



Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

**Delopgave 2 – Stoftransport i jord og
grundvand: Retningslinjer ved
opstilling af numerisk model**

Miljøprojekt nr. 2117

Marts 2022

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Erik Aagaard Hansen,
Ole Hjelmar

ISBN: 978-87-7038-409-4

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. 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.

Må citeres med kildeangivelse

Forbehold

Denne rapport er en del af "Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald". Rapporten er foreløbig og af oplysende karakter, og indholdet kan på nuværende tidspunkt ikke alene danne grundlag for en konkret sagsbehandling og myndighedsafgørelse. Baggrunden for dette er, at Miljøstyrelsen arbejder for at afklare særlige forhold omkring vandrammedirektivets betydning for stedsspecifik vurdering af deponeringsanlæg og påvirkningen heraf i receptor. Afklaringerne kan give anledning til konsekvensrettelser i metodikken, som den er formuleret for nuværende, og det kan være nødvendigt at rettelserne skal indarbejdes i metodikkens værktøjer herunder modelværktøjer, brugervejledninger og dokumentationsrapporter. Således må offentliggjorte rapporter og værktøjer under metodikken for nuværende betragtes som foreløbige.

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Risikovurderingsværktøjet er beregningsteknisk forberedt til at kunne regne med nedbrydning når et bedre datagrundlag er tilvejebragt. Derfor indgår nedbrydning i sammenfatningen, brugervejledninger og som en del af transportmodellen. Miljøstyrelsen finder på nuværende tidspunkt ikke tilfredsstillende dokumentation for at nedbrydning kan indgå som en aktiv del i sagsbehandlingen ved brug af værktøjet. Såfremt at der på et senere tidspunkt tilvejebringes ny viden er Miljøstyrelsen åben for at lade nedbrydning indgå. Det betyder at metoden er forberedt til at inkludere nedbrydning, men at Miljøstyrelsen mangler den nødvendige viden for at kunne vurdere denne i sagsbehandlingen. Ny viden kan bl.a. bestå i en opdateret samlet videnskabelig rapport, hvor det er beskrevet, hvorledes der kan regnes med nedbrydning konkret i perkolatfaner fra deponeringsanlæg.

Indhold

Forbehold	3
Forord	6
Ordliste, definitioner og akronymer	8
Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald	14
Baggrund 14	
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald	14
Sammenfatning	17
1. Baggrund og formål	20
2. Modellering af stoftransport i jord og grundvand ved risikovurdering af deponering	21
2.1 Konceptuel hydrogeologisk model	21
2.2 Analytisk løsning af stoftransportligningerne for grundvand	23
2.2.1 Matematisk beskrivelse	23
2.2.2 Forsimplinger i GrundRisk Landfill-modellens beregningsmetode	24
2.2.3 Forsimplinger i GrundRisk Landfill i forhold til hydrogeologi	24
2.3 Numerisk løsning af strømings- og stoftransportligningerne for grundvand	24
2.4 Randbetingelser og startbetingelser	25
3. GrundRisk Landfill og numeriske modeller	28
3.1 Vurdering af betydningen af forsimplingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til beregningsmetoden	28
3.1.1 Oversigt	28
3.1.2 Betydning af, at infiltration af perkolatvolumen ikke medregnes	34
3.2 Vurdering af betydningen af forsimplingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til hydrogeologiske forhold	35
3.2.1 Oversigt	35
3.2.2 Umættet zone	35
3.2.3 Mættet zone	39
3.3 Sammenfatning	40
4. Anvendelse af numerisk grundvandsmodellering	41
4.1 Opdeling af numerisk grundvandsmodellering efter stigende kompleksitet	41
4.2 Numerisk model på underniveau 3.1	42
4.2.1 Simple konceptuel model	42
4.3 Numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3	43
4.3.1 Kompliceret konceptuel model	43
4.3.2 Numerisk modellering på underniveau 3.2	43
4.3.3 Numerisk modellering på underniveau 3.3	43
4.4 Modeltekniske retningslinjer for anvendelse af numerisk modellering ved deponeringsanlæg	44

5.	Databehov til numerisk grundvandsmodellering	45
5.1	Overblik	45
5.2	Grundvandsindvinding og overfladevand	46
5.3	Grundvandets strømningsretning og magasinets tykkelse	46
5.4	Grundvandets hastighed	46
5.5	Dispersiviteter	47
5.6	Randbetingelser i numeriske modeller	47
5.7	Stoftransport	47
6.	Anbefalinger/konklusioner og afsluttende bemærkninger	49
6.1	Anbefalinger/konklusioner	49
6.2	Afsluttende bemærkninger	49
7.	Referencer	51
	Bilag 1.3D numeriske modeller	52
	Bilag 2.Forsimplinger i GrundRisk Landfill	53

Forord

Miljøstyrelsen, Dansk Affaldsforening og DepoNet har i samarbejde udviklet en "*Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald*". Arbejdet er gennemført med opbakning fra branchen, og der har været afholdt møder, hvor branchen har bidraget med kommentarer og input til metodikken.

Metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald består af flere moduler og værktøjer, som er opsummeret i nedenstående oversigt.

- **Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald**
- **Eksempler på anvendelse af metodik**

- **Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken**
 - Excelbaseret model til estimering af kildestyrken som funktion af tiden
 - Brugervejledning til kildestyrkemodellen
 - Dokumentationsrapport for Fase 1: Konceptuelle modeller
 - Dokumentationsrapport for Fase 2: Opbygning af kildestyrkemodel
- **Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand**
 - Modelværktøj - GrundRisk Landfill: Analytisk model til estimering af stoftransport i umættet og mættet zone (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til GrundRisk Landfill
 - Dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af GrundRisk modellen til brug for deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRisk Landfill)
 - Retningslinjer for opstilling af numerisk model til stoftransport i jord og grundvand
- **Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand**
 - Notat om opblanding af perkolatforurenede grundvand i overfladevande samt vurdering af påvirkning i såvel grundvand som overfladevand
 - Dokumentationsrapport for udvikling af model for opblanding af perkolatforurenede grundvand i vandløb
 - Modelværktøj - Mixing of landfill leachate plumes in streams (brugerflade baseret på Matlab)
 - Brugervejledning til modellen - Mixing of landfill leachate plumes in streams

Der er i projektet endvidere gennemført en vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser ved stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald.

Modelværktøjer samt dokumentationsrapporter er samlet på Miljøstyrelsens hjemmeside og kan tilgås via Dansk Affaldsforenings og DepoNets hjemmesider.

Denne rapport er udarbejdet som en delopgave under **Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand**

Følgende organisationer og personer har deltaget i arbejdet:

Styregruppe:

Formand for styregruppen: Anne Elizabeth Kamstrup, Camilla Bjerre Søndergaard, Kåre Svarre Jacobsen, Christian Vind, Miljøstyrelsen,
Mikkel Clausen, Niels Bukholt, Lisbet Poll, Miljøstyrelsen
Jan Reisz, Miljøstyrelsen Virksomhed
Charlotte Fischer, Jacob Hartvig Simonsen, Dansk Affaldsforening
Martin Søndergaard, Per Wellendorph, AV Miljø
Rasmus Olsen, Odense Renovation
Morten Therkildsen, Reno Djurs

Koordinationsgruppe:

Jette Bjerre Hansen (projektkoordinator), DAKOFA
Dagmar Juul Schou, Marie Førby, Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Inge Lise Therkildsen, Miljøstyrelsen Virksomhed
Niels Remtoft, Mette Godiksen, Dansk Affaldsforening

Konsulenter og udviklere på delmoduler af metodikken:

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

COWI ved Lizzi Andersen og Steen Stentsøe, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmar, Erik Aagaard Hansen og René Møller Rosendal, ECN ved André van Zommern

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

DTU Miljø ved Luca Locatelli, Poul L. Bjerg og Philip J Binning
Aagaard Consulting ved Erik Aagaard Hansen

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering af påvirkning i overfladevand og grundvand

DTU Miljø ved Grégory Guillaume Lemaire og Poul L. Bjerg
Rambøll ved Dorte Harrekilde

Vurdering af konsekvenser i relation til at overgå til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Steen Stentsøe, Lars Grue Jensen og Tage Vikjær Bote

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

COWI ved Tage Bote Kjær, Danish Waste Solutions ved Ole Hjelmar, DAKOFA ved Jette Bjerre Hansen.

Ordliste, definitioner og akronymer

Definitioner	Betydning i risikovurderingsprojektet
90 %-fraktil	En værdi som angiver, at 90 % af observationerne i en population er mindre end denne værdi (og 10 % af observationerne er større).
Akifer	Grundvandsmagasin.
Andet overfladevand	Overfladevand – dvs. synligt vand – som ikke er indlandsvand – se definitionen heraf. I praksis er dette alt ikke-ferskt overfladevand (fjord og hav). Udtrykket benyttes i BEK 439/2016 (erstattet af BEK 1625/2017).
Basisstofliste	Liste over stoffer, som for en given type deponeringsenhed eller losseplads skal danne udgangspunkt for valg af stoffer, som skal indgå i kildestyrkeestimeringen og risikovurderingen. Basisstoflisten skal tilpasses det konkrete anlæg, der ønskes risikovurderet. Basisstoflisten suppleres og/eller reduceres på grundlag af stedsspecifikke informationer om det deponerede affald, perkolatets sammensætning og receptor.
BAT	Best Available Technology.
BEK-stoflisten	En stofliste som indgår i alle basisstoflister, og som i udgangspunktet er baseret på de stoffer, for hvilke der i BEK 1049/2013 (deponeringsbekendtgørelsen) stilles krav til indhold eller udvaskning. Listen er modificeret under hensyntagen til blandt andet stoffernes mobilitet og geokemiske egenskaber.
Beregningsenhed	En beregningsmæssig enhed som kan bestå af flere deponeringsenheder og gamle etaper, der afviger fra hinanden med hensyn til opfyldningsperiode og præcis affaldssammensætning, men som på grund af praktiske forhold (f.eks. overlap, fælles perkolatopsamlingsystem) indgår som én samlet enhed i kildestyrkeestimeringen.
BREF	Best Available Techniques Reference document.

Darcy-flow	Den vandstrømning, der er gældende over hele tværsnitsarealet. Dette er dog ikke et udtryk for den reelle strømning, da der kun foregår strømning i porerne.
Default-værdi	Default-værdier anvendes som bedste estimater for egenskaber, for hvilke der i en given situation ikke findes stedsspecifikke data. De bør efterfølgende i videst mulige omfang bekræftes eller udskiftes med data baseret på stedsspecifikke bestemmelser. Default-værdier kan være litteraturværdier eller beskrive egenskaber, som er fastlagt på grundlag af affaldstyper, deponeringsenheder eller klimatiske eller geologiske forhold, som i større eller mindre grad kan antages at være repræsentative for forholdene i og omkring den aktuelle deponeringsenhed.
Deponeringsanlæg	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering på landjorden. Et deponeringsanlæg kan bestå af flere deponeringsenheder, som kan være igangværende eller under efterbehandling.
Deponeringsenhed	En afgrænset og veldefineret del af et deponeringsanlæg, hvor der som udgangspunkt deponeres affaldstyper tilhørende samme affaldsklasse, og hvor der, medmindre anlægget er godkendt uden membran- og perkolatopsamlingsystem, er etableret separat perkolatopsamling. En deponeringsenhed kan være opdelt i celler (fra BEK 1049 af 24/06/2013).
Dispersivitet	En empirisk egenskab ved et porøst materiale (f.eks. en akvifer), som bestemmer de karakteristiske dispersionsegenskaber (spredningsegenskaber) ved materialet ved at relatere komponenterne (f.eks. langsgående, tværgående komponenter) af porevandshastigheden til dispersionskoefficienten.
Drikkevandskrav/drikkevandskvalitetskrav	Kvalitetskrav til drikkevand, som de er defineret i den til enhver tid gældende Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, p.t. BEK 1068 af 23/08/2018.
Drænsystem, perkolatopsamlings-system	Mellem affaldet og membransystemet er der normalt etableret et perkolatopsamlingsystem. Dette omfatter typisk et dræn- og beskyttelseslag af grus udlagt direkte over membransystemet, hvori der er lagt linjedræn i form af stenfaskiner, eventuelt suppleret med et indbygget drænrør. Linjedræne fører perkolatet til en samlebrønd, hvorfra det - evt. ved pumpning - bortledes fra deponeringsenheden.

Efterbehandlingsperiode	Betegner for en losseplads eller en deponeringsenhed perioden fra afslutningen af opfyldningsperioden og etablering af slutafdækning indtil lossepladsen/deponeringsenheden overgår til passiv tilstand. I efterbehandlingsperioden fortsætter såvel opsamling og behandling som monitorering af perkolat og monitorering af grundvand/overfladevand. Enheden eller deponeringsanlægget vil i efterbehandlingsperioden fortsat være omfattet af en miljøgodkendelse.
Grundvandskvalitetskrav (GVK)	Ved "grundvandskvalitetskrav" forstås et kvalitetskrav, der udtrykkes som den koncentration af et bestemt forurenende stof, en gruppe af forurenende stoffer eller en forureningsindikator i grundvand, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.
Grundvandskvalitetskriterier (GVKr)	Kriterier som udarbejdet til brug for fastlæggelse af krav til grundvandet under forurenede grunde ved offentligt finansierede oprydninger (Miljøstyrelsens "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord", opdateret juni 2018).
Heterogent vandflow	Uensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affaldet.
Homogent vandflow	Ensartet gennemstrømning (typisk af nedbør) gennem affald eller jordlag
Hydraulisk ledningsevne	Også kaldet permeabilitet. Mål for et jordlags evne til at transportere vand
IED	Industrial Emissions Directive
Inlandsvand	Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles (BEK 1625 af 19/12/2017). ¹
Inert stof	Et stof, der ikke forventes at interagere med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption). NB: Ikke at forveksle med <i>inert affald</i> , som specifikt er defineret i BEK 1049/2013, §3, 23.

¹ I praksis omfatter bekendtgørelse 1625 af 19/12/2017 dog for grundvands vedkommende pt. kun konkrete EU-fastsatte miljøkvalitetskrav til nitrat og aktive stoffer i pesticider, herunder deres relevante omdannelses-, nedbrydnings- og reaktionsprodukter).

IO	Indvindingsopland (for grundvand).
Isotrop	Opbygningen er ens i alle retninger, og de fysiske egenskaber er uafhængige af retningen.
Kappa, κ	Stof- og affaldsspecifik konstant, der beskriver den hastighed, hvor med koncentrationen af et givet stof ved udvaskning fra et givet materiale aftager som funktion af L/S. En lav kappa-værdi betegner en langsom udvaskning (0 anvendes som default-værdi, hvor ingen data findes), og en høj kappa-værdi angiver en hurtig udvaskning. Angives typisk i kg/l.
Kd	Distributionskoefficient for et stof mellem dets koncentration i faststoffasen og dets koncentration i væskefasen - Kd benyttes som et udtryk for et stofs evne til at adsorberes til jord og dermed til at beskrive dets mobilitet. Jo større Kd, jo mindre mobilitet. Angives som regel i l/kg.
Kildestyrke	Kildestyrken for et givet stof er den stofmængde per tidsenhed (stof flux), som siver ud fra en losseplads eller en deponeringsenhed. Den kan beskrives direkte som en stofflux eller som produktet af kildestyrkemængden og gennemsnitskoncentrationen af stoffet i perkolatet over samme periode. Kildestyrken vil være en funktion af tiden. Kildestyrken kan udgøre hele den per tidsenhed udvaskede stofmængde eller dele af den.
Kildestyrkemængden	Volumenet af det udsivende perkolat over en vis tid.
Kravværdier for grundvand (KvG)	Fællesbetegnelse for grundvandskvalitetskrav (GVK), grundvandskvalitetskriterier (GVKr) samt drikkevandskvalitetskrav (DVK).
Kvalitetskrav	Fællesbetegnelse for miljøkvalitetskrav til overfladevand, sediment og biota, grundvandskvalitetskrav samt drikkevandskvalitetskrav.
L/S, væske-/faststofforhold	Forholdet mellem den vandmængde (L), som på et givet tidspunkt har gennemstrømmet en bestemt mængde affald (S). Angives som regel i volumen/masseenhed (l/kg = m ³ /ton).
Losseplads	Et anlæg til bortskaffelse af affald ved deponering, som ikke er eller har været godkendt efter 16. juli 2001 (og som nu er nedlagt eller nedlukket). Se også "nedlagt losseplads", "nedlukket kontrolleret losseplads" og nedlukket "ukontrolleret losseplads".
Median	50 %-fraktilen (se også 90 %-fraktil).
Membran, membransystem	En membran eller et membransystem er en barriere mellem affaldet i en deponeringsenhed og omgivelserne. Membransystemet kan bestå af plast og/eller ler. I moderne anlæg er der typisk krav om, at membransystemet skal omfatte en geologisk barriere (et naturligt eller kunstigt etableret lerlag) og en plastmembran udlagt derover. Medmindre andet er nævnt, vil der være tale om bund- og side-membraner. I kildestyrkeestimeringen skelnes der ikke mellem membraner af plast, ler eller begge dele.

