

Procena radiološkog uticaja ispuštanja radionuklida u životnu sredinu

7.1 UVOD

Da bi se procenili radiološki uticaji ispuštanja radionuklida gotovo uvek je neophodna upotreba modela za prostornu i vremensku interpolaciju između nalaza, ekstrapolaciju radi procene budućih efekata ispuštanja do kojih je već došlo, i radi rekonstrukcije uticaja do kojih je u prošlosti došlo i procene uticaja predloženih budućih metoda.

Sve ovo je neophodno da bismo se pozabavili pitanjem i rutinskih i slučajnih ispuštanja otpadnih voda. Ovi modeli se mogu upotrebiti i za projektovanje postojećih distribucija zagađenja u budućnosti, kao i za procenu karakteristika onih ispuštanja koja su do njih dovela.

U naročite probleme sa ovim modelima spadaju veliki vremenski rasponi u kojima može doći do ispuštanja radionuklida, kao i velike neizvesnosti koje postoje, a u vezi sa prirodom, vremenom, veličinom i prostornim razmerama takvih ispuštanja. Takođe, zbog znatnog uticaja čoveka na biosferu, poseban naglasak se stavlja na standardizovane procedure kojima bi se uključila komponenta biosfere u analize radiološkog uticaja od strane ustanova koje odbacuju čvrst radiološki otpad.

Dalekosežni uticaji nisu ograničeni na odbacivanje radioaktivnog otpada. Na primer, ispuštanje ^{14}C ili ^{129}I iz operativnih pogona može dovesti do radioloških uticaja koji se mogu desiti hiljadama godina u budućnosti, što je povezano sa globalnom distribucijom ovih radionuklida. Ovakvi modeli se najčešće odnose na pojedinačne radionuklide, za ratliku od kratkoročnih modela, koji su generalizovani, i sadrže zajedničku metodologiju i standardni skup jednačina za svaki od radionuklida koji se razmatraju.

Modeli variraju i u opsegu i u složenosti. Neki se bave detaljnim mehanizmima transporta radionuklida u okviru jedne komponente životne sredine, dok se drugi pojednostavljeno bave transportom stavljajući naglasak na velike prostore i vremenske opsege.

Mi se ovde prvenstveno bavimo modelima procene. Detaljniji fizički modeli se uglavnom koriste u kontekstu istraživanja da bi se tumačile eksperimentalne opservacije i identifikovale naznake koje obećavaju buduća istraživanja. Danas se ovi modeli koriste kao potpora za parametre i pretpostavke koje se koriste u metodima procene. U tom kontekstu, relevantno je spomenuti dva paralelna razvoja.

Prvi se odnosi na naglasak na validaciji modela, tj., dokazivanju da izvedba modela imitira stvarni svet u onim okolnostima koje nas zanimaju. Drugi se tiče inkorporiranja neizvesnosti u modele procene, koja je potrebna zbog toga što upotreba najboljih procena vrednosti u modelu može biti pogrešna na dva načina: prvo, tako što je lišena svake neizvesnosti, i drugo, zbog toga što njena upotreba u svim inputima neće obavezni dati najbolje procenjenu vrednost u autputu, zbog toga što se sada smatra da je podesnije istraživati čitav spektar rezultata do kojih se može doći iz modela putem primene analiza osetljivosti i neizvesnosti.

Pri odabiru kombinacije parametara za input u analizi neizvesnosti, obično se koristi nasumično Monte-Karlo uzorkovanje, međutim, kada model sadrži veliki broj parametara za input, koristi se uzorkovanje 'Latinska Hiperkočka'.

Neizvesnosti ne postoje samo pri izboru parametara, već i u konceptualnoj osnovi modela, i načinu na koji se ta konceptualna osnova pretiće u matematičku specifikaciju, ili često, u kompjuterski program. U svetlu ovih neizvesnosti došlo je do koncepta strukturnog razvoja modela, prema kojem se najpre definišu uslovi iz modela, a zatim i konceptualna osnova koja odgovara tim uslovima.

