



Regionernes Videncenter for
Miljø og Ressourcer

GrundRisk Risikovurdering

**Gennemgang af værktøjet og vejledning til den
praktiske anvendelse af værktøjet**

Rambøll

DTU Miljø

Miljøstyrelsen

Videncenter for Miljø og Ressourcer

Marts 2024



Regionernes Videncenter for
Miljø og Ressourcer

GrundRisk Risikovurdering

**Gennemgang af værktøjet og vejledning til den
praktiske anvendelse af værktøjet**

Rambøll

DTU Miljø

Miljøstyrelsen

Videncenter for Miljø og Ressourcer

Marts 2024

INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	Forord.....	4
2.	Introduktion	5
2.1	Formål med GrundRisk Risikovurdering.....	5
2.2	Kort introduktion til GrundRisk Risikovurdering	6
2.3	Modellernes forudsætninger og begrænsninger	8
2.4	Valg af model.....	9
3.	IT-værktøjets opbygning	10
3.1	Webadresse og log in side.....	10
3.2	Startside	11
3.3	Søgeside og visning af søgeresultat	12
3.4	Lokalitetssiden.....	14
3.5	Valg af beregningsmodel og opstart af ny beregning	15
3.6	Indtastning af modelparametre	17
3.6.1	Indtastning af parametre vedrørende forureningskilden.....	17
3.6.2	Indtastning af parametre vedrørende vertikal transport	18
3.6.3	Indtastning af parametre vedrørende horisontal transport.....	20
3.6.4	Indtastningsfelter vedrørende kontrolpunkter og indvindingsrate.....	22
3.7	Resultatside	22
3.8	Parameterliste, rapport til udskrift, download af data	23
4.	De 5 vertikale modeller.....	24
4.1	Model 1: Homogen vandmættet ler	27
4.2	Modelparametre til Model 1.....	29
4.3	Model 2: Opsprækket vandmættet ler	30
4.3.1	Modelparametre til Model 2	33
4.4	Model 3: Umættet sand eller ler.....	34
4.4.1	Modelparametre til Model 3	37
4.5	Model 4: Umættet sand og ler med impermeabelt dæklag	37
4.5.1	Modelparametre til Model 4	41
4.6	Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet	42
4.6.1	Modelparametre til Model 5	43
5.	Den horisontale model for transport i grundvand.....	44
5.1	3D model	44
5.2	2D model	46
5.3	Modelparametre	46
6.	Nedbrydning i GrundRisk	47
6.1	Nedbrydningsrater	47
6.1.1	Nedbrydningsrater for horisontal transport.....	48
6.1.2	Nedbrydningsrater for vertikal transport	48
6.1.3	Nedbrydningsrater for umættet zone (især relevant for Model 3 og 4).....	49
6.2	Sekventiel nedbrydning.....	49
7.	Parameterfastsættelse.....	52

7.1	Forureningsstof	52
7.2	Kildekoncentration	52
7.3	Infiltration.....	53
7.4	Hydrauliske ledningsevner, porøsiteter og vandindhold	53
7.5	Sprækkeparametre (Model 2).....	55
7.6	Radius, grænseradius og kapillarzonens dybde (Model 4)	56
7.7	Nedbrydningsrater	56
7.8	Dispersiviteter	57
7.8.1	Standarddispersiviteter for horisontal transport	57
7.8.2	Standarddispersiviteter for vertikal transport.....	57
7.9	Magasindybde	58
7.10	Stofspecifikke parametre, der ikke kan ændres af brugeren.....	58
8.	Risikovurderingsresultater	58
8.1	Resultater for kontrolpunkt	58
8.1.1	Koncentration i en fiktiv indvindingsboring.....	59
8.2	Præsentation af resultater	60
8.2.1	Koncentration langs fanen (alle modeller)	60
8.2.2	Opmærksomhedspunkt vedrørende vandbalancen	61
8.2.3	Koncentrationen over dybden i kontrolpunktet (alle modeller)	61
8.2.4	Koncentration over dybden under den vertikale transport (Model 1, 2 og 3)	62
8.2.5	Forureningskoncentrationer i fladen over grundvandsspejlet (Model 3 og 4)	64
9.	Når beregningen er udført.....	64
10.	Kort intro til den tomme skal.....	68
11.	Referencer	71

1. Forord

Denne guide til GrundRisk Risikovurdering gennemgår værktøjets funktioner, parametre og resultater. GrundRisk er tilgængeligt som et online værktøj via Danmarks Miljøportal på <https://grundrisk.miljoportal.dk/>.

De 5 risikovurderingsmodeller i GrundRisk beskriver forureningstransporten til grundvandet ved 5 forskellige "vertikale" modeller herunder tidligere udviklede modeller for opsprækket moræner (*Miljøstyrelsen, 2009*) og to modeller for den umættede zone (*Miljøstyrelsen 2016a*). Alle modeller er koblet til den samme "horisontale" model for transport i grundvand (*Miljøstyrelsen, 2016b*), Koblingen af de vertikale modeller og den horisontale GrundRisk model for grundvandstransporten er beskrevet i *Miljøstyrelsen (2017)*.

GrundRisk Risikovurdering kan anvendes til risikovurdering af forurenede lokaliteters påvirkning af grundvandet, idet den beregner en forureningskoncentration i et nedstrøms kontrolpunkt. GrundRisk er udviklet som støtteværktøj til at afklare den offentlige indsats på et indledende niveau. Modellerne er målrettet til at blive benyttet ved risikovurdering ift. grundvandsressourcen, når der er konstateret jord- og grundvandsforurening med miljøfremmede stoffer, og kan evt. også understøtte vurderinger i forbindelse med private forureningsager (frivillige undersøgelser) og regionernes videregående undersøgelser.

Brugere fra danske regioner vil ved anvendelse af GrundRisk Risikovurdering have adgang til oplysninger om kortlagte lokaliteter baseret på de automatisk udførte screeninger, mens øvrige brugere vil møde en "tom skal" uden eksisterende lokaliteter og parametre. Denne guide er baseret på versionen tilgængelig for regionerne. For øvrige brugere kan der være små variationer i de viste billeder fra brugerfladen, se kapitel 10.

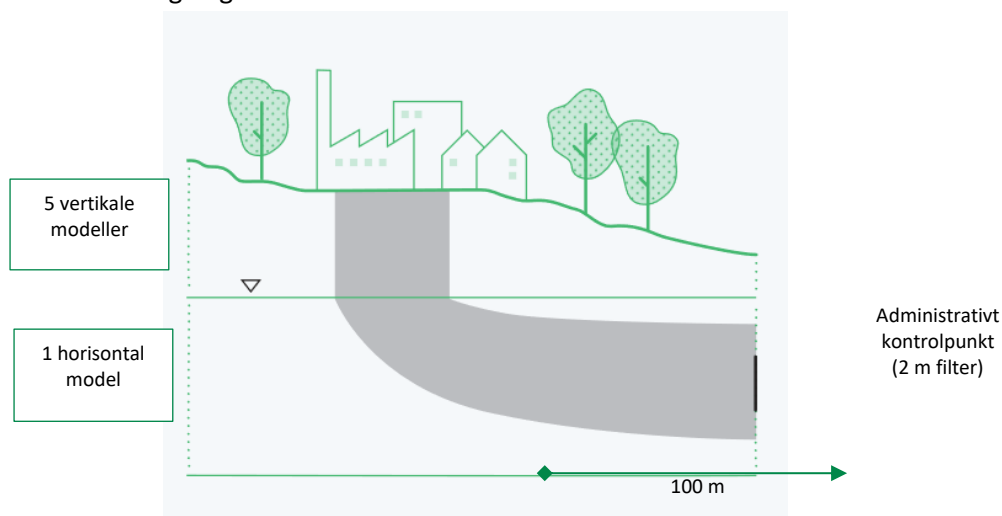
Gule markeringer i teksten angiver at funktionaliteten el.lign. er beskrevet ud fra hvordan GrundRisk vil virke når et prioriteret ændringsønske er gennemført. Når ændringsønsket er udført fjernes den gule markering i teksten.

2. Introduktion

2.1 Formål med GrundRisk Risikovurdering

Formålet med risikovurderingen er at vurdere en punktkildes påvirkning af grundvandet umiddelbart nedstrøms en forurenet lokalitet. Grundvandet er her tænkt som det førstkommande betydende magasin. Hvis de beregnede forureningskoncentrationer i et administrativt kontrolpunkt 100 m nedstrøms kildearealet overstiger kvalitetskriterierne, kan forureningen på lokaliteten udgøre en risiko for grundvandet og bør undersøges nærmere (se principskitse i Figur 2.1). Koncentrationen i kontrolpunktet beregnes som en midlet koncentration over et 2 meter filter, som er placeret i dybden med de højeste koncentrationer.

Modellerne kan også anvendes til beregning af koncentrationer i en anden afstand fra kilden. Derudover vises grafer over koncentrationens variation langs forureningsfanen og over dybden i kontrolpunktet. Modellen er målrettet til at blive benyttet ved risikovurdering i forbindelse med grundvandsundersøgelser og kan evt. også understøtte vurderinger i forbindelse med regionernes videregående undersøgelser og private forureningsager.



GrundRisk Risikovurdering består af 5 forskellige vertikale modeller, der er koblet til den samme horisontale model, som beskriver transport i grundvand. Koncentrationen i det administrative kontrolpunkt 100 m nedstrøms kildeområdet beregnes over et 2 m filter placeret i dybden med de højeste koncentrationer.

Figur 2.1 Vertikale og horisontale modeller.

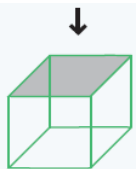
2.2 Kort introduktion til GrundRisk Risikovurdering

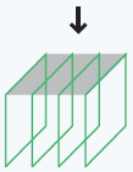
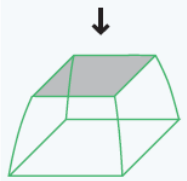
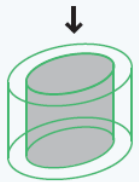
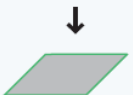
GrundRisk Risikovurdering indgår i regionernes arbejde med at vurdere den offentlige grundvandsindsats på en forurenede lokalitet. Regionerne kan fremsøge forureningslokaliteter, fra egen region, hvor lokaliteten er kortlagt som V1, V2 eller V1/V2 og hvor der er vurderet offentlig indsats over for grundvand (dvs. der skal være grundvandsrisiko). Det kan ses, om der er foretaget en screening på lokaliteten. For nogle lokaliteter kan der ikke hentes data fra screeningsværktøjet. Dette skyldes at der er igangværende eller afsluttet videregående indsats eller at der ikke er tilknyttet et modelstof. Til andre aktører er der udviklet et risikoberegningsmodul, der fungerer som en tom beregningsmotor, hvor regionernes data ikke kan fremsøges.

GrundRisk Risikovurdering består af fem forskellige vertikale risikovurderingsmodeller, der beskriver 5 forskellige konceptuelle modeller. Disse er:

- Model 1: Homogen vandmættet ler
- Model 2: Opsprækket vandmættet ler
- Model 3: Umættet sand
- Model 4: Umættet zone med impermeabelt dæklag
- Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet

Modellerne er kort introduceret i Tabel 2.1, og vil blive beskrevet yderligere i Kapitel 4 i forhold til processer og modelparametre. Modellerne varierer i forhold til den måde den vertikale transport fra kildeområdet beskrives, men er alle koblet til den samme model for den horisontale transport i grundvandet. Den horisontale model beskrives i Kapitel 5.

Model	Kort beskrivelse
Model 1: Homogen vandmættet ler 	Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i vandmættet ler, der overlejrer et grundvandsmagasin. Den vertikale forureningstransport til grundvandet beskrives ved advektion og dispersion (1D).
Model 2: Opsprækket vandmættet ler	Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i opsprækket vandmættet ler, der overlejrer et grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker i modellen ved advektiv transport i sprækkerne og diffusion i lermatricen. Det antages, at sprækkerne er gennemgående i hele morænelerslaget

	
<p>Model 3: Umættet sand eller ler</p> 	<p>Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i umættet zone over et frit grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker ved diffusion i gasfasen samt ved advektion og dispersion i vandfasen (3D-løsning). Forureningsarealet ved toppen af magasinet vil dermed være større end ved forureningskilden, og koncentrationerne vil aftage ud mod kanten af det forurenede areal.</p> <p>Modellen er især relevant for flygtige stoffer.</p>
<p>Model 4: Umættet ler og sand med impermeabelt dæklag</p> 	<p>Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i umættet zone dækket af en impermeabel overflade fx en bygning. Forureningstransporten til grundvandet sker derfor udelukkende ved gasdiffusion. Kildeområdet antages at være cylinderformet og forureningen spreder sig radiært ud fra kildeområdet. Koncentrationerne vil derfor variere med afstanden fra centrum af kilden.</p> <p>Modellen er især relevant for flygtige stoffer.</p>
<p>Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet</p> 	<p>Modellen beskriver en forureningskilde beliggende lige over grundvandet. Det er dermed den simpleste model af de 5 modeller, da der ikke sker nogen vertikal transport ud over den direkte forureningsflux til grundvandsmagasinet.</p>

Den grå flade angiver den nedre afgrænsning af forureningskilden. I Model 4 har forureningskilden form som en cylinder, mens den er rektangulær i de øvrige modeller. Forureningsfluxen til grundvandet sker fra den nedre afgrænsning af forureningskilden, markeret med grå på figuren.

Tabel 2.1 Kort beskrivelse af de 5 vertikale risikovurderingsmodeller i GrundRisk.

Transporten i grundvandsmagasinet beskrives som 3D horisontal transport under hensyntagen til advektion, dispersion og infiltration til forureningsfanen. Ved tynde grundvandsmagasiner med en nedre afgrænsning anvendes en 2D-løsning, da fanens udbredelse nedadtil vil være begrænset.

Alle modeller er stationære modeller ("steady state modeller"), som beskriver påvirkningen fra en forureningskilde med en konstant kildekonzentration, C_0 , på et nedstrøms kontrolpunkt i grundvandet. Idet der er tale om stationære modeller, ses der på situationen, når der er sket fuldt gennembrud af forureningen til det nedstrøms beregningspunkt. I en stationær model vil koncentrationerne være konstante over

tid, men ikke over sted. Modellerne kan tage højde for nedbrydning både under den vertikale transport (anaerob nedbrydning) og den horisontale transport (anaerob og aerob nedbrydning).

Nedbrydning af forureningskomponenter antages udelukkende at ske i den opløste fase og ikke i den sorberede fase. Samlet set betyder dette, at sorption ikke vil have indflydelse på de stationære koncentrationer i kontrolpunktet. Nedbrydning beskrives enten ved en 1. ordens fjernelse eller en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter. Nedbrydning er yderligere beskrevet i Kapitel 6. Kapitel 7 gennemgår udvalgte parametre til risikovurderingsmodellerne samt baggrunden for fastsættelse af standardparametre.

2.3 Modellernes forudsætninger og begrænsninger

Der er foretaget en række generelle antagelser ved udviklingen af risikovurderingsmodellerne:

- Kildekoncentrationen samt forureningsfluxen fra kilden er konstant over tid
- Homogene forhold. Alle parametre for jord/grundvand (porøsitet, dispersiviteter, vandindhold, hydraulisk ledningsevne mv.) samt parametre for forureningsstoffer (diffusionskoefficienter, Henry's lov konstanter, nedbrydningsrater mv.) er konstante over tid og sted
- Advektion sker kun i den opløste fase med en konstant hastighed og sker enten i vertikal eller horisontal retning
- Nedbrydning beskrives ved 1. ordens kinetik og sker kun i vandfasen
- Modellerne simulerer alene transporten af opløst forurening og ikke af fri fase forurening

Disse antagelser er rimelige set i forhold til, at der er tale om risikovurderingsmodeller, der skal kunne anvendes med forholdsvis få data for lokaliteten. Her er datagrundlaget ikke tilstrækkeligt til at vurdere parametrenes rumlige variation eller forureningsfluxens tidsmæssige variation.

Bemærk, at stationære modeller som disse vil kunne overestimere koncentrationerne af forureningsstoffer, hvis der ved undersøgelsestidspunktet ikke er opnået fuldt gennembrud i kontrolpunktet. Det betyder at for stoffer som er stærkt sorberende, hvor kilden (spildet) er foregået over en kortere periode, vil stationær tilstand aldrig indfinde sig. Derfor vil koncentrationen i kildeområdet begynde at aftage inden stoffet har nået kontrolpunktet. Og derfor vil den stationære model overestimere koncentrationerne i kontrolpunktet.

For stærkt sorberende forureninger som visse tungmetaller, polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) og lignende vil modellen godt kunne anvendes til at give et

estimat af worst case koncentrationen i kontrolpunktet, men idet stoffets transporttid til dette kontrolpunkt kan være meget langvarig, vil det ofte ikke kunne antages at der er opnået stationær tilstand i kontrolpunktet i virkelighedens verden. Modellerne vil derfor overestimere koncentrationen i kontrolpunktet. Såfremt denne worst case koncentration overholder grundvandskvalitetskriterierne, kan modellen anvendes til at sige, at forureningen ikke udgør en risiko. Såfremt grundvandskvalitetskriteriet er overskredet, vil der være behov for mere avancerede modeller til at beskrive den tidsmæssige udvikling.

For metaller er der endvidere en række andre processer, der kan have væsentlig indflydelse på stoffernes spredning, herunder ionbytning, kompleksering og udfældning/opløsning. Dette tages der ikke højde for i GrundRisk.

2.4 Valg af model

I Tabel 2.2 **Tabel 2.2** Forslag til valg af model baseret på kildens beliggenhed, forureningsstoffets flygtighed, og om der skal medtages nedbrydning under den vertikale transport fra kilden og ned til grundvandsmagasinet. herunder gives anbefalinger til valg af model baseret på kildens beliggenhed, forureningsstoffets flygtighed, samt om nedbrydning inkluderes under den vertikale transport fra kilden til grundvandet eller ej.

Den simpleste model er Model 5, hvor forureningskilden er beliggende lige over grundvandet. Model 1 og 2 inkluderer et dæklag af enten homogen ler (Model 1) eller opsprækket ler (Model 2), mens Model 3 og 4 beskriver forureningskilder beliggende i en umættet zone. Såfremt nedbrydning ikke skal inkluderes under den vertikale transport fra kilden til grundvandet, vil Model 1 og 2 give samme resultat som Model 5, som anført i Tabel 2.2, hvorfor denne simple model kan vælges i stedet. For Model 3 og 4 vil der ske transport af forurening i gasfasen, hvilket vil påvirke de beregnede koncentrationer ved toppen af grundvandet. For disse modeller skal Model 5 derfor ikke vælges, selvom nedbrydning ikke medtages, medmindre der er tale om risikovurdering for ikke-flygtige stoffer. Såfremt der er tale om ikke-flygtige stoffer, vil der ikke ske spredning i gasfasen, og Model 5 kan derfor vælges, som det også fremgår af Tabel 2.2. Hvis der for en lokalitet er usikkerhed på dæklagets tykkelse og beskaffenhed, anbefales det at anvende Model 5, som er den mest konservative model.

Kildens beliggenhed	Forureningsstof	Skal nedbrydning inkluderes under vertikal transport?	Anbefalet model
I/over lerlag uden sprækker	Alle	Ja	Model 1
		Nej	Model 5

I/over moræneler med sprækker	Alle	Ja	Model 2
		Nej	Model 5
I umættet sand	Flygtigt	Ja eller nej	Model 3 Model 4 (hvis kildeområdet er dækket af impermeabelt dæklag)
		Ikke flygtigt	Model 1 ^{a)} Model 3 ^{a)} Model 4 (hvis kildeområdet er dækket af impermeabelt dæklag)
	Nej	Model 5	
Lige over grundvandsmagasin	Alle	Nej	Model 5
Usikkerhed på dæklaget mellem kilde og grundvandsmagasin	Alle	Nej	Model 5

Bemærk: Da nedbrydningen kun sker i vandfasen og ikke i luftfasen vil nedbrydning have større betydning i Model 1 end i Model 3.

Tabel 2.2 Forslag til valg af model baseret på kildens beliggenhed, forureningsstoffets flygtighed, og om der skal medtages nedbrydning under den vertikale transport fra kilden og ned til grundvandsmagasinet.

3. IT-værktøjets opbygning

3.1 Webadresse og log in side

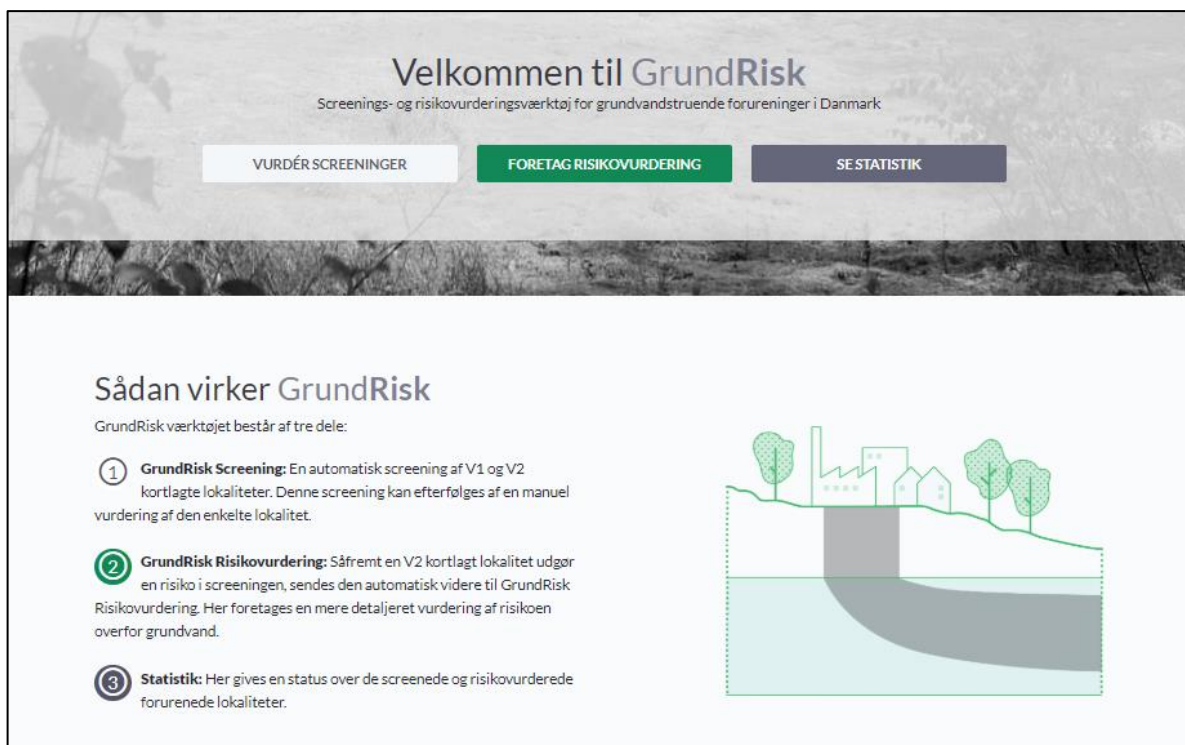
GrundRisk Risikovurdering findes som online værktøj via Danmarks Miljøportal på <https://grundrisk.miljoportal.dk/>. Der logges på systemet med brugernavn og password. Systemet er bygget til anvendelse i Google Chrome.

