MILJØMINISTERIET

Miljøstyrelsen

Anvendelse af matematiske modeller til analyse af forurende sedimenters miljøeffekter

Jan K. Rønberg
DHI- Institut for Vand og Miljø

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen **Nr. 26** 2005

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD 5

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER 7

SUMMARY AND CONCLUSIONS 9

1 BAGGRUND 11

1.1 UDLEDNING AF MILJØFREMMEDE STOFFER 11
1.2 KONTAMINEREDE SEDIMENTER 11
1.2.1 Forureningskilder 12
1.2.2 Foranstaltninger til bekæmpelse af forurening 13

2 VURDERINGSSTRATEGIER 15

2.1 INTERNATIONALE KONVENTIONER 15
2.2 VANDKVALITETSKRITERIER 16
2.3 ØKOLOGISK RISIKOBASERET MILJØVURDERING 18

3 KVANTIFICERING AF MILJØEFFEKTER 23

3.1 PROCESSER OG DERES BESKRIVELSER I MATEMATISKE MODELLER 25
3.2 TYPER AF EKSISTERENDE MATEMATISKE MODELLER 26
3.2.1 Eksisterende viden og modelleringsekspertise 30
3.2.2 Eksempel 36

4 ANVENDELSE AF MATEMATISKE MODELLER I MILJØFORVALTNING 43

5 REFERENCER 47

Forord

Miljøstyrelsen har igangsat en række projekter med det formål at skabe overblik over forureningens karakter i havnesedimenter samt at vurdere konkrete løsningsmuligheder for håndtering, deponering og genanvendelse af sedimenterne.

I forlængelse af denne indsats har Miljøstyrelsen bedt DHI om en beskrivelse af mulighederne for at anvende matematisk modellering som værktøj i den kvantitative beskrivelse af forureningen. Denne rapport fremstiller baggrunden for anvendelsen af matematiske modeller, det nuværende detailniveau i beskrivelsen af forurenede stoffers transport og omsætning, samt det potentiale anvendelsen af matematiske modeller har i analysen af miljøeffekter som følge af forurenede sedimenter.

Sammenfatning og konklusioner

Håndteringen af forureningsproblematikken omkring kontaminerede sedimenter skal, i den danske miljøforvaltning, ses på baggrund af de rammer, som opstilles i gældende internationale konventioner, som Danmark har tilsluttet sig. Inden for disse rammer opereres med forskellige niveauer af miljøvurderinger, og der angives retningslinier for hvilke procedurer, der kan og bør følges.

Som en del af miljøforvaltningen angives der også i disse konventioner retningslinier for vurdering af mulige miljøeffekter som følge af forurening med kontaminerede sedimenter. Ved vurderingen af mulige miljøeffekter opstilles derfor kriterieværdier for maksimale belastninger af miljøet med givne miljøfremmede stoffer.

Der er principielt to forskellige metoder til angivelse af kvalitetskriterier til vurdering af indholdet af miljøfremmede stoffer i sediment:

1. Vurderinger baseret på indholdet af enkeltstoffer i sedimentet relativt til uforurenet sediment; baggrundsværdier.

2. Kriterieværdier baseret på enkeltstoffers toksiske indvirkning på det marine miljø, anvendt i økotoksikologiske risikobaserede vurderingsmetoder.

I denne rapport er det i konteksten af de internationale konventioner forsøgt at opridse, hvilket værktøj den systematiske brug af matematiske modeller kan udgøre inden for rammerne af økotoksikologisk risikobaseret miljøvurdering.

Baggrunden, den praktiske anvendelse og perspektiverne for en anvendelse af matematisk modellering er vist gennem beskrivelsen af relevante tilgængelige modeller og eksempler på deres anvendelse i miljøvurderinger.

Det må endvidere forventes, at den praktiske anvendelse af modeller til beskrivelse af forureningsproblematikken omkring forurenede sedimenter, gradvist vil øge den tilgængelige procesviden og skabe en bedre udnyttelse af den i måledata iboende information. Dermed etableres en bedre forståelse og baggrund for den konkrete miljøvurdering i enkeltsager. En sådan viden vil kunne medføre en optimeret miljøvurderingen, der igen vil kunne medføre en kostoptimeret løsning på en given forureningsproblematik.

Summary and conclusions

Management of polluted sediments in Denmark is handled within the framework context of the international conventions, to which Denmark has acceded.

Within this framework, environmental evaluations are proposed at different levels of sophistication, and guidelines for procedures to follow in the regulation of activities related to contaminated sediments are provided.

As an integral part of the environmental guidelines, also guidelines for the assessment of potential environmental effects of contaminated sediments in the environment are proposed. In the regulatory assessment of activities related to contaminated sediments, threshold values for the maximum release of contaminants are recommended.

Two distinctly different types of threshold criteria are advised in the assessment of the acceptable content of contaminants in the sediment:

1. Assessments based on the content of individual contaminants in the sediment relative to contents in undisturbed sediments (background values).

2. Threshold values based on the toxic effect of the contaminants in the marine environment, which are used in ecotoxicological risk based assessment methods.

The aim of this report is to outline the potential use of mathematical modelling as a tool in the context of ecotoxicological risk based assessment methods.

The background, practical application and perspectives for using mathematical modelling is demonstrated through the description of state-of-the-art models for contaminated sediment transport description and examples on their application.

It is to be expected that the practical use of models in describing the problem complex of contaminants related to sediments gradually will expand the existing process knowledge and enable a better utilisation of the information contained in measured data. This will help to establish a better understanding and background for the specific environmental assessment in individual cases. Such knowledge would enable an optimised environmental assessment, which again could result in a cost optimised solution for a given contamination problem.

1 Baggrund

1.1 Udledning af miljøfremmede stoffer

Først med fremkomsten af store miljøkatastrofer frembragt af kemiske affaldsprodukter er man inden for de seneste få dekader for alvor er blevet opmærksom på de uønskede effekter, disse stoffer har i det marine miljø. Derfor er man påbegyndt en indsats for at kunne danne sig et overblik over omfanget af den eksisterende forurening, samtidig med at man aktivt ønsker at reducere omfanget af forureningen mest muligt. Indsatsen for at begrænse omfanget af forurening sker i flere internationale fora og udmønter sig bl.a. i internationale standarder og regelsæt for tilladelig udledning til det marine miljø.

Indsatsen rettes mod forskellige miljøfremmede stofgrupper. Det gælder bl.a.:

- Metaller, såsom kviksølv (Hg), bly (Pb) og cadmium, der alle naturligt kun optræder i meget små koncentrationer i miljøet.
- PAH'er, PCB'er, dioxiner.
- Pesticider.

Selvom metallerne også forekommer naturligt i miljøet, henregnes de i denne sammenhæng til de miljøfremmede stoffer, da de kun har interesse i mængder større end den naturlige baggrundskoncentration, og dermed er at betragte som miljøfremmede.

1.2 Kontaminerede sedimenter

Den specifikke sammensætningen af sedimenterne er afgørende for, hvorledes de miljøfremmede stoffer omsættes i miljøet, da forskellige miljøfremmede stoffer vekselvirker forskelligt med de forskellige dele af bundsedimenterne.

Suspenderede sedimenter og bundsedimenter i marine områder består af en blanding af uorganisk sand, silt og lerpartikler samt organisk materiale. Det uorganiske materiale stammer fra bjergarter, der gennem fysiske påvirkninger er blevet nedbrudt og findelt til smådele. Det organiske materiale består af nedbrudte planter og dyr, alger, plankton samt organiske restprodukter af anden biologisk oprindelse.

Blandingsforholdet mellem uorganisk og organisk materiale er afhængig af den givne lokalitet, idet både tilførsel og fjernelse af materiale sker ved den i området betingede strøm. Derudover er kilderne til materialet, f.eks. å-udløb, udledning, aflejringer osv. afgørende for sammensætningen af bundsedimenterne.

Ved udledning af miljøfremmede stoffer til det marine miljø indgår langt de fleste udledte stoffer i en kompliceret biokemisk omsætningsproces, samtidig med at de påvirkes af de fysiske omgivelser i vandmiljøet. Vind-, strøm- og

bølgeaktivitet transporterer stofferne til de enten aflejres i bundsedimenterne eller optages i de biologiske organismer.

De marine bundsedimenter kommer på denne måde til at udgøre et reservoir for disse stoffer, på samme måde som sedimenterne udgør et reservoir for næringsstoffer.

Interaktion mellem miljøfremmede stoffer og partikulært materiale sker bl.a. ved adsorption og desorption til partiklerne. Begge processer sker både i vandet og i bundsedimentet, men ved rater der afhænger af hvilket stof og hvilken type partikler der er tale om. Andre parametre, såsom Ph, redox, salinitet osv. har også betydning for processen.

Ved adsorption til vandbårent partikulært materiale, vil stofferne transporteres og aflejres med det partikulære materiale, der følger påvirkningen fra strøm og bølger. Da strøm og bølgeforhold transporterer det partikulære stof forskelligt, som følge af deres forskellige faldhastigheder og resuspensionsegenskaber, vil de miljøfremmede stoffer således også transporteres forskelligt, afhængigt af sammensætningen af det partikulære materiale.

De processer der styrer omsætningen af de miljøfremmede stoffer i det marine miljø er beskrevet nærmere i afsnit 3.1

1.2.1 Forureningskilder

I forbindelse med fastlæggelsen af forureningen i det marine miljø med miljøfremmede stoffer er der tale om to forskellige påvirkninger af forureningsgraden:

- Tilførsel af nyt forurenet materiale fra f.eks. industriel udledning, klapning, skibssejlads, atmosfærisk bidrag osv.
- Resuspension af eksisterende kontamineret bundmateriale.

Den første aktivitet søges i dag i videst muligt omfang reguleret og nedbragt via national og international lovgivning/retningslinier i f.eks. EU, hav- og POP konventioner. Krav til udledningers maksimale indhold af de kendte og skadelige miljøfremmede stoffer nedbringer tilledning af stoffer og forsøger at minimere påvirkningen af miljøet til et acceptabelt minimum. Denne regulering sker under indbyrdes afvejning af miljømæssige og økonomiske interesser, og kræver derfor naturligt den bedst tænkelige information om de miljømæssige og økonomiske konsekvenser af de pågældende aktiviteter.

For så vidt angår resuspension af eksisterende kontaminerede bundsedimenter er dette som regel aktuelt, hvor ændrede strømforhold betinger øget hydrodynamisk aktivitet. Det kan f.eks. opstå ved:

- Skibstrafik, der øger strøm og turbulens i havne og på lavere vanddybder.
- Opførelse af marine konstruktioner.
- Øget 'flushing' af eksisterende havneløb.
- Morfologiske ændringer, der blotlægger tidligere beskyttede områder med indhold af kontamineret sediment.

Som for tilledning af nyt forurenet materiale gælder også her, at aktiviteten kan og bør reguleres ved indbyrdes afvejning af miljø- og økonomiske

interesser baseret på specifik kendskab til de miljø- og økonomiske konsekvenser.

1.2.2 Foranstaltninger til bekæmpelse af forurening

I det omfang en aktivitet påvirker miljøet negativt ud over hvad der kan accepteres, kan der blive tale om øget rensning/behandling af udledt materiale eller, i tilfælde af eksisterende forurenet bundmateriale; oprensning af eksisterende marine bundsedimenter eller tildækning og indkapsling af forureningskilden.

Graden af forureningsreduktion vil som oftest være proportional med de omkostninger, der er forbundet med indsatsen, hvorfor en detaljeret viden om indgrebets virkning målt i forhold til omkostningerne ved indgrebet er af stor betydning for en vurdering af implementering.

Med andre ord er en afvejning af; fordele, omkostninger og risici baseret på et detaljeret kendskab til de opnåede fordele og den involverede risiko betydende for om aktiviteten skal iværksættes.

Som eksempel kan nævnes, at Københavns Havn ønsker en forbedret vandkvalitet i den indre del af havnen, hvor der i dag forefindes store mængder kviksølvkontamineret bundmateriale. Hvilken strategi havnen skal vælge for at opnå den forbedrede vandkvalitet, afhænger dels af de omkostninger, der er forbundet med forskellige løsningsmuligheder (oprensning/tildækning helt eller delvist), og i denne sammenhæng, i hvor høj grad disse løsningsmuligheder bidrager til at reducere omfanget af forureningen, både på kort sigt og på lang sigt.

Det er netop den kvantitative fastlæggelse af ændringen i vandkvaliteten, der inden for de seneste få år er blevet forbedret kraftigt ved anvendelse af matematisk modellering, og som nærværende rapport forsøger at belyse. Og med det forbedrede informations- og vidensgrundlag, som disse værktøjer leverer, fremkommer forbedrede muligheder for at afveje fordele, risici og omkostninger i de enkelte tilfælde.

Hvor det i dag er generelle kriterier, så som den dobbelte baggrundskoncentration, der kan være afgørende for om f.eks. klapning af kontamineret materiale bliver accepteret, kan man med matematiske modeller udarbejde risikobaserede vurderinger i hvert enkelt projekt og dermed undgå de generaliserende betragtninger, som ikke giver udsagn om konkrete indvirkninger på miljøet. Betragtninger, der i dag som regel ligger til grund for en klapningstilladelse. Dermed vil man få en beslutningsproces baseret på konkrete lokale forhold. Da en række af de danske småhavne i dag imødeser økonomisk uholdbare landdeponeringer af små mængder kontamineret materiale, vil man her kunne gå ind på en mere detaljeret vurdering af den specifikke miljøpåvirkning. På den måde kan man f.eks. inddrage volumenet af det klappede materiale i betragtningen af miljøpåvirkningen. Dette er ikke er tilfældet i dag, selvom det samlede volumen af klappet, kontamineret materiale er en afgørende parameter for miljøpåvirkningen.

