, H., Kagimoto, T., Komori, N., Ishida, A., Sasai, Y., Miyama, T., Motoi, T., Mitsudera, H., Takahashi, K., Sakuma, H., and Yamagata, T., 2004. A Fifty-Year Eddy-Resolving Simulation of the World Ocean - Preliminary Outcomes of OFES (OGCM for the Earth Simulator). J. Earth Simulator, Vol. 1, p35-56.

McCubbin, D., Leonard, K. S., Gurbutt, P. A., Round, G. D., 1998. Predictions of radionuclide dose rates from Sellafield discharge using a compartment model, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 75, p85-90.

McDonald, P., Baxter, M. S., Fowler, S.W., 1993. Distribution of Radionuclides in Mussels, Winkles and Prawns. Part 1. Study of Organisms under Environmental Conditions suing Conventional Radio-analytical Techniques. J. Environ. Radioactivity, Vol. 18, p181-202.

METI (Ministry of Education, Trade and Industry), 2011. Available at http://www.nisa.meti.go.jp/english/files/em20110425-3.html.

MEXT (Japanese Ministry of Education, Culture, Sports, Science and technology, 2013. Environmental radiation database, Data available at http://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top.

MEXT (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology), 2011. Available at www.mext.go.jp/english/incident/.

Min, B. I., Perianez, R., Kim, I. G., Suh, K. S., 2013. Marine dispersion assessment of Cs137 released from Fukushima nuclear accident, Marine Pollution Bulletin, Vol. 72, p22-33.

Mitchell, P. I., Condren, O. M., Leon Vintro, L., McMahon, C. A., 1999. Trends in plutonium, americium and radiocaesium accumulation and long-term bioavailability in the western Irish Sea mud basin. J. Environ. Radioactivity, Vol. 44, p223-251.

Miyazawa, Y., Masumoto, Y., Varlamov, S. M., Miyama, T., 2012. Transport simulation of the radionuclide from the shelf to open ocean around Fukushima, Cont. Shelf Res., Vol. 50-51, p16-29.

MLITT (Ministry of Land, Infrastructure, Transport, and Tourism, 2002. Annual report of river discharges in Japan.

Monte, L., van der Steen, J., Berstrom, U., Galleo Diaz, E., Hakanson, L., Brittain, J. E., 2000. The project MOIRA: a model-based computerised system for management support to identify optimal remedial strategies for restoring radionuclide contaminated aquatic ecosystems and drainage areas, Final Report ENEA RT/AMB/2000/13.

Nagao, S., Kanamori, M., Ochiai, S., Tomihara, S., Fukushi, K., Yamamoto, M., 2013. Export of Cs134 and Cs137 in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011, Biogesciences Discuss., Vol. 10, p2767-2790.

Nagaya, Y., Nakamura, K. 1981. Artificial radionuclides in the western Northwest Pacific (I): ^{90}Sr and ^{137}Cs in the deep waters, J. Oceanogr. Soc. Japan, Vol. 37, p135 - 144.

Nagaya, Y., Nakamura, K., 1987. Artificial radionuclides in the western Northwest Pacific (II): ^{137}Cs and $^{239,240}Pu$ inventories in water and sediment columns observed from 1980 to 1986, J. Oceanogr. Soc. Japan, Vol. 43, p345 - 355.

Nagaya, Y., Nakamura, K., 1992. $^{239,240}Pu$ and ^{137}Cs in the East China Sea and the Yellow Sea, J. Oceanogr., Vol. 48, p23-35.

Nakamura, Y., 1991. Studies on the fishing ground formation of Sakhalin Surf Clam and the hydraulic environment in coastal region, Fukushima suisan shikenjo research report, p1-118, http://www.pref.fukushima.jp/suisan-shiken/houkoku/kenpou/index.htm (in Japanese).

Nakano M., 2006. Simulation of the advection-diffusion-scavenging processes for ^{137}Cs and $^{239,240}Pu$ in the Japan Sea, Radioactivity in the Environment, Vo.l8, p 433-448.

Nakano, 2008. LAMER: Long-term assessment model of radionuclides in the ocean, JAEA-Data/Code 2007-024, JAEA, Tokai (in Japanese with English Abstract).