Ansatte i regionerne vil i værktøjet kunne fremsøge alle regionens lokaliteter med offentlig indsats over for grundvand, herunder finde lokaliteter, for hvilke der allerede er udført en screening.

Øvrige brugere af værktøjet kan tilgå en "tom beregningskal", der ikke indeholder data om lokaliteter på forhånd, men som indeholder de samme risikovurderingsmodeller.

3.2 Startside

GrundRisk Risikovurdering tilgås fra forsiden via den grønne knap "Foretag risikovurdering", som ses på Figur 3.1 og **Figur 3.2** GrundRisk startside for øvrige brugere. for øvrige brugere.



Velkommen til GrundRisk
Screenings- og risikovurderingsværktøj for grundvandstruende forureninger i Danmark

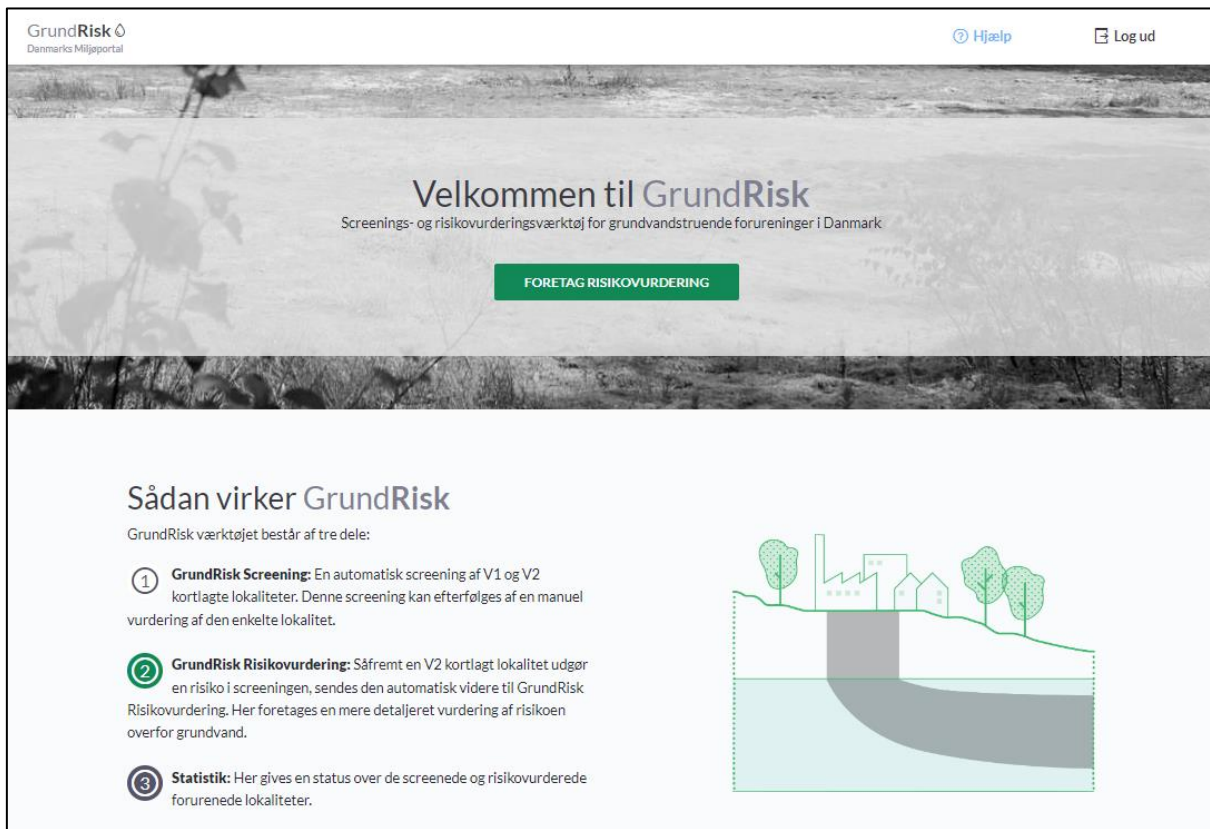
VURDÉR SCREENINGER **FORETAG RISIKOVURDERING** SE STATISTIK

Sådan virker GrundRisk

GrundRisk værktøjet består af tre dele:

- 1 GrundRisk Screening:** En automatisk screening af V1 og V2 kortlagte lokaliteter. Denne screening kan efterfølges af en manuel vurdering af den enkelte lokalitet.
- 2 GrundRisk Risikovurdering:** Såfremt en V2 kortlagt lokalitet udgør en risiko i screeningen, sendes den automatisk videre til GrundRisk Risikovurdering. Her foretages en mere detaljeret vurdering af risikoen overfor grundvand.
- 3 Statistik:** Her gives en status over de screenede og risikovurderede forurenede lokaliteter.

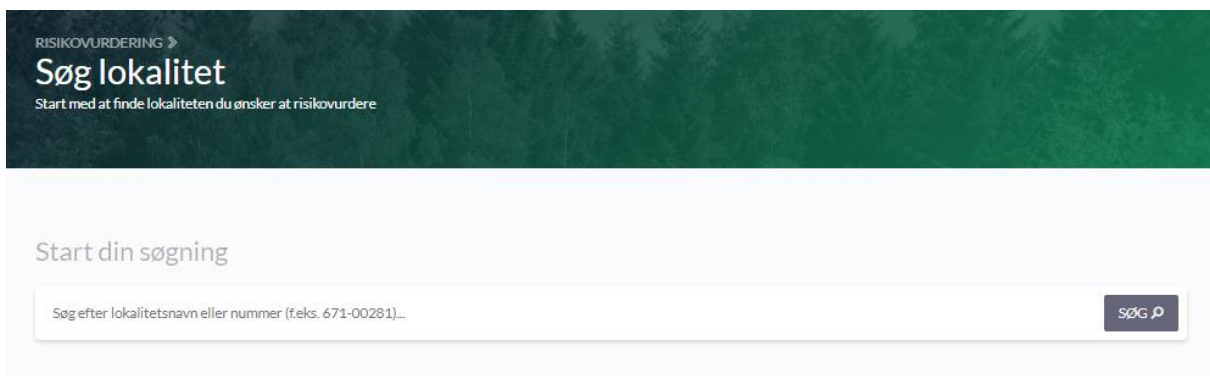
Figur 3.1 GrundRisk startside for regionsbruger






Figur 3.2 GrundRisk startside for øvrige brugere.


3.3 Søgside og visning af søgeresultat


Herefter ses en søgeside (Figur 3.3), hvor der kan søges på lokalitetsnummer og lokalitetsnavn. Når man tilgår risikovurderingen, fremsøger GrundRisk automatisk alle de lokaliteter, som eksisterer i risikovurderingen (se eksempel i **Figur 3.4**).









Figur 3.3 Søgside for regionsbruger.

GrundRisk  Hjælp  Log ud 

RISIKOVURDERING 
Søg lokalitet
 Start med at finde lokaliteten du ønsker at risikovurdere

Søg efter lokalitetsnavn eller nummer (f.eks. 123456789) ... SØG 

Vælg status Vælg sagsbehandler Vælg forurening Faktor fra: 0 Faktor til:

Lokalitetsnr.	Navn	Status	Overskridelsesfaktor (alvorligste)	Forureningsstof	Koncentration	Sagsbehandler
12345678	123456789	Risiko	1.120,8	Benzen	1.120,8 µg/L	
12345678	123456789	Risiko	573,3	Benzen	573,3 µg/L	
12345678	123456789	Risiko	556	Vinylchlorid	111,2 µg/L	
12345678	123456789	Risiko	396,1	Benzen	396,1 µg/L	
12345678	123456789	Risiko	96,8	Vinylchlorid	19,4 µg/L	
12345678	123456789	Risiko	26,7	Tetrachlorethylen	26,7 µg/L	
12345678	123456789	Ingen risiko	0	Tetrachlorethylen	0,00001 µg/L	

Figur 3.4 Eksempel på søgeresultat for regionsbruger.

På listen over søgeresultater ses lokalitetsnr., lokalitetsnavn, for de sager som er i GrundRisk risikoværktøj. For de lokaliteter, hvor der er foretaget en risikovurdering, vil der i søgeresultatet fremgå status for risikovurdering, den højeste overskridelsesfaktor samt tilhørende forureningsstof og stofkoncentration i det administrative punkt. Hvis en sagsbehandler er tilknyttet, vil det også fremgå af søgeresultatet. Se figur 5 for eksempel på søgeresultat.

3.4 Lokaltetsiden

For den valgte lokalitet ses en oversigt over alle foreløbige modelberegninger, godkendte risikovurderinger og screeninger (se Figur 3.5).

RISIKOVURDERING >

(fabrik)

Sagsbehandler:
Status: Lokaliteten er screenet

Godkendte risikovurderinger

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
------	-----------------	-----------------	----------------------	---------------	-------------------	-----------------	---------------	------------

Foreløbige beregninger

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
6/1/2023 10:39	Benzen	Risiko	2,9	2,90 µg/L	1 µg/L	4 (nedbrydning: ja)		TILFØJ BEMÆRKNING ✓ GODKEND
6/1/2023 10:29	Benzen	Risiko	396,1	396,1 µg/L	1 µg/L	4 (nedbrydning: nej)		TILFØJ BEMÆRKNING ✓ GODKEND

Screeninger på denne lokalitet

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	
7/11/2021	Trichlorethylen	Risiko	8.020,8	8.020,8 µg/L	1 µg/L	NY BEREGNING
7/11/2021	Sum af PFAS, 12 stoffer	Risiko	80,2	8,02 µg/L	0,1 µg/L	NY BEREGNING

Figur 3.5 Oversigt over udførte beregninger for en valgt lokalitet.

Af oversigten ses, hvilket forureningsstof beregningen er udført for, den beregnede koncentration i kontrolpunktet, samt overskridelsesfaktoren i forhold til grundvandskvalitetskriteriet. For enkelte stoffer findes der ikke et grundvandskvalitetskriterium. For disse stoffer bruges et fiktivt kriterie på 8,99 µg/L som grundvandskvalitetskriterie for at udregne en overskridelsesfaktor (undtaget herfra er dog PFAS stoffer som har et fiktivt kriterie på 0,499 µg/l). Brugeren skal være opmærksom på dette, da det fiktive grundvandskvalitetskriterie kan resultere i en fejlagtig angivelse af "ingen risiko". Dette ses bl.a. når der regnes på oliestoffer. Af oversigten fremgår det yderligere, hvilken beregningsmodel, der er benyttet samt brugernavnet på den sagsbehandler, der har udført beregningen. Der kan også tilføjes en kommentar til beregningen.

En foreløbig beregning kan ophøjes til at være en "godkendt" risikovurdering. Når en foreløbig beregning er færdig, kan der trykkes på "Godkend" ud for beregningen i oversigten, hvorefter beregningen flyttes op til de godkendte risikovurderinger. De godkendte risikovurderinger vises i toppen af siden. Godkendelsen kan fjernes igen ved at trykke på krydset ud for den enkelte risikovurdering, hvorefter beregningen flyttes til "foreløbige beregninger", hvor man kan slette beregningen eller lave en ny. En beregning kan slettes ved at trykke på ikonet med papirkurven yderst til højre i oversigten.

En ny beregning kan startes fra denne side ved at vælge "Ny beregning" over listen med beregninger eller ved at starte en ny beregning baseret på et screeningsresultat. Hvis der vælges "Ny beregning" fra et screeningsresultat vil parametrene "infiltration", "tykkelse af dæklag", "dybde til grundvandsmagasin", samt "hydraulisk gradient" og "hydraulisk konduktivitet" hvis der vælges "beregne grundvandshastighed" blive overført til beregningen. Desuden overføres stofnavn, for stoffer med et CAS-nummer. Alternativt kan der tages udgangspunkt i en eksisterende beregning ved at vælge denne på listen og i næste billede vælge "Ny beregning". På denne måde vil parameterverdier fra den foregående beregning været bevaret, og der kan foretages justeringer af disse.

3.5 Valg af beregningsmodel og opstart af ny beregning

En ny beregning kan opstartes ved at vælge "Ny beregning" på lokalitetssiden (se Figur 3.5). Herefter fås siden "Vælg beregningsmodel" (se Figur 3.6) hvor det vælges hvilken af de 5 modeller, der skal anvendes til risikovurderingen. De 5 modeller og de nødvendige modelparametre er beskrevet nærmere i Kapitel 4 og 5. Hjælp til valg af model ud fra forureningskildens beliggenhed, forureningstype og inklusion af nedbrydning ses i Figur 3.6.

Vælg beregningsmodel

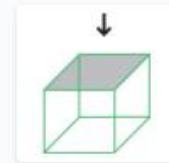
Vælg beregningsmodel (1-5) for den vertikale stoftransport fra forureningskilde til grundvand. Den valgte beregningsmodel for den vertikale transport kobles med en model for den horisontale stoftransport i grundvandsmagasinet.

Transporten i grundvandsmagasinet beskrives som 3D horisontal transport under hensyntagen til advektion, dispersion og infiltration til forureningsfanen. Ved tynde grundvandsmagasiner anvendes en 2D-løsning, da fanens udbredelse nedadtil vil være begrænset. Alle modeller er stationære, hvilket vil sige at koncentrationerne er konstante over tid, men ikke over sted. Der kan tages højde for nedbrydning både under den vertikale og horisontale transport.

1 Homogen vandmættet ler

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i vandmættet ler, der overligger et grundvandsmagasin. Den vertikale forureningstransport til grundvandet beskrives ved advektion og dispersion.

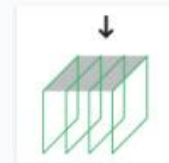
Vælg >



2 Vandmættet opsprækket ler

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i opsprækket ler, der overligger et grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker i modellen ved advektiv transport i sprækkerne og diffusion i lermatrixen.

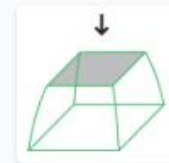
Vælg >



3 Umættet sand

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i umættet zone og som overligger et frit grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker ved diffusion i gasfasen samt ved advektion og dispersion i vandfasen (3D-løsning). Forureningsarealet ved toppen af magasinet vil dermed være større end ved forureningskilden og koncentrationerne vil aftage ud mod kanten af det forurenede areal.

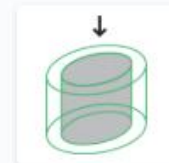
Vælg >



4 Umættet sand med impermeabelt dæklag

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i umættet zone dækket af en vandtæt overflade f.eks. en bygning. Forureningstransporten til grundvandet sker derfor udelukkende ved gasdiffusion. Kildeområdet antages at være cirkulært og forureningen spredte sig radiært ud fra kildeområdet. Koncentrationerne vil derfor variere over sted.

Vælg >



5 Forureningskilde beliggende lige over grundvandet

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende lige over grundvandet. Det er dermed den simpleste model af de 5 modeller, da der ikke sker nogen vertikal transport udover den direkte forureningsflux til grundvandsmagasinet.

Vælg >



Figur 3.6 Siden "Vælg beregningsmodel"

3.6 Indtastning af modelparametre

Når en model er valgt, vises inputsiden for den valgte model. I det følgende gennemgås indtastningsfelterne for Model 2. Modelparametrene til hver model er beskrevet i 4 efterfølgende afsnit, og omfatter henholdsvis parametre vedrørende forureningskilden, vertikal transport, horisontal transport og kontrolpunkter. Der kan tilføjes en kommentar til hvert af disse trin.

Der kan flyttes mellem indtastningsfelter med musen eller tastaturets tab-knap. Beregningen startes ved tryk på feltet "Start" i toppen eller i bunden af siden, eller ved at trykke på tastaturets enter-knap.

3.6.1 Indtastning af parametre vedrørende forureningskilden

Øverst på inputsiden (se Figur 8) vælges et forureningsstof på rullemenuen. Der kan søges ved at skrive dele af stoffets navn. Der kan kun vælges de stoffer, der fremkommer på listen, da det er de eneste stoffer, som GrundRisk kender. Herunder kan der igen foretages valg af model, i tilfælde af at en forkert model blev valgt på den foregående side. Endelig skal det vælges, om nedbrydning skal inkluderes i risikovurderingen. Der er op til 3 valgmuligheder på rullemenuen vedrørende nedbrydning (Tabel 6.1 viser en oversigt over de forskellige nedbrydningsmuligheder):

- **Ingen nedbrydning.** Der inkluderes hverken nedbrydning under vertikal eller horisontal transport.
- **1. ordens nedbrydning.** Der kan med dette valg inkluderes nedbrydning både for vertikal og horisontal transport. Bemærk at såfremt nedbrydning kun ønskes for *enten* vertikal eller horisontal transport skal denne mulighed vælges og nedbrydningsraten sættes til nul for den zone, hvor nedbrydning ikke skal inkluderes.
- **Sekventiel 1. ordens nedbrydning.** Med dette valg kan sekventiel nedbrydning simuleres for kendte nedbrydningskæder. Ved den sekventielle nedbrydning fører nedbrydningen af det valgte forureningsstof til produktion af et eller flere nedbrydningsprodukter. Dette valg er kun muligt for udvalgte forureningsstoffer (se Tabel 6.1). Når sekventiel nedbrydning vælges, bliver der mulighed for at indtaste kildekonzentrationer for alle stoffer i nedbrydningskæden, ligesom der kan indtastes en nedbrydningsrate for hver af dem.

Under "Forureningskilde" indtastes oplysninger om kildekonzentrationen, længde og bredde af forureningskilden, samt oplysninger om infiltration, både i kildeområdet og

over fanen. Parametre til brug for de enkelte modeller gennemgås i Kapitel 4 og 5, og fastsættelsen af parameterværdier gennemgås i Kapitel 7.

RISIKOVURDERING »

Angiv parametre

Lokalitet:
Lokalitetsnummer:

Forureningsstof:
Vælg forureningsstof

Beregningsmodel:
2 Vandmættet opsprækket ler

Nedbrydningsmodel:
Ingen nedbrydning

Udfyld alle parametre og tryk start når du er klar. **OBS!** Afhængigt af beregningsmodel kan beregningen tage op til 20 min.

START

Forureningskilde

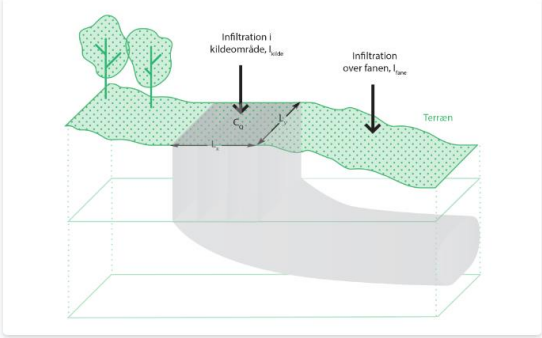
Kildekoncentration, C_0 ($\mu\text{g/L}$):

Længde af kilde, L_x (m):
Indtast længde...

Bredde af kilde, L_y (m):
Indtast bredde...

Infiltration i kildeområde, I_{kilde} (mm/år):
503,97

Infiltration over fanen, I_{fane} (mm/år):
503,97



Tilføj kommentar til forureningskilde

Skriv kommentar...

Figur 3.7 Inputside for forureningskilde (Model 2).

3.6.2 Indtastning af parametre vedrørende vertikal transport

Figur 3.8 viser inputsiden for vertikal transport for Model 2. Det bemærkes, at der for visse af parametrene allerede er indsat standardværdier, der kan anvendes som udgangspunkt for beregningen. Alle standardparametre kan dog overskrives af brugeren.

Standardværdier for nedbrydningsrater under vertikal transport (Model 1, 2, 3 og 4)

Såfremt nedbrydning tilvælges i beregningen, vil den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate (Miljøstyrelsen, 2018) blive indsat som standard. Bemærk, at dette ikke altid er det mest konservative valg, da visse stoffer (f.eks. en del chlorerede opløsningsmidler) har højere anaerobe rater end aerobe rater. Det er derfor altid nødvendigt, at brugeren forholder sig til den rate, der anvendes i beregningen, og tilpasser den efter behov. Under indtastningsfelterne tilhørende den horisontale transport kan anaerobe og aerobe anbefalede nedbrydningsrater for det valgte stof ses. Endvidere ses minimums-, maksimums- og middelværdien af nedbrydningsraterne fundet ved litteraturstudiet i [Miljøstyrelsen \(2018b\)](#), jf. Figur 3.8.

Standardværdier for sprækkeafstand, sprækkebredde og bulk hydraulisk ledningsevne (Model 2)

I Model 2 er sprækkeparametrene, sprækkeafstand, sprækkebredde og bulk hydraulisk ledningsevne indsat som standardværdier baseret på worst case parametre for ler fra Jørgensen et al. (2009) jf. afsnit 7.4. Såfremt brugeren selv ønsker at indtaste disse, er det kun nødvendigt at indtaste sprækkeafstanden samt enten en værdi for sprækkebredde eller en værdi for bulk hydraulisk ledningsevne. Den værdi, der ikke indtastes, beregnes på baggrund af den anden værdi samt sprækkeafstanden.

Standardværdier for porøsitet (Model 1, 2, 3 og 4)

For porøsiteten vil der i alle modeller blive givet en standardværdi afhængig af den jordtype, der vælges. Under feltet vil anbefalede minimums- og maksimumsværdier være vist.

Vertikal transport

Afstand fra kilde til top af grundvandsmagasin, Z_0 (m):
Indtast afstand...

Jordtype
 Fed ler Moræneler, sandet/siltet ler Sand
 Silt (morænesilt) Sand og grus (usorteret)

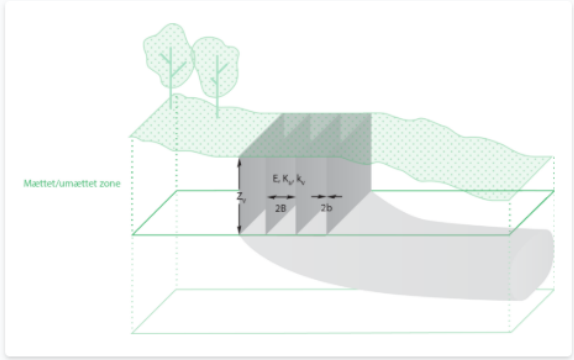
Porøsitet, ϵ :
0,4 (Anbefalet værdi)
Min: 0,3 - Anbefalet: 0,4 - Max: 0,6

1. ordens nedbrydningsrate, k_1 (d^{-1}):
Benzen:
0,004 (Anbefalet værdi)

Sprækkeafstand, $2B$ (m):
5 (Standardværdi)

Sprækkeåpning, $2b$ (m):
 Indtast Beregn
0,0000794186 (Beregnet værdi)
Udregnes som $2b = \left(\frac{K_3 \cdot 12 \cdot 0,0013 \cdot 2B}{1000 \cdot 9,81} \right)^{\frac{1}{3}}$

Bulk hydraulisk konduktivitet, K_3 (m/s):
0,000000063 (Standardværdi)



Tilføj kommentar til vertikal transport
Skriv kommentar...

