**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ**
**ІНСТИТУТ ПРОБЛЕМ МАТЕМАТИЧНИХ МАШИН І СИСТЕМ**

**БЕЖЕНАР РОМАН ВАСИЛЬОВИЧ**

УДК 004.942

# ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ДЛЯ КОМП'ЮТЕРНОЇ ПІДТРИМКИ РІШЕНЬ З РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

05.13.06 – інформаційні технології

Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Київ – 2020

Дисертацією є рукопис
Робота виконана в Інституті проблем математичних машин і систем НАН України

**Науковий консультант** доктор фізико-математичних наук, професор
**Мадерич Володимир Станіславович**,
Інститут проблем математичних машин і систем НАН України,
завідувач відділу математичного моделювання морських та річкових систем

**Офіційні опоненти:** член-кореспондент НАН України, доктор технічних наук, професор
**Трофимчук Олександр Миколайович**,
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України,
директор

доктор технічних наук, професор
**Казимир Володимир Вікторович**,
Чернігівський національний технологічний університет МОН України,
професор кафедри інформаційних та комп'ютерних систем

доктор технічних наук, старший науковий співробітник
**Талерко Микола Миколайович**,
Інститут проблем безпеки атомних електростанцій НАН України,
завідувач відділу радіаційної екології

Захист відбудеться 16 вересня 2020 року о $14^{00}$ годині на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.204.01 в Інституті проблем математичних машин і систем НАН України за адресою: 03187, Київ, проспект Академіка Глушкова, 42

З дисертацією можна ознайомитись у бібліотеці Інституту проблем математичних машин і систем НАН України за адресою: 03187, Київ, проспект Академіка Глушкова, 42

Автореферат розісланий 10 серпня 2020 р.

Вчений секретар
спеціалізованої вченої ради М.Г. Ієвлєв

# ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

**Актуальність теми.** У результаті розвитку технологій людство постійно стикається з забрудненням навколишнього середовища. Це пов'язано як із постійними викидами забруднюючих речовин у процесі нормальної діяльності промислових об'єктів, так і в результаті різноманітних аварій. Причиною таких аварій можуть бути природні явища чи помилки людей, а наслідком у будь-якому разі є потрапляння небезпечних речовин у навколишнє середовище. У роботі М. Вальдичука (Waldichuk, 1989), серед речовин, які забруднюють морське середовище, виділяються нафта і нафтопродукти, синтетичні органічні сполуки вуглеводнів, важкі метали, антропогенні радіонукліди та побутове сміття. У дисертаційній роботі розглядається лише радіоактивне забруднення, маючи на увазі, що основні процеси, характерні для морського середовища, мають схожі властивості для важких металів, радіонуклідів та великої кількості синтетичних органічних і неорганічних хімічних сполук.

При потраплянні радіонуклідів у навколишнє середовище потрібно володіти інформацією про їхню концентрацію для прийняття рішень щодо необхідності застосування заходів для зменшення негативного впливу на людину та довкілля. З цією метою розробляються системи комп'ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки, такі як PC-CREAM, NARAC, RODOS, ARGOS, WSPEEDI, MOIRA-PLUS та інші, що складаються з певної кількості пов'язаних між собою математичних моделей. Такі системи забезпечують необхідною інформацією посадових осіб, що приймають відповідні рішення.

Прийняття рішень, як правило, відбувається на основі даних про рівень забруднення морського середовища, у тому числі морських організмів, які складають частину раціону людини. Радіоактивне забруднення морського середовища приводить до опромінення людини через споживання забруднених морепродуктів та внаслідок безпосереднього контакту з водою чи перебування на узбережжі. Ефективним методом визначення ступеня забруднення морського середовища як в регіональному, так і у глобальному масштабі є математичне моделювання. Для відтворення реальної ситуації чи реалізації деякого сценарію можливого забруднення в моделі повинні братися до уваги основні джерела забруднення та описуватися процеси, що з ним відбуваються: перенос під дією течій, дифузія, взаємодія зі зваженими у воді частинками, донними відкладеннями і морськими організмами, а також розпад під дією різних чинників. Виходячи з мінливості характеристик морського середовища у Світовому океані, різноманітності організмів та кількості забруднюючих речовин у сучасних умовах розвитку промисловості, неможливо описати ці процеси за допомогою моделі з певним набором постійних параметрів через їхню варіативність у природному середовищі. При потраплянні забруднення у прісні водойми вплив на людину може здійснюватися як за рахунок вживання питної води, так і внаслідок споживання продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи.

Після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у рамках проектів Європейського Союзу і за участі Інституту проблем математичних машин і систем НАН України була створена Система ядерного аварійного реагування RODOS (Real-time On-line DecisiOn Support). Вона являє собою сукупність математичних моделей, інтегрованих в межах спільного інтерфейсу, для оцінки наслідків можливих радіаційних аварій, а також планування невідкладних та довготривалих контрзаходів. Після аварії на АЕС Фукусіма-1 стала зрозумілою необхідність включення в систему RODOS моделей для прогнозування довгострокового переносу радіонуклідів у морському середовищі, у тому числі в морських організмах. В існуючих моделях процеси засвоєння забруднення морськими організмами розглядаються у дуже спрощеному вигляді або потребують великої кількості параметрів, які є специфічними для кожної речовини та кожного організму і можуть залежати від властивостей оточуючої води. Крім того, ці моделі до недавнього часу не входили в системи комп'ютерної підтримки рішень, що застосовуються для оцінок наслідків аварій, в результаті яких у навколишнє середовище потрапляють різні шкідливі речовини.

Актуальність роботи полягає у необхідності розвитку систем комп'ютерної підтримки рішень шляхом включення в них моделей засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами, які можна було б застосовувати для різних водних об'єктів і забруднюючих речовин, та оцінок доз для населення від прісноводних і морських шляхів розповсюдження радіонуклідів.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційне дослідження виконувалося в рамках бюджетних тем та фундаментальних досліджень Інституту проблем математичних машин і систем НАН України: "Розробка теоретичних основ побудови нових моделей алгоритмів і розподілених інформаційних технологій підтримки прийняття рішень у системах електронного урядування (Е-СИСТЕМА)", "Методи та моделі створення і інтеграції новітніх інформаційних технологій у системах підтримки прийняття рішень різного призначення (ІНТЕГРАЦІЯ)", "Розробка комплексу математичних моделей для гідрометеорологічних досліджень та інформаційних систем аналізу і прогнозування навколишнього середовища в умовах змін клімату (ГІДРОМЕТЕО)"; проекту Європейської комісії EURANOS "Європейський підхід до ядерного і радіологічного управління при надзвичайних ситуаціях та стратегій відновлення" (2006-2009 рр.); програми МАГАТЕ "Екологічне моделювання для радіаційної безпеки EMRAS II" (2009-2011 рр.); програми МАГАТЕ "Моделювання і дані для оцінок радіологічного впливу MODARIA" (2012-2015 рр.); науково-дослідної роботи молодих вчених НАН України: "Комплекс моделей для систем підтримки прийняття рішень по ліквідації наслідків забруднень у прибережних зонах морів" (2015-2016 рр.); програми МАГАТЕ "Розробка, тестування та гармонізація моделей і даних для оцінок радіологічного впливу MODARIA II" (2016-2019 рр.); спільного проекту Японського товариства з підтримки науки та Державного фонду фундаментальних досліджень України "Перенос радіоактивності між забрудненими донними відкладеннями і морським середовищем після аварій на АЕС Фукусіма і Чорнобильській АЕС" (2016-2017 рр.); дослідницького проекту МАГАТЕ IAEA CRP K41017 "Поведінка та

впливи природних і антропогенних радіонуклідів у морському середовищі та їхнє використання як трасерів для океанографічних досліджень” (2017-2021 рр.); стажування в Науковій лабораторії дослідження навколишнього середовища Центрального дослідницького інституту електроенергетичної промисловості в м. Абіко (Японія) за темою “Моделювання переносу цезію в системі вода – донні відкладення – придонний ланцюжок живлення з використанням комплексу моделей” (9 жовтня – 9 листопада 2018 р.).

**Мета і завдання дослідження.** Основна *мета* дисертаційної роботи полягає у розширенні функціональності інформаційних систем для об’єктів атомної промисловості шляхом включення як нових, так і вдосконалених математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у водному середовищі з використанням обмеженої кількості параметрів та оцінки можливого впливу на людину. Досягнення поставленої мети передбачає вирішення таких *завдань*:

– інтеграція розроблених та удосконалених моделей переносу забруднення водними шляхами в системи комп’ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки;

– адаптація моделі POSEIDON-R до європейських морів з метою їхнього включення в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS;

– розробка модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення в системі ядерного аварійного реагування RODOS;

– розвиток камерної моделі POSEIDON-R шляхом включення в неї параметризації переносу забруднення через донний ланцюжок живлення морських організмів та врахування впливу змін солоності морського середовища (концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію) на інтенсивність засвоєння радіоактивних цезію і стронцію морськими організмами для застосування моделі в розпріснених водоймах;

– розробка нової технології моделювання переносу різних забруднюючих речовин у рибі з врахуванням біологічних особливостей організму, таких як маса і положення в ланцюжку живлення, та характеристик оточуючого середовища;

– застосування моделі POSEIDON-R для відтворення забруднення та поступового очищення Чорного і Балтійського морів у результаті аварії на ЧАЕС і східного узбережжя Японії після аварії на АЕС Фукусіма-1;

– інтеграція моделі забруднення водних екосистем у тривимірну модель переносу THREETOX з метою більш детального відтворення переносу радіонуклідів у морських організмах.

*Об’єктом дослідження* є системи комп’ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки для об’єктів атомної промисловості.

*Предметом дослідження* є технології моделювання процесів переносу забруднюючих речовин у водних екосистемах з метою отримання оцінок їхнього впливу на людину.

**Методи дослідження.** У роботі використовувались сучасні чисельні методи математичного моделювання процесів переносу забруднення у водних системах і в морських організмах, методи аналізу розмірностей, статистичні методи обробки експериментальних даних і результатів моделювання.

**Наукова новизна отриманих результатів** полягає в наступному:

*вперше*

- за допомогою розроблених процедур автоматичної передачі даних між моделями здійснена інтеграція камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS як складової частини ланцюжка моделей, що дозволяє оцінювати радіаційне забруднення морського середовища в результаті аварій на атомних об'єктах, розташованих не лише на морському узбережжі, але й у глибині континенту;
- для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів у морське середовище з атомних об'єктів здійснена інтеграція моделі POSEIDON-R у платформу PREDO;
- розроблений модуль розрахунку доз опромінення, отриманих населенням при споживанні продуктів харчування рослинного і тваринного походження, які були забруднені через прісноводні шляхи переносу радіонуклідів, у системі ядерного аварійного реагування RODOS;
- розроблена нова технологія кінетично-алометричного моделювання засвоєння забруднюючих речовин рибою, в якій враховуються особливості речовин накопичуватися в різних тканинах риби, а також залежності швидкостей засвоєння і виведення забруднення від маси риби;
- здійснена реконструкція радіоактивного забруднення Чорного, Балтійського, Середземного морів, морів північно-західної частини Тихого океану і північно-східної частини Атлантичного океану для періоду з 1945 по 2020 роки за допомогою удосконаленої моделі POSEIDON-R та розраховані відповідні дози опромінення населення від споживання морепродуктів;

*удосконалено*

- камерну модель POSEIDON-R шляхом розробки моделі донного ланцюжка живлення, де вперше враховується перехід забруднення з донних відкладень у морські організми, та параметризації залежності інтенсивності засвоєння радіоактивних цезію і стронцію морськими організмами від концентрації конкуруючих іонів, що значно розширило її можливості та області застосування;

*набула подальшого розвитку*

- тривимірна модель термогідродинаміки і переносу забруднення THREETOX за рахунок внесення технології моделювання забруднення водних екосистем для більш детального відтворення переносу радіоактивного цезію $^{137}Cs$ в морських організмах Тихого океану після аварії на АЕС Фукусіма-1 та для прогнозування наслідків майбутніх аварій.

**Практичне значення отриманих результатів** роботи визначається

1) створенням інструменту для проведення автоматичних розрахунків переносу радіонуклідів у всіх європейських морях в оперативному режимі внаслідок будь-яких радіаційних аварій Європейською системою ядерного аварійного реагування RODOS;

2) використанням моделі переносу радіонуклідів через прісноводні ланцюжки живлення FDMA в системі RODOS, що дозволило враховувати відповідні дози опромінення населення навколо атомних електростанцій України;

3) включенням камерної моделі POSEIDON-R у платформу PREDO, що дало можливість оцінювати дози опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об’єктів Швеції у морське середовище;

4) отриманням у результаті реконструкції радіаційного забруднення європейських морів за допомогою моделі POSEIDON-R набору “еталонних” камер, що можуть розглядатися як оптимальні області для проведення вимірювань концентрацій радіонуклідів у Чорному та інших морях.

Теоретичні і практичні результати дисертаційної роботи використані та впроваджені:

– в Українському гідрометеорологічному центрі ДСНС України у частині розробки модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення;

– в Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України у частині розробки інформаційних технологій моделювання переносу забруднень у морському середовищі;

– на Рівненській АЕС у частині розробки модуля оцінки доз для населення від прісноводних шляхів опромінення внаслідок можливих аварійних викидів радіонуклідів у р. Стир;

– в компанії «Facilia AB» (Швеція) при розробці платформи PREDO для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об’єктів Швеції;

– в Корейському інституті науки та технології океану (KIOST) для оцінки потенційних доз опромінення населення від споживання морепродуктів, забруднених внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1;

– в Технологічному інституті Карлсруе (Німеччина) у частині розробки моделей переносу радіонуклідів у водних екосистемах та їхньої інтеграції в Гідромодуль системи RODOS.

Достовірність наукових положень дисертації забезпечується використанням загальноприйнятих моделей переносу забруднення в морському середовищі; коректною параметризацією процесів, що розглядалися; контрольованою точністю чисельних обчислень; близькістю отриманих у роботі результатів до відповідних даних вимірювань; узгодженістю результатів і отриманих закономірностей з опублікованими в наукових роботах дослідженнями інших авторів.

**Особистий внесок здобувача** полягає в розробці підходів, параметризацій та здійсненні чисельного моделювання, що представлені в роботі, а також участі в інтеграції моделей у системи комп’ютерної підтримки рішень. Зокрема, в роботах здобувача [9], [10], [12], [18] автору належить проведення розрахунків, обробка отриманих результатів, а також їхнє обговорення разом з міжнародною групою співавторів та участь у формулюванні висновків. У роботах [1], [3], [4] автору належить проведення розрахунків та обробка отриманих результатів. У роботах [5], [7], [8], [11], [16], [17], [20], [21] автору належить участь у постановці задачі, підготовка і проведення розрахунків, обробка і аналіз отриманих результатів, їхньому співставленні з даними вимірювань, а також участь в обговоренні та формулюванні висновків. У роботах [2], [13], [15], які пов’язані з інтегруванням моделей в систему RODOS, автору належить внесення необхідних змін у

програмний код моделей, їхнє тестування, проведення розрахунків та аналіз отриманих результатів. У роботі [6] автору належить участь у постановці задачі та аналізі отриманих результатів. У роботі [22] автору належить участь в обговоренні моделювання переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення морських організмів. Доповіді на 13 конференціях, за якими опубліковані тези доповідей, були здійснені особисто автором. У випадку інших 10 публікацій за підсумками конференцій автор приймав активну участь у підготовці доповідей та написанні тез.

Дисертаційна робота виконана здобувачем самостійно. З робіт, які виконані у співавторстві, використано результати, особисто отримані здобувачем.

**Апробація результатів дисертації** відбувалася на наукових семінарах і конференціях в Україні та за її межами. Матеріали різних розділів дисертації доповідались та обговорювались на міжнародних і вітчизняних наукових конференціях, зокрема, на 8 конференціях "Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС" (2007, 2011, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019 рр.), на 4 конференціях Європейської геофізичної спілки (Відень, Австрія, 2013, 2014, 2015, 2018 рр.), на 3 міжнародних конференціях з радіоекології та радіоактивності навколишнього середовища (Берген, Норвегія, 2008 р.; Гамільтон, Канада, 2011 р.; Барселона, Іспанія, 2014 р.), на 2 конференціях Інституту проблем моделювання в енергетиці Г.Є. Пухова НАН України (2006, 2018 рр.), на 2 міжнародних конференціях з біогеохімії рідкісних елементів (Атенс, США, 2013 р.; Фукуока, Японія, 2015 р.), на науково-практичній конференції з міжнародною участю "Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика" (2015 р.), на щорічному з'їзді Північно-Тихоокеанської морської наукової організації (Сан Дієго, США, 2016 р.), на міжнародному конгресі з радіаційного захисту (Кейптаун, Південна Африка, 2016 р.), на міжнародній конференції процесів накопичення в радіоекології (Севілья, Іспанія, 2016 р.).