Miljøkvalitetskrav	Den koncentration af et forurenende stof i overfladevand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017).
Miljømål	De mål, der er fastlagt i medfør af loven om vandplanlægning (Miljø- og fødevareministeriet, Lov om vandplanlægning, nr. 126 af 26.01.2017), med henblik på at sikre og forebygge, at tilstanden i vandområdedistrikternes enkelte overfladevandområder og grundvandsforekomster ikke forringes, og at vandmiljøets tilstand forbedres.
Morfologi	Fysisk form og opbygning af (i denne sammenhæng) affald.
NA	Nødvendig attenuering for et givet stof (den faktor, hvormed en given kildestyrkekonzentration skal reduceres, f.eks. gennem sorption og hydrodynamisk dispersion, under transporten til receptor gennem umættet og mættet zone) for at overholde vandkvalitetskravet ved POC.
Nedlagt losseplads	En losseplads, der betegnes som nedlagt, er ikke reguleret af en miljøgodkendelse. Sådanne anlæg har typisk ikke miljøbeskyttelsessystemer som membraner og/eller perkolatopsamlingsystemer, eller disse fungerer ikke. Kompetencen ligger hos regionen.
Nedlukket kontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, som er overgået til efterbehandling, og som er udstyret med miljøbeskyttelsessystemer, der ikke nødvendigvis lever op til de nugældende regler. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.
Nedlukket ukontrolleret losseplads	En nedlukket losseplads, der er reguleret af en miljøgodkendelse, og som er overgået til efterbehandling. Lossepladsen har typisk ingen eller kun meget dårligt fungerende miljøbeskyttelsessystemer. Vil være omfattet af regelmæssigt miljøtilsyn fra kommune/stat.
Nedlukning	Betegner afslutningen af opfyldningsperioden for en losseplads eller en deponeringsenhed. Der deponeres ikke længere affald, det deponerede affald slutafdækkes, terrænreguleres og beplantes mv., og efterbehandlingsperioden starter.
OD	Områder med Drikkevandsinteresser hvor grundvandet skal beskyttes mod forurenende aktiviteter.
Opfyldningsperiode	Den periode, hvor der deponeres/er blevet deponeret affald på en deponeringsenhed eller en losseplads. Opfyldningsperioden indgår modelmæssigt i estimeringen af L/S og stofkoncentrationen i perkolatet ved afslutningen af perioden/starten af efterbehandlingsperioden (og dermed også i efterfølgende beregninger af L/S og udvasket stofmængde). På grund af variationerne mellem tilførsel af affald og perkolatdannelse i opfyldningsperioden bør disse data ikke anvendes direkte til estimering af miljøpåvirkningen ved eventuel perkolatudsivning i selve opfyldningsperioden.
OSD	Områder med Særlige Drikkevandsinteresser – hvor grundvandet i særlig grad skal beskyttes mod forurenende aktiviteter og grundvandsbeskyttende foranstaltninger skal fremmes.
Overgangsfase	Overgangsfasen er sidste del af efterbehandlingsperioden på en losseplads eller et deponeringsanlæg, hvor det skal sikres, at den aktuelle og fremtidige miljøbelastning fra det dannede perkolat vil være acceptabel i omgivelserne. Dette er en fase, som ikke er defineret i BEK 1049/2013.

Oxyanion	Negativt ladet forbindelse (ion) mellem et metal/metalloid og ilt, f.eks. arsenat AsO_4^{3-} og kromat CrO_4^{2-} .
Passiv tilstand	<p>For deponeringsanlæg/-enheder samt nedlukkede lossepladser betegner passiv tilstand en situation, hvor miljøbelastningen anses for acceptabel, og miljøbeskyttende systemer ikke længere anvendes. Det vil sige, at der ikke længere sker en opsamling og behandling af det dannede perkolat, som kan og vil udsive til omgivelserne. I passiv tilstand monitoreres perkolat, grundvand og overfladevand heller ikke længere. Når tilsynsmyndigheden i henhold til BEK 1049/2013 har truffet afgørelse om, at efterbehandlingen kan anses for afsluttet, kan miljøgodkendelsen ophæves, og sagen overdrages til regionens administration.</p> <p>For nedlagte lossepladser, som er under regionens administration, betegner passiv tilstand den de-facto tilstand, som disse i dag befinder sig i, hvor det producerede perkolat udsiver til omgivelserne, dog uden at det nødvendigvis vides eller er undersøgt, om miljøbelastningen kan anses for acceptabel (i nogle tilfælde vides det dog, at det er den ikke).</p>
Perkolatproduktion	Den mængde perkolat, som over et givet tidsrum dannes i en losseplads eller en deponeringsenhed. Perkolatproduktionen kan angives som et volumen per tidsenhed (m^3 per år eller dag) eller som et akkumuleret volumen til et givet tidspunkt. Udsivningsmængden kan udgøre en del af eller hele perkolatproduktionen.
POC	Point Of Compliance - sammenligningspunkt nedstrøms for en deponeringsenhed eller et deponeringsanlæg, hvor der stilles krav til miljøpåvirkningen. I en stedsspecifik risikovurdering kan der være flere sammenligningspunkter (POC'er).
Porøsitet	Porøsitet er et mål for forholdet mellem et materiales samlede porumfang og materialets totale rumfang.
Reaktivt stof	Et stof, der forventes at reagere i eller med jordmatricen ved transport gennem umættet eller mættet zone (f.eks. ved sorption).
Retardationsfaktor, Rf	Udtryk for stoftilbageholdelse, som anvendes som inddata til GrundRisk Landfill. Rf kan beregnes ud fra Kd ved hjælp af følgende ligning: $Rf = 1 + (p_b \cdot Kd) / \epsilon$, hvor p_b er jordens bruttonvolumenvægt (kg/L), og hvor ϵ er i mættet zone jordens effektive vandfyldte porøsitet. I umættet zone anvendes jordens vandindhold (enhedsløs) og Kd er stoffets distributionskoefficient i det givne sediment (L/kg), se mere ovenfor i ordlisten.
Yderligere reducerede krav	Hvis det ved en miljøkonsekvensvurdering kan godtgøres, at perkolatet fra de affaldstyper, der er optaget på et deponeringsanlægs positivliste, ikke indeholder forurenende stoffer i koncentrationer, der på kort eller langt sigt giver anledning til overskridelse af fastsatte kravværdier for overfladevand og grundvand for det berørte vandområde, kan godkendelsesmyndighedens krav til deponeringsanlæggets eller deponeringsenhedens membransystem reduceres yderligere eller helt bortfalde (BEK 1049/2013).

Introduktion til metodik for risikovurdering ved deponering af affald

Baggrund

I Danmark har vi gennem mange år haft fokus på at beskytte miljøet omkring de danske deponeringsanlæg. EU's deponeringsdirektiv, som indeholder en række foranstaltninger i forhold til miljøbeskyttelse, blev i det væsentligste implementeret i 2001 i Danmark, og senest implementerede vi i 2009 EU's rådsbeslutninger om kriterier og procedurer for modtagelse af affald til deponering. Ved den danske implementering blev Deponeringsdirektivets krav til miljøbeskyttelse tilpasset de danske forhold ud fra nogle generelle betragtninger, herunder principperne om kystnærhed / ikke-kystnærhed, anlægsfaktorer samt anlægsklasser. Især kystnærhedsprincippet har vist sig at give visse udfordringer, og senest i 2020 må der efter de nuværende regler ikke længere modtages blandet affald til deponering på ikke-kystnære enheder. Branchen har derfor ønsket at få mulighed for at kunne gennemføre en konkret og stedsspecifik vurdering af miljøpåvirkningen fra det enkelte deponeringsanlæg, som et kvalificeret alternativ til de generelle krav i lovgivningen. Samtidig har branchen længe manglet et egentligt værktøj til at kunne estimere miljøpåvirkningen fra deponering af affald som funktion af tiden, og som vil kunne danne grundlag for et kvalificeret estimat af længden af efterbehandlingstiden. Dette er nødvendigt for beregning af den krævede sikkerhedsstillelse.

En metodik til vurdering af påvirkning af jord og vandmiljø fra deponeringsanlæg vil derfor kunne bidrage til at få kvalificeret svar på de mange spørgsmål, som er helt centrale i forbindelse med etablering, drift og afslutning af deponeringsanlæg.

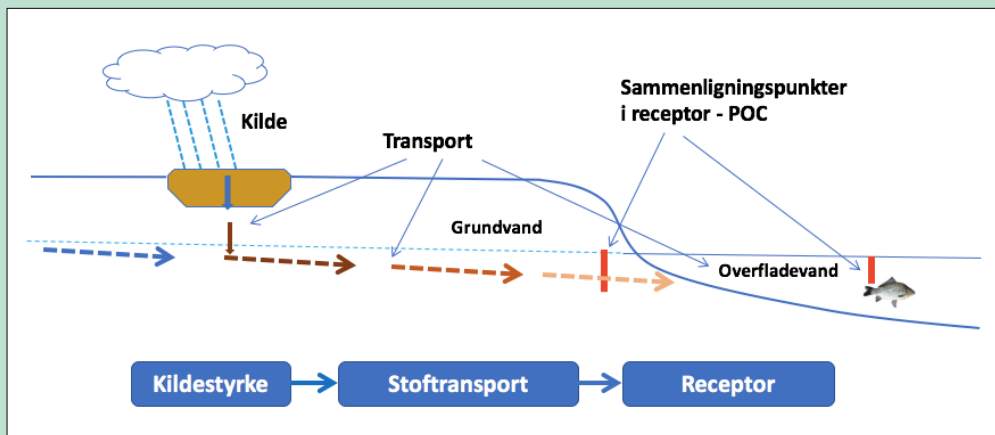
Metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Dansk Affaldsforening, Miljøstyrelsen og DepoNet er derfor gået sammen om at udvikle en metodik til stedsspecifik risikovurdering ved deponering af affald i forhold til at synliggøre forureningspåvirkningen af det omkringliggende miljø; grundvand, overfladevand samt natur.

Metodikken finder anvendelse for:

- Alle deponeringsanlæg i drift (kystnære og ikke kystnære)
- Afsluttede deponeringsanlæg i efterbehandling
- Udvidelser af bestående deponeringsanlæg
- Planlægning af eventuelle nye deponeringsanlæg
- Nedlukkede lossepladser
- Nedlagte ukontrollerede lossepladser under den offentlige indsats administreret af regionerne

De forskellige anlægstyper er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsen (2018b). Metodikken er baseret på nyeste viden samt de grundlæggende principper, som også er anvendt i forbindelse med fastsættelse af acceptkriterier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg (Bekendtgørelse om deponeringsanlæg, BEK 719:2011). Principperne er illustreret i nedenstående figur.



Afhængig af de stedsspecifikke forhold omfatter metodikken flere af følgende elementer; stoffrigivelse fra det deponerede affald i kilden som funktion af tiden, stoftransport gennem en umættet og mættet zone samt stofudsivning til overfladevand, opblanding og vurdering af påvirkningen i receptor.

Metodikken er opbygget i moduler, og hvor det har været muligt anvendes en iterativ arbejdsproces, hvor metodikken indledningsvis er simpel, generisk og konservativ. Efter behov er det muligt at anvende stedsspecifikke data i modellen og inkludere mere avancerede vurderinger.

Følgende er indeholdt i metodikken:

Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Sammenfatningen giver en overordnet beskrivelse af tilgangen anvendt i metodikken samt en trinvis beskrivelse af metodikkens anvendelse. Der gives på hvert trin henvisninger til de konkrete værktøjer, der foreslås anvendt. Sammenfatningen indeholder også et overblik over de forhold, som det ikke har været muligt at afklare endeligt i metodikken samt anbefalinger til hvordan metodikken kan forbedres.

Modul 1: Beskrivelse af kilden og kildestyrken

Der er opbygget en excel-baseret model til estimering af kildestyrken. Modellen kræver stedsspecifikke data for kildens fysiske udformning samt data for stoffrigivelse (perkolatkoncentration) og perkolatdannelse over tid. Såfremt stedsspecifikke data for stoffrigivelse og perkolatdannelse ikke er tilgængelige, er der i modellen indarbejdet en mulighed for at anvende default værdier. Modellens output beskriver stofkoncentration og perkolatmængde fra kilden som funktion af tiden i overgangen mellem kildens bund og det omkringliggende miljø (kildestyrken). Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt 2 baggrundsrapporter om principper for opstilling af model samt valg og forudsætninger.

Modul 2: Stoftransport i jord og grundvand

Beskrivelse af stoftransport i jord og grundvand kan foretages vha. en analytisk model eller en numerisk model. Dette modul indeholder dels en analytisk model udviklet og tilpasset til deponeringsanlæg og lossepladser (GrundRisk Landfill), dels retningslinjer for opstilling af en numerisk model. GrundRisk Landfill er baseret på forholdsvis få stedsspecifikke oplysninger og giver et forsimplet men konservativt billede af, hvordan forureningsstoffer transporteres gennem umættet og mættet zone over tid. Modellen kan regne på flere deponeringsenheder og give et samlet billede for påvirkningen i grundvandet nedstrøms. Model-output fra Kildestyrke-modellen er datainput til såvel GrundRisk Landfill som en numerisk model. Der er udarbejdet

en brugervejledning til GrundRisk Landfill samt en dokumentationsrapport for udvikling og tilpasning af modellen.

Modul 3: Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand

Der er udarbejdet et notat, som giver et overblik over, hvilke receptorer der er relevante at inddrage i forbindelse med vurdering af miljøpåvirkningen fra deponeringsanlæg samt i hvilke situationer. Notatet sammenfatter kriterier for fastsættelse af sammenligningspunktet (point of compliance), miljøkrav og –mål samt praksis for udpegning af blandingszoner. Der gives endvidere et overblik over gældende lovgivning for receptorer.

Udsivning af perkolatforurenede grundvand til vandløb har været et særligt opmærksomhedspunkt. Der er opstillet en model til belysning af, hvordan stofudsivning og -spredning i vandløbet sker fra en bred front i brinken, og der er givet anbefalinger til, hvordan påvirkningen af vandløbet vurderes. Der er udarbejdet en brugervejledning til modellen samt en dokumentationsrapport for udviklingen.

Vurdering af miljømæssige og økonomiske konsekvenser

Der er gennemført en vurdering af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser for et deponeringsanlæg ved anvendelse af en stedsspecifik tilgang til vurdering af risiko for påvirkning af det omkringliggende miljø fra påvirkninger relateret til frigivelse af perkolat. Vurderingen omfatter konsekvenserne for det enkelte anlæg og på grundlag heraf er de overordnede konsekvenser ved metodikkens anvendelse for deponering af affald i Danmark vurderet.

Sammenfatning

I *Metodikken for risikovurdering ved deponering af affald* kan beskrivelsen af stoftransport i jord og grundvand gennemføres på tre niveauer afhængigt af kompleksitet og behov. På niveau 1 foretages simple betragtninger, der tager udgangspunkt i at sammenligne koncentrationen i perkolatet på det tidspunkt, hvor udsivningen påbegyndes med de kravværdier for overfladevand og grundvand. På niveau 2 anvendes GrundRisk Landfill, som er en semi-analytisk model udviklet som et delelement af denne metodik. GrundRisk Landfill er baseret på forholdsvis få stedsspecifikke oplysninger og giver et forsimplet, men konservativt billede af, hvordan forurenende stoffer transporteres gennem umættet og mættet zone over tid. I de tilfælde, hvor denne stoftransportmodel ikke kan anvendes, må man i stedet anvende en numerisk stoftransportmodel (niveau 3). I denne rapport beskrives muligheder, begrænsninger og databehov for de to typer af modeller, og der gives råd om, hvornår det vil være nødvendigt eller hensigtsmæssigt at gå fra stoftransportmodellering på niveau 2 til niveau 3.

Der gives indledningsvis en generel oversigt over metodikken ved modellering af stoftransport. Forskellen imellem anvendelse af analytiske og numeriske metoder beskrives, herunder forskel i kravene til rand- og startbetingelser.

GrundRisk Landfill (niveau 2) kan for en given kildestyrke over en periode på 500 år for en eller flere deponeringsenheder samtidigt beregne koncentration som funktion af tiden samt maksimalt koncentrationsniveau og maksimal stofflux ved et valgt referencepunkt, POC, i nedstrøms grundvand for ét stof ad gangen, forudsat at hydrogeologien/hydrologien er simpel, herunder at der i perioden ikke sker ændringer i vandbalancen.

Såfremt disse forudsætninger ikke er nogenlunde opfyldt eller der ønskes en mere detaljeret risikovurdering (mindre konservativ), kan der som nævnt for en given kildestyrke i stedet anvendes en numerisk stoftransportmodel (niveau 3) til simultant at beregne koncentrationsniveau og flux som funktion af tiden for en række stoffer i nedstrøms grundvand, herunder også maksimalt koncentrationsniveau og maksimal stofflux ved valgte referencepunkter.

Både GrundRisk Landfill og numeriske modeller er afhængige af, at der foreligger eller kan skaffes informationer om de undersøgte stoffers mobilitet i jord og grundvand i form af Kd-værdier eller retardationsfaktorer (som kan estimeres ud fra Kd og viden/antagelser om jordens rumvægt (bulk density) og porøsitet).

Stoftransportmodellering på niveau 3 kan yderligere underopdeles i tre niveauer efter tiltagende kompleksitet. I det mindst komplekse tilfælde, hvor forudsætningerne for anvendelse af GrundRisk Landfill faktisk er overholdt, niveau 3.1, anvendes samme inputinformationer som i GrundRisk Landfill (vandhastighed, lagtykkelser m.v.) og i første omgang ingen kalibrering (Da modellen bruger samme forudsætninger som GrundRisk Landfill, vil resultatet stadig være konservativt, men dog i mindre grad end ved anvendelse af GrundRisk Landfill, idet en numerisk model bl.a. er mere nøjagtig i forhold til beregning af vandbalancer).

I situationer, hvor forudsætningerne for anvendelse af GrundRisk Landfill ikke er opfyldt, for eksempel på grund af, at hydraulikken styres af overfladevand, eller fordi der er flere delvist adskilte grundvandsmagasiner, men hvor der i modelleringsperioden ikke sker nogen ændringer i modellens vandbalance (dvs. ind- og udstrømningen gennem modellens rande), kan der anvendes en numerisk model på niveau 3.2.