Figur 3.8 Inputside for vertikal transport (Model 2).

3.6.3 Indtastning af parametre vedrørende horisontal transport

Inputsiden for horisontal transport ses af Figur 3.9. Grundvandshastigheden kan enten indtastes direkte eller beregnes baseret på indtastede værdier for hydraulisk ledningsevne, hydraulisk gradient og porøsitet. Standardværdier for porøsiteter og hydrauliske ledningsevner baseret på jordtyper fås, som for den vertikale transport, ved at vælge den relevante jordtype. Under feltet med værdier vil fremgå et anbefalet interval, som parameteren kan variere over. Den anbefalede nedbrydningsrate fra *Miljøstyrelsen (2018b)* bliver vist, hvis nedbrydning er inkluderet. Der kan vælges mellem aerobe eller anaerobe nedbrydningsrater, brugeren skal være opmærksom på, at GrundRisk pr. default er sat til at anvende aerobe nedbrydningsrater. Under indtastningsfeltet for nedbrydningsraten fremgår desuden det interval for nedbrydningsrater der blev identificeret i forbindelse med litteraturstudie vedr. nedbrydningsrater

for GrundRisk ([Miljøstyrelsen \(2018b\)](#)). Der er desuden angivet standardværdier for de longitudinale, transversale og vertikale dispersiviteter.

Horizontal transport

Mægtighed af grundvandsmagasinet (fra top til bund), d (m):

Grundvandshastighed, u (m/år):

Indtast Beregn

Udregnes som $u = \frac{K \cdot i}{n} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365$

Magasin type

Kvartært sand Prækvartært sand Opsprækket kalk

Hydraulisk konduktivitet, K (m/s):

 (Anbefalet værdi)

Min: 0,00001 - Anbefalet: 0,0001 - Max: 0,001

Hydraulisk gradient, i :

Porøsitet, n :

 (Anbefalet værdi)

Min: 0,25 - Anbefalet: 0,3 - Max: 0,4

1. ordens nedbrydningsrate, k (d^{-1}):

Aerobe forhold Anaerobe forhold

Benzen:

Min: 0,007 - Middet: 0,24 - Max: 0,5

Longitudinal dispersivitet (x-retning), α_L (m):

 (Standardværdi)

Transversal dispersivitet (y-retning), α_T (m):

 (Standardværdi)

Vertikal dispersivitet (z-retning), α_V (m):

 (Standardværdi)

Tilføj kommentar til horizontal transport

Figur 3.9 Inputside for horizontal transport.

3.6.4 Indtastningsfelter vedrørende kontrolpunkter og indvindingsrate

Nederst på inputsiden kan der, ved at trykke på "tilføj kontrolpunkt" tilføjes et ekstra kontrolpunkt, som der udføres beregning for udover det administrative kontrolpunkt (100 m nedstrøms forureningskilden, 2 m filterlængde). Dette gøres ved at angive en nedstrøms afstand, som kontrolpunktet skal være placeret i, samt en filterlængde, som koncentrationen skal midles over (se Figur 3.10).

Herunder indtastes en årlig indvindingsrate, der anvendes ved beregningen af forureningskoncentrationen i en indvindingsboring. Som udgangspunkt er der indtastet en standardindvinding på 10.000 m³/år.

Kontrolpunkter

Der regnes altid i et administrativt punkt i afstand 100 m målt fra forureningskildens nedstrøms kant og med en filterlængde på 2m.

Valgfrit kontrolpunkt

Afstand fra kilde til nedstrøms kontrolpunkt (m):

Filterlængde som koncentrationen i kontrolpunktet midles over (m):

[FIJRN VALGFRIT KONTROLPUNKT](#)

Indvindingsrate ved nærmeste indvinding (m³/år):

 (Standardværdi)

Tilføj kommentar til kontrolpunkter

Figur 3.10 Indtastningsfelter vedr. kontrolpunkter og indvindingsrate.

3.7 Resultatside

Øverst på resultatsiden vises en boks med resultater for kontrolpunktet (se Figur 3.11). Der vises altid resultater for det administrative kontrolpunkt 100 m nedstrøms kilden, samt evt. ekstra tilføjet kontrolpunkt. I boksen opsummeres den beregnede koncentration for kontrolpunktet, overskridelsesfaktoren i forhold til grundvandskvalitetskriteriet, forureningsfluxen, en opblandet koncentration for en indvindingsboring, kvalitetskriteriet, som er markeret med en * hvis det er en fiktiv værdi der er brugt, og til sidst om der er en beregnet risiko eller ingen risiko.

Ud over beregningsresultater for kontrolpunkterne, vises en række grafer:

- Koncentrationen i grundvandet som funktion af afstanden fra forureningskilden
- Koncentrationens variation over dybden i grundvandet for kontrolpunktet

- Koncentrationens variation over dybden mellem kildeområde og toppen af grundvandet (vises for Model 1-4)
- Koncentrationens variation i fladen over grundvandsspejlet (vises for Model 3-4)

Eksempler på disse resultatgrafer samt yderligere forklaring til graferne kan ses i Kapitel 5.

Bemærk at der godt kan gå lidt tid fra at man trykker "start" til beregningen er udført. Man kan vælge at få tilsendt en mail som giver besked når beregningen er færdig.

The screenshot shows the 'Resultater' (Results) page in the GrundRisk application. The page is divided into several sections:

- Beregning (Calculation):**
 - Forureningsstof: Benzen
 - Beregningsmodel: Vandmættet opsprækket ler
 - Nedbrydning: Ingen nedbrydning
- Resultater for nedstrøms kontrolpunkter (Results for downstream control points):**
 - Resultat for kontrolpunkt (100 m nedstrøms, 2 m filter)**

Koncentration:	1.120,8 µg/L
Overskridelsesfaktor:	1.120,8
Flux:	0,101 kg/år
Opblandet koncentration i indvinding/fiktiv indvinding:	10,1 µg/L
Kvalitetskriterie:	1µg/L
Risikovurdering:	○ Risiko
- Valgmuligheder (Options):**
 - Eksporter: Vælg format (dropdown menu)
 - Ny beregning (button)
 - Se parameterliste (button)
 - Godkend beregning (button)
- Noter (Notes):**
 - Ingen noter tilføjet
 - Tilføj ny note: (input field and button)

Figur 3.11 Eksempel på GrundRisk resultatside for kontrolpunkt

3.8 Parameterliste, rapport til udskrift, download af data

På resultatsiden er der i højre side følgende valgmuligheder, se Figur 3.11:

- Hente PDF-udskrift af beregningen (vælg PDF under "Eksportér")
- Hente beregningsresultater i CSV-format (vælg CSV under "Eksportér")
- Starte en ny beregning med udgangspunkt i allerede indtastede parameter-værdier (vælg "Ny beregning")

- Se parameterlisten
- Foretage ”godkendelse” af beregningen
- Tilføjelse af en note til beregningen. Denne note vises på siden med oversigten over alle beregningsresultater for lokaliteten.

Se Kapitel 9 for yderligere gennemgang af funktionerne.

4. De 5 vertikale modeller

Herunder findes en kort beskrivelse af de 5 vertikale modeller, der beskriver transporten af forurening fra kildeområdet til grundvandet. De er alle koblet til den samme model for horisontal forureningstransport i grundvandet, som er beskrevet i Kapitel 5.

Modellerne er detaljeret beskrevet i *Miljøstyrelsen (2017)*, men det skal bemærkes, at der er begrænsninger i de numeriske modeller, som har betydning for parametervalget. Eksempler her på er:

- Meget stor forureningsflade
- For lille sprækkebredde i forhold til infiltration (betyder kun noget hvis man regner med nedbrydning)
- Meget store eller meget små værdier

Hvis valget af parameter fører til en fejl i den numeriske model, ser den ud som vist i Figur 4.1. Alternativt kan man opleve at beregningen ikke afsluttes, dette vil fremgå af oversigten på lokalitetssiden som vist i Figur 4.2.

The screenshot shows the 'Resultater' (Results) page in the GrundRisk application. The page header includes 'GrundRisk' and 'Danmarks Miljøportal'. The main content area is titled 'Resultater' and shows the following details:

- Beregning:** Forureningsstof: Tetrachlorethylen; Beregningsmodel: Vandmættet opsprækket ler; Nedbrydning: 1. ordens nedbrydning.
- Valgmuligheder:** Eksporter: Vælgformat; Ny beregning; Se parameterliste; Godkend beregning.
- Noter:** A note from 27/9-2022 14:16 - A with the text: 'Kommentar til forureningskilde: meget stort kildeområde'. There is also a text input field for adding a new note.

A prominent pink error message box is displayed, stating: 'Beregningen fejlede - kontakt support: IntegrateOpenInterval: Function evaluated at -499.61160777821874 returned NaN or Infinity.'

Figur 4.1 Beregningen er fejlet, angivelse på resultatsiden.

GrundRisk 0
Danmarks Miljøportal

Hjælp Log ud

RISIKOVURDERING >

Sagsbehandler:
Status: Lokalteten er screenet

Godkendte risikovurderinger

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
------	-----------------	-----------------	----------------------	---------------	-------------------	-----------------	---------------	------------

Foreløbige beregninger

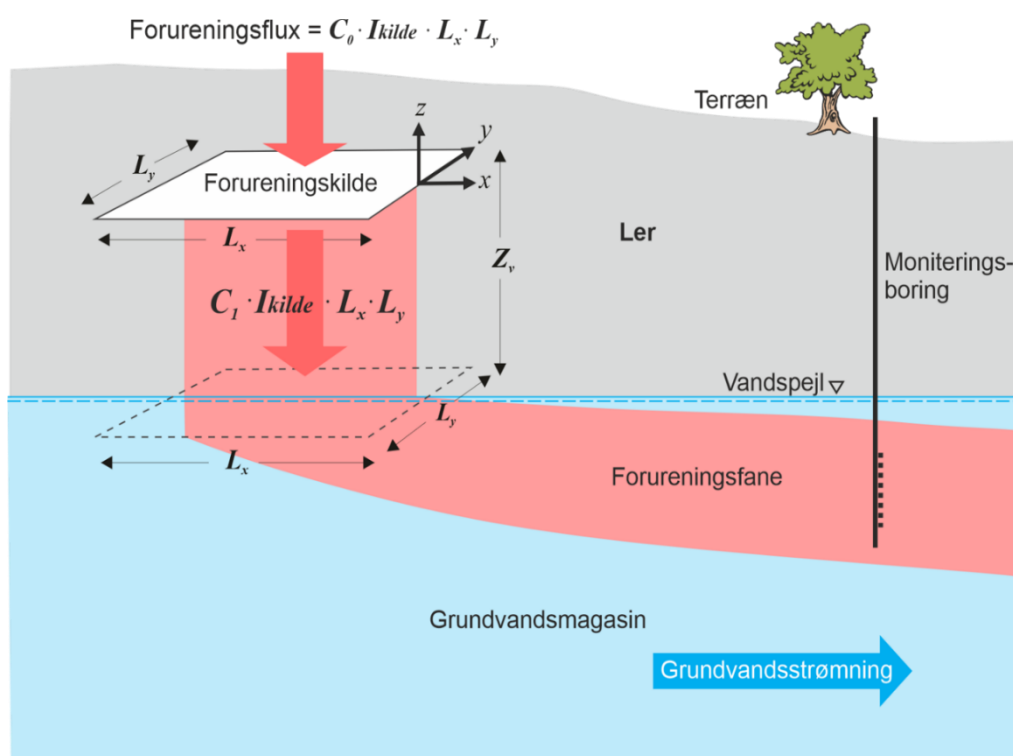
NYBEREGNING

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
27/9/2022 14:16		Beregningen fejlede: IntegrateOpenInterval: Function evaluated at -499.61160777821874 returned NaN or Infinity.						TILFØJ BEMÆRKNING
27/9/2022 14:13	Tetrachlorethylen	Ingen risiko	0	0,00001 µg/L	1 µg/L	2 (nedbrydning: ja)		TILFØJ BEMÆRKNING ✓ GODKEND

Figur 4.2 Markering af fejlet beregning på lokalitetssiden.

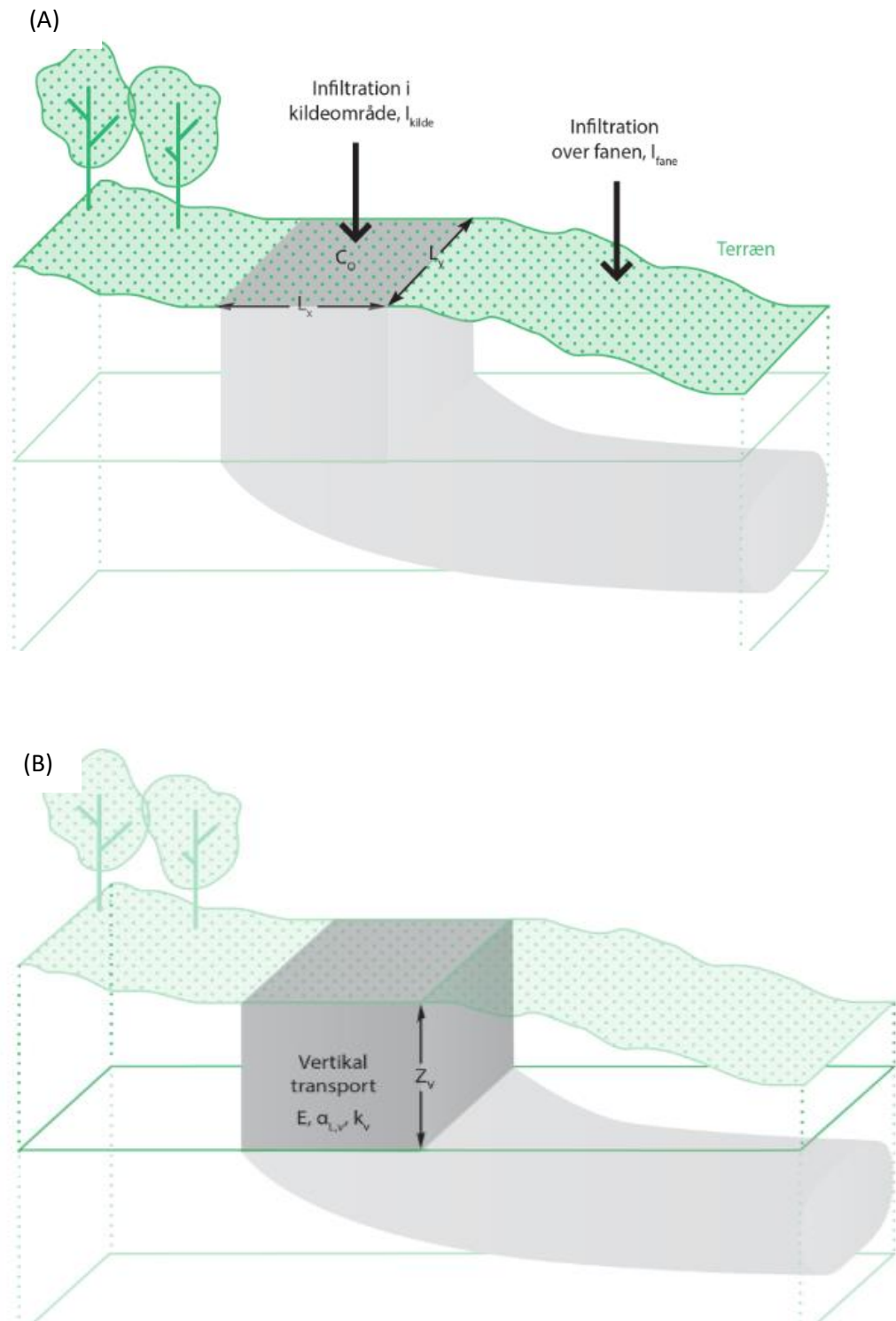
4.1 Model 1: Homogen vandmættet ler

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i homogen vandmættet ler, der overlejrer et grundvandsmagasin. Den vertikale forureningstransport til grundvandet beskrives ved advektion og dispersion (1D). En konceptuel model for Model 1 er vist i Figur 4.3.



Figur 4.3 Model 1. Vertikal transport fra en forureningskilde beliggende i homogen vandmættet ler ned til et underliggende grundvandsmagasin, efterfulgt af horisontal transport i grundvandet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på Miljøstyrelsen 2017).

Forureningskilden er i Model 1 beskrevet ved et rektangulært kildeareal med længde (L_x) og bredde (L_y). Der sker infiltration gennem kildeområdet (I_{kilde}), hvilket giver anledning til en nedadrettet forureningstransport. Der kan desuden tages højde for infiltration til forureningsfanen nedstrøms forureningskilden (I_{fane} , se Figur 4.4(A)). Denne infiltration til forureningsfanen giver anledning til at fanen trykkes nedad, og at der sker større vertikal spredning af forureningen i grundvandet.



Figur 4.4 (A) Illustration af parametre vedr. forureningskilden. (B) Illustration af parametre for den vertikale transport

Forureningen transporteres gennem lerlaget med tykkelsen Z_v ved en nedadrettet advektiv-dispersiv transport, der beskriver dispersionen ved en 1D-løsning, dvs. dispersion er udelukkende medtaget for den nedadrettede strømningsretning (longitudinal dispersivitet).

Der kan i modellen tages højde for nedbrydning enten som en 1. ordens fjernelse, eller som en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter (se nærmere i Kapitel 5). Omfanget af nedbrydning vil afhænge af opholdstiden i jordlaget, som er styret af lagets tykkelse, infiltrationsraten og porøsiteten. Modellen beregner en koncentration ved toppen af grundvandsmagasinet. Såfremt der ikke sker nedbrydning, vil den stationære koncentration ved grundvandsspejlet være lig med koncentrationen i kildeområdet. Koncentrationen ved toppen af grundvandsmagasinet anvendes som input til den horisontale model og vil være uniform over fladen med længde (L_x) og bredde (L_y). Der vil således ikke ske en horisontal spredning af forureningen ved den vertikale transport til grundvandet. Der beregnes en forureningsflux til grundvandet ud fra koncentrationen ved toppen af grundvandsspejlet, kildearealet og infiltrationen. Denne forureningsflux repræsenterer inputtet til den horisontale model, som beskrives nærmere i Kapitel 5.

4.2 Modelparametre til Model 1

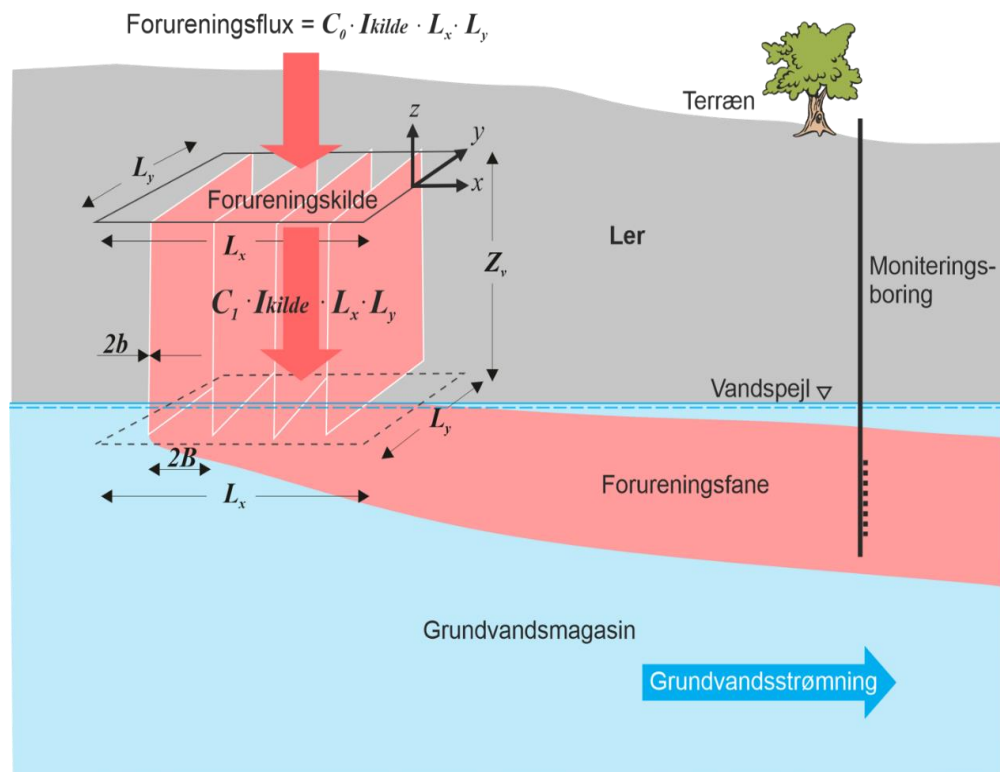
Modelparametre til Model 1 ses af oversigten i Tabel 4.1

Parameter	Enhed	Bemærkning
Forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	$\mu\text{g/L}$	Koncentrationen i kildeområdet.
Længde af kilde, L_x	m	Længde af kildeområde i grundvandets strømningsretning
Bredde af kilde, L_y	m	Bredde af kilde på tværs af grundvandets strømningsretning
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	mm/år	Infiltration til grundvandet i kildeområdet
Infiltration over fanen I_{fane}	mm/år	Infiltration til grundvandet over fanen.
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til top af grundvandsmagasin, Z_v	m	Afstanden fra bunden af kildeområdet og ned til toppen af grundvandsmagasinet
Porøsitet, ϵ	-	Porøsitet af dæklaget
Longitudinal dispersivitet, $\alpha_{L,v}$	m	En standardværdi på 0,1 m er indsat som defaultværdi
1. ordens nedbrydningsrate, k_v	d^{-1}	Som udgangspunkt foreslås anaerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018). Der kan for udvalgte stoffer også vælges 1. ordens sekventiel nedbrydning.

Tabel 4.1 Oversigt over modelparametre til Model 1: Homogen vandmættet ler. Modelparametre tilhørende grundvandstransporten (den horisontale model) er ens for alle 5 modeller og ses af Tabel 5.1

4.3 Model 2: Opsprækket vandmættet ler

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i opsprækket vandmættet ler, der overlejrer et grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker i modellen ved advektiv transport i sprækkerne og diffusion i lermatricen. Det antages, at sprækkerne er gennemgående i hele morænelerslaget. En konceptuel model for Model 2 er vist i Figur 4.5.