Робота в цілому доповідалася на розширеному семінарі відділення № 2 ІПММС НАН України. Окремі розділи роботи доповідались на семінарі ради молодих вчених ІПММС НАН України (2017 р.), на семінарах Першого інституту океанографії (FIO), Циндао, КНР (2013-2018 рр.), на семінарах Корейського інституту наук про океан (KIOST), Ансан, Республіка Корея (2012-2017 рр.) та Бусан, Республіка Корея (2018-2019 рр.), на семінарах Університету Фукусіми та Університету Цукуби (Японія, 2018 р.).

**Публікації.** За темою дисертаційної роботи опубліковано 45 наукових праць. Зокрема, 17 статей у виданнях, включених до наукометричних баз Scopus і Web of Science, 5 статей у наукових фахових виданнях ДАК України, з яких дві одноосібні, та 23 роботи у збірниках праць і тез наукових конференцій.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертаційна робота включає вступ, сім основних розділів, висновки, список використаних джерел з 298 найменувань та 7 додатків. Загальний обсяг дисертації становить 418 сторінок, у тому числі 321 сторінка основного тексту 114 рисунків і 29 таблиць.

# ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

**У вступі** розкривається напрям дослідження, обґрунтована важливість і актуальність теми дисертації, викладена мета роботи, відзначена наукова новизна та практичне значення отриманих результатів. Наводяться дані щодо апробації та структури роботи.

**У першому розділі** розглянуті основні існуючі на даний час методи моделювання переносу забруднення у морському середовищі та представлені принципи побудови інформаційних систем для оцінок наслідків витоків радіонуклідів при нормальній експлуатації об’єктів атомної промисловості та систем підтримки прийняття рішень при ядерних аваріях.

Відзначено, що антропогенні радіонукліди потрапляють у навколишнє середовище в результаті запланованих (регулярних) витоків та внаслідок аварійних ситуацій. В обох випадках розробляються інформаційні системи на основі комплексного аналізу даних вимірювань, як, наприклад, у роботі О.М. Трофимчука (Trofymchuk et al., 2015), або з використанням моделей переносу забруднюючих речовин, за допомогою яких здійснюється оцінка впливу таких витоків на навколишнє середовище і на людину. Описано шляхи впливу радіонуклідів на людину у вигляді доз опромінення. Моделі переносу радіонуклідів у атмосфері розвивалися в роботах Р. Дракслера, А. Столя, Л. Робертсона, І.В. Ковальця, М.М. Талерка та ін. Процеси переносу радіонуклідів у морському середовищі методами математичного моделювання досліджувалися в роботах Й. Оніші, Н.Ю. Маргвелашвілі, В.С. Мадерича, М.Й. Железняка, І.О. Бровченка, Р. Періанеса, Дж. Олдріджа, Т. Кобаяші, Д. Цумуне, М. Накано та ін. Наведений короткий опис існуючих комп’ютерних систем для оцінок наслідків регулярних викидів радіонуклідів у навколишнє середовище та систем підтримки прийняття рішень при радіаційних аваріях. Обґрунтована необхідність включення морської складової в дані системи. Більш детально розглянуті принципи, на яких побудована система підтримки прийняття рішень при ядерних аваріях RODOS. Більшість розробок, здійснених у рамках дисертаційної роботи, направлені на розвиток і розширення функціональності даної системи.

Коротко розглянуті моделі різного типу: від найпростіших одновимірних до тривимірних моделей переносу і камерних моделей. Надаються рекомендації для яких випадків їх найкраще застосовувати. Більш детально описуються загальні принципи тривимірного моделювання переносу забруднення в морському середовищі. Відзначено, що забруднюючі речовини, як правило, мають здатність адсорбуватися завислими (зваженими) у воді твердими частинками і донними відкладеннями. Тому модель переносу забруднення повинна враховувати процеси адсорбції/десорбції речовини твердими частинками. У цьому випадку перенос забруднюючої речовини описується двома рівняннями: для розчиненої фази забруднення і адсорбованої твердими частинками. В них розглядається розповсюдження забруднення під дією течій і процесів турбулентної дифузії, а

також враховується взаємодія між обома фазами, за що відповідає останній доданок у кожному рівнянні.

Рівняння для концентрації забруднення в розчиненій фазі має вигляд

$$\begin{aligned}&\frac{\partial C_W}{\partial t}+U\frac{\partial C_W}{\partial x}+V\frac{\partial C_W}{\partial y}+W\frac{\partial C_W}{\partial z}=\\&=\frac{\partial}{\partial z}\left(\nu_t'\frac{\partial C_W}{\partial z}\right)+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_h\frac{\partial C_W}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_h\frac{\partial C_W}{\partial y}\right)-a_{1,2}S_d\left(K_dC_W-C_S\right)\end{aligned}, \tag{1}$$

а концентрація забруднення на зважених у воді частинках описується як

$$\begin{aligned}&\frac{\partial S_dC_S}{\partial t}+U\frac{\partial S_dC_S}{\partial x}+V\frac{\partial S_dC_S}{\partial y}+\left(W-W_g\right)\frac{\partial S_dC_S}{\partial z}=\\&=\frac{\partial}{\partial z}\left(\nu_t'\frac{\partial S_dC_S}{\partial z}\right)+\frac{\partial}{\partial x}\left(A_h\frac{\partial S_dC_S}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(A_h\frac{\partial S_dC_S}{\partial y}\right)+a_{1,2}S_d\left(K_dC_W-C_S\right)\end{aligned}, \tag{2}$$

де $t$ – час, $C_W$ і $C_S$ – концентрація розчиненої у воді забруднюючої речовини і адсорбованої твердими частинками, віддповідно, $U$, $V$, $W$ – проекції вектора швидкості течії на декартові координати $x$, $y$, $z$, відповідно, $A_h$, $\nu_t'$ – коефіцієнти горизонтальної і вертикальної дифузії, відповідно, $S_d$ – концентрація зважених у воді частинок, $W_g$ – швидкість осідання частинок, що залежить від їхнього розміру, $K_d$ – коефіцієнт розподілу забруднення в системі “вода – тверді частинки”, $a_{1,2}$ – кінетичні коефіцієнти, що відповідають за процеси адсорбції/десорбції. У випадку радіоактивного забруднення у праві частини рівнянь (1) і (2) потрібно включити ще доданки $-\lambda C_W$ і $-\lambda C_S S_d$, відповідно, які описують радіоактивний розпад. В них $\lambda$ – коефіцієнт радіоактивного розпаду.

Представлено існуючі камерні моделі, в яких морське середовище розглядається як сукупність камер різного розміру, а всі параметри в межах кожної з них вважаються однорідними. При цьому перенос забрудненням здійснюється за рахунок потоків через границі між сусідніми камерами в результаті течій і дифузійного перемішування. В камерних моделях вважається, що концентрація забруднення на твердих частинках знаходиться в рівновазі з відповідною концентрацією в оточуючій воді. У цьому випадку замість рівнянь (1) і (2) можна записати одне рівняння для загальної концентрації забруднюючої речовини $C_0$ у воді:

$$\frac{\partial C_0}{\partial t}+\vec{\nabla}\left(C_0\vec{U}\right)-W_g\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{K_dS_d}{1+K_dS_d}C_0\right)=\vec{\nabla}\left(\mathbf{v}_T\vec{\nabla}C_0\right), \tag{3}$$

де $\vec{U}$ – вектор швидкості, $\mathbf{v}_T$ – симетричний тензор коефіцієнтів дифузії, які можуть бути різними у горизонтальному і вертикальному напрямках.

При переході до представлення переносу забруднення в рамках камерної моделі адвективний і дифузійний доданки рівняння (3) описуються потоками забруднення між сусідніми камерами, а осідання забруднення, адсорбованого зваженими частинками, – потоками з верхніх шарів води в нижні, а потім і в дно. При цьому перенос забруднення у дні найчастіше реалізується за схемою, в якій донні відкладення представлені трьома вертикальними шарами у кожній камері.

Наводяться приклади сучасних тривимірних моделей циркуляції, які можна використовувати для отримання швидкостей, необхідних для моделювання переносу забруднення. Окрема увага приділена тривимірній моделі гідродинаміки і переносу забруднюючих речовин THREETOX, у розробці якої брав участь автор дисертаційної роботи. Вказано, що порівняння результатів моделювання з доступними даними вимірювань є необхідним етапом перевірки правильності роботи будь-якої моделі, що відзначається, зокрема, в монографії В.В. Литвинова (Литвинов и др., 2013).

Здійснено огляд основних підходів до моделювання засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та сучасних моделей, в яких вони реалізовані. Окреслені області застосування кожного підходу, а також їхні переваги і недоліки. Відмічена необхідність розробки узагальненої моделі засвоєння забруднюючих речовин морськими організмами та їхнього переносу по трофічних ланцюжках живлення, яка повинна ефективно відтворювати забруднення організмів у випадку аварійних і регулярних витоків різних речовин у морське середовище.

Накопичення радіонуклідів у морських організмах спостерігалося ще в середині XX століття, зокрема в роботах Г.Г. Полікарпова. Відтоді розуміння процесів, які відповідають за засвоєння радіоактивності морськими організмами, поступово покращувалося, у тому числі за рахунок розвитку відповідних математичних моделей. Найпростішим методом оцінки концентрації радіонукліда в морському організмі є використання концентраційного фактору (рівноважний підхід). Основою даного методу є припущення, що концентрація активності в організмі $C_{org}$ є пропорційною до відповідної концентрації в оточуючій його воді $C_w$:

$$C_{org} = CF \cdot C_w \,, \tag{4}$$

де $CF$ – концентраційний фактор, який характеризує здатність організму засвоювати певну речовину. Вимогою для правильного визначення концентраційного фактору є умова рівноваги в системі “вода-організм”, а також відсутність джерел забруднення поблизу точки вимірювання. Перевагою застосування рівноважного підходу є можливість моментального визначення концентрації забруднюючої речовини в морському організмі, маючи лише значення концентрації цієї речовини у воді і величину $CF$. Але при цьому потрібно бути впевненим у значенні концентраційного фактору, а також у тому, що забруднення всіх компонентів морського середовища знаходиться в рівновазі. Набір актуальних значень $CF$ для досить великої кількості радіонуклідів періодично публікується в технічних звітах Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ).

При аварійному витоці забруднення відбувається швидка зміна концентрації забруднюючої речовини у воді, тоді як її засвоєння і виведення морськими організмами, як правило, займає деякий час за рахунок процесів метаболізму. В цьому випадку найчастіше використовують динамічні моделі, в яких засвоєння забруднюючої речовини морським організмом описується рівнянням

$$\frac{dC_{org}}{dt} = A_f K_f C_f + B_w K_w C_w - K_{0.5} C_{org}, \quad (5)$$

де $A_f$ і $B_w$ – коефіцієнти засвоєння речовини з їжі і води, відповідно, $C_f$ – концентрація забруднення в їжі, $K_f$ і $K_w$ – величина споживання їжі та кількість води, що фільтрується організмом, за одиницю часу на одиницю маси організму, відповідно, $K_{0.5}$ – швидкість виведення забруднення, яку часто виражають через період біологічного напіввиведення речовини з організму $T_{0.5}$: $K_{0.5} = \ln 2 / T_{0.5}$.

Рівняння (5) характерне лише для речовин, які однорідно накопичуються в організмі. Якщо ж накопичення відбувається неоднорідно, застосовуються певні наближення і спрощення, які дозволяють отримати прийнятні результати для певних речовин. Наприклад, у роботі Дж. Вівеса і Батле (Vives і Batlle et al., 2008) вводиться поняття “швидкої” і “повільної” взаємодії організму з морським середовищем, а в роботі Р. Хелінга (Heling et al., 2002) у рамках моделі BURN розглядаються лише органи чи тканини з максимальною концентрацією забруднення. Дані підходи потребують додаткової кількості емпіричних параметрів, які найчастіше потрібно визначати експериментальним шляхом окремо для кожної забруднюючої речовини.

У морському середовищі всі організми беруть участь у взаємовідношеннях “хижак-жертва”, формуючи ланцюжки живлення. Відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі до концентрації цієї речовини в його їжі має назву коефіцієнта трофічного переносу *TTF*. При *TTF* > 1 спостерігається накопичення забруднюючої речовини в ланцюжку живлення (біопідсилення), а при *TTF* < 1 – навпаки, концентрація забруднення в організмах знижується від нижчих ланок ланцюжка живлення до вищих. У більшості існуючих моделей переносу забруднення по ланцюжках живлення розглядається лише пелагічний ланцюжок живлення. Модель, в якій враховується перенос радіонуклідів і в донному ланцюжку живлення, представлена в роботі Ю. Татеди (Tateda et al., 2013), але в ній не враховується засвоєння забруднення з органічної фракції донних відкладень. Детальніше описана динамічна модель переносу радіонуклідів по ланцюжку живлення морських організмів BURN, яка буде застосовуватись у наступних розділах роботи у складі камерної моделі POSEIDON-R. Особливістю моделі є те, що для риби рівняння (5) описує накопичення і виведення радіонукліда лише в тканині з максимальною концентрацією (м’язах, кістках, шлунку або органах), а вмістом активності в інших тканинах – нехтується.

Для складних організмів існує більш загальний метод розрахунку концентрації радіонуклідів та інших забруднюючих речовин – фармако-кінетичне моделювання. В основу моделей даного типу закладається перенос забруднення між

різними органами через кров. Як правило, в них риба розглядається як сукупність кількох відділень, таких як кров, тканини накопичення (м'язи та кістки), зябра, шлунок, нирки, печінка і травний канал. Розподіл забруднення між органами встановлюється в залежності від значень параметрів, які описують обмін забруднюючої речовини між кров'ю і кожним органом. Ці параметри можуть суттєво відрізнятися для кожної речовини. Крім того, вони є чутливими до будь-яких змін умов оточуючого середовища. Тобто, даний метод можна застосовувати лише для прогнозування засвоєння рибою тих речовин, для яких були визначені параметри моделі за аналогічних умов оточуючого середовища.

Коротко описана алометрична теорія, згідно з якою швидкість метаболічних процесів в організмі залежить від його маси. За умови досягненням мінімуму енергетичних втрат при розподіленні поживних речовин, метаболічні процеси в організмі залежать від його маси в степені ¾, що доводиться в роботі Дж. Веста (West et al., 1997). У кількох моделях переносу $^{137}$Cs в морських організмах враховується дана залежність лише для величини $T_{0.5}$.

**Другий розділ** роботи присвячений новій кінетично-алометричній моделі неоднорідного засвоєння забруднення рибою, в якій враховується внесок різних тканин у загальну концентрацію забруднення в рибі. У ній використовуються такі припущення: 1) організм риби розглядається як сукупність комірок, у кожній з яких забруднення розподілене рівномірно; 2) усі комірки розподіляються на три групи тканин: м'язи, кістки і органи, які відрізняються між собою швидкістю обмінних процесів; 3) забруднення, що потрапляє в організм із води через зябра та з їжі через травну систему, розподіляється між тканинами відповідно до їхніх властивостей; 4) виведення забруднення з кожної тканини відбувається з різною швидкістю і визначається обмінними процесами, характерними для цих тканин; 5) швидкості засвоєння і виведення забруднення організмом залежать від маси риби, згідно з алометричною теорією.

Таким чином, концентрація забруднення в рибі визначається в результаті розв'язку системи трьох рівнянь, кожне з яких описує накопичення забруднення в окремій тканині (кістках $C_{bone}$, м'язах $C_{muscle}$ і органах $C_{organ}$):

$$\begin{cases} \dfrac{dC_{bone}}{dt} = a_b K_f C_f + b_b K_w C_w - K_{0.5(b)} C_{bone} \\ \dfrac{dC_{muscle}}{dt} = a_m K_f C_f + b_m K_w C_w - K_{0.5(m)} C_{muscle} \\ \dfrac{dC_{organ}}{dt} = a_o K_f C_f + b_o K_w C_w - K_{0.5(o)} C_{organ} \end{cases}, \qquad (6)$$

де $a_i$ та $b_i$ – коефіцієнти ефективності засвоєння забруднюючих речовин з їжі та з води, відповідно, для кісток ($i = b$), м'язів ($i = m$) та органів ($i = o$). Аналогічно, в кожному рівнянні системи використовуються різні швидкості виведення забруднення з відповідної тканини $K_{0.5(i)}$.