Zbog toga što modeli biosfere obično predstavljaju redistribuciju radionuklida u životnoj sredini na vremenskoj osnovi, mnoge od jednačina koje se koriste su uobičajene diferencijalne jednačine. Koncept modelovanja po odeljcima se još više koristi. To je modelovanje prema kojem se za životnu sredinu pretpostavlja da je podeljena u konačan broj odeljaka za koje se smatra da su dobro izmešani, što znači da se bilo koja količina radionuklida koja uđe u jedan odeljak odmah uniformno distribuira po njemu. Za transfere između odeljaka ili gubicima iz domena modela se pretpostavlja da njima upravlja kinetika prvog reda, tj., za stopu transfera se uzima da je direktno proporcionalna količini radionuklida u izvornom odeljku.

$$dq_i / dt = \sum \lambda_{ij} q_{ij} - \lambda^L_i q_i + I_i(t) \quad \text{Eq. (1)}$$

gde je q_i je sadržaj radionuklida u odeljku i ;

λ_{ij} (dimenzija: T^{-1}) je stopa konstantna za transfer iz odeljka j u odeljak i (gde je $\lambda_{ij} = j$ ukupna stopa transfera iz odeljka i u sve druge odeljke u sistemu i njena vrednost je negativna);

λ^L_i (dimenzija: T^{-1}) jeste stopa konstantna za gubitak radionuklida iz odeljka i u korist spoljnog sistema (ovo može biti posledica nekog eksternog potapanja ili kao posledica radioaktivnog raspada)

$I_i(t)$ je stopa inputa radionuklida u odeljak i iz spoljašnjeg sistema pri vremenu t (ovo može biti posledica fizičkog transfera radionuklida van sistema, ili radioaktivnog propadanja njegovog izvora unutar sistema).

Od pomoći je ispitati neke posebne slučajeve takvih sistema, da bi se bacilo svetlo na njihove generalne karakteristike. Razmotrimo najpre sistem koji se sastoji od samo jednog odeljka. U ovom slučaju, jednačina koja se koristi je:

$$dq / dt = I(t) - \lambda^L q \quad \text{Eq. (2)}$$

Razmotrimo sada situaciju u kojoj je početni sadržaj radionuklida u odeljku u nultom vremenskom trenutku iznosi $q(0)$ i nema potonjeg primanja radionuklida u odeljak, tj, $I(t)=0$. U ovim okolnostima, lako se vidi da je:

$$q(t) = q(0) \exp(-\lambda^L t) \quad \text{Eq. (3)}$$

tj. radionuklidski sadržaj u odeljku eksponencijalno opada, sa konstantnom stopom od λ^L . Sa druge strane, ovo se može izraziti i tako što je efektivni poluživot u odeljku T^E jednak $\ln 2 / \lambda^L$. Primetimo da je, u većini slučajeva, $\lambda^L = \lambda^R + \lambda^T$ gde je λ^R konstanta radioaktivnog raspada radionuklida, dok je λ^T stopa pri kojoj se on transportuje van odeljka. Jednostavnim algebarskim operacijama dolazimo do toga da ovo implicira da je:

$$T^E = T^R T^T / (T^R + T^T) \quad \text{Eq. (4)}$$

gde je T^R radioaktivni poluživot radionuklida dok je T^T poluživot transporta.

Kada je $T^R \gg T^T$, $T^E \approx T^T$ i obrnuto.

Drugi zanimljivi slučaj je onaj u kojem je $q(0)$ jednako nuli a $I(t)$ nije jednako nuli i zavisi od t . U ovom slučaju:

$$q(t) = I [1 - \exp(-\lambda^L t)] / \lambda^L \quad \text{Eq. (5)}$$

i za $t \gg 1/\lambda^L$, $q(t)$ se zasićuje u vrednosti I/λ^L .