Numerisk modellering på det mest komplekse niveau 3.3 vil typisk finde anvendelse, hvis der er krav om, at modellen skal kunne håndtere større ændringer i vandbalancen og grundvandsstrømningen. Det kan for eksempel være, hvis modelleringen omfatter flere deponeringsenheder, som overgår til passiv tilstand på forskellige tidspunkter. Lige som kompleksiteten og anvendelsesmulighederne for modellerne øges, øges også kravene til kvalitet og mængde af data med stigende niveau af numerisk modellering. Kvaliteten af modelresultater er aldrig bedre end de inputdata, der anvendes.

Med henblik på at undersøge betydningen for modelleringsresultaterne af de forsimplinger, der indgår i GrundRisk Landfill, dels med hensyn til beregningsmetoden, dels med hensyn til de hydrogeologiske forhold, er der foretaget en sammenligning af stoftransportberegninger foretaget henholdsvis med GrundRisk Landfill og en numerisk model. Med de samme generelle forudsætninger er der for fire stoffer med forskellige udvasknings- og stoftilbageholdelsesegenskaber (udtrykt ved $kappa$ og K_d eller R_f) for en række hydrogeologiske scenarier gennemført parallelle stoftransportberegninger med GrundRisk Landfill og den numeriske hydrologiske stoftransportmodel MIKE SHE.

De forhold, der blev varieret i scenarieberegningerne, var følgende:

- Dispersiviteten i umættet zone
- Generel infiltration over modelområdet
- Infiltration i deponeringsområdet
- Afstand til grundvand (tykkelse af umættet zone)
- Antal deponeringsenheder
- Afstand til det punkt, hvor kvalitetskrav skal overholdes, point of compliance (POC)

Der er også set på betydningen af, at følgende forhold ikke kan varieres rumligt i GrundRisk Landfill:

- Tykkelse af den mættede zone/hydraulisk ledningsevne
- Tykkelse af den umættede zone
- Grundvandshastigheden

På grundlag af de gennemførte undersøgelser og generel erfaring kan der konkluderes og anbefales følgende:

- Hvis GrundRisk Landfill er anvendt ved en risikovurdering for et deponeringsanlæg eller en gammel losseplads og viser resultater med koncentrationer på op til ca. 3 gange kvalitetskravene i POC, anbefales det at forsøge at anvende en numerisk model på underniveau 3.1 med samme forudsætninger som GrundRisk Landfill for eventuelt at opnå et mindre konservativt resultat.
- GrundRisk Landfill kan godt anvendes, selv om der forekommer ret store variationer i tykkelse af mættet eller umættet zone inden for modelområdet. Resultatet vil være på den konservative side.
- Hvis den konceptuelle model indeholder flere vandførende grundvandslag, der har indbyrdes vandudveksling af betydning mellem deponeringsanlægget og POC, må der vælges en numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3.
- Hvis den konceptuelle model omfatter overfladevand, der påvirker strømningen, må der vælges en numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3.
- Hvis det vurderes at det i risikovurderingen er nødvendigt at medtage geokemiske processer, der er mere avancerede end lineær adsorption og 1. ordens nedbrydning, må der væl-

ges en numerisk model indeholdende disse processer på underniveau 3.2 eller 3.3. I beslutningen om at anvende en mere avanceret model bør der altid foretages en kvalitativ vurdering af behovet baseret på vandkemien og de geokemiske forhold i akviferen, bl.a. makroioner, redox-forhold, pH, lerindhold og organisk stof.

Der er givet en kortfattet vejledning i valg af underniveau for niveau 3.-beregninger (numeriske modeller) Endvidere er der givet en oversigt over databehovet ved anvendelse af numeriske grundvandsmodeller på niveau 3 til risikovurdering ved deponering af affald. Endelig er der givet nogle forslag til, hvorledes og hvorfra sådanne data kan tilvejebringes.

1. Baggrund og formål

Som beskrevet i introduktionen til Metodikken for risikovurdering ved deponering af affald, indgår stoftransport som Modul 2 mellem Modul 1, Kildestyrken, og Modul 3, Udsivning, opblanding og vurdering i overfladevand. Beskrivelse af stoftransport i jord og grundvand kan udføres på tre niveauer i metodikken:

Niveau 1: Simple betragtninger, der kun tager hensyn til eventuel opblanding i overfladevand. Ved kendskab til en stedsspecifik fortyndingsfaktor i en overfladevandsreceptor kan stoffernes maksimale koncentration holdes op mod eventuelle kravværdier for overfladevand og grundvand, idet den stedsspecifikke fortyndingsfaktor tages i betragtning.

Niveau 2: Anvendelse af GrundRisk Landfill, som er en semi-analytisk model udviklet til brug for risikovurdering ved deponering af affald. GrundRisk Landfill er baseret på forholdsvis få stedsspecifikke oplysninger og giver et forsimplet, men konservativt billede af, hvordan forureningsstoffer transporteres gennem umættet og mættet zone over tid. Modellen tager højde for ét stof ad gangen, men kan regne på flere beregningsenheder (deponeringsenheder) på én gang. Resultatet er et samlet billede af påvirkningen i et valgt referencepunkt (POC) i grundvandet nedstrøms deponeringsanlægget. Påvirkningen beskrives ved en maksimal koncentration og den samlede belastning for et givet stof. Output fra Kildestyrkemodellen /4/ er datainput til GrundRisk Landfill-modellen.

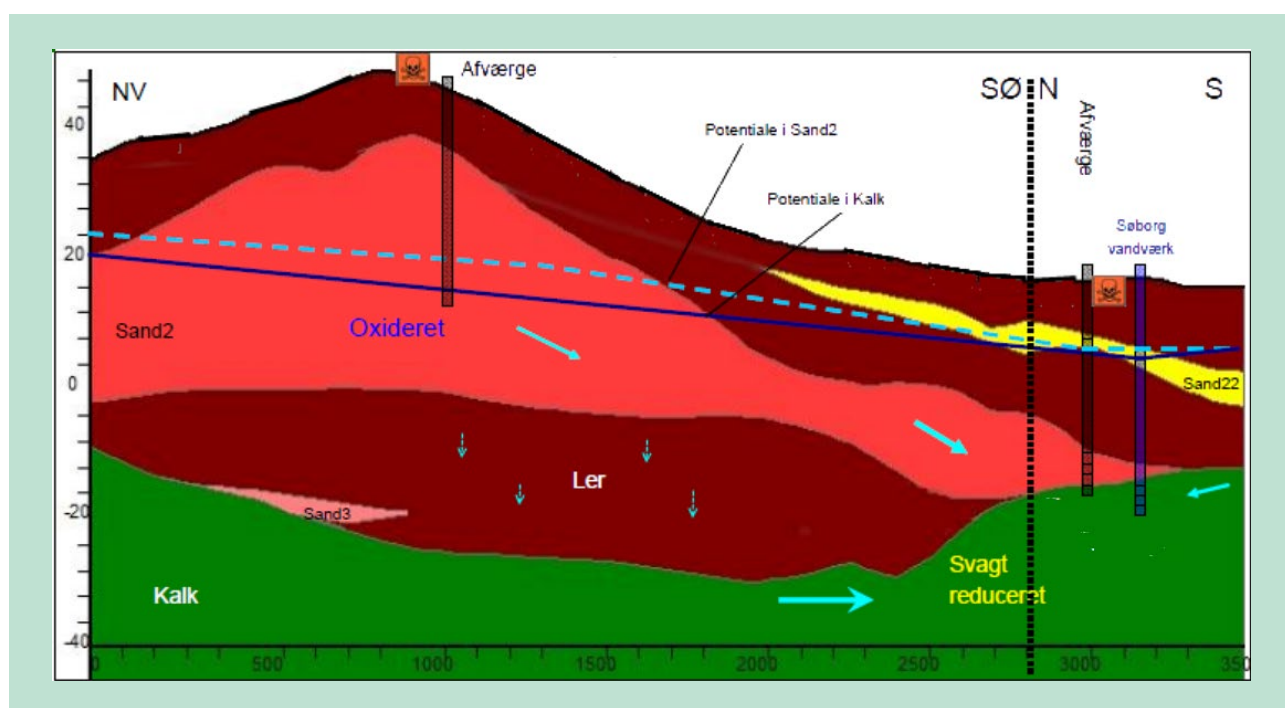
Niveau 3: Anvendelse af en numerisk stoftransportmodel. Der findes en række kommercielt tilgængelige numeriske grundvandsmodeller, som kan anvendes til estimering af stoftransport i umættet og mættet zone. I det følgende er numerisk modellering på niveau 3 yderligere niveau-delt efter stigende krav til kompleksitet i underniveauerne 3.1, 3.2 og 3.3.

Formålet med dette notat er at give retningslinjer for, hvornår det bør overvejes eller er nødvendigt at gå fra den semi-analytiske model på niveau 2 (GrundRisk Landfill) til at anvende en numerisk model på niveau 3, samt at give retningslinjer for opstilling af numeriske grundvands- og stoftransportmodeller i forbindelse med risikovurderinger ved deponeringsanlæg.

2. Modelling af stoftransport i jord og grundvand ved risikovurdering af deponering

2.1 Konceptuel hydrogeologisk model

Ved beregning af vandstrømning og stoftransport i undergrunden skal der indledningsvis opstilles en konceptuel model for det aktuelle område. En konceptuel model udgør en drejebog for, hvordan et givet hydrologisk system skal fortolkes og modelleres, /1/. På dette stadi er der generelt ingen eller kun ringe eksakt, detaljeret viden om forholdene under terræn. Begrebsmodellen, der opstilles, baseres på eksisterende informationer såsom boreprofiler, vandspejlsmålinger og eventuelle geofysiske målinger samt hydrogeologens erfaring og intuition. Figur 2.1 viser et eksempel på en sådan konceptuel model, hvor der har været en hel del boreprofiler med videre til rådighed.

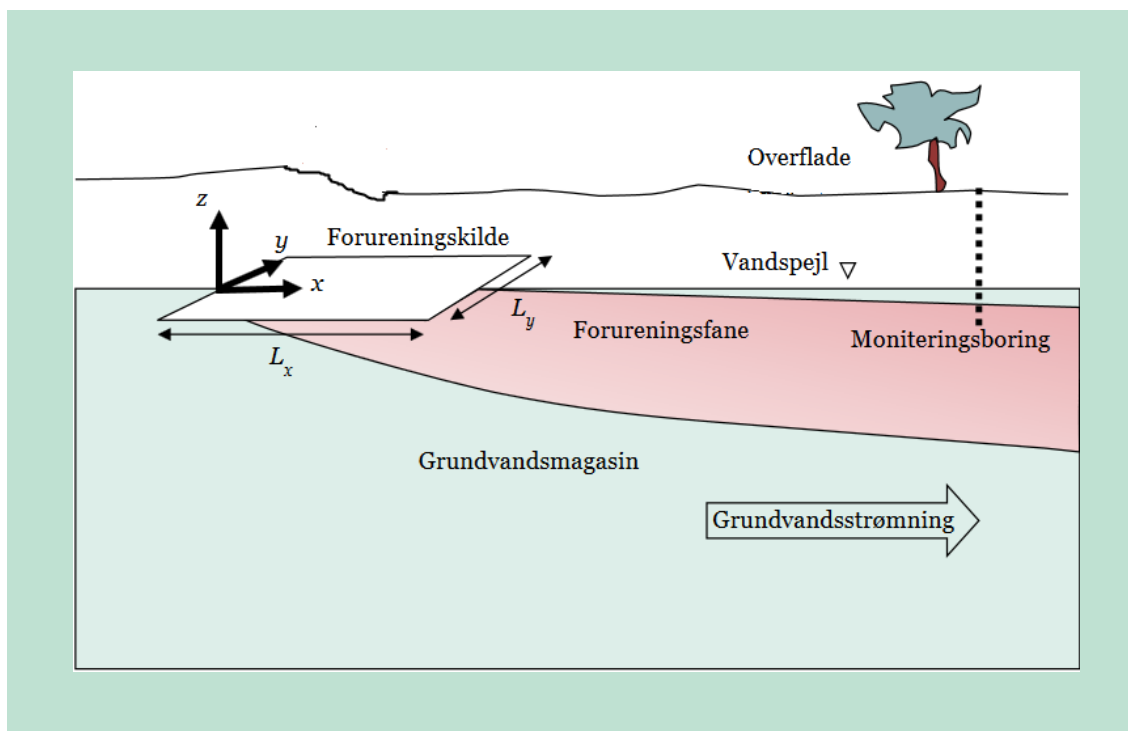


Figur 2.1 Konceptuel hydrogeologisk model over oplandet til Søborg Vandværk. Revideret fra Naturstyrelsen, Redegørelse for 2bc Mølleåen -Afgiftsfinansieret grundvandskortlægning, 2012.

FIGUR 2.2 viser tilsvarende en konceptuel model for et geologisk system, som ud fra de tilgængelige data tilsyneladende er simpelt.

I forbindelse med udarbejdelsen af den konceptuelle model for det aktuelle område, skal man også vurdere størrelsen af de parametre, der er bestemmende for strømning og stoftransport.

I det følgende præsenteres ligningerne for strømning og stoftransport i grundvandet med henblik på at understøtte forståelsen af numerisk modellering. Ligningerne 1 og 2 viser de matematiske udtryk, der beskriver henholdsvis vandbevægelse og konservativ stoftransport i mættet zone. De nødvendige parametre er hydraulisk ledningsevne, specifik ydelse/porøsitet og dispersiviteter.



FIGUR 2.2 Konceptuel model for et simpelt grundvandssystem. Miljøstyrelsen 2016 /17/.

Ligning 1 beskriver tredimensional (3-D) grundvandsstrømning i mættet zone:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Ligning 1}$$

hvor

h = vandstand eller vandtryk i et punkt (L)

K = hydraulisk ledningsevne i x, y og z-retningen (L/T)

S_s = magasintal eller specifik ydelse, dvs. enhedsvandstandsændring ved tilførsel af en enhed vand (-)

Kort forklaret siger ligning 1, at ændringen af vandstanden i et punkt bestemmes af ændringerne af vandhastighederne ind mod/ud fra punktet.

Ligning 2 beskriver tredimensional konservativ stoftransport i mættet zone:

$$\left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - \left[\frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (v_z C) \right] = \frac{\partial C}{\partial t}$$

Ligning 2

hvor

- C = massen af forureningsstoffet per volumen vand [M/L³]
D_x = dispersionskoefficient i x-retningen (longitudinal dispersion) [L²/T]
D_y = dispersionskoefficient i y-retningen (transversal dispersion) [L²/T]
D_z = dispersionskoefficient i z-retningen (vertikal dispersion) [L²/T]
v_i = grundvandshastigheden i i-retningen [L/T], hvor hastigheden er lig med enhedsflow/porøsitet

Ligningerne 3 og 4 beskriver i én dimension henholdsvis vandstrømning og stoftransport i umættet zone, inklusive adsorption og kemiske reaktioner:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S$$

Ligning 3

$$\frac{\partial \theta R c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta D \left(\frac{\partial c}{\partial z} \right) - q c \right] - \emptyset$$

Ligning 4

hvor

- Θ = vandindhold (-)
h = vandtryk (L)
t = tid (T)
K(h) = aktuel hydraulisk ledningsevne (L/T)
z = vertikal koordinat positiv opad (L)
S = vandtilførsel eller fjernelse, f.eks. fra planters rødder (L³/T)
R = retardationsfaktor som følge af adsorption (-)
c = koncentration (M/L³)
D = dispersionskoefficient (L²/T)
q = Darcy-flow per arealenhed (L/T)
∅ = tilførsel/fjernelse ved kemiske reaktioner (M/L³*T)

Ved beregningerne for umættet zone, ligning 3 og 4, tilkommer yderligere parametre/funktioner, der beskriver sammenhæng mellem vandindhold og vandtryk samt vandindhold og hydraulisk ledningsevne.

Ud over disse parametre skal der estimeres randbetingelser ved områdets grænser. Det vil oftest være vandtryk, men kan også være f.eks. vandstrømning.

2.2 Analytisk løsning af stoftransportligningerne for grundvand

2.2.1 Matematisk beskrivelse

I et eksempel, hvor strømningen er homogen, isotrop, en-dimensional og med konstant vandhastighed, vil ligning 2 forenkles til ligning 5 (her med adsorption og nedbrydning medtaget):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \mu C$$

Ligning 5

hvor

R = en retardationskoefficient (-)

μ = en 1. ordens nedbrydningskonstant (T⁻¹)

Hvis der ikke var begrænsninger af grundvandsmagasinet størrelse i x, y, z-retningerne, og hvis den kilde til forurening, der skal regnes på, er konstant i tid, kan ligningen løses analytisk.

Imidlertid er der altid begrænsninger i magasinets tykkelse m.v. I sådanne tilfælde kan der opstilles, hvad man kan kalde semi-analytiske løsninger til ligning 5. Det er netop, hvad der er gjort i GrundRisk Landfill-modellen (GrundRisk_Landfill_v1_1_dec2017 1.0, /2/).

2.2.2 Forsimplinger i GrundRisk Landfill-modellens beregningsmetode

I GrundRisk Landfill-modellen er der foretaget en række forsimplinger i selve den analytiske løsning, blandt andet for at beregningstiden ikke skal blive for stor. Forsimplingerne er foretaget således, at resultaterne af beregningerne er til den konservative side jf. GrundRisk Landfill-rapporten, /3/. Dette gælder både, når der skal regnes på én deponeringsenhed, og når der regnes på den samlede stoftransport fra flere enheder på samme deponeringsanlæg. GrundRisk Landfill-modellen anvendes, hvor der kan opstilles en simpel konceptuel model, svarende til den, der er vist i FIGUR 2.2. I tilfælde af at resultaterne fra GrundRisk Landfill-modellen medfører en overskridelse af kravværdier, kan det være relevant at gå til niveau 3 (en numerisk model), som er uden disse forsimplinger, og som regner på den samme konceptuelle model.