Nakano, H., Motoi, T., Hirose, K., Aoyama, M., 2010. Analysis of Cs concentration in the Pacific using a Lagrangian approach, J. Geophys. Res., Vol. 115, C06015, doi:10.1029/2009JC005640.

Nakano, M., 2007. Estimation of effective dose from the atmospheric nuclear tests due to the intake of marine products, Health Physics, Vol. 42, No. 4, p329-340 (In japanese with English Abstract and Figure

captions).
Nakano, M., 2011. Japanese simulations of radioactivity concentrations in the sea area (presentation ppt, 2011 Oct 3).
Nakano, M., 2012. Current state of the marine environment in the Pacific Ocean (presentation ppt, 2012 Oct 15).
Nakano, M., Povinec, P. P., 2003a. Oceanic general circulation model for the assessment of the distribution of 137Cs in the world ocean, Deep-Sea Res., Vol. II 50, p2803-2816.
Nakano, M., Povinec, P. P., 2003b. Modelling the distribution of Plutonium in the Pacific Ocean, J. Environ. Radioact., Vol. 69, p85-106.
Nakano, M., Povinec, P. P., 2012. Long-term simulation of the 137Cs dispersion from the Fukushima accident in the world ocean, J. Environ. Radioact., Vol 11, p109-115.
Nassef, M. H., El Mongy,S. A., Diab, A. M. and M.S. EL-Tahawy, 2008. Determination of plutonium isottopes in standard IAEA reference materials by destructive analytical technique, J. Nucl. Radiation Phys, Vol. 3. No. 1, p21-30.
Nevissi, A., Schell, W. R., 1975. Distribution of plutonium and americium in bikini atoll lagoon, Health Phys., 28, 539-547.
Nichols, J. W., McKim, J. M., Andersen, M. E., Gargas, M. L., Clewell, H. J., III, Erickson, R. J., 1990. A physiologically based toxicokinetic model for the uptake and disposition of waterborne organic chemicals in fish, Toxicol. Appl. Pharmacol. Vol. 106, p433 - 447.
Nichols, J. W., McKim, J. M., Lien, G. J., Hoffman, A. D., Bertelsen, S. L., 1991. Physiologically based toxicokinetic modeling of three waterborne chloroethanes in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Toxicol. Appl. Pharmacol. Vol. 110, p374 - 389.
Nichols, J. W., McKim, J. M., Lien, G. J., Hoffman, A. D., Bertelsen, S. L., Gallinat, C. A., 1993. Physiologically-based toxicokinetic modeling of three waterborne chloroethanes in channel catfish, Ictalurus punctatus. Aquat. Toxicol., Vol. 27, p83 - 112.
Nielsen, S. P., 1995. A box model for North-East Atlantic coastal waters compared with radioactive tracers, J. Marine System, Vol. 6, p545-560.
NISA (Nuclear and Industrial Safety Agency, 2011. Regarding the

evaluation of the conditions on reactor cores of units 1,2 and 3 related to the accident at Fukushima Dai-ichi nuclear power station. Tokyo Electric Power Co., Inc. Available at http://www.nisa.meti.go.jp/english/press/201106/en20110615-5.pdf.

Nishihara, K., Yamagishi, I., Yasuda, K., Ishimori, K., Tanaka, K., Kuno, T., Inada, S., Gotoh, Y., 2012. Radionuclide release to stagnant water in Fukushima-1 nuclear power plant, Atomic Energy Soc. Japan, Vol. 11, No. 1, p13-19.

Oikawa, S., Yamamoto, M., 2007. Plutonium concentration and $^{240}Pu/^{239}Pu$ atomic ratio in liver of squid collected in the coastal sea areas of Japan. J. Environ. Radioactivity, Vol. 93, p170-180.

Oikawa, S., Takata, H., Watabe, T., Misonco, J., Kusakabe, M., 2013. Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima and Ibaraki Prefectures, Japan, Biogeosciences, Vol. 10, p5031-5047.

Olbert, A., Hartnett, M., Dabrowski, T., 2010. Assessment of Tc-99 monitoring within the western Irish Sea using a numerical model, Science of the Total Environ., Vol. 408, p3671-3682.