У моделі враховується залежність значень параметрів, які відповідають за метаболізм риби від її маси $M$, згідно з алометричною теорією. Зокрема, величина

споживання їжі і кількість відфільтрованої через зябра води за одиницю часу на одиницю маси риби має вигляд

$$K_f = \alpha_f M^{-1/4}, \qquad K_w = \alpha_w M^{-1/4}. \tag{7}$$

Аналогічне співвідношення записується для швидкості виведення забруднення з кожної тканини організму $K_{0.5}$ та біологічного часу напіввиведення $T_{0.5}$, згідно з роботами А. Хендрікса (Hendriks, 2007) та Н. Бересфорда (Beresford et al., 2016):

$$K_{0.5(i)} = \alpha_i M^{-1/4}, \qquad T_{0.5(i)} = \frac{\ln 2}{\alpha_i} M^{1/4}, \tag{8}$$

де $\alpha_f$, $\alpha_w$ і $\alpha_i$ – алометричні сталі, які були визначені в дисертаційній роботі на основі знайдених у літературі експериментальних даних. У табл. 1 представлені значення параметрів моделі, отриманих із використанням відповідних алометричних співвідношень.

Таблиця 1 – Параметри кінетично-алометричної моделі для риби різної маси

| $M$, кг | $K_f$, кг/(кг·д) | $K_w$, м$^3$/(кг·д) | $T_{0.5}$ (органи), д | $T_{0.5}$ (м'язи), д | $T_{0.5}$ (кістки), д |
|---|---|---|---|---|---|
| 0,0002 | 0,1 | 0,67 | 3 | 12 | 82 |
| 0,006 | 0,043 | 0,29 | 7 | 28 | 193 |
| 0,2 | 0,018 | 0,12 | 17 | 66 | 464 |
| 4 | 0,0085 | 0,057 | 36 | 140 | 980 |

Співвідношення для коефіцієнтів $a_i$ та $b_i$ були виведені з основних рівнянь моделі (6) в умовах рівноваги між концентраціями забруднення у воді і в рибі та в припущенні, що забруднення, яке потрапляє в організм, розподіляється між тканинами незалежно від того, як воно туди потрапило (з водою чи з їжею):

$$a_i = A_f \frac{\alpha_i}{CR_i \sum_{i=1}^{3} \frac{\mu_i \alpha_i}{CR_i}}, \qquad \frac{b_i}{B_w} = \frac{a_i}{A_f}, \tag{9}$$

де $CR_i$ – відношення концентрації забруднюючої речовини в організмі риби до її концентрації в $i$-тій тканині, $\mu_i$ – масова частка $i$-тої тканини. Для знаходження числових значень коефіцієнтів $a_i$ та $b_i$ використовуються значення параметрів $A_f$, $B_w$, $CR_i$ і $\mu_i$, які є відомими для багатьох радіонуклідів із публікацій С. Пуі (Pouil et al., 2018), Т. Янковіч (Yankovich, 2003; Yankovich et al., 2010), Ю. Татеди (Tateda et al., 2013).

Аналізуючи співвідношення (9), зроблено висновок, що величина ефективності засвоєння забруднюючих речовин кожною тканиною залежить лише

від типу цієї речовини і не залежить від маси риби. Це є новим результатом, отриманим на основі введених у моделі припущень і спрощень. Також отримано, що концентрація забруднення в організмі в рівноважних умовах може змінюватися лише при зміні його раціону. Аналогічним чином знайдене співвідношення для коефіцієнта трофічного переносу, який характеризує зміну концентрації забруднення в системі хижак – жертва. Показано, що лише цезій серед 9 розглянутих металів, для яких відомі необхідні для моделювання параметри, має властивість накопичуватись у ланцюжку живлення. Для інших елементів спостерігається зниження концентрації активності в ланцюжку живлення, що узгоджується з результатами досліджень інших авторів.

Проведено аналіз внеску кожної тканини в загальну концентрацію забруднення в рибі для радіонуклідів, які переважно накопичуються в різних тканинах. Показано, що у випадку, коли забруднююча речовина накопичується переважно в м’язовій тканині, саме ця тканина відіграє домінуючу роль, а вмістом активності в інших тканинах можна нехтувати. Процес засвоєння забруднення, що накопичується переважно в кістковій тканині, відбувається дуже повільно. Характерний час накопичення такого забруднення становить близько одного року. Якщо забруднююча речовина накопичується переважно в органах, то їхній внесок у загальну концентрацію забруднення в рибі порівняний із внеском м’язової тканини. Це пов’язано з тим, що масова частка органів, в яких спостерігається висока концентрація забруднення, значно менша, ніж масова частка м’язів. Тому навіть низька концентрація забруднення в м’язовій тканині дає значний внесок у загальну концентрацію забруднюючої речовини в організмі.

Представлено порівняння розрахованих концентрацій радіонуклідів із даними відповідних лабораторних експериментів, описаних у різних роботах. Зокрема, в експерименті, описаному в роботі Т. Метьюз (Mathews et al., 2008), відбувалося засвоєння радіоактивних ізотопів $^{57}$Co, $^{54}$Mn і $^{134}$Cs мальками доради (*Sparus auratus*) середньою масою 0,2 г з води протягом 22 днів. У аналогічному експерименті в роботі Р. Джефрі (Jeffree et al., 2006) досліджувалося засвоєння цих радіонуклідів калканом (*Psetta maxima*), що є різновидом камбали, масою 6,7±1,4 г протягом 14 днів. При застосуванні розробленої кінетично-алометричної моделі для відтворення засвоєння згаданих радіонуклідів рибою використовувалися значення параметрів, що є характерними для маси риби в кожному експерименті (табл. 1). Розрахована концентрація трьох радіонуклідів у рибі загалом узгоджується з вимірами (рис. 1). Це свідчить, що розроблену модель можна застосовувати як для риби різної маси, так і для опису процесу засвоєння радіонуклідів, біологічні властивості яких накопичуватися в організмі риби можуть бути різними.

Схожим чином був відтворений експеримент, описаний у роботі Ж.П. Бодіна (Baudin et al., 2000), по засвоєнню радіоактивних $^{60}$Co, $^{54}$Mn і $^{137}$Cs особинами молодої форелі (*Oncorhynchus mykiss*) масою 11,3±1,2 г з їжі протягом фази засвоєння та затуханню їхньої концентрації в організмі у фазі виведення. У цьому випадку також було отримане добре узгодження розрахованих концентрацій радіонуклідів у рибі з виміряними.

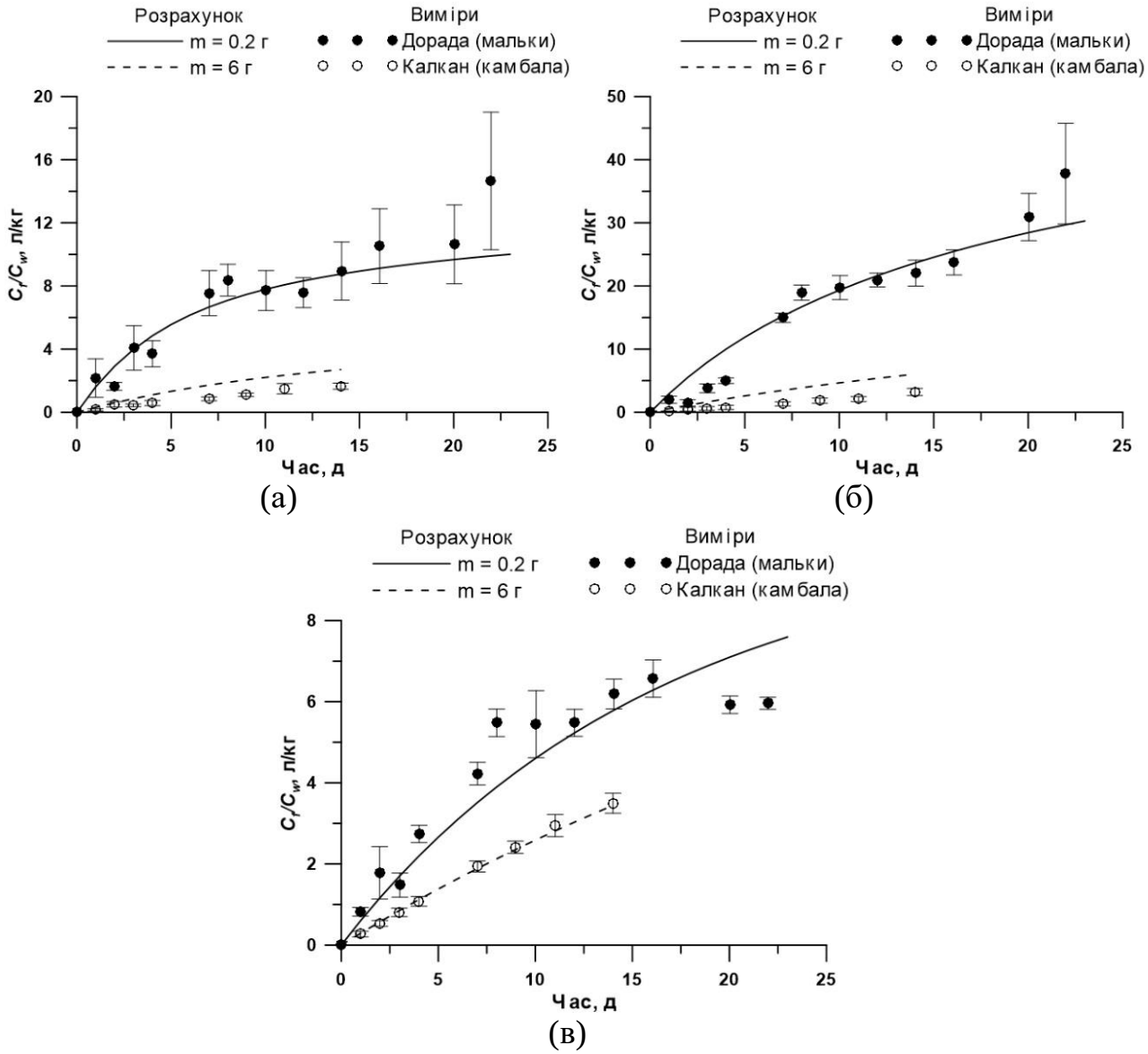


Рисунок 1 – Розраховані відношення концентрацій $^{57}Co$ (а), $^{54}Mn$ (б) і $^{134}Cs$ (в) у рибі до відповідних концентрацій у воді (лінії на графіках) та ці ж відношення, отримані в експериментах (точки з довірчими інтервалами), для мальків доради і калкану

**У третьому розділі** наводиться детальний опис камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі POSEIDON-R, а також розглядаються її нові властивості, які були розроблені в даній дисертаційній роботі. Модель POSEIDON-R описує морське середовище як систему камер різного розміру. Кожна з камер моделі може містити будь-яку кількість вертикальних шарів води, забезпечуючи, таким чином, тривимірність системи. Також вважається, що у воді існує постійна концентрація зважених частинок. Забруднення, що потрапило у воду, переноситься між камерами за допомогою течій і процесів турбулентної дифузії та переходить у донні відкладення в результаті сорбції зваженими у воді частинками, які з часом осідають на дно, та в результаті молекулярної дифузії між водою і дном. Перенос радіоактивності в донних відкладеннях розглядається лише у вертикальному напрямку. При цьому кожна камера включає три шари донних відкладень.

Рівняння моделі POSEIDON-R отримуються в результаті інтегрування тривимірних рівнянь переносу радіонукліда (3) у воді і донних відкладеннях. Таким чином, у кожній камері маємо рівняння

– для водних шарів:

$$\frac{\partial C_{0ik}}{\partial t} = \sum_m \sum_j \left[ \frac{F_{jimk}}{V_{0ik}} C_{0\,jm} - \frac{F_{ijkm}}{V_{0\,jm}} C_{0ik} \right] + \gamma_{0ik} C_{0(i+1)k} - (\gamma_{1ik} + \lambda) C_{0ik} + \frac{L_{t,k}}{h_{1k}} \gamma_{2k} C_{1k} + Q_{sik},; \qquad (10)$$

– для верхнього шару донних відкладень:

$$\frac{\partial C_{1k}}{\partial t} = -(\gamma_{2k} + \gamma_{3k} + \lambda) C_{1k} + \frac{h_{1k}}{L_{t,k}} \gamma_{1k} C_{01k} + \frac{L_{m,k}}{L_{t,k}} \gamma_{4k} C_{2k},; \qquad (11)$$

– для середнього шару донних відкладень:

$$\frac{\partial C_{2k}}{\partial t} = -(\gamma_{4k} + \gamma_{5k} + \lambda) C_{2k} + \frac{L_{t,k}}{L_{m,k}} \gamma_{3k} C_{1k}. \qquad (12)$$

Тут $C_{0ik}$ – концентрація радіонукліда в шарі води $i$ камери $k$ ($i$ = 1 відноситься до придонного шару води), $C_{1k}$ і $C_{2k}$ – об’ємна концентрація радіонукліда у верхньому та середньому шарах донних відкладень камери $k$, відповідно, $\lambda$ – стала радіоактивного розпаду, $F_{ijkm}$ – потоки води з шару $i$ камери $k$ в шар $j$ камери $m$, $V_{0ik}$ і $h_{ik}$ – об’єм і товщина $i$-того шару води в камері $k$, відповідно, $L_{t,k}$ і $L_{m,k}$ – товщини верхнього і середнього шару донних відкладень в камері $k$, відповідно, $Q_{sik}$ – точкове джерело радіоактивності в $i$-тому шарі води камери $k$, $\gamma_{0ik}$… $\gamma_{5k}$ – коефіцієнти вертикального переносу радіоактивності для камери $k$, пов’язані з осіданням твердих частинок, їхньою ресуспензією, а також процесами дифузії і біотурбації у донних відкладеннях. При цьому вперше серед камерних моделей був врахованих потік активності з верхнього шару донних відкладень у воду, що виникає при ресуспензії, пропорційний до придонних швидкостей у мілких камерах [17].

Показано, що крім пелагічного ланцюжка живлення, який розглядається в інших моделях, потрібно також описувати донний ланцюжка живлення (рис. 2) для опису переходу забруднення з донних відкладень у морські організми [11]. Його початковою ланкою є органічна фракція донних відкладень, що перебуває в рівновазі з неорганічною, з пропорційним розподілом забруднення між ними. Саме органічну фракцію донних відкладень споживають донні безхребетні організми, засвоюючи, таким чином, забруднення із дна. Придонна риба харчується як донними безхребетними організмами, так і органічною фракцією донних відкладень. До раціону донних хижаків входять різні типи безхребетних організмів та придонні риби. Також в моделі розглядаються прибережні хижаки як тип, що харчується пелагічними і донними організмами в прибережній області. Така класифікація була розроблена з метою опису якомога більшої кількості видів риб, що відрізняються між собою раціоном і положенням в ланцюжку живлення.