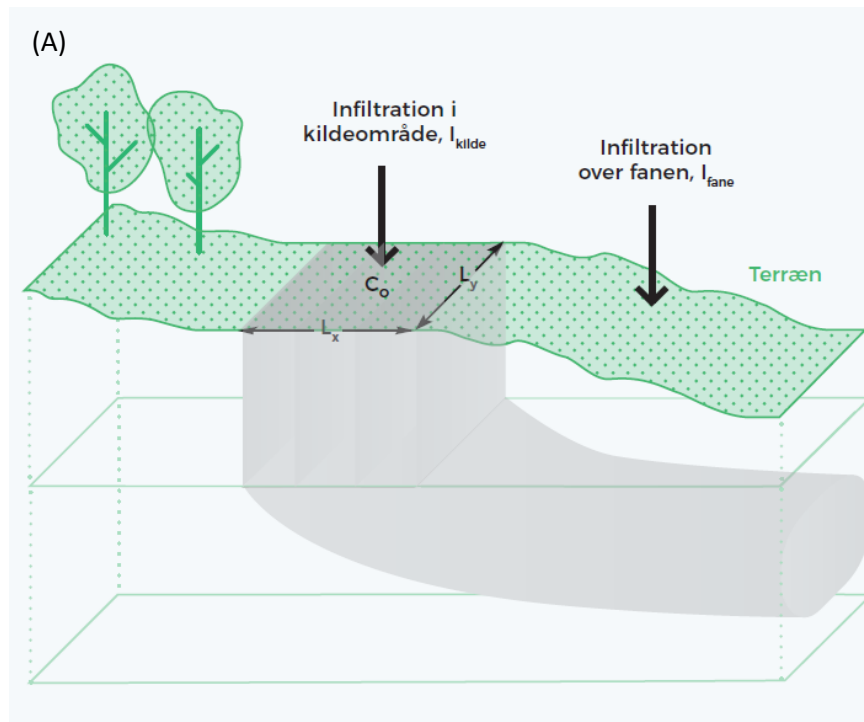
Figur 4.5 Model 2. Vertikal transport fra en forureningskilde gennem opsprækket vandmættet ler ned til et underliggende grundvandsmagasin, efterfulgt af horisontal transport i grundvandet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på Miljøstyrelsen 2017).

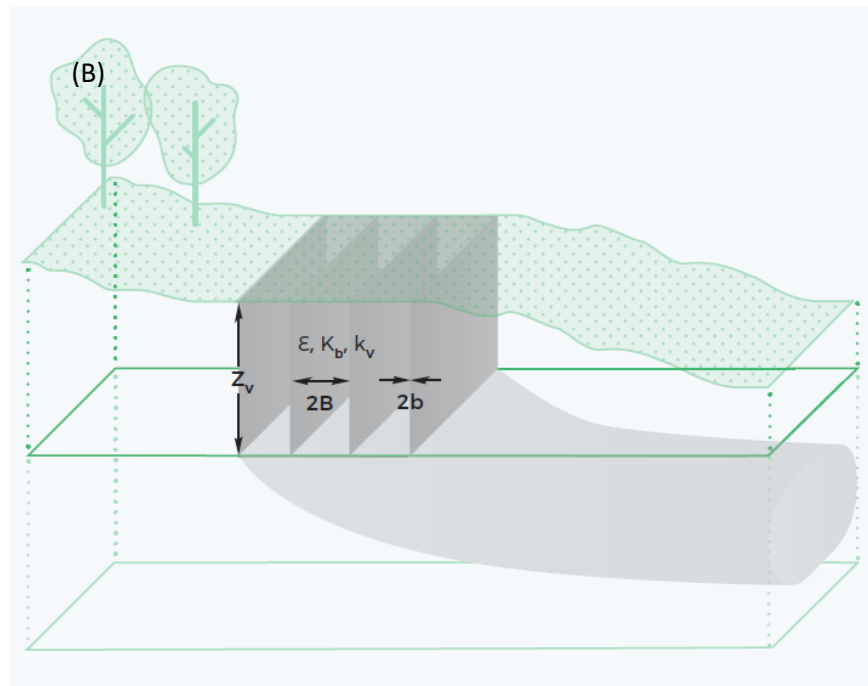
Forureningskilden er i Model 2 beskrevet ved et rektangulært kildeareal med længde (L_x) og bredde (L_y). Der sker infiltration gennem kildeområdet (I_{kilde}), hvilket giver anledning til en nedadrettet forureningstransport. Der kan desuden tages højde for infiltration til forureningsfanen (I_{fane} , se

Figur 4.6A). Denne infiltration til forureningsfanen giver anledning til, at fanen trykkes nedad, og at der sker større vertikal spredning af forureningen.

Modellen antager, at forureningen spredes ved advektion gennem sprækker i moræneleren, samt ved diffusion fra sprækkerne og ind i lermatricen. Afstanden fra kilden til toppen af grundvandet angives af brugeren. Sprækkerne antages at være gennemgående i hele morænelerslaget og skal beskrives ved en sprækkeafstand ($2B$) og en sprækkebredde ($2b$) (se

Figur 4.6B). Der kan alternativt til $2b$ angives en bulk hydraulisk ledningsevne for den opsprækkede moræneler, som bruges til at beregne en sprækkebredde (se Kapitel 7). Som udgangspunkt foreslås der i værktøjet worst case parametre for reduceret moræneler fra Jørgensen et al. (2008), som beskrevet i Kapitel 7.





Figur 4.6 (A) Illustration af parametre vedr. forureningskilden. (B) Illustration af parametre for den vertikale transport (Model 2).

Der kan både i modellens vertikale og horisontale del tages højde for nedbrydning enten som en 1. ordens fjernelse, eller som en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter (se nærmere i Kapitel 6). Såfremt der ikke sker nedbrydning, vil den stationære koncentration ved grundvandsspejlet være lig med koncentrationen i kildeområdet.

Modellen beregner en koncentration ved toppen af grundvandsmagasinet under antagelse af, at koncentrationen er ensartet over fladen med længde (L_x) og bredde (L_y). Der vil i denne model ikke ske en horisontal spredning af forureningen ved den vertikale transport til grundvandet. Der beregnes en forureningsflux til grundvandet ud fra koncentrationen ved toppen af grundvandsspejlet, kildearealet og infiltrationen. Denne forureningsflux repræsenterer inputtet til den horisontale model, som beskrives nærmere i Kapitel 5.

Sprækkemodellen (DTU V1D) er udviklet af *Chambon et al. (2011)*, og er også beskrevet i *Miljøstyrelsen (2015)*. Koblingen mellem den vertikale sprækkemodel og den horisontale grundvandsmodel er yderligere beskrevet i *Miljøstyrelsen (2017)*. Bemærk, at modellen ikke er gyldig for sprækkeafstande mindre end 1,5 m, og det anbefales at anvende Model 1 i stedet (*Miljøstyrelsen, 2017*).

Valget af sprækkeparametre og infiltration påvirker den vertikale hydrauliske gradient i systemet samt vandets flowhastighed gennem sprækken. For at undersøge, om de valgte parametre giver mening, kan det undersøges, om den beregnede værdi for bulk hydraulisk ledningsevne K_b (samlet hydraulisk ledningsevne for sprækker og matrix) ligger inden for de forventede værdier for lavpermeable opsprækkede aflejringer i Danmark. Bulk hydraulisk ledningsevne for moræneler ligger generelt i intervallet $10^{-6} - 10^{-9}$ m/s for de øverste 10 – 15 m af lerlagene (Jørgensen et al. 2008).

De afledte værdier for vertikal hydraulisk gradient samt flowhastighed i sprækken beregnes ikke i værktøjet, mens de relevante ligninger til brug for beregning af disse fremgår af *Miljøstyrelsen (2015)* samt af Ligning 4.1 herunder.

Ved brug af defaultværdierne for sprækkeparametre i modellen, kan infiltrationen være op til ca. 600 mm/år, samtidig med at der fås en realistisk hydraulisk gradient (mindre end 1) (Jørgensen et al., 2008).

Ligning 4.1 Ligninger til beregning af vandets strømningshastighed i sprækken og den vertikale hydrauliske gradient baseret på de valgte sprækkeparametre (Miljøstyrelsen 2015).

$$v_f = \frac{2B \cdot K_b \cdot i}{2b}$$

$$i = \frac{I}{K_b}$$

v_f	Flowhastighed i sprækken (m/s)
K_b	Bulk hydraulisk ledningsevne (m/s)
$2B$	Sprækkeafstand (m)
$2b$	Sprækkebredde (m)
i	Hydraulisk gradient
I	Infiltration (m/s)

4.3.1 Modelparametre til Model 2

Modelparametre for Model 2 ses af oversigten i Tabel 4.2

Parameter	Enhed	Bemærkning
Forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	µg/L	Koncentrationen i kildeområdet
Længde af kilde, L_x	m	Længde af kildeområde i grundvandets strømningsretning

Bredde af kilde, L_y	m	Bredde af kilde på tværs af grundvandets strømningsretning
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	mm/år	Infiltration til grundvandet i kildeområdet
Infiltration over fanen, I_{fane}	mm/år	Infiltration til grundvandet over fanen.
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til top af grundvandsmagasin, Z_v	m	Afstanden fra bunden af kildeområdet og ned til toppen af grundvandsmagasinet
Porøsitet, ϵ	-	Porøsitet af dæklaget
1. ordens nedbrydningsrate, k_v	d ⁻¹	Som udgangspunkt foreslås anaerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018). Der kan for udvalgte stoffer også vælges 1. ordens sekventiel nedbrydning.
Sprækkeafstand, $2B$	m	Den indbyrdes afstand mellem sprækkerne. Worst case værdi for reduceret ler indsat som standardværdi (Jørgensen et al., 2008).
Sprækkebredde, $2b^{1)}$	m	Bredden af sprækken. Worst case værdi for reduceret ler indsat som standardværdi (Jørgensen et al., 2008).
Bulk hydraulisk ledningsevne, $K_b^{1)}$	m/s	Samlet hydraulisk ledningsevne for opsprækket moræneler. Worst case værdi for reduceret ler indsat som standardværdi (Jørgensen et al., 2008).

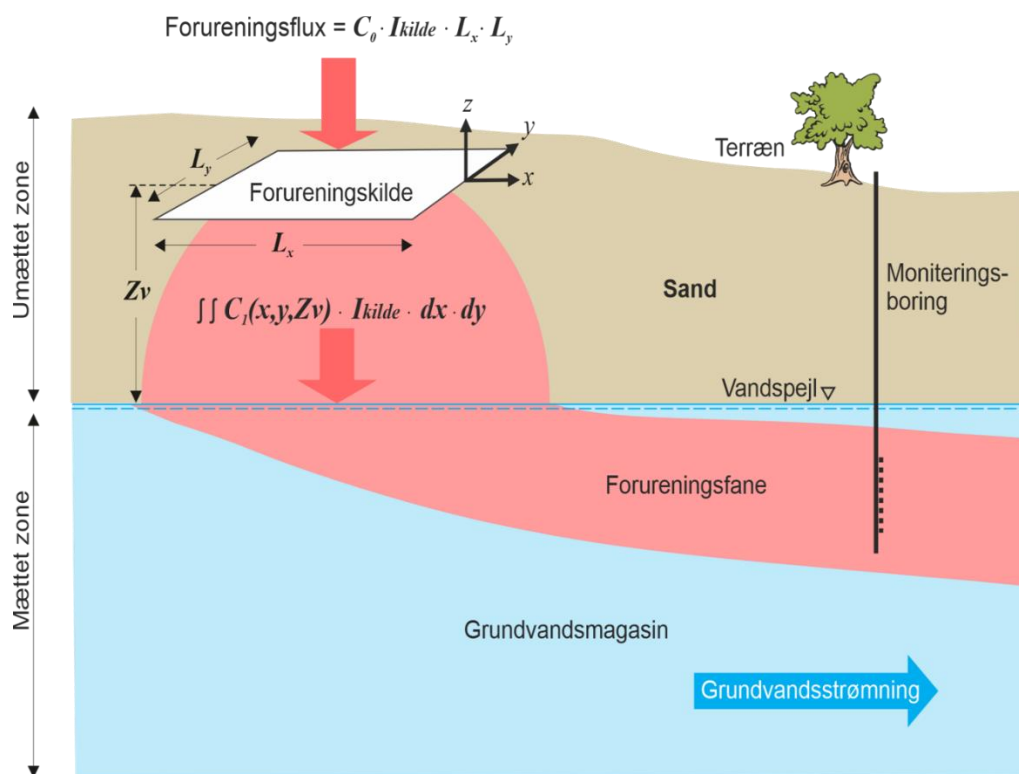
¹⁾ Det er kun nødvendigt at indtaste en af parametrene $2b$ og K_b , idet den værdi, der ikke indtastes, vil blive beregnet ud fra $2B$ og den værdi, der indtastes.

Tabel 4.2 Oversigt over modelparametre til Model 2: Opsprækket vandmættet ler. Modelparametre tilhørende grundvandstransporten (den horisontale model) er ens for alle 5 modeller og ses af Tabel 5.1.

4.4 Model 3: Umættet sand eller ler

Modellen beskriver en forureningskilde beliggende i umættet zone over et frit grundvandsmagasin. Forureningsspredningen sker ved diffusion i gasfasen samt ved advektion og dispersion i vandfasen (3D-løsning). Forureningsarealet ved toppen af magasinet vil dermed være større end ved forureningskilden, og koncentrationerne vil aftage ud mod kanten af det forurenede areal. Modellen er især relevant for flygtige stoffer.

Forureningskilden er i Model 3 beskrevet ved et rektangulært kildeareal med længde (L_x) og bredde (L_y). En konceptuel model for Model 3 er vist i Figur 4.7.



Figur 4.7 Model 3. Vertikal transport fra en forureningskilde beliggende i umættet sand eller ler ned til et underliggende grundvandsmagasin, efterfulgt af horisontal transport i grundvandet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på Miljøstyrelsen, 2017).

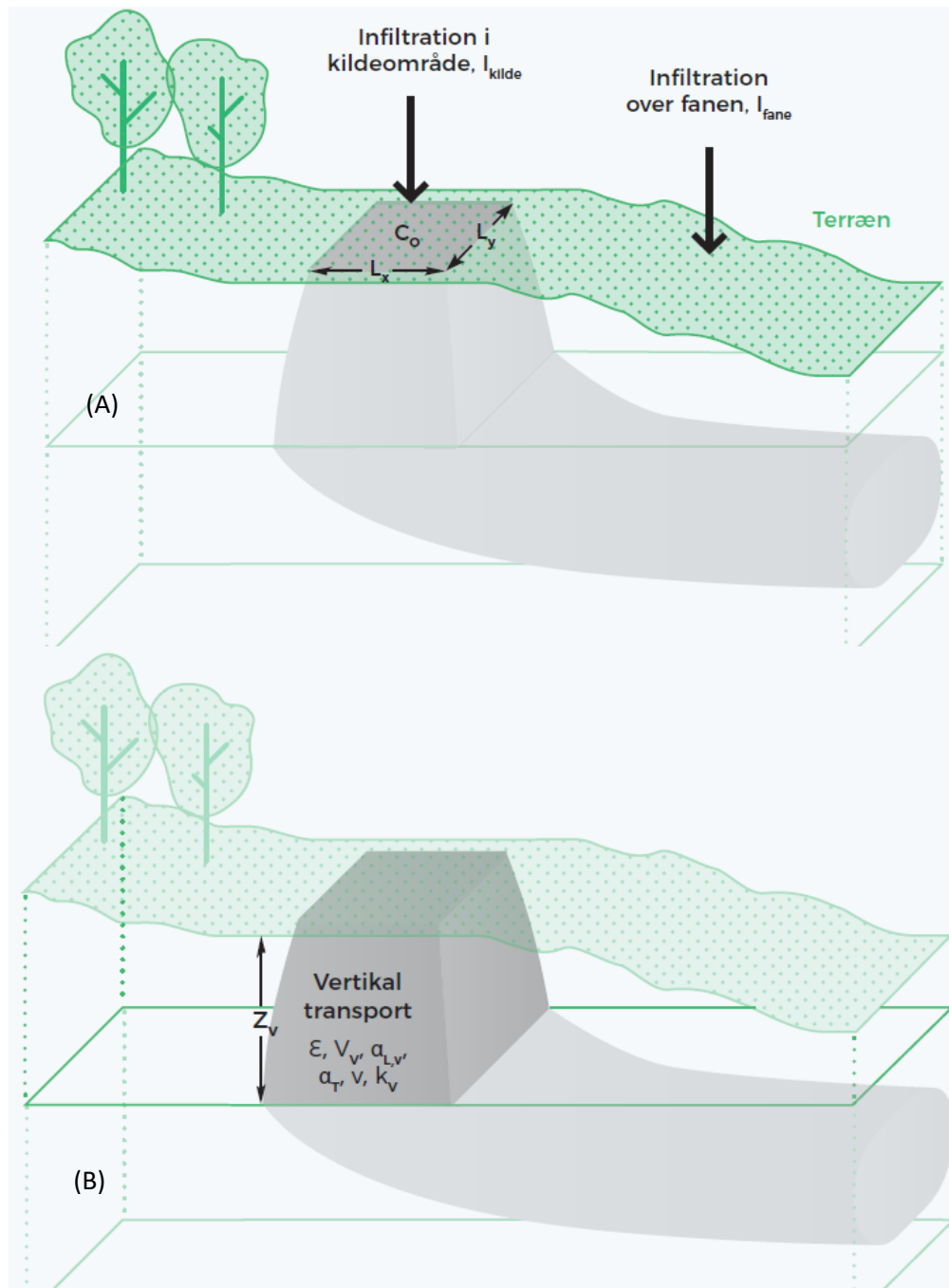
Forureningstransporten fra kilden sker både ved infiltration gennem kildeområdet og ved spredning i gasfasen. Spredningen af forureningen sker dermed både ved en nedadrettet advektiv transport med infiltrerende vand, samt ved diffusiv 2D transport i gasfasen. Forureningen vil derfor sprede sig over et større horisontalt areal end kildearealet. I Model 3 skal de to værdier for infiltration (I_{kilde} og I_{fane}) være ens (se Figur 4.8A), fordi den vertikale model antager, at infiltrationen er ens over hele området, hvor der sker forureningstransport til grundvandet.

Der kan i modellen tages højde for nedbrydning enten som en 1. ordens nedbrydning, eller som en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter (se nærmere i Kapitel 6). Sekventiel nedbrydning kan i Model 3 dog kun inddrages for den horisontale del af transporten.

Idet forureningen i denne model spredes til et større horisontalt areal, vil koncentrationerne ved toppen af grundvandet være lavere end kildekonzentrationerne, også i det tilfælde hvor der ikke medtages nedbrydning. Koncentrationerne over grundvandspejlet integreres over arealet for at beregne forureningsfluxen til grundvandet, som er input til den horisontale model, der beskrives nærmere i Kapitel 5.

Denne model er især rettet mod flygtige forureningsstoffer i umættet zone.

Den anvendte 3D-stationære løsning er udviklet af *Trolborg et al. (2009)* samt beskrevet i *Miljøstyrelsen (2016a)*. Koblingen mellem den vertikale og den horisontale model er yderligere beskrevet i *Miljøstyrelsen (2017)*.



Figur 4.8 (A) Illustration af parametre vedr. forureningskilden. Bemærk: I Model 3 skal infiltrationen over kilden og infiltrationen over fanen have samme værdi. (B) Illustration af parametre for den vertikale transport (Model 3).

4.4.1 Modelparametre til Model 3

Modelparametre for Model 3 ses af oversigten i Tabel 4.3. I Kapitel 7 findes desuden en gennemgang af udvalgte parametre og deres fastsættelse.

Parameter	Enhed	Bemærkning
Forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	$\mu\text{g/L}$	Koncentrationen i kildeområdet
Længde af kilde, L_x	m	Længde af kildeområde i grundvandets strømningsretning
Bredde af kilde, L_y	m	Bredde af kilde på tværs af grundvandets strømningsretning
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	mm/år	Infiltration til grundvandet i kildeområdet
Infiltration over fanen, I_{fane}	mm/år	Infiltration til grundvandet over fanen. I Model 3 skal denne sættes lig med infiltrationen over kilden, I_{kilde}
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til top af grundvandsmagasin, Z_v	m	Afstanden fra bunden af kildeområdet og ned til toppen af grundvandsmagasinet
Porøsitet, ε		Porøsitet af dæklaget
Vandindhold, V_v		Vandfyldt porøsitet. Bemærk V_v er altid mindre end porøsiteten, ε
Longitudinal dispersivitet, $\alpha_{L,v}$	m	En standardværdi på 0,1 m er indsat som defaultværdi
Transversal dispersivitet $\alpha_{T,v}$	m	En standardværdi på 0,01 m er indsat som defaultværdi
1. ordens nedbrydningsrate, k_v	d^{-1}	Som udgangspunkt foreslås anaerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018). Der kan for udvalgte stoffer også vælges 1. ordens sekventiel nedbrydning.

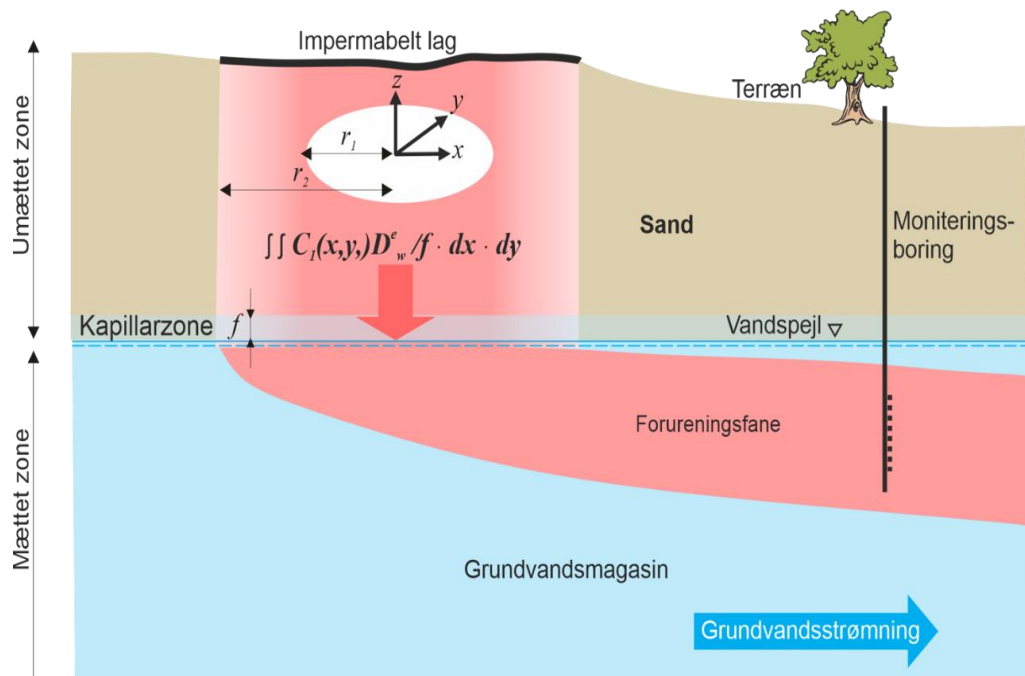
Tabel 4.3 Oversigt over modelparametre til Model 3: Umættet sand og ler. Modelparametre tilhørende grundvandstransporten (den horisontale model) er ens for alle 5 modeller og ses af Tabel 5.1.