For at vurdere, hvornår det vil være hensigtsmæssigt at foretage dette niveauskift, er der foretaget nogle få beregninger for nogle deponeringsscenerier med både GrundRisk Landfill og med en numerisk model, se afsnit 3.

2.2.3 Forsimplinger i GrundRisk Landfill i forhold til hydrogeologi

GrundRisk Landfill bygger på en række fysiske forudsætninger for strømmingen i grundvandsmagasinet inden for en simpel konceptuel model svarende til FIGUR 2.2. Hvis der for et aktuelt område er data (eller hydrogeologisk erfaring), som viser, at forudsætningerne i væsentlig grad ikke overholdes, dog stadigvæk inden for den simple konceptuelle model, er det i afsnit 3.2 vurderet, hvornår dette er kritisk og bør føre til anvendelse af en numerisk model. Fravigelse fra forudsætningerne kan eksempelvis vedrøre tykkelse af grundvandsmagasinet, hydraulisk ledningsevne, osv. Vurderingen er givet ud fra erfaringer samt beregninger med en numerisk model.

2.3 Numerisk løsning af strømnings- og stoftransportligningerne for grundvand

Grundvandsstrømnings- og stoftransportligningerne 1-5 i afsnit 2.1 kan løses ret præcist numerisk. Numeriske modeller kan efter den anvendte løsningsmetode blandt andet opdeles i finite differens-metoder og finite element-metoder. I denne sammenhæng omtales udelukkende løsning ved finite differens-metoden, selv om de fleste af principperne også gælder for finite element-metoderne.

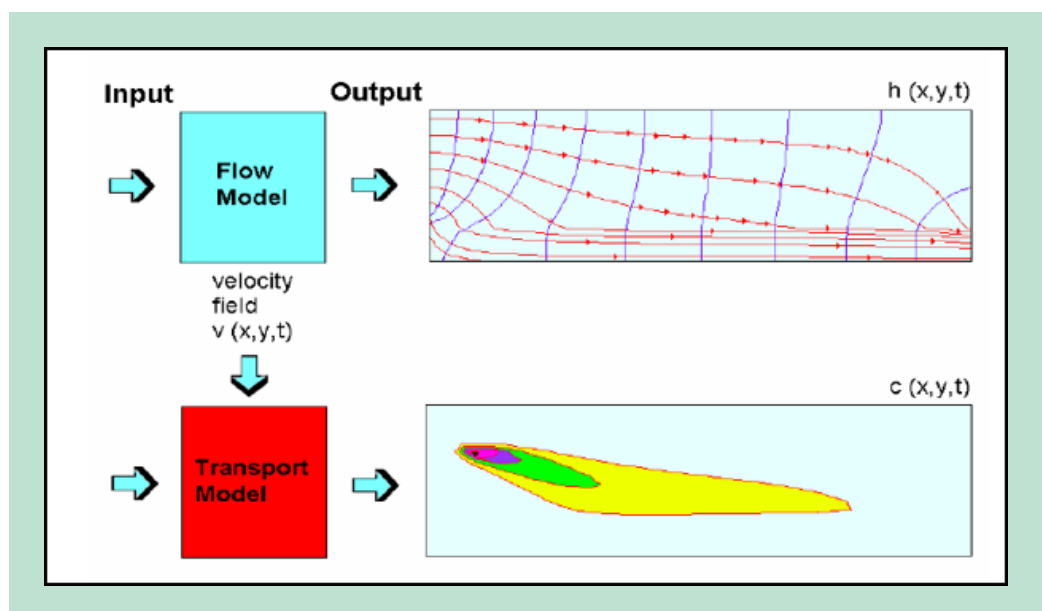
Simpelt beskrevet opdeles modelområdet i en numerisk finite differens-model i et stort antal kasser horisontalt og vertikalt. I en fuldt distribueret model kan hver af disse kasser eller bokse

tildeles deres egne geologiske, hydrologiske og kemiske egenskaber. Tiden opdeles tilsvarende i små intervaller, hvor tidsforløbet beskrives ved i hvert successivt beregningstrin at addere et interval eller tidsskridt. Ligningssystemerne for vand- og stoftransport opstilles for alle disse bokse (og transporten imellem dem) og løses numerisk med forskellige integrationsmetoder under anvendelse af tilstrækkeligt små tidsskridt til at sikre stabilitet og præcision i beregningen.

Løsningen sker oftest i to trin, så strømning ligningen løses først, hvorefter stoftransport ligningen løses, se FIGUR 2.2.

Afhængigt af den anvendte model kan der håndteres forskellige konceptuelle modeller som f.eks. den, der er vist i FIGUR 2.3, men også mere komplicerede hydrologiske modeller, hvor der også regnes på søer, vandløbsstrømning, infiltration, flere delvis adskilte grundvandsmagasiner m.m.

Der findes en lang række numeriske modeller i 1D, 2D og 3D. En liste med de væsentligste (og kendteste) af disse er medtaget i Bilag 1, hvor der også er vist en model baseret på finite element-metoden (FEFLOW).



FIGUR 2.3 Tværsnit gennem en akvifer som viser en typisk løsning af strømning- og transportligningerne i to trin. Bemærk, at figuren viser en generel illustration af princippet for, hvordan denne type model fungerer, og at den derfor ikke specifikt viser udsivningen fra et deponeringsanlæg. I denne type model beregnes først flowmodellen. Øverst til højre vises vandtryk med blå linjer (isobarer) og flowretning med røde linjer, vinkelret på isobarerne. Resultaterne herfra indgår i stoftransportmodellen, som vises nederst til højre. På denne figur vises med farver koncentrationsfordeling til et givet tidspunkt fra en oprindelig udsivning i den sorte prik. Stofferne spredes i den strømningretning, som fremgår af øverste del af figuren.

2.4 Randbetingelser og startbetingelser

Ved løsning af strømning- og stoftransportligningerne med en numerisk model skal der altid opstilles rand- og startbetingelser.

Startbetingelserne er de vandstande og koncentrationer, der eksisterer over hele modelområdet ved starttidspunktet for beregningerne.

Randbetingelser er de forhold, der er gældende ved modellens seks rande. Det kan f.eks. være:

- Konstant eller varierende vandstand og koncentration (benævnes en Dirichlet-rand)
- En rand, der er lukket for vand- og stofstrømning (benævnes en Dirichlet-rand). Typisk bund af model.
- En rand med konstant eller varierende vand- og stofstrømning (benævnes en Neumann-rand). Typisk infiltration i top af model fra nedbør og perkolat fra deponeringsområde.
- En semipermeabel rand (Cauchy rand). Typisk infiltration gennem vandløbsbund ved modeltop.

GrundRisk Landfill

I GrundRisk Landfill er det alene betingelserne i toppen af modellen (infiltration og kildestyrke, f.eks. beregnet med kildestyrkemodellen /4/), der er direkte input til computermodellen. De øvrige start- og randbetingelser er implicit givet ved valg af GrundRisk Landfill-modellen (tykkelse af magasin og grundvandshastighed).

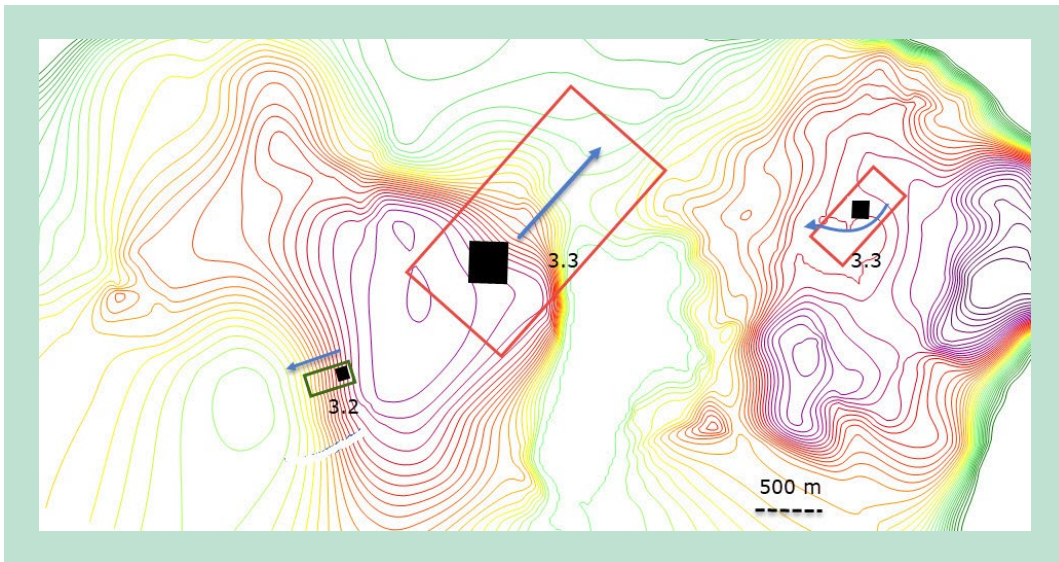
Numerisk model

For et deponeringsanlæg med én enhed eller for en gammel losseplads vil der ikke ske nogen ændring i perkolatudstrømningen til grundvandet. Beregningen starter på det tidspunkt, hvor der opstår hul i membranen eller ved overgang til passiv tilstand. Der sker derfor ikke en ændring i grundvandsmodellens vandbalance undervejs i beregningen. Vandbalancens elementer er tilstrømning eller udstrømning over grundvandsmodellens rande. Summen af disse er nul under stationære forhold. Når vandbalancens elementer er konstante, er der IKKE det ellers sædvanlige behov for at anbringe modelrandene meget langt fra det område, der skal undersøges (numerisk modellering på underniveau 3.2. se afsnit 4.1). Bemærk dog, at ved deponeringsenheder med lækage i membranen, som overgår til passiv tilstand, vil der være en ændring i perkolatudstrømningen til grundvandet.

Kun for de deponeringsanlæg, hvor der er flere enheder, som overgår til passiv tilstand (begynder at udlede perkolat) på forskellige tidspunkter, vil der ske en ændring af modellens vandbalanceelementer (numerisk modellering på underniveau 3.3, se afsnit 4.1). Den øgede perkolatinfiltration til grundvandet skal kompenseres af mindsket indstrømning eller øget udstrømning gennem grundvandsmodellens rande, for at vandbalancen overholdes. Det betyder, at der må ske ændringer af grundvandsniveauerne. Disse ændringer skal være ubetydelige ved de modelrande, hvor grundvandsstanden er fastsat. Dette kan opnås ved modelteknisk at flytte modelrandene så langt væk fra deponeringsanlægget, at ændringen af perkolatinfiltrationen er lille i forhold til den samlede infiltration til modelområdet.

Som en "tommelfingerregel" kan det foreslås, at vandbalancen udtrykt ved den samlede infiltration, må ændres med maksimalt 5% som følge af øget perkolatinfiltration. Det betyder, at modelområdet skal være mindst 20 gange størrelsen af det areal, hvor der ved modelleringsstart sker en perkolatfjernelse (f.eks. oppumpning og behandling af perkolat fra en af flere enheder), som under modelleringen (f.eks. ved afslutning af efterbehandlingen på en af flere enheder) overgår til perkolatinfiltration.

FIGUR 2.4 viser tre eksempler på modelstørrelser ved underniveau 3.2, henholdsvis underniveau 3.3 (se afsnit 4.1).



FIGUR 2.4 Eksempler på grundvandsmodelarealer ved deponeringsenhedsarealer på 0,5 ha (underniveau 3.2), 1 ha og 10 ha (underniveau 3.3). Konturlinjer er højder af grundvandsniveau. Baggrundspotentialekort illustrativt fra Region H /11/.

3. GrundRisk Landfill og numeriske modeller

I dette afsnit vurderes

- 1) betydningen af forsimplingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til beregningsmetoden
- 2) betydningen af forsimplingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til de hydrogeologiske forhold

3.1 Vurdering af betydningen af forsimplingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til beregningsmetoden

3.1.1 Oversigt

I GrundRisk Landfill, der indeholder en semi-analytisk løsning til ligning 5, er der som nævnt i afsnit 2.2.2 foretaget en række forsimplinger i selve modelkoden, blandt andet for at beregningstiden ikke skal blive for stor. Forsimplingerne er foretaget således, at resultaterne af beregningerne er til den konservative side. For en konkret beskrivelse af disse forsimplinger henvises til Bilag 2 og /3/. En væsentlig forsimpning er, at der ved beregning af stofkoncentrationen i grundvandet ikke tages hensyn til volumen af infiltrerende perkolat fra en deponeringsenhed; kun den stofmængde, der tilføres med perkolatet, indgår i beregningen. Det kan have væsentlig betydning, når der f.eks. ses på grundvandskvaliteten 100 meter nedstrøms for et 200 m langt deponeringsanlæg. Dette er yderligere omtalt i afsnit 3.1.2.

Hvis en risikovurdering foretaget med GrundRisk Landfill-modellen viser, at kravværdierne ved POC overskrides, kan det eventuelt skyldes de nævnte forsimplinger. Der er derfor i det følgende foretaget en række parallelle beregninger med henholdsvis GrundRisk Landfill og den numeriske hydrologiske model MIKE SHE for at vurdere, hvor store afvigelserne i resultaterne typisk kan være. Beregningerne er foretaget for både en, to og tre deponeringsenheder.

I forhold til de nævnte forsimplinger er der specifikt set på betydningen af manglende dispersion i umættet zone og betydningen af, at der regnes på flere enheder, hvor vandbalancen ikke beregnes korrekt.

Som generelle forudsætninger for transportberegningerne er valgt de samme, som typisk har været anvendt ved scenarieberegninger for Miljøstyrelsen (se for eksempel Miljøprojekt nr. 1991, 2018./16/).

Akviferen:

- Tykkelse af mættet zone (grundvandsmagasin) er 6 m
- Vægtfylde (bulk density, d_b) er 1700 kg/m³
- Porøsitet (ϵ) er 0,35
- Middelgrundvandshastighed er 100 m/år
- Langsgående dispersivitet er 1 m
- Tværgående dispersivitet er 0,02 m

Der regnes på tre stoffer, fluorid, klorid og cadmium, som har forskellige udvasknings- og sorptionsegenskaber, samt et fjerde "stof", RF2, som udgør yderligere en kombination af kappa og Kd (idet alle stoffer beskrives modelmæssigt alene ved en kombination af kappa og Kd, hvor

Kd dog skal omregnes til en retardationsfaktor, Rf, for at kunne anvendes i GrundRisk Landfill), se TABEL 3.1. Kd er forholdet mellem faststofkoncentration, Cs, og væskekoncentration, Cv, ved Henry-/ lineær adsorption.

Alle beregninger foretages over en periode på 500 år.

TABEL 3.1 Egenskaber af de stoffer, som anvendes i de sammenlignende beregninger.

$R_f = 1 + (d_b \cdot K_d)/\epsilon$, hvor d_b er bulk densitet og ϵ porøsitet.

Stof	Kappa kg/l	Kd l/kg	Rf -
Fluorid, F ⁻	0,11	2	10,7
Kadmium, Cd	0,50	20	98,1
Klorid, Cl ⁻	0,62	0	1,0 (1,001 er anvendt)
RF2	0,62	0,21	2,0 (2,01 er anvendt)

Kildestyrken beregnes ud fra udtrykket $C = C_0 \cdot \exp(-(L/S) \cdot \text{kappa})$ ved hjælp af Kildestyrke-modellen (se /4/ og /5/). C er stofkoncentrationen ved den aktuelle værdi af L/S og C_0 er startkoncentrationen. L/S er det akkumulerede forhold mellem den gennemstrømmende vandmængde, L, og kildens tørstofmængde, S. Tykkelsen af affaldslaget er arbitrært sat til 1 m.

De forudsætninger, der ændres på i scenarieberegningerne, er:

- Den vertikale dispersivitet i umættet zone, som fast er 0 m i GrundRisk Landfill, er også i en enkelt MIKE SHE-beregning sat til 0 m
- Generel infiltration over modelområdet
- Infiltration i deponeringsområdet
- Afstand til grundvand (tykkelse af umættet zone, UZ)
- Antal deponeringsenheder
- Afstand til det punkt, hvor kvalitetskrav skal overholdes, point of compliance (POC)

Med sådanne forudsætninger er der gennemført en række beregninger med henholdsvis GrundRisk Landfill og MIKE SHE. Scenariebetingelserne og resultaterne af beregningerne i form af de maksimale koncentrationer (udtrykt som % af C_0) ved POC fremgår af TABEL 3.2.

Betydning af at vertikal dispersion er 0 i GrundRisk Landfill

I beregningerne under scenarie 1 (1a, 1b) er der set på betydningen af dispersiviteten i umættet zone (UZ) på 0 m, som er en fast værdi i GrundRisk Landfill, sammen med en generel infiltration på 0 mm/år. Dette er en rent teoretisk, men kvantitativ, undersøgelse af, hvordan GrundRisk Landfill håndterer transporten i umættet zone. Resultaterne fra MIKE SHE og GrundRisk Landfill ligger indenfor 10-15% af hinanden med GrundRisk Landfill-værdier størst for store Kd-værdier og mindst for små. At GrundRisk Landfill-resultaterne kan være lidt lavere end MIKE SHE-resultaterne her, har ikke nogen betydning for anvendelsen af GrundRisk Landfill, da situationen med 0 infiltration over modelområdet ikke forekommer i praksis. Men GrundRisk Landfill's dispersion på 0 i umættet zone har altså indflydelse på resultaterne, størst ved stor tykkelse af umættet zone, hvilket ses af de øvrige scenarier. Afvigelsen på 10-15% mellem MIKE SHE og GrundRisk Landfill skønnes at være acceptabel.