Omar, E. S., Rola, A., Rana, B., Wissam, Z., 2012. Radiation baseline levels in lebanon: environmental survey and public dose assessment, Lebanese Science Journal, Vol. 13, No. 2.

Onishi, Y., Dummuller, D. C., Trent, D. S., 1989. Preliminary testing of turbulence and radionuclide transport modeling in deep ocean environment, PNL-6853, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington.

Onishi, Y., Trent, D. S., 1992. Turbulence modelling for deep ocean radionuclide disposal. Int. J. Numer. Meth. Fluids, Vol. 15, Issue 9, p1059-1071. doi:10.1002/fld.1650150910.

OSPAR, Data and Information Management System, 2017. Data available at http://odims.ospar.org/odims_data_files/

Otosaka, S., Kobayashi, T., 2013. Sedimentatio and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70km south of the Fukushia Dai-ichi nuclear power plant, Environ. Monit. Assess., Vol. 185, p5419-5433. doi:10.1007/s10661-012-2956-7.

Pairaud, I. L., Lyard, F., Auclair, F., Letellier, T., Marsaleix, P., 2008. Dynamics of the semi-diurnal and quarter-diurnal internal tides in the Bay of Biscay, Part I: Barotroic tides, Cont. Shelf Res., Vol. 28, p1294-1315. doi: 10.1016/j.csr.2008.03.004.

Partheniades, E., 1965. Erosion and deposition of cohesive soil, J. Hydr. Div. ASCE, Vol. 91, p.105-139.

Penetreath, R. J., 1980. Nuclear power, man and the environment, Publ. Tayor and Francis, London.

Perianez, R., 1999. Three-dimensional modelling of the tidal dispersion of non-conservative radionuclides in the marine environment. Application to ^{239,240}Pu dispersion in the eastern Irish Sea, J. Marine Systems, Vol. 22, Issue 1, p37-51.

Perianez, R., 2000. Modelling the tidal dispersion of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu in the English Channel, J. Environ. Radioact., Vol 49, p259-277.

Perianez, R., 2008. A modelling study on ^{137}Cs and ^{239,240}Pu behaviour in the Alborian Sea, western Mediterranean, J. Environ. Radioact., Vol. 99, p694-715.

Perianez, R., 2009. Environmental modelling in the Gulf of Cadiz: heavy metal distribution in water and sediments, Science of the Total Environ., Vol. 407, p3392-3406.

Perianez, R., Abril, J. M.,, Leon, G.-L., 1996. Modelling the dispersion of non-conservative radionuclides in tidal waters－Part 1: conceptual and mathematical model, J. Environ. Radioact., Vol. 31, No. 2, p127-141.

Perianez, R., Elliott, A. J., 2002. A particl-tracking method for simulating the dispersion of non-conservative radionuclides in coastal waters, J. Environ. Radioact., Vol. 58, p13-33.

Perianez, R., Reguera, J., 1999. A numerical model to simulate the tidal dispersion of radionuclides in the English Channel, J. Environ. Radioact., Vol. 43, p51-64.

Perianez, R., Suh, K.-S., Min, B.-I., 2012. Local scale marine modelling of Fukushima releases. Assessment of water and sediment contamination and sensitivity to water circulation description, Marine Pollution Bulletin, Vol. 64, p2333-2339.

Perianez, R., Suh, K.-S., Min, B.-I., 2013. Should we measure plutonium

concentrations in marine sediment near Fukushima?, J. Radioanal. Nucl. Chem., Vol. 298, p635-638.

Perianez, R., Suh, K.-S., Min, B.-I., Casacuberta, N., Masque, P., 2013. Numerical modelling of the release of Sr90 from Fukushima to the ocean: an evaluation of the source term, Environmental Science and Technology, Vol. 47, p12305-12313.

Polikarpov, G., 1966. Radioecology of aquatic organi는: the accumulation and biological effect of radioactive substances, Moscow Academy of Sciences, Reinhold Book Division, pp314.