4.5 Model 4: Umættet sand og ler med impermeabelt dæklag

Modellen beskriver en situation, hvor forureningskilden er beliggende i den umættede zone over et grundvandsmagasin. Den umættede zone er dækket af et impermeabelt lag (fx en bygning eller tæt befæstning). Der sker derfor ingen infiltration til grundvandet. En konceptuel model for Model 4 er vist i Figur 4.9.

Forureningskilden er i Model 4 beskrevet ved et cylinderformet kildeområde med radius, r , og kildekonzentration, C_0 . Til forskel fra de øvrige modeller antages det at kilden ved start allerede strækker sig ned til grundvandsmagasinet. Såfremt nedbrydning ikke inkluderes i den vertikale model, er det desuden nødvendigt at specificere en grænseradius r_2 , som er afstanden fra centrum af kildeområdet til den grænse, hvor koncentrationen kan antages at være nul (se Figur 4.7 og uddybning i Kapitel 7). Ved udfyldelse af modelparametre er det vigtigt, at værdierne for porøsitet og vandindhold ikke er ens, da det ikke beregningsteknisk er muligt for modellen at regne på, og modellen vil derfor fejle.

Kildekoncentrationen, C_0 , kan beregnes ud fra en poreluftskoncentration ved hjælp af fugacitetsberegneren fra JAGG, [som der linkes til i GrundRisk](#), og som kan tilgås [her](#). Da der i Model 4 ikke sker infiltration til grundvandet, er transporten af forurening udelukkende styret af diffusion i gasfasen samt af diffusion gennem kapillarzonen. Kapillarzonen betegner det område lige over grundvandet, som er vandmættet på grund af kapillærkræfterne, der får vandet til at stige op over grundvandszonen. Den diffusive gastransport beskrives ved en 2D-model, hvor der udelukkende sker horisontal spredning ud fra kildeområdet. Forureningen transporteres til grundvandet via diffusion gennem kapillarzonen. Dybden af kapillarzonen f , indgår som parameter i beregningen (se Figur 4.10).



Figur 4.9 Model 4. Vertikal transport fra en forureningskilde beliggende i en umættet zone dækket af et impermeabelt dæklag. Forureningsspredningen til grundvandet foregår derfor udelukkende ved diffusion i gasfase, samt ved diffusion

gennem den kapillare zone lige over grundvandet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på *Miljøstyrelsen, 2017*).

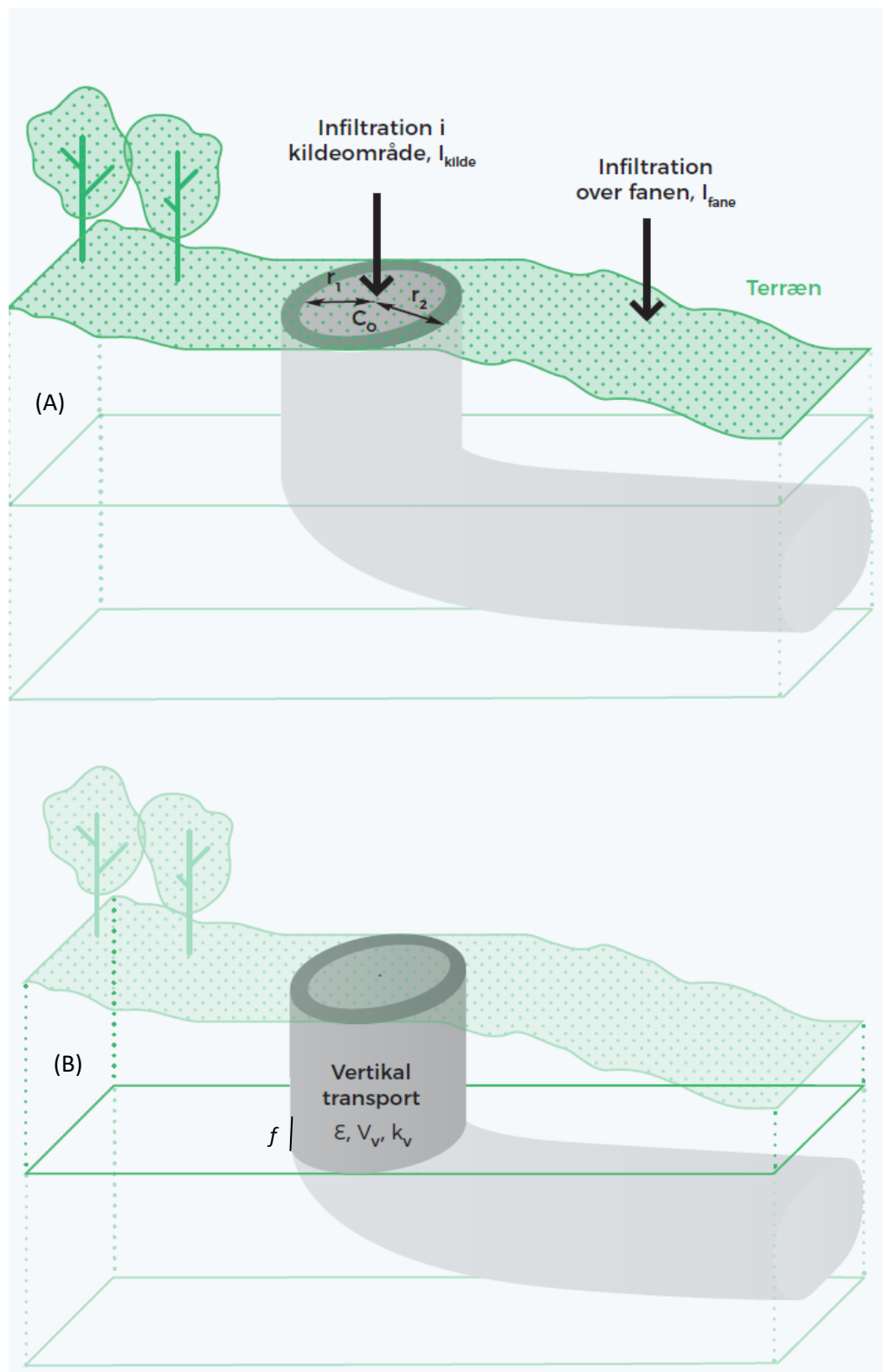
Modellen beregner koncentrationerne for stationær tilstand ved toppen af grundvandsmagasinet. Arealet ved grundvandsspejlet vil, grundet beregningsmetoden, være større end det indtastede kildeareal (i modellen angives både radius r_1 samt r_2 , arealet ved grundvandsspejlet angives ikke men indgår i modellens beregning). Koncentrationerne vil være konstante over dybden af den umættede zone, men vil variere med afstand fra centrum af kildeområdet.

Der kan i modellen tages højde for nedbrydning enten som en 1. ordens nedbrydning, eller som en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter (se nærmere i Kapitel 6). Sekventiel nedbrydning kan i Model 4 dog kun inddrages for den horisontale del af transporten.

Koncentrationerne over grundvandsspejlet integreres over arealet for at beregne forureningsfluxen til grundvandet, som er input til den horisontale model, som beskrives nærmere i Kapitel 5.

Denne model er især rettet mod flygtige forureningsstoffer i umættet zone for lokaliteter, hvor der ikke sker betydelig infiltration i kildeområdet, dvs. infiltrationen har ingen betydning, for spredningen af forureningen.

Model 4 tager udgangspunkt i en stationær løsning baseret på *Spiegel (1968)* og er beskrevet i *Miljøstyrelsen (2016a)*. Modellen er yderligere beskrevet i *Miljøstyrelsen (2017)*, der også beskriver koblingen af den vertikale og den horisontale model.



Figur 4.10 (A) Illustration af parametre vedr. forureningskilden. Bemærk: I Model 4 antages infiltration i kildeområdet at være nul. (B) Illustration af parametre for den vertikale transport (Model 4)

4.5.1 Modelparametre til Model 4

Modelparametre for Model 4 ses af oversigten i Tabel 4.4. I Kapitel 7 findes desuden en gennemgang af udvalgte parametre og deres fastsættelse.

Parameter	Enhed	Bemærkning
Forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	$\mu\text{g/L}$	Koncentrationen i kildeområdet
Radius af kildeområde, r_1	m	Kildeområde antages cirkulært i Model 4
Grænseradius, r_2	m	Afstand fra centrum af kilden, til der hvor koncentrationen antages lig nul.* <i>Bemærk: Ikke nødvendig, hvis nedbrydning inkluderes.</i>
Infiltration over fanen, I_{fanen}	mm/år	Infiltration til grundvandet over fanen. <i>Bemærk: I denne model er der ikke infiltration over kilden pga. impermeabelt dæklag.</i>
Vertikal transport		
Kapillarzonens dybde, f	m	Den kapillære stighøjde over grundvandspejlet*
Porøsitet, ε		Porøsitet af dæklaget
Vandindhold, V_v		Vandfyldt porøsitet. Bemærk V_v er altid mindre end ε
1. ordens nedbrydningsrate, k_v	d^{-1}	Som udgangspunkt foreslås anaerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018). Der kan for udvalgte stoffer også vælges 1. ordens sekventiel nedbrydning.

* Anbefalede værdier fremgår af afsnit 7.6.

Tabel 4.4 Oversigt over modelparametre til Model 4: Umættet zone med impermeabelt dæklag. Modelparametre tilhørende grundvandstransporten (den horisontale model) er ens for alle 5 modeller og ses af Tabel 5.1.

4.6 Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet

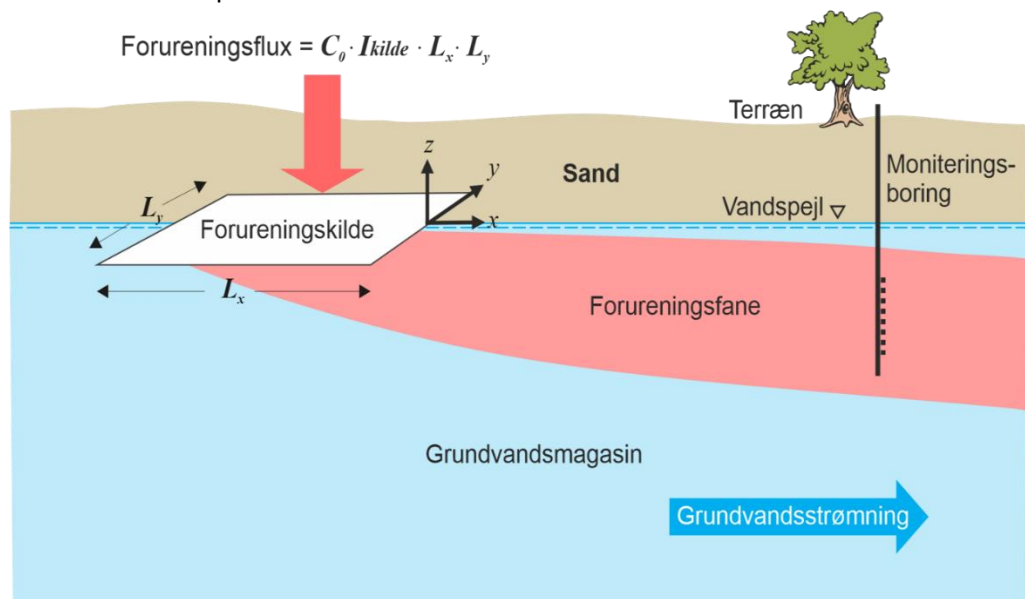
Modellen beskriver en forureningskilde beliggende lige over grundvandet. Det er dermed den simpleste model af de 5 modeller, da der ikke sker nogen vertikal transport ud over den direkte forureningsflux til grundvandsmagasinet (se Figur 4.11)

Konceptuel illustration af model 5. Horisontal forureningstransport fra en kilde beliggende lige over grundvandsmagasinet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på Miljøstyrelsen, 2017).

Kildeområdet er, ligesom i Model 1, 2 og 3, rektangulært med længde L_x og bredde L_y . Infiltration gennem kildeområdet giver anledning til en nedadrettet forureningstransport til grundvandsmagasinet. Størrelsen af forureningsfluxen J (masse/tid) beregnes ud fra infiltrationsraten I_{kilde} , kildearealet ($L_x \cdot L_y$), og kildekonzentrationen C_0 :

$$J = I_{kilde} \cdot L_x \cdot L_y \cdot C_0$$

Denne forureningsflux repræsenterer inputtet til den horisontale model, som beskrives nærmere i Kapitel 5.



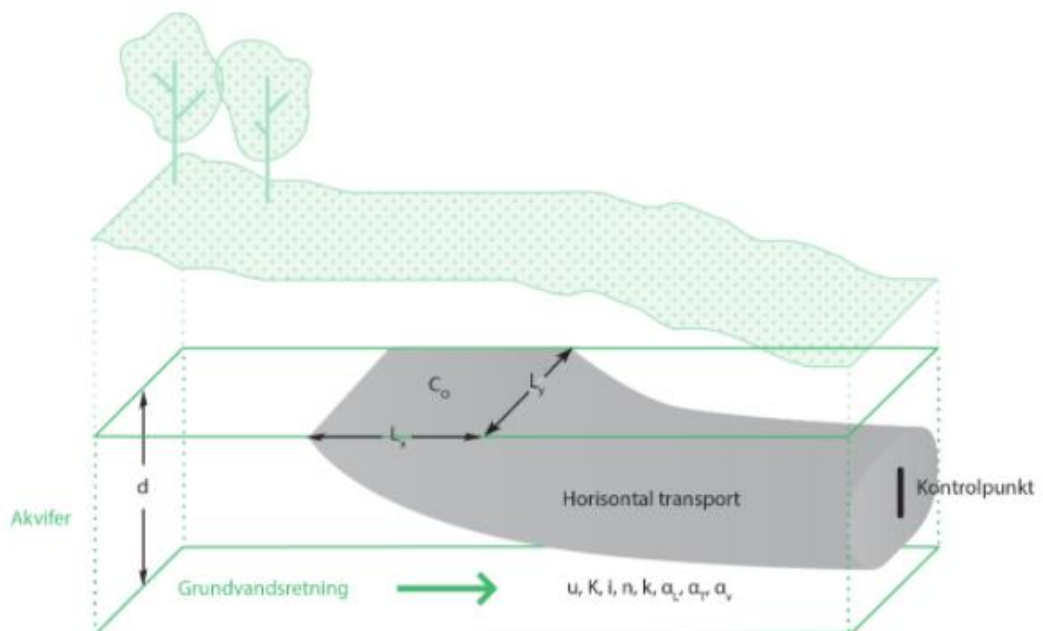
Figur 4.11 Konceptuel illustration af model 5. Horisontal forureningstransport fra en kilde beliggende lige over grundvandsmagasinet (Figur udarbejdet af Rambøll baseret på Miljøstyrelsen, 2017).

4.6.1 Modelparametre til Model 5

Modelparametre for Model 5 ses af oversigten i Tabel 4.5. I Kapitel 7 findes desuden en gennemgang af udvalgte parametre og deres fastsættelse.

Parameter	Enhed	Bemærkning
Forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	$\mu\text{g/L}$	Koncentrationen i kildeområdet
Længde af kilde, L_x	m	Længde af kildeområde i grundvandets strømningsretning
Bredde af kilde, L_y	m	Bredde af kilde på tværs af grundvandets strømningsretning.
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	mm/år	Infiltration til grundvandet i kildeområdet
Infiltration over fanen, I_{fane}	mm/år	Infiltration til grundvandet over fanen

Tabel 4.5 Oversigt over modelparametre til Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet. Modelparametre tilhørende grundvands-transporten (den horisontale model) er ens for alle 5 modeller og ses af Tabel 5.1.

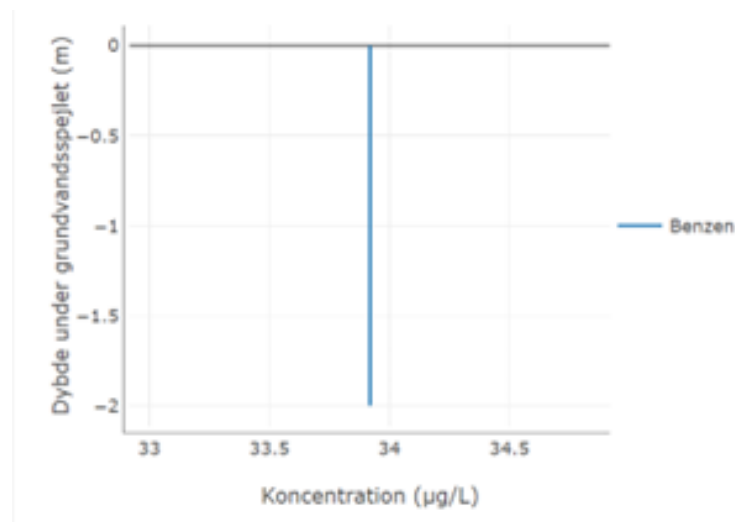


Figur 4.12 Illustration af input.

5. Den horisontale model for transport i grundvand

Den horisontale model bruger den beregnede forureningsflux til grundvandet fra de vertikale modeller til at beregne de nedstrøms koncentrationer i grundvandet. Dette gøres dels ved brug af en 3D model og en 2D model, som beskrevet herunder. Da det i praksis kan være svært at vide, hvornår et magasin er "tyndt" nok til at påvirke fanens udbredelse er det valgt, at modellen altid udfører både en 2D og en 3D beregning, men at det kun er den løsning som giver det højeste (mest konservative) resultat, der vises.

Hvis grafen, der angiver koncentrationen over dybden, viser en konstant koncentration over dybden (se eksempel i Figur 5.1), så er der altså tale om 2D-resultater.



Figur 5.1 Eksempel på 2D-resultat med konstant koncentration over dybden.

5.1 3D model

Modellen er en 3D-model, der antager at magasinet har uendelig udstrækning nedad, og at en forureningsfane dermed kan spredes frit over dybden.

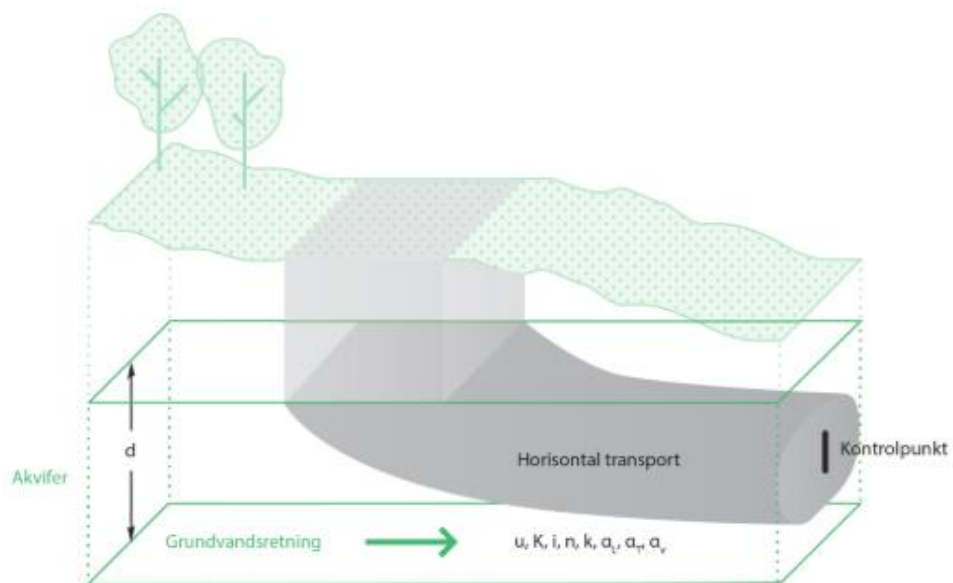
Den horisontale 3D model beregner de stationære forureningskoncentrationer nedstrøms i magasinet og tager højde for advektion, 3D-dispersion og eventuel nedbrydning af forureningen.

Nedbrydning kan beskrives enten som en 1. ordens komplet nedbrydning eller som en 1. ordens sekventiel nedbrydning med dannelse af nedbrydningsprodukter (se desuden Kapitel 6).

Inputtet fra de vertikale modeller er en forureningsflux, der er fordelt over en horisontal flade i toppen af grundvandet. I Model 1, 2, og 5 er forureningsfluxen homogent fordelt over et rektangulært areal med samme størrelse ($L_x \cdot L_y$) som kildearealet. I Model 3 og 4 sker der en horisontal spredning i gasfasen under den vertikale transport, hvilket medfører, at forureningskoncentrationen og dermed fluxen ikke er konstant over den horisontale flade lige over grundvandet. Forureningsfluxen vil dermed variere over fladen, der repræsenterer forureningsinputtet til grundvandet, og fladen vil have et areal, der er større end kildearealet.

Ud over infiltrationen i kildeområdet, I_{kilde} , som i Model 1, 2, 3 og 5 benyttes ved beregningen af forureningsfluxen til magasinet, kan der også indtastes en infiltrationsrate for området nedstrøms forureningskilden. Denne infiltration benævnes i modellen I_{fane} . Der kan indtastes enten de samme eller forskellige værdier for I_{kilde} og I_{fane} . I Model 3 skal de to værdier for infiltration (I_{kilde} og I_{fane}) være ens, fordi den vertikale model antager, at infiltrationen er ens over hele området, hvor der sker forureningstransport til grundvandet.

I den horisontale model tages der højde for, at infiltration til forureningsfanen trykker fanen nedad, når rent vand strømmer til magasinet ovenfra. Det giver desuden anledning til en større spredning af forureningen i den vertikale retning.



Figur 5.2 Illustration af parametre vedr. horisontal transport. Parametrene er defineret i Tabel 5.1.

5.2 2D model

For tynde magasiner (mindre end 2 m, *Miljøstyrelsen (2016b)*) vil fanens udbredelse nedadtil dog være begrænset af det underliggende lavpermeable lag. Her vil en beregning med 3D-modellen resultere i for lave koncentrationer. Derfor er der indbygget en 2D-model i værktøjet, der antager, at der er fuld opblanding i magasinet, således at koncentrationen er konstant over dybden.

5.3 Modelparametre

De modelparametre, der skal indtastes til den horisontale model ses af oversigten i Tabel 5.1, samt illustreret i Figur 5.2. I Kapitel 7 findes desuden en gennemgang af udvalgte parametre og deres fastsættelse.