I scenarierne 1c og 1d er der medtaget en mere realistisk generel infiltration på 350 mm/år, og i MIKE SHE-modellen indgår en vertikal dispersivitet i UZ på 0,05 meter. Her er GrundRisk Landfill-resultater konsekvent højere end MIKE SHE-resultater, med størst forskel - op mod 100% - for høj Kd og således på den miljømæssigt konservative side.

Sammenlignes resultaterne for scenarierne 1c og 1d med resultaterne for scenarierne 1a og 1b, ses fortyndingseffekterne af infiltration og dispersivitet (for MIKE SHE) på op til en faktor 2 ved en infiltration på 350 mm/år.

Betydning af tykkelsen af umættet zone

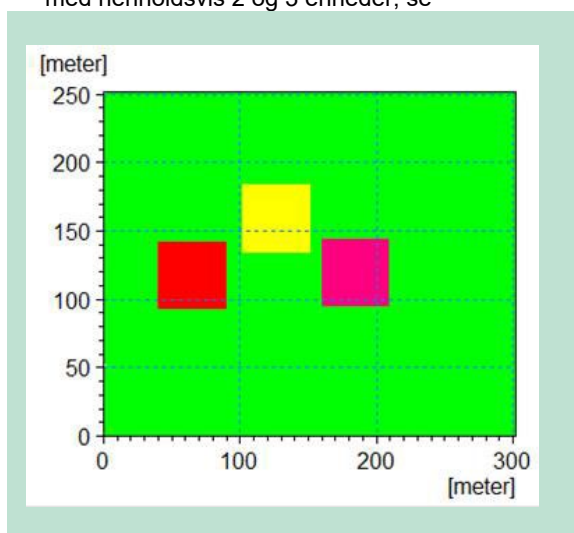
I beregningerne under scenarie 2 (2a, 2b, 2c og 2d) er der varieret på tykkelsen af umættet zone (UZ), som er sat til henholdsvis 4 og 6 meter. Resultaterne kan direkte sammenlignes med resultaterne for scenarierne 1c og 1d, hvor UZ er 1 meter. For beregning for Cd og UZ = 6 meter med GrundRisk Landfill, fremkom der ingen resultater på grund af manglende gennembrud af forureningsfanen. Kun for Cd og UZ = 4 meter var der ved POC 30 meter opnået maksimumkoncentration inden for 500 år. Generelt er GrundRisk Landfill-resultater højere end MIKE SHE-resultater, stedvis op over en faktor 2. Sammenlignes resultater over UZ-tykkelse, er der en vis variation for MIKE SHE-modellen, mens GrundRisk Landfill-resultater næsten er uafhængige af tykkelsen. Det vurderes, at dette skyldes, at UZ-dispersivitet = 0 i GrundRisk Landfill. Tykkelsen af UZ skønnes primært at have betydning for det tidspunkt, hvor maksimalkoncentrationen fremkommer. For stoffer som Cd med høj Kd og Rf vil tidspunktet for maksimalkoncentrationen ofte ikke nås ved POC inden for 500 år, når tykkelsen af UZ er stor. Tykkelsen af UZ er generelt mindre end 6 meter i Danmark, undtagen i bakkeområder som Østjyske højderyg og lignende. 500 år er valgt som den tidsperiode, som risikovurderingerne skal foretages inden for.

Betydning af større infiltration

I scenarierne 3a og 3b, er der regnet med 700mm infiltration per år, både generelt og i deponeringsområdet. Den høje infiltration betyder, at centrum af forureningsfanen trykkes ned til det næstøverste beregningslag i mættet zone i MIKE SHE modellen. GrundRisk Landfill -resultaterne er her 2-3 gange større end MIKE SHE-resultaterne.

Betydning af antal enheder

I scenarie 4 (4a, 4b, 4c og 4d) er der foretaget beregninger til sammenligning af resultater fra GrundRisk Landfill og fra den numeriske model MIKE SHE for deponeringsanlæg/lossepladser med henholdsvis 2 og 3 enheder, se



FIGUR 3.1 og TABEL 3.2. De enkelte enheder er på 50 m * 50 m og har alle samme kildestyrke.

Som det fremgår af tabellen, er GrundRisk Landfill-resultaterne ved POC 100 m ca. 50% højere end MIKE SHE-resultaterne. Ved POC 30 meter er GrundRisk Landfill-resultaterne for RF2 og klorid lidt lavere end MIKE SHE resultaterne.

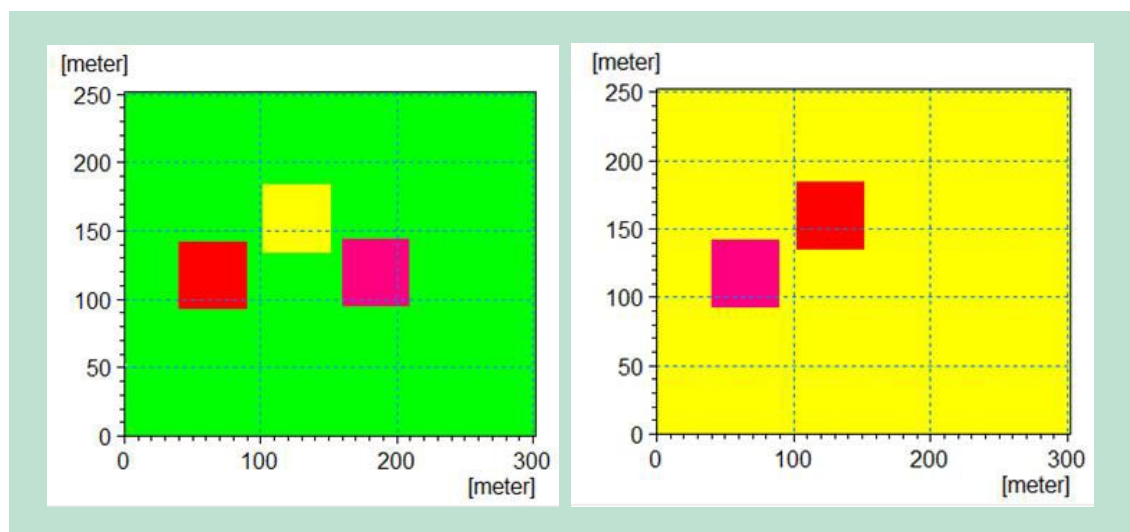
Figur 3.2 viser et eksempel på koncentrationsfordelingen i MIKE SHE-modellen, scenarie 4d for tidspunktet, hvor RF2 har maksimum i POC=30 meter.

FIGUR 3.3 viser den tilsvarende outputside for GrundRisk Landfill-modellen.

Sammenfatning

Sammenfattende vurderes ud fra ovenstående beregninger, at GrundRisk Landfill giver miljømæssigt konservative resultater. I de gennemregnede eksempler giver GrundRisk Landfill værdier, der kan være mere end 2 gange værdierne fra den numeriske model.

Den manglende dispersivitet i umættet zone har en vis betydning for resultatet, især ved store tykkelser af umættet zone. Således giver GrundRisk Landfill næsten samme resultater ved forskellige tykkelser af umættet zone; men den maksimale koncentration ved POC fremkommer på senere tidspunkter ved større tykkelse af umættet zone. I enkelte af de gennemførte beregninger og for POC 30m medfører GrundRisk Landfill ikke konservative resultater, dog er resultaterne i alle de beregnede tilfælde inden for ca. 10% af værdien for den numeriske model.

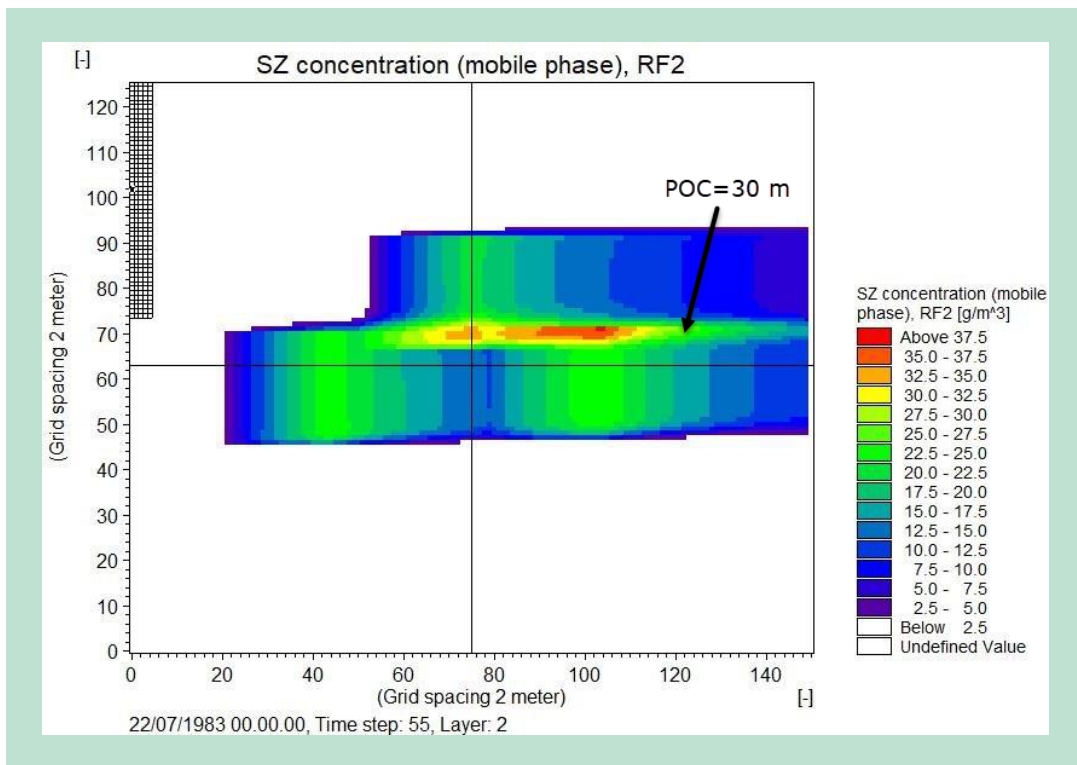


FIGUR 3.1 Figuren til venstre viser de to deponeringsenheder, der regnes på i scenarierne 4a og 4b, mens figuren til højre viser de tre enheder, der regnes på i scenarierne 4c og 4d. De farvede kvadrater viser deponeringsenhederne på 50x50 meter set ovenfra. Grundvandsstrømning venstre mod højre.

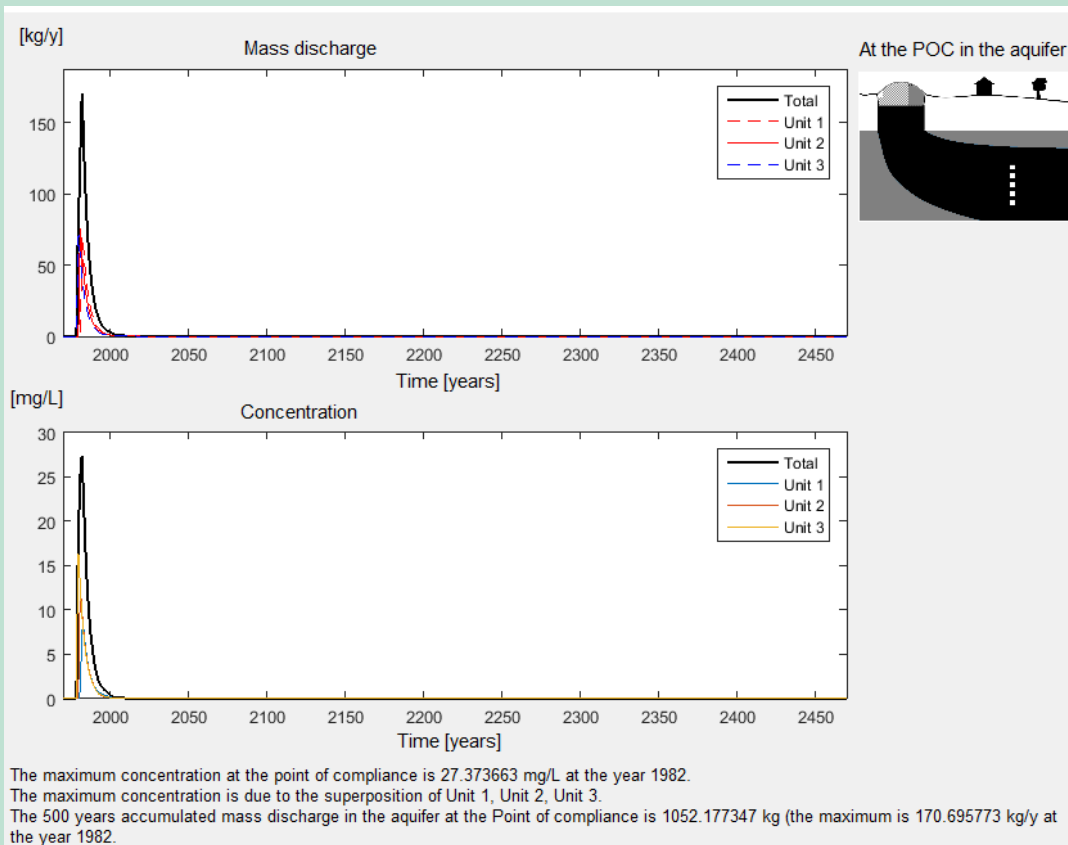
TABEL 3.2 Beregninger til belysning af betydning af forsimplinger i GrundRisk Landfills beregningsmetode. Værdier er % af initial koncentration C₀.

Scenarie	Kommentar	Længde (m)	Bredde (m)	Infiltration (mm/år)	UZ (m)	POC (m nedstrøms)	Cd		Fluorid		RF2		Klorid	
							GrRisk	MSHE	GrRisk	MSHE	GrRisk ⁴⁾	MSHE	GrRisk ¹⁾	MSHE ²⁾
POC=100 m														
1a	Uz dispersivitet=0 m	100	100	0	1	100	3,18	2,58	22,3	26,9	25,3	29,8	27,3	29,8
1c	Uz dispersivitet=0,05 m	100	100	350	1	100	2,94	1,48	22,3	15,8	23,6	15,4	25,8	17,5
2a	Uz=6 meter	100	100	350	6	100	i.r.	0,001 ³⁾	22,3	13,6	23,3	13,9	26,1	16,9
2c	Uz=4 meter	100	100	350	4	100	1,61 ³⁾	0,65 ³⁾	22,3	14,1	23,2	14,5	25,8	17,4
3a	Mellemste lag i SHE	100	100	700	4	100	1,99	1,24	29,2	12,9	28,9	13,1	33,2	14,9
4a	2 enheder	2x50	2x50	350	4	100	1,55 ³⁾	0,38 ³⁾	12,7	8,38	16,79	13,3	19,90	16,3
4c	3 enheder	3x50	3x50	350	4	100	1,55 ³⁾	0,67 ³⁾	26,66	17,7	21,29	17,9	25,09	17,5
POC=30 m														
1b	Uz dispersivitet=0 m	100	100	0	1	30	3,90	3,34	30,1	33,2	32,2	36,5	35,8	36,5
1d	Uz dispersivitet=0,05 m	100	100	350	1	30	3,91	2,67	29,8	27,2	31,9	26,4	35,4	29,9
2b	Uz=6 meter	100	100	350	6	30	i.r.	0,13 ³⁾	29,8	23,2	32,3	23,8	35,4	29,0
2d	Uz=4 meter	100	100	350	4	30	3,90	1,77	29,8	24,2	32,2	24,9	35,8	29,7
3b	Mellemste lag i SHE	100	100	700	4	30	3,66	1,93	52,1	19,4	51,5	19,7	58,9	22,4
4b	2 enheder	2x50	2x50	350	4	30	3,55	1,66 ³⁾	28,8	20,3	24,16	26,2	28,35	32,0
4d	3 enheder	3x50	3x50	350	4	30	3,55 ³⁾	1,72 ³⁾	34,92	27,9	27,37	28,1	34,17	28,7

¹⁾ Rf=1,001 ²⁾ Tidsskridt i MIKE SHE output er 1/4 år ³⁾ maksimum ikke nået efter 500 år ⁴⁾ Rf=2,01 i.r. ingen resultat - ikke beregnet



Figur 3.2 Numerisk model (MIKE SHE): Figuren viser scenarie 4d set ovenfra på det tidspunkt, hvor den maksimale koncentration af stoffet RF2 forekommer i POC ved 30 m. De tre deponeringsenheder er placeret ved de 3 grønne rektangler. Strømningsretning mod højre. Farverne viser koncentrationsfordelingen af RF2 set ovenfra.. Se også figur 3.1. De maksimale koncentrationer opstår der, hvor deponeringsenhederne overlapper hinanden i strømningsretningen.



FIGUR 3.3 GrundRisk Landfill: Masse- og koncentrationsfordeling for RF2 ved POC 30 m for scenarie 4d med 3 deponeringsenheder. GrundRisk Landfill har en fastlåst beregningsperiode på 500 år.

3.1.2 Betydning af, at infiltration af perkolatvolumen ikke medregnes

Hvis der med GrundRisk Landfill-modellen regnes på flere enheder, som overgår til passiv tilstand på forskellige tidspunkter, vil der ske en ændring i kildestyrken efterhånden som enhederne overgår til passiv tilstand. Er der f.eks. 4 enheder vil starttidspunkt for beregningen være det tidspunkt, hvor en af enhederne først overgår til passiv tilstand. Efterhånden som de næste tre enheder overgår til passiv tilstand vil kildestyrken, herunder det infiltrerende perkolatvolumen, ændres. Imidlertid medtages det tilførte perkolatvolumen, som beskrevet i afsnit 3.1.1, ikke i GrundRisk Landfill-beregningen. Der kan foretages en vurdering af, om dette er acceptabelt for den stedspecifikke beregning. Til hjælp for denne vurdering kan nedenstående ligninger, der beregner ændringer i vandføring og vandhastighed som følge af tilførte perkolatvolumener, eventuelt anvendes.

$$Q_{\text{start}} = V \cdot H_{\text{sz}} \cdot B_{\text{max}}$$

$$Q_{\text{slut}} = Q_{\text{start}} + Q_{\text{perk}_i} + Q_{\text{perk}_{i+1}} + Q_{\text{perk}_{i+2}} + \dots + Q_{\text{perk}_N}$$

$$V_{\text{pct}} = Q_{\text{slut}} / Q_{\text{start}} \cdot 100$$

hvor

B_{max} er den største enhedsbredde i den fane, der giver den kritiske koncentration ved POC. Fanen er angivet i GrundRisk Landfill-beregningen.