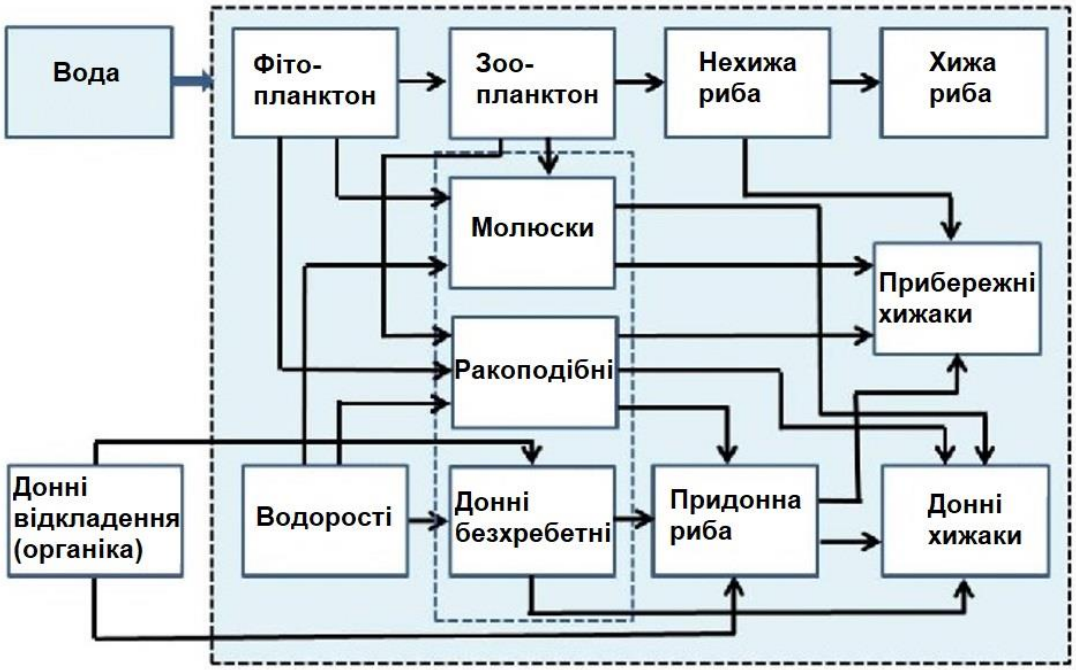


Рисунок 2 – Схематичне зображення ланцюжків живлення [11] у моделі POSEIDON-R. Стрілками показано напрямки переносу радіонуклідів між організмами за рахунок їхнього споживання один одним

Через швидкий метаболізм фітопланктону концентрація радіонуклідів у ньому $C_{ph}$ розраховується з використанням концентраційного фактору, згідно з даними МАГАТЕ, що відповідає моментальному засвоєнню радіонукліда фітопланктоном і встановленню рівноважної концентрації з певним коефіцієнтом відносно води, різним для кожного радіонукліда:

$$C_{ph} = CF_{ph} \cdot C_W , \tag{13}$$

де $CF_{ph}$ – концентраційний фактор фітопланктону.

При розрахунку концентрації активності у водоростях $C_{alg}$, які засвоюють радіонукліди виключно з води, часом затримки радіонукліда в рослині вже не можна нехтувати. Тому для водоростей використовується рівняння, що описує засвоєння радіонукліда з води і виведення його за рахунок біологічного оновлення клітин:

$$\frac{dC_{alg}}{dt} = \left(CF_{alg} \cdot C_w - C_{alg}\right) \cdot \frac{\ln 2}{T_{0.5(alg)}} , \tag{14}$$

де $CF_{alg}$ – концентраційний фактор водоростей, $T_{0.5(alg)}$ – біологічний час напіввиведення радіонуклідів із рослини.

Концентрація активності в інших організмах, крім риби, описується диференційним рівнянням (5), що відповідає за однорідний розподіл забруднення. Значення необхідних параметрів були отримані з публікацій Дж. Вівеса і Батле

(Vives і Batlle et al., 2007), Ю. Татеди (Tateda et al., 2013), К. Івати (Iwata et al., 2013), Т. Сотоме (Sohtome et al., 2014). Для риби, в загальному випадку, застосовується нова кінетично-алометрична модель засвоєння забруднення. Але у випадку радіонуклідів, які рівномірно накопичуються в організмі (наприклад, ізотопів цезію $^{134,137}Cs$), можливе застосування спрощеного підходу з використанням рівняння (5), в якому біологічний час напіввиведення радіонукліда з організму $T_{0.5}$ відноситься до м'язової тканини. Раціон морських організмів може складатися з $n$ різних типів їжі. У цьому випадку концентрація радіонукліда в їжі $C_f$ розраховується за допомогою сумування:

$$C_f = \sum_{i=0}^{n} C_{prey,i} P_{prey,i} \frac{drw_{pred}}{drw_{prey,i}}, \tag{15}$$

де $C_{prey,i}$ – концентрація радіонукліда в їжі типу $i$, $P_{prey,i}$ – частка їжі типу $i$ в раціоні, $drw_{pred}$ – частка сухої маси в організмі хижака, $drw_{prey}$ – частка сухої маси в організмі жертви. Індекс "0" відноситься до органічної фракції донних відкладень.

У морському середовищі засвоєння деяких радіонуклідів живими організмами зменшується за рахунок присутності конкуруючих іонів. Для радіоактивного цезію конкуруючим є іон калію $K^+$, а для стронцію – іон кальцію $Ca^{2+}$ через схожість хімічних властивостей між даними елементами. У моделі це реалізовано [1] за допомогою зміни концентраційного фактору фітопланктону і водоростей при засвоєнні ними ізотопів цезію, а також через зміну коефіцієнта засвоєння радіонукліда з води для ізотопів стронцію. З цією метою вводиться залежність даних параметрів від солоності води, яка і визначає вміст іонів калію і кальцію. Такий підхід дозволяє враховувати збільшення інтенсивності засвоєння даних радіонуклідів у розпрісненій воді, де спостерігається низька концентрація конкуруючих іонів.

Усі процеси в моделі POSEIDON-R описуються звичайними диференційними рівняннями першого порядку, які можна записати у векторно-матричному вигляді:

$$\frac{d\mathbf{C}}{dt} = A\mathbf{C} + \mathbf{Q}_{re}, \tag{16}$$

де $\mathbf{C}$ – вектор концентрацій, $A$ – матриця коефіцієнтів, яка включає значення потоків води між камерами, параметри ланцюжків живлення та ін., $\mathbf{Q_{re}}$ – вектор джерела радіоактивності. При ступінчастій зміні з часом джерела радіоактивності можна застосовувати матрично-експоненційний метод, описаний у роботі Б. Паттена (Patten, 1971), який дає точний розв'язок системи рівнянь (16). Перевагою даного методу є те, що в ньому відсутні похибки, пов'язані з апроксимацією диференційних рівнянь системою лінійних рівнянь за певною схемою, як це зазвичай буває при чисельному розв'язку диференційних рівнянь. Точність розв'язку в цьому випадку визначається користувачем за рахунок переривання нескінченного числового ряду, який виникає при представленні

матричної експоненти рядом Тейлора. Часовий крок при чисельному розв'язку рівняння (16) обмежується лише проміжками, на яких величина $\mathbf{Q_{re}}$ не змінюється, що є важливим при довгостроковому моделюванні.

У моделі POSEIDON-R, крім стандартної дози за рахунок споживання забруднених морепродуктів, було додано можливість розраховувати дозу внутрішнього опромінення в результаті вдихання розпиленої в повітрі морської води, а також оцінювати дози зовнішнього опромінення в результаті перебування на пляжі, плавання у човні та безпосереднього перебування у воді.

Для застосування моделі POSEIDON-R у системі RODOS необхідно мати вже готову область для моделювання, інтегровану в систему, що описується набором камер із визначеними характеристиками і потоками води між ними, які б відтворювали реальну систему течій у регіоні. В системі RODOS, за результатами дисертаційної роботи, можна проводити розрахунки в 6-ти областях (рис. 3), для яких налаштована модель POSEIDON-R: Чорне, Балтійське, Середземне моря, моря північно-східної частини Атлантичного океану, моря північно-західної частини Тихого океану та Південно-Китайське море. Адаптація моделі до кожної області, а також порівняння результатів розрахунків із даними відповідних вимірювань, які свідчать про правильність налаштування і застосування моделі, детально описані в розділах 4, 5 і 6 дисертаційної роботи.

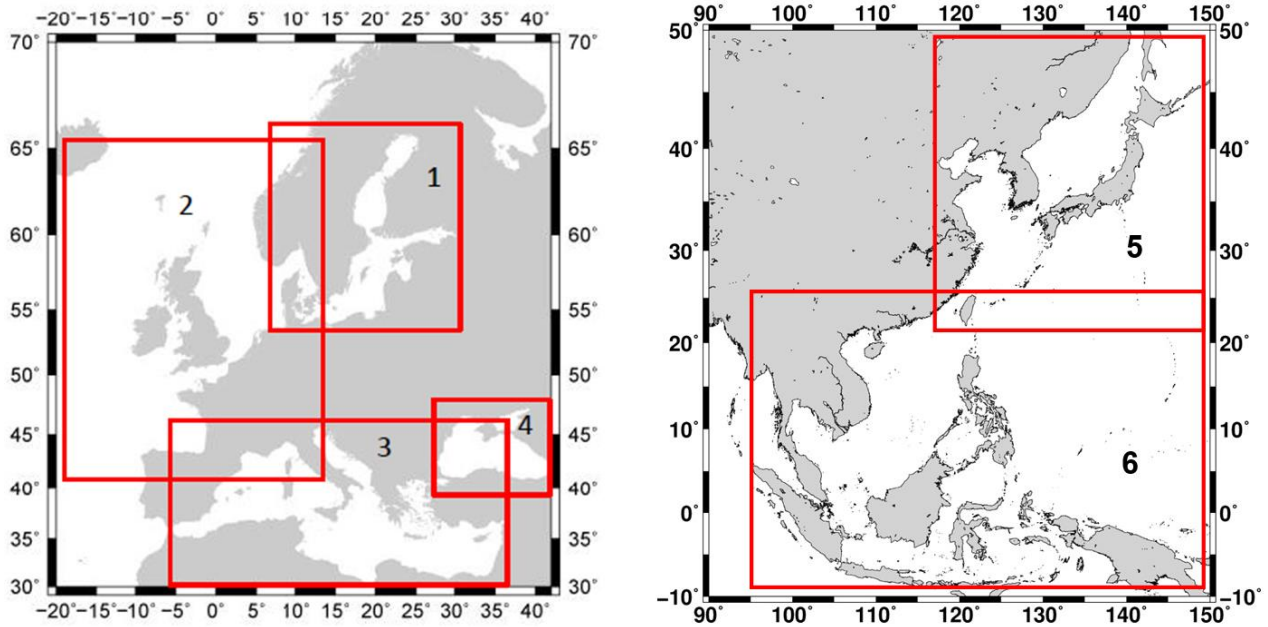


Рисунок 3 – шість областей Світового океану, для яких була адаптована камерна модель POSEIDON-R у системі RODOS

**Четвертий розділ** роботи присвячено довгостроковому моделюванню забруднення Чорного моря радіоактивними $^{137}$Cs і $^{90}$Sr із використанням камерної моделі POSEIDON-R. Оскільки Чорне море зв'язане з Середземним, для них була створена загальна система камер (рис. 4), яка дозволяє розраховувати потоки радіоактивності між цими морями. Об'єм і середня глибина кожної камери розраховувались на основі даних про глибини, що використовуються в розрахунках

Європейської моделі океану NEMO, які знаходяться у вільному доступі Служби моніторингу морського середовища (CMEMS – Copernicus Marine Environment Monitoring Service) за посиланням http://marine.copernicus.eu/. Глибокі області були поділені на вертикальні шари для кращого описання вертикального і горизонтального переносу активності. Кількість вертикальних шарів у товщі води кожної камери залежить від її глибини. Потоки води між камерами були розраховані методом усереднення за 10 років тривимірних течій, отриманих чисельною моделлю NEMO з використанням даних реаналізу. Враховувалися також потоки води з основних річок, обмін водою з Азовським морем та з Атлантичним океаном.

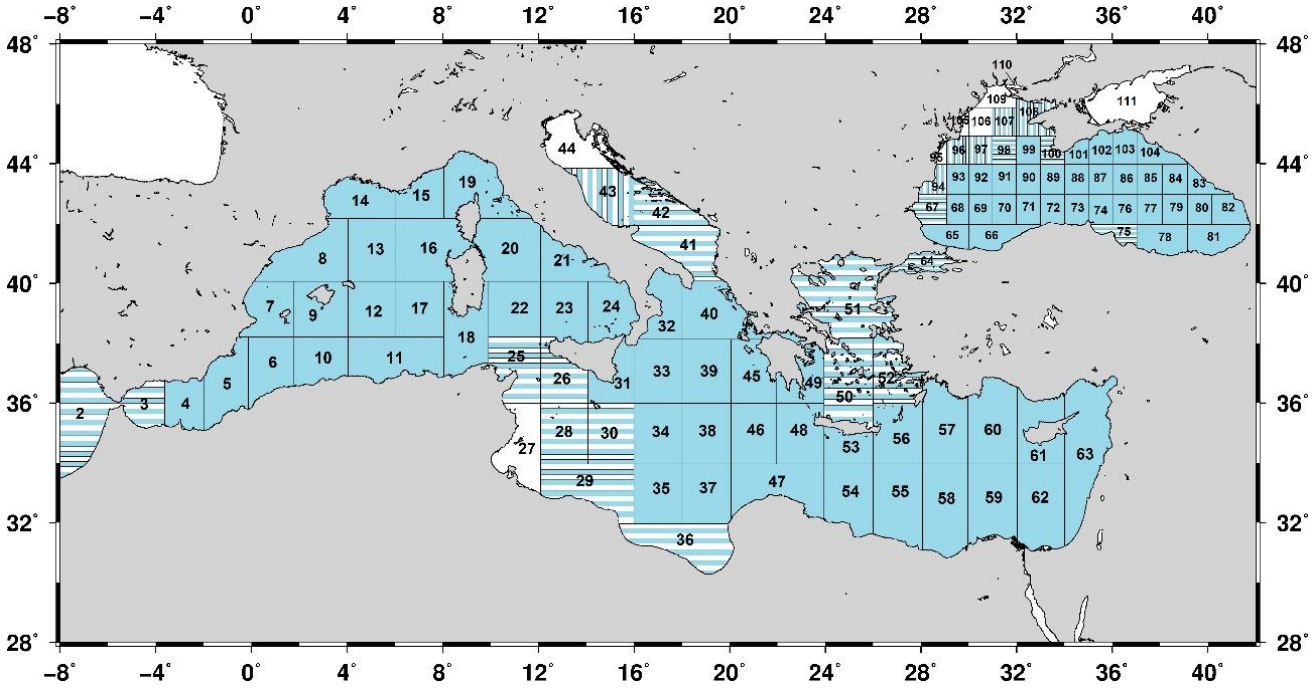


Рисунок 4 – Система камер Чорного і Середземного морів [21]. Темним кольором позначені глибоководні камери, що описують товщу води за допомогою 4 вертикальних шарів. Камери із трьома і двома вертикальними шарами позначені горизонтальними і вертикальними лініями, відповідно. Мілководні камери, які не розділяються по вертикалі, позначені білим кольором

Моделювання розповсюдження $^{137}Cs$ у морському середовищі Чорного моря проводилося для періоду 1945-2020 років [19]. Серед джерел радіоактивного забруднення розглядалися глобальне випадіння радіонуклідів у результаті випробувань атомної зброї, атмосферне випадіння після аварії на ЧАЕС та стік радіоактивності з водою основних річок, що знаходяться в басейні Чорного моря. Результати розрахунків порівнювалися з вимірами, які проводилися дослідниками з різних країн у різні періоди часу. Як показали результати моделювання, розраховані концентрації $^{137}Cs$ узгоджуються з виміряними для води, донних відкладень і морських організмів у різних камерах Чорного моря. Наприклад, коефіцієнт кореляції розрахованих і виміряних концентрацій $^{137}Cs$ для поверхневого шару води в усіх камерах Чорного моря за весь розрахунковий період становить 0,91.

На рис. 5 зображені профілі розрахованої концентрації $^{137}Cs$ у різні моменти часу в камері 69. Узгодження результатів моделювання з вимірами концентрації

радіонукліда в різних шарах води свідчить, що модель правильно відтворює процеси вертикального перемішування в Чорному морі. Видно, що забруднення дуже повільно проникає у глибинні шари Чорного моря. Навіть через 20 років після аварії на ЧАЕС концентрація $^{137}Cs$ біля дна становила близько 1 Бк м$^{-3}$ при поверхневій концентрації близько 20 Бк м$^{-3}$.

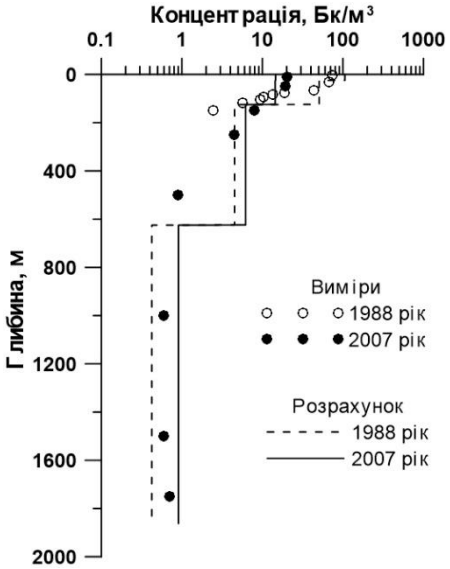


Рисунок 5 – Порівняння розрахованих концентрацій $^{137}Cs$ з вимірами у вертикальному профілі (камера 69) у різні моменти часу [19, 21]

Показано, що параметризація залежності засвоєння $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ морськими організмами від солоності (концентрації конкуруючих іонів калію $K^+$ і кальцію $Ca^{2+}$, відповідно) дозволяє отримати краще узгодження результатів моделювання з вимірами як для нехижих, так і для хижих видів риби у Дніпро-Бузькому лимані, в якому спостерігається досить низька солоність $S = 3$. З іншого боку, розпріснення морської води до солоності $S = 18$, яка характерна для основної частини Чорного моря, порівняно з океанською солоністю $S = 33$, не має значного впливу на засвоєння даних радіонуклідів морськими організмами.