Povinec, P. P., Aarkrog, A., Buessler, K. O., Delfanti, R., Hirose, K., Hong, G. H., Ito, T., Livingston, H. D., Nies, H., Noshkin, V. E., Shima, S., Togawa, O., 2005. Sr90, Cs137 and Pu239,240 concentration surface water time series in the Pacific and Indian Oceans-WOMARS results, J. Environmental Radioactivity, Vol. 81, p63-87.

Povinec, P. P., Aoyama, M., Biddulph, D., Breier, R., Buessler, K., Chang, C. C., Golser, R., Hou, X. L., Jeikovsky, M., Jull, A. J. T., Kaizer, J., Nakano, M., Nies, H., Palcsu, L., Papp, L., Pham, M. K., Steier, P., Zhang, L. Y., 2013. Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters-a comparison of the Fukushima impact with global fallout, Biogeosciences, Vol. 10, p5481-5496, doi:10.5194/bg-10-5481-2013.

Povinec, P. P., Hirose, K., Aoyama, M., 2012. Radiostrontium in the western North Pacific: characteristics, behavior and the Fukushima impact, Environmental Science and Technology, Vol. 46, p10356-10363.

Povinec, P. P., Hirose, K., Aoyama, M., 2013. Fukushima accident: radioactivity impact on the marine environment, Elsevier, pp382.

Povinec, P. P., Hirose, K., Honda, T., Ito, T., Scott, M. E., Togawa, O., 2004. Spatial distribution of 3H, 90Sr, 137Cs and 239,240Pu in surface water of the Pacific and Indian Oceans - GLOMARD database, J. Environ. Radioact., Vol. 76, p113-137.

Povinec, P. P., Livingston, H. D., Shima, S, Aoyama, M., Gastaud, J., Goroncy, I., Hirose, K., Huynh-Ngoc, L., Ikeuchi, Y., Ito, T., Rosa, L. H., Kwang, L. L. W., Lee, S. H., Moriya, H., Mulsow, S., Oregioni, B., Petterson, H., Togawa, O., 2013. IAEA97 expedition to the NW Pacific Ocean - Results of Oceanographic and radionuclide investigation of the

water column, Deep Sea Research II, Vol. 50, p2607-2637.
Povinec, P. P., Nakano, M., 2003. Oceanic general circulation model for the assessment of the distribution of Cs137 in the world ocean, Deep-Sea Research II, Vol. 50, p2803-2816.
Povinec, P. P., Scott, M. E., Osvath, L., Ramadan, H., 2006. Marine information system (MARIS), In: Isotopses in Environmental Studies, Aquatic Forum 2004, IAEA, Vienna, p68-69.
Povinec, P. P., Hirose, K., Honda, T., Ito, T., Scott, E. M., Togawa, O., 2004. Spatial distribution of ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs and $^{239+240}Pu$ in surface waters of the Pacific and Indian Oceans-GLOMARD database. J. Environ. Radioactivity, Vol. 76, p113-137.
Prandle, D., 1984. A modelling study of the mixing of ^{137}Cs in the seas of the European continental shelf. Phil. Trans. Roy. Soc., London, A310, p407-436.
Rand, G. M., 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. CRC Press.
Renaud, P., et al., 1999. Les Retombees en France de l'accident de Tchernobyl, consequences Radioecologiques et Dosimetriques, EDP Sciences, Les Ulis.
Repinc U, Benedik L. ^{90}Sr in Various FOOD and Foodstuffs. INIS Vol. 35, 2004.
Ringhals, 2014a. Release rates of some radionuclides discharged from Ringhals NPP. Data provided by Swedish authority
Ringhals, 2014b. Measurement data for concentration of some radio-nuclides in the marine environment around Ringhals NPP. Data provided by Swedish authority
Rossi, V., Van Sebille, E., Gupta, A. S., Garcon, V., Engalnd, M. H., 2013. Multi-decadal projections of surface and interior pathways of Fukushima Cesium-137 radioactive plume. Deep-Sea Res. I, 37 - 46 (Deep-Sea Res. I80 (2013) p37-46).
Rossi, V., Van Sebille, E., Gupta, A. S., Garcon, V., Engalnd, M. H., 2014. Corrigendum to "Multi-decadal projections of surface and interior pathways of Fukushima Cesium-137 radioactive plume" (Deep-Sea Res. I80(2013) 37-46), Deep-Sea Res. I, p162 - 164.