Parameter	Enhed	Bemærkning
Horisontal transport		
Dybde af grundvandsmagasin, d	m	Mægtigheden af magasinet fra top til bund. Dybden af magasinet er afgørende for om beregningen foretages som 3D eller 2D
Grundvandshastighed, u	m/år	Porevandshastigheden. Denne kan enten indtastes eller beregnes ud fra hydraulisk gradient, hydraulisk ledningsevne og porøsitet
Porøsitet n		Porøsitet for grundvandsmagasinet
Hydraulisk ledningsevne K	m/s	Den hydrauliske ledningsevne i magasinet
Hydraulisk gradient, i		Trykgradienten i grundvandsmagasinet
1. ordens nedbrydningsrate, k	d^{-1}	Der foreslås anbefalede nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018) samt vises et spænd de kan variere over. Der kan for udvalgte stoffer også vælges 1. ordens sekventiel nedbrydning.
Longitudinal dispersivitet, α_L	m	En standardværdi på 1 m er indsat som defaultværdi
Transversal dispersivitet α_T	m	En standardværdi på 0,01 m er indsat som defaultværdi
Vertikal dispersivitet α_V	m	En standardværdi på 0,005 m er indsat som defaultværdi

Tabel 5.1 Oversigt over modelparametre for den horisontale model. Denne anvendes i alle 5 modeller.

6. Nedbrydning i GrundRisk

Nedbrydning kan medtages i GrundRisk både under den vertikale transport og under den horisontale transport.

For at inkludere nedbrydning i beregningerne tilvælges dette øverst på parametersiden under punktet "Nedbrydningsmodel". Der kan vælges mellem 1) ingen nedbrydning; 2) 1. ordens nedbrydning og 3) sekventiel nedbrydning. Model 1 og 2 kan inkludere enten 1. ordens nedbrydning eller sekventiel nedbrydning både under vertikal transport og horisontal transport. Model 3 og 4 kan kun simulere sekventiel nedbrydning for den horisontale model og ikke for de vertikale modeller. Begge modeller kan inkludere 1. ordens nedbrydning både vertikalt og horisontalt (Se Tabel 6.1). Model 5 kan inkludere enten 1. ordens nedbrydning eller sekventiel nedbrydning udelukkende for den horisontale model.

Såfremt det kun ønskes at medtage nedbrydning under enten vertikal eller horisontal transport, sættes den ene nedbrydningsrate til nul. Såfremt der anvendes sekventiel nedbrydning, må der ikke angives en nedbrydningsrate på nul for alle de stoffer der indgår i nedbrydningsrækken. Gøres dette fejler beregningen. Her kan nedbrydningsraterne i stedet sættes til en lille værdi f.eks. $1 \cdot 10^{-6} \text{ d}^{-1}$.

	Nedbrydning i vertikal model		Nedbrydning i horisontal model	
	1. ordens nedbrydning	Sekventiel Nedbrydning	1. ordens nedbrydning	Sekventiel Nedbrydning
Model 1. Homogen vand-mættet ler	x	x	x	x
Model 2. Opsprækket vand-mættet ler	x	x	x	x
Model 3. Umættet sand	x		x	x
Model 4. Umættet zone med impermeable overflade	x		x	x
Model 5. Forureningskilde lige over grundvandet			x	x

Tabel 6.1 Oversigt over hvilke nedbrydningsprocesser (1. ordens nedbrydning eller sekventiel nedbrydning), der kan simuleres med de 5 modeller

6.1 Nedbrydningsrater

Hvis nedbrydning tilvælges i beregningen, vil der blive indsat anbefalede nedbrydningsrater baseret på *Miljøstyrelsen (2018b)*. I dette litteraturstudie er der givet anbefalinger til nedbrydningsrater for en lang række forureningsstoffer. Disse rater er

udvalgt som "realistisk konservative rater", hvilket vil sige, at de er realistiske på den måde, at de er udvalgt, så de bedst muligt repræsenterer forhold i grundvandet. Der-til kommer, at de er konservative, hvilket betyder, at de repræsenterer de lavest fundne værdier, medmindre litteraturstudiet viste, at højere rater er mere typiske for stoffet. For hvert stof er der, hvis der er datagrundlag hertil, anbefalet rater for ae-robe og anaerobe forhold. For hver af disse rater er der desuden angivet et interval (minimums- og maksimumsværdi), som raterne i litteraturen varierer over, samt en middelværdi. For udvalgte stoffer er der endvidere opgivet anbefalede rater for den umættede zone.

6.1.1 Nedbrydningsrater for horisontal transport

For den horisontale model kan der vælges mellem at få indsat anaerobe eller aerobe nedbrydningsrater (se Figur 6.1). Bemærk, at modellen antager, at der er homogene forhold overalt i grundvandsmagasinet. Nedbrydning antages således at ske på hele strækningen til kontrolpunktet.

I eksemplet med benzen i Figur 6.1 er den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate $0,004 \text{ d}^{-1}$. Denne værdi kan overskrives af brugeren. Under indtastningsfeltet ses det interval for nedbrydningsraten, der er fundet i litteraturen (en minimumsværdi på $0,0002 \text{ d}^{-1}$, en maksimumsværdi på $0,038 \text{ d}^{-1}$ og en middelværdi på $0,0094 \text{ d}^{-1}$).

1. ordens nedbrydningsrate, k (d^{-1}):

Aerobe forhold Anaerobe forhold

Benzen:

0,004 (Anbefalet værdi)

Min: 0,0002 - Middel: 0,0094 - Max: 0,038

Figur 6.1 Indtastningsfelt for nedbrydningsrate under horisontal transport.

6.1.2 Nedbrydningsrater for vertikal transport

Når nedbrydning tilvælges, vil der for de vertikale modeller, som udgangspunkt, være indsat anaerobe nedbrydningsrater som anbefalede værdier, da disse typisk er de mest konservative rater. Det er dog altid op til brugeren at vurdere hvilken rate, der skal anvendes for den givne lokalitet. Under horisontal transport kan brugeren se både de anbefalede anaerobe og aerobe rater, samt de fundne intervaller og middelværdier i litteraturen jf. Figur 6.1.

6.1.3 Nedbrydningsrater for umættet zone (især relevant for Model 3 og 4)

Nedbrydningsrater for den umættede zone findes kun i begrænset omfang i litteraturen (*Miljøstyrelsen 2018b*), men for udvalgte stoffer (BTEX'er, naphthalen og kulbrinter) er der i *Miljøstyrelsen (2018b)* angivet rater for den umættede zone. De anbefalede rater, som angivet i Tabel 6.2, herunder, fremgår desuden af GrundRisk. For stoffer, hvor der ikke findes rater for umættet zone, kan de aerobe rater for den mættede zone anvendes som udgangspunkt.

Stof	Nedbrydningsrate (d ⁻¹)			
	Anbefalet værdi	Min.	Middel	Max.
Benzen	2	1,9	2,6	3,8
Toluen	0,03	0,019	0,26	1,2
Ethylbenzen	1	0,96	1,7	2,4
Xylen	0,02	0,024	0,06	0,096
Naphthalen	0,3	0,31	0,33	0,34
C ₆ -C ₁₅ kulbrinter	0,1	0,1	0,6	1

Tabel 6.2 Nedbrydningsrater for umættet zone for BTEX'er, naphthalen og kulbrinter (*Miljøstyrelsen, 2018b*)

6.2 Sekventiel nedbrydning

Sekventiel 1. ordens nedbrydning kan vælges for udvalgte stoffer med kendte nedbrydningsforhold. Der er her især tale om chlorerede stoffer (chlorerede ethener, chlorerede ethaner og chlormethaner), der kan gennemgå anaerob reaktiv dechlorering.

Der er desuden mulighed for at regne med sekventiel nedbrydning for en række forskellige pesticider for at tage højde for dannelse af metabolitter. For nogle af pesticiderne er der flere mulige nedbrydningsprodukter, men der er i den sekventielle nedbrydningskæde udvalgt en metabolit baseret på de dominerende nedbrydningsveje under de givne redoxforhold jf. *Miljøstyrelsen (2018b)*.

Endelig kan nedbrydningen af MTBE (Methyl-tert-butylether) udføres som en sekventiel nedbrydning med TBA (tert-butylalkohol) som metabolit.

I Tabel 6.3 ses en oversigt over de stoffer, der kan regnes sekventielt for. Den sekventielle nedbrydningskæde for stofferne er vist. Bemærk, at hvis nedbrydning inkluderes for de viste stoffer i Tabel 6.3 og de angivne redoxforhold er til stede, er det vigtigt, at der vælges sekventiel nedbrydning, og ikke almindelig 1.ordens nedbrydning, da dette vil give misvisende resultater.

Sekventiel nedbrydning inkluderet i GrundRisk	Kommentar
Chlorede opløsningsmidler	
<i>Chlorede ethener:</i> PCE → TCE → cis-DCE → VC	Kræver anaerobe forhold
<i>Chlorede ethaner:</i> 1,1,1-TCA → 1,1-DCA → CA	Kræver anaerobe forhold
<i>Chlorede metaner:</i> Tetrachlormethan → Trichlormethan → Dichlormethan → Chlormethan	Kræver anaerobe forhold
Pesticider	
Dichlobenil → BAM	
Chloridazon → Desphenyl-chloridazon ¹⁾	
Glyphosat → AMPA	
Dichlorprop → 4-CPP ¹⁾	Kræver anaerobe forhold.
Atrazin → Deethylatrazin ¹⁾	
Øvrige stoffer	
MTBE → TBA ¹⁾	

Der er flere mulige nedbrydningsveje og metabolitter, men disse er vurderet at være de dominerende metabolitter jf. *Miljøstyrelsen (2018b)*.

Tabel 6.3 Oversigt over stoffer, for hvilke, der kan regnes med sekventiel nedbrydning i GrundRisk.

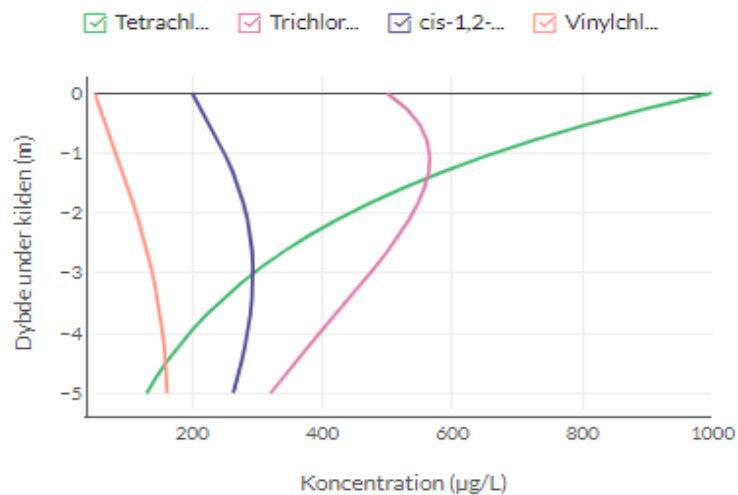
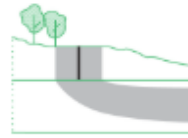
Stofnavne:

PCE: Tetrachlorethylen; TCE: Trichlorethylen; cis-DCE: cis-1,2-Dichlorethylen; VC: Vinylchlorid; 1,1,1-TCA: 1,1,1-Trichlorethan; 1,1-DCA: 1,1-Dichlorethan; CA: Chlorethan; BAM: 2,6-dichlorbenzamid; AMPA: 1-Aminomethylphosphorsyre; 4-CPP: 2-(4-chlorphenoxy)propionsyre; MTBE: Methyl-tert-butylether; TBA: tert-butylalkohol

Figur 6.2 viser et eksempel på en risikovurdering med sekventiel nedbrydning af PCE.

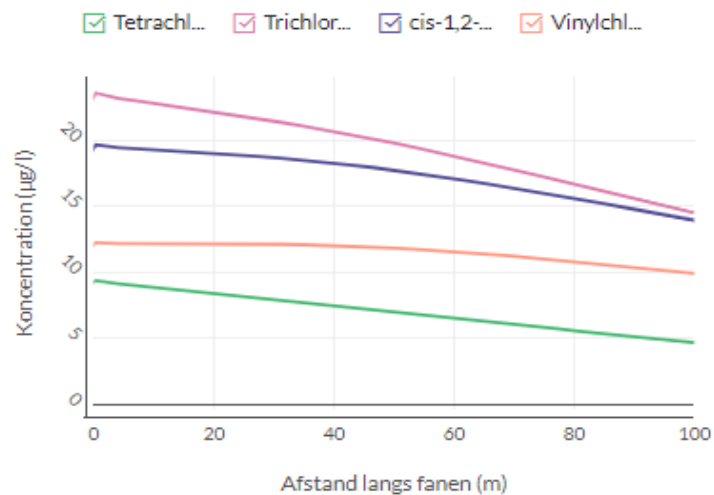
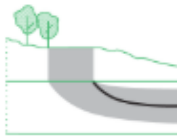
Koncentration over grundvandsspejlet

Figuren viser koncentrationens variation over dybden fra forureningskilden og ned til grundvandsspejlet.



Koncentration langs fanen

Figuren viser koncentrationerne langs fanen (x-aksen). De viste koncentrationer er midlede koncentrationer over den valgte filterlængde, og er beregnet for dybderne med de højeste koncentrationer. Nulpunktet på x-aksen angiver placeringen forureningskildens nedstrøms kant.



Figur 6.2 Eksempel på beregning, der inkluderer sekventiel nedbrydning. Den øverste graf viser koncentrationerne af chlorerede ethener i dæklaget fra kilden og ned til grundvandet og den nederste graf viser koncentrationen i centeret af grundvandsfanen.

7. Parameterfastsættelse

I dette afsnit uddybes hvorledes fastsættelsen af udvalgte modelparametre kan gribes an. Derudover gennemgås baggrunden for fastsættelse af de standardværdier, der indgår i værktøjet.

7.1 Forureningsstof

Det relevante forureningsstof vælges fra rullemenuen. Såfremt det ønskes at simulere spredningen af en tracer kan chlorid vælges som forureningsstof. Ønskes det at simulere et stof, der ikke findes på stofflisten, kan et lignende stof vælges, eller chlorid kan anvendes som modelstof for den fortynding, der sker fra kilden til kontrolpunktet.

For kulbrinter er der mulighed for at regne på de letteste kulbrintefraktioner, som typisk er dem, der udgør den største risiko for grundvandet pga. deres høje mobilitet. Der kan enten vælges mellem fraktionerne C_6-C_{10} og $>C_{10}-C_{15}$ eller en samlet fraktion C_6-C_{15} . Regionerne anbefaler at man som modelstof for fraktionen C_6-C_{10} anvender enten Hexan eller n-oktan mens dodecan kan anvendes som modelstof for fraktionen $>C_{10}-C_{15}$ samt C_6-C_{15} . De fysisk-kemiske parametre, som er baseret på modelstoffet, er Henry's lov konstanter samt diffusionskoefficienter.

Såfremt der er udført en screening for lokaliteten og den resulterer i en risiko, vil forureningsstoffer fra screeningen blive overført til risikovurderingen og koblet til risikovurderingens stoffliste vha. stoffets CAS-nr. I risikovurderingsværktøjet kan man ikke vælge stoffer der ikke har et CAS-nr. I screeningen opereres med en stofgruppe kaldet "Olie- og benzinprodukter" repræsenteret ved "dieselolie" som modelstof. Her kan der ikke ske en kobling vha. CAS-nr. Stoffer inden for denne gruppe vil i risikovurderingen være repræsenteret ved kulbrintefractionen C_6-C_{15} , og brugeren skal selv indtaste f.eks. dodecan.

7.2 Kildekoncentration

Kildekoncentrationen vil typisk være grundvandskoncentrationer målt i et sekundært magasin eller i sandslirer i moræneler. Kildekoncentrationen skal være repræsentativ for det forurenede areal, der anvendes i risikovurderingen.

Kildekoncentrationer kan også estimeres på baggrund af jordkoncentrationer eller poreluftkoncentrationer og omregnes ved hjælp af fugacitetsberegninger i JAGG-værktøjet (*Miljøstyrelsen, 2016d*).

7.3 Infiltration

I GrundRisk Screening er infiltrationen til grundvandet beregnet som DK-modellens infiltration til det førstkomende betydende grundvandsmagasin (Miljøstyrelsen, 2016c), dog med en minimumsværdi på 100 mm/år. Er infiltrationen i DK-modellen således negativ, nul eller mindre end 100 mm/år anvendes minimumsværdien på 100 mm/år ud fra et forsigtighedsprincip (Miljøstyrelsen, 2018a). For lokaliteter, hvor der er udført en screening, vil disse infiltrationsværdier være tilgængelige i GrundRisk Risikovurdering, og der kan tages udgangspunkt heri i risikovurderingen.

Hvis der ikke er udført en screening, kan infiltrationen baseres på en lokal hydrologisk model for området eller på grundvandsdannelsesdata fra [Statens MiljøGis](#). Grundvandsdannelsen er beregnet med hydrologiske grundvandsmodeller og kan i mange tilfælde findes stedspecifikt via ovenstående link. Vær opmærksom på at grundvandsdannelsesdataet senest blev opdateret medio 2015 og ikke længere opdateres (Miljøstyrelsen 2024).

Grundvandsdannelsen fremvises med følgende klik efter at du har zoomet ind på dit område:

1. Klik: *Se grundvandsdannelsen* (bjælken over kortet)
2. Klik: OSD eller IOL
3. Klik: mag1_mm/yr eller mag1_mm/yr... (mængden af grundvand i mm/år til magasin 1-4)
4. Klik: magasiner (venstre liste)

Der kan være lokalitetsspecifikke forhold (bygninger, tæt befæstning og lignende), der kan betyde at infiltrationen reelt er mindre eller fx lokale geologiske forhold og lignende som kan betyde at den reelt er større.

7.4 Hydrauliske ledningsevner, porøsiteter og vandindhold

Der er indbygget standardparametre for hydrauliske ledningsevner, porøsiteter og vandindhold i GrundRisk værktøjet. Standardværdier ses af Tabel 7.1 og Tabel 7.2 og er baseret på et litteraturstudie foretaget af GEUS (Miljøstyrelsen 2016c). Vandindholdet er baseret på værdier i JAGG. Der er dog foretaget en omregning i forhold til porøsiteternes størrelse i GrundRisk, således at den andel af porevolumenet der udgøres af vand, svarer til den i JAGG, selvom porøsiteterne kan afvige fra JAGGs værdier.

Jordtype	Porøsitet, ϵ (interval)	Vandindhold, V_v (interval)
Fed ler	0,40 (0,3-0,6)	0,30 (0,2-0,4)
Møræneler, sandet ler, st. siltet ler, ler (uspecificeret)	0,25 (0,1-0,3)	0,2 (0,125-0,25)

Sand	0,30 (0,25-0,4)	0,1 (0,03-0,23)
Silt (morænesilt)	0,4 (0,35-0,5)	0,3 (0,2-0,4)
Sand og grus (usorteret)	0,25 (0,15-0,35)	0,2 (0,03-0,19)

Tabel 7.1 Standardværdier for porøsiteter og vandindhold i GrundRisk Risikovurdering til anvendelse i de vertikale modeller. Vandindhold anvendes kun i Model 3 og 4. Standardværdier fastsat på baggrund af GEUS (Miljøstyrelsen 2016c).

Magasintype	Porøsitet, n (interval)	Hydraulisk ledningsevne (m/s) (interval)
Kvartært sand	0,30 (0,25-0,4)	$1 \cdot 10^{-4}$ ($1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-3}$)
Prækvartært sand	0,30 (0,25-0,4)	$1 \cdot 10^{-4}$ ($1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-4}$)
Opsprækket kalk	0,05 (0,001-0,15)	$1 \cdot 10^{-4}$ ($1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-3}$)

Tabel 7.2 Standardværdier for porøsiteter og hydrauliske ledningsevner i GrundRisk Risikovurdering til anvendelse i den horisontale model (grundvandstransporten).

Det er i GrundRisk valgt kun at inkludere overordnede hydrauliske ledningsevner for sand og opsprækket kalk (se Tabel 7.2). I JAGG findes der anbefalede hydrauliske ledningsevner for forskellige typer af sand samt silt og grus (se Tabel 7.3).

Generelt udviser hydrauliske ledningsevner stor rumlig variation, så de over korte afstande kan variere flere størrelsesordener. Valget af værdi kan have stor betydning for risikovurderingsresultatet. Der bør derfor være fokus på at bestemme hydrauliske ledningsevner, som afspejler de konkrete forhold på lokaliteten. I GrundRisk repræsenterer den anvendte hydrauliske ledningsevne hele strækningen af grundvandsmagasinet fra lokaliteten og ned til kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Der skal derfor benyttes gennemsnitlige værdier, der kan repræsentere større områder.

Magasintype	Hydraulisk ledningsevne (m/s) (interval)
Silt	$1 \cdot 10^{-5}$ ($1 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-5}$)
Sand, fint	$1 \cdot 10^{-5}$ ($1 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-5}$)
Sand, mellemkornet	$5 \cdot 10^{-5}$ ($5 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-4}$)

Sand, groft	$2 \cdot 10^{-4}$ ($2 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-3}$)
Grus	$1 \cdot 10^{-3}$ ($1 \cdot 10^{-3} - 5 \cdot 10^{-2}$)

Tabel 7.3 Anbefalede hydrauliske ledningsevner fra JAGG for forskellige magasintyper

7.5 Sprækkeparametre (Model 2)

I Model 2, der beskriver vertikal transport, skal der indtastes en sprækkeafstand ($2B$), samt enten en sprækkebredde ($2b$) eller en bulk hydraulisk ledningsevne (K_b) for den opsprækkede moræneler.

Sprækkeafstanden, $2B$, betegner den indbyrdes afstand mellem de vertikale sprækker i moræneleren og sprækkebredden, $2b$, betegner vidden af sprækken (se Figur 18B).

Der er indsat standardværdier i GrundRisk-modellen baseret på worst case parametre for reduceret opsprækket moræneler fra *Jørgensen et al. (2008)*. Disse værdier er worst case parametre for danske forhold baseret på indsamlede data for en række danske morænelerslokaliteter. Der er i *Jørgensen et al. (2008)* også givet et sæt worst case parametre for oxideret moræneler. Begge sæt af worst case parametre ses i Tabel 7.4. Worst case parametrene er baseret på de indsamlede danske sprækkedata, der giver den største forureningstransport til grundvandet.

Parameter	Worst case reduceret ler	Worst case oxideret ler
Sprækkeafstand, $2B$	5 m	1 m
Bulk hydraulisk ledningsevne, K_b $K_b = \frac{1000 \cdot 9,81 \cdot (2b)^3}{12 \cdot 0,0013 \cdot 2B}$	$6,3 \cdot 10^{-8}$ m/s	$2,4 \cdot 10^{-6}$ m/s
Beregnet Sprækkebredde, $2b = \left(\frac{K_b \cdot 12 \cdot 0,0013 \cdot 2B}{1000 \cdot 9,81} \right)^{\frac{1}{3}}$	81 μ m	158 μ m

Tabel 7.4 Worst case sprækkeparametre for danske forhold for henholdsvis reduceret og oxideret ler (Jørgensen et al., 2008).