Аналогічно моделювалося розповсюдження $^{90}Sr$ у Чорному морі. Показано, що добре узгодження розрахованих концентрацій $^{90}Sr$ з вимірами у воді в різних камерах досягається у випадку, якщо значення атмосферного випадіння внаслідок аварії на ЧАЕС становило близько 900 ТБк. Ця величина втричі більша, ніж оцінки, здійснені в попередніх дослідженнях, що може свідчити про необхідність їхнього перегляду. В роботі здійснені оцінки вмісту $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ у Чорному морі на основі результатів моделювання. Показано, що вміст даних радіонуклідів у донних відкладеннях не перевищує 3% його вмісту у воді, що пов’язано з дуже повільним проникненням забруднення у глибинні шари Чорного моря з наступним осіданням на дно. Розрахований вміст $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ у поверхневому 100-метровому шарі Чорного моря при заданих джерелах цих радіонуклідів узгоджується з оцінками, здійсненими на основі вимірювань. Показано, що найбільший внесок у зниження радіоактивного забруднення поверхневого шару Чорного моря дають проникнення радіонуклідів у глибинні шари моря та радіоактивний розпад.

**У п’ятому розділі** представлені результати моделювання переносу радіоактивного забруднення в морському середовищі європейських морів. При цьому в кожному випадку описуються специфічні процеси, які не розглядаються в існуючих моделях. Основним джерелом радіоактивного забруднення Середземного моря, згідно з результатами моделювання, було глобальне атмосферне випадіння в результаті випробувань атомної зброї. Лише в невеликій частині Середземного моря,

а саме в Адріатичному і Егейському морях, максимум концентрації $^{137}Cs$ у воді спостерігався після випадіння в результаті аварії на ЧАЕС. Також показано, що внаслідок вертикального перемішування концентрація радіонукліда у 2000-х роках стала практично однорідною по вертикалі в різних частинах Середземного моря, на відміну від Чорного моря, в якому все ще спостерігається значна неоднорідність (рис. 5). Порівняння розрахованих концентрацій $^{137}Cs$ у донних відкладеннях і морських організмах з існуючими даними вимірювань показало добре узгодження між ними [21], хоча цих даних є небагато, що пояснюється досить незначним радіоактивним забрудненням Середземного моря.

Для моделювання довгострокового переносу $^{137}Cs$ у Балтійському морі була створена нова система камер (рис. 6), поєднана з існуючою системою для північно-східної частини Атлантичного океану. В ній камери, глибиною понад 60 м, діляться на два вертикальні шари (поверхневий і придонний) для кращого опису процесів, пов'язаних зі стратифікацією моря. Обмін водою між камерами розраховувався на основі усереднених за 10 років течій, отриманих 3-вимірною моделлю SMHI Шведського гідрометеорологічного інституту. Також враховувався притік річкової води для того, щоб отримати правильний баланс води в Балтійському морі та потік радіоактивності з водою річок.

Згідно з оцінками Гельсінської комісії (HELCOM), у Балтійське море потрапило 1800 ТБк $^{137}Cs$ у результаті глобального випадіння від випробувань атомної зброї, 250 ТБк із збагачувальних заводів Селлафілд (Англія) і Ла Хаг (Франція), 4700 ТБк внаслідок атмосферного переносу і випадіння після аварії на ЧАЕС та 300 ТБк з водою річок.

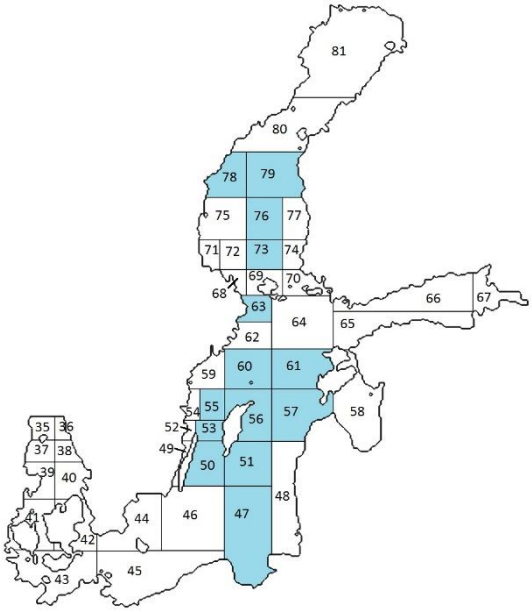


Рисунок 6 – Система камер для Балтійського моря [11, 16]. Затемнені камери мають два вертикальні шари у воді

Отримані результати розрахунків концентрації $^{137}Cs$ у воді, донних відкладеннях і морських організмах порівнювалися з вимірами в різних областях Балтійського моря [11]. Для проведення порівняння виміри були усереднені по роках і згруповані по областях, що відповідають камерам моделі. Через велику кількість даних вимірювань порівняння проводилось практично для кожної камери. У всіх випадках було отримане добре узгодження. При цьому зроблено висновок, що забруднення нехижої пелагічної риби після аварії на ЧАЕС змінюється слідом за його змінами в поверхневому шарі води з аналогічним значенням коефіцієнта експоненційного затухання (0,08 $р^{-1}$). У той же час, зміни концентрації $^{137}Cs$ у придонній рибі

корелюють з відповідними змінами в донних відкладеннях зі схожим значенням коефіцієнта експоненційного затухання, що становить 0,06 $р^{-1}$ [16]. Важливим було врахування залежності інтенсивності засвоєння $^{137}Cs$ морськими організмами від солоності (наявності конкуруючих іонів калію), адже в північних областях Балтійського моря спостерігається суттєве розпріснення морської води за рахунок притоку великої кількості річкової води.

Здійснювалося тривимірне моделювання переносу $^{137}Cs$ у Балтійському морі після аварії на ЧАЕС з використанням моделі THREETOX [9]. Для цього була побудована розрахункова сітка з роздільною здатністю в проміжку 3,0÷4,5 км і 20-ма вертикальними рівнями. Розрахунок проводився з початку 1986 року до кінця 1990 року. Розраховані концентрації $^{137}Cs$ у воді в різних частинах Балтійського моря, отримані в результаті застосування тривимірної моделі переносу THREETOX і камерної моделі POSEIDON-R, порівнювалися між собою та з даними вимірювань. В основному отримане добре узгодження, а іноді значення розрахованих різними моделями концентрацій радіонукліда були практично ідентичними. Обидві моделі дають дуже схожі оцінки швидкості зменшення концентрації $^{137}Cs$ у результаті розведення за рахунок перемішування з менш забрудненою водою, проникнення в глибинні шари і осідання на дно, а також змін загального вмісту радіоактивності у воді і донних відкладеннях для різних частин моря. Це означає, що у деяких випадках застосування камерної моделі є достатнім для відтворення чи прогнозування забруднення морського середовища, особливо при необхідності отримати довгострокові оцінки змін забруднення в масштабах цілого моря.

Система камер для північно-східної частини Атлантичного океану включає 103 регіональні камери, які охоплюють Північне море, Ірландське море, Кельтське море, Біскайську затоку, Англійський канал і прилеглі області Атлантичного океану. Ірландське море, згідно з роботою С. Шармассон (Charmasson et al., 2014), все ще залишається одним з найбільш забруднених морів у світі за рахунок витоку радіонуклідів із заводу по збагаченню ядерного палива Селлафілд (Англія), який досягнув свого максимуму в 70-х роках XX століття. Високі концентрації забруднення у воді призводять до його накопичення в донних відкладеннях. У результаті, після зниження концентрації $^{137}Cs$ у воді, починаючи з 90-х років, забруднення з донних відкладень починає повертатися у воду за рахунок процесів дифузії та ресуспензії донних відкладень. Згідно з результатами моделювання, це призводить до підвищення концентрації радіонукліда в воді у два рази порівняно з випадком, коли процес ресуспензії не враховується (рис. 7). Саме врахування потоку радіонуклідів із дна у воду в результаті ресуспензії [17] дозволив отримати узгодження розрахованих концентрацій $^{137}Cs$ з виміряними для води і донних відкладень (рис. 7).

Загалом для кожної з описаних областей було отримане добре узгодження розрахованих концентрацій $^{137}Cs$ у воді, донних відкладеннях і морських організмах із даними відповідних вимірювань за весь період моделювання, про що свідчать значення середньогеометричних відношень розрахованих концентрацій до виміряних (GM) та середньогеометричних відхилень (GSD), які представлені в таблиці 2. Це означає, що модель POSEIDON-R правильно відтворює перенос

радіоактивного забруднення в різних компонентах морського середовища і може застосовуватись у розглянутих областях для прогнозування наслідків потенційних аварій у рамках Європейської системи ядерного аварійного реагування RODOS.

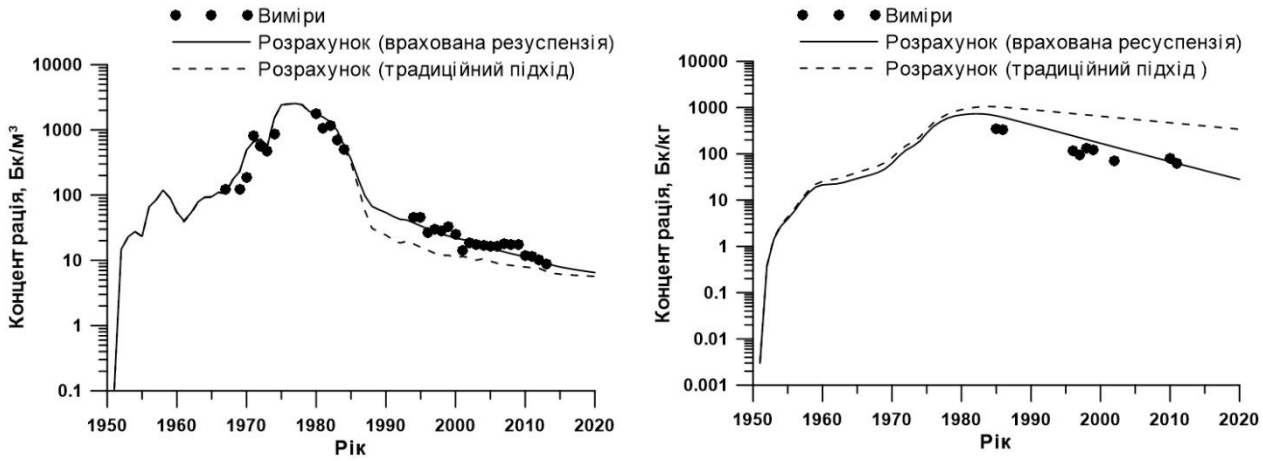


Рисунок 7 – Порівняння розрахованих і виміряних концентрацій $^{137}Cs$ у воді (зліва) і в донних відкладеннях (справа) в одній з камер Ірландського моря [17]

Таблиця 2 – Статистичні співвідношення між розрахованими в моделі POSEIDON-R і виміряними концентраціями $^{137}Cs$ для всього періоду моделювання

| | Чорне море | | Балтійське море | | Середземне море | | Пн.-сх. Атлантика | | Узбережжя Японії | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | GM | GSD | GM | GSD | GM | GSD | GM | GSD | GM | GSD |
| Вода | 1,07 | 1,34 | 0,89 | 1,42 | 1,11 | 1,59 | 0,99 | 1,85 | 1,16 | 2,05 |
| Донні відкладення | 0,99 | 1,49 | 0,86 | 2,17 | 1,18 | 1,89 | 1,4 | 1,5 | 0,96 | 2,35 |
| Нехижа риба | 1,06 | 1,47 | 0,91 | 1,32 | 1,28 | 2,26 | 1,2 | 1,32 | 2,6 | 3,63 |
| Хижа риба | 1,12 | 1,92 | - | - | - | - | 1,34 | 1,66 | - | - |
| Придонна риба | - | - | 0,92 | 1,67 | - | - | 1,27 | 1,41 | 0,68 | 2,17 |
| Донні хижаки | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,77 | 2,22 |
| Прибережні хижаки | 1,27 | 1,73 | 0,91 | 1,37 | - | - | 1,19 | 1,25 | 0,85 | 2,46 |

Були здійснені оцінки індивідуальних доз опромінення від споживання морепродуктів на основі розрахованих моделлю POSEIDON-R концентрацій $^{137}Cs$ в європейських морях. Показано, що у всіх морях, які розглядалися, за винятком Ірландського, розраховані дози завжди були далекими від допустимого рівня опромінення населення від антропогенних радіонуклідів, що становить 1 мЗв/рік. В Ірландському морі протягом 1975-1979 років індивідувальні дози опромінення критичної групи людей з максимальною долею морепродуктів в їхньому раціоні могли перевищити цей рівень.

**Шостий розділ** присвячений моделюванню розповсюдження $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ у результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 на фоні існуючого забруднення північно-західної частини Тихого океану. З цією метою була створена система 175 камер для Жовтого, Східно-Китайського і Японського морів, а також східного узбережжя Японії. Об'єм і середня глибина кожної камери розраховувалась на основі даних про глибини з Регіональної моделі океану ROMS. Глибокі області були поділені на три вертикальні шари. Обмін водою між камерами розраховувався за допомогою усереднення за 10 років течій, отриманих цією ж моделлю. Також враховувався притік води з основних річок регіону.

Розрахунки проводилися з 1945 року, що дозволило отримати фонові концентрації радіонуклідів на момент аварії [7, 8]. Основним джерелом $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ у північно-західній частині Тихого океану до аварії на АЕС Фукусіма-1 було атмосферне випадіння від випробувань атомної зброї. В моделі це задавалося як безпосереднє випадіння на кожну камеру, а також як потоки радіоактивності через границі розрахункової області за рахунок переносу течіями великої кількості радіонуклідів після випробувань на Маршалових островах у центральній частині Тихого океану. В результаті було отримане добре узгодження розрахованих концентрацій кожного радіонукліда у воді, донних відкладеннях і морських організмах у різних камерах розрахункової області з вимірами, доступними в базі даних MARiS та в різних наукових публікаціях. Зокрема, коефіцієнти кореляції для періоду з 1960 по 2005 роки між розрахованими і виміряними концентраціями в поверхневому шарі води становлять 0,925 для $^{137}Cs$ і 0,958 для $^{90}Sr$.

Для відтворення забруднення морського середовища в результаті аварії на АЕС Фукусіма-1 у моделі використовувалися джерела $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ відповідно до існуючих оцінок. Отримане узгодження результатів моделювання з вимірами для води, донних відкладень і морських організмів опосередковано підтверджує ці оцінки. Зокрема, прямий витік $^{137}Cs$ у морське середовище під час аварії становив 3,5 ПБк, а в результаті атмосферного випадіння на поверхню Тихого океану потрапило близько 10 ПБк $^{137}Cs$. Оцінки витоку $^{90}Sr$ знаходилися в межах від 40 ТБк до 1 ПБк через недостатню кількість даних вимірювань. Згідно з результатами моделювання, найкраще узгодження розрахованих концентрацій $^{90}Sr$ для всіх компонентів морського середовища з вимірами було отримане у випадку, якщо прямий витік становив 160 ТБк, що може бути уточненням існуючих оцінок.

Розраховані концентрації $^{137}Cs$ у різних компонентах морського середовища порівнювалися з відповідними вимірами для області навколо АЕС Фукусіма-1, в якій лінійні розміри камер змінювалися від 30 до 60 км. Оскільки для області поблизу джерела забруднення характерний високий градієнт концентрації радіонукліда, таке застосування камерної моделі POSEIDON-R показує її здатність відтворювати процеси міграції забруднення в морському середовищі, включаючи ланцюжки живлення морських організмів, з високою роздільною здатністю. Загалом отримане добре узгодження розрахованих концентрацій $^{137}Cs$ у воді, донних відкладеннях, придонній рибі, донних хижаках і прибережних хижаках для камер, в яких проводилося порівняння [16]. Певні відмінності в максимумах між розрахованою і виміряною концентраціями радіонукліда спостерігаються для

нехижої пелагічної риби (табл. 2), яка порівнювалася з вимірами в японській ставриді (*Trachurus japonicas*). Вони пояснюються сезонною міграцією даного виду риби, яка не враховується в моделі.