U opštem slučaju sistema sa n odeljaka, za bilo koji arbitrarni skup vrednosti $q_i(0)$ i $I_i(t)=0$, i za svako i , nalazi se da je:

$$q_i(t) = \sum_{j=1}^n a_{ij} \exp(-\lambda_j t) \quad \text{Eq. (6)}$$

gde je a_{ij} konstantni koeficijent, dok je λ_j karakteristična vrednost sistema. Stoga, su sistemi sa n odeljaka suštinski povezani sa n eksponencijalnim komponentama zadržavanja u svakom odeljku.

U modelima procene puno se koriste ekvilibrijumski modeli, u kojima se smatra da je količina ili koncentracija radionuklida u jednoj komponenti sistema direktno povezana sa količinom ili koncentracijom u nekoj drugoj komponenti sistema u isto vreme, i često se radi o odnosu direktne proporcionalnosti.

Naravno, tamo gde se radionuklidi pronadu samo u tragovima, u prisustvu hemijski sličnog materijala pomoću kojeg su preneti, takve veze se mogu uspostaviti kaolinearne. U ovom slučaju, koncentracija kod čvrstih materija je direktno proporcionalna koncentraciji u rastvoru, gde je konstanta proporcionalnosti poznata kao koeficijent ekvilibrijumske distribucije.

Pre validacije treba proveriti implementaciju modela, tj, treba utvrditi da li se modelom tačno rešavaju jednačine koje treba rešiti.

Dok je verifikacija relativno jednostavna procedura, validaciju prate poteškoće, budući da tu dolazi do uključivanja poređenja sa opservacijskim podacima. Naime:

- Osobine sistema možda se neće moći izmeriti u prostornim i vremenskim okvirima koji odgovaraju onima koji se u modelu koriste. Stoga će morati da se obavi ili veliki broj merenja da bi se sistem u potpunosti okarakterisao ili će se morati usvojiti vrlo široke pretpostavke.
- Čak iako je sistem dobro okarakterisan, postoji teoretski problem pri povezivanju osobina u malom okviru sa osobinama u velikom okviru. Na primer, kod nelinearnih sistema, aritmetička sredina nije odgovarajuća procedura.

- Može biti neophodna upotreba istorijskih podataka radi kalibracije i validacije, budući da prikupljanje novih podataka može zahtevati previše vremena ili novca. Ovi podaci, pošto su prikupljeni u druge svrhe, mogu biti ne baš idealni po svojoj prirodi, potpunosti ili informacijama po pitanju zbunjućih faktora koji mogu uticati na validaciju.
- Dostupni podaci za validaciju mogu biti teški za manipulaciju pri pravljenju razlike između modela i parametarskih vrednosti koje određuju reakcije sistema i koje nas naročito zanimaju.
- Podaci koji se koriste za validaciju mogu biti slični onima koji se koriste za kalibraciju. U ovom slučaju, prihvatljivo predviđanje validacijskih podataka pokazuje da je model pogodan za interpolaciju, ali nam ne daje nikakve naznake o validnosti korišćenja tog modela za ekstrapolaciju pri novim okolnostima.

Uopšteno govoreći, primarna uloga modela procene je da se odrede radiološke posledice po čoveka od ispuštanja radionuklida u životnu sredinu. Treba razmotriti više načina na koji se ovo može desiti i oni se generalno mogu podeliti na tri kategorije:

Udisanje:

- Čestičnih i gasovitih radionuklida iz oblaka
- Iz materijala koji se izdiže sa površine
- Zagađene morske vode i pene koja dođe do obale
- Radona i torona koji se ispuštaju iz materijala u životnoj sredini, i njihovih radioaktivnih jedinjenja koja obrazuju.

Unošenje u organizam:

- Od zagađene vode za piće
- Od zagađene hrane
- Od zagađene zemlje i sedimenata.

Eksterno izlaganje:

- Od zagađenih vodenih površina;
- Od zagađene zemlje i sedimenata;
- Od zagađenih urbanih površina
- Zbog prolaska radioaktivnog oblaka.

U radiološkim procenama je ukupna primljena doza radijacije na svim putanjama važna, i zbog toga postoji potreba za sistemskim modelima kojima se sve relevantne putanje mogu rešiti na dosledan i adekvatan način.

7.1 Kopneno okruženje

Radionuklidi mogu ući u kopneno okruženje kao atmosferska ispuštanja iz nuklearnih ustanova, i tako zagađiti zemlju u biljke putem zagađene vode.

A. Suvo izbacivanje

U mnogim modelima procene, suvo izbacivanje radionuklida iz atmosfere u zemlju i vegetaciju se kvantifikuje brzinom odlaganja V_d [ms^{-1}]:

$$D_{r,i} = v_d C_{a,r} \quad \text{Eq. (7)}$$

Brzina odlaganja je empirijski određiva količina koja zavisi od više faktora, kao što su veličina čestice, razdaljina od mesta izbacivanja, itd. Gasoviti radionuklidi mogu biti klasifikovani prema svojoj inkorporaciji u reaktivne ili nereaktivne gasove. Plemeniti gasovi kao što su kripton ili ksenon ne interaguju sa drugim supstancama ili površinama, tako da je njihovo izbacivanje zanemarljivo. Reaktivni gasovi (npr, I_2 , CO_2 i SO_2) i karakterišu ih brze i efektivne interakcije sa biljkama. Ove reakcije dovode do izrazitih povećanja u koncentracijama u vazduhu, koje dovode do efektivnog fluksa reaktivnih gasova prema biljci iz atmosfere u blizini površine.

I kod čestica i kod gasova, na brzinu ispuštanja utiče vrsta biljne pokrivenosti. Generalno, ispuštanje je efektivnije kod veće biljne pokrivenosti, budući da se oblast interakcije između vegetacije i atmosfere povećava.

Suvo ispuštanje je posledica interakcije meteoroloških faktora, hemijskih i fizičkih karakteristika zagađivača kao i svojstava biljne površine. Kada uzmemo u obzir ove faktore, neizvesnost u vezi sa procenama je faktor reda veličine od 5-10, i odgovara geometrijskoj standardnoj devijaciji od 2-3. Dalji naponi su takođe neophodni da bi se ispitao opseg veličine čestica pri suvom ispuštanju kao funkcija razdaljine od izvora i preovlađujućih meteoroloških uslova. Štaviše, uloga biljnog pokrivača bi trebalo da bude još pomije ispitana.

B. Zadržavanje radionuklida koji se ispuštaju u vlažnom obliku

Jedan deo radionuklida koji bivaju ispušteni kroz padavine biva zadržan od strane vegetacije, dok ostatak pada kroz biljni pokrivač na zemlju. Generalno se veoma jednostavni pristupi koriste da bi se procenilo zadržavanje u modelima procene. Za zadržani deo se često pretpostavlja da je konstantan za sve elemente, sve biljne vrste i sve slučajeve padavina. Ipak, u nekim modelima se aktivnost zadržavanja vlažnog ispuštanja modeluje kao funkcija gustine biomase.

Značajan uticaj hemijskog oblika ispuštenog materijala je primećen. Zbog negativnog naelektrisanja biljnih površina, adsorpcija pozitivno naelektrisanih jona na površini lista je mnogo efektivnija nego kod anjona. Razlike između biljnih vrsta bile su od manje važnosti u poređenju sa varijacijama između radionuklida gde je zadržavanje polivalentnih jona bilo čak osam puta veće nego u slučaju anjona.

Dalje istraživanje je naročito potrebno radi poboljšanja razumevanja uticaja hemijskog oblika, intenziteta padavina i strukture biljnog pokrivača, uključujući i arhitekturu biljnog pokrivača i površinsku strukturu listova.

C. Atmosferski uticaj

Jednom kada se ispuste u vegetaciju, radionuklidi se gube iz biljaka zbog uticaja vetra i kiše, ili zbog kvašenja ili zbog abrazije epidermisa. Povećanje u biomasi za vreme rasta ne prouzrokuje gubitak aktivnosti, ali ono dovodi do smanjenja u koncentraciji aktivnosti zbog efektivnog razblaživanja. Budući da je rast podložan varijacijama godišnjih doba, stopa smanjenja koncentracije aktivnosti kod biljaka posle ispuštanja zavisi od godišnjeg doba. Međutim, zbog toga što se procesi uklanjanja i razblaživanja odvijaju istovremeno, tačan doprinos svakog uklanjanju aktivnosti iz biljaka je teško proceniti. Stoga se ukupan gubitak izražava preko poluvremena atmosferskog uticaja T_w , koje je rezultat svih procesa koje smo iznad opisali (uključujući i razblaživanje rasta). Ovo poluvreme atmosferskog uticaja se empirijski određuje regresijom koncentracije radionuklida u vegetaciji na vremenskoj osnovi.

Atmosferski uticaji se u modelima procene obično simliraju preko jedne eksponencijalne funkcije. Iako efekti vetra i kiše prouzrokuju gubitak u aktivnosti posle ispuštanja, dugoročno zadržavanje generalno nije povezano sa vremenskim okolnostima. Hemijski oblik zagađenja izgleda da je od male važnosti po gubitak od vremenskih uslova. Kraća poluvremena su bila opažena prvenstveno u regionima sa brzorastućom vegetacijom, dok su duža poluvremena bila zabeležena u Skandinaviji gde je stopa rasta bila manja, zbog kasnijeg proleća u toj oblasti.

D. Translokacija

Translokacijom se opisuje distribucija radionuklida unutar biljke posle ispuštanja u listove i apsorpcije u njih.

Translokacija se kvantifikuje na različite načine u različitim modelima procene. Široko primenjeni parametar jeste faktor translokacije (m^2kg^{-1}), koji se definiše kao odnos koncentracije aktivnosti u jestivom delu ($Bq kg^{-1}$) i ukupne aktivnosti zadržane od strane biljnog pokrivača po jedinici zemljane površine ($Bq m^{-2}$).

Najvažniji faktori koji utiču na translokaciju su fiziološko ponašanje radionuklida u biljci i trenutak u kojem dolazi do ispuštanja za vreme perioda rasta. Kada govorimo o fiziološkom ponašanju, generalno gledano, elementi, i stoga radionuklidi mogu biti diferencirani u skladu sa svojom mobilnošću u biljkama. Postoje dva transportna sistema u biljci, ksilem i floem; mobilni elementi mogu biti transportovani kroz oba sistema. Ksilemom se transportuje voda i minerali od zemlje ka višim delovima biljke. Kod transporta preko ksilema ne pravi se razlika između elemenata jednom kada oni uđu u taj sistem (npr., penetracijom iz zemlje u korenje).

Glavna funkcija floema je da se karbohidrati proizvedeni za vreme procesa fotosinteze transportuju iz listova u organe za skladištenje (npr., seme). Transport u floemu je moguć i u donjem i gornjem smeru i važi samo za određene elemente: alkalni elementi, magnezijum, sumpor, hlor i fosfat se transportuju u fleom, dok se, iz fizioloških

razloga, alkalni zemljani metali, olovo, plutonijum, lantanidi i aktinidi ne transportuju na ovaj način.

Obim translocirane aktivnosti u velikoj meri zavisi od stadijuma razvoja na kojem dolazi do odlaganja. Prema eksperimentalnim rezultatima, količina cezijumam koja se translocira iz listova u seme varira za više od dva reda veličine za vreme perioda rasta, čime se naglašava važnost i osetljivost ovog procesa za procene doza. Za dugoročna ispuštanja se mogu koristiti odgovarajuće srednje vrednosti.

Postojeći pristupi za opisivanje translokacije su generalno preterano jednostavni kada se ima uvidu kompleksnost procesa koji leže u osnovi svega, ali kod njih postoje ograničenja zbog nedostataka podataka.

Važnost translokacije pri određivanju aktivnosti u hrani posle odlaganja je ilustrovana na tabeli 7.3, gde se porede aktivnosti kod pšenice i kod krompira. Poređenjem aktivnosti u prvoj i drugoj godini naglašava se važnost kontaminacije listova, koja je, u ovom slučaju, nekoliko redova veličine veća od preuzimanja radionuklida preko korenja u potonjim godinama. Takođe je očigledno da je kontaminacija preko listova podložna uticaju godišnjih doba.

Bez obzira na važnost odlaganja u lišće pri kontaminaciji hrane, baza podataka za modelovanje kontaminacije preko listova i translokacije je mala. Da bi se prevazišle velike neizvesnosti u vezi sa ovim metodom, potrebno je više eksperimenata da bi se istražila distribucija kontaminacije kao funkcije elementa, stadijum razvoja u kojem dolazi do odlaganja, vreme posle kontaminacije, biljna vrsta i hemijski oblik zagađivača.

E. Preuzimanje radionuklida iz zemlje

Preuzimanje radionuklida iz zemlje preko korenja je teško za kvantifikovanje, budući da je zemlja veoma kompleksan sistem. Na preuzimanje hranljivih materija i zagađivača utiču brojni faktori (npr., vrsta zemljišta, Ph, kapacitet apsorpcije, sadržaj gline, sadržaj organskih materija i bavljenje tim zemljištem). Posebnu brigu treba posvetiti pri upotrebi izdatih kompilacija transfernih faktora, budući da su i suve i vlažne težinske osnove za zemljišta i biljke bile korišćene pri izradi relevantnog odnosa. Odabir vlažne težine za osnovu umesto suve dovodi do odnosa koji su do jednog reda veličina manji.

Ovaj parametar ima nekoliko ograničenja:

- (i) manje ili više arbitrarnu definiciju korenske zone od 0.1 ili 0.2m dubine
- (ii) upotreba ukupne koncentracije radionuklida u zemljištu bez razmatranja hemijske specijacije i
- (iii) velike varijacije eksperimentalno utvrđenih transfernih faktora.

Svejedno, on se primenjuje u većini modela rprocene. U slučajevima u kojima je određivanje koncentracije aktivnosti u zemljištu teško zbog naglašenih sastojaka aktivnosti u višem sloju zemljišta, često se primenjuje transferni faktor nagomilavanja koji stavlja u direktan odnos aktivnosti u biljkama sa ukupnom aktivnošću po jedinici oblasti.

Preuzimanje radionuklida preko korenja je generalno jedino od važnosti samo za radionuklide za poluživotima od barem jedne godine. Utisak o opsegu transfernih faktora je dat u tabeli 7.4. Generalno, transferni faktori su viši kod peskovitog zemljišta nego kod zemljišta koje je bogato klinom, i transferni faktori za generativne delove biljaka (semenje, krtole) su niži nego kod vegetativnih delova biljke (lišće, korenje).

Preuzimanje aktinida iz zemljišta je veoma ograničeno. Kod ovih elemenata, zagađenje preuzimanjem preko korena je slično ili je manje nego zagađenje zbog ispuštanja vraćenih zagađenih delova zemljišta.

Iako je važna za sve elemente, specijacija radionuklida u zemljištu je naročito kompleksna za jod, tehnecijum i neptunijum. Dostupnost joda je mnogo manja pri aerobnim uslovima, zbog njegove povećanje inkorporacije i interakcije sa organskom materijom zemljišta. Tehnecijum i neptunijum su najdostupniji pod aerobnim uslovima i postupno se smanjuju u razne manje dostupne hemijske oblike u zemljištima sa malom koncentracijom kiseonika.

G. Resuspenzija

Resuspenzija znači pomeranje deponovanog materijala sa zemlje u atmosferu kao rezultat vetra, podizanja tla i drugih aktivnosti. Resuspenzija je trajan izvor za radionuklide u vazduhu koji se izbacuju sa tla. Resuspenzija može voditi preraspodeli aktivnosti i dekontaminaciji čistih površina. Na to utiče niz faktora, kao što su vreme izbacivanja, meteorološki uslovi, karakteristike površine i ljudski uticaji.

Dugoročni resuspenzioni faktor, RF, može se opisati pomoću funkcije vremena izbacivanja:

$$RF(t) = Ae^{-\beta t} + C \quad \text{Eq.(9)}$$

gde

A+C daju početnu vrednost resuspenzionog faktora

B je mera smanjenja resuspenzionog faktora

C je finalni resuspenzioni faktor

U Evropskim uslovima, vrednosti za početni resuspenzioni faktor A+C koje su merene posle Černobiljskog akcidenta iznose od $4 \cdot 10^{-9}$ do $5 \cdot 10^{-8} m^{-1}$.

H. Istarživački prioriteti u zemaljskom modelovanju

Iako se radioekološka istraživanja usavršavaju više od četiri decenije, modelovanje prenosa radionuklida u zemaljskim uslovima je još uvek povezano sa velikom neizvesnošću.

Za modelovanje u biosferi u okviru sistema slabljenja deponovanja, dugoročna sudbina radionuklida u okolini postaje bitan problem. Za radionuklide od posebnog značaja su ^{36}Cl , ^{99}Tc , ^{129}I .

7.2.2. Vodena sredina

A. Modelovanje prenosa radionuklida u morskim uslovima

U svojoj diskusiji o modelovanju morskog prenosa, grupa eksperata IAEA napravili su razliku između disperzije i efekata modela. Ovde, primarni interes jeste disperzija.

U kontekstu priobalnog okruženja grupa je osmislila tri faze modelovanja:

1. cirkulacija vode i prenos modela;
2. sedimentni prenos modela;
3. biološki prenos modela.

Modelovanje radionuklida u vodi je ograničeno samo raspoloživošću pogodnih podataka za modele; što složeniji model, potreban je veći broj podataka.

Glavno rešenje metoda dostupnih za prenos modela je da uključuje korišćenje jednog ili više ravnomerno pomešanih odeljaka ili numerička ili polu-analitička rešenja relevantnih jednačina prenosa. U nekim situacijama se mogu koristiti čisto empirijski metodi u kojima merenja daju vezu između kvantiteta od interesa. Semi-analitičke metode izražavaju rešenja za jednačine u zatvorenom obliku, ali mogu zahtevati, na primer, numeričke integracije kako bi procenili kvantitete od interesa. Ove metode leže negde između potpuno analitičkih i numeričkih rešenja jednačina. Višestruka rešenja bi trebalo da teže ka numeričkom rešavanju ako je broj odeljaka u porastu.

Empirijski metodi

Na nekim lokacijama koncentracije antropogenih radionuklida u ekološkim materijalima mogu se izmeriti iznad pozadinskih nivoa, i ove koncentracije mogu se direktno odnositi na pražnjenje radionuklida u morskim uslovima. Ove veze će biti specifične, i ako se značajno promene uslovi od onih u kojima su bile izvedene, mogu prestati da važe.

Jednostruko-uporedivi modeli

Jednostavni jednostruko-uporedivi modeli se naširoko koriste za modelovanje sudbine ulaza radionuklida u morskim oblastima blizu obala. Sadržaj radionuklida je podeljen između otopljenog i visećeg sloja faza koje zavise od ravnoteže sorpcionog koeficijenta, i gube aktivnost sistema koji je dospao u fazu uklanjanja vode iz odeljaka, čiste dno taloga i radioaktivno se raspadaju.

Lokalna upoređivanja volumena su generalno određena dostupnošću hidrografskih informacija. Ako su merenja radionuklida, koji su u vodi, dostupna, izmena vrednosti izvan odeljka može biti sinhronizovana da daje izračunavanja koja su u skladu sa merenjima. Obustavljeni talog predstavlja izvestan koristan parametar dok su ove izmene podvrgnute ciklusu plime.

Tako jednostavan model daje dugačak rok za prosečnu koncentraciju radionuklida u vodenoj fazi lokalnog odeljka. Upoređujući sa upotrebom koncentracionih faktora okolnih media od interesa, dugoročni proseci koncentracija mogu biti određeni. Aproksimacije i pojednostavljenja koji se podrazumevaju u metodu su veoma razumljivi.

Polu-analitički modeli

Polu-analitički modeli leže negde između jednostavnih jednostruko-uporedivih modela i više kompleksnih numeričkih modela. Primere ovih modela je opisao Maul (1986). Glavna karakteristika lokalne disperzije zagađivača u morima je kretanje struja paralelno obali. Zbog kruženja struja, totalno odstupanje može biti 20 km ili više, tako da oslobođeni zagađivač u moru može putovati kilometrima uz obalu, pre nego što se vrati u početnu tačku.

Višestruko-uporedivi modeli

Broj višestruko-uporedivih modela zavisi od ponašanja mnogih problema povezanih sa radionuklidima u morskom okruženju, protežući se od regionalne skale modela u saglasnosti sa oticanjem u more sa obalskim nuklearnim olakšicama, ka većim skalama modela koje su u saglasnosti sa deponovanjem radioaktivnih otpadaka na ili ispod nivoa mora. Regionalne skale modela generalno simuliraju uniformna vertikalna mešanja, tako da je upotrebljen dvo-dimenzionalni niz odeljaka. U zavisnosti od aplikacije, prenos radionuklida na dno sedimenta može biti modelovan veoma jednostavno ili detaljno.

Numerički modeli

Mnogi numerički modeli sadrže hidrodinamičke module za izračunavanje brzine vode i dubine kao funkcije vremena kroz ciklus plime. Generalno, koriste se dvo-dimenzionalne jednačine, bez simulacije varijacija na vertikalnom planu. Postoje jednačine za kontinuitet i impuls. Druge jednačine zavise od nekih faktora, kao što su Koriolisova sila, rasejanje po impulsima, napon smicanja na površini.

Hidrodinamički model daje podatke za korišćenje u modelovanju transporta (prenosa). Brzina dela toka koja je korišćena zavisiće od vremenske skale. Ako je brzina dela toka uzeta tako da odgovara preostalom toku, onda ona ne mora zavisiti od vremena, i izračunavanja za srednju koncentraciju će na vremenskoj skali biti mnogo veća od perioda plime.

B. Oblasti zaliva

Zalivi se mogu definisati kao polu-zatvoreni obalski delovi vode koji imaju slobodnu vezu sa otvorenim morem i unutar je morska voda razblažena čistom vodom. Zalivi se obično klasifikuju prema fizičkim okeanografskim karakteristikama, naročito intenzitetom mešanja po vertikali. Zalivi mogu biti slojeviti, delimično pomešani ili potpuno pomešani. Ako je turbulentna energija kretanja plime dovoljna da zaustavi uslojavanje izazvano brojnim razlikama između slane i čiste vode, zaliv postaje vertikalno dobro pomešan, iako mogu preostati bočne nehomogenosti.

C. Reke

Primer za jednodimenzionalni polu-empirijski model dao je Schaeffer (1975). On pretpostavlja da se aktivnost u vodama reka smanjuje kako se aktivnost prenosi nizvodno prema

$$Q_w = Q_0 \exp(-kx)$$

i

$$k = k' + \frac{\lambda_r}{u_w}$$

gde

Q_w je aktivnost prolaska kroz datu tačku u jedinici vremena [Bqs^{-1}]

λ_r je konstanta radioaktivnog raspada [s^{-1}]

u_w je brzina rečne vode

Q_0 je ivor snage [Bqs^{-1}]

x je nizvodna razlika od puštene tačke

Empirijski faktor k' predstavlja efektivne gubitke u rečnom taloženju.

Ukupna koncentracija u vodi, C , se računa

$$C = \frac{Q_w}{Au_w}$$

gde A predstavlja poprečni presek površine vode. Aktivnost će biti podeljena između vodene faze i povezana sa uklonjenim sedimentima.

D. Jezera

Jezera se mogu smatrati jednostavnim zatvorenim oblastima vode za koje generalni tipovi modela kojima su opisani morski uslovi, mogu biti primenjeni. Jednostavni uporedivi modeli se generalno koriste za mala, dobro pomešana jezera, takođe ako je jezero uslojeno potrebna je detaljnija reprezentacija. Primer modela za transport radionuklida u jezera je LAKECO razvijan za RODOS program.