V er grundvandshastigheden, der er input til GrundRisk Landfill

H_{sz} er tykkelsen af mættet zone

Q_{start} er dermed vandføringen i den fane der giver den kritiske koncentration ved POC

Qperki	er perkolat vandmængde i den i'te enhed
i	er den første enhed, der overgår til passiv tilstand, efter beregningsstart i den fane der giver den kritiske koncentration ved POC
N	er antal enheder i den fane der giver den kritiske koncentration ved POC
Qslut	er slutvandføringen i den fane, der giver den kritiske koncentration ved POC, når alle enheder er overgået til passiv tilstand
Vpct	er %-stigningen i vandhastighed i den fane, der giver den kritiske koncentration ved POC

Som i GrundRisk Landfill er ligningerne en forsimplet beskrivelse af grundvandstrømningen. En halvering eller fordobling af vandhastigheden betyder, cirka, en fordobling eller halvering af koncentrationen ved POC, som vist i denne rapport.

Ved opstilling af GrundRisk Landfill-modellen kan det overvejes at angive en vandføring (vandhastighed), der medtager en del af eller hele den perkolatmængde, der tilføres, hvis perkolatvandmængden er stor i forhold til den generelle vandstrømning i modellen (beror på en individuel vurdering).

3.2 Vurdering af betydningen af forsimpingerne i GrundRisk Landfill med hensyn til hydrogeologiske forhold

3.2.1 Oversigt

I dette afsnit vurderes betydningen af afvigelser fra den simple konceptuelle model, som GrundRisk Landfill er baseret på.

Den afstand fra deponeringsenheden eller lossepladsen til punktet, point of compliance (POC), hvor kvalitetskravet skal være overholdt, har i Miljøstyrelsens arbejde hidtil typisk været 30 eller 100 meter /16/. Det kunne i mange tilfælde være rimeligt at antage, at geologiske og hydrologiske forhold er overordnet ensartede inden for så korte afstande. Alligevel ses her på betydningen af variationer inden for modelområdet i følgende forhold, som ikke kan modelleres i GrundRisk Landfill:

- Variationer i tykkelse af den mættede zone/hydraulisk ledningsevne
- Variationer i tykkelse af den umættede zone
- Variationer i grundvandshastigheden på grund af variationer i den hydrauliske ledningsevne eller på grund af variationer af tykkelsen af mættet zone.

Der er gennemført beregninger med den numeriske model MIKE SHE med sådanne variationer. Til sammenligning er der sideløbende foretaget beregning for en middelværdi af parameteren med GrundRisk Landfill. Beregningerne er opdelt i scenarier, der fokuserer på henholdsvis den umættede zone (TABEL 3.3) og den mættede zone, akviferen (Tabel 3.4).

3.2.2 Umættet zone

I en typisk situation vil den samlede transporttid for stof mellem deponeringsenhedens bund og POC for en stor dels vedkommende udgøres af transporttiden gennem umættet zone. Derfor kan en stor variation i tykkelsen af umættet zone direkte have indflydelse på koncentrationsforløbet ved POC. I beregningsscenario 9 (9a, 9b, 9c og 9d se TABEL 3.3) er der foretaget beregninger med MIKE SHE til at illustrere dette for modelopsætningen med 3 enheder. Tilsvarende er der med GrundRisk Landfill for de samme scenarier foretaget beregninger med en tilhørende middelværdi for tykkelsen af umættet zone (UZ).

Umættet zone øges først og mindskes siden i tykkelse

I scenarierne 9a og 9b (se TABEL 3.3) øges tykkelsen af umættet zone fra 4 meter til 6½ meter hen over kildeområdet, hvorefter den igen falder til 4 meter. GrundRisk Landfill-beregningerne er for scenarierne 9a og 9b foretaget med en tykkelse af UZ på 5 meter. Det fremgår af resultaterne, når 9a og 9b sammenlignes med 4e og 4f, der har konstant UZ på 4 meter, at GrundRisk Landfill-resultaterne er større end MIKE SHE-resultaterne på nær for RF2 og klorid ved POC 30meter, hvor værdierne er et par procent lavere.

Umættet zone mindskes først og øges siden i tykkelse

I scenarierne 9c og 9d (se TABEL 3.3) mindskes tykkelsen af umættet zone fra 4 meter til ½ meter hen over kildeområdet, hvorefter den igen stiger til 4 meter. GrundRisk Landfill-beregningerne for disse scenarier er foretaget med en konstant tykkelse af UZ på 2 meter. Det fremgår af TABEL 3.3, at når resultaterne for scenarierne 9c og 9d sammenlignes med resultaterne for scenarierne 4c og 4d, der har konstant UZ på 4 meter, at GrundRisk Landfill-resultaterne er større end MIKE SHE-resultaterne på nær for klorid ved POC 30 meter, hvor værdien er et par procent mindre.

Det vurderes sammenfattende ud fra scenarierne 4c og 4d og 9a - 9d, at UZ-tykkelsen primært påvirker tidspunktet for fremkomsten af maksimalkoncentrationen. Stor UZ-tykkelse og høj Kd-værdi kan således medføre, at maksimalkoncentration ikke når at gennemtrænge UZ på 500 år, som set for Cd i scenarierne 2a og 2b, i TABEL 3.2. Tykkelsen af umættet zone har begrænset indflydelse på koncentrationerne ved POC op til 100 meter. Den manglende dispersion i umættet zone i GrundRisk Landfill er altså ikke af betydning ved lave dispersiviteter. Beregning af stoftransporten for flere enheder samtidig med GrundRisk Landfill giver fortsat resultater, der næsten overalt er miljømæssigt til den konservative side af de årsager, som er beskrevet tidligere.

TABEL 3.3 Beregninger med MIKE SHE og GrundRisk Landfill til belysning af betydningen af varierende tykkelse af umættet zone (UZ). Værdier angiver % af initial koncentration C_0 . Alle beregninger er udført for tre enheder.

Scenarie	Kommentar	Længde (m)	Bredde (m)	Infiltration (mm/år)	UZ (m)	POC (m nedstrøms)	Cd		Fluorid		RF2		Klorid		
							GrRisk	MSHE	GrRisk	MSHE	GrRisk ⁴⁾	MSHE	GrRisk ¹⁾	MSHE ²⁾	
POC=100 m															
4c	3 enheder	3x50	3x50	350	4	100	1,55 ³⁾	0,67 ³⁾	26,66	17,7	21,29	17,9	25,09	17,5	
9a	UZ 4-6-4 m	3x50	3x50	350	4++	100	0 ³⁾	0,03 ³⁾	25,56	17,6	21,34	17,8	25,29	22,4	
9c	UZ 4-½-4 m	3x50	3x50	350	4 - -	100	2,40	0,85	26,59	16,7	21,08	16,8	24,97	21,9	
9e	UZ konstant, MZ 20 m	3x50	3x50	350	4	100	1,55 ³⁾	0,52 ³⁾	25,37	21,6	-	-	24,84	27,3	
POC=30 m															
4d	3 enheder	3x50	3x50	350	4	30	3,55 ³⁾	1,72 ³⁾	34,92	27,9	27,37	28,1	34,17	28,7	
9b	UZ 4-6-4 m	3x50	3x50	350	4++	30	0 ³⁾	0,47 ³⁾	34,92	27,6	27,44	27,9	34,67	35,1	
9d	UZ 4-½-4 m	3x50	3x50	350	4 - -	30	3,55	1,34	34,91	25,9	27,32	26,1	34,00	34,1	
9f	UZ konstant, MZ 20 m	3x50	3x50	350	4	30	3,55	1,78 ³⁾	34,92	28,8	-	-	34,17	36,2	

¹⁾ Rf=1,001

²⁾ Tidsskridt i MIKE SHE output er 1/4 år

³⁾ maksimum ikke nået efter 500 år i.r. ingen resultat - ikke beregnet

Tabel 3.4 Beregninger med MIKE SHE og GrundRisk Landfill til belysning af betydning af tykkelsen af mættet zone (MZ) og dermed også af hydraulisk ledningsevne. Værdier angiver % af initial koncentration C_0 . Alle beregninger er udført for én enhed.

Scenarie	Kommentar	Længde (m)	Bredde (m)	Infiltration (mm/år)	UZ (m)	POC (m nedstrøms)	Cd		Fluorid		RF2		Klorid		
							GrRisk	MSHE	GrRisk	MSHE	GrRisk ⁴⁾	MSHE	GrRisk ¹⁾	MSHE ²⁾	
POC=100 m															
2c	Gentaget fra TABEL 3.2	100	100	350	4	100	1,61 ³⁾	0,65 ³⁾	22,3	14,1	23,2	14,5	25,8	17,4	
7a	MZ stigende tykkelse 6-11,65 m	100	100	350	4	100	1,61 ³⁾	0,42 ³⁾	22,3	11,5	23,2	11,8	25,8	14,1	
8a	MZ stigende tykkelse 6-11,65 m. Halv hastighed	100	100	350	4	100	i.r.	0,06 ³⁾	28,4	11,9	29,4	12,2	35,1	15,2	
8c	MZ 12 m. Maksimalværdi fra mellemste beregningslag	100	100	350	4	100	1,61	0,69 ³⁾	22,3	17,3	23,2	17,8	35,1	17,6	
POC=30 m															
2d	Gentaget fra TABEL 3.2	100	100	350	4	30	3,90	1,77	29,8	24,2	32,2	24,9	35,8	29,7	
7b	MZ stigende tykkelse 6-11,65 m	100	100	350	4	30	3,90	1,65	29,8	22,2	32,2	22,8	35,8	27,0	
8b	MZ stigende tykkelse 6-11,65 m. Halv hastighed	100	100	350	4	30	4,03	1,69 ³⁾	50,6	27,7	52,3	28,3	62,2	35,1	
8d	MZ 12 m	100	100	350	4	30	3,90	1,78	29,8	29,8	32,2	25,0	35,9	29,8	

¹⁾ Rf=1,001

²⁾ Tidsskridt i MIKE SHE output er 1/4 år

³⁾ maksimum ikke nået efter 500 år i.r. ingen resultat - ikke beregnet

3.2.3 Mættet zone

Mættet zones tykkelse øges fra 6 m til 11,65 m

I scenarie 7 (7a og 7b, se Tabel 3.4) dykker bunden af grundvandsmagasinet nedstrøms for kildeområdet fra kote 0,66 til kote -4,99, altså med 5,65 meter, så magasinet er 6 m tykt opstrøms og 11,65 meter tykt nedstrøms i modellen. GrundRisk Landfill-beregningerne for de samme scenarier (7a og 7b) er foretaget med en konstant tykkelse af magasinet på 8½ meter. Af Tabel 3.4 ses det, at når resultaterne for scenarierne 7a og 7b sammenlignes med de tidligere beregnede resultater for scenarierne 2c og 2d, er koncentrationerne for MIKE SHE-modellen 10-20% lavere for scenarierne 7a og 7b end for scenarierne 2c og 2d. De tilsvarende beregninger med GrundRisk Landfill giver ingen forskel. GrundRisk Landfill-resultaterne kan være mere end dobbelt så store som MIKE SHE-resultaterne og er dermed på den konservative side.

Mættet zones tykkelse øges fra 6 m til 11,65 m, med halv grundvandshastighed

I scenarierne 8a og 8b (se Tabel 3.4) dykker bunden af grundvandsmagasinet som i scenarierne 7a og 7b; men grundvandshastigheden er nedsat fra 100 m/år til 50 m/år. GrundRisk Landfill-beregningerne for scenarierne 8a og 8b er foretaget med en konstant tykkelse af magasinet på 8½ meter. En sammenligning viser, at for MIKE SHE-modellen er resultaterne for scenarie 8a (ved POC = 100 m) kun lidt højere end for scenarie 7a, hvor strømningshastigheden er dobbelt så stor. For scenarie 8b (ved POC = 30 m) er maksimalkoncentrationerne ca. 25% højere end for scenarie 7b, både for beregningerne med MIKE SHE og med GrundRisk Landfill. Resultaterne beregnet med GrundRisk Landfill er op mod dobbelt så store som resultaterne beregnet med MIKE SHE og dermed på den miljømæssigt konservative side.

Mættet zones tykkelse er 12 meter

I scenarierne 8c og 8d (Tabel 3.4) er tykkelsen af grundvandsmagasinet overalt 12 meter. Ved POC=100 m findes maksimalkoncentrationerne i mellemste beregningslag for MIKE SHE-modellen. Af tabellen ses det, at resultaterne for MIKE SHE-modellens vedkommende er op til 20% højere, end de var ved de tilsvarende beregninger for scenarierne 2c og 2d, hvor tykkelsen af grundvandsmagasinet var 6 m. For GrundRisk Landfill er resultaterne for scenarierne 8c og 8d stort set de samme som resultaterne for scenarierne 2c og 2d. Tykkelsen af mættet zone har kun lille betydning for resultaterne. GrundRisk Landfill-resultaterne er større end MIKE SHE-resultaterne, og de er dermed på den konservative side.

Resultaterne af beregningerne med MIKE SHE for scenarierne 8c og 8d giver som nævnt lidt højere koncentrationer ved POC, end resultaterne for scenarierne 2c og 2d. Forklaringen kan være, at der kun er anvendt 3 lag i den opstillede MIKE-SHE-model (i scenarierne 8c og 8d er de to øverste lag på hver 1½ m bibeholdt, mens det nederste lag er øget til 9 m), og at fordelingen mellem de to øverste lag er ændret, således at gennemsnitskoncentrationen i det mellemste lag nu overstiger den gennemsnitskoncentration, som sås i det øverste lag ved beregningerne for scenarierne 2c og 2d. Effekten af den tykkere mættede zone har således bl.a. været, at perkolatfanen er "dykket" lidt, og dette har haft en større indflydelse på maksimalkoncentrationen, end den større fortynding. Dette kunne for numerisk modellering give anledning til overvejelser omkring antal og tykkelse af beregningsceller og beregningen af maksimalgennemsnitsværdien generelt.

Mættet zones tykkelse er 20 meter. Tre deponeringsenheder.

For scenarierne 9e og 9f (Tabel 3.4), er der for situationen med 3 enheder gennemført beregninger med en stor tykkelse af mættet zone på 20 meter. Resultaterne med GrundRisk Landfill er her de samme som for mættet zone på 6 meter, scenarierne 4c og 4d, og de samme som ved varierende tykkelse af umættet zone (scenarierne 9a – 9d). Også beregning med langt større tykkelse af mættet zone og langt større afstande til POC'er giver tilsvarende værdier beregnet med GrundRisk Landfill.

3.3 Sammenfatning

Undersøgelsen af betydningen af dels de forsimplinger, der er foretaget ved kodningen af GrundRisk Landfill-modellen (afsnit 3.1), dels de begrænsninger, der er i forhold til variationer i de hydrogeologiske parametre (afsnit 3.2) viser, at GrundRisk Landfill regner til den miljømæssigt konservative side, ofte med en faktor 2-3.

Hvis man ved en stedsspecifik beregning med GrundRisk Landfill overskrider kravværdierne med sådanne faktorer eller derunder, anbefales det at gennemføre en beregning med en numerisk model på underniveau 3.1, som anført tidligere.

4. Anvendelse af numerisk grundvandsmodellering

4.1 Opdeling af numerisk grundvandsmodellering efter stigende kompleksitet

Anvendelsen af numerisk modellering til risikovurdering ved deponering af affald i henhold til den beskrevne metodik (niveau 3) kan med fordel opdeles i tre underniveauer efter stigende kompleksitet af den numeriske model og dermed stigende omfang af de ressourcer, der er nødvendige for at opstille og afvikle modellen.

Underniveau 3.1: Dette underniveau af numerisk modellering er et specialtilfælde, hvor GrundRisk Landfill (niveau 2) først har været anvendt på grundlag af eksisterende informationer, eller ganske få nye informationer, og beregningerne viser forholdsvis små overskridelser af kravværdierne. I dette tilfælde opstilles den numeriske model med præcis de samme simple informationer, som anvendtes til GrundRisk Landfill-modellen, det vil sige strømningshastighed, tykkelse af grundvandsmagasin og umættet zone, infiltration, kildestyrke, adsorption og nedbrydning. Der foretages, som i GrundRisk Landfill, ikke nogen former for modelkalibrering. Som det er vist i Kapitel 3, kan GrundRisk Landfill-beregningen overestimere koncentrationerne i grundvandet med op til en faktor 3.

Underniveau 3.2: Her er det på forhånd vurderet, at betingelserne for at anvende GrundRisk Landfill ikke er opfyldte. F.eks. kan lossepladsen/deponeringsanlægget ligge i et område, hvor overfladevand er styrende for hydraulikken. Eller det forventes, at der er flere delvist adskilte grundvandsmagasiner, horisontalt eller vertikalt, der alle deltager i strømmingen ved anlægget. Eller der skal tages hensyn til specielle geokemiske forhold. Der sker ingen ændring i modellens vandbalance, det vil sige ind- og udstrømninger gennem modellens rande. Derfor er det tilstrækkeligt at modelområdet omfatter deponeringsområdet og området ud til POC, når grænsebetingelserne for dette område kan bestemmes. Modelopstillingen kan baseres på principperne beskrevet i Håndbog i grundvandsmodellering, /6/, se også senere omtale.