2 Vurderingsstrategier

Håndteringen af forureningsproblematikken omkring kontaminerede sedimenter skal, i den danske miljøforvaltning, ses på baggrund af de rammer, som opstilles i gældende internationale konventioner, som Danmark har tilsluttet sig. Inden for disse rammer opereres med forskellige niveauer af miljøvurderinger, og der angives retningslinier for hvilke procedurer, der kan og bør følges.

Som en del af miljøforvaltningen angives der også i disse konventioner retningslinier for vurdering af mulige miljøeffekter som følge af forurening med kontaminerede sedimenter. Ved vurderingen af mulige miljøeffekter opstilles derfor kriterieværdier for maksimale belastninger af miljøet med givne miljøfremmede stoffer.

Det er til brug for denne økotoksikologiske vurdering, at matematiske modeller med fordel kan anvendes, idet de muliggør en kvantificering af forventede stofkoncentrationer som en given udledning kan afstedkomme. En kvantificering, der kan holdes op imod givne vandkvalitetskriterier, som også er under indførelse i Danmark under Vandrammedirektivet.

2.1 Internationale konventioner

Til begrænsningen af havforurening med kontaminerede sedimenter foreligger retningslinier i forskellige internationale konventioner, af hvilke Danmark har tiltrådt bl.a. London Konventionen (LC72), OSPAR Konventionen og Helsingfors Konventionen (HELCOM 1992). En nærmere redegørelse for de i konventionerne fastlagte krav og retningslinier findes bl.a. i Miljøstyrelsens redegørelser /3/, /4/ og /5/.

Sammenfattende kan det siges, at Danmark med tiltrædelsen af disse konventioner har forpligtet sig til at nedbringe forureningen af havmiljøet med miljøskadelige stoffer. Til den ende er der i konventionerne fastlagt retningslinier for hvilke procedurer, der skal følges i forbindelse med opgravning og klapning af kontamineret materiale. Herunder retningslinier for:

- Fysisk, kemisk og biologisk karakterisering af materiale.
- Vurdering af forureningskilder.
- Prøvetagning af forurenede stoffer i havbunden.
- Vurdering af mulige effekter i miljøet.
- Tilladelse til opgravning og klapning.
- Overvågning og rapportering.

Da en tilvejebringelse af et fuldstændigt beslutningsgrundlag efter ovenstående retningsliner er meget kostbart, er det oftest omfanget og sværhedsgraden af forureningen der afgør, hvor detaljeret en forundersøgelse vil være i de enkelte lande, der har tiltrådt konventionerne. Derfor er proceduren for klapning af materiale ofte faseopdelt i f.eks. 4 faser, hvor afgørelsen træffes på det trin som sværhedsgraden af den foranstående

forurening nødvendiggør. Med andre ord jo større risikoen for miljøeffekter er, desto større grad af forundersøgelser kræves.

Flere europæiske lande bruger dog, ligesom Danmark, alene sedimentkvalitetskriterier baseret på baggrundskoncentrationen som grundlag for en vurdering af, hvorvidt der skal gives tilladelse til klapning af kontamineret materiale. En egentlig vurdering af de konkrete miljøeffekter i den givne sag foretages altså ikke.

I modsætning hertil er det praksis i lande som USA, Canada, Australien og New Zealand at anvende risikobaserede toksikologiske betragtninger, hvor de faktisk forventelige miljøeffekter søges kvantificeret, således at en beslutning om tilladelse gives på baggrund af viden om de konkrete toksikologiske indvirkninger på miljøet. Denne kvantificering opnås bl.a. gennem brug af matematiske modeller til udregning af forventede koncentrationsniveauer af specifikke miljøfremmede stoffer. Dermed muliggøres en kvantifikation af forventede biologiske effekter.

Forundersøgelserne har dermed karakter af egentlige VVM undersøgelser. Karakter og omfang af nogle af disse undersøgelser er diskuteret nærmere i afsnit 3.2

2.2 Vandkvalitetskriterier

I Vandrammedirektivet (60/2000/EU), som for tiden er under indførelse i Danmark, arbejdes med specifikke miljøkrav til vandkvaliteten, baseret på en *koncentration af et bestemt stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.* (EU Kommissionen 2000)

En beskrivelse af den kvantitative fastlæggelse af specifikke vandkvalitetskrav og kriterier forefindes i rapport til Miljøstyrelsen /6/, hvorfra de følgende afsnit er hentet.

Ud over stoffets toksicitet, persistens og evne til at akkumulere i sediment eller biota, skal kvalitetskrav for vandmiljøet således også fastsættes under hensyn til risiko for skadevirkning hos mennesker, f.eks. ved indtagelse af fisk eller skaldyr fra det pågældende område.

Der skelnes i vejledningen til den danske bekendtgørelse (Miljøstyrelsen 1999) mellem vandkvalitetskriterie og vandkvalitetskrav. Et vandkvalitetskriterium danner grundlag for at vurdere, under hvilke koncentrationer i vandmiljøet, der ikke forventes påvirkning af økosystemets struktur og funktion. Et vandkvalitetskrav baseres på et vandkvalitetskriterium, men kan tillige inkludere hensyn til forholdene i det aktuelle vandområde, f.eks. hensyn til særligt følsomme områder eller arter.

I praksis estimeres risiko for effekt på organismer i miljøet ved at sammenholde den miljømæssige koncentration (Predicted Environmental Concentration, PEC) med den estimerede nul-effekt-koncentration for stoffet eller spildevandet (Predicted No Effect Concentration, PNEC). Forholdet mellem PEC og PNEC kaldes risikokvotienten, som hvis den overstiger en værdi på 1 (PEC/PNEC > 1) indikerer risiko for effekt. Størrelsen af risikokvotienten indikerer sandsynligheden for den pågældende effekt.

PEC kan i bedste fald baseres på målte koncentrationer i miljøet, men må oftest baseres på beregninger af stoffets transport, fordeling og skæbne i et generaliseret miljøscenarie, og ud fra stoffets egenskaber, f.eks. opløselighed, adsorptionsevne og nedbrydelighed. Resultatet af eksponeringsvurderingen er en estimeret koncentration af stoffet i forskellige delmiljøer.

PNEC beregnes ud fra data for stoffets toksicitet opnået i laboratorietestsystemer eller i sjældne tilfælde på basis af data fra økosystemundersøgelser. Metodikken, der anvendes ved beregning af PNEC, er i princippet den samme som ved vurdering af stoffers toksicitet i forbindelse med fastsættelse af vandkvalitetskriterier.

Almindeligvis udtrykkes toksiciteten af et stof over for organismer i vandmiljøet som en akut eller kronisk effekt f.eks. dødelighed, væksthæmning, hæmning af reproduktionen mv. Ved vurdering af stoffers økotoksikologiske egenskaber inddrages tilgængelig videnskabelige data, herunder feltstudier, resultater af eksperimentelle økosystemer (mesokosmos) og data fra laboratorietest.

Der er for de fleste stoffer kun meget få oplysninger om toksicitet over for vandorganismer, og i det omfang de findes, er der oftest tale om resultater af korttidstest udført i laboratoriet. Det er derfor en almindeligt accepteret praksis at anvende en såkaldt applikationsfaktor til at ekstrapolere fra data opnået i laboratoriet til en beregnet nul effekt koncentration i miljøet, PNEC, idet PNEC fastsættes som laveste effektkoncentration divideret med en applikationsfaktor. Applikationsfaktorerne anvendes for at tage højde for de usikkerheder, der er forbundet med ekstrapolationen, herunder:

- Variationer inden for enkelte laboratorier, og mellem forskellige laboratorier.
- Forskelle i følsomhed inden for en population.
- Ekstrapolation fra korttids- til langtidseksponering.
- Ekstrapolation fra laboratorieforhold til betingelserne i miljøet.
- Forskelle i følsomhed mellem arter: ekstrapolation fra test med få arter i laboratoriet til samfund af arter i økosystemet.

Størrelsen af applikationsfaktoren afhænger af mængden og kvaliteten af data. Er der tale om få data fra korttidstest, typisk repræsenteret ved test med fisk, krebsdyr og alger, anvendes en høj applikationsfaktor, f.eks. 1000, mens data for kronisk toksicitet opnået i langtidstest giver anledning til anvendelse af en lavere faktor (10, 50 eller 100 afhængig af datamængde). Principperne for beregning af PNEC er beskrevet i den tekniske vejledning til Kommissionens direktiv 93/67/EØF og forordning (EC) no. 1488/94 for risikovurdering af kemiske stoffer, det såkaldte Technical Guidance Document (TGD) (Kommissionen 1996).

Der henvises til TGD for en nærmere diskussion af principperne for beregning af PNEC, men der er dog nogle forhold som er vigtige at bemærke her:

- Bestemmelse af PNEC-værdier for enkeltstoffer baseres på laboratoriedata for få arter, der repræsenter forskellige trofiske niveauer og taxonomiske grupper. Beregningen baseres på den test, som viser den største følsomhed. De testede arter er ikke nødvendigvis de vigtigste målorganismer i miljøet, men repræsenterer samfund af planter og dyr.

F.eks. repræsenterer de mikroalger, der anvendes til test, også andre typer alger som samfund af fastsiddende alger i nærheden af et spildevandsudløb, som kan blive udsat for en langt stærkere påvirkning end en planktonisk alge, der føres bort fra udledningsområdet med strømmen i løbet kort tid.

- I modsætning til et vandkvalitetskriterium inddrages parametre som nedbrydelighed og bioakkumulering ikke i beregningen af PNEC. PNEC er således ikke det samme som et vandkvalitetskriterium, men indgår i grundlaget for fastsættelsen af det.

Samlet er der altså tale om, at man inden for Vandrammedirektivet ønsker at give at målbart kriterium for et stof, PNEC, i form af en stofkoncentration i vandet, som grænseværdi for en acceptabel forventet belastning, PEC, der kvantificeres ved brug af beregninger baseret på modelsimuleringer. Denne fremgangsmåde benyttes også i USA til fastsættelse af føderale vandkvalitetskrav , WQC i 'US Clean Water Act'. På tilsvarende måde fastsættes her endvidere sedimentkvalitetskrav, SQC, som anvendes ved risikovurdering af kontaminerede sedimenters miljøpåvirkning.

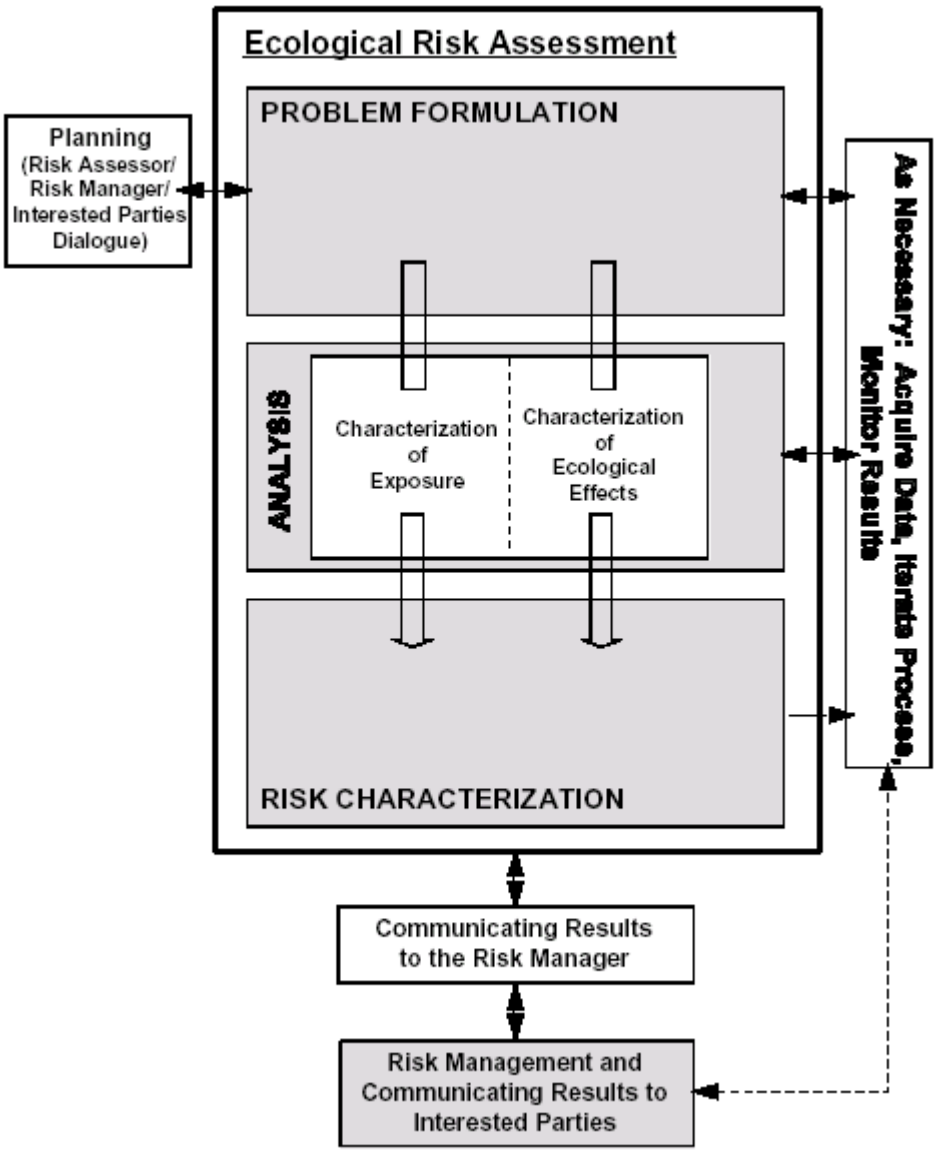
2.3 Økologisk Risikobaseret Miljøvurdering

I USA har man gennem årene oparbejdet en praksis under hvilken man inden for alle områder af miljøforvaltningen gennemfører en risikovurdering af det enkelte projekter med henblik på en klarlæggelse af de forventede økologiske konsekvenser, projektet måtte afstedkomme. Seneste har de amerikanske miljømyndigheder, EPA, i 1998 udgivet en guideline for økologisk risikobaseret miljøvurdering /7/, som en opdatering af deres 1992 udgivelse.

Økologisk risikobaseret miljøvurdering 'undersøger sandsynligheden for at negative økologiske indvirkninger opstår som et resultat af en eksponering til en eller flere stressfaktorer', /7/. Evalueringen 'frembyder et kritisk element i miljøforvaltningens beslutningsproces ved at give beslutningstagere en mulighed for og anvisning i at inddrage tilgængelig videnskabelig information og viden i beslutningsprocessen sammen med andre faktorer af betydning for beslutningsprocessen.'

Basalt set består miljøvurderingen i tre faser: problemformulering, analyse og risikovurdering.

Som det ses i Figur 2.1 udgør analysefasen et tostrenget forløb. Dels karakteriseres selve stressfaktoren eller den aktivitet/det materiale der fremkalder miljøeffekterne, og dels karakteriseres påvirkningen på miljøet. Det vil sige sammenhængen mellem stressfaktoren og det økologiske systems respons herpå klarlægges. Det er denne sammenhæng, der danner grundlag for en tilstrækkelig forståelse for miljøeffekterne som følge af en forestående aktivitet, og for at frembringe denne forståelse inddrages i videst muligt omfang tilgængelig videnskabelig information og viden.



Figur 2.1 Skematisk fremstilling af økologisk risikobaseret miljøvurdering efter EPA's retningslinier.

EPA sammenfatter følgende grunde til at anvende økologisk risikobaserede miljøvurderinger i miljøforvaltningen:

- Gennem en iterativ procedure kan ny viden og information inkorporeres i beslutningsproceduren ved anvendelse af information og opnået viden fra tilsvarende projekter.

- Risikovurderinger kan anvendes til at udtrykke ændringer i økologiske effekter som funktion af ændringer i stresspåvirkningerne af systemet. Denne egenskab er specielt anvendelig ved afvejning af fordele og ulemper ved forskellige løsningsalternativer. Dermed kan der opstilles en prioriteret liste af handlemuligheder, som kan indgå i en cost-benefit vurdering.

Risikovurderinger giver en eksplicit evaluering af de usikkerheder, der indgår i vurderingen.

Med stigende antal stressfaktorer, påvirkningsmuligheder og ændringer i selve systemet som følge af den biologiske, kemiske og fysiske dynamik, stiger kompleksiteten i et system. Dermed nødvendiggøres også brugen af bedre information og mere viden for at kunne overskue de miljømæssige effekter, som en påvirkning af et givet system har.

Det følger derfor naturligt at opstille en konceptuel beskrivelse af interaktionen mellem de fysiske, kemiske og biologiske variable i et system under påvirkning til at oparbejde en forståelse af den samlede dynamik. En konceptuel beskrivelse, der formaliserer den viden om processernes interaktion som eksisterer, og samtidig kan anvendes til at levere en stedsspecifik beskrivelse af interaktionen, baseret på tilgængelig information fra den specifikke lokalitet.

Denne konceptuelle beskrivelse formaliseres i dag typisk gennem computerbaserede dynamiske beskrivelser, hvori en interaktion mellem et systems tilstandsvariable bedst kan beskrives i høj tidslig og stedlig opløsning, samtidig med at stedsspecifikke forhold tages i betragtning.

Som begrundelse for anvendelsen af modeller anfører EPA /7/:

- Modeller kan let opdateres, når ny viden om interaktionen mellem tilstandsvariable øges.
- Modeller klargør, hvilke forhold der er tilstrækkelig belyst med den eksisterende viden, og hvor den eksisterende viden er utilstrækkelig.
- Modeller er gode til at formidle den anvendte forståelse af problemets natur. De klarlægger endvidere de forudsætninger, der er anvendt til belysning af problemet.
- Modeller tilbyder en måde at evaluere forventede effekter af givne miljøpåvirkninger.
- Processen, hvorigennem en model opstilles, er en lærerig proces, der afføder ny viden.

I lyset af ovenstående har man i USA gennem de seneste år i stigende grad anvendt computerbaserede modeller i regulære VVM processer som forudsætning for tilladelser til klapning, oprensning og anden håndtering af kontaminerede sedimenter, se også afsnit 3.2.

En nærmere beskrivelse af konkrete konceptuelle modeller, der i dag anvendes er givet i afsnit 3.1.

Da miljøproblemer relateret til kontamineret sediment varierer i omfang efter lokalitet og sedimentets kontamineringsgrad, anvendes i USA en skalérbar tilgang til problemet, således at undersøgelsernes omfang står i rimeligt forhold til problemets størrelse. En trinvis tilgang til løsning af informations- og vidensbehovet er bl.a. beskrevet i Miljøstyrelsens egen rapport om vurderingsstrategier, /4/. Som et konkret eksempel kan nævnes den måde, man anvender den i Great Lakes området i det nordlige USA., /11/.

Her anvendes 4 trin med følgende opbygning:

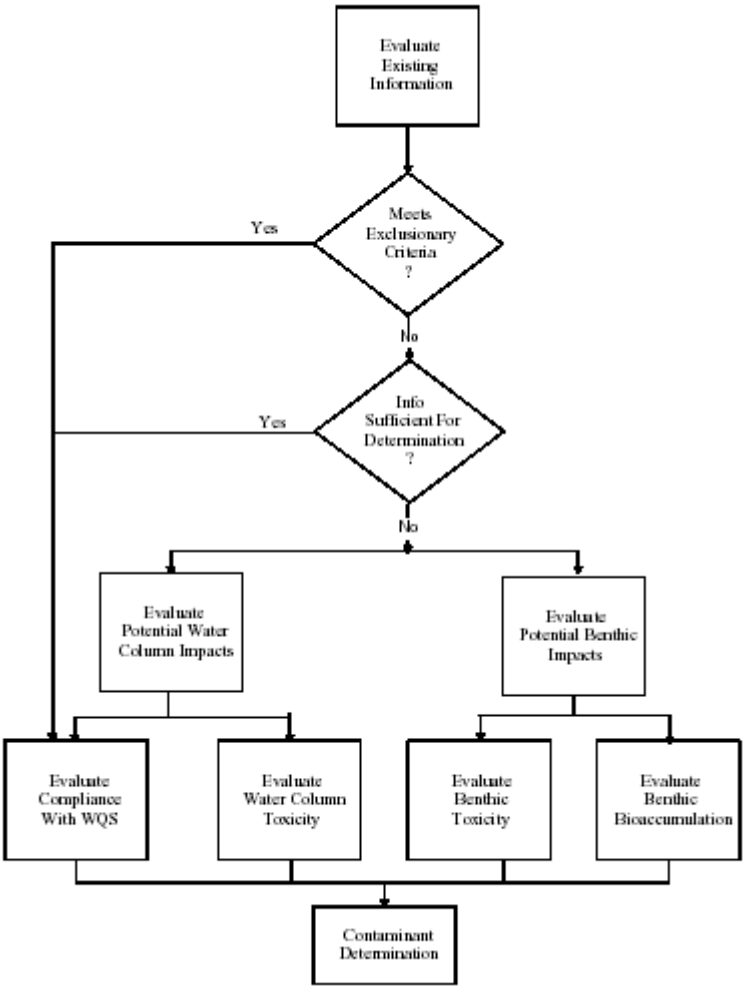
- Trin 1: Anvendelse af eksisterende materiale til projekter, der har tilstrækkelige baggrundsinformation i kraft af tidligere erfaring/historik.

- Trin 2: Vurdering af miljøeffekter for vand og benthiske organismer baseret på computermodeller og worst-case scenarier.

- Trin 3: Vurdering af miljøeffekter for vand og benthiske organismer baseret på effektbaseret biologisk testning.

- Trin 4: Dette trin nås kun i ganske få tilfælde og såfremt man på de foregående trin ikke har formået tilvejebringe tilstrækkelig information. Udgangspunktet er her specifikke lokale forhold, og der angives ingen generelle procedurer for evaluering på dette trin.

I Figur 2.2 er flow diagrammet for anvendelsen af de forskellige testmetoder, der anvendes i Great Lakes området, fremstillet.



Figur 2.2 Flow diagram for trinvis testmetode til vurdering af miljøproblemer for klapning af kontamineret materiale. Anvendes af US EPA i forbindelse med projekter i Great Lakes , /10/.

Som eksempel på anvendelsen af modeller kan i denne sammenhæng nævnes, at for at evaluere benthisk bioakkumulering af organiske kemikalier anvendes computer modelleret TBP, Teoretisk Bioaccumulations Potentiale, der er en konceptuel model baseret på erfaringer fra amerikanske laboratorieforsøg fra midten af 80'erne. Her relateres bioakkumuleringen af organiske kemikalier bl.a. til sedimentets indhold af organisk materiale, lipidindhold i organismen og koncentrationen af det organiske kemikalie i det tilførte materiale, /10/.

3 Kvantificering af miljøeffekter

Koncentrationen af et givent stof i vandmiljøet afhænger dels af bidrag fra kilder og baggrundskoncentration dels af de aktuelle fortyndings-, omsætnings- og spredningsforhold i recipienten.

Denne koncentration er defineret ved

C = masse af forureningsstof / vandvolumen

og koncentrationen C kan måles både i vandsøjlen og i sedimentet.

Nogle kilder vil kun i ringe grad påvirke koncentrationen i recipienten - andre vil være store bidragsydere. Udledningens placering, lokale fortyndingsforhold samt baggrundskoncentration forårsaget af andre kilder, vil, foruden koncentrationen i selve udledningen, betinge den endelige koncentration i recipienten.

Det er dermed ikke altid den største enkeltbelastning af et givent stof, der er hovedbidragsyder til koncentrationen i vandmiljøet. Omvendt kan selv en mindre kildebelastning være kritisk for vandmiljøet i situationer med relativ lav fortyndingsgrad eller høj baggrundskoncentration.

For så vidt angår baggrundskoncentrationen i vandet antages denne normalt for konstant og er som regel baseret på målinger. I praksis vil den dog også variere. For eksempel kan man forestille sig, at baggrundskoncentrationen er højere i en periode umiddelbart efter en storm eller en periode med kraftigt tidevand.

En forudsætning for at kunne fastlægge over- og baggrundskoncentration er, at man kan opstille et korrekt massebudget. Dette kræver grundlæggende, at man har kendskab til vandets og sedimentets bevægelser samt naturligvis styrken af forureningskilderne.

En vurdering af effekt forårsaget af flere kilder kan derfor medføre behov for mere detaljerede beregninger, herunder anvendelse af dynamiske vandkvalitetsmodeller. Dvs. matematiske modeller, der udgør en videnskabelig baseret metode til at bestemme baggrunds- og overkoncentrationer, idet de på en konsistent måde integrerer de hydrauliske transportmekanismer med tilførslen af forurening.

Anvendelse af en modelbaseret analyse må naturligvis afvejes i forhold til problemets omfang og foretages trinvist. Det første skridt er at opstille en hydraulisk model, der kan beskrive vandmassernes bevægelse. Herved kan man beregne:

- Opholdstider i havnebassiner, fjorde og andre havområder.
- Forekomst af idvande når tidevandsstrømmen vender og andre strømsvage områder.
- Strømfelter, der kan benyttes til at vurdere mulighed for erosion af havbund og derved spredning af sediment.

Det næste skridt er at undersøge transportveje af koncentrationsniveauer af forurening. Dette kræver kendskab til forureningskilderne. Opstilles en spredningsmodel på grundlag af den hydrauliske model kan der herved bestemmes:

- Baggrundskoncentrationer.
- Overkoncentrationer forårsaget af punktkilder.
- Bestemmelse af mest betydende forureningskilder.
- Spredning af forurening fra kontaminerede havne.
- Spredning af forurening til omkringliggende områder.

I det tilfælde, at forureningen skyldes resuspension af tidligere aflejret sediment kan dette også medtages. Ved brug af erosionsformler for sediment kan resuspensionen beregnes som funktion af de hydrauliske og sedimentologiske forhold. Resuspension kan skyldes naturlige fænomener som kraftige storme. I beskyttede områder som havne er det dog ofte skibstrafik, der er er den mest afgørende årsag til resuspension.

Belastningen fra samtlige kilder vil således, i kombination med hydrauliske, kemiske og biologiske forhold, betinge områdets aktuelle vandkvalitet. I praksis vil såvel belastning som strømningsmønstret i vid udstrækning variere i tid og rum. Belastning fra kilder kan variere med skiftende produktionsforhold (skibstrafik, industriudledninger) eller variation i oplandet (renseanlæg). Strømningsmønstret vil i visse områder skifte fra time-til-time (minut-til-minut) afhængig af påvirkninger fra ydre randområder, aktuel meteorologi og tilledninger fra land. Strømningsmønstret og dermed vandskiftet er således dynamisk med en variation i tid og rum. Som et resultat af dette vil også fortynding/spredning af udledte stoffer have en tilsvarende variabilitet. Endeligt vil variation (i tid og rum) af kemisk/biologiske omsætningsprocesser påvirke den faktiske vandkvalitet i recipienten.

Ovenstående dynamik udgør et systemkompleks, der er vanskeligt at overskue uden passende beregningsværktøjer. Matematiske modeller for hydraulik i kombination med dynamiske spredningsberegninger af udledninger kan benyttes i denne sammenhæng som et redskab til at skabe et overblik.

Opstilling af en dynamisk model reflekterende de faktiske forhold i et vandområde muliggør detaljerede analyser af mulige fremtidige forhold, herunder bestemmelse af den maksimale acceptable belastning fra flere kilder til et vandområde.

Med udgangspunkt i dynamiske modeller kan der således eksempelvis analyseres for konsekvens af udledning fra flere kilder, deres indbyrdes betydning for den faktiske vandkvalitet, samt for betydning af vandskifteforhold. Den hydrauliske og sedimentologiske model kan ligeledes benyttes til at udvikle og vurdere forskellige tiltag til at reducere forureningen.

Dette kan foreksempel være:

- Effekt af fjernelse af væsentlige punktkilder.
- Effekt af kapning af sediment.
- Risikovurdering for spredning af sediment ved bortgravning.
- Ændring af havnemunding med henblik på at reducere udsivning af forurening.

Herudover vil modellerne kunne bruges til at planlægge og optimere moniteringsprogrammer. Dette er særdeles vigtigt på grund af den store steds- og tidslige variations, der findes, samt for at sikre, at resultaterne af moniteringsprogrammerne kan ekstrapoleres og generaliseres.

3.1 Processer og deres beskrivelser i matematiske modeller

Modellering af fysiske-, kemiske- og biologiske processer i matematiske modeller er en anvendelse af en eksisterende generel og formaliseret viden om nogle processer, der indlagt i konceptuelle modeller kan anvendes til at frembringe en specifik årsagssammenhæng mellem givne tilstandsvariable på specifikke lokale forhold.

F.eks. kan en generel viden om vandets bevægelseslove udtrykkes i formaliserede modeller, der kan give udsagn om konkrete strømninger i et givet område. Tilsvarende kan man for kemiske- og biologiske processer udtrykke årsagssammenhænge i konceptuelle modeller, der igen kan anvendes på specifikke lokaliteter til her at udtrykke helt specifikke årsagssammen-hænge.

Når disse processer skal beskrives i dynamiske, dvs. tidsvarierende, sammenhænge, og samtidig leveres med en rimelig grad af stedslig opløsning, så skal kompleksiteten ikke være synderlig stor før de beregningsmæssige udfordringer bliver ganske store. Det er derfor først med computerens store udbredelse, at man i større udstrækning er begyndt at anvende mere komplicerede modeller til beregning af fysiske-, kemiske- og biologiske processer.

De anvendte modeller af processer udtrykkes i diskrete, dvs. ikke-kontinuerte, tids- og stedslige koordinater, og finder sit udtryk i forskellige formuleringer såsom finite-differens/finite-elementer, LaGrangsk/Eulersk osv. Dermed følger, at en stigende diskret opløsning af fænomenerne kræver stigende regnekraft. Da computerens regnekraft har været dramatisk stigende gennem de seneste få år, er opløsningen i beregningerne steget kraftigt, men derudover er også kompleksiteten af de involverede processer steget markant.

Situationen er derfor i dag den, at der er opbygget avancerede computermodeller til beskrivelse af :

- Fysiske fænomener, f.eks. vandstrømme, bølgebevægelser, sedimenttransport etc.
- Biologiske kredsløb, f.eks. næringsstofkredsløbet i marine phyto- og zooplankton systemer.
- Kemiske kredsløb, f.eks. omsætningen af metaller i anoxiske bundsedimenter.

Men tillige er mange af disse modeller nu gradvist ved at blive koblet sammen, således at interaktionen mellem fysiske, biologiske og kemiske processer kan beskrives i en samlet model.

Dette kapitel forsøger at give et generelt bud på det eksisterende niveau inden for dette område i dag, samtidig med at der præsenteres anbefalinger for hvilken anvendelse af modeller, der er ønskværdig i forvaltningen af kontaminerede sedimenter.

3.2 Typer af eksisterende matematiske modeller

I forbindelse med kontaminerede sedimenters miljøeffekter er omdrejningspunktet for en kvantitativ beskrivelse af stofkoncentrationen en korrekt beskrivelse af strømningsforholdene i det pågældende område.

To- og tredimensionale modeller til beskrivelse af strømningsforhold under påvirkning af meteorologiske kræfter og tidevandskræfter er i dag standardværktøjer, og danner derfor typisk grundlaget for en beskrivelse af spredning og udfældning af stoffer i vandområder. En fyldestgørende hydrodynamisk beskrivelse vil derfor blive antaget som forudsætning for de modeller, der er beskrevet i det følgende.

For at skitsere forskellige grader af kompleksitet i beskrivelsen af kontaminerede sedimenters miljøeffekter er der i Figur 3.1 angivet de øgede krav, der stilles til en modelbeskrivelse som funktion af en øget kompleksitet i de involverede processer.

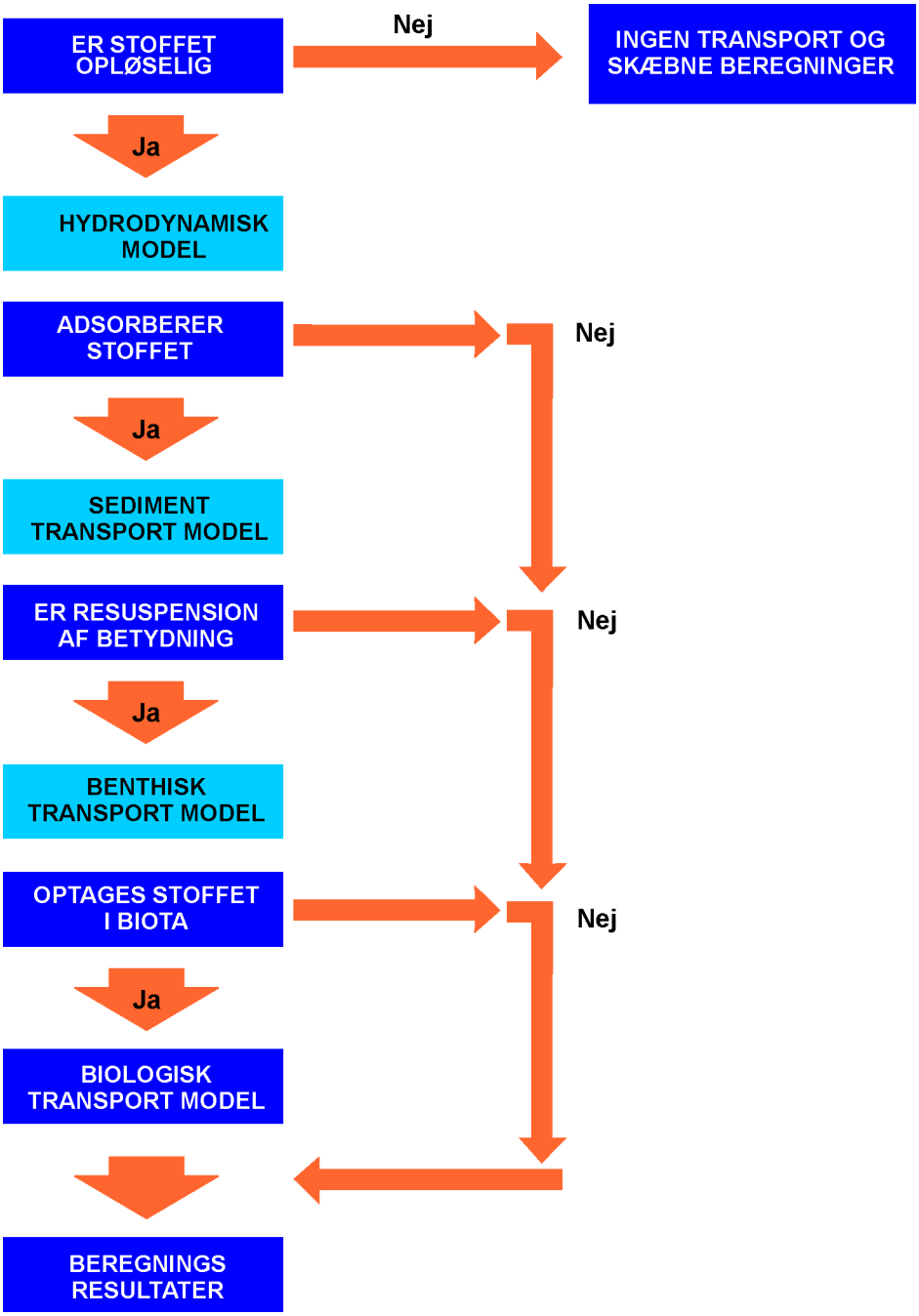
Som det er vist i Figur 3.1 er den første overbygning på en ren hydrodynamisk beskrivelse en spredningsbeskrivelse af et givent stof baseret på de beregnede strømforhold.

Spredningsmodel
Antages de hydrodynamiske forhold at være velbeskrevet for en given lokalitet over en ønsket periode, er den simpleste form for beskrivelse af kontaminerede sedimenter der kan laves, en beskrivelse af sedimenternes fysiske spredning under antagelse af en given kildestyrke.

I disse modeller kan man beskrive spredning af de toksiske stoffer under 1.ordens henfald af stoffet, eller med en simpel faldhastighed.

Sedimentationsmodel
Antages det givne stof at adsorbere til sedimentet, kræves endvidere en beskrivelse af det suspenderede sediments transportvej og skæbne. Da sedimentets transportvej afhænger af fald-hastigheden, og dermed kornstørrelsen/typen, vil en beskrivelse af sedimentets faldhastighed være en nødvendig parameter.

I forhold til en spredningsmodel, vil man med en sedimentationsmodel kunne levere en beskrivelse af faldhastigheden som funktion af de hydrodynamiske forhold, og dermed reproducere aflejring af sedimenter mere korrekt.



Figur 3.1 Stigende kompleksitet i procesbeskrivelsen for kontaminerede sedimenter medfører stiger kompleksitet i modelleringen, efter /9/.

Sedimentationsmodel med bundbeskrivelse
Er resuspension fra bunden aktuel, som følge af varierende strømforhold og varierende styrkeforhold i bunden, kræves tillige en beskrivelse af interaktion mellem det suspenderede sediment og bundsedimenter. Med en sådan beskrivelse kan sedimentets transportvej udregnes for variationer i både hydrodynamiske, såvel som geologiske og til dels biologiske forhold. Sidstnævnte forhold nævnes fordi biologiske benthisk aktivitet kan influere resuspensionsstyrken af bundsedimenter. Ved mere avancerede modeller af denne type kan flere fraktioner af sedimentet beskrives simultant, således at transportvejen for både fint organisk og uorganisk materiale kan inddrages.

Fysisk-kemisk transport- og omsætningsmodel
Med baggrund i en avanceret sedimenttransportmodel kan en toksisk spredningsbeskrivelse inddrage adsorptionsprocesser mellem toksiske stoffer og sedimentet. Beskrivelsen vil typisk være baseret, således at forholdet mellem fordelingen af toksiske stoffer i vandfasen og stoffer adsorberet til partikulært materiale i suspension er givet ved en dynamisk ligevægts-betragtning. Dermed opnås en detaljeret spredningsbeskrivelse af toksiske stoffer. Endvidere kan nedbrydningsprocesser for de toksiske stoffer beskrives, både i vandfasen og i bundsedimenterne og processernes afhængighed af givne parametre, såsom temperatur, pH, salinitet kan indregnes.

Fysisk-kemisk og biologisk transport- og skæbnemodel
De biologiske systemer kan inddrages i beskrivelsen ved at supplere med koblingen til en eutrofieringsmodel, der beskriver næringsstoffernes kredsløb i et marint miljø. Eutrofieringsmodellen giver mulighed for at beskrive den sæsonmæssige variation i kulstofkredsløbet, gennem beskrivelse af plankton og algeopvækst og -henfald.

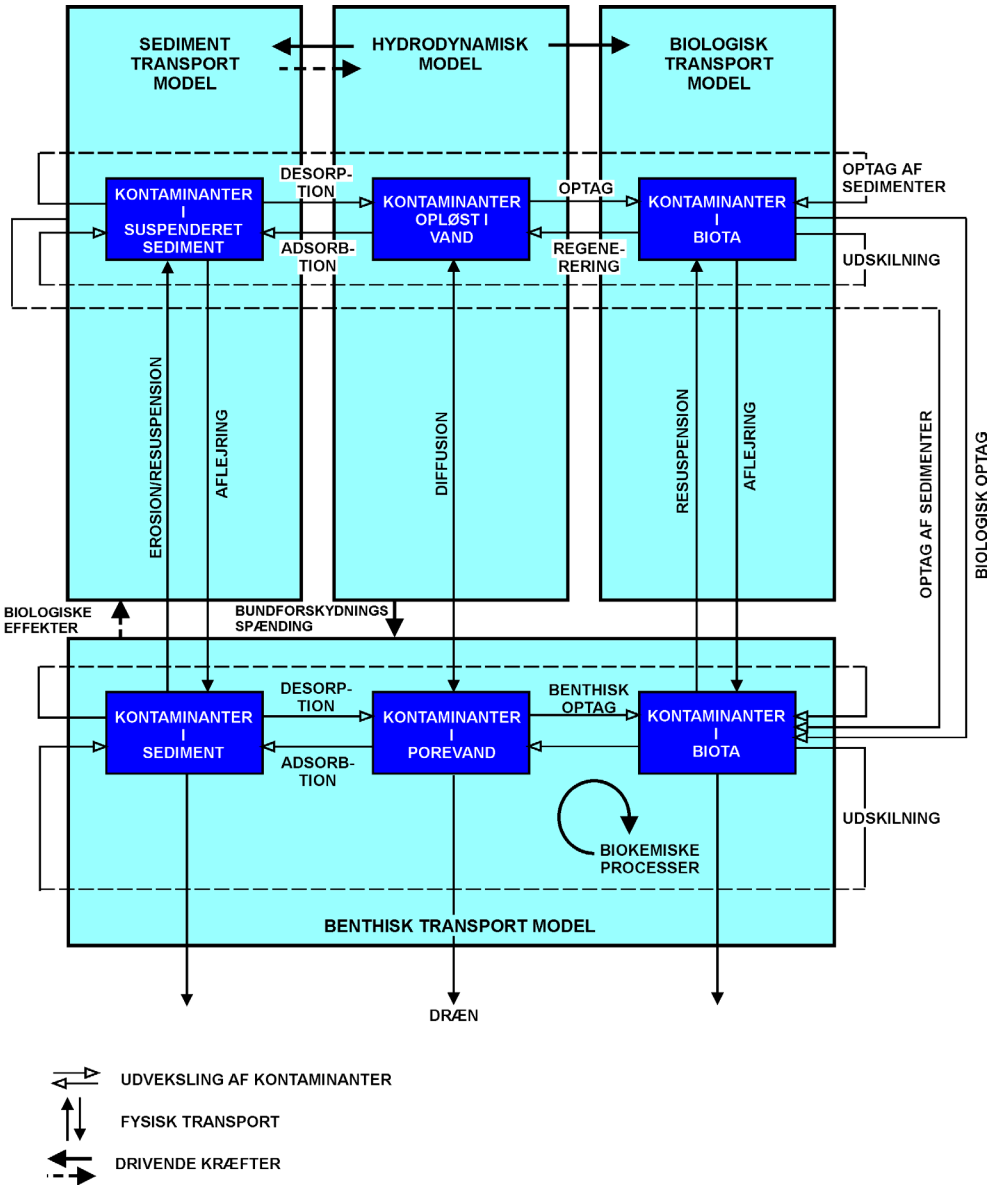
Som seneste led i modeludviklingen er man nu i gang med etablere modelsystemer, der foruden ovennævnte også indeholder et biooptag, baseret på en modelbeskrivelse af forskellige biologiske organismer, såsom plankton, benthiske invertebrater og fisk. Dermed kan ændringen af koncentrationen af et givent toksisk stof i en given organisme, f.eks. ål, beregnes som følge af en given toksisk belastning af det marine miljø.

Det samlede systemkompleks som det i dag er muligt at etablere ved en detaljeret beskrivelse af toksiske stoffers skæbne i det marine miljø er illustreret i Figur 3.2.

På baggrund af ovenstående skematiserede fremstilling af stigende grad af modelkompleksitet, kan det overvejes at lade en miljøvurdering af en given aktivitet behandle efter et forløb, hvor en stigende økonomisk/miljømæssig interesse i aktiviteten afspejles i en stigende detaljeringsgrad i model-beskrivelse. I USA lader man på denne måde f.eks. kravet til miljøvurderingers informations- og oplysningsniveau afhænge af de økonomiske- og miljømæssige interesser, der er involveret i en given aktivitet. Det Nationale Amerikanske Forskningsråd beskriver det således i /10/:

> ’Cost-effective management of contaminated sediments requires informed decisions about the levels of analysis and action required to characterize contaminated sites, to identify and manage appropriately the risks associated with sediment contaminants, and to confirm the results of remediation or contaminant through monitoring.’

Det kan i den sammenhæng bemærkes, at man f.eks. ved klaptilladelser i Danmark ikke foretager undersøgelse af hvordan materialet spredes i det marine miljø, men derimod opererer med begreb som ’uendelig klapkapacitet’, hvorved forstås, at det klappede materiale fjernes fra området.



Figur 3.2 Konceptuel model for detaljeret fysisk-, kemisk- og biologisk modellering af omsætningen af toksiske stoffer i et marint miljø.

3.2.1 Eksisterende viden og modelleringsekspertise

Kombinationen af store økonomiske interesser med interessen for miljøproblemer relateret til toksiske stoffer har i mange vestlige lande øget beredvilligheden over for en forskningsmæssig indsats på området. I USA anslår EPA, at 10% af de amerikanske vådområder må betragtes som værende kontamineret. Både på det forskningsmæssige plan og for så vidt angår udviklingen af matematiske modeller drives en stor del af indsatsen derfor af amerikanske midler og aktører.

Det følgende afsnit forsøger at opridse det omtrentlige niveau for matematiske modellers evne til at beskrive det komplicerede system, som toksiske stoffers omsætning i det marine miljø udgør.

De primære modelområder, der er relevante i denne sammenhæng er:

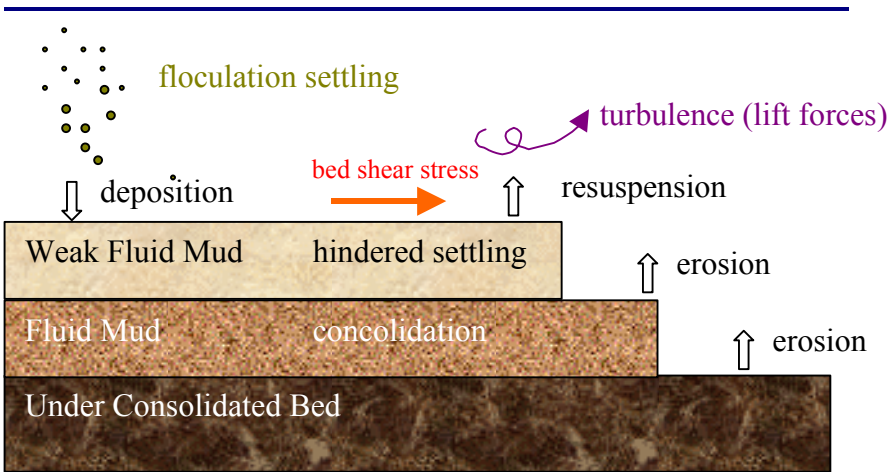
- Modellering af sedimenttransport, inkl. beskrivelse af bundforhold.
- Modellering af omsætningen af toksiske stoffer adsorberet til partikulært materiale, opløst i vandfasen og i bunden.
- Modelleringen af relevante marinbiologiske systemer og deres optag af toksiske stoffer.

I det følgende er niveauet for den danske modelleringsekspertise inden for de nævnte områder kort beskrevet. Der er taget udgangspunkt i eksisterende operationelle værktøjer, som direkte eller med mindre modifikationer kan anvendes i denne sammenhæng. Modellerne indgår alle som en del af det nuværende MIKE modelsystem, som udvikles på DHI - Institut for Vand og Miljø.

De beskrevne modeller er i denne sammenhæng på niveau med den internationale ekspertise, omendskønt der er forskel i tilgangsvinkel på enkelte punkter.

Sediment transport
For så vidt angår sedimenttransport er der i denne sammenhæng tale om transport af fine partikler, hvilket kan modelleres i en model til beskrivelse af kohæsiv sedimenttransport. En deterministisk, teoretisk baseret beskrivelse af transport-, aflejring og resuspension af kohæsive sedimenter eksisterer endnu ikke. En matematisk beskrivelse af erosions-/aflejringsmønstrene for kohæsive materialer vil derfor i vid udstrækning være empirisk baseret. Dette skyldes primært fænomenets komplekse natur, hvori indgår stedsspecifik mineralogi og biologi, der i alt overvejende grad betinger sedimenternes opførsel. F.eks. vil bundsedimenters strøminducerede resuspension være afhængig af mængden af biofilm, som den omkringliggende biologiske aktivitet er årsag til. Viden om bundsedimenternes erodibilitet kan man f.eks. kun udsige noget om gennem detaljerede målinger af erosionsstyrken (direkte eller indirekte). En parameter, der er afgørende, idet den fastsætter ved hvilken strømhastighed bundsedimenter bliver resuspenderet, og dermed transporteret bort.

De processer, der er tale om ved modellering af kohæsive sedimenter er skitseret i Figur 3.3.

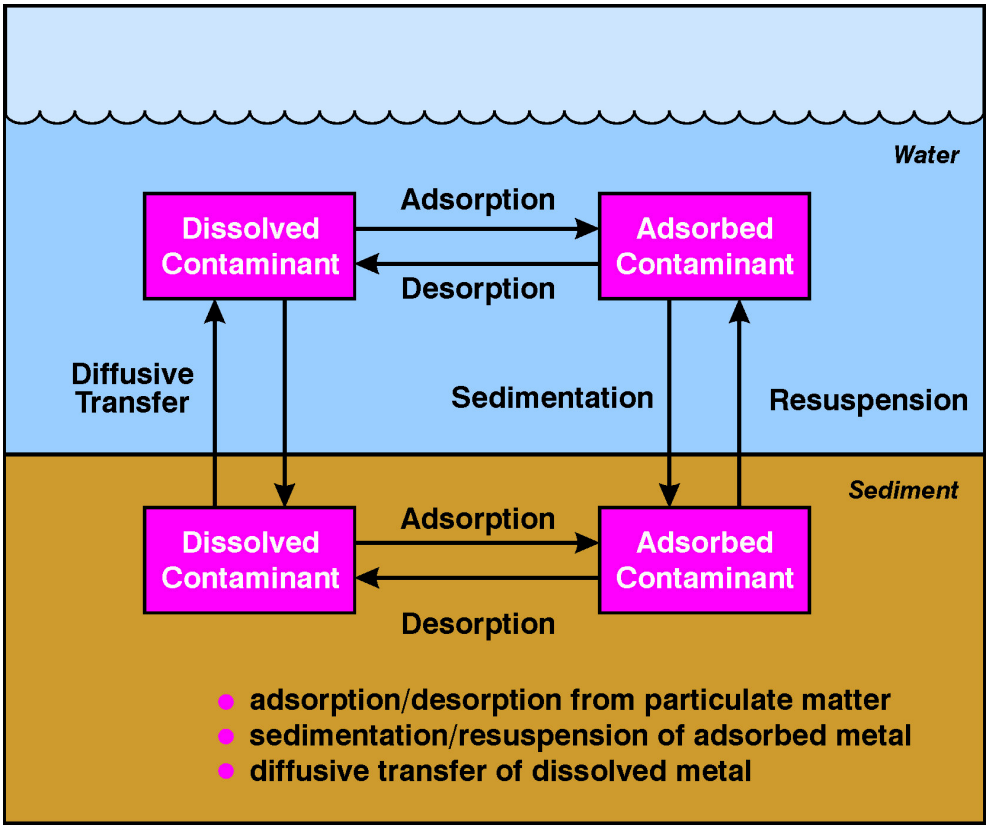


Figur 3.3 Skematisk fremstilling af involverede processer i en kohæsiv sedimenttransportmodel, /13/.

Denne type af modeller er almindeligt anvendt i forbindelse med rådgiveres arbejde i dag, og anvendes som standard til beskrivelse af sedimentations-relaterede problemer. Der eksisterer i dag en væsentlig videns database, der kan benyttes som grundlag for opstilling af modelparametre. For detaljerede modelstudier er supplerende feltmålinger nødvendige

Modellering af toksiske stoffers transport
Toksiske stoffer transporteres i vandmiljøet enten som opløste stoffer eller som adsorberet til partikulært materiale, sekundært adsorberet til opløst materiale. En god beskrivelse af sedimenttransporten, som f.eks. opnås ved brug af den netop beskrevne transportmodel, koblet med en beskrivelse af adsorptions- og desorptionsprocessernes forløb tilvejebringer således en detaljeret dynamisk transportbeskrivelse. Disse processer skal beskrives i såvel vandfasen som i bundsedimentet, som skematiseret i Figur 3.4.

Processerne beskrives i dynamiske modeller typisk ved 1.ordens processer, således at blot procesraten skal være fastlagt for at beskrive systemet. Der antages altså ikke nødvendigvis umiddelbart ligevægt i systemet, men en gradvis tilpasning til en ligevægtssituation kan beskrives. Procesraternes afhængighed af pH, redox potentialet, salinitet og temperatur indgår som en del af beskrivelsen.



2001-edd\51524-01.cdr\pn

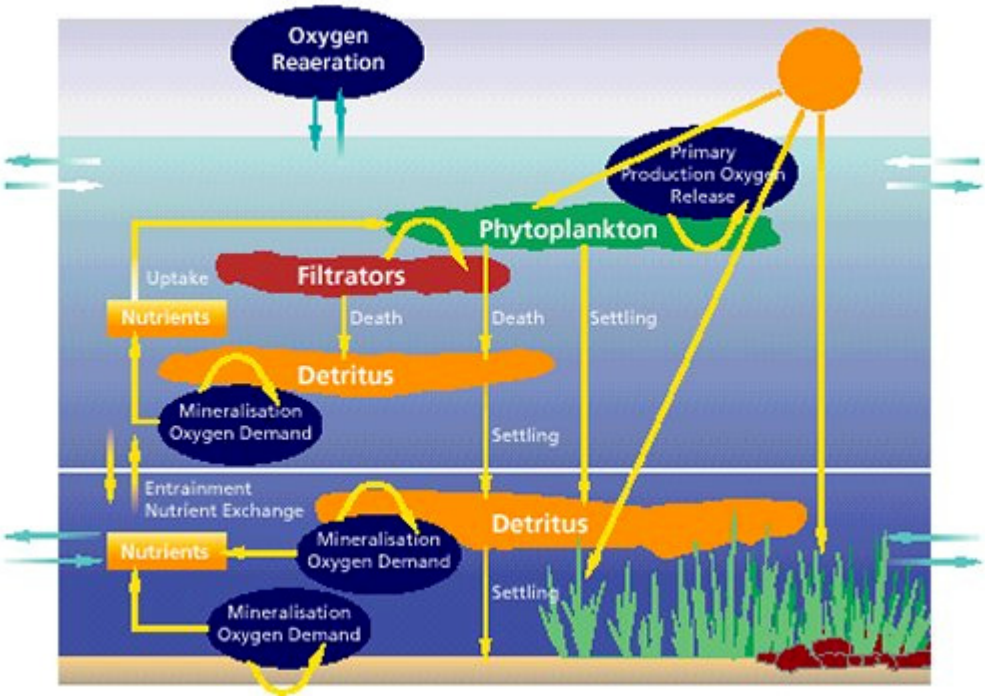
Figur 3.4 Skematisk fremstilling af adsorptionsprocesser mellem miljøfremmede stoffer og partikulært materiale, /14/.

Der er derudover mulighed for at indbygge andre relevante processer, såsom hydrolyse, fotolyse, biologisk nedbrydning, speciering osv., der kan beskrives ved almindelige 1.ordens processer eller Monod kinetisk. Specielt kan speciering være relevant for stoffer som kviksølv, der kan omdannes til det svært toksiske methylkviksølv, og TBT der omdannes til DBT, og siden MBT.

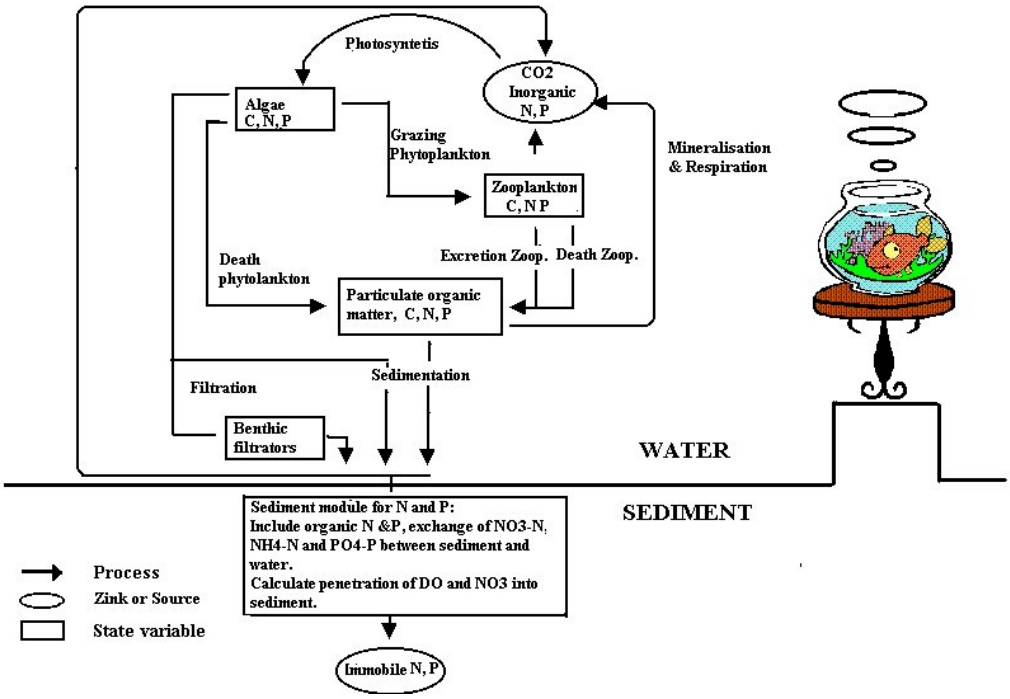
Biologisk modellering
Da en stor del af de miljøfremmede stoffer primært har tilbøjelighed til at adsorbere til partikulært organisk materiale, samtidig med at organiske organismer vil kunne optage de miljøfremmede stoffer, kan beskrivelsen af de miljøfremmede stoffers transport og skæbne forbedres ved også at beskrive vækst, omsætning og henfald af det organiske materiale. Dette kan f.eks. ske i såkaldte eutrofieringsmodeller, hvor næringsstofkredsløbet kan modelleres. Disse modeller har efterhånden været i anvendelse i mere end 20 år, og er således ganske veletablerede. En skematisk fremstilling af de processer, der beskrives i eutrofieringsmodeller er angivet i Figur 3.5.

Med disse modeller kan man endvidere i dag beskrive dynamikken i benthiske invertebrater og den benthisk flora, hvorved biooptag af miljøfremmede stoffer i organismer umiddelbart kan beskrives.

De tilstandsvariable, der anvendes i en sådan model er vist i Figur 3.6.

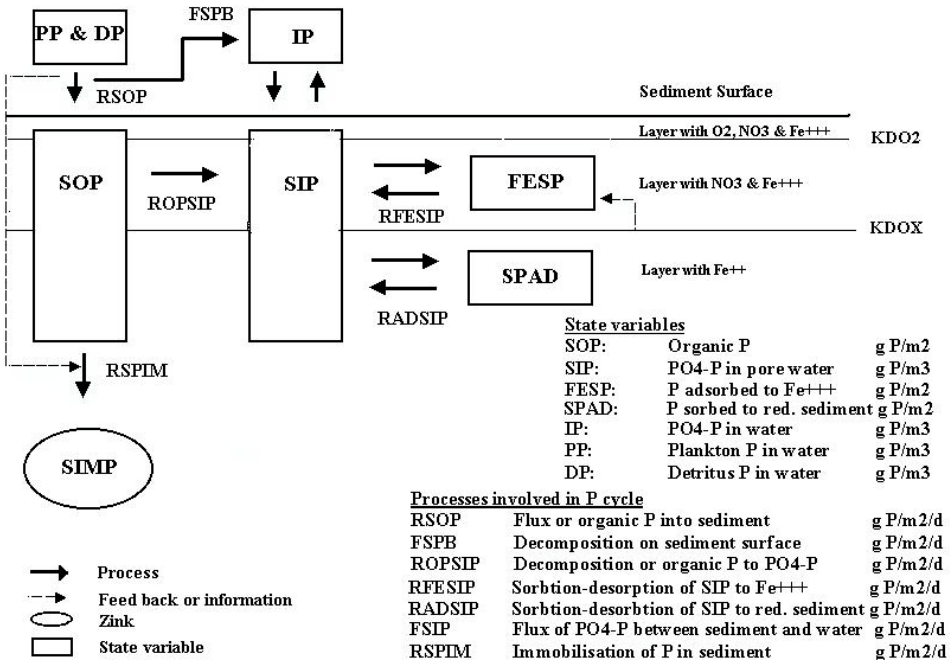


Figur 3.5 Skematisk fremstilling af eutrofieringsmodellens processer, /15/.



Figur 3.6 Tilstandsvariable og processer i en eutrofieringsmodel, /15/.

Processer i sedimentbunden
For at kunne beskrive de komplekse og dynamiske biokemiske processer i bundsedimenter, er en beskrivelse af de biokemiske forhold i bunden oftest nødvendige i sammenhæng med modellering af biologiske og kemiske stofcykler. Som eksempel er vist procesdiagram for omsætning af fosfor i bundsedimenter. Disse modeller findes tilsvarende for kulstof, C, og kvælstof, N, og kan bl.a. bruges til kvantificering af redox potentialet i bundsedimenter. En parameter, der er afgørende væsentlig for omsætningen af miljøfremmede stoffer i sedimentbunden, og derfor indgår i detaljerede modelstudier af miljøfremmede stoffer.

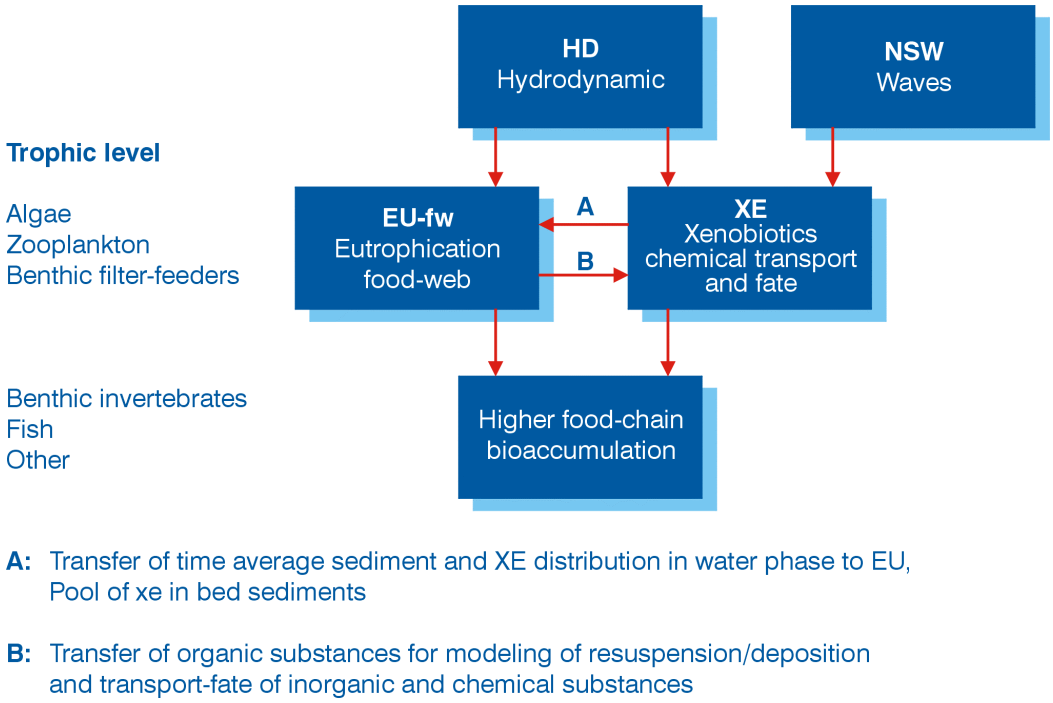


Figur 3.7 Tilstandsvariable og processer i en dynamisk beskrivelse af fosforkredsløbet i bundsedimenter, /16/.

Integreret modellering af fysiske- og biokemiske tilstande
De foregående modeller er alle eksisterende modeller, der finder anvendelse i praktisk rådgivning til miljømyndigheder, konsulenter og industrivirksomheder. Modellerne repræsenterer dagens standard inden for modellering af de givne områder.

Det ligger i naturlig forlængelse af den eksisterende viden og modelerfaring, at koble disse modeller sammen til at levere en integreret beskrivelse af både fysiske- og biokemiske processer, hvilket netop er hvad man ser forsøgt i flere og flere sammenhænge. Specielt ser man stadigt hyppigere krav om integreret modelbeskrivelse i de amerikanske miljømyndigheders forlangende til miljøundersøgelser, der involverer kontaminerede sedimenter. I disse projekter kan tillige indgå modellering af højere trofiske niveauer, såsom fisk, hvor man stiller krav om matematisk modellering af kontamineringsgraden af specifikke fiskearter f.eks. som følge af forskellige oprensningsscenarier for en havn.

I Figur 3.8er en skematisk fremstilling af et sådant integreret koncept præsenteret for en foreslået modellering af konsekvenserne af en forestående oprensning af kontaminerede sedimenter i New York havn, /17/.



Figur 3.8 Skematisk fremstilling af modelkoncept for integreret modellering af fysisk- kemisk og biologiske processer tiltænkt anvendelse i forbindelse med oprensning af kontaminerede sedimenter i New York Havn, /17/.

I det foreslåede modelkoncept leveres altså en beskrivelse af de miljøfremmede stoffers omsætning i havnemiljøet, således at den forventede koncentration af et givent miljøfremmed stof kan beregnes i f.eks. en given fiskeart, der bevæger sig i området.