Rypina, I. I, Jayne S. R, Yoshida S, Macdonal A. M, Douglass E, Buessler K., 2013. Short-term dispersal of Fukushima-derived radionculdies off Japan: Modelling efforts and model-data intercomparison. Biogeosciences Discussion Vol. 10, p1517-1550.

Lee, S. H., Oh, J. S., Lee, K. B., Lee, J. M., Hwang, S. H., Lee, M. K., Kwon, E. H., Kim, C. S., Choi, I. H., Yeo, I. Y., Yoon, J. Y., Im, J. M., 2018. Evaluation of abundance of artificial radionuclides in food products in South Korea and sources, Journal of Environmental Radioactivity. Vol 184-185, p46-52.

Shannon, I. V., Cherry, R. D., 1967. Polonium-210 in marine plankton, Nature 216 (5113), p352-353.

Shchepetkin, A. F., McWilliams, J., 2009. Correction and commentary for 'Ocean forecasting in terrain-following coordinates: formulation and skillassessment of the regional ocean modeling system'by Haidvogel et al. J. Comp. Phys. Vol. 227, p3595 - 3624.

Shestopalov, V. M., Kashparov, V. A., Ivanov, Y. A., 2003. Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1, p39-47.

Simmonds, J. R., Bexon, A. P., lepicard, S., Jones, A. L., Harvey, M. P., Sihra, K., Nielson, S. P., 2002. MARINA II, Report of Working Group D - radiological impact on EU member states of radioactivity in northern European waters, (RP 132), EC. Available at http://europa.eu.int/comm /environment/radprot/#studies.

Simmonds, J. R., Lawson, G., Mayall, A., 1995. Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment, Radiation Protection, Vol. 72, EC Report EUR 15760, EC, Luxembourg.

SKB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. Report TR-10-03, pp495.

Skwarzec, B., Struminska, D. I., Borylo., A., 2001. Bioaccumulation and distribution of plutonium in fish from Gdansk Bay. J. Environ. Radioactivity, Vol. 55, p167-178.

Smagorinsky J., 1963. General circulation experiments with primitive

equations. 1. The basic experiment, Monthly Weather Rev., Vol. 91, p. 99-164

Smetana, P., I Holko, J. Rosmus, 2011. Observing of radioactive Caesium Cs-137 value in beef meat (Czech pied cattle) in less-favoured areas of the Czech Republic, Journal of Microbioolgy, Biotechnology and Food Sciences, Vol. 1, p794-805.

Smith, J. T., Wright, S. M., Cross, M. A., Monte, L., Kudelsky, A. V., Sazen, R., Vakulovsky, S. M., Timms, D. N., 2004. Global analysis of the riverine transport of Sr90 and Cs137, Environmental Science and Technology, Vol. 38, p850-857.

St. Laurent, L. C., Simmons, H. L., J ayne, S. R., 2002. Estimating tidally driven mixing in the deep ocean. Geophys. Res. Lett., Vol. 29, p475 - 501.

Strand, P., Brown, J. E., Woodhead, D. S., Larsson, C. M., 2000. Delivering a system and framework for the protection of the environment from ionising radiation. 10th Int. Congr. IRPA 14-19 May 2000, Hiroshima, Japan. pp.116.

Sugiyama, H., H. Terada,a H. Shibata, Y. Morita, and F. Kato, 2000. Radiocesium Concentrations in Wild Mushrooms and Characteristics of Cesium Accumulation by the Edible Mushroom (Pleurotus ostreatus). J. Health Science, Vol. 46(5), p370-375.

Suh, K. S., Han, M. H., Jung, S. H., Lee, C. W., 2009. Numerical simulation for a long-range dispersion of a pollutant using Chernobyl data, Math. Compu. Model, Vol. 49, p337-343.

Suh, K. S., Jeong, H. J., Kim, E. H., Hwang, W. T., Han, M. H., 2006. Verification of the Lagrangian particle model using the ETEX experiment, Ann. Nucl. Energy, Vol. 33, p1159-1163.

Tateda, Y., 1994. Development of basic model for dynamic prediction of 137Cs concentration in marine organism, Abiko Research Laboratory CRIEPI Report No. 94056, Chiba, p57 (in Japanese).