Der findes yderst sjældent lokalitetsspecifikke sprækkeparametre, der kan anvendes ved risikovurdering. Der må derfor antages at være stor usikkerhed forbundet med disse parametre.

7.6 Radius, grænseradius og kapillarzonens dybde (Model 4)

I Model 4 er kildeområdet defineret ved en radius af det cylinderformede område, der udgør kildeområdet. Såfremt nedbrydning ikke inkluderes i den vertikale model, er det desuden nødvendigt at specificere en grænseradius, som er den afstand fra centrum af kildeområdet, hvor koncentrationen kan antages at være nul. Dette vurderes på baggrund af de udførte grundvandsanalyser i forskellige afstande fra kildeområdet eller erfaringstal. I *Miljøstyrelsen (2016a)* er det vurderet, at en afstand på 100 gange kildens radius i de fleste tilfælde vil være en tilstrækkelig afstand. Bemærk dog at 100 gange kildens radius i langt de fleste tilfælde vil være en unødigt konservativ tilgang. Grænseradius bør således som udgangspunkt basere sig på den tilgængelige viden.

I Model 4 er der ingen infiltration, der transporterer forureningen vertikalt til grundvandet. Transporten sker alene ved diffusiv transport i gasfasen samt gennem kapillarzonen. Kapillarzonen angiver den zone over grundvandsspejlet, som er vandmættet, fordi grundvand trækkes op i jordskelettet ved hjælp af kapillærkræfterne. Kapillarzonen udgør dermed grænsefladen mellem grundvandet og den umættede zone. Jo højere kapillarzonen er, jo lavere vil forureningsfluxen til grundvandet være. Højden af kapillarzonen skal angives som parameter i Model 4. Den kapillære stighøjde vil typisk være større jo mere finkornet materiale, der er tale om. Jo større højde af kapillarzonen, der anvendes i modellen, jo mindre vil forureningsfluxen til grundvandet være.

I Tabel 7.5 ses en oversigt over estimater af kapillarzonens højde for henholdsvis sandt og leret sand fra litteraturen. Værdierne baseret på *US EPA (2004)* er de mest konservative værdier, hvorfor disse foreslås anvendt i risikovurderingen med GrundRisk. De er derfor angivet som anbefalede værdier i GrundRisk.

Geologi	Højde af kapillarzone (m) (Shen et al. 2013)	Højde af kapillarzone (m) (US EPA, 2004)
Sandt	0,32	0,17
Leret sand (loamy sand)	0,47	0,19

Tabel 7.5 Dybde af kapillarzone for sandt og leret sand baseret på Shen et al. (2013) og US EPA (2004).

7.7 Nedbrydningsrater

På baggrund af redoxforhold på lokaliteten samt fund af nedbrydningsprodukter vurderes, om nedbrydning skal inkluderes i risikovurderingen.

Anbefalede nedbrydningsrater i GrundRisk stammer fra *Miljøstyrelsen (2018b)*. Se desuden uddybende afsnit om nedbrydning i Kapitel 6.

7.8 Dispersiviteter

7.8.1 Standarddispersiviteter for horisontal transport

Dispersionen beskrives i den horisontale model ved en 3D model, der medtager dispersion langs med strømningsretningen (longitudinal dispersion) samt på tværs af strømningsretningen (transversal og vertikal dispersion). Der er fastsat standardværdier for de anvendte dispersiviteter i den horisontale model, der som udgangspunkt ikke bør ændres. Disse er:

- Longitudinal dispersivitet (α_l): 1 m
- Transversal dispersivitet (α_T): 0,01 m
- Vertikal dispersivitet (α_v): 0,005 m

Værdierne er baseret på et litteraturstudie rapporteret i *Miljøstyrelsen (2016b)*. På baggrund heraf blev det konkluderet, at der kun findes et meget begrænset antal studier, som har publiceret dispersiviteter for spredning på tværs af strømningsretningen (vertikal og transversal dispersivitet). Resultaterne er meget følsomme over for disse dispersiviteter, så der er valgt konservative størrelser, som giver en begrænset spredning af forureningsfanen på tværs af strømningsretningen.

7.8.2 Standarddispersiviteter for vertikal transport

Model 1, 2 og 3 anvender longitudinale dispersiviteter og Model 3 anvender endvidere transversale dispersivitet relateret til spredningen under den vertikale transport. Bemærk at den longitudinale dispersivitet kun har betydning hvis der regnes med nedbrydning. Dette skyldes at der er tale om stationære modeller.

Følgende standardværdier for dispersiviteter i de vertikale modeller er anvendt i GrundRisk, og bør som udgangspunkt ikke ændres:

- Longitudinal dispersivitet ($\alpha_{L,v}$): 0,1 m
- Transversal dispersivitet ($\alpha_{T,v}$): 0,01 m

Disse dispersiviteter er baseret på værdier fra *Vanderborght og Vereecken (2007)* samt *Troldborg et al. (2009)*.

7.9 Magasindybde

Modelparameteren "Magasindybde", anvendes for den horisontale transport. Parameteren angiver grundvandsmagasinets mægtighed, således at der er en nedre grænse for forureningsfanens udbredelse.

For kalkmagasiner og lignende magasiner, hvor strømmingen hovedsageligt er knyttet til transport i den øvre opsprækkede del af den samlede dybde (den hydraulisk aktive del), er det den hydraulisk aktive dybde af magasinet, der skal anvendes.

7.10 Stofspecifikke parametre, der ikke kan ændres af brugeren

Risikovurderingen anvender en række stofspecifikke parametre, herunder Henry's konstant og diffusionskoefficienter i luft og vand. Disse parametre kan ikke ændres af brugeren. De stofspecifikke parametre fremgår af den bagvedliggende stofliste.

8. Risikovurderingsresultater

I dette kapitel beskrives de resultater, der beregnes i GrundRisk Risikovurdering, herunder gennemgås også de forskellige resultatgrafer, der vises sammen med beregningsresultaterne.

8.1 Resultater for kontrolpunkt

Som udgangspunkt vil der altid blive beregnet en koncentration i det administrative kontrolpunkt placeret 100 m nedstrøms forureningen. De 100 m udmåles fra forureningskildens (kildeområdets) nedstrøms kant, som vist i Figur 2.1.

Hvis der er indtastet et ekstra kontrolpunkt, vil den beregnede koncentration i dette punkt fremgå af resultatsiden. Men det vil fortsat være den beregnede koncentration i det administrative kontrolpunkt der fremgår af oversigten på lokalitetssiden.

Figur 8.1 viser outputtet for det administrative kontrolpunkt. Ud over koncentrationen i punktet gives en overskridelsesfaktor i forhold til grundvandskvalitetskriteriet, som også fremgår af listen. Herudover fremgår den beregnede forureningsflux i kg/år samt en opblandet koncentration i en indvindingsboring. Punktet "risikovurdering" viser, om der ud fra den beregnede koncentration i kontrolpunktet er en risiko for grundvandet. En farvemarkering giver en hurtig risikoindikator. Grøn: Ingen risiko; Rød: Risiko.

Koncentrationen i kontrolpunktet er en midlet koncentration over en standard filterlængde på 2 m. Filteret placeres altid, sådan at den højeste koncentration opnås. Dvs. det placeres med centrum i den dybde, hvor den maksimale koncentration

findes. Der beregnes derefter en midlet koncentration baseret på minimum 5 punkter langs filteret.

Resultat for kontrolpunkt (100 m nedstrøms, 2 m filter)	
Koncentration:	396,1 µg/L
Overskridelsesfaktor:	396,1
Flux:	35,1 kg/år
Opblandet koncentration i indvinding/fiktiv indvinding:	2,00 µg/L
Kvalitetskriterie:	1µg/L
Risikovurdering:	○ Risiko
(*) fiktiv værdi er anvendt.	

Figur 8.1 Eksempel på GrundRisk resultat for kontrolpunkt.

8.1.1 Koncentration i en fiktiv indvindingsboring

Koncentrationen i en fiktiv indvindingsboring, C_{indv} , afhænger af den beregnede forureningsflux, J , samt den brugerspecificerede indvindingsrate, Q , for indvindingsboringen og beregnes af følgende formel:

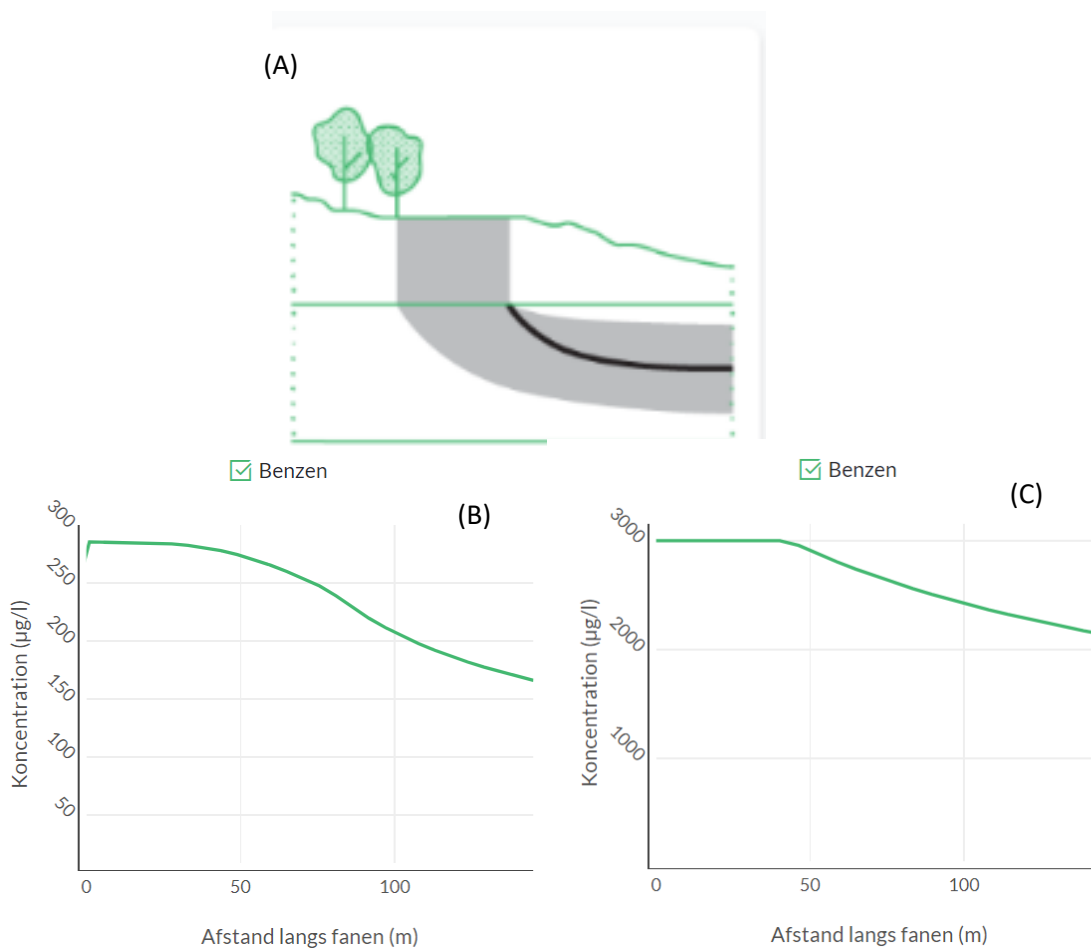
$$C_{indv}(\mu g/L) = \frac{J \left(\frac{kg}{\text{år}} \right)}{Q \left(\frac{m^3}{\text{år}} \right)} \cdot \left(\frac{10^9 \mu g/kg}{1000 \frac{L}{m^3}} \right)$$

Hvis der inkluderes nedbrydning af forureningen i risikovurderingen, vil den beregnede forureningsflux reduceres fra kilden til kontrolpunktet. Det antages konservativt, at nedbrydning i grundvandet kun sker over strækningen fra kilden til kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Dette betyder, at fluxen antages konstant for strækningen fra kontrolpunktet og ud til en fiktiv indvindingsboring. Det antages endvidere, at forureningskilden ligger inden for indvindingsoplandet til indvindingsboringen, således at hele forureningsfluxen ender i indvindingsboringen.

8.2 Præsentation af resultater

8.2.1 Koncentration langs fanen (alle modeller)

I Figur 8.2 vises et eksempel på en graf, der viser de beregnede grundvandskoncentrationer som funktion af afstanden fra forureningskilden. Beregningen foretages for centerlinjen af forureningsfanen. Afstanden udmåles fra kildearealets nedstrøms kant. De beregnede koncentrationer langs grundvandsfanen er midlede koncentrationer over den valgte filterlængde. Filteret placeres i den dybde, der har de højeste forureningskoncentrationer.



Figur 8.2 Eksempler på grafer, der viser (A) koncentrationen som funktion af afstanden fra kildeområdet. (B): Normalt kurveforløb; (C): Specialtilfælde (se afsnit 8.2.2), hvor de beregnede koncentrationer i grundvandet tæt på kilden er større end kildekonzentrationen. Her er koncentrationerne reduceret til at være lig med kildekonzentrationen. Bemærk at $x = 0$ svarer til den nedstrøms kant af kildeområdet.

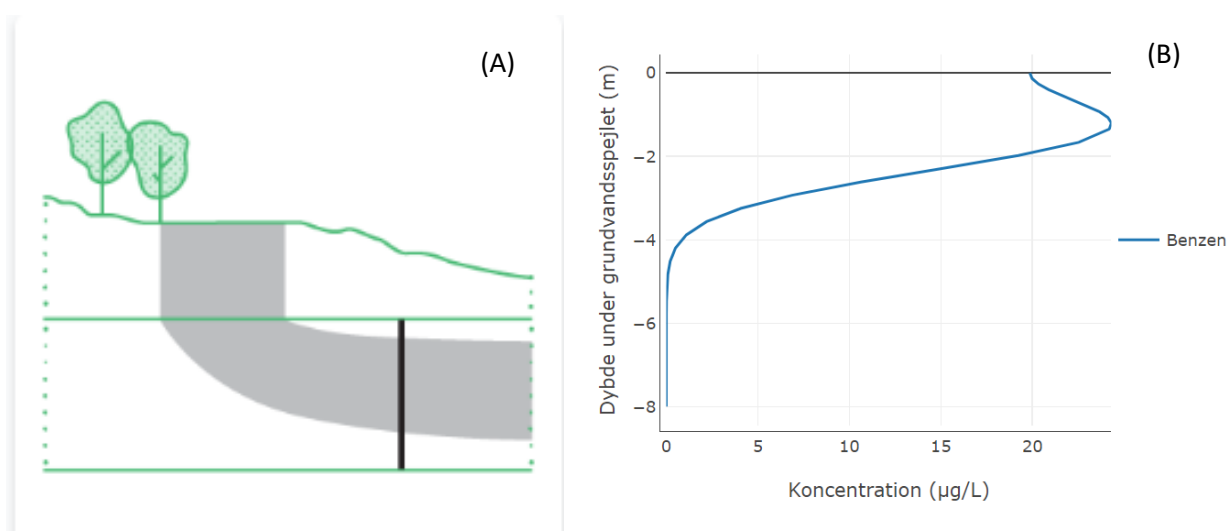
8.2.2 Opmærksomhedspunkt vedrørende vandbalancen

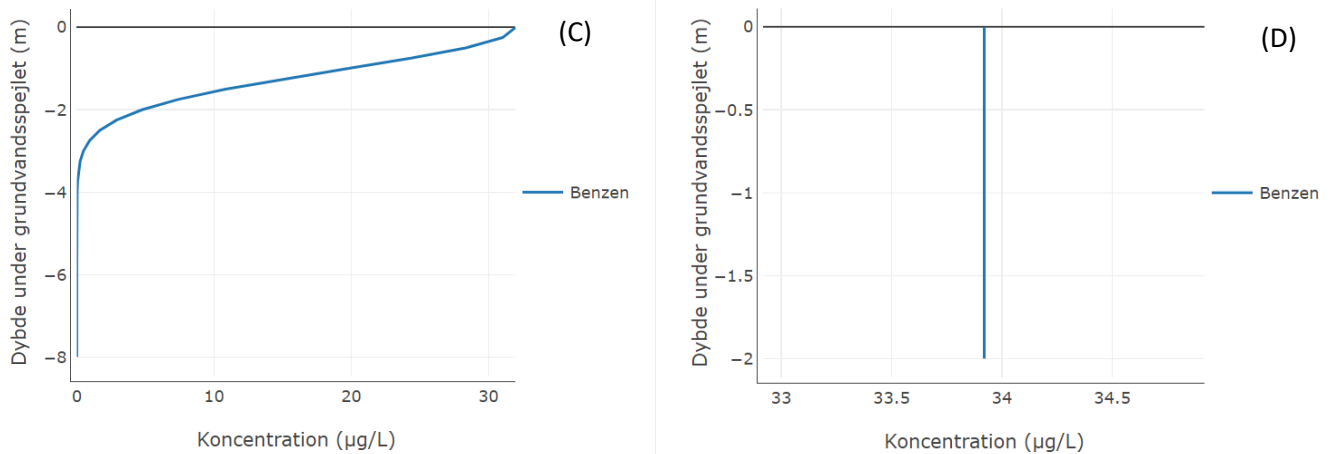
Modellerne antager, at hastigheden i grundvandsmagasinet er konstant, og at vandbalancen ikke påvirkes af det vand, der infiltrerer gennem kildeområdet. Der kan derfor opstå en situation, hvor den beregnede koncentration i grundvandsmagasinet er højere end koncentrationen i kildeområdet, fordi der ikke tages højde for det vand, der infiltrerer gennem kildeområdet. Dette kan fx opstå ved meget lave grundvandshastigheder, for særligt store forureningsarealer eller meget høje infiltrationsrater.

I disse tilfælde vil GrundRisk reducere koncentrationen til den koncentration, der er i kildeområdet. Der kan derfor opstå kurveforløb som vist i Figur 8.2C, hvor koncentrationen er konstant tættest ved forureningskilden. Den beregnede forureningsflux vil ikke påvirkes af vandbalancen.

8.2.3 Koncentrationen over dybden i kontrolpunktet (alle modeller)

Resultatet fra risikovurderingen inkluderer desuden en figur, der viser hvorledes grundvandsforureningskoncentrationen varierer over dybden i en nedstrøms afstand svarende til det valgte kontrolpunkt i grundvandet (se eksempler i Figur 8.3). Koncentrationerne her er således de dybdespecifikke koncentrationer og ikke gennemsnitskoncentrationer over filterdybden, som i Figur 8.2. I Figur 8.3 vises dels et eksempel, der inkluderer infiltration til fanen og dels et eksempel der ikke gør. Når infiltration til fanen inkluderes, trykkes forureningsfanen nedad i magasinet, og der er en større vertikal udspredding af forureningen. Endvidere ses et eksempel, hvor mægtigheden af magasinet kun er 2 m. I dette tilfælde vil forureningsfanen ikke kunne spredes frit over dybden, og der anvendes i stedet en 2D model, der antager at der er fuld opblanding i magasinet, og dermed en konstant koncentration over dybden.



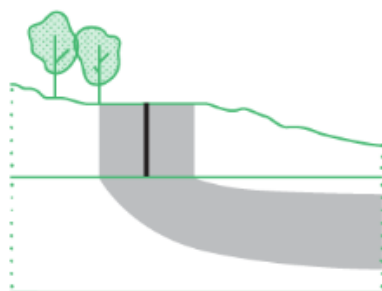


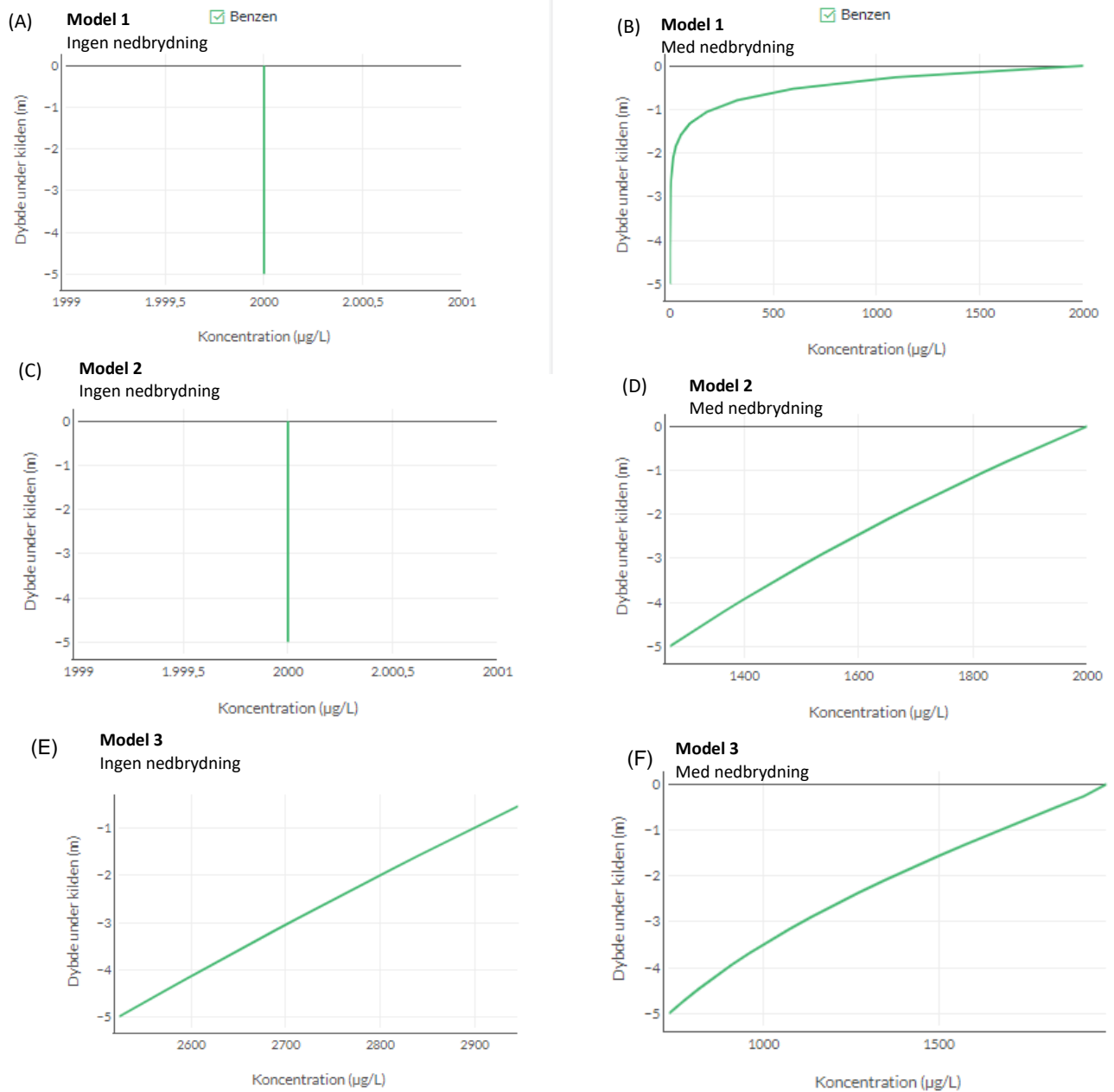
Figur 8.3 (A) Koncentration i kontrolpunktet som funktion af dybden under grundvandsspejlet. B) Eksempel med infiltration over fanen. C) Eksempel uden infiltration over fanen. D) Eksempel for et grundvandsmagasin med mægtighed på 2 m. Her antager modellen, at der er fuld opblanding over dybden og dermed konstant koncentration over dybden.