Варто відмітити, що розвиток біологічної складової в камерній моделі POSEIDON-R був обумовлений неможливістю описати зміни концентрації забруднення морських організмів внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1 у рамках існуючих на той час підходів. Зокрема, приблизно через два роки після аварії, коли концентрація розчинених у воді радіонуклідів суттєва знизилась за рахунок інтенсивного розведення у великій кількості океанської води, забруднені донні відкладення почали відігравати роль основного джерела активності для донних організмів. Це призвело до відмінностей між концентраціями $^{137}$Cs у пелагічних і придонних організмах, що стало поштовхом для розробки донного ланцюжка живлення в моделі POSEIDON-R. Проте це не вирішило проблему отримання занижених концентрацій стронцію в рибі у порівнянні з даними вимірювань. Лише застосування нової кінетично-алометричній моделі, в якій враховується накопичення забруднення в різних тканинах риби, дозволило отримати добре узгодження розрахованих і виміряних концентрацій $^{90}$Sr у рибі (рис. 8).

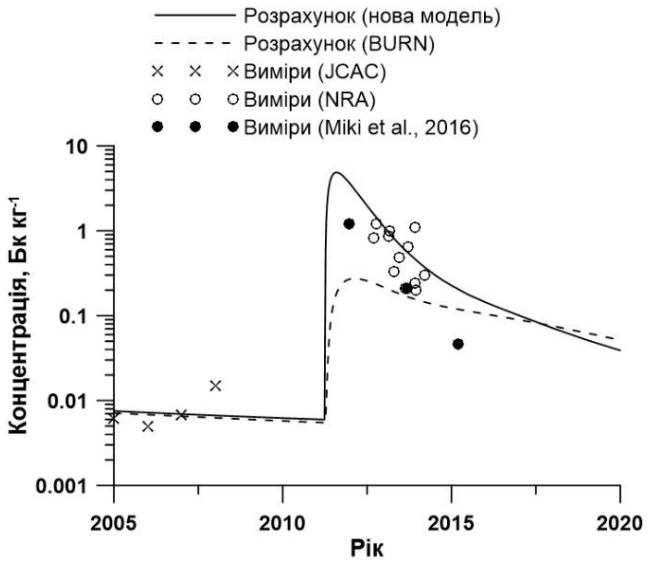


Рисунок 8 – Порівняння розрахованої концентрації $^{90}$Sr у хижій рибі з вимірами у прибережній камері навколо АЕС Фукусіма-1 [14]

Оскільки більша частина вимірювань $^{90}$Sr проводилася в невеликій прибережній області навколо АЕС Фукусіма-1, була створена додаткова прибережна камера розміром 4x4 км і глибиною 18 м для опису розповсюдження радіонукліда в цій області. Розраховані концентрації $^{90}$Sr у прибережній камері узгоджуються з вимірами для води, донних відкладень та пелагічної хижої риби при заданому значенні аварійного витоку радіонукліда величиною 160 ТБк. На рис. 8 показано, що у випадку $^{90}$Sr важливим є врахування накопичення радіонукліда в різних тканинах риби [14]. Адже застосування моделі BURN, в якій враховується лише накопичення радіонукліда в кістках, де спостерігається його максимальна концентрація, призводить до отримання занижених концентрацій $^{90}$Sr у рибі [8].

Розраховані індивідуальні дози від різних джерел опромінення (споживання морепродуктів, плавання у воді та на плавних засобах, перебування на пляжі, вдихання розпилених крапель води на узбережжі) від $^{137}$Cs були на 2-3 порядки більшими, ніж від $^{90}$Sr, для 2011 року, коли концентрація радіонуклідів у морському середовищі була максимальною. Серед шляхів опромінення домінуючою була доза від споживання морепродуктів. Загальна індивідуальна доза опромінення для 15-км

області навколо АЕС Фукусіма-1 у 2011 році, розрахована за допомогою моделі POSEIDON-R, становила близько 1,5 мЗв, що всього лише в півтора рази перевищує допустимий рівень опромінення населення антропогенними радіонуклідами за нормативами МАГАТЕ. Для 100-км області навколо АЕС Фукусіма-1 дози внутрішнього опромінення від споживання морепродуктів у 2011 році становили 3,6 мкЗв, що є близькими до доз, які були отримані в 1957 році під час максимальних концентрацій радіонуклідів біля берегів Японії в результаті випробувань атомної зброї. Також були розраховані колективні дози опромінення населення Японії на основі статистичних даних вилову морських організмів (рис. 9). Показано, що аварія на АЕС Фукусіма-1 могла призвести до підвищення колективної дози для жителів Японії за рахунок споживання морепродуктів приблизно в 9 разів у порівнянні з доаварійними значеннями [7].

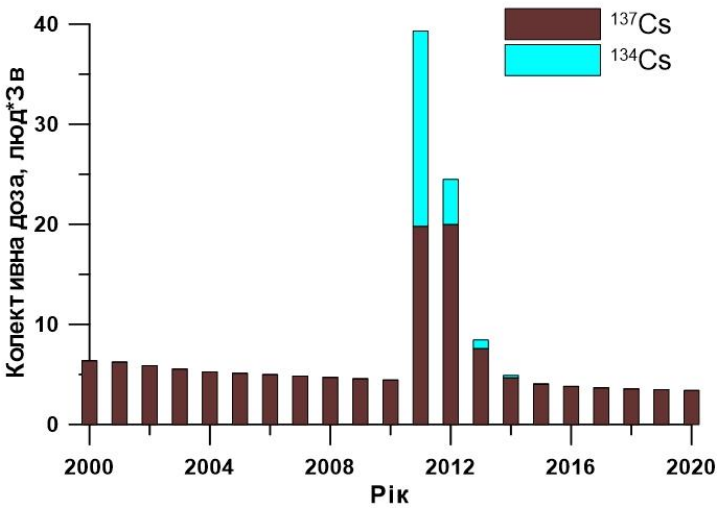


Рисунок 9 – Колективні дози опромінення населення Японії за рахунок споживання морепродуктів для радіонуклідів $^{134}Cs$ і $^{137}Cs$ на основі результатів моделювання [7]

Завдяки інтенсивним течіям, швидкості очищення морського середовища вздовж узбережжя Японії після аварії на АЕС Фукусіма-1 були в десятки разів вищими по відношенню до Чорного і Балтійського морів, забруднених у результаті аварії на ЧАЕС [16]. Швидкості затухання забруднення в нехижій рибі були близькими до відповідних швидкостей зниження концентрації $^{137}Cs$ у поверхневому шарі води в усіх трьох морських середовищах. Відповідно, очищення придонної риби відбувалося схожим чином, як затухання концентрації $^{137}Cs$ у донних відкладеннях. Тобто, спільною рисою для трьох розглянутих морських об’єктів є залежність швидкості очищення морських організмів насамперед від змін концентрації забруднення в їхньому раціоні.

Найпростіший ланцюжок живлення, що включає 4 організми: фітопланктон, зоопланктон, нехижу і хижу рибу, був інтегрований у тривимірну модель переносу THREETOX, що дозволило отримати детальні карти радіоактивного забруднення морських організмів протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1 [18]. Результати розрахунків наочно показують шляхи поширення забруднення в Тихому океані, а також області з підвищеними концентраціями $^{137}Cs$ у рибі. Зокрема, можна сказати, що приблизно через 2 роки після аварії концентрація $^{137}Cs$ у нехижій рибі перестала перевищувати граничний рівень, який в Японії становить 100 Бк $кг^{-1}$, тоді як у хижій рибі вона все ще залишалася значно вищою в області навколо АЕС.

**У сьомому розділі** представлені результати розширення систем комп’ютерної підтримки рішень із радіаційної безпеки за рахунок включення в них моделей

переносу забруднення у водному середовищі. Це стосується як систем ядерного аварійного реагування, так і систем оцінки радіаційного впливу на навколишнє середовище і людину при регулярних витоках радіонуклідів з атомних об’єктів.

Описані деталі інтеграції камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. Зокрема, створений інтерфейс моделі, в якому користувач, крім однієї з шести областей моделювання, має змогу обирати тип моделі засвоєння радіонуклідів морськими організмами і ланцюжок живлення, який буде використовуватись (рис. 10). Для кожної з даних областей визначені необхідні для розрахунку параметри і проведена перевірка правильності роботи моделі, що детально описано в попередніх розділах роботи. Також існує можливість змінювати параметри камер, якщо в цьому є необхідність. У системі RODOS за допомогою моделі POSEIDON-R здійснюються оцінки забруднення морського середовища, отриманих доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення від споживання морепродуктів, перебування на узбережжі чи у воді, а також їхні зміни в часі за рахунок природних процесів чи внаслідок застосування контрзаходів. Описані явища відносяться до пізньої фази радіаційної аварії, в якій основним завданням є надання прогнозу, коли забруднені області стануть безпечними для людини і морських організмів.

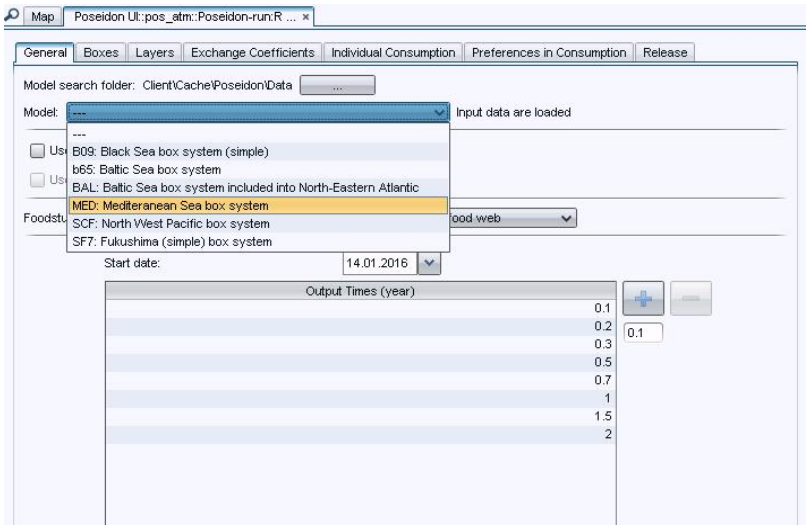


Рисунок 10 – Головна панель користувача моделі POSEIDON-R в інтерфейсі системи RODOS

Розроблено процедуру автоматичної передачі даних атмосферного випадіння на поверхню моря з модуля атмосферного переносу системи RODOS у модель POSEIDON-R. Оскільки камери моделі POSEIDON-R значно більші, ніж комірки розрахункової сітки моделей атмосферного переносу, то величина випадіння радіонукліда на поверхню кожної камери розраховується як сума зважених випадінь усіх комірок сітки атмосферної моделі, що потрапляють на площу камери. Схожим чином передається потік радіонуклідів із річковою водою, розрахований моделлю RIVTOX. А саме, результати розрахунків моделі RIVTOX у вигляді концентрації радіонукліда у воді [Бк/м$^3$] і величини розходу води в гирлі річки [м$^3$/с] у кожний розрахунковий момент часу зберігаються в системі RODOS і трансформуються в потік радіонуклідів [Бк/рік] для моделі POSEIDON-R.

Робота моделі POSEIDON-R, інтегрованої в систему RODOS, показана на прикладі її застосування до витоку радіоактивного $^{90}$Sr з водами Дунаю в Чорне море в результаті умовного викиду радіонуклідів з АЕС Чорнавода (Румунія). Реалізовано ланцюжок моделей, що включає атмосферний перенос $^{90}$Sr, його

випадіння на землю, стік у річкову систему і перенос у Чорне море, а також довгостроковий прогноз забруднення морського середовища. Згідно зі стресовим сценарієм, на АЕС Чорнавода відбувся умовний атмосферний викид радіоактивного $^{90}Sr$ загальної активності $2{,}7 \cdot 10^{12}$ Бк. Атмосферний перенос $^{90}Sr$ і його випадіння на поверхню землі розраховувався за допомогою моделі LSMC. На основі цих даних був проведений прогноз на 2 місяці змиву радіонукліда з поверхні землі в річкову систему моделлю RETRACE та його переносу в Чорне море моделлю RIVTOX. За допомогою моделі POSEIDON-R показано, що забруднення прибережної області Чорного моря в результаті описаної аварії буде на 2-3 порядки меншим від існуючих концентрацій радіоактивного $^{90}Sr$ у морському середовищі, що сформувалися в результаті глобального атмосферного випадіння і аварії на ЧАЕС [15].

Для опису шляхів опромінення населення за рахунок переносу радіонуклідів через прісноводні ланцюжки живлення в систему RODOS була інтегрована модель FDMA (Foodchain and Dose Model – Aquatic), програмний код якої відновлювався згідно з наявною документацією. Основними шляхами забруднення продуктів харчування, які розглядаються в моделі, є: 1) потрапляння радіонуклідів у рослини через їхній полив (зрошення) та 2) потрапляння радіонуклідів у тварини через споживання рослин і води. Вони формують дози опромінення за рахунок споживання людьми продуктів рослинного і тваринного походження, а також води і риби. В моделі розглядаються процеси переносу радіонуклідів по прісноводних ланцюжках живлення, згідно зі схемою на рис. 11. Для цього використовуються дані про зрошення рослин, дані про споживання води, риби і продуктів харчування, дані про споживання води і рослин тваринами та ін. Такі дані були зібрані для різних радіоекологічних регіонів України, опрацьовані і внесені в систему RODOS, що дозволило адаптувати систему RODOS в Україні.

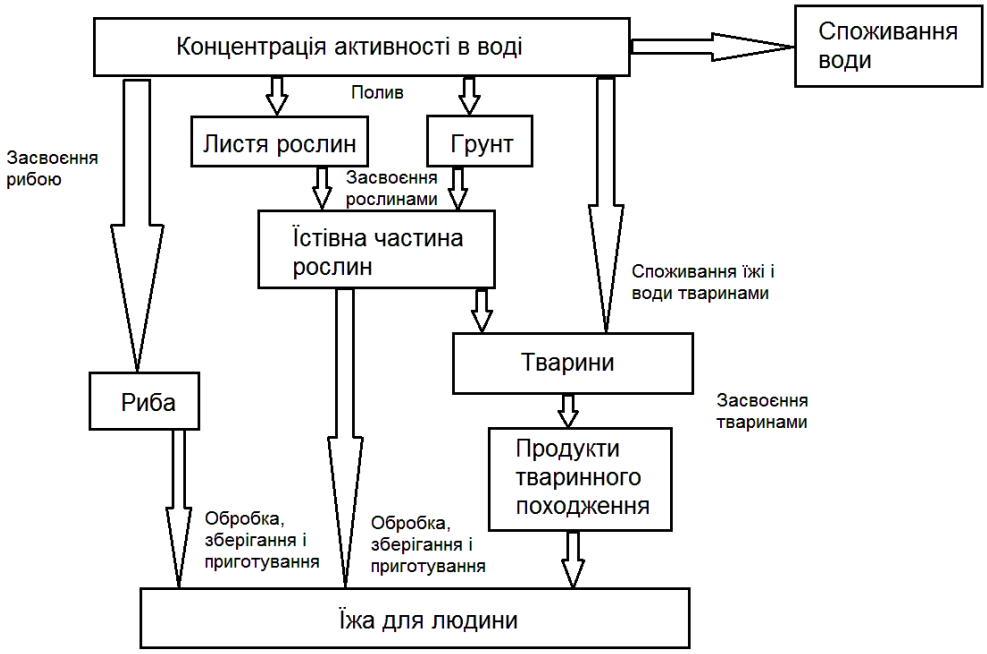


Рисунок 11 – Схема переносу радіонуклідів по прісноводних ланцюжках живлення в моделі FDMA

Камерна модель POSEIDON-R була інтегрована у платформу PREDO, розроблену для інформування населення і урядових структур, відповідальних за радіаційну безпеку, про рівень доз опромінення на відстанях від 10 до 30 км навколо атомних об’єктів Швеції. В ній розглядається радіоактивне забруднення як морського, так і наземного середовища. Перенос радіонуклідів у морському середовищі описується за допомогою моделі POSEIDON-R. Усі розрахунки в платформі PREDO здійснюються для нормованих викидів, у результаті чого отримуються дозові множники для кожного радіонукліда. Загальні дози опромінення розраховуються в процесі множення величини викиду, яка змінюється щороку, на отримані дозові множники. Такі дозові множники знаходяться для кожного радіонукліда з урахуванням відмінностей між контрольними групами населення, які відрізняються між собою раціоном харчування і часом, проведеним у приміщенні та на свіжому повітрі.