Tateda, Y., 1997. Basic model for the prediction of 137Cs concentration in the organisms of deturitus food chain, Abiko Research Laboratory CRIEPI Report No. 94056, Chiba, p28 (in Japanese).

Tateda, Y., Nakahara, M., Nakamura, R., 1999. Modeling of 137Cs

concentration change in organism of the Japanese costal food chain, IAEA-SM-354/21P, IAEA, Vienna, p323-324.

Tateda, Y., Tsumune, D., Tsubono, T., 2013. Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model, J. Environ. Radioact., vol. 124, p1-12.

TEPCO (Tokyo Electric Power Company), 2013. Current situation of Fukushima Daiichi and Dini nuclear power station, Data available http://tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/index-e.html

TEPCO, 2011a. Available at (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com /release/)

TEPCO, 2011b. Available at (http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np /f1/index9-e.html/).

TEPCO, 2011c. Available at (http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np /f1/index3-e.html/).

Terada, H., Katata, G., Chino, M., Nagai, H., 2012. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion, J. Environmental Radioactivity, Vol. 112, p141-154.

Thomann, R. V., Shkreli, F., Harrison, S., 1997. A pharmacokinetic model of cadmium in rainbow trout. Environ, Toxicol. Chem. Vol. 16, p2268 - 2274.

Thornton, B., Ohnishi, S., Ura, T., Odano, N., Sasaki, S., Fujita, T., Watanabe, T., Nakata, K., Ono, T., Ambe, D., 2013. Distribution of local 137Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant, Mar Pollut. Bull., Vol. 74, p344-350.

TPX, 2011. Available at (http://www.esr.org/polar_tide_models /Model_ TPX062_load.html).

Tsubono, T., Misumi, K., Tsumune, D., Bryan, F. O., Hirose, K., Aoyama, M., 2016. Evaluation of radioactive cesium impact from atmospheric deposition and direct release fluxes into the North Pacific from the Fukushima Daiichi nuclear power plant, Deep-Sea Res. I, Vol. 115, p10-21.

Tsumune, D., Aoyama, M., Hirose, K., Bryan, F. O., Linsay, K., Danabasoglu, G., 2011. Transport of Cs137 to the Southern Hemisphere in an ocean general circulation model, Progress in Oceanography, Vol. 89, p38-48, doi:10.1016/j.pocean.2010.12.006.

Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Hirose, K., 2012. Distribution of 137Cs from Fukushima Daiichi nuclear power plant simulated numerically by a regional ocean model, J. Environ. Radioact., Vol. 111, p100-108.

Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y., Hayami, H., 2013. One-year, regional-scale simulation of Cs137 radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, Biogesciences, Vol. 10, p5601-5617.

Ukrainian Hydromeerological Institute, 2004. Database of Radiation Measurements of Aquatic Samples, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation), 2000. Exposures of the public from man-made sources of radiation, Sources and Effects of ionizing radiation, New York, United Nations.

UNSCEAR, 2008. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly, with scientific annexes: annex e: effects of ionizing radiation on non-human biota, United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation, United Nations, New York, pp313.

UNSCEAR, 2011. Sources and effects of ionizing radiation. Volume II: effects, scientific annex C, D and E. United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation, sales publications E.11.IX.3, New York, United Nations.

van Rijn, L. C., 1984a. Sediment transport, Part I: Bed load transport, J. Hydr. Eng., Vol. 110, p1431- 1456.

van Rijn, L.C., 1984b. Sediment transport, Part II: Suspended load transport. J. Hydr. Eng., Vol. 110, p1613- 1641

Vives I Batlle, 2016. Dynamic modelling of radionuclide uptake by marine biota: application to the Fukushima nuclear power plant, J. Environ. Radioactivity, Vol. 151, p502-511.

Vives I Batlle, J., Aono, T., Brown, J. E., Hosseini, A., Garnier-Laplace, J., Sazykina, T., Steenhuisen, F., Strand, P., 2014. The impact of the Fukushima nuclear accident on marine biota: Retrospective assessment of the first year and perspectives, Science of the Total Enviroment, Vol. 487, p143-153.