Numerisk modellering på underniveau 3.2 vil typisk kunne finde anvendelse på mange af de gamle lossepladser, hvor GrundRisk Landfill's forudsætninger ikke opfyldes, men også på deponeringsanlæg med kun én enhed, eller hvor alle enheder er i passiv tilstand. Dataindsamling i form af feltundersøgelser vil være begrænset sammenlignet med dataindsamlingen ved numerisk modellering på underniveau 3.3.

Underniveau 3.3: Her er det ligeledes på forhånd vurderet, at betingelserne for at anvende GrundRisk Landfill ikke er opfyldt. F.eks. fordi lossepladsen/deponeringsanlægget ligger i et område, hvor overfladevand er styrende for hydraulikken, eller fordi det forventes, at der er flere delvist adskilte grundvandsmagasiner, horisontalt eller vertikalt, der alle deltager i strømmingen ved anlægget. Eller fordi der skal tages hensyn til specielle geokemiske forhold. I modsætning til, hvad der var tilfældet på underniveau 3.2, er der her krav til, at modellen skal kunne håndtere større ændringer i vandbalancen og grundvandsstrømmingen. Numerisk modellering på underniveau 3.3 vil typisk finde anvendelse for deponeringsanlæg med flere enheder, der overgår til passiv tilstand på forskellige tidspunkter. Underniveau 3.3 vil dog også kunne finde anvendelse for deponeringsanlæg med én enhed, hvis det findes nødvendigt at starte beregningen på et tidspunkt, før enheden overgår til passiv tilstand.

Den numeriske model på underniveau 3.3 skal opstilles for et område, der er så stort at den givne ændring i vandbalancen ikke har væsentlig betydning ved modellens grænser. Det kan

være flere kvadratkilometer. Det gør det ikke til en regional model, men tilsvarende dataindsamling, modelopstilling og kalibrering vil gælde. Der skal indsamles data for hele dette store område, typisk skal der som en del af dette gennemføres feltundersøgelser, så modelleringen vil være stærkt ressourcekrævende.

GEUS har udarbejdet en særdeles omfattende håndbog for udarbejdelse af en numerisk model af dette omfang: GEUS-rapport 2005/80. Håndbog i grundvandsmodellering. Torben Obel Sonnenborg & Hans Jørgen Henriksen (eds). /6/. Det anbefales, at alle, der skal udarbejde eller forstå numeriske grundvandsmodeller, sætter sig grundigt ind i denne håndbog.

4.2 Numerisk model på underniveau 3.1

4.2.1 Simpel konceptuel model

Den simple konceptuelle model, FIGUR 2.2, er modellen, hvor GrundRisk Landfill ofte kan anvendes.

Forudsætningerne for anvendelse af GrundRisk Landfill omfatter:

- 1 Konstant vandhastighed. Med infiltration over området kræver dette en stigende tykkelse af magasinet, når vandhastigheden ikke må øges. Som set i Kapitel 3, har varierende tykkelse af magasinet ikke stor betydning for resultatet.
- 2 Ingen vertikal dispersion i umættet zone. Kapitel 3, viser at dette har lille betydning.
- 3 Tykkelse af mættet og umættet zone er konstant
- 4 Homogene forhold (porøsitet, bulk densitet, adsorption og dispersiviteter er konstante).
- 5 Lineær adsorption (Henry adsorption).
- 6 1. ordens nedbrydning, kun i vandfasen.
- 7 Ingen flerfasetransport.
- 8 Geokemiske processer (opløsning/udfældning, ionbytning mv.) kan ikke medtages.

Dette er teoretiske forudsætninger for den semi-analytiske matematiske løsning af grundvandsligningerne, der er indeholdt i GrundRisk Landfill.

Resultatet af undersøgelsen i Kapitel 3 var, at man i GrundRisk Landfill kan variere

- tykkelsen af umættet zone 5-10 gange
- tykkelsen af mættet zone og grundvandshastigheden 2-3 gange

uden at det har større indflydelse på resultatet. Hvis variationerne overskrider dette, bør der vælges en numerisk model.

For umættet zone skal man i GrundRisk Landfill vælge tykkelsen under deponeringsanlægget og hvis denne varierer, skal man vælge den mindste tykkelse under deponeringsanlægget.

Af resultaterne i Kapitel 3 ses det, at når der opstilles en simpel konceptuel geologisk model, som for eksempel den, der er vist i FIGUR 2.2, vil GrundRisk Landfill kunne anvendes, også selv om tykkelsen af mættet og umættet zone eller hydraulisk ledningsevne varierer. Hvis dette giver anledning til maksimale koncentrationer ved POC, som er op til ca. 3 gange højere end de givne kvalitetskrav, er der god mulighed for, at en beregning med en numerisk model på underniveau 3.1 med den samme konceptionelle model vil kunne give et resultat, der er lavere, og som overholder kvalitetskravet.

4.3 Numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3

4.3.1 Kompliceret konceptuel model

Det er nødvendigt at anvende en numerisk model, hvis forudsætningerne for GrundRisk Landfill ikke er opfyldt (jf. dog Kapitel 3 og afsnit 4.1). Figur 2.1 viser eksempelvis en konceptuel model med flere grundvandsmagasiner og et vandværk. Der kan forekomme interaktion mellem magasinerne og påvirkning af disse fra indvindingen på vandværket. Dette kan ikke håndteres af GrundRisk Landfill, men kræver anvendelse af en numerisk model på underniveau 3.2 eller underniveau 3.3.

Forudsætningerne 1-6 i kapitel 4.1.1 ovenfor vil også være gældende for hver enkelt gridboks i en numerisk model. I mange numeriske 3-D modeller kan lagtykkelser og parametre varieres fra punkt til punkt horisontalt og vertikalt i modellen. Beskrivelse af sådanne variationer i detaljer ses sjældent ved modellering (bortset fra lagtykkelser og hydrauliske ledningsevner), undtagen i forbindelse med egentlige forskningsprojekter. En gridboks ved modellering af deponeringsanlæg vil være af størrelsesordenen 5x5 meter; men den numeriske grundvandsmodel for Danmark, "Danmarksmodellen" har gridbokse på 1000 x 1000 m eller 500 x 500 m, hvor det er utænkeligt, at sådanne forudsætninger holder.

Der må altid foretages en hydrogeologisk vurdering af rimeligheden af at afvige fra forudsætningerne.

4.3.2 Numerisk modellering på underniveau 3.2

Underniveau 3.2 foreslås for eventuelt at kunne spare ressourcer ved den numeriske modellering. Der tænkes primært på de mange gamle lossepladser, hvor numerisk modellering måtte være nødvendig.

Modelområdet omfatter alene deponeringsarealet og området herfra ud til POC, typisk maksimalt 100 meter nedstrøms deponeringsområdet, jf. FIGUR 2.4.

Det forudsættes endvidere:

- at der ikke sker ændringer i modelområdets vandbalance (ind- og udstrømning)
- at der kan regnes med stationære forhold, det vil sige, at infiltrationen er konstant, svarende til en middelværdi på samme måde som i kildestyrkemodellen /4/
- at infiltrationen kan beregnes med kildestyrkemodellen, eventuelt med separate værdier for deponeringsområdet og modelområdet generelt.

Modellens randbetingelser defineres typisk ud fra boringer langs randen af modellen. Der bør indledningsvis ved den konceptuelle modellering ses på et større område, bl.a. om der skulle være naturlige randbetingelser, f.eks. grundvandsskel, som simpelt kan sættes som randbetingelse.

4.3.3 Numerisk modellering på underniveau 3.3

Underniveau 3.3 omfatter de tilfælde, hvor numeriske modeller på underniveau 3.1 eller underniveau 3.2 ikke er tilstrækkelige. Det vil typisk være tilfældet, når der vil ske væsentlige ændringer i modelområdets vandbalance, når deponeringsenheder overgår til passiv tilstand. Hverken GrundRisk Landfill (niveau 2) eller numeriske modeller på underniveau 3.1 eller underniveau 3.2 kan håndtere dette korrekt, selv om det måtte være indbygget i modellerne. Her må der foretages en hydrogeologisk vurdering af rimeligheden i anvendelsen af disse modeller.

Som tidligere nævnt i afsnit 2.4 foreslås det, at vandbalancen må ændres med maksimalt 5%. Det vil sige, at modelområdet typisk skal være 20 gange størrelsen af det areal, hvor der under modelleringstiden sker perkolatfjernelse. Som eksempel betragtes et stort deponeringsanlæg med perkolatfjernelse på 10 ha, hvor 50% af infiltrationen drænes væk ved terræn. Hvis der regnes med en årlig infiltration af nedbør på 350 mm, vil vandbalancen ændres med 2 m³/time, når perkolatfjernelsen ophører. For sådan et stort deponeringsanlæg foreslås her et modelareal på mindst 2 km².

Det foreslås at der regnes med stationære forhold, det vil sige, at infiltrationen er konstant svarende til en middelværdi. Alternativet ville være en dynamisk model, hvor der typisk skal indhentes daglige værdier af nedbør, temperatur, potentiel fordampning og vandløbsstrømning i en periode på mange år.

En konstant infiltration kan eventuelt beregnes med kildestyrkemodellen /4/, eventuelt med separate værdier for deponeringsområdet og modelområdet generelt.

Modellens randbetingelser defineres typisk ved eksisterende boringer i modelområdet med tilhørende grundvandspotentialekort.

Der bør indledningsvis ved den konceptuelle modellering ses på et større område, bl.a. for at se, om der skulle være naturlige randbetingelser, f.eks. grundvandsskel, som kan sættes som randbetingelse.

4.4 Modeltekniske retningslinjer for anvendelse af numerisk modellering ved deponeringsanlæg

Numerisk modellering af grundvandsstrømning og -transport omkring deponeringsanlæg er generelt ikke anderledes end tilsvarende modellering af stoftransport med grundvandet i andre sammenhænge. Imidlertid kan der fremhæves nogle forhold vedrørende modelkrav og modeltilpasning:

Gridstørrelse: Den horisontale gridstørrelse skal gerne være 2-5 meter for deponeringsarealet og ud til POC, typisk 100 meter nedstrøms deponeringsarealet. Dette er ikke noget problem for modellering på underniveauerne 3.1 og 3.2. For modellering på underniveau 3.3, hvor modelarealet kan være flere kvadratkilometer vil en sådan gridstørrelse medføre meget lange beregningstider med nutidens CPU'er. Det er derfor nødvendigt at den numeriske model kan arbejde med varierende gridstørrelse.

Beregningslagtykkelser i modellen: Det vil være begrænset, hvor dybt forureningsfanen trænger ned ved strømning ud til POC på 100 meter. Imidlertid er der tilfælde, hvor strømmingen bevæger sig mod dybere lag. Modellen skal kunne håndtere varierende lagtykkelser (gridstørrelser i dybden).

Reaktive processer: Hvis det er muligt at beskrive stedsspecifikke geokemiske processer og indhente feltdata, der understøtter disse, og hvis det vurderes afgørende at medtage sådanne processer i modelleringen, skal den valgte model kunne håndtere dette.

Kalibrering: Numeriske modeller på underniveau 3.1 skal i første omgang ikke kalibreres, det sker på de efterfølgende trin om nødvendigt (Da modellen bruger samme forudsætninger som GrundRisk Landfill, vil resultatet stadig være konservativt, men dog i mindre grad end ved anvendelse af GrundRisk Landfill, idet en numerisk model bl.a. er mere nøjagtig i forhold til beregning af vandbalancer). Modellerne på underniveauerne 3.2 og 3.3 skal kalibreres, så de simulerede vandspejl stemmer bedst mulig overens med de observerede. Der henvises til håndbogen /6/ kapitel 13 og geovejledning /7/, kapitel 2.

5. Databehov til numerisk grundvandsmodellering

5.1 Overblik

Ved en risikovurdering for et deponeringsanlæg eller en gammel losseplads skal transportmodellen ikke nødvendigvis dække et område, der er større end deponeringsanlægget og omgivelserne ud til POC, når der ikke skal ændres på vandbalancen, det vil sige for GrundRisk Landfill (niveau 2) og for numerisk modellering på underniveauerne 3.1 og 3.2. For numerisk modellering på underniveau 3.3, hvor der ændres på vandbalancen, vil modelområdet ikke nødvendigvis være større end et par km². Det vil dog altid være en fordel indledningsvis at se på området i fugleperspektiv, således at man har et generelt indtryk af områdets hydrogeologi, når den konceptuelle model opstilles.

Til brug for Danmarksmodellen og andre større regionale grundvandsmodeller har GEUS udarbejdet en særdeles omfattende manual, hvis brug vil sikre detaljeret tilpasning af vandbalancer mellem alle grundvandslag, nedbør, fordampning, rodzonen og overfladevand, /6/. Desuden har GEUS udarbejdet nogle såkaldte Geo-vejledninger bl.a. /7/, /12/, som bør følges.

Grundvandsmodellerne, der skal opstilles i nærværende sammenhæng, har typisk en udstrækning på nogle få hundrede meter, især for de flere tusinde gamle lossepladser, til nogle få km for de største deponeringsanlæg. Modellen skal opstilles bedst muligt inden for disse afgrænsede områder ved hjælp af de retningslinjer, der er givet i referencerne /6/, /7/ og /12/. Disse retningslinjer er ikke gentaget her.

For indledningsvis at orientere sig om forholdene omkring deponeringsanlægget indhentes der om muligt en række oplysninger til brug for opstillingen af modellen. Blandt de væsentligste kilder til sådanne oplysninger kan nævnes:

- Danmarksmodellen hos GEUS, som, selv om den har stor gridstørrelse, kan give en indledende fornemmelse af geologien.
- En database hos GEUS over mere detaljerede grundvandsmodeller, som der kan søges adgang til.
- Kortforsyningen, som stiller diverse kort over terrænforhold med mere til rådighed /14/.
- JUPITER-databasen hos GEUS over danske borer, som bør gennemses for nærliggende borer. For sådanne borer bør filtersætningen vurderes, før de opsøges og nivelleres før vandspejlsmålinger.
- En database hos GEO over geotekniske borer, der kan søges adgang til. Data kan søges med webværktøjer, som er tilgængelige via abonnementsordninger /13/. Kommunen kan have de samme boringsoplysninger.
- Miljøportalens oplysninger om borer og grundvandsressourcer (<https://danmarksmiljoportal.zendesk.com/hc/da/sections/115001610985-Overfladevand->). Tilsvarende oplysninger fra MiljøGIS, hvor der også kan findes oplysninger om indvindingsboringer og grundvandspotentialer.
- Personlig kommunikation med naboer med flere, som kan have kendskab til borer, der ikke er registreret hos GEUS.
- Oplysninger om geologi indsamlet i forbindelse med etablering og drift af deponeringsanlæg, som kan foreligge hos disse eller Miljøstyrelsen/arkiver fra amterne.

I det følgende beskrives dataindsamling kortfattet. Bemærk at data til GrundRisk Landfill også nævnes stedvist; der er ikke andre steder i det overordnede projekt, hvor dataindsamling til denne model er behandlet direkte, bortset fra sammenfatningen /15/. Se dog også *Bilag 2: Fremskaffelse af grundoplysninger* i Miljøprojekt 2058/2018, /5/.

Muligvis kan nogle af de ovenfor indsamlede oplysninger erstatte dele af den nedenfor beskrevne indsamling.

5.2 Grundvandsindvinding og overfladevand

Hvis der er grundvandsindvinding inden for modelområdet, skal denne medtages i modellerne på underniveauerne 3.2 og 3.3.

Hvis der er søer eller vandløb med direkte eller indirekte hydraulisk forbindelse til grundvandsmagasinet, bør dette kvantificeres, f.eks. ved synkronmålinger.

5.3 Grundvandets strømningsretning og magasinets tykkelse

Der etableres minimum tre pejleboringer omkring anlægget/pladsen. Boringerne føres til bunden af det øverste grundvandslag, hvori der sker en strømning. Boringerne udføres ved tørborring eller anden metode, hvor der kan udtages repræsentative prøver til kornstørrelsesfordelingskurver. Efter nivellering og vandspejlsmåling kan grundvandets strømningsretning bestemmes. Dette anvendes til at bestemme den numeriske models hovedakse. Hvis der er to eller flere deponeringsenheder, skal retningen også bruges direkte ved opstillingen af GrundRisk Landfill.

Hvor der er flere grundvandsmagasiner, der er delvist forbundne, skal det sikres, at der findes/etableres boringer, således at der kan foretages prøvepumpninger, der kan anvendes til at beskrive den hydrauliske sammenhæng mellem grundvandsmagasinerne.

Tykkelsen af grundvandsmagasinet og den umættede zone skal bruges både af den numeriske model og af GrundRisk Landfill. Det skal også vurderes, om magasinets tykkelse med rimelighed kan tildeles en middelværdi til brug i GrundRisk Landfill.

Eksisterende grundvandskontrolboringer, som er hensigtsmæssigt placeret og indrettet, vil naturligvis helt eller delvis kunne erstatte ovenstående. Noget tilsvarende gælder også for det efterfølgende.

5.4 Grundvandets hastighed

Nedstrøms anlægget/pladsen etableres en eller flere pumpeboringer og tæt derpå nogle pejleboringer. Der gennemføres prøvepumpningsforsøg over én til to dage, eller indtil der ses en passende reaktion i pejleboringen. Der tolkes med f.eks. Theis, /8/. Hvis sænkingskurven flader ud, tolkes med Walton, /9/, og hvis denne passer, er der en positiv grænse, dvs. enten nærliggende overfladevand eller grundvandsmagasin, hvortil der er en vis forbindelse fra det aktuelle grundvandsmagasin. Disse forhold skal så undersøges nærmere.