Ved modellering af så komplicerede systemer som de her beskrevne, stiger usikkerheden på beregningsresultaterne naturligvis, men det er ikke desto mindre værd at notere, at der er tale om teknisk gennemførlige beregninger, der klarlægger og systematiserer tilgængelig information i processammenhæng, og dermed forbedrer beslutningsgrundlaget substantielt.

Med andre ord bliver den tilgængelige målte information fra måleprogrammer anbragt i en processammenhæng, der øger forståelsen for den information, der er indlejret i målingerne optimalt i forhold til eksisterende viden.

Modeller sætter dermed større mængder erfaringsmateriale i system og giver systemforståelse.

3.2.2 Eksempel

I den senere tid har specielt det stærkt toksiske tributyltin, TBT, været i søgelyset i forbindelse med marin forurening. Målinger af TBT er derfor blevet gennemført i en del forskellige sammenhænge, hvorfor en del information om TBT indholdet i danske farvande er tilgængelig. Hvordan stoffet bevæger sig i miljøet, er der derimod ikke megen information om, hvorfor det i det følgende er valgt at illustrere, hvordan matematiske modeller kan anvendes til beskrivelse og visualisering af TBT indholdet i danske farvande.

Der er foretaget et beregningseksempel af TBT spredning med en simpel spredningsmodel. Modellens hydrodynamiske del er baseret på den eksisterende Farvandsmodel, http://farvandsmodel.dhi.dk /18/, der indgår som en del af det danske havovervågningsprogram NOVA 2003. Modellen leverer en beskrivelse af hydrodynamikken i de indre danske farvande foretaget med DHI's MIKE 3 modelsystem. De beregnede scenarier er udført for en 3-ugers periode i år 2000.

Der er foretaget beregninger for 3 tilfælde af TBT udledning:

1. TBT frigivet fra skibe i danske farvande.
2. TBT frigivet fra sedimenter ved klapning.
3. TBT frigivet fra bundsedimenter.

Scenario 1: ***Skibes frigivelse af TBT til havvand i de indre danske farvande***

I det første scenario er TBT frigivelsen fra det antal skibe, der sejler gennem Storebælt, Øresund og Kadetrenden udregnet.

Tabel 3.1 angiver det årlige antal skibe der sejler gennem Storebælt.

Tabel 3.1 Årligt antal skibe gennem Storebælt, fra VTS Storebælt.

Størrelse (vægt)	Antal/år	Anslået middel bundflade (cm^2) pr. skib	Anslået tid i danske farvande	Total belastning med TBT/år*
50-1600 T	7100	5400000	1 døgn/skib	38340 g
1600-20000 T	11000	12000000	1 døgn/skib	132000 g
20000-40000T	2300	20000000	1 døgn/skib	46000 g
>40000T	2000	30000000	1 døgn/skib	60000 g

* Ifølge Miljøministeriet er frigivelsen af TBT på ca. 2 µg $cm^{-2}d^{-1}$ fra lystskibe og industrifartøjer /21/.

Tabel 3.2 angiver det antal skibe, der anslået sejler gennem Øresund, /19/.

Tabel 3.2 Årligt antal skibe, der sejler gennem Øresund, anslået af Farvandsvæsenet.

Størrelse (vægt)	Antal/år	Anslået middel bundflade (cm^2) pr. skib	Anslået tid i danske farvande	Total belastning med TBT/år*
100-200 m længde	20726	15000000	1 døgn/skib	310890 g
Mindre både	20944	12000000	1 døgn/skib	113098 g

* Ifølge Miljøministeriet er frigivelsen af TBT på ca. 2 µg $cm^{-2}d^{-1}$ fra lystskibe og industrifartøjer /21/.

I Kadetrenden sejler anslået 39000 skibe/år med total belastning på 400668 g TBT/år, idet skibene antages at tilbringe 12 timer på ruten Øresund – Kadetrenden.

Ovenstående er grove estimater, idet detaljer angående størrelse (bundareal) samt tidsrum i farvandene ikke har været tilrådighed. Derudover er der flere kilder, som ikke er taget med, blandt andet værfterne, hvor der ligger nymalede skibe året rundt indtil de bliver solgt/sendt videre.

Modelopsætning og beregninger
Til beskrivelse af skibenes afgivelse af TBT er der lagt punktvise kilder i overfladen, så de repræsenterer hhv. ruten i Storebælt, Øresund og Kadetrenden.. Der er benyttet en halveringstid på 30 dage for TBT, /20/, som omfatter både biologisk nedbrydning og sedimentation. Koncentrationen på randen såvel som initialkoncentrationen er sat til 0.

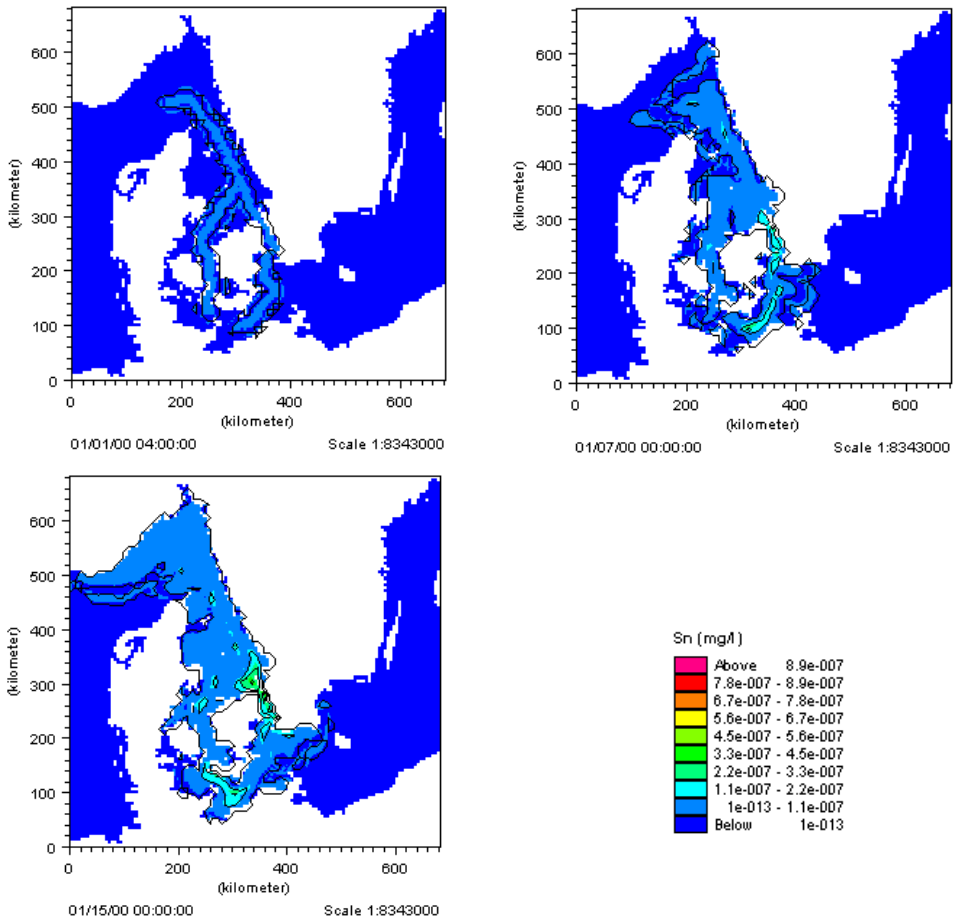
På Figur 3.9 ses koncentrationen efter hhv. 1 dag, 1 uge og 15 dage efter starten af simuleringen.

Koncentrationen af total organisk tin målt /12/ i danske farvande og den tyske bugt:

Trafikhavne-	20-45 ng Sn/l
Fyn marina/estuarier-	10-50 ng Sn/l
Øresund	5 ng Sn/l
Kattegat	10-15 ng Sn/l

Resultatet fra Scenario 1 viser koncentrationer, som når op på 0,5 ng Sn/l (højest i Øresund) i løbet af de 3 første uger. Det virker ikke umiddelbart helt konsistent, at målingerne viser de laveste koncentrationer i Øresund, når der her er den største trafik af skibe.

I forlængelse af diskussionen omkring PEC og PNEC værdier er der tidligere anvendt PNEC værdier på 0,5 ng Sn/l. Det vil sige, at de her beregnede værdier antyder en risikokvotient PEC/PNEC i størrelsesordenen 1.



Figur 3.9 Figurerne viser koncentrationen af Sn efter hhv. 1 dag, 1 uge og 15 dages simulering af frigivelse af Sn fra skibe. Randkoncentrationer og initialfelter = 0 mg/l.

Det skal bemærkes, at for det første er der ikke tale om en kalibreret model for tin, for det andet er tin udledt gennem de sidste 30 år, hvilket ikke er inkluderet i den simple opsætning og derudover er randbetingelserne sat til 0.

<u>Scenario 2</u>: ***Momentan frigivelse af TBT fra porevandet ved en klapnings-hændelse i Storebælt***

Modelopsætning

Det antages ,at 10000 m^3 sediment klappes fra en havn og udledes midt i Storebælt. Materialet klappes i 5 omgange af 2000 m^3 over 1 time med 4 timers mellemrum. Kilden i modellen er lagt ind som et punkt i Storebælt i overfladen. Der er benyttet en halveringstid på 30 dage for TBT /20/.

Koncentrationen på randen såvel som initialkoncentrationen er sat til 0.

Følgende yderligere antagelser er gjort for beregningen:

Sedimentet: 40% tørvægt, 60% porevand.

Koncentrationen af TBT er 100 µg TBT /kg tørstof

K_d=1000 l/kg tørstof

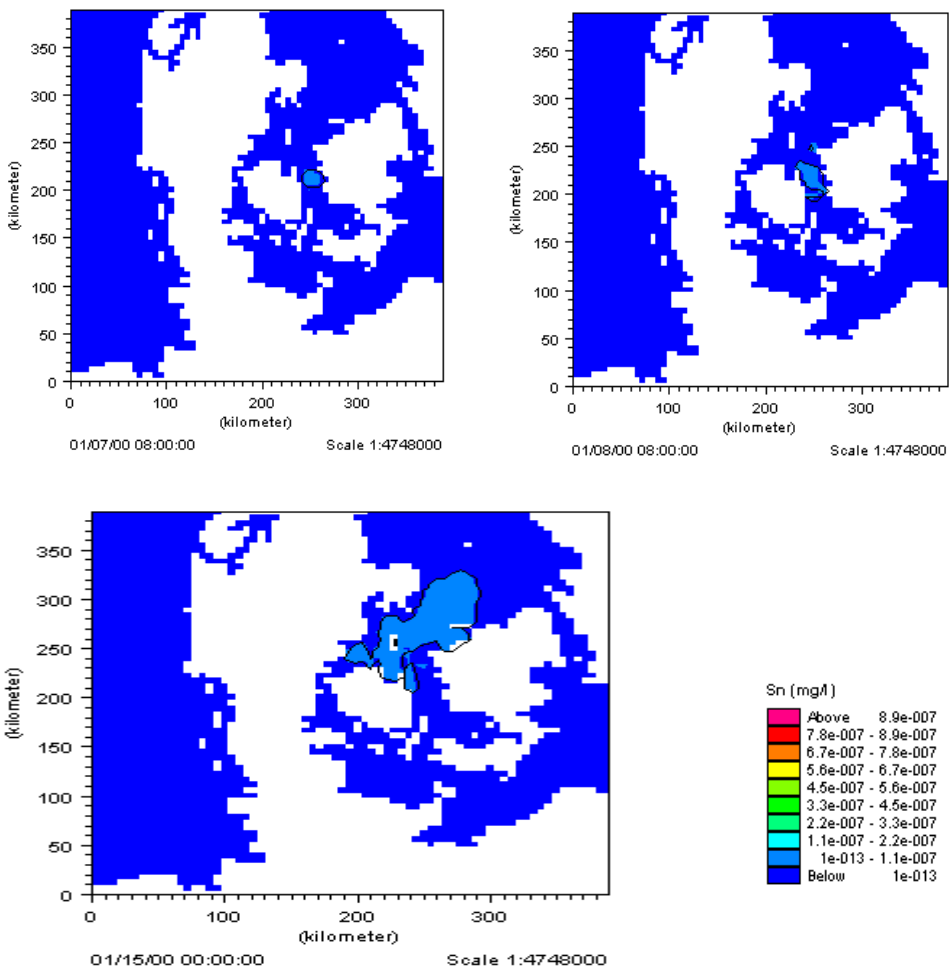
C_s=100 µg partikulært bundet Sn/kg tørstof (Fyns Amt tillader klapninger mellem 10-40 µg, men mener, at der sagtens kan forekomme klapninger med dobbelt koncentration i Danmark)

C_w beregnes til 0.1 µg Sn/l

I det klappede sediment er der 6000 m^3 (6.000.000 l) porevand. Det vil sige, at 0.6g Sn i alt skulle frigives

Dvs. hver klapning på 2000 m^3 giver et bidrag på 0.12 g Sn.

På nedenstående Figur 3.10 ses koncentrationen til tidspunktet umiddelbart efter 1. klapning samt hhv. 2 og 8 dage efter 1. klapning. Man kan se, at koncentrationen holder sig konstant pga. den lange halveringstid.



Figur 3.10 Figurerne viser koncentrationen af TBT frigivet fra porevandet hhv. lige efter første klapning, 2 dage og 8 dage efter første klapning.

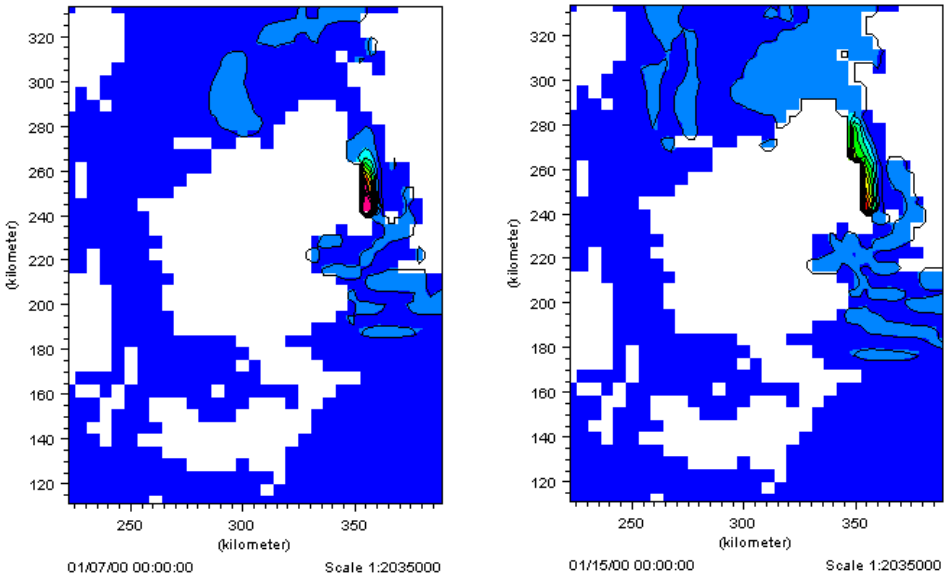
Koncentrationen af TBT (Sn) ligger i klapningsområdet på ca. 4e-13 g . Dette er dog kun bidraget fra porevandet. Pga. den høje K_d vil det meste Sn være bundet i sedimentet, som bundfældes og nedbrydes og frigives med tiden afhængig af turbulens, iltindhold, koncentrationen i vandet osv.

Scenario 3: ***Frigivelse af TBT fra havnesediment ved diffusion***

Der er anvendt samme modelopsætning som i scenario 2, dog er kilden placeret i Øresund for at simulere den maksimale desorption fra sedimentet i Københavns havn. I /20/ har man ved hjælp af mesokosmos-forsøg i Knebel Vig fundet en desorptionsrate på 0.08-0.2 mg Sn m^{-2} d^{-1} fra havnesediment. Der er dog tale om maksimale eksperimentelle rater, og det er her valgt at benytte en frigivelse på 0.08 mg Sn m^{-2} d^{-1}.

Arealet af Københavns Havn (Nordhavn, Sydhavn og inderhavn) er anslået $2.1*10^6$ m^2.

Resultater fra simuleringen er vist på Figur 3.11, og viser at ved maksimal frigivelsesrate kan koncentrationen komme op på koncentrationer i størrelsesordenen 1e-10 g Sn/l i nærområdet.



Figur 3.11 Figurerne viser koncentrationen af TBT efter hhv. 7 og 15 dages simulering af frigivelse af TBT fra havnesediment.

Det viste eksempel har til formål at illustrere, hvordan anvendelsen af matematiske modeller ved grafisk fremstilling af modelresultater kan:

- Bidrage til at belyse omfanget og spredning af stoffer gennem tidslig og stedlig variation, og dermed umiddelbart kan fokusere opmærksomheden på de mest udsatte steder.

- Belyse forskellige kilders indbyrdes størrelsesforhold.

- Belyse de antagelser, som gøres for at vurdere spredningens omfang, og dermed hvor der mangler viden om-, og forståelse af problemstillingen.

Modellerne ikke er kalibreret, men baseret på meget grove/forsimplede antagelser og for et mere realistisk billede vil det være nødvendigt med en kalibrering over en længere tidsperiode med mere nøjagtige data for at kunne estimere f.eks. nedbrydningsraten af TBT i de danske farvande.

4 Anvendelse af matematiske modeller i miljøforvaltning

Modeller kan som værktøj i miljøforvaltningen i bredere forstand anvendes på bl.a. følgende måder:

- Som fortolkningsværktøj:
  Modellering kan give information om og adskille underliggende årsagssammenhænge i måledata, herunder bortfiltrering af naturlig variation og dermed bidrage væsentligt til systemforståelsen og vurdering af succesen af givne miljøtiltag.

- Som optimeringsværktøj:
  Modellering kan anvendes til at vurdere omfanget af et moniterings-program gennem analyse af forskellige processers tidslige og stedlige variabilitet. Hermed gives der et godt grundlag for udvælgelse af et optimalt moniteringsprogram, som kan baseres på formålet med moniteringen (er det trends vi er ude efter eller er det fluktuationer).

- Som forudsigelsesværktøj:
  Modellering kan belyse scenarier, såsom virkningen af en ændret udledning af miljøfremmede stoffer etc. Modeller anvendt på denne måde er ikke et direkte overvågningsværktøj, men korttidsforudsigelser vil dog kunne bruges til afvejning af fordele, risici og omkostninger ved forskellige scenarier, hvorefter en prioriteret liste over handlemuligheder kan opstilles.

- Som interpolationsværktøj:
  Modellering kan give information om miljøtilstanden på de steder og på de tidspunkter, hvor der ikke måles.

- Som ”hindcast” værktøj:
  Modellering kan give information om tilstanden i ”den nære fortid” af variable, som vi mener at kunne modellere bedre end vi i praksis kan måle dem. Modelleringen kan dermed hjælpe til at belyse det ”upåvirkede system”, eller referencetilstanden, som skal defineres i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet.

- Som visualiserings- og formidlingsværktøj:
  Modelresultater kan grundet deres iboende dynamik og høje informationsindhold formidle viden meget effektivt til offentligheden gennem animationer og grafiske præsentationer.

Som beskrevet er der mange forskellige grunde til at anvende matematiske modeller, ligesom det af de foregående afsnit fremgår, at matematiske modeller kan anvendes på mange detaljeringsniveauer. I hvilken udstrækning matematisk modellering skal anvendes ved miljøvurdering af projekter i danske farvande, der berøres af kontaminerede sedimenter, vil afhænge af bl.a. følgende forhold:

- Type af problem og problemets omfang.
- Tilgængelige ressourcer til at løfte opgaven.
- Informations- og vidensniveau i danske institutioner og firmaer til at håndtere opgaven.
- Offentlighedsinteresse omkring det specifikke problem eller typen af problemer.

Der ligger således ikke direkte noget til hinder for, at man i dag anvender modeller i videre udstrækning,

Det må generelt anbefales, at miljøvurderingen af en aktivitet, der involverer kontaminerede sedimenter, f.eks. klapning af kontamineret materiale, baseres på de *effekter*, som kan forventes i miljøet fra aktiviteten, og ikke blot på en stofkoncentration i det udledte materiale. Med andre ord anbefales det derfor i overensstemmelse med praksis fra specielt USA at anvende toksicitetsbaserede kriterier som grundlag for en tilladelig udledning/klapning og vurdering af håndtering af kontaminerede sedimenter. Dette kunne initialt gøres med udgangspunkt i internationale toksicitetsbaserede kriterier for de relevante stoffer. Det må endvidere anbefales at iværksætte et udredningsarbejde i dansk sammenhæng til klarlæggelse af hvilke toksicitetsbaserede kriterier, der fremover skal anvendes i Danmark.

Det må ligeledes anbefales, at man skalérer det nødvendige videns- og informationsniveau, som skal udgøre beslutningsgrundlaget for en miljøvurdering efter det pågældende projekts tyngde. Med andre ord, at man indfører en trinvis sagsbehandling med f.eks. 4 informationsniveauer, som tidligere omtalt i dette notat. Dermed vil man hæve beslutningsgrundlaget til det niveau, på hvilket man, inden for forud fastsatte kriterier, kan dokumentere, at det aktuelle projekt ikke har uacceptable negative indvirkninger på det marine miljø. Hvorledes disse niveauer etableres, og hvilket informations- og vidensniveau, der skal være tilgængeligt på det enkelte niveau, bør fastlægges gennem et udredningsarbejde med udgangspunkt i internationale erfaringer på området.

I denne sammenhæng anbefales det dog som et minimum, at man indfører et krav om beregning af forventet spredning af et givet kontamineret materiale på første niveau af en trinvis vurderingsprocedure. Da beregningsomkostningerne i forbindelse med en miljøvurdering også kan komme til at udgøre en begrænsende faktor, kan det eventuelt overvejes at indføre gradvist stigende kompleksitet efter følgende trinvise opbygning :

- Trin 1 :
  Strøm- og sedimentationsforhold belyses til fastlæggelse af geografisk udstrækning af spredning af sedimenter.

- Trin 2 :
  Transport og aflejring af toksiske substanser belyses til fastlæggelse af toksiske stoffers spredning.

- Trin 3 :
  Processer i bundsedimenter inddrages til belysning af interaktion mellem bundsedimenter og toksiske stoffer.

- Trin 4 :
  Optag i biota belyses ved beregning af bioakkumulering for de pågældende stoffer, eller dele af stofgrupperne for udvalgte indikator arter.

Denne trinvise opbygning afspejler blot stigende kompleksitet i beregningerne, og dermed den hermed indvundne viden og de hermed forbundne omkostninger.

Ved at initiere en indsats omkring modellering af de kontaminerede sedimenter i forbindelse med miljøvurderinger vil det på sigt være muligt at udnytte den gennem måleprogrammer opsamlede information omkring miljøfremmede stoffer i de danske farvande, der f.eks. er samlet i Atlas databasen, til at forbedre den eksisterende procesviden. Ved at fremstille disse informationer i processammenhænge, gennem samspillet med matematiske modeller til levering af dynamiske beskrivelser, vil deres samlede værdi øges betragteligt.

Da man allerede har etableret en online-model til beskrivelse af strøm-forholdene i de indre danske farvande, ligger en kobling til beskrivelse af transporten af miljøfremmede stoffer i de indre danske farvande nær. Dette er en af de potentielle muligheder, der ligger i anvendelse af matematiske modeller i miljøvurderinger af aktiviteter, der involverer miljøfremmede stoffer i det marine miljø.

5 Referencer

/1/ *Contaminants in Estuarine Sediments*, J.V.Turner in 'Coastal, Estuarial and Harbour Engineers Reference Book', Eds. M.B. Abbott and W.A. Price, E & FN SPON , London 1994, ISBN 0-419-15430-2

/2/ *Prediction of Contaminated Sediment Transport in the Maurice River-Union Lake, New Jersey, USA* in 'Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes' Eds. W.H. McAnally and A.J. Mehta, Elsevier, Amsterdam 2001, ISBN 0-444-50463-X

/3/ Oprensning af småhavne, DHI

/4/ Vurderingsstrategier, COWI

/5/ Mobilt renseanlæg, Carl Bro

/6/ Kvalitetskrav for vandmiljøet, rapport til Miljøstyrelsen økotox

/7/ Guidelines for Ecological Risk Assessment, U.S.Environmental Protection Agency, EPA, Washington, May 1998.

/8/ *Sediments and Toxic Substances, Environmental Effects and Ecotoxicity*, Eds. W. Calmano and U. Förstner, Springer 1996.

/9/ *Costal Modelling*, IMO/FAO/WMO/IAEA/UN/UNEP-Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution, GESAMP, Wien 1991.

/10/ *'Contaminated Sediments in Ports and Waterways – Cleanup strategies and Technologies'*, US National Research Council, 1997

/11/ *Great Lakes Dredged Material Testing and Evaluation Manual*, U.S. EPA Regions 2,3,5, Great Lakes National Program Office and U.S. Army Corps of Engineers, Ohio, 1998.

/12/ *Organotin compounds in the Danish marine environment: analysis & fate studies* Ph.D. thesis, March 2000, Jens Abery Jacobsen, DMU

/13/ MIKE 21 MT, Users Manual, DHI

/14/ MIKE 21 XE, Users Manual, DHI

/15/ MIKE 21 EU, Users Manual, DHI

/16/ Upubliceret tidskrift af Erik Koch Rasmussen, DHI

/17/ *Proposal to Provide A Model for the Evaluation and Management of Contaminants of Concern in Water, Sediment and Biota in the New York, New Jersey Harbor Estuary*, LMS, M&N Engineers, DHI and EVS to Hudson River Foundation, New York 2000.

/18/ Farvandsmodel, http://farvandsmodel.dhi.dk

/19/ Internt: EMC-DHI: A model to predict the fate of tributyltin in Copenhagen Harbour. 2000 Ana Sanchez Garcia.

/20/ *Effects of toxic compounds on natural phytoplankton – with special emphasis on Tri-Butyl-Tin (TBT), Pollution-Induction Community Tolerance (PICT) and distribution based extrapolation models.* Ph.D. thesis, Department of Environmental Science and Engineering, DTU; The International Agency for C-14 determination, VKI; Freshwater Biological Laboratory, University of Copenhagen, Søren Petersen, 1999.

/21/ "Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser" arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 7, 1997.