Vives i Batlle, J., Beresford, N. A., Beaugelin-Seiller, K., Bezhenar, R., Brown, J., Cheng, J.-J., Ćujić, M., Dragović, S., Duffa, C., Fiévet, B., Hosseini, A., Jung, K. T., Kamboj, S., Keum, D.-K., Kobayashi, T., Kryshev, A., LePoire, D., Maderich, V., Min, B.-I., Periáñez, R., Sazykina, T., Suh, K.-S., Yu, C., Wang, C., Heling, R., 2016. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. J. of Enviro. Radioact., Vol. 153, p31-50.

Vives i Battle, J., Jones, S. R., Gomez-Ros, J. M., 2004. A methof calculation of does per unit concentration values for aquatic biota, J. Radiological Protection, Vol. 24, p a1-a2.

Wang, J.-J., Wang, C.-J., Lai, S.-Y., & Lin, Y.-M., 1998. Radioactivity concentrations of Cs-137 and K-40 in basidiomycetes collected in Taiwan. Applied Radiation and Isotopes, Vol. 49, p29-34.

Watabe, T., Matsuba, M., Yokosuka, S., 2000. Fate of two important radionuclides in the costal seas of Japan and resultant dose from intake through fishery products, Proc. 10th Int. Cong. of the Radiat. Prot. Assoc., p4-244.

Wilson, R.C., S.J. Watts, J.V. Batle, P. McDonald., 2009. Laboratory and field studies of polonium and plutonium in marine plankton. J. Environ. Radioactivity, Vol. 100, p665-669.

Winiarek, V., Bocquet, M., Saunier, A., Nathieu, A., 2012. Estimation of errors in the inverse modeling of accidental release of atmospheric pollutant: Application to the reconstruction of the cesium-137 and iodine-131 source terms from the Fukushima Daiichi power plant, J. Geophys. Res., Vol. 117, D05122. doi:10.1029/2011JD016932.

Yamada, M., 1997. $^{239+240}$Pu and ^{137}Cs concentrations in salmon (Oncorhynchus keta) collected on the Pacific coast of Japan. J. Radioanal. Nucl. Chem., Vol. 223, p145-148.

Yamada, M., T. Aono, S. Hirano., 1999. $^{239+240}$Pu and ^{137}Cs concentrations in fish, cephalopods, crustaceans, shellfish, and algae collected around the Japanese coast in the early 1990s. J. Environ. Radioactivity, Vol. 239, p131-142.

Yamamoto, M., Takada, T., Nagao, S., Koike, T., Shimada, K., Hoshi, M., Zhumadilow, K., Shima, T., Fukuoka, M., Imanaka, T., Endo, S., Sakaguchi, A., Kimura, S., 2012. An early survey of the radioactive contamination of soil due to the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, with emphasis on plutonium analysis, Geochem. J., Vol. 46, p341-353.

Yankovich T. L., 2003. Towards an improved ability to estimate internal dose to non-human biota: development of conceptual models for reference non-human biota, In: Proceedings of third international symposium on the protection of the environment from ionising radiation (SPEIR3), IAEA, Vienna, p365-368.

Yankovich T., Beresford N., Wood M., Aono T., Anderson P., Barnett C. L., Bennett P., Brown J. E., Fesenko S., Fesenko J., Hosseini A., Howard B. J., Johansen P., Phaneuf M. M., Tagami K., Takata H., Twining J. R., Uchida S., 2010. Whole-body to tissue-specific concentration ratios for use in biota dose assessments for animals. Radiation Environ. Biophysics, Vol. 49, p549-565

Yoshida, S., Muramatsu, Y., & Ogawa, M., 1994. Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. Journal of Enviromental Radioactivity, Vol. 22, p141-154.

Zhang, Y. L., Baptista, A. M., 2008. SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, Ocean Modell., Vol. 21, No.3-4, p71-96.

과학기술부, 방사선 안전규제 기술개발(2002.03)

한국원자력안전기술원, 해양환경방사능조사

주 의

1. 이 보고서는 한국해양과학기술원에서 수행한 주요사업의 연구결과보고서입니다.
2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 한국해양과학기술원에서 수행한 주요사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.
3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개해서는 안됩니다.