Модель POSEIDON-R застосовувалась для відтворення переносу радіоактивних $^{60}$Co і $^{54}$Mn у морському середовищі навколо атомних об’єктів Швеції, які розміщені на березі Балтійського моря, зокрема, для АЕС Форсмарк (рис. 12). Розроблена в даній роботі кінетично-алометрична модель неоднорідного накопичення забруднення в різних тканинах риби дає найкраще узгодження (рис. 13) розрахованих концентрацій обох радіонуклідів з вимірами порівняно з іншими моделями як для нехижої пелагічної риби, так і для прибережного хижака, який харчується пелагічними та придонними організмами. Причиною цього є врахування в моделі внеску різних тканин, оскільки навіть низька концентрація активності в м’язовій тканині суттєво впливає на загальний вміст радіонукліда в рибі через її значну масову частку.

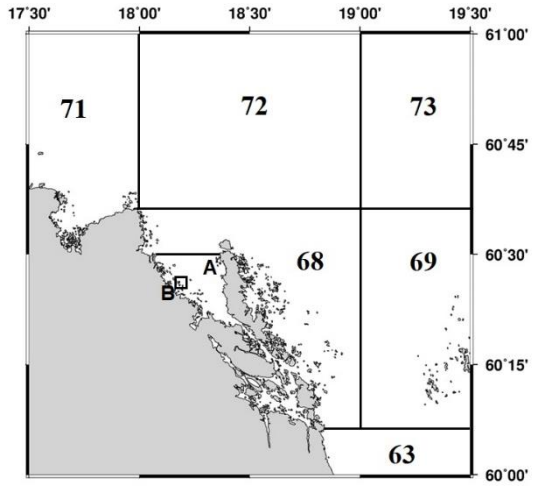


Рисунок 12 – Частина системи камер в Балтійському морі (див. рис. 6) навколо АЕС Форсмарк. “Прибережна” камера, позначена буквою “В”, виділяє область, куди витікає забруднена радіонуклідами вода з систем охолодження АЕС

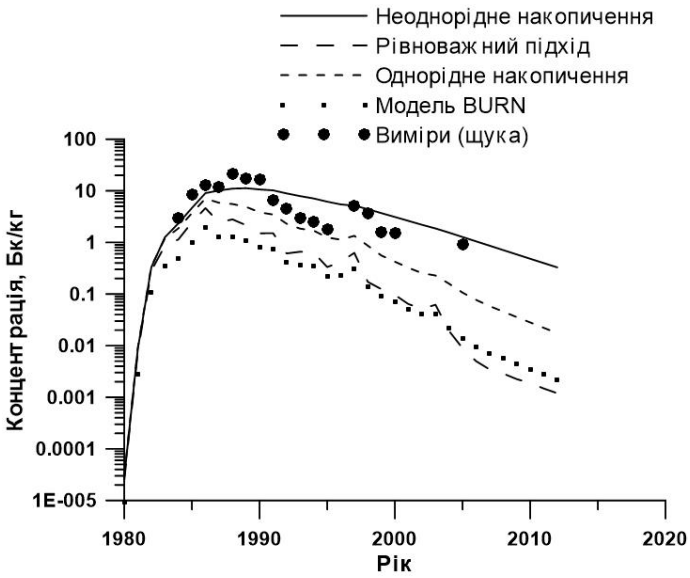


Рисунок 13 – Порівняння розрахованих за допомогою різних підходів і виміряних значень концентрації $^{60}$Co у прибережному хижаку в камері “В”

**У висновках** сформульовані основні результати роботи.

**У додатках** представлені акти впровадження результатів роботи та список публікацій здобувача за темою дисертаційної роботи, детально описана тривимірна модель термогідродинаміки та переносу забруднення THREETOX, наведені дані вимірювань концентрації $^{137}Cs$ і $^{90}Sr$ у Чорному морі, зібрані з публікацій різних авторів, надається допоміжна інформація для кращого розуміння результатів роботи, а також інструкція щодо запуску моделі POSEIDON-R у системі RODOS і значення параметрів моделі FDMA для різних радіоекологічних регіонів України.

## ВИСНОВКИ

Основним результатом дисертаційної роботи є розширення функціональності систем комп'ютерної підтримки рішень для об'єктів атомної промисловості шляхом включення в них як нових, так і вдосконалених математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у водних екосистемах із використанням обмеженої кількості параметрів та оцінки можливого впливу на людину. В ході дисертаційної роботи були отримані такі **нові** наукові та практичні результати:

1. Розроблені процедури автоматичної передачі даних для інтеграції камерної моделі POSEIDON-R в Європейську систему ядерного аварійного реагування RODOS. Здійснена адаптація моделі POSEIDON-R до європейських морів, а також до морів північно-західної частини Тихого океану, забруднених внаслідок аварій на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) та АЕС Фукусіма-1. Це дозволяє розраховувати перенос існуючого забруднення в них та давати прогноз на майбутнє при появі будь-якого нового джерела радіоактивності в оперативному режимі. В системі RODOS за допомогою моделі POSEIDON-R здійснюються оцінки забруднення морського середовища, отриманих доз внутрішнього і зовнішнього опромінення населення, а також їхні зміни в часі за рахунок природних процесів чи внаслідок застосування контрзаходів.

2. Камерна модель POSEIDON-R була включена у платформу PREDO для оцінки доз опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об'єктів у морське середовище. Тут одночасно враховуються два джерела радіоактивності: випадіння на поверхню моря з атмосфери та прямий витік з атомного об'єкта. Отримані концентрації радіонуклідів у різних компонентах морського середовища використовуються для розрахунку дозових множників, на основі яких визначається вплив радіоактивного забруднення на різні групи людей. Модель POSEIDON-R застосовувалась для відтворення переносу радіоактивних $^{60}Co$ і $^{54}Mn$ у морському середовищі навколо атомних об'єктів Швеції, зокрема, АЕС Форсмарк, розміщених на березі Балтійського моря. Завдяки новим методам, розробленим у даній роботі, вдалося досягнути кращого узгодження розрахованих концентрацій обох радіонуклідів із вимірами порівняно з існуючими моделями для різних видів риби.

3. Для розрахунку доз, отриманих населенням від прісноводних шляхів опромінення, в систему RODOS була інтегрована модель FDMA. В ній проводиться оцінка доз опромінення, отриманих населенням за рахунок вживання питної води та внаслідок споживання продуктів харчування рослинного і тваринного походження, забруднених через прісноводні шляхи. Проведена адаптація даної моделі до території України. Зокрема, були зібрані, опрацьовані і внесені в систему RODOS дані, які відносяться до різних радіоекологічних регіонів, що сприяло її впровадженню в Україні.

4. Проведене вдосконалення камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі POSEIDON-R для покращення опису довгострокового переносу радіоактивного забруднення у воді, донних відкладеннях і морських організмах. Зокрема, розроблена модель донного ланцюжка живлення, модель неоднорідного засвоєння забруднення рибою, параметризована залежність засвоєння ізотопів цезію і стронцію від концентрації конкуруючих іонів калію і кальцію, відповідно. В результаті це значно розширило можливості моделі та області її застосування.

5. Розроблена нова кінетично-алометрична модель неоднорідного засвоєння забруднення рибою, яка ґрунтується на хіміко-біологічних властивостях забруднюючих речовин накопичуватися в певних тканинах організму. Організм риби розглядається як сукупність комірок, розподілених на три групи тканин: кістки, м’язи і органи, що мають суттєві відмінності в біологічному часі оновлення клітин. У моделі враховується залежність параметрів, які описують основні процеси метаболізму риби, від її маси у степені -¼, що узгоджується з загальним законом масштабування в біології. При цьому величини алометричних сталих були визначені на основі відомих експериментальних даних. Порівняння результатів моделювання з даними лабораторних експериментів, описаних у літературі, проводилося для радіонуклідів, які відповідають за довгострокове забруднення морського середовища при регулярних і аварійних витоках з атомних електростанцій. Зокрема, розраховані концентрації радіоактивних ізотопів $^{57}$Co, $^{54}$Mn і $^{134}$Cs у різних видах риби при їхньому засвоєнні з води, а також відповідні концентрації $^{60}$Co, $^{54}$Mn і $^{137}$Cs при засвоєнні з їжі показали добре узгодження з вимірами.

6. У розробленій моделі донного ланцюжка живлення вперше враховується перехід забруднення з донних відкладень у морські організми. Його компонентами є донні безхребетні організми, що споживають органічну фракцію донних відкладень, засвоюючи, таким чином, забруднення із дна, придонна риба та донні хижаки. Розгляд даних процесів є важливим у випадку суттєвого забруднення донних відкладень при аварійному витоці радіонуклідів або при потраплянні в морське середовище радіонуклідів, які мають високу здатність адсорбуватися твердими частинками, що призводить до їхнього накопичення у дні.

7. Камерна модель POSEIDON-R застосовувалась для довгострокового моделювання переносу радіоактивного цезію $^{137}$Cs у Чорному, Балтійському та Середземному морях, у морях північно-східної частини Атлантичного океану, а також у північно-західній частині Тихого океану, включно з Жовтим, Східно-Китайським і Японським морями. Для кожної з описаних областей було отримане

добре узгодження розрахованих концентрацій радіонукліда у воді, донних відкладеннях і морських організмах з даними відповідних вимірювань за весь період моделювання. Показано, що вміст $^{137}Cs$ у Чорному і Балтійському морях зумовлений переважно аварією на ЧАЕС, у Середземному морі – глобальним атмосферним випадінням, у морях північно-східної частини Атлантичного океану – витоком із збагачувального заводу Селлафілд. На основі результатів моделювання були здійснені оцінки індивідуальних доз опромінення від споживання морепродуктів. Показано, що в Ірландському морі протягом 1975-1979 років індивідуальні дози опромінення контрольної групи людей із максимальною долею морепродуктів у їхньому раціоні могли перевищити допустимий рівень опромінення населення від антропогенних радіонуклідів, який становить 1 мЗв/рік. У випадку аварії на АЕС Фукусіма-1 лише для умовної групи людей, які б споживали морепродукти, виловлені в 15-км області навколо АЕС, індивідуальна доза опромінення склала близько 1,5 мЗв. Також були розраховані колективні дози на основі статистичних даних вилову морських організмів із врахуванням того, що навколо АЕС Фукусіма-1 діяла заборона на такий вилов. Показано, що дана аварія могла спричинити підвищення колективної дози опромінення населення Японії за рахунок споживання морепродуктів приблизно в 9 разів у порівнянні з доаварійними значеннями.

8. З метою більш точного відтворення переносу радіоактивного забруднення в північно-західній частині Тихого океану протягом двох років після аварії на АЕС Фукусіма-1 та в Балтійському морі протягом п’яти років після аварії на ЧАЕС застосовувалась тривимірна модель термогідродинаміки і переносу забруднення THREETOX. З її допомогою отримані детальні карти та шляхи поширення забруднення, а також області з підвищеними концентраціями $^{137}Cs$ у різні моменти часу. Для детального відтворення переносу $^{137}Cs$ у морських організмах Тихого океану після аварії на АЕС Фукусіма-1 та для прогнозування наслідків майбутніх аварій у тривимірну модель THREETOX були інтегровані компоненти технології моделювання забруднення водних екосистем.

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

### Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44 (5). P. 741–746.

2. Zheleznyak M., Potempski S., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Kadlubowski A., Trybushnyi D. Hydrological dispersion module of JRODOS: development and pilot implementation – the Vistula river basin. *Radioprotection*. 2010. Vol. 45 (5). P. 113–122.

3. Heling R., Bezhenar R. The validation of the dynamic food chain model BURN-POSEIDON on Cs-137 and Sr-90 data of the Dnieper-Bug Estuary, Ukraine. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46 (6). P. 561–566.

4. Беженар Р.В., Мороз Н.А., Савелий Л.Л. Адаптация трехмерной численной модели ТРИТОКС для прогнозирования гидрохимического режима водоема-охладителя Запорожской АЭС. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 1 (41). С. 70–76.

5. Беженар Р.В., Бровченко И.А., Железняк М.И., Кошебуцкий В.И., Мадерич В.С. Моделирование радиоактивного загрязнения морской среды при аварии на АЭС Фукусима. *Збірник наукових праць СНУЯЕтаП*. 2012. № 4 (44). С. 82–91.

6. Moroz N.A., Bezhenar R.V., Saveliy L.L. Improvement of ecological monitoring of water quality (content of heavy metals) in system of technical water supply of Zaporizhzhya Nuclear Power Plant (Ukraine). *International Journal of Energy for a Clean Environment*. 2012. Vol. 13 (1-4). P. 75–103.

7. Maderich V., Bezhenar R., Heling R., De With G., Jung K.T., Myoung J.G., Cho Y.-K., Qiao F., Robertson L. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 131. P. 4–18.

8. Maderich V., Jung K.T., Bezhenar R., de With G., Qiao F., Casacuberta N, Mascue P., Kim Y.H. Dispersion and fate of $^{90}$Sr in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 494-495. P. 261–271.

9. Periañez R., Bezhenar R., Iosjpe M., Maderich V., Nies H., Osvath I., Outola I., de With G. A comparison of marine radionuclide dispersion models for the Baltic Sea in the frame of IAEA MODARIA program. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 139. P. 66–77.

10. Vives i Batlle J., Beresford N.A., Beaugelin-Seiller K., Bezhenar R., Brown J., Cheng J.-J., Cujic M., Dragovic S., Duffa C., Fievet B., Hosseini A., Jung K.T., Kamboj S., Keum D.-K., Kryshev A., LePoire D., Maderich V., Min B.-I., Perianez R., Sazykina T., Suh K.-S., Yu C., Wang C., Heling R. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. P. 31–50.

11. Bezhenar R., Jung K.T., Maderich V, Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radiocaesium from contaminated bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post-Fukushima and post-Chernobyl periods. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13. P. 3021–3034.

12. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. Modelling of marine radionuclide dispersion in IAEA MODARIA program: Lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 569-570. P. 594–602.

13. Bezhenar R., Heling R., Ievdin I., Iosjpe M., Maderich V., Willemsen S., de With G., Dvorzhak A. Integration of marine food chain model POSEIDON in JRODOS and testing versus Fukushima data. *Radioprotection*. 2016. Vol. 51 (HS2). P. S137–S139.

14. Беженар Р. Моделювання накопичення радіоактивного $^{90}$Sr у морських організмах. *Математичні машини і системи*. 2017. № 1. С. 61–70.

15. Беженар Р., Мадерич В., Євдін Є., Бойко О., Ківва С. Камерна модель Чорного моря та її інтеграція в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичні машини і системи*. 2017. № 3. С. 111–119.

16. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D. Similarities and differences of $^{137}$Cs distributions in the marine environments of the Baltic and Black seas and off the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant in model assessments. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 135. P. 895–906.

17. Maderich V., Bezhenar R., Tateda Y., Aoyama M., Tsumune D., Jung K.T., de With G. The POSEIDON-R compartment model for the prediction of transport and fate of radionuclides in the marine environment. *MethodsX*. 2018. Vol. 5. P. 1251–1266.

18. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Jung K.T., Kamidaria Y., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Maderich V., Min B.I., Suh K.S. Fukushima $^{137}$Cs releases dispersion modelling over the Pacific Ocean. Comparisons of models with water, sediment and biota data. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 198. P. 50–63.

19. Беженар Р. Реконструкція забруднення Чорного моря радіоактивним $^{137}$Cs у період з 1945 по 2020 роки за допомогою камерної моделі POSEIDON-R. *Математичні машини і системи*. 2019. № 1. С. 80–93.

20. Maderich V., Bezhenar R., Brovchenko I., Martazinova V. Classification of radioactivity levels in the regions of the World Ocean using compartment modelling. *Advances in Intelligent Systems and Computing* 1019 / A. Palagin, A. Anisimov, A. Morozov, S. Shkarlet (eds.). Mathematical Modeling and Simulation of Systems MODS-2019. Cham, Switzerland: Springer, 2020. P. 13–20.

21. Bezhenar R., Maderich V., Schirone A., Conte F., Martazinova V. Transport and fate of $^{137}$Cs in the Mediterranean and Black Seas system during 1945–2020 period: A modelling study. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 208–209. 106023. 14 p.

22. Periañez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kim K.O., Kobayashi T., Liptak L., Little A., Maderich V., McGinnity P., Min B.I., Nies H., Osvath I., Suh K.S., de With G. Marine radionuclide transport modelling: Recent developments, problems and challenges. *Environment Modelling and Software*. 2019. Vol. 122. 104523. 19 p.

**Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:**

23. Беженар Р., Хелінг Р. Модифікація динамічної моделі переносу радіонуклідів через ланцюжок живлення морських організмів і інтеграція її в камерну модель POSEIDON-R. *Моделирование-2006*: сб. трудов конф. Института проблем моделирования в энергетике им. Г.Е. Пухова НАН Украины (Киев, 16-18 мая 2006 г.). Киев, 2006. С. 109–113.

24. Бойко А., Беженар Р., Железняк М., Ковалец И., Трибушный Д., Примаченко А., Шляхтун Н., Удовенко О. Демонстрационная версия “Дунай-Демо” обновленного модуля гидрологической дисперсии радионуклидов системы RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2007*: тези доповідей

Другої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Київ-Жукін, 25-29 червня 2007 р.). Київ-Жукін, 2007. С. 18–21.

25. Heling R., Bezhenar R. Modification of the dynamic radionuclide uptake model BURN by salinity driven transfer parameters for the marine foodweb and its integration in POSEIDON-R. *Proceedings of the International conference on radioecology and environmental radioactivity* (Bergen, Norway, 15-20 June 2008). Bergen, Norway, 2008. Part 1. P. 26–29.

26. Raskob W., Trybushnyi D., Zheleznyak M., Bezhenar R., Ievdin I., Kovalets I., Maderich V., Kim Y.H., Jung K.T. Application of the terrestrial and aquatic models of JRODOS for Fukushima accident. *Environment and nuclear renaissance*: International conference on radioecology and environmental radioactivity (Hamilton, Ontario Canada, 19-24 June 2011). Hamilton, Ontario Canada, 2011. Abstract N 987.

27. Беженар Р.В., Кошебуцький В.І., Бровченко І.О., Мадерич В.С., Железняк М.Й. Моделювання розповсюдження Cs-137 в прибережних водах та накопичення його на дні в результаті аварії на атомній станції Фукусіма-1. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2011*: тези доповідей Шостої наук.-практ. конф. з міжнар. участю (Чернігів, 27-30 червня 2011 р.). Чернігів, 2011. С. 82–84.

28. Bezhenar R., Maderich V., Heling R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological assessment by compartment model POSEIDON-R of radioactivity released in the ocean following Fukushima Daiichi accident. *Geophysical Research Abstracts*: European Geosciences Union General Assembly (Vienna, Austria, 7-12 April 2013). Vienna, Austria, 2013. Vol. 15. EGU2013-536-4.

29. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung K.-T. Моделювання довгострокової динаміки розповсюдження радіонуклідів у морському середовищі після аварії на АЕС Фукусіма та оцінка отриманих доз населенням в результаті споживання забруднених морепродуктів. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2013*: тези доповідей Восьмої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів-Жукін 24-28 червня 2013 р.). Чернігів-Жукін, 2013. С. 62–65.

30. Heling R., Maderich V., Bezhenar R., Jung K.T., Myoung J.G. Radiological Assessment of Radioactivity Released in the Ocean Following the Fukushima Daiichi Accident by Means of the Compartment Model POSEIDON-R. Book of Abstracts of 12$^{th}$ International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (Athens, Georgia USA, 16-20 June 2013). Athens, Georgia USA, 2013.

31. Jung K.T., Maderich V., Bezhenar R., Qiao F., Casacuberta N, Mascue P. $^{90}$Sr Dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: Global fallout and the Fukushima Dai-ichi accident. *Geophysical Research Abstracts*: European Geosciences Union General Assembly (Vienna, Austria, 27 April – 2 May 2014). Vienna, Austria, 2014. Vol. 16. EGU2014-2616.

32. Беженар Р.В., Мадерич В.С., Jung K.-T. Моделювання розповсюдження радіонукліду $^{90}$Sr в північно-західній частині Тихого океану: аварія на АЕС Фукусіма на фоні історичного забруднення. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2014*: тези доповідей Дев’ятої міжнар. наук.-практ. конф. (Київ-Жукін, 23-27 червня 2014 р.). Київ-Жукін, 2014. С. 50–53.

33. Zheleznyak M., Bezhenar R., Boyko A., Ievdin I., Koshebustsky V., Maderich V., Raskob W., Treebushny D. Integration into JRODOS the models of radionuclide transport in rivers, reservoirs and coastal waters to support the emergency response in early accidental stages. *International conference on radioecology and environmental radioactivity ICRER-2014* (Barcelona, Spain, 7-12 September 2014). Barcelona, Spain, 2014. P-032.

34. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Transfer of radionuclides from high polluted bottom sediments to marine organisms through benthic food chain in post Fukushima period. *Geophysical Research Abstracts*: European Geosciences Union General Assembly (Vienna, Austria, 12-17 April 2015). Vienna, Austria, 2015. Vol. 17. EGU2015-678.

35. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Міграція радіонуклідів з донних відкладень до риби через донний ланцюжок живлення. *Системи підтримки прийняття рішень. Теорія і практика*: зб. доповідей Десятої наук.-практ. конф. (Київ, червень 2015 р.). Київ, 2015. С. 53–57.

36. Bezhenar R., Jung K.-T., Maderich V., Willemsen S., de With G., Qiao F. Migration of radiocaesium from bottom sediments to fish through benthic food chain. *13th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*: Book of Abstracts (Fukuoka, Japan, 12-16 July 2015). Fukuoka, Japan, 2015. P. 220.

37. Blixt Buhr A.M., Alpfjord H., Avila R., Bezhenar R., Broed R., Fermvik A., Grusell E., Haggkvist K., Maderich V., Rensfeldt V., Sundell-Bergman S., Timmermans Cor W.M., Willemsen S., deWith G. PREDO – a strengthened dose assessment for routine discharges by Swedish nuclear installations. *International Congress on radiation protection IRPA1*4 (Cape Town, South Africa, 9-13 May 2016). Cape Town, South Africa, 2016. Vol. 2. P. 1003.

38. Беженар Р., Євдін Є., Мадерич В. Інтеграція камерної моделі переносу радіонуклідів у морському середовищі Poseidon в Європейську систему з ядерного аварійного реагування RODOS. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2016*: тези доповідей Одинадцятої міжнар. наук.-практ. конф. (Жукін, 27 червня – 1 липня 2016 р.). Жукін, 2016. С. 79–82.

39. Jung K.T., Bezhenar R., Maderich V., Kim K.O., Qiao F. Preliminary results from a modeling radionuclide transfer through marine food web using a multi-organ fish model. *North Pacific Marine Science Organization 2016 Annual Meeting* (San Diego, USA, 2-13 November 2016). San Diego, USA, 2016. P. 119.

40. Periáñez R., Bezhenar R., Brovchenko I., Duffa C., Iosjpe M., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min B.I., Nies H., Osvath I., Outola I., Psaltaki M., Suh K.S., de With G. An overview of marine modelling activities in IAEA MODARIA program: lessons learnt from the Baltic Sea and Fukushima scenarios. *II International Conference on Radioecological Concentration Processes*: Book of Proceedings (Sevilla, Spain, 6-9 November 2016), Sevilla, Spain, 2016. P. 566–572.

41. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Реконструкція радіаційного забруднення Чорного моря в результаті аварії на Чорнобильській АЕС. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС ‘2017*: тези доповідей Дванадцятої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів, 26-29 червня 2017 р.). Чернігів, 2017. С. 109–112.

42. Aoyama M., Bezhenar R., Maderich V., Tateda Y., Tsumune D. Artificial radionuclides dataset of seawater, sediment and biota in marine environment at Black Sea and off Fukushima. *Geophysical Research Abstracts*: European Geosciences Union General Assembly (Vienna, Austria, 8-13 April 2018). Vienna, Austria, 2018. Vol. 20. EGU2018-2189-1.

43. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання розповсюдження $^{137}$Cs у морському середовищі в результаті аварій на Чорнобильській АЕС та АЕС Фукусіма: аналіз спільних та відмінних рис. *Зб. тез доповідей наук.-техн. конф. молодих вчених та спеціалістів ІПМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України* (Київ, 16 травня 2018 р.). Київ, 2018. С. 15–17.

44. Беженар Р.В., Мадерич В.С. Моделювання змін концентрації $^{137}$Cs в Середземноморському басейні протягом 1945–2020 років. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2018*: тези доповідей Тринадцятої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів-Жукін, 25-29 червня 2018 р.). Чернігів-Жукін, 2018. С. 28–31.

45. Беженар Р.В. Фізіологічна модель накопичення радіонуклідів у рибі. *Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС '2019*: тези доповідей Чотирнадцятої міжнар. наук.-практ. конф. (Чернігів, 24-26 червня 2019 р.). Чернігів, 2019. С. 49–53.

## АНОТАЦІЯ

**Беженар Р.В. Інформаційні технології моделювання забруднення водних екосистем для комп'ютерної підтримки рішень з радіаційної безпеки.** – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 05.13.06 – інформаційні технології. – Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, Київ, 2020.

Основним результатом роботи є розширення функціональності систем комп'ютерної підтримки рішень для об'єктів атомної промисловості шляхом включення в них математичних моделей, призначених для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у водних екосистемах та оцінки можливого впливу на людину. З цією метою була здійснена адаптація камерної моделі POSEIDON-R до морів, забруднених в результаті аварій на ЧАЕС та АЕС Фукусіма-1, та її інтеграція в Систему ядерного аварійного реагування RODOS. При цьому модель POSEIDON-R була удосконалена за рахунок розробки моделі донного ланцюжка живлення, кінетично-алометричної моделі неоднорідного засвоєння забруднення рибою та параметризації залежності інтенсивності засвоєння радіоактивних цезію і стронцію морськими організмами від концентрації конкуруючих іонів. Також у системі RODOS був розроблений модуль розрахунку доз опромінення населення при споживанні продуктів харчування, забруднених через прісноводні шляхи переносу радіонуклідів. Інтеграція моделі POSEIDON-R у платформу PREDO дозволила

оцінювати дози опромінення населення в результаті регулярних витоків радіонуклідів з атомних об’єктів у морське середовище.

**Ключові слова:** водні екосистеми, забруднюючі речовини, радіонукліди, комп’ютерна підтримка рішень, система RODOS, камерна модель POSEIDON-R, кінетично-алометрична модель, дози опромінення населення, аварія на Чорнобильській АЕС, аварія на АЕС Фукусіма-1.

## АННОТАЦИЯ

**Беженар Р.В. Информационные технологии моделирования загрязнения водных экосистем для компьютерной поддержки решений с радиационной безопасности.** – Квалификационная научная работа на правах рукописи.

Диссертация на соискание научной степени доктора технических наук по специальности 05.13.06 – информационные технологии. – Институт проблем математических машин и систем НАН Украины, Киев, 2020.

Основным результатом работы является расширение функциональности систем компьютерной поддержки решений для объектов атомной промышленности путем включения в них математических моделей, предназначенных для расчета концентрации загрязняющих веществ в водных экосистемах и оценки возможного воздействия на человека. С этой целью была осуществлена адаптация камерной модели POSEIDON-R к морям, загрязненным в результате аварий на ЧАЭС и АЭС Фукусима-1, и ее интеграция в Систему ядерного аварийного реагирования RODOS. При этом модель POSEIDON-R была усовершенствована за счет разработки модели донной цепочки питания, кинетически-аллометрической модели неоднородного усвоения загрязнения рыбой и параметризации зависимости интенсивности усвоения радиоактивных цезия и стронция морскими организмами от концентрации конкурирующих ионов. Также в системе RODOS был разработан модуль расчета доз облучения населения при потреблении продуктов питания, которые были загрязнены через пресноводные пути переноса радионуклидов. Интеграция модели POSEIDON-R в платформу PREDO позволила оценивать дозы облучения населения в результате регулярных утечек радионуклидов с атомных объектов в морскую среду.

**Ключевые слова:** водные экосистемы, загрязняющие вещества, радионуклиды, компьютерная поддержка решений, система RODOS, камерная модель POSEIDON-R, кинетически-аллометрическая модель, дозы облучения населения, авария на Чернобыльской АЭС, авария на АЭС Фукусіма-1.

## ABSTRACT

**Bezhenar R.V. Information technologies of aquatic ecosystems contamination modeling for the computer support of decisions in radiation safety.** – Manuscript.

Dissertation for a Doctor degree of technical sciences in specialty 05.13.06 – Information technologies. – Institute of Mathematical Machine and System Problems NAS of Ukraine, Kyiv, 2020.

The thesis focuses on the development and improvement of information technologies for the systems of computer support of decisions in radiation safety based on the new and upgraded mathematical models for the contamination transport in aquatic ecosystems and dose effects on humans through different pathways of irradiation. For this purpose, the box model POSEIDON-R was improved for using in systems for the computer support of decisions in radiation safety. In particular, the model of the benthic food web has been developed where the transfer of contamination from bottom sediments to marine organisms is considered for the first time. A new kinetic-allometric model for non-uniform assimilation of contamination by fish, developed within the thesis, allows to consider the chemical-biological features of contaminants to accumulate in certain tissues of the organism. Model parameters describing the main metabolic processes depend on mass of fish to the -¼ power that is in agreement with the general scaling law in biology. In addition, the dependence of cesium and strontium uptake rates by marine organisms on the salinity of surrounding water that means the concentration of competition ions potassium and calcium, respectively, is obtained. Such improvement of POSEIDON-R model allows it to be used in water bodies with a wide range of salinity, including estuaries with almost fresh water and seas with large river water runoff.

The customization of POSEIDON-R model to different regions of World Ocean was the necessary step for its integration in the RODOS system. For this purpose, it was applied for long-term simulation of the transfer of radioactive cesium $^{137}$Cs in the European seas and seas of Northwestern pacific significantly contaminated in result of the accidents at the Chornobyl and Fukushima nuclear power plants. For every region, the calculated concentrations of radionuclide in the water, bottom sediments and marine organisms agree with the corresponding measurements throughout the simulation period.

A three-dimensional model THREETOX was used for detailed reproducing the transfer of radioactive contamination in the Northwestern Pacific over two years after the Fukushima nuclear accident and in the Baltic Sea during the five years following the Chornobyl accident. It provides maps for $^{137}$Cs concentrations in the marine environment and directions for its propagation at different times. To reproduce the transport of $^{137}$Cs in marine organisms of Pacific Ocean following the Fukushima nuclear accident and to predict the effects of future accidents, the components of modelling technology for aquatic ecosystems contamination were integrated for the first time in three-dimensional model THREETOX.

The box model POSEIDON-R was incorporated into the PREDO platform to estimate radiation doses to the public resulting from the releases of radionuclides in the marine environment during normal operation of nuclear facilities in Sweden. The

calculated concentrations of radioactive $^{60}Co$ and $^{54}Mn$ in the water, bottom sediments and marine organisms are compared with the corresponding measurements for the Forsmark NPP located on the Baltic Sea coast. The developed kinetic-allometric model for the for non-uniform assimilation of contamination in fish gives better agreement of the calculated concentrations for both radionuclides with measurements for fish species at different levels of the food chain compared to other models. This is caused by the contribution of different tissues, because even a low concentration of activity in muscle tissue significantly affects the total content of radionuclide in fish due to its large mass fraction.

The FDMA model was integrated into the RODOS system for calculation the doses received by the population from freshwater pathways of irradiation. It provides the dose assessment due to consumption by people of the drinking water and food products of plant and animal origin contaminated through freshwater. The input data for the model is the concentration of radionuclides in the water on agricultural and habitat areas, which is the output information of the RODOS hydro module. Model parameters related to different radioecological regions of Ukraine were collected from open sources, processed and integrated into the RODOS system that was contributed to its implementation in Ukraine. Nowadays, the dose assessment for population from freshwater pathways of irradiation using the RODOS system is carried out at the nuclear facilities of Ukraine and in governmental structures. In particular, it is in operate at the Rivne NPP and in the Radiation Accidents Consequences Prediction Center of the Ukrainian Hydrometeorological Center that is confirmed by the relevant acts of implementation.

**Keywords:** aquatic ecosystems, contaminants, radionuclides, computer support of decisions, RODOS system, box model POSEIDON-R, kinetic-allometric model, radiation doses to public, accident at the Chornobyl NPP, Fukushima nuclear accident.

Підписано до друку 30.07.2020
Формат 60х90/16. Папір офсетний.
Друк Riso. Ум. друк. арк. 1.9.
Тираж 100 прим. Зам. № 0010-20

---

Друк ФОП Марченко А.В.
Св. № 2919003937
09100, м. Біла Церква, вул. І. Мазепи, 65-а
тел.: 067 968 20 71