8.2.4 Koncentration over dybden under den vertikale transport (Model 1, 2 og 3)

For model 1, 2 og 3 vil der desuden blive vist en figur, der illustrerer hvorledes forureningskoncentrationen varierer under den vertikale transport fra bunden af kildeområdet og ned til toppen af grundvandsmagasinet.

Figur 8.4 viser eksempler på, hvorledes denne graf kan se ud ved anvendelse af henholdsvis Model 1, 2 og 3 med og uden nedbrydning. For Model 1 og 2 vil koncentrationerne være konstante, såfremt nedbrydning ikke inkluderes. For Model 3 vil koncentrationerne aftage med dybden, som følge af horisontal spredning af forureningen. I Model 4 vil koncentrationen være konstant over dybden, men aftage i takt med den horisontale afstand fra kildens centrum. Der er ikke vist grafer for model 4 i Figur 8.4 da disse grafer ikke vises i GrundRisk.

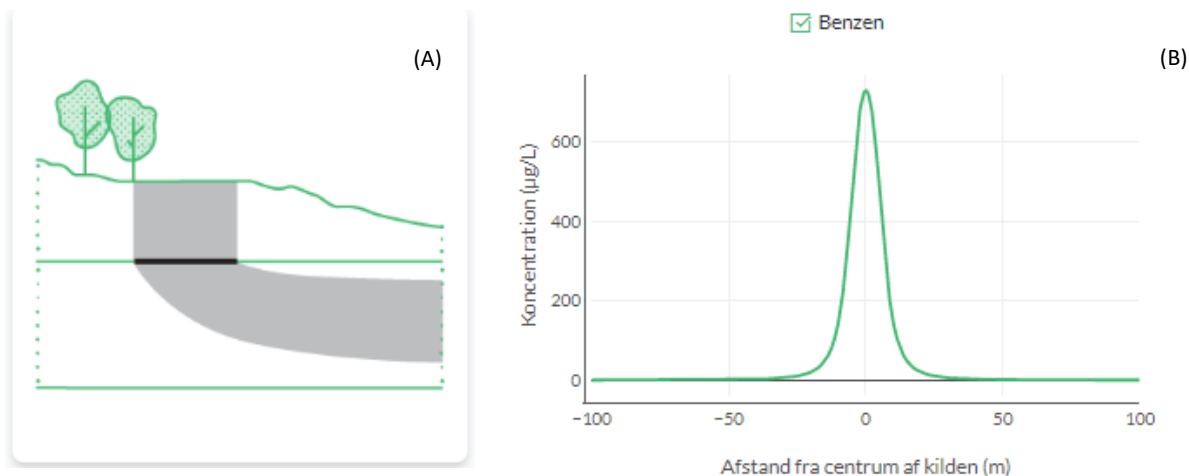




Figur 8.4 Beregningseksempel for benzen, der viser koncentration som funktion af dybden fra bunden af kildeområdet og ned til toppen af grundvandsmagasinet. $Y=0$ svarer til bunden af kildeområdet for Model 1, 2 og 3: A) Beregningseksempel med Model 1 uden nedbrydning; B) Beregningseksempel med Model 1 med nedbrydning; C) Beregningseksempel med Model 2 uden nedbrydning; D) Beregningseksempel med Model 2 med nedbrydning. E) Beregningseksempel med Model 3 uden nedbrydning; F) Beregningseksempel med Model 3 med nedbrydning.

8.2.5 Forureningskoncentrationer i fladen over grundvandsspejlet (Model 3 og 4)

I Model 3 og 4 sker der en horisontal spredning af forureningen i den umættede zone. Derfor vil der ikke være en ensartet koncentration over den flade, som forureningsfluxen til grundvandet beregnes for jf. Kapitel 4. På Figur 8.5 ses et eksempel på koncentrationens variation i fladen over grundvandsspejlet beregnet med Model 3.



Figur 8.5 (A) Eksempel på figur, der illustrerer forureningskoncentrationerne lige over grundvandsspejlet (Model 3). (B) Den højeste koncentration findes under centrum af kildeområdet, og koncentrationen aftager i takt med afstanden fra centrum.

9. Når beregningen er udført

Når du har trykket "start" på din beregning, kan der godt gå lidt tid før beregningen er udført. Beregningstiden er afhængig af hvor kompleks beregningen er. Man har mulighed for at vælge at få tilsendt en mail som giver besked når beregningen er færdigt. Dette gøres ved at sætte hak som vist i Figur 9.1.

Start ny beregning?

Vær opmærksom på, at denne beregning kan tage lang tid at færdiggøre.

Underret mig på mail når beregningen er færdig.

En mail vil blive sendt til:

xxx@xxx.com

Fortryd Start

Figur 9.1 Mulighed for underretning om beregning pr. mail.

Når beregningen er udført, har du mulighed for at få eksporteret resultatet enten som PDF eller CSV-fil ved at vælge til højre i skærbilledet under "Valgmuligheder", som vist i

Figur 9.2.

Valgmuligheder

Eksporter:

Vælg format

PDF

CSV

Se parameterliste

Godkend beregning

Figur 9.2 Mulighed for valg af eksport af resultater fra beregning som enten PDF eller CSV.

Under valgmuligheder har man desuden mulighed for at se beregning, parameterliste, eller godkende sin beregning, se **Figur 9.3.**

Valgmuligheder

Eksporter:

Vælg format

Ny beregning 1

Se parameterliste 2

Godkend beregning 3

Noter

Ingen noter tilføjet

Tilføj ny note: 4

Skriv note...

Tilføj >

Figur 9.3 Valgmuligheder på resultatside for beregning. 1) Ny beregning, 2) Se parameterliste. 3) Godkend beregning. 4) Notefelt

Ved valg af "ny beregning" genbruges input fra den beregning man er på resultatsiden for som udgangspunkt. Man kan også se de indtastede værdier på parameterlisten, som vist i Figur 9.4. Der er således flere muligheder for at genskabe en beregning, fx med og uden nedbrydning. Det kan være en god idé at anvende notefeltet (se

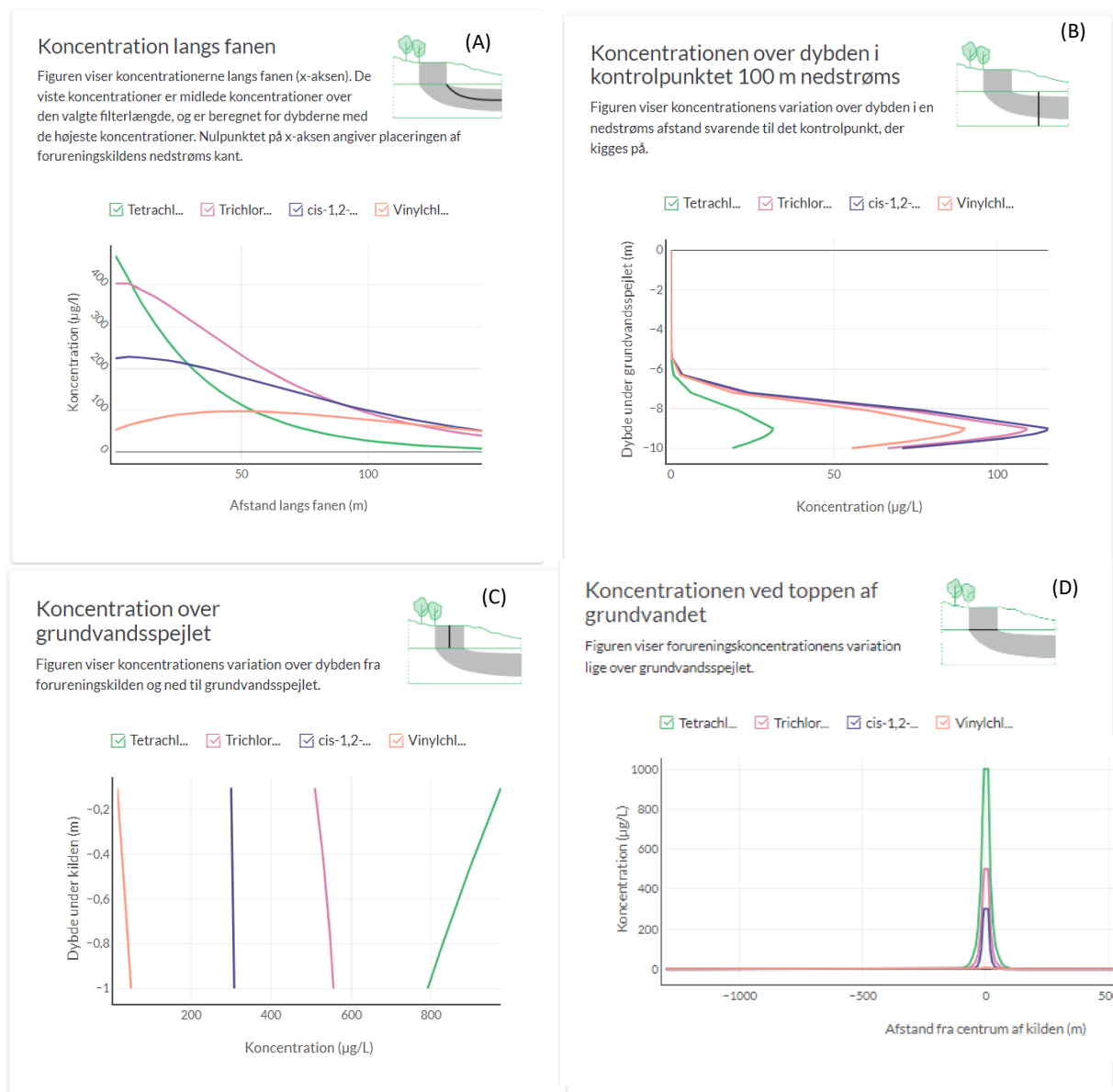
Figur 9.3) til at angive baggrunden for den enkelte beregning. Noter fremgår af oversigtssiden for lokaliteten.

Når man er færdig med at risikovurdere lokaliteten, bør den beregning der har været med til at danne grundlag for den samlede risikovurdering af lokaliteten godkendes.

Parameterliste		×
Forureningskilde		
Kildekoncentration:		
Vinylchlorid:		200 µg/L
Længde af kilde:		10 m
Bredde af kilde:		10 m
Infiltration i kildeområde:		100 mm/år
Infiltration over fanen:		100 mm/år
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til top af grundvandsmagasinet:		1 m
Porøsitet:		0,4
Vandindhold:		0,3
Longitudinal dispersivitet (z-retning):		0,1 m
Transversal dispersivitet (y-retning):		0,01 m
1. ordens nedbrydningsrate, Vinylchlorid:		0 d ⁻¹
Horisontal transport		
Mægtighed af grundvandsmagasinet (fra top til bund):		10 m
Grundvandshastighed:		10 m/år
Porøsitet:		0,3
1. ordens nedbrydningsrate:		
Vinylchlorid:		0 d ⁻¹
Longitudinal dispersivitet (x-retning):		1 m
Transversal dispersivitet (y-retning):		0,01 m
Vertikal dispersivitet (z-retning):		0,005 m
Kontrolpunkter		
Der regnes altid i et administrativt punkt i afstand 100 m målt fra forureningskildens nedstrøms kant og med en filterlængde på 2m.		
Indvindingsrate ved nærmeste indvinding:		10.000 m ³ /år

Figur 9.4 Parameterlisten viser de indtastede værdier og valg for den enkelte beregning.

Af resultatsiden fremgår desuden grafer for den udførte beregning. Som udgangspunkt viser graferne koncentrationsudviklingen for det beregnede stof langs fanen, over dybden i kontrolpunkt 100 m nedstrøms kilden, samt over grundvandsspejlet. For model 4 er det koncentrationen ved toppen af fanen, altså umiddelbart over grundvandsspejlet der angives. Hvis der er regnet med sekventiel nedbrydning, viser graferne også udviklingen for nedbrydningsprodukterne som vist i Figur 9.5.

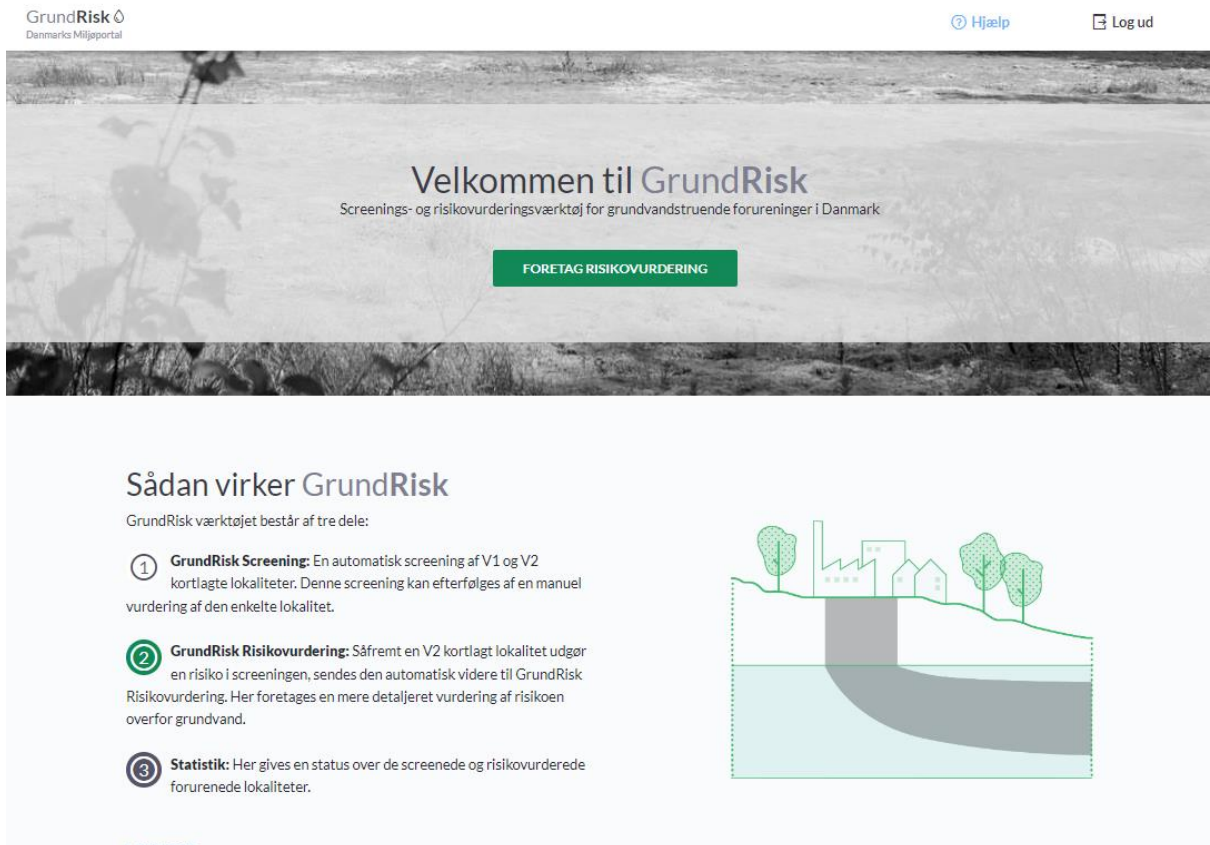


Figur 9.5 Grafer der viser koncentrationsudviklingen hhv. A) Langs fanen. B) I kontrolpunkt 100 m nedstrøms. C) Over grundvandsspejlet. D) Ved toppen af fanen (model 4). I dette eksempel er beregning udført med sekventiel nedbrydning og derfor vises koncentrationsudvikling for nedbrydningsprodukter også.

10. Kort intro til den tomme skal

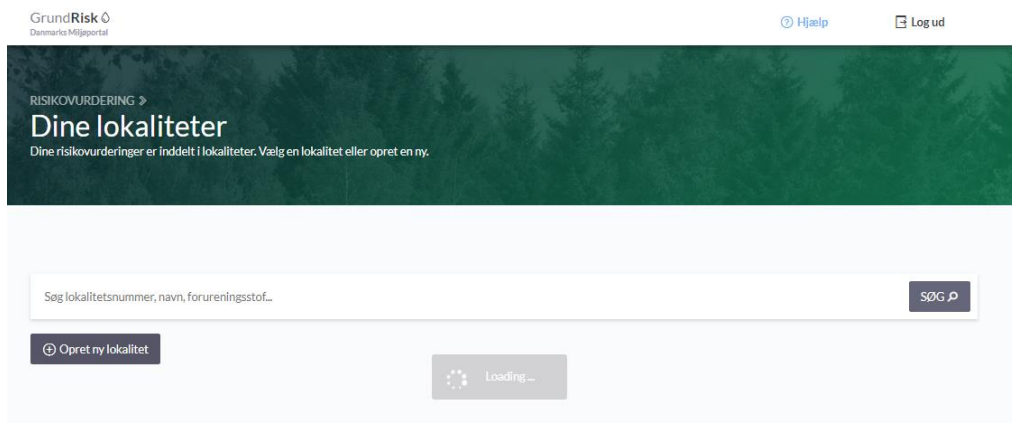
For brugere der ikke har adgang til regionernes data, vil man blive mødt af en "tom skal" når man logger ind i GrundRisk. For at få adgang til den "tomme skal" skal man oprettes som bruger hos den region hvor man befinder sig, og med rollen "mil-joe_grundrisk_skriv".

For brugere som er logget ind i den "tomme skal" ser startskærmen lidt anderledes ud, som vist i Figur 10.1, idet man udelukkende har adgang til at foretage risikovurderinger i GrundRisk.



Figur 10.1 Startskærmen i den "tomme skal".

Ved at klikke på foretag risikovurdering bliver man bragt til oversigten "Dine lokaliteter". Første gang man logger ind er listen tom (se Figur 10.2). Man opretter en ny lokalitet ved at klikke på "Opret ny lokalitet".



Figur 10.2 Oversigt over lokaliteter i den "tomme skal". Nye lokaliteter oprettes ved klik på "opret ny lokalitet".

Efter oprettelse af en ny lokalitet er det muligt at foretage en foreløbig beregning ved at klikke på ”ny beregning” på lokalitetssiden (se Figur 10.3).

RISIKOVURDERING »
123-78906 - Testlokalitet
Sagsbehandler: -
Status: Lokaliteten har i screeningen offentlig indsats udført og blev derfor ikke screenet

Endelige risikovurderinger

Alle beregninger på denne lokalitet kan blive slettet hvis de er mere end 90 dage gamle.

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
------	-----------------	-----------------	----------------------	---------------	-------------------	-----------------	---------------	------------

Foreløbige beregninger

[NY BEREGNING](#)

Dato	Forureningsstof	Risikovurdering	Overskridelsesfaktor	Koncentration	Kvalitetskriterie	Beregningsmodel	Sagsbehandler	Bemærkning
16/1/2023 10:59	Benzen	○ Risiko	31.1	31.1 µg/L	1 µg/L	(nedbrydning: nej)	-	TILFØJ BEMÆRKNING ✓ GODKEND

Figur 10.3 Lokalitetssiden i den ”tomme skal”. Nye beregninger oprettes ved klik på ”ny beregning”.

Nye beregninger foretages som beskrevet i den øvrige del af denne vejledning. Man skal dog være opmærksom på at, da lokaliteten ikke er screenet, er der ikke overført parametre fra screeningsværktøjet. Bemærk desuden at beregninger ældre end 90 dage kan blive slettet af systemet.

11. Referencer

- Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R., Bjerg, P.L., 2011. A risk assessment tool for contaminated sites in low - permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*. 124 (1-4), 82-98.
- Jørgensen, P.R., Klint, K.E. Mølgaard, M.R. (2008). SprækkeJAGG. Regneark til risikovurdering af sprækker i moræner. *Teknik og Administration*, Nr. 2 2008. Videnscenter for Jordforurening.
- Lu C., Bjerg, P.L. Zhang, F., Broholm, P.L. (2011). Sorption of chlorinated solvents and degradation products on natural clayey tills. *Chemosphere* 83, 1467-1474.
- Miljøstyrelsen (2024). Statslig grundvandskortlægning. Besøgt d. 14.11.2024. Tilgængelig på <https://miljoegis.mim.dk/cbkort?&profile=grundvand>
- Miljøstyrelsen (2018a). GrundRisk. Screeningsværktøj til identifikation af grundvands-truende forureninger. Miljøprojekt 1984, Februar 2018. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Miljøstyrelsen (2018b). Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk-modellen. Litteraturstudie. Miljøprojekt n2. 2013. Maj 2018. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Miljøstyrelsen (2017). Coupling of vertical and horizontal transport models. *Environmental Project No. 1915*. January 2017.
- Miljøstyrelsen (2016a). JAGG 2 - Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Miljøprojekt nr. 1828, 2016.
- Miljøstyrelsen. (2016b). GrundRisk. Beregningsmodel til risikovurdering af grundvands-truende forureninger. Miljøprojekt 1865 2016.
- Miljøstyrelsen. (2016c). Metode til at estimere lertykkelse under jordforureninger, der er kortlagt på V1 og V2. Miljøprojekt 1888, 2016.
- Miljøstyrelsen. (2016d). Manual for program til risikovurdering – JAGG 2.1. Miljøprojekt 1880, 2016.
- Miljøstyrelsen (2015). A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Environmental project No. 1786*, 2015
- Shen, R., Pennell, K.G., Suuberg E.M. (2013). Influence of soil moisture on soil gas vapor concentration for vapor intrusion. *Environmental Engineering Science*, 30 (10), 628-637.
- Troldborg, M., Binning, P.J., Nielsen, S., Kjeldsen, P., Christensen, A.G. (2009). Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. *Journal of hydrology*. 105 (1–2), 28-37.
- US EPA (2004). User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion Into Buildings. Revised February 22, 2004. Tilgængelig på https://www.lm.doe.gov/cercla/documents/rockyflats_docs/SW/SW-A-005690.pdf
- Vanderborght, J., Vereecken, H. (2007). Review of dispersivities for transport modeling in soils. *Vadose Zone Journal*. 6 (1), 29–52.