Hvis sænkingskurven stiger over Theiskurven, er der en negativ grænse, det vil sige at grundvandsmagasinet er begrænset i én eller måske i alle retninger. Hvis det sidste er gældende, er der ingen eller begrænset strømning i dette magasin. Dette skal også undersøges nærmere, f.eks. med flere pejleboringer. Prøvepumpningens resultater kan altså medføre, at der må ledes efter et dybere magasin, det vil sige, at man må starte forfra med dybere pejleboringer etc.

Prøvepumpningens tolkning giver den horisontale hydrauliske ledningsevne og eventuelt vertikale hydrauliske ledningsevne til andre grundvandsmagasiner. Disse er parametre i numeriske modeller.

Øvrige pejleboringer testes eventuelt med slug-test.

Hydraulisk ledningsevne kan sammen med grundvandsspejlets hældning og magasinets porøsitet anvendes til at beregne grundvandets hastighed til brug i GrundRisk Landfill. De tidligere amter lå ofte inde med transmissivitetkort, som også vil kunne anvendes indledningsvist. De er dog oftest etableret for de primære grundvandsmagasiner.

Til brug for de numeriske modeller kan de målte kornkurver danne grundlag for en vurdering af, hvorledes hydraulisk ledningsevne (permeabilitet) er fordelt over modelområdet.

5.5 Dispersiviteter

Den langsgående-, tværgående- og vertikale dispersivitet skal fastlægges. Disse oplysninger findes eventuelt i de hydrogeologiske beskrivelser for deponeringsanlægget, i GEUS modeldatabase eller i grundvandskortlægningen. I JAGG 2.1 kan der også findes brugbare standarddata, hvor der ikke findes mere stedsspecifikke data.

Den langsgående-, tværgående- og horisontale dispersivitet bestemmes evt. ud fra /15/:

- Langsgående dispersivitet $D_{\text{long}} = 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot (\text{LPOC})^2 + 3,6 \cdot 10^{-3} \cdot \text{LPOC} - 0,08$
- Tværgående dispersivitet $D_{\text{transv}} = 0,01 \cdot D_{\text{long}}$
- Vertikale dispersivitet $D_{\text{vert}} = 0,5 \cdot D_{\text{transv}}$,

hvor LPOC er afstanden til POC.

5.6 Randbetingelser i numeriske modeller

Numeriske modeller skal altid have angivet forholdene ved alle modellens ydre grænser. Det kan være lukkede grænser, grænser med fast tryk eller flowgrænser. Ved modeller af begrænset udstrækning, som for det meste må forventes i denne sammenhæng, vil det være naturligt at søge at vende modellen i strømningsretningen, så der kan anvendes fast tryk opstrøms og nedstrøms i modellen samt lukkede grænser langs siderne af modellen.

I bunden af modellen anvendes en lukket (impermeabel) grænse.

I toppen af modellen anvendes den årlige infiltration, der kan beregnes med kildestyrkemodellen /4/ for henholdsvis deponeringsarealet og modelarealet generelt. Kildestyrkemodellen beregner infiltration ud fra korrigeret nedbør, potentiel evapotranspiration, temperatur for et middelår samt jordtype og bevoksning.

Ud over de mindst 3 boringer omkring deponiet, skal der minimum etableres/være fire pejleboringer til at bestemme de faste vandtryk ved modellens opstrøms og nedstrøms rande.

5.7 Stoftransport

Kildestyrken fra selve anlægget/pladsen er bestemt i kildestyrkemodellen /4/. Der analyseres på nedstrøms boringer for at bestemme eventuelle udslip. Hvis der registreres sådanne, etableres flere boringer nedstrøms med henblik på at afgrænse forureningen.

De samlede resultater af målingerne anvendes om muligt i modellerne til at kalibrere stedspecifikke værdier af K_d og retardationsfaktoren R_f og, hvis klorid er en forureningsparameter, til at vurdere grundvandets hastighed.

Hvis organiske stoffer udgør en del af problematikken, kan indholdet af organisk kulstof i uforurenede jordprøver (f_{OC}) måles til bestemmelse af K_d ud fra stoffernes vand-oktanol forhold.

I øvrigt kan der gennemføres forskellige laboratorietests til brug for egentlig numerisk reaktiv stoftransportmodellering (udover sorption og 1. ordens nedbrydning), hvis dette findes relevant for risikovurderingen af det/den aktuelle deponeringsanlæg/losseplads. Det kunne f.eks. være nedbrydning af klorerede opløsningsmidler til vinylklorid.

6. Anbefalinger/konklusioner og afsluttende bemærkninger

6.1 Anbefalinger/konklusioner

På grundlag af de gennemførte undersøgelser og generel erfaring kan der konkluderes og anbefales følgende:

- Hvis GrundRisk Landfill er anvendt ved en risikovurdering for et deponeringsanlæg eller en gammel losseplads og viser resultater med koncentrationer på op til ca. 3 gange kvalitetskravene i POC, anbefales det at forsøge at anvende en numerisk model på underniveau 3.1 med samme forudsætninger som GrundRisk Landfill.
- GrundRisk Landfill kan godt anvendes, selv om der forekommer ret store variationer i tykkelse af mættet eller umættet zone inden for modelområdet. Resultatet vil være på den konservative side.
- Hvis den konceptuelle model indeholder flere vandførende grundvandslag, der har indbyrdes vandudveksling af betydning mellem deponeringsanlægget og POC, må der vælges en numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3.
- Hvis den konceptuelle model omfatter overfladevand, der påvirker strømningen, må der vælges en numerisk model på underniveau 3.2 eller 3.3.
- Hvis der sker ændringer i modellens vandbalance (ind- og udstrømning), må der vælges en numerisk model på underniveau 3.3.
- Hvis det vurderes at det i risikovurderingen er nødvendigt at medtage reaktive processer, der er mere avancerede end lineær sorption og 1. ordens nedbrydning, må der vælges en numerisk model indeholdende disse processer på underniveau 3.2 eller 3.3.

6.2 Afsluttende bemærkninger

I Kapitel 5 er der givet anvisning på de oplysninger, der skal indhentes i forbindelse med opstilling af en stedsspecifik numerisk model. Som det fremgår, vil en del af disse oplysninger også være nødvendige for opstilling af GrundRisk Landfill-modellen.

For yderligere at forbedre en numerisk model vil næste trin i forhold til Kapitel 5 typisk være at indhente flere oplysninger om grundvandsmagasinet, så variationer kan medtages i større omfang. Det vil kunne omfatte etablering af flere borer og gennemførelse af flere prøvepumpningsforsøg, for eksempel opstrøms anlægget og omkring det valgte POC. Der kan også foretages yderligere Kd-bestemmelser på materiale fra magasinet samt specialiserede geofysiske målinger til vurderinger af grundvandsmagasinet udformning og strømningsegenskaber. Hvis nedbrydning af organiske stoffer er relevant, kan litteraturværdier her suppleres med laboratorieforsøg. Dette trin kan udbygges efterfølgende. Sidste trin må være opstilling af en model, som inkluderer egentlig reaktiv stoftransportmodellering. Flere af modellerne i Bilag 1 kan håndtere dette, men det anbefales indledningsvis at bruge en 1-dimensional model med reaktiv stoftransport, for eksempel PHREEQC /10/. Til opstilling af sådan en model skal der udføres særlig prøvetagning fra borerne og gennemføres analyser for makroioner, TOC, redoxforhold, pH med videre.

En beregning med en numerisk model vil automatisk give et koncentrationsforløb over tid i flere POC'er og for flere stoffer. Herfra kan maksimalkoncentrationer og tidspunktet for deres optræden uddrages. Hvis en eller flere maksimalkoncentrationer overskrider givne kravværdier, kan den numeriske model anvendes til at beregne effekten af forskellige tiltag som f.eks. reduktion af kildestyrken eller afværgepumpning, det sidste dog kun, hvis modellen er opstillet for et langt større areal end nødvendigt for risikovurderingen.

7. Referencer

- /1/ Hans Jørgen Henriksen, seniorrådgiver og Per Nyegaard, geolog, GEUS. Den konceptuelle vandmodel - ferskvandets kredsløb (1). Geologisk nyt 5/2003.
- /2/ GrundRisk_Landfill_v1_1_dec2017 1.0
- /3/ GrundRisk Landfill. Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool. Miljøstyrelsen, Environmental Project no. 2181, October 2021.
- /4/ Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke: Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøstyrelsen, Oktober 2021. Miljøprojekt nr. 2058.
- /5/ Udvikling af metodik til risikovurdering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Brugervejledning til kildestyrkemodel. Miljøstyrelsen, Oktober 2021.
- /6/ GEUS RAPPORT 2005/80. Håndbog i grundvandsmodellering. Torben Obel Sonnenborg & Hans Jørgen Henriksen (eds). http://vandmodel.dk/xpdf/haandbog_kv_modellering.pdf
- /7/ Opstilling af geologiske modeller til grundvandsmodellering. Geovejledning 2018/1. GEUS særudgave. Juni 2018. <http://www.geovejledning.dk>
- /8/ Theis, C.V., 1935. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage, Am. Geophys. Union Trans., vol. 16, pp. 519-524.
- /9/ Walton, W.C. 1962. "Selected analytical methods for well and aquifer evaluation." Illinois State Water Survey Bulletin 49.
- /10/ Parkhurst, D.L., and Appelo, C.A.J., 1999, User's guide to PHREEQC (Version 2)--A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.
- /11/ Region Hovedstaden Potentialekort for sandmagasinet, Orbicon A/S 2009.
- /12/ Hydrologisk geovejledning. God praksis i hydrologisk modellering. Geovejledning 2017/1. GEUS juni 2017. <http://www.geovejledning.dk>
- /13/ GEO. Geodata & Subsurface Models. <https://www.geo.dk/specialer/geodata-subsurface-models>
- /14/ Kortforsyningen. Styrelsen for Dataforsyning og Effektiviserings distribution af kort og geodata på internettet. <https://download.kortforsyningen.dk/>
- /15/ Miljøstyrelsen b, endnu ikke udgivet. Anvendelse af metodik for risikovurdering ved deponering af affald.
- /16/ Hjelmar, O., Holm, J., Hansen, J.G., Dahlstrøm, K. (2005): The European criteria for acceptance of waste at landfills: Implementation of Council Decision 2003/33/EC in Denmark. In: Proceedings of the 1st International on Engineering Conference for Waste Treatment, WasteEng 05, May 17-19, Albi, France.
- /17/ Miljøstyrelsen 2016. Rosenberg, Louise; Søndergaard, Gitte Lemming; Binning, Philip John; Aabling, Jens; Bjerg, Poul Løgstrup. GrundRisk, Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger: København K: Miljøstyrelsen, 184. Miljøprojekt nr. 1865.

Bilag 1. 3D numeriske modeller

Herunder ses en kort liste over kendte 3D-numeriske modeller til beregning af grundvands- og stoftransport:

AT123D-AT: Semianalytisk model for grundvand og stoftransport. Udviklet af George T. Yeh ved Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

http://igwmc.mines.edu/software/freeware_list.html

HST3D: Numerisk model for grundvand og stoftransport. Udviklet af bl.a. Kenneth L. Kipp Jr., U.S.G:S baseret på SWIFT og SWIP udviklet af Peter Huyakorn.

http://igwmc.mines.edu/software/freeware_list.html

HYDRUS-2D/3D: Numerisk model for varme, grundvand og stoftransport. Udviklet af Vogel, T. K. Huang, R. Zhang og M. Th. van Genuchten. U.S. Salinity laboratory

http://igwmc.mines.edu/software/freeware_list.html

MODFLOW2000: Numerisk model for grundvand og stoftransport. Udviklet af USGS. Findes under andre navne og kommercielle versioner.

http://igwmc.mines.edu/software/freeware_list.html

WDWBM

Udviklet af Walton et al. gennem Wetlands Research Program, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.

<https://www.scribd.com/document/265939734/hycp5-2>

FEFLOW: Numerisk model for grundvand og stoftransport. Udviklet af Wasy og DHI

<https://www.dhigroup.com/download/mike-2016/feflow>

MIKE SHE: Numerisk model for overfladevand, grundvand og stoftransport. Udviklet af bl.a. DHI

<https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-she>

Bilag 2. Forsimplinger i GrundRisk Landfill

En opsamling af forudsætninger/begrænsninger i "GrundRisk Landfill. Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool, Miljøstyrelsen (2018) v1_1_dec2017 1.0" er citeret her:

Generelt i afsnit 2.1:

The main challenges of the simple models presented in this report are related to the water balance of the aquifer. The model assumptions are: (1) that the groundwater velocity is constant and horizontal, and (2) that the groundwater flow is not affected by the vertical water flux from the landfill. These assumptions are reasonable for contaminated sites (i.e. for the GrundRisk model of Miljøstyrelsen, 2016a) because contaminated sites are relatively small so that the total amount of water infiltrated over the site area is small compared to the aquifer flow. However, for landfills the site area is typically much larger so that water infiltrated over the site can be a significant contributor to the water balance of the underlying aquifer. This can result in an overestimation of the resulting contaminant concentrations in the aquifer because the vertical advection of contaminants below the source and the dilution due to the additional infiltration of water are ignored.

Modelassumptions

- Homogenous conditions. This means that the soil and aquifer parameters (e.g. hydraulic properties, water content, porosity, bulk density, and dispersivity) and contaminant parameters (e.g. diffusion coefficient, retardation factors, degradation rates) are constant in space and time.
- Advection only occurs in one dimension (the vertical or horizontal flow direction) with a constant velocity.
- Linear, reversible, instantaneous equilibrium sorption processes between the water and solid phases
- Degradation is described by 1st order kinetics and only occurs in the water phase.
- The model only handles dissolved compounds (separate phase transport of contaminants is excluded).
- Dissolution/precipitation of solid phases and ion exchange processes are not included

Specifikt side for side i rapporten:

- afsnit 1.2: "...the assumption that the water balance of the aquifer is not affected by the additional water infiltrating over the landfill area. In fact, it is shown (section 2.2) that the water balance of an aquifer can be affected by the significant amount of water infiltrating from the landfill area..... Appendix II shows that the violation of this assumption in the case study of Tandskov produced a factor of 1.7-2.3 overestimation of the maximum concentrations at the point of compliance which is reasonable for risk assessment model".
- afsnit 2.2.1: "There are vertical groundwater flow velocities below the two landfills and these vertical velocities (vertical advection) are not included into the model."

- afsnit 2.2.1: "There is a significant variation in horizontal groundwater velocities below the ...landfills due to the additional recharge/leachate in the landfill area....."
- afsnit 2.2.2:" However, it was decided here not to include dispersion in the vertical transport component of model Affald-A to keep the model simple (fewer model parameters required) and for computational reasons (less numerical discretization)....."
- afsnit 2.2.3: "Since the analytical solution is based on a contaminant mass discharge input, Equation 3 can give concentrations that are higher than the input concentration..... If the resulting concentrations are higher than the input concentration then the model reset the concentration to be equal to the maximum input concentration....."
- afsnit 2.3.1: ".....The vertical advection and dilution of the plume downstream the landfill due to groundwater recharge was not included in this model.....finding the maximum would require computing the concentrations at several locations which is computationally very demanding.....".
- afsnit 2.3.1: ".....the source area is modified in order to avoid sudden concentration jumps due to different water discharge and groundwater velocities and also to account for the hydrodynamic effects due to a source in the groundwater that has a different velocity....."
- afsnit 2.4.4: ".....We will compute the maximum concentrations in the aquifer based on both the 1D and 3D solutions presented above and the most conservative solution is the one chosen....."
- afsnit 2.4.5: ".....To find the maximum concentration in the case of multiple spatially distributed sources the model will therefore need to compute the time variation of a 3D contaminant plume and this is computationally expensive since the concentration distribution of each landfill unit over a z-y plane at a given x (usually at the point of compliance) needs to be computed at each time step (this can easily take several hours). Instead, a simplified model approach is used in order to significantly reduce the computational time and obtain a reasonable and conservative approximation....."

Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald

Delopgave 2 – Stoftransport i jord og grundvand: Retningslinjer ved opstilling af numerisk model

Miljøstyrelsen har i samarbejde med Dansk Affaldsforening og DepoNet gennemført et større projekt, som har til formål at udvikle en metodik til at synliggøre den stedspecifikke forureningspåvirkning af miljøet omkring danske deponeringsanlæg, i forhold til grundvand, overfladevand samt natur. Metodikken omfatter en beskrivelse af stoffrigivelsen fra affaldet (kildestyrken), stoftransporten gennem umættet og mættet zone samt vurdering af påvirkning af miljøet.

I metodikken kan beskrivelsen af stoftransporten gennemføres på tre niveauer afhængig af kompleksitet og behov. Første trin er baseret på simple betragtninger ud fra perkolatkoncentrationen og kvalitetskrav i receptor. På trin to anvendes den semi-analytiske model GrundRisk Landfill, men i tilfælde, hvor denne model ikke kan bruges på grund af kompleksiteten i geologi og hydrologi, anvendes en numerisk stoftransportmodel.

Rapporten indeholder en sammenligning mellem anvendelse af den semi-analytiske model GrundRisk Landfill og en numerisk model (Mike SHE) under varierende scenarier. Resultaterne er et udtryk for, hvad anvendelsen af en mere nøjagtig stoftransport model (numerisk model) kan betyde for risikovurderingen.

Denne rapport beskriver endvidere, hvilke retningslinjer der bør følges i forbindelse med beregning af stoftransporten ved hjælp af numerisk stoftransportmodel efter ud-sivning af perkolat fra et deponeringsanlæg.

Rapporten beskriver, hvordan modellering af stoftransport med en numeriske model gradvist kan gøres mere stedsspecifik og kompleks efter behov. Denne tilgang beskrives i rapporten på tre trin. Forudsætningerne og anvendelsesmulighederne beskrives for hvert trin, og der gives en oversigt over databehovet for hvert niveau samt en kortfattet vejledning i valg af niveau.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk