

Grænser for restforurening med olie og benzin der kan efterlades

Risikovurdering af restforurening med olie/benzin ved offentlig indsats efter jordforureningsloven



01-09-2009
Version 1.1.4



Rekvirent

Region Sjælland

Rådgiver

Orbicon A/S
Ringstedvej 20
Sagsnr. 36408011
Projektleder Ole Frimodt
Kvalitetssikring Katerina Tsitonaki
Faglig
Medarbejder Nina Tuxen
Revisionsnr. 3
Godkendt af OLF
Udgivet 09-07-2009

Rapporten er udarbejdet i samarbejde med
Lotte Tombak (Region Sjælland) og
Henrik Jannerup (Region Sjælland)

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Indledning	4
1.1	Målrettet bagatelgrænsevurdering.....	4
1.2	Lokaliteter, der kan indgå i bagatelgrænsevurderingen	5
1.3	Betydningen af bagatelgrænser i forhold til kortlægning	5
2	Beregningsværktøj	6
2.1	Konceptuel model.....	6
2.2	Minimum oplysningskrav for lokaliteterne.....	7
3	Brugervejledning til regnearket.....	8
3.1	Opstart	8
3.1.1	Hjælpefunktion	8
3.2	"Input" ark	8
3.2.1	Historik	9
3.2.2	Stofparametre	10
3.2.3	Jordparametre-Dæklag-Magasin	10
3.2.4	Andre parametre	13
3.2.5	Fugacitet og masseberegning i kildeområdet	13
3.2.6	Processer	15
3.2.7	Valg af konservativ-faktor ved poreluftsmålinger	15
3.3	"Output" ark	15
3.4	Printing.....	16
4	Konklusion.....	17
5	Referencer.....	18

1 Indledning

I forbindelse med oprydningssager på forurenede lokaliteter opstår der ofte situationer, hvor der efterlades større eller mindre forureninger. Erfaringen viser, at de sædvanlige JAGG beregninger, der laves for at vurdere den medfølgende risiko, i denne sammenhæng kan virke for konservative. Dette gælder i særdeleshed i forhold til grundvandet, hvor JAGG-resultatet kan give en overskridelse af kvalitetskriterierne uden at der reelt er en risiko forbundet med at lade forureningen ligge.

Hidtidig praksis på området har været, at vurderingerne er blevet udført af forskellige rådgivere og forskellige sagsbehandlere i regionen uden fælles retningslinjer. Region Sjælland ønsker med udviklingen af dette værktøj at vurderingen af risikoen for denne type restforureninger bliver vurderet mere ensartet.

Rammerne for beregningsværktøjet:

- Må kun anvendes ved velafgrænsede restforureninger med olie- og benzin
- Er kun beregnet til sager, hvor oprydningniveauet svarer til den offentlige indsats efter jordforureningsloven
- Vurderer kun risiko for grundvand – ikke indeklima og kontaktrisiko
- Kan ikke anvendes i vurderingsgrundlaget for kortlægning efter jordforureningsloven – selv om restforurening kan efterlades i forhold til grundvandet, kan restforureningen stadig blive kortlagt af hensyn til f.eks jordflytning og indeklima
- Indregner ikke risikoen fra flere kilders samlede bidrag

1.1 Målettet bagatelgrænsevurdering

Beregningsværktøjet er målrettet olie- og benzinforureninger og heraf en eventuel afledt risiko for grundvand. Værktøjet omfatter ikke indeklima og kontaktrisiko. Vurderingen i forhold til indeklima laves fortsat ved hjælp af JAGG, mens vurderingen af kontaktrisikoen styres direkte af kvalitetskriterierne for jord. Bagatelgrænsevurderingen tager ikke hensyn til bidraget fra andre forureninger i lokalområdet. Kun risikoen fra en specifik restforurening vurderes.

I forbindelse med vurderingen af restforureninger i forhold til bagatelgrænserne er det helt afgørende at:

- Forureningen er afgrænset horisontalt og vertikalt
- Forureningssammensætning er kendt og entydig
- Koncentrationerne er kendte eller kan estimeres
- At den efterladte mængde kan kvantificeres

Herudover vil vurderingen af forureningen kræve direkte inddragelse af en række andre lokalitetsspecifikke data. Det høje dokumentationsniveau er typisk først opnået efter afgravning, og Region Sjælland vil derfor ikke på forhånd godkende efterladning af restforureninger.

Værktøjet er forenklet og har en del begrænsninger, hvilket der skal tages hensyn til ift. den endelige risikovurdering:

- Geologien er forenklet. Særlige transportmekanismer som sprækker i ler er der taget hensyn for på en simplistisk måde som kan afvige fra virkeligheden. Andre slags heterogeniteter fx sandlinser i ler er ikke medtaget.
- Modellen antager en gennemsnitlig fordeling af forureningen på lokaliteten, ofte baseret på værdier, der indeholder store usikkerheder
- Stoffernes opførsel er beregnet på basis af typiske sammensætninger for benzin og olie produkter, men vægtforholdene i en restforurening kan være anderledes.
- Modellen antager at den eneste proces der forårsager massereduktion fra kilden er udvaskning og ser bort fra afdampning og nedbrydning i kilden
- Modellen regner kun på residual fri fase, og kan ikke håndtere mobil fri fase
- Værktøjet regner kun på grundvandsrisikoen. Fugacitetsberegningen i modellen giver mulighed for at beregne poreluftskoncentrationer der kan anvendes som input til JAGG.

1.2 Lokalteter, der kan indgå i bagatelgrænsevurderingen

Som beskrevet ligger fokus på restforureninger med højt dokumentationsniveau. Disse sager kunne f.eks. være restforureninger fra OM-sager og frivillige oprydninger.

For sager, der er omfattet af påbud eller påbudslignende vilkår f.eks. §41 eller §48-sager, er det vigtigt at sikre, at de gennemførte tiltag lever op til rammerne om genopretning af oprindelig tilstand. Derfor kan der være sager af denne type, hvor forureninger fortsat skal fjernes i henhold til den aktuelle lovparagrafs intentioner.

1.3 Betydningen af bagatelgrænser i forhold til kortlægning

Hvis en forurening ligger under bagatelgrænserne for hvornår der er risiko overfor grundvand, indeklime og kontakt, vil lokaliteten kun blive kortlagt af hensyn til, at der er ønske om at styre eventuelle jordstrømme fra ejendommen.

2 Beregningsværktøj

Orbicon har i samarbejde med Region Sjælland udarbejdet et regnearksbaseret værktøj, der kan anvendes til vurdering af grundvandsrisikoen relateret til en efterladt restforurening. Målet har været:

- At sikre en ensartet og systematisk vurdering af risiko i forhold til restforureninger
- At værktøjet skal være konservativt men indeholde muligheden for at vurdere risiko ved mindre konservative antagelser i forhold til fx nedbrydning og sorption
- At vurderingerne skal baseres på fluxberegninger, da det er fluxen der repræsenterer den reelle risiko
- At lave et simpelt og brugervenligt værktøj, der dog alligevel medtager de vigtigste processer og parametre
- At vurderinger kan udføres hurtigt

Målgruppen for værktøjet er sagsbehandlere i regionen og rådgivere, der vurderer om en restforurening ligger under en bagatelgrænse i forhold til grundvandet, så yderligere tiltag ikke er nødvendig.

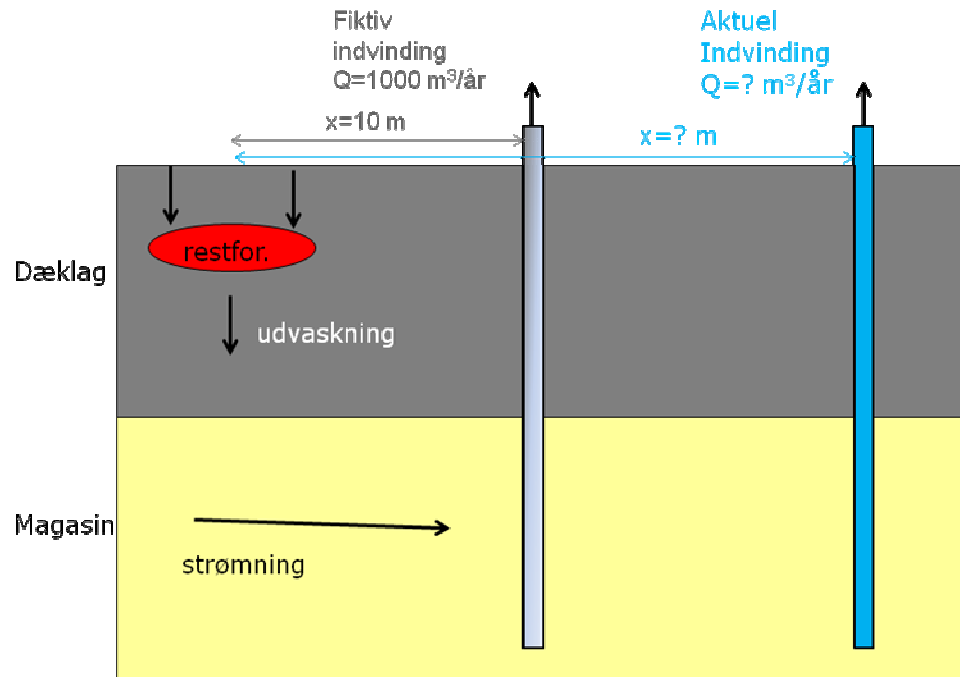
I det følgende gennemgås de overordnede principper for værktøjet og i afsnit 3 ses en egentlig brugervejledning til værktøjet. De tekniske overvejelser, der ligger til grund for værktøjet, så som valg af modelstoffer, jordtyper antagelser og anvendte ligninger er beskrevet i bilag 2-4. Bilag 1 indeholder en symbolforklaring og bilag 5 et eksempel på en opdigtet sag, hvor beregningsværktøjet bliver brugt.

2.1 Konceptuel model

Værktøjet anvendes til at vurdere risikoen overfor grundvandet fra en restforurening til vurdering af bagatelgrænser. I modsætning til JAGG, baserer beregningsværktøjet sig på flux (og dermed reel risiko), varighed og opblanding i indvindingsboring. Regnearket kan hjælpe til standardisering af vurderinger om bagatelgrænser. Modellen giver mulighed for at lave mere eller mindre konservative beregninger, da brugeren kan vælge processer som sorption og nedbrydning til og fra.

Modellen er baseret på følgende konceptuel model, som vist i figur 2.1. Det antages at en restforurening er efterladt i den umættede zone (dæklaget). Restforureningen bliver udvasket med nedbøren og kan sive ned igennem dæklaget til grundvandsmagasinet, hvor det kan påvirke grundvandskvaliteten i en nedstrøms indvindingsboring. For at vurdere risikoen overfor grundvandet som en ressource, og ikke kun overfor en specifik indvindingsboring, er værktøjet udarbejdet, så det automatisk beregner for en fiktiv fremtidig indvindingsboring, der ligger meget tæt på forureningen: 10 m og med en pumpehastighed på 1000 m³/år (svarende til forbruget for den mindste almene vandforsyning på 10 husstande). Værktøjet foretager også en JAGG beregning baseret på trin 1 hvor udvaskningen igennem dæklaget bliver opblandet i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet. Fortyndningen i grundvandsmagasinet antages for ubetydelig i en afstand af 10 m. Værktøjet er programmeret til at vælge den laveste beregnede koncentration som output.

Der er også mulighed i modellen for at beregne risikoen overfor en specifik indvindingsboring, hvis der er særlige drikkevandsinteresser.



Figur 2.1: Konceptuel model for beregningsværktøj

2.2 Minimum oplysningskrav for lokaliteterne

Som nævnt i kapitel 1 er beregningsværktøjet mest egnet til forureninger med højt dokumentationsniveau. Det er vigtigt at:

- Forureningen er afgrænset horisontalt og vertikalt
- Forureningssammensætning er kendt og entydig
- Koncentrationerne er kendte eller kan estimeres
- At den efterladte mængde kan kvantificeres

Det høje dokumentationsniveau er typisk først opnået efter afgravning, og Region Sjælland vil derfor ikke på forhånd godkende efterladning af restforureninger.

Herudover vil vurderingen af forureningen kræve direkte inddragelse af en række andre lokalitetsspecifikke data. Disse er:

- Dybden hvor forureningen ligger (aftstand mellem bunden af forurening og terræn)
- Dæklagets jordtype
- Tykkelse af dæklag (den vertikale afstand fra bunden af forureningen til magasinet)
- Grundvandsmagasinet jordtype
- Størrelsen af det forurenede areal og total volumen af forurenede jord
- Nettonedbør i området (kan indhentes fra JAGG) og den overordnede gradient i det primære magasin (kan indhentes fra JAGG-Screening)
- Længden af forureningskilden langs grundvandsstrømningsretningen


3 Brugervejledning til regnearket

Dette kapitel kan fungere som en brugervejledning til værktøjet.

3.1 Opstart

Beregningsværktøjet er EXCEL baseret. Følgende trin skal gennemføres for at bruge regnearket.

- Åbn mappen "Bagatelgrænser"
- Aktiver makroer i dialog boksen (vælg med makroer/enable macros)
- Gem som "Bagatelgrænser_Sag" fx "Bagatelgraenser_Ringstedvej20" projektmappe med aktive makroer.

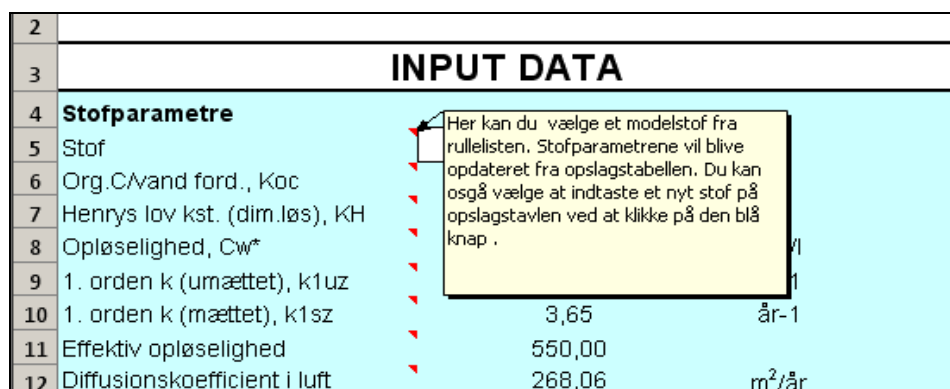
 Hvis regnearket ikke virker er det sandsynligvis fordi EXCELS sikkerhedsindstillinger ikke tillader makroer. I så tilfælde skal man justere sikkerhedsindstillinger i Excel (Funktioner → Makro → Sikkerhed → sikkerhedsniveau → vælg "Mellem" → luk og genåbn filen).

Regnearket indeholder udover en startside, tre ark med navne Input, Mellemresultater og Output som er videre beskrevet i følgende afsnit.

3.1.1 Hjælpefunktion

Der er indbygget en hjælpefunktion i regnearket, i form af kommentarer som forklarer betydningen og funktionen af de forskellige parametre.

Kommentarerne kan ses ved at klikke på de røde pile på hjørnet af hver celle (figur 3.1).



INPUT DATA		
2		
3		
4	Stofparametre	
5	Stof	
6	Org.C/vand ford., Koc	
7	Henrys lov kst. (dim.løs), KH	
8	Opløselighed, Cw*	
9	1. orden k (umættet), k1uz	
10	1. orden k (mættet), k1sz	3,65 år-1
11	Effektiv opløselighed	550,00
12	Diffusionskoefficient i luft	268,06 m ² /år


Figur 3.1 Illustration af hjælpefunktionen

I bilag 1 er vedlagt en symbolforklaring.

3.2 "Input" ark

I dette ark (figur 3.2) skal brugeren indtaste alle nødvendige oplysninger for at modellen kan gennemføre de beregninger, der vil danne grundlag for risikovurderingen. Disse parametre gennemgås i det følgende.

En række default parametre er tastet ind, men det anbefales at indtaste flest mulig lokalitetsspecifikke oplysninger.

 Det anbefales at læse følgende vejledning til Input arket første gang Beregningsværktøjet tages i brug.

REGION SJÆLLAND

Tankrup, Ringstedvej

INPUT DATA

4	Stofparametre			
5	Stof	MTBE		
6	Org.CI/vand ford., Koc	1,4		
7	Henrys lov kst. (dim.løs), KH	0,02		
8	Opløselighed, Cw*	51000,00 mg/l		
9	1. orden k (umættet), kluz	0,00 5r-1		
10	1. orden k (mættet), ktz	0,00 5r-1		
11	Effektiv opløselighed	51000,00		
12	Diffusionskoefficient i luft	243,13 m ² /år		
13	Jordparametre - dæklag			
14	Se Rutediagram			
15	Jordtype	Sand, Revideret		
16	Luftvolumen, V _{Lu2}	0,3		
17	Vandvolumen, V _{v,uz}	0,15		
18	Jordvolumen, V _{j,uz}	0,55		
19	Volumenvægt, rho _b	1,4575 kg/l		
20	Indhold af org. kulstof, foc _{uz}	0,001		
22	Jordparametre - Magasin			
24	Jordtype	Sand, fint, Revideret		
25	Effektiv porositet, VV	0,2		
26	Volumenvægt, rho _b	1,46 kg/l		
27	Indhold af org. kulstof, foc	0,001		
28	Hydraulisk ledningsevne, K	0,0005 m/s		
29	Andre parametre			
30	Gradient i magasinet, i	0,001		
31	Nettonedbør, N	300 mm/år		
32	Dybden hvor forurening ligger	10 m		
33	Tykkelse af dæklag under forurening, b	3 m		
34	Nærmeste Vandværk	Fåksø vv		
35	Afstand til nærmeste vandværksboring	15 m		
36	Indvindingsmængde, Q _{ind}	100000 m ³ /år		
37	Forurenets areal, A	300 m ²		
38	Forurenets volumen, V _{for}	1800 m ³		
39	Bredden, B	30 m		
40	Fugacitets og masseberegning i hildcområdet			
41	Forureningsmasse	Jord-koncentration	Vand-koncentration	Luft-koncentration
42				
43				
44	Forureningsmasse, M	6,00 kg		
45	Jordkoncentration, C _{t,for}	2,29 mg/kg		
46	Vandkoncentration, C _{v,for}	20,98 mg/l		
47	Luftkoncentration, C _{l,for}	482,49 mg/m ³		
48	Er der fri fase?	Nej		
49	Processer			
50				
51	Inkluder nedbrydning?	Ja		
52	Inkluder sorption?	Ja		
53	Valg af Konserveringsfaktor			
54	Andre	1		

Historik

Sag	Tankrup, Ringstedvej
Årstal for den sidste analyseresultat	2003
Årstal i dag	2003
Forureningsstoffer (vælg mellem en blanding eller renstof)	Renstof

Gå til stoftabellen

Gå til jordtabellen

Skift faneblad for at se mellemresultater

Klik her for at udskrive input data tabellen.

Klik her for at se output

Udskriv INPUT DATA Udskriv input data og historik Se output

Start Input **OUTPUT-DATA** Mellemresultater Mellemresultater std2 Rutediagram

Figur 3.2 Input ark

3.2.1 Historik

Det er *nødvendigt* at indtaste nogle få historiske oplysninger om lokaliteten. Det er også *nødvendigt* at vælge forureningstype (vælg mellem benzin, fyringsolie, diesel olie og renstof) (figur 3.3). "Renstof" betegner en forurening der hovedsagelig består af et enkelt stof, e.g. benzen, MTBE, muligvis fordi de andre stoffer er blevet fjernet eller nedbrudt. Stoffernes opførsel i jord og grundvand afhænger af hvilke blandingsforhold de befinder sig i, primært pga. ændringer i deres effektive opløselighed. For eksempel vil toluen opføre sig anderledes hvis det er del af et dieseloliespild, end hvis det er spildt som renstof. Valgmulighed "renstof" skal kun vælges, hvis det skønnes at over 80 % af forurenings sammensætning består af dette stof alene. Renstof skal *ikke* vælges som forureningstype hvis total kulbrinte er valgt som forureningsstof.

Historik	
Sag	Tankrup, Ringstedvej
Årstal for seneste analyseresultat	2003
Årstal i dag	2008
Forureningstype (vælg mellem en blanding eller renstof)	Renstof

Figur 3.3 Indtastning af historiske oplysninger og valg af primært forureningsstof.

3.2.2 Stofparametre

Ofte vil man kun have kendskab til det totale kulbrinteindhold på en lokalitet, men regnearket kan (ligesom det er tilfældet med JAGG) kun regne på enkeltkomponenter. Som konsekvens heraf regnes i stedet på modelstoffer, der er karakteristiske for stoffblandingen. Regnearket indeholder en række modelstoffer som ofte findes i forbindelse med benzin- og olieforureninger. Har man et specifikt ønske om at regne på et bestemt modelstof, kan det vælges fra rullemenuen. Alternativt kan totalkulbrinter i benzin eller olie vælges som stof, og afhængig af om man vælger benzin eller olie vil værktøjet herefter automatisk regne med et forudbestemt modelstof og dets fysisk-kemiske egenskaber. For benzin er der tale om n-butan /1/. For diesel og fyringsolie anbefales det at bruge 1,2,4-trimethylbenzen som modelstof for risikovurdering af grundvandet. I output fanebladet, er der tydeliggjort hvilket modelstof der er regnet for i hvert tilfælde. Hvis man har målinger af BTEX-komponenterne, anbefales det altid at regne på disse stoffer også.

Baggrunden for valg af modelstofferne og deres egenskaber er yderligere diskuteret i Bilag 2.1. Når et stof er valgt hentes dets fysisk-kemiske parametre automatisk fra en tabel (figur 3.4).

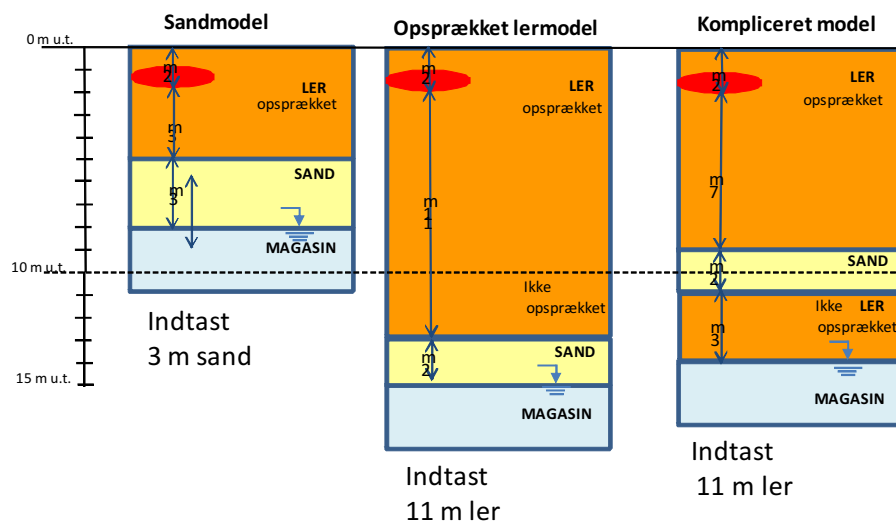
Stofparametre		
Stof	Toluen	
Org.C/vand ford., Koc	92,0	-
Henrys lov kst. (dim.løs), KH	0,25	-
Opløselighed, Cw*	550,00	mg/l
1. orden k (umættet), k1uz	18,25	år-1
1. orden k (mættet), k1sz	3,65	år-1
Effektiv opløselighed	550,00	
Diffusionskoefficient i luft	268,06	m ² /år

Figur 3.4 Input data for stofparametre. Stofparametrene er så vidt muligt indhentet fra JAGG's database.

3.2.3 Jordparametre-Dæklag-Magasin

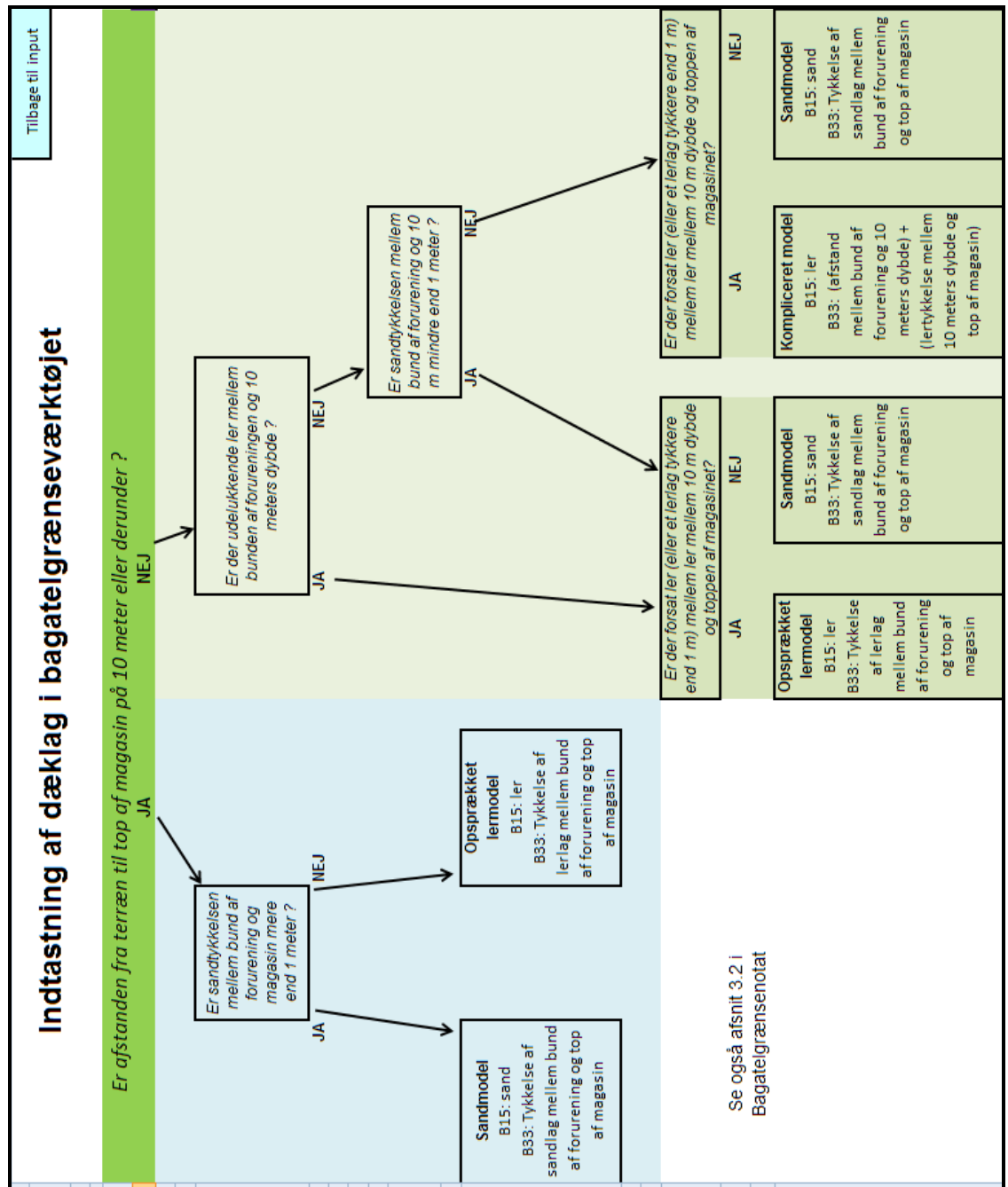
Der er forskellige jordtyper indbygget i modellen, som generelt er i overensstemmelse med JAGG. Øvrige jordparametre opdateres automatisk, efter valg af jordtypen er foretaget fra rullelisten (figur 3.6). Oplysninger om dæklagstypen og -tykkelsen af dæklaget **under** forurening skal ideelt set indtastes på baggrund af lokale oplysninger. Hvis sådanne ikke haves i tilstrækkeligt omfang, kan man anvende kortene i bilag 2.2.

Hvis dæklaget udelukkende består af ler er beregningen baseret på den antagelse at de øverste 10 m ler (målt fra terræn) er opsprækket, hvorfor transporttiden igennem dette lag er ubetydelig. Dette er gjort, for at sikre en konservativ beregning. I mange tilfælde vil dæklaget bestå af både ler og sand. Når sandlaget har en tykkelse på mere end 1 m skal brugeren tage stilling til hvilket lag er det beskyttende lag for magasinet og taste dette lag ind som dæklaget. Følgende tre eksempler illustrerer logikken med hensyn til valg af dæklag.



I eksempel **Sandmodel** hvor dæklaget under forurening består af 3 m ler og 3 m sand. Hvis brugeren i eks. A taster 3 m ler i modellen, vil transporttiden i den umættede zone blive beregnet som nul og dermed vil sandlagets beskyttende effekt blive ignoreret. Derfor anbefales det i et sådan tilfælde at indtaste sand og sandets tykkelse som dæklag. I eksempel **Opsprækket lermodel** træffes magasinet først efter 15 m u.t., og dæklaget under forurening består af 11 m ler og (hvori de første 8 (fra 2-10 m u.t.) vil blive beregnet som opsprækket, og de efterfølgende 3 som ikke opsprækket) og et sandlag på 2 m. Det beskyttende lag i dette tilfælde er de nederste 3 m ler uden sprækker hvor transporttiden vil være meget højere end de underliggende 2 m sand. Derfor skal der tages 11 m ler i modellen. Modellen vil automatisk regne transporttiden i de øverste 8 m ler som nul og basere beregningen på det 3 m ikke opsprækket lerlag. I den tredje eksempel **Kompliceret model** er geologien mere kompliceret da lerlaget afbrydes af et sandlag. Magasinet er dog beskyttet af det 3 m ikke opsprækket lerlag. For at beregningen baseres på det 3 m intakte lerlag, skal der tages 11 m ler som dæklag (og ikke 10), da modellen altid regner med at de øverste 10 m (målt fra terræn) ler er opsprækket.

Nedenstående rutediagram beskriver en vejledning til indtastning af dæklag i beregningsværktøjet. Diagrammet kan også ses i værktøjet ved at klikke på knappen "Se rutediagram" (figur 3.5).



Hvis jordtypen er kalk i magasinet, er standardparametrene fra JAGG ændret, med henblik på at simulere, at strømningen altovervejende er relateret til den øverste opsprækkede del af kalken frem for at strømningen foregår i selve kalkmatricen. Således er den effektive porøsitet sat til et lille tal, men til gengæld er den hydrauliske ledningsevne i sprækkerne sat til en meget stor værdi. Bilag 2.2 giver overblik over hvilke typer jord, der er inkluderet i værktøjet.

Jordparametre - dæklag		
	Se Rutediagram	
Jordtype	Sand	Revideret
Luftvolumen, V_l,uz	0,3	-
Vandvolumen, V_v,uz	0,15	-
Jordvolumen, V_j,uz	0,55	-
Volumenvægt, ρ_{o_b}	1,4575	kg/l
Indhold af org. kulstof, $f_{oc,uz}$	0,001	-
Jordparametre - Magasin		
Jordtype	Sand, fint	Revideret
Effektiv porositet, VV	0,2	-
Volumenvægt, ρ_{o_b}	1,46	kg/l
Indhold af org. kulstof, f_{oc}	0,001	-
Hydraulisk ledningsevne, K	0,0005	0,0005 m/s

Figur 3.5 Input data for jordparametre Parametrene er så vidt muligt indhentet fra JAGG.

3.2.4 Andre parametre

Disse parametre (se figur 3.6) definerer den konceptuelle model beregningerne bliver baseret på (se også kapitel 2). Regnearket indeholder nogle default parametre, men det anbefales at lokalitetsspecifikke værdier bruges, hvis de er kendte. Som et minimum, bør dybden hvor forurening ligger, tykkelse af dæklaget, areal, volumen af forurening, længden langs grundvandsstrømningsretningen være lokalitetsspecifikke. Information om nettonedbør kan indhentes fra JAGG eller fra DMU's hjemmeside mens den horisontale gradient kan aflæses fra potentialekortet som er udarbejdet for JAGG-SCREENING projektet /2/. Modellen er beregnet til at regne risikoen overfor grundvandet som en ressource ved at regne på fluxen til en fiktiv fremtidig indvindingsboring, der ligger meget tæt på forureningen: 10 m og med en pumpe rate på fx 1000 m³/året. Der er dog også mulighed i modellen for at regne risikoen overfor en specifik indvindingsboring.

3.2.5 Fugacitet og masseberegning i kildeområdet

Denne funktion kan beregne forureningskoncentrationer i de forskellige faser (vand, jord og luft) i kildeområdet baseret på en enkelt indtastet input værdi. Forureningsmasse, vand-, jord-, eller luft koncentration kan bruges som input, men det er kun muligt at bruge **en** af disse værdier til hver beregning.



Input til fugacitet beregninger SKAL testes ind ved at klikke på felterne, som vist i figur 3.6

Andre parametre		
Gradient i magasinet, i	0,001	-
Nettonedbør, N	300	mm/år
Dybden hvor forurening ligger	10	m
Tykkelse af dæklag under forurening, h	3	mut
Nærmeste Vandværk	Fakse vv	
Afstand til nærmeste vandværksboring, x	600	m
Indvindingsmængde, Q ind	100000	m ³ /år
Forurennet areal, A	999	m ²
Forurennet volumen, Vfor		m ³
Bredden, B		m

Klik her for at tæste input værdier til fugacitets- og masseberegninger

Fugacitets og masseberegning i kildeområdet		Se kommentar	
Forureningsmasse	Jord-koncentration	Vand-koncentration	Luft-koncentration
Forureningsmasse, M	0,49	kg	
Jordkoncentration, Ct,for	0,17	mg/kg	
Vandkoncentration, Cv,for	0,90	mg/l	
Luftkoncentration, Cl,for	20,70	mg/m ³	
Er der fri fase?	Nej		

Figur 3.6 Input til fugacitets og masseberegninger

I de tilfælde hvor mere end en værdi er kendt, skal brugeren vælge den værdi som er kendt med højest sikkerhed eller som er mest relevant for risikovurderingen. Det anbefales generelt at bruge vandkoncentrationer så længe der findes målte værdier. Det skal dog bemærkes, at når masseberegningen baseres på vandkoncentrationen kan forureningsmassen blive underestimeret. Dette har dog ingen betydning for hvilke koncentration der kan forekomme i det primære magasin, men kun for hvor længe det vil tage for at forureningsmassen bliver udvasket, og dermed udgøre en potentiel risiko.

Hvis totalkulbrinter er valgt som modelstof, anbefales det at nedjustere den målte værdi ved at gange med en omregningsfaktor (figur 3.7) når der regnes fra jordkoncentration (eller masse baseret på jordkoncentrationer) til vandkoncentration.

Dette gøres for at tage hensyn til at kun en del af disse kulbrinter er mobile og kan udgøre en risiko for grundvandet. Regnearket giver besked om hvilken omregningsfaktor, der skal bruges. Grundlaget for omregningsfaktorer er beskrevet i bilag 2. Beregningen tager hensyn til eventuel tilstedeværelse af fri fase.

Fugacitets og masseberegning i kildeområdet				Se kommentar
Forureningsmasse	Jord-koncentration	Vand-koncentration	Luft-koncentration	
Forureningsmasse, M		5000,00		kg
Jordkoncentration, C _J for		57175,53		mg/kg
Vandkoncentration, C _V for		60,80		mg/l
Luftkoncentration, C _L for		2352960,00		mg/m ³
Er der tilføjet?		Ja		

HUSK at gange med omregningsfaktor 0,3

Figur 3.7 Besked om brug af omregningsfaktor for indtastning af total kulbrinte forureningsmasse/koncentration

3.2.6 Processer

Her er der mulighed for at vælge processer som nedbrydning eller sorption til og fra (figur 3.8). Det anbefales at inkludere begge disse processer med mindre der er et specifikt grundlag for at vælge dem fra. Da dæklaget i tilfælde af jordtypen ler pr. definition opfattes som opsprækket i de øverste 10 m, og opholdstiden dermed sættes til 0, vil der ingen nedbrydning ske i de øverste 10 m. Da nedbrydningsraterne for modelstoffer i de øvrige zoner endvidere er valgt meget konservative, vil beregninger, der inkluderer nedbrydning stadigvæk være konservative.

Processer	
Inkluder nedbrydning?	Ja
Inkluder sorption?	Ja
Valg af Konservativ-faktor	1
Andre	

Figur 3.8 Valg af processer

3.2.7 Valg af konservativ-faktor ved poreluftsmålinger

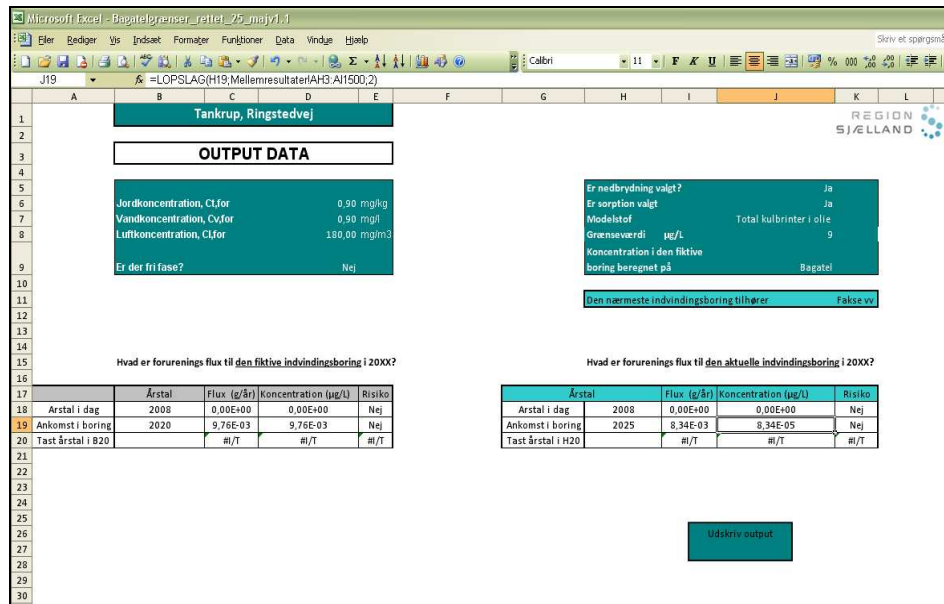
Erfaring har vist at poreluftsmålinger kan indeholde store usikkerheder. Hvis beregningerne er baseret på målte luftkoncentrationer, er der dermed risiko for at underestimere (og overestimere) forureningsfluxene. For at være sikker på at lave et konservativt estimat, anbefales det derfor at bruge en konservativ sikkerhedsfaktor på 100, hvis poreluftsmålinger bliver brugt som input til fugacitetsberegningerne. Dette gøres ved at vælge Luftkoncentration fra rullelisten som vist på figur 3.9.

Inkluder nedbrydning?	Nej
Inkluder sorption?	Ja
Valg af Konservativ-faktor	1
Andre	

Figur 3.9 Valg af konservativ faktor

3.3 "Output" ark

I bilag 5 fremgår det, hvad man kan se af arkene Mellemresultater. Output arkene viser resultaterne af fluxberegningerne i form af max. flux (g/år), max. koncentration (µg/l og grænseværdi for hhv. fiktiv og aktuel indvindingsboring (inkl vandværksnavn), se figur 3.10.



Figur 3.10 Output grundvand

For den fiktive indvindingsboring (grundvandsressourcen) er koncentrationens værdi den mindste af to beregninger:

- En beregning for en fiktiv indvindingsboring 10 m nedstrøms, $Q=1000 \text{ m}^3/\text{år}$ (flux er styrende for beregningen)
- Beregning baseret på JAGG trin 1 (koncentration er styrende for beregningen)

For den aktuelle indvindingsboring foretages der ikke en JAGG beregning, da det ønskede output er den aktuelle koncentration på vandværket.

De vigtigste antagelser (modelstof, medregning af nedbrydning, JAGG eller bagatel beregning) for beregningen er vist på output ark.

Modellen regner kun forureningsflux til det primære grundvandsmagasin for den nuværende situation (fra i dag og i fremtiden). Modellen tager ikke den historiske flux i betragtning da formålet er, at beregne om den nuværende efterladte forurening kan udgøre en risiko og skal fjernes.

3.4 Printing

Det er muligt at udskrive Input, Output og mellemresultaterne arkene. Der er indbygget en udskrivningsfunktion som sørger for at udskrivningsark bliver pæne og at alle relevante data er samlet på en side. Derfor anbefales det at man benytter denne funktion ved at trykke på de grønne knapper (se fx figur 3.10) på arkene.

4 Konklusion

Beregningsværktøjet giver mulighed for et ensartet og sikkert grundlag for at vurdere risikoen overfor grundvand fra benzin og olie restforureninger.

Risikovurderingen er baseret på en række konservative antagelser og vurderes derfor at være rimelig sikker. Dette værktøj kan dermed bruges til at lave en grovsortering af sager fordelt mellem restforureninger, der ikke udgør en risiko og sager, hvor der skal laves en mere detaljeret risikovurdering/undersøgelser.

Værktøjet giver mulighed for at regne risikoen overfor en specifik indvindingsboring eller grundvandsressourcen både på nuværende tidspunkt og i fremtiden.

Værktøjet er forenklet og har en del begrænsninger, hvilket der skal tages hensyn til ift. den endelige risikovurdering:

- Geologien er forenklet. Særlige transportmekanismer som sprækker i ler er der taget hensyn for på en simplistisk måde som kan afvige fra virkeligheden. Andre slags heterogeniteter fx sandlinser i ler er ikke medtaget.
- Modellen antager en gennemsnitlig fordeling af forureningen på lokaliteten, ofte baseret på værdier, der indeholder store usikkerheder
- Stoffernes opførsel er beregnet på basis af typiske sammensætninger for benzin og olie produkter, men vægtforholdene i en restforurening kan være anderledes.
- Modellen antager at den eneste proces der forårsager massereduktion fra kilden er udvaskning og ser bort fra afdampning og nedbrydning i kilden
- Værktøjet regner kun på grundvandsrisikoen. Fugacitetsberegningen i modellen giver mulighed for at beregne poreluftskoncentrationer der kan anvendes som input til JAGG.

I bilag 6 er værktøjet testet for en række sager, ligesom en opdigtet sag er gennemgået som eksempel.

5 Referencer

/1/ Andersen, L., Broholm, K., og Grøn C., 2008. Sammensætning af olie og benzin Kemiske profiler til brug for risikovurdering, DHI, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 1220

/2/ Orbicon 2008, JAGG-Screening, Region Sjælland, december 2008 version 0.2

Bilag 1- Symbolforklaring

Symbol	Enhed	Forklaring
M_f	Kg	forureningsmasse
V_{for}	m^3	total volumen af forurenede område
ρ_b	kg/l	jordens volumenvægt
C_t	mg/kgTS	total forureningskoncentration målt i en jordprøve, angivet i mg/kg TS
V_v	(-)	det vandmættede porevolumen/total volumen
V_l	(-)	det luftmættede porevolumen/total volumen
V_j	(-)	volumen af tør jord/total volumen
$C_{f,vand}$	mg/l	forureningskoncentration i vand
$C_{f,jord}$	mg/kg TS	forureningskoncentration i jord (stof sorberet på jordpartikler/kg tør stof)
$C_{f,luft}$	mg/m ³	forureningskoncentration i poreluft
K_d	l/kg	Jord-vand fordelingskoefficient K_d
uz		umættet zone (dæklaget)
mz		mættet zone
f_{oc}	(-)	<i>indhold</i> af organisk kulstof
K_H	(-)	dimensionløs Henry's konstant
K_{oc}	l/kg	Organisk kulstof/vand fordelings koefficient
R	(-)	Retardationsfaktor
ε	(-)	den effektive porøsitet
J_{udv}	g/år	Udvaskningsflux
D_g	m ² /år	Et stofs diffusionskoefficient i luft
N	Mm	Nettonedbør
t_{udv}	År	Udvaskningstid
A	m ²	areal af det forurenede område
h	M	tykkelse af dæklag: afstanden fra bunden af forureningen til toppen af magasinet
z	M	Dybden af forureningen under terræn
u	m/år	Porevandshastighed
k1	år ⁻¹	1. ordens nedbrydningsrate
J_{mz}	g/år	forureningsflux til magasinet
J_{ind}	g/år	forureningsflux til indvindingsboring
C_{ind}	µg/L	forureningskoncentration i det oppumpede vand i indvindingsboringen

Bilag 2.1 - Modelstoffer

Regnearket indeholder en række modelstoffer, der ofte er fundet i forbindelse med olie og benzinforureninger som vist i tabel 1. Alternativt kan totalkulbrinter vælges som stof, og afhængig af om man vælger benzin eller olie vil programmet herefter automatisk regne med et forudbestemt modelstof og dets fysisk-kemiske egenskaber. For benzin er der tale om n-butan, hvilket er både mobilt og flygtigt. For diesel og fyringsolie er det valgt at bruge 1,2,4-trimethylbenzen. 1,2,4-trimethylbenzen har en høj opløselighed i forhold til andre oliestoffer og repræsenterer den mobile/opløselige del af en diesel/olie forurening. Når der regnes på vandkoncentrationer repræsenterer trimethylbenzen 100 % af den målte forurening. Når beregningen er baseret på jordkoncentrationer skal input-værdien (jordkoncentration/masse) ganges med 0,1, for at korrigere forureningsmassen, således at den svarer til den mobile del af forureningen. Beregning for de forskellige modelstoffer sker automatisk i regnearket. I output arkene er der tydeliggjort hvilket modelstof der er regnet for i hvert tilfælde.

Generelt er valget af modelstoffer en stor udfordring, da et modelstof skal være:

- Repræsentativt for forurening sammensætningen
- Egnede til at en konservativ risikovurdering ift. grundvand. Dvs. at stoffet skal være mobilt.
- Stoffets nedbrydelighed skal være repræsentativ

Det er meget svært at finde et stof der besidder alle ovenstående egenskaber. Miljøstyrelsen har udarbejdet en rapport om emnet (Miljøprojekt nr. 1220) der illustrerer vanskeligheden af denne opgave. Deres konklusion var at intet stof var velegnet som modelstof. De valgte derfor at opstille forskellige profiler for forskellige typer benzin. Hver profil bestod af 15 modelstoffer. Da beregningsværktøjet er bygget til at lave en hurtig risikovurdering på et enkelt og begrænset datagrundlag, er det ikke hensigtsmæssigt at bruge profiler.

Vi har afprøvet modellen med tre forskellige geologiske scenarier hvor vi har testet m-xylen som modelstof til en benzinforurening ift n-butan. Geologien er afgørende for hvor stor indflydelse sorption og nedbrydning får i det endelige resultat. For eksempel, hvis strømningshastigheden er høj, kan en mindre andel af stoffet blive nedbrudt i løbet af transporttiden til indvindingen. Det kan ikke siges at m-xylen eller n-butan førte konsekvent til mere konservative resultater (større risiko for grundvand). Resultatet af afprøvningen viste at:

1. m-xylen giver poreluftskoncentrationer ca 10 gange mindre end butan
2. m-xylen er meget mindre nedbrydelig i dæklaget (under aerobe forhold) end butan, hvilket resulterer i en mere langvarende risiko for grundvandet. På den anden side er m-xylen mere nedbrydelig i magasinet (anaerobe forhold), hvilket kan betyde en mindre indvindingskoncentration end n-butan afhængigt af transporttiden i magasinet. Nedbrydning har en rigtig stor betydning for risikovurderingen, og vi vurderer at hvis der vælges et nedbrydeligt stof som modelstof, vil risikoen blive overvurderet.

Derudover mener vi ikke, at det er hensigtsmæssigt at have forskellige stoffer for ny og gammel benzin. Da bagatelværktøjet beregner fremtidig risiko, ville en ny benzin forurening være gammel efter 10-15 år og kræver derfor beregning med det gamle modelstof. Vi vurderer stadig at n-butan er en god kandidat for modelstof. N-butan har en opløselighed, der ligger tæt på det tidligere brugte 1,2,4 trimethylbenzen, og er samtidigt mere flygtig.

I forhold til den målte totalkulbrinte koncentration i jorden, vil en typisk benzinblanding kun indeholde 30 % mobile stoffer, der udgør en grundvandsrisiko. Derfor anbefales det at omregne Input koncentrationen til $0,3 \cdot \text{værdien}$, for ikke at overestimere risikoen. Ligeledes vil en typisk

diesel- eller fyringsolieblanding indeholde kun 10 % mobile stoffer, der udgør en grundvandsrisiko. Derfor anbefales det at omregne Input til 0,1*værdien, for ikke at overestimere risikoen /1/.

Generelt er stofparametrene identiske med JAGG. I de tilfælde hvor parametre ikke kunne findes i JAGG er andre kilder blevet brugt, som det fremgår af kommentaren.

Tabel 1. Modelstoffer indbygget i regnearket

Tilbage til input										
Modelstoffer		Benzen	MTBE	Toluen	M-xylen	Cyklohexan	Total kulbrinter i benzin	Total kulbrinter i olie	Nyt stof 1	Nyt stof 2
Org. C/vand ford., Koc	-	22,1	1,4	92,0	307,0	546,5	979,5	801,0		
Henrys lov konstant, KH	-	0,23	0,02	0,25	0,30	8,00	38,70	0,20		
Opløselighed (mg/l)		1760,0	51000,0	550,0	160,0	55,0	60,8	66,0		
1. orden k (umættet), k1uz	år-1	3,65	0,00	18,25	0,37	0,00	3,65	3,65		
1. orden k (mættet), K1mz	år-1	0,36	0,00	3,65	0,73	0,00	0,00	0,00		
Effektiv opløselighed		1760,00	51000,00	550,00	160,00	55,00	60,80	66,00		
Diffusionskoefficient i luft	m ² /år	293,3	249,1	268,1	217,6	233,4	296,4	223,9		

Kommentar	
Kilder	http://toxnet.nlm.nih.gov fra JAGG Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand Bind 2 som benzen find kilde ^a Lahvis et al., 2004, Ground Water Vol 42, No2 pp 268-267 ^b Zhu et al., 2007, Indoor Air Vol 17, No3 pp 178-188
Nedbrydnings rater er baseret på følgende antagelser	octan og dekan nedbrydes aerobt så hurtigt som toluen men er persistente under anaerobe forhold cyclohexan nedbrydes ikke-konservativ estimat mtbe nedbrydes ikke-konservativ estimat trimethylbenzene nedbrydes så hurtigt som benzen under aerobe forhold men ikke under anarobe

Effektiv opløselighed

Olie- og benzinforureninger karakteriseres som komplekse blandinger bestående af mange stoffer. De enkelte stoffers opløselighed ændrer sig i forhold til renstoffernes opløselighed i forhold til Raoult's lov. Regnearket tage hensyn til dette ved at regne på den effektive opløselighed.

$C_{\text{eff}} = C_w \cdot \text{typisk vægtprocent i blandingen}$

Blandingssammensætning i en forurening er meget sjældent kendt. Derfor anvender modellen en række typiske værdier for benzin/diesel og fyringsolieprodukter, som vist i tabel 2, selvom vægtforholdene i en restforurening kan være anderledes.

Tabel 2 Vægtprocenter af forskellige stoffer i en typisk benzin/olie sammensætning

Vægtprocenter i forskellige olie/benzin blandinger (%),					Valgt type
	Benzin	Diesellole	Fyringsolie	Renstof	Renstof
Benzen	1,93	0,03	0,00	100	100,00
MTBE	4,09	0,00	0,00	100	100,00
Toluen	9,49	0,20	0,06	100	100,00
M-xylen	10,24	0,33	0,03	100	100,00
Cyklohexan	2,13	1,00	1,00	100	100,00
Total kulbrinter i benzin	30,00	0,00	0,00	100	100,00
Total kulbrinter i olie		10,00	10,00	100	100,00
Nyt stof 1				100	0,00
Nyt Stof 2	0,00	0,00	0,00	0	0,00

Opdatering af stofparametre og tilføjelse af andre stoffer

Brugeren har mulighed for at opdatere modelstoffernes egenskaber og for at tilføje flere modelstoffer ved at lave ændringer i opslagstabellen. Dette kan gøres på følgende måde:

- Klik på den blå knap for at komme til tabellen (se figur 3.2)
- Klik på opslagstabellen
- Ret værdier for modelstoffer
- Tast evt. nye stoffer og deres respektive egenskaber i kolonner AA/AB



For nye stoffer, skal vægtprocenten i benzin og olie samt grænseværdien for grundvandet også oplyses. Se nedenstående figur (1) for yderligere vejledning.

Tilbage til input

Modelstoffer		Benzen	MTBE	Toluen	M-xylene	Cyklohexan	Total kulbrinter i benzin	Total kulbrinter i olie	Nyt stof 1	Nyt stof 2
Org.C/vand ford., Koc	-	22,1	1,4	92,0	307,0	546,5	979,5	801,0		
Henrys lov konstant, KH	-	0,23	0,02	0,25	0,30	8,00	38,70	0,20		
Opløselighed (mg/l)		1760,0	51000,0	550,0	160,0	55,0	60,8	66,0		
1. orden k (umættet), k1uz	år-1	3,65	0,00	18,25	0,37	0,00	3,65	3,65		
1. orden k (mættet), K1mz	år-1	0,36	0,00	3,65	0,73	0,00	0,00	0,00		
Effektiv opløselighed		1760,00	51000,00	550,00	160,00	55,00	60,80	66,00		
Diffusionskoefficient i luft	m ² /år	293,3	249,1	268,1	217,6	233,4	296,4	223,9		

Kommentar

Kilder

<http://toxnet.nlm.nih.gov> fra JAGG

Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand Bind 2

som benzen find kilde

^a Lahvis et al., 2004, Ground Water Vol 42, No2 pp 258-267

^b Zhu et al., 2007, Indoor Air Vol 17, No3 pp 178-188

Nedbrydnings rater er baseret på følgende antagelser

octan og dekan nedbrydes aerobt så hurtigt som toluen men er persistente under anaerobe forhold

cyclohexan nedbrydes ikke-konservativ estimat

mtbe nedbrydes ikke-konservativ estimat

trimethylbenzene nedbrydes så hurtigt som benzen under aerobe forhold men ikke under anaerobe

Klik her for at taste et nyt stof

Vægtprocenter i forskellige olie/benzin blandinger (%)					Valgt type	
	Benzin	Dieselolie	Fyringsolie	Renstof	Renstof	Renstof
Benzen	1,93	0,03	0,00	100	100,00	100,00
MTBE	4,09	0,00	0,00	100	100,00	100,00
Toluen	9,49	0,20	0,06	100	100,00	100,00
M-xylene	10,24	0,33	0,03	100	100,00	100,00
Cyklohexan	2,13	1,00	1,00	100	100,00	100,00
Total kulbrinter i benzin	30,00	0,00	0,00	100	100,00	100,00
Total kulbrinter i olie		10,00	10,00	100	100,00	100,00
Nyt stof 1				100	0,00	0,00
Nyt Stof 2	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00

Kilde Miljøprojekt Nr. 1220

Opdater vægtprocenter

Opdater grænseværdier

Grænseværdier i grundvand µg/L	
Benzen	1
MTBE	5
Toluen	5
M-xylene	5
Cyklohexan	9
Total kulbrinter i benzin	9
Total kulbrinter i olie	9
Nyt stof 1	
Nyt Stof 2	

Tilbage til input

Figur 1. Opdatering af stofstabellen og andre værdier

Bilag 2.2 – Modeljorde

Der er forskellige jordtyper indbygget i modellen, som generelt er i overensstemmelse med JAGG (Figur 2). Øvrige jordparametre er også hentet fra JAGG. Brugeren har endvidere mulighed for at opdatere jordparametrene med lokalspecifikke oplysninger. Dette gøres ved at taste de nye oplysninger i kolonnen til højre, under "Revideret". Der er også mulighed for at tilføje flere standard jordtyper ved at opdatere opslagstabellen. For dæklaget er der mulighed for at vælge mellem 4 typer jord:

1. Sand
2. Sandmuld
3. Lermuld
4. Ler

For at sikre en konservativ beregning i tilfælde af at det øverste moræneler kan være opsprækket, er modellen konstrueret, så den regner med at de øverste 10 m ler er opsprækket, og derfor er transporttiden gennem de øverste 10 m ler (målt fra terræn) sat til nul.

For magasinet er der mulighed for at vælge mellem disse 4 jordtyper:

1. Moræneler
2. Sand fint
3. Sand groft
4. Kalk

Øvrige jordparametre er også hentet fra JAGG. Hvis jordtypen er kalk i magasinet, er standardparametrene fra JAGG ændret, med henblik på at simulere, at strømmingen altovervejende er relateret til den øverste opsprækkede del af kalken frem for at strømmingen foregår i selve kalkmatricen. Således er den effektive porøsitet sat til et lille tal, men til gengæld er den hydrauliske ledningsevne i sprækkerne sat til en meget stor værdi.

Modeljorde - Dæklag							Valgt jordtype
Jordtype	Ler	Lermuld	Sand	Sandmuld	ny jordtype	ny jordtype 2	Sand
Luftvolumen	0,1	0,1	0,3	0,1			0,3
Vandvolumen	0,3	0,3	0,15	0,35			0,15
Jordvolumen	0,6	0,6	0,55	0,55			0,55
Volumenvægt, ρ	1,62	1,59	1,4575	1,43			1,4575
Indhold af κ	0,001	0,01	0,001	0,02			0,001
Kilde	/1/	/1/	/1/	/1/			

Modeljorde - SZ							Valgt jordtype
Jordtype	Moræneler	Sand, fint	Sand, groft	Kalk	ny jordtype 1	ny jordtype 2	Moræneler
Effektiv porøsitet, V_V	-	0,1	0,2	0,25	0,02		0,1
Volumenvægt, ρ	kg/l	1,62	1,46	1,46	2,3		1,62
Indhold af organisk kulstof, f_{oc}	-	0,001	0,001	0,001	0,000074		0,001
Hydraulisk ledningsevne, K	m/s	1,30E-05	1,00E-05	2,00E-04	1,00E-04		1,30E-05
Kilde	/1/	/1/	/1/	/1,2/			

/1/: Jagg /2/ Erfaringstal for opsprækket kalk

Ja Nej

Konservativ faktor	Andre	Luftkoncentration
--------------------	-------	-------------------

Tilbage til input

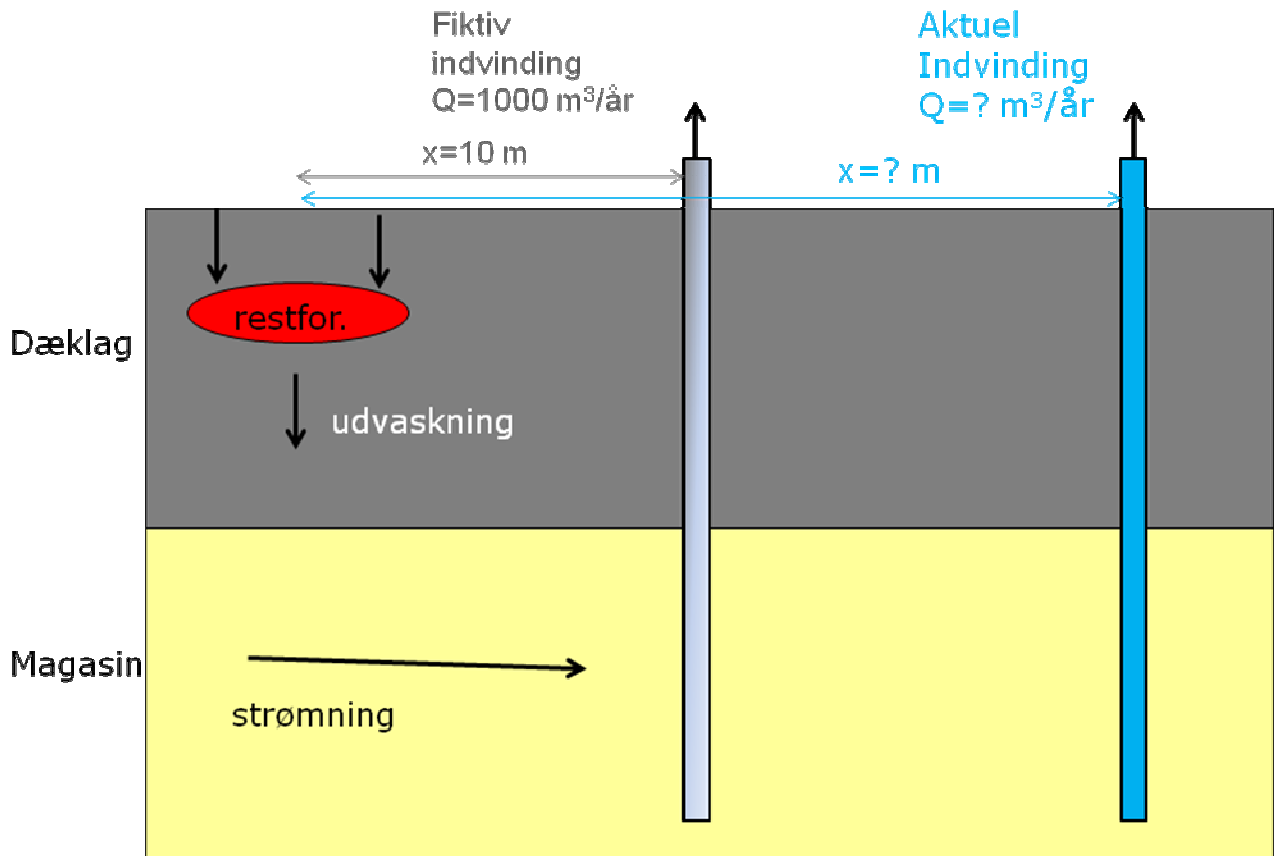
Figur 2. Oversigt over forskellige jordtyper for hhv. dæklag og den mættede zone.

Informationer om hvilken jordtype, der skal vælges til dæklaget og magasinet, findes som oftest i geologiafsnittet i rapporten fra lokaliteten. Evt. kan man supplere med geologiske informationer fra GEUS' Jupiterdatabase (www.geus.dk), hvor man enten via kort eller søgeformular kan udtrække boreprofiler fra alle borer i Danmark. Når de geologiske informationer er hentet, skal man vurdere, hvor det førstkomende betydende magasin er. Ofte vil der være tale om kalkmagasinet, men i mange tilfælde kan der over kalkmagasinet findes et regionalt sandmagasin, hvorfra der

indvindes vand. I dette tilfælde skal magasinjordtypen således være "sand", og dæklaget er dermed alene de jordlag, der ligger over sandlaget.

Bilag 3 - Antagelser

Værktøjet er baseret på følgende konceptuelle model som vist i figur 1. En restforurening er efterladt i dæklaget, hvorefter den bliver udvasket igennem dæklaget til det primære magasin. Risikoen over for grundvand er vurderet ift. forurening af en fiktiv indvindingsboring i nærområdet (10 m fra restforureningen $Q=1000 \text{ m}^3/\text{år}$).



Figur 1. Konceptuel model for beregningsværktøj

Det er lavet følgende antagelser:

1. Advektionsstyret stempelstrømning gennem dæklag
2. Gennemsnitlig forureningsfordeling
3. Fugacitet (momentan ligevægt)
4. Aftagende flux
5. Alt vand ender i indvindingsboring
6. Lineær sorption og 1. ordens nedbrydning kan tilvælges
7. Redox forholdene i dæklaget er aerobe
8. Redox forholdene i magasinet er anaerobe
9. Kun nedbrydning under transport (rater fra JAGG)

10. Eksisterende forurening (så ingen forsinkelse af gennembrud)
11. Hvis den beregnet vandkoncentration i kildeområdet er 20% af den effektive opløseligheden, er der antaget fri fase og vandkoncentrationen sættes op til opløseligheden.
12. Hvis der er fri fase, antager vi at udvaskningen sker med $J = \text{opløselighed} \cdot v_{puz} \cdot A$, indtil $C_{\text{vand}} < 0,2 \cdot C_w$
13. Det antages konstante forhold mellem de forskellige stoffer i forureningsblandingen, dvs konstante vægtprocenter og effektiv opløselighed igennem udvaskningsperioden.
14. Det antages at der ikke sker afdampning fra kilden.
15. Fugacitetsberegninger er baseret på 3 faser
16. Hvis dæklaget består af ler antages det at de øverste 10 m er opsprækket og derfor er transporten momentan og der sker ingen nedbrydning.

Bilag 4 - Ligninger for beregningsværktøjet

Forureningsfordeling og massebalance af 3 faser i ligevægt

$$M_f = V_{for} \cdot \rho_b \cdot \frac{C_t}{1000} \quad (\text{kg})$$

Hvor C_t er den målte total jordkoncentration mg/kg TS

$$V_{vand} = V_{i,uz} \cdot V_{for} \quad (\text{m}^3)$$

$$V_{luft} = V_{i,uz} \cdot V_{for} \quad (\text{m}^3)$$

$$V_{jord} = V_{i,uz} \cdot V_{for} \quad (\text{m}^3)$$

$$M_f = V_{vand} \cdot C_{f,vand} + M_{jord} \cdot C_{f,jord} + V_{luft} \cdot C_{f,luft} \quad \Rightarrow$$

$$M_f = V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot C_{f,vand} + \rho_b V_{for} \cdot C_{f,jord} + V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot C_{f,luft}$$

$$K_d = \frac{C_{f,jord}}{C_{f,vand}}$$

Jord-vand fordelingskoefficient K_d (l/kg) er forholdet mellem koncentrationen af stoffet sorberet på jordpartiklerne og stoffet opløst væskefasen (i ligevægt).

K_d afhænger af jordens organisk indhold og stoffets oktanol/vand koefficient K_{oc} . K_d kan være forskelligt i den umættede og mættede zone, afhængigt af deres indhold af organisk kulstof, dvs:

$$K_{d,uz} = f_{oc,uz} \cdot K_{oc} \quad \text{og} \quad K_{d,mz} = f_{oc,mz} \cdot K_{oc}$$

$$M_f = V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot C_{f,vand} + \rho_b \cdot V_{for} \cdot f_{oc,uz} \cdot K_{oc} \cdot C_{f,vand} + V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot C_{f,luft}$$

$$C_{f,luft} = K_H \cdot C_{f,vand}$$

Dimensionløs Henry's konstant er forholdet mellem koncentrationen af stoffet i luften og stoffet opløst væskefasen (i ligevægt)

$$M_f = V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot C_{f,vand} + \rho_b \cdot V_{for} \cdot f_{oc,uz} \cdot K_{oc} \cdot C_{f,vand} + V_{i,uz} \cdot V_{for} \cdot K_H \cdot C_{f,vand}$$

Retardation

På grund af deres affinitet for organisk stof, bevæger organiske stoffer sig langsommere end vandet. Forholdet mellem porevandets hastighed og stoffets hastighed kaldes retardationsfaktoren, R , og kan beskrives med følgende ligning:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\varepsilon} \cdot K_d \quad \rightarrow \quad R_{uz} = 1 + \frac{\rho_{b,uz}}{\varepsilon_{v,uz}} \cdot K_{d,uz} \quad \text{og} \quad R_{mz} = 1 + \frac{\rho_{b,mz}}{\varepsilon_{v,mz}} \cdot K_{d,mz}$$

$\varepsilon_{v,uz}$ er den vandmættede porøsitet i dæklaget og $\varepsilon_{v,mz}$ er den vandmættede porøsitet i dæklaget.

Udvaskning fra forureningskilden

Masseflux (udvaskning) fra kilden til dæklaget vil være:

$$J_{udv} = v_{uz} \cdot A \cdot C_{f,vand} \cdot \varepsilon_{v,vuz}$$

Hvor porevandshastighed, v_{uz} , i dæklaget kan beskrives som:

$$v_{uz} = N / \varepsilon_{v,vuz}$$

hvor N er nettonedbøren og $\varepsilon_{v,vuz}$ er den vandmættede porøsitet i dæklaget

Udvaskningstiden kan regnes som:

$$t_{udv} = \frac{M_f}{J_{udv}}$$

Transport tiden i dæklaget vil være:

$$t_{uz} = h \cdot \frac{R_{uz}}{v_{uz}}$$

hvor h er tykkelse af dæklaget

Forureningsflux fra dæklaget til magasinet

Hvis vi antager en 1. ordens nedbrydning i dæklaget, vil forureningsflux til magasinet være:

$$J_{1mz} = J_{1udv} \cdot \exp(-k_1(1,uz)/R_{1uz} t_{1uz})$$

Forureningsflux igennem magasinet til indvindingsboringen

$$J_{1ind} = J_{1mz} \cdot \exp(-k_1(1,mz)/R_{1mz} t_{1mz})$$

Porevandshastighed i magasinet er:

$$v_{mz} = i \cdot \frac{K}{\varepsilon_{v,mz}}$$

Pga. retardation er stoffets hastighed:

$$v_{f,mz} = i \cdot \frac{K}{R_{mz} \varepsilon_{v,mz}}$$

Transporttiden i magasinet til indvindingsboring vil være:

$$t_{mz} = \frac{x}{v_{f,mz}} = \frac{x}{i \cdot K / R_{mz} \varepsilon_{v,mz}} = \frac{x \cdot R_{mz} \cdot \varepsilon_{v,mz}}{i \cdot K}$$

Hvis alt vand ender i indvindingsboringen, hvor der pumpes med Q (M^3T^{-1}), vil koncentrationen i indvindingsboringen være:

$$C_{ind} = \frac{J_{ind}}{Q_{ind}}$$

Transporttid fra kilden til indvindingsboring:

$$t = t_{udv} + t_{uE} + t_{mE} = \frac{M_f}{J_{udv}} + h \cdot \frac{R_{uE}}{U_{uE}} + \frac{x \cdot R_{mE} \cdot \epsilon_{v,uE}}{i \cdot K}$$

Note: I regnearket er der taget hensyn til enhedsomregninger.

Bilag 5 – Mellemlresultater

”Mellemlresultater” arkene

I disse tre ark er det muligt at se de forskellige beregninger, der danner baggrund for resultatet, som er vist i output arkene (Figur 1). Der er mulighed for at udskrive eller aflæse værdierne, men arkene er beskyttet for at undgå, at der kan ske ændringer i beregningsformularer ved en fejl.

Man har mulighed for at udskrive de vigtigste mellemlresultater ved at trykke på den grønne knap som vist i figur 3.11. Der er også indbygget en hjælpefunktion med kommentarer i dette ark, lige som i Input arket.

Ønskes det at lave ændringer i disse ark, kan kodeordet ”bagatel” bruges til at fjerne beskyttelsen. Det anbefales dog ikke at foretage ændringer i disse ark.

MELLEMLRESULTATER				KODEORDET ER	tid til graferne	Aktuel tid til graferne	t ankomst graferne		
umættet zone tykkelse	22,000			bagatel	2493,3	2008,0	2493,3	0	490,3
ra	0,341				2493,4	2008,1	2493,4	0,1	490,4
Nedbrydning?	Nej				2493,5	2008,2	2493,5	0,2	490,5
Sorption?	Ja				2493,6	2008,3	2493,6	0,3	490,6
Kd, uz	0,979	l/kg			2493,7	2008,4	2493,7	0,4	490,7
Kd, mz	0,979	l/kg			2493,8	2008,5	2493,8	0,5	490,8
Retardationskoefficient, uz, Ruz	10,517	-			2493,9	2008,6	2493,9	0,6	490,9
Retardationskoefficient, mz, Rmz	16,868	-			2494,0	2008,7	2494,0	0,7	491,0
Vandhastighed uz, vp,uz	1,333	m/år			2494,1	2008,8	2494,1	0,8	491,1
Vandhastighed mz, vp,mz	81,994	m/år			2494,2	2008,9	2494,2	0,9	491,2
Flux fra kilde, Judv	3,243E+03	g/år			2494,3	2009,0	2494,3	1	491,3
Flux til mz, Jmz	3,243E+03	g/år			2494,4	2009,1	2494,4	1,1	491,4
Effektiv diffusionskoefficient	11,692	m ² /år			2494,5	2009,2	2494,5	1,2	491,5
Opholdstid uz, tuz	78,880	år			2494,6	2009,3	2494,6	1,3	491,6
Opholdstid mz, tmz	411,440	år			2494,7	2009,4	2494,7	1,4	491,7
Opholdstid mz, standard	2,06	år			2494,8	2009,5	2494,8	1,5	491,8
Forureningsmasse		Jordkoncentration	Vandkoncentration	Luftkoncentration	2494,9	2009,6	2494,9	1,6	491,9
		0,00	0,00	48,11	2495,0	2009,7	2495,0	1,7	492,0
0,00		0,00		550,12	2495,1	2009,8	2495,1	1,8	492,1
0,00		0,00		60,80	2495,2	2009,9	2495,2	1,9	492,2
0,00		0,00			2495,3	2010,0	2495,3	2	492,3
					2495,4	2010,1	2495,4	2,1	492,4
	78,88033375				2495,5	2010,2	2495,5	2,2	492,5
					2495,6	2010,3	2495,6	2,3	492,6
					2495,7	2010,4	2495,7	2,4	492,7
					2495,8	2010,5	2495,8	2,5	492,8
					2495,9	2010,6	2495,9	2,6	492,9
I fortiden	t	flux	concentration		2496,0	2010,7	2496,0	2,7	493,0
forureningsstart	2003	3,24E+03	3,24E+01		2496,1	2010,8	2496,1	2,8	493,1
ankomsttid	2493,3	3,24E+03	3,24E+01		2496,2	2010,9	2496,2	2,9	493,2
					2496,3	2011,0	2496,3	3	493,3
forureningsstart	2003		2352960,00		2496,4	2011,1	2496,4	3,1	493,4
årstal i dag	2008		2352960,00		2496,5	2011,2	2496,5	3,2	493,5
					2496,6	2011,3	2496,6	3,3	493,6
					2496,7	2011,4	2496,7	3,4	493,7
					2496,8	2011,5	2496,8	3,5	493,8
					2496,9	2011,6	2496,9	3,6	493,9
					2497,0	2011,7	2497,0	3,7	494,0
					2497,1	2011,8	2497,1	3,8	494,1

Figur1 Eksempel på mellemlresultater ark

De forskellige ark udfører følgende beregninger:

Mellemlresultater: Risikoen for den aktuelle indvindingsboring

Mellemlresultater std2: Risikoen for grundvandsressourcen (den fiktive indvindingsboring (x=10 m, Q=1000 m³/år)

Bilag 6.1 – Resultater fra test af aktuelle sager

Orbicon har testet modellen med data fra 4 forskellige sager med olie- og benzinforureninger. På alle lokaliteter var den største del af forureningen fjernet, men der var af forskellige grunde efterladt restforureninger. I alle 4 sager havde Orbicon vurderet at restforureningerne ikke udgjorde en risiko for grundvandet. Nedenstående tabel giver et overblik over konklusionerne fra de testede sager og resultaterne fra Beregningsværktøjet.

Table 1. Resultater fra testsager. Der hvor teksten er under flere overskrifter betyder det at konklusion er den samme

Sag	Forurening Type/Stof/Mængde	Risiko for grundvandsressourcen	
		Med nedbrydning	Uden nedbrydning
Holbæk Landevej	Renstof /Benzen 1 kg	Risiko frem til år 2012	
Sørby Hovedgade	Benzin /Total kulbrinter 120 kg	Ingen risiko	Risiko ved ankomst til det primære magasin i 2241
Algade	Benzin /Total kulbrinter 343 kg	Risiko for ressourcen frem til 2036 Risiko for indvindingsboringen 1500 m nedstrøms ved ankomst i 2314 og fremad	
Jyllandsgade	Benzin /Total kulbrinter 11 kg	Ingen risiko	

Følgende bemærkninger sammenfatter Orbicons konklusioner i forbindelse med testningen:

- Al nødvendigt input information til regnearket (fx geologi, forureningsforhold, størrelse af det forurenede område) er som regel tilgængelig fra tidligere undersøgelser/afværge for lokaliteter der typisk vil indgå i bagatelgrænsevurderingen.
-
- Information om Nettonedbør kan indhentes fra JAGG's databaser og information om hydraulisk gradient kan aflæses fra JAGG SCREENING /2/.
- Den konceptuelle model bagatelværktøjet er baseret på er forenklet så det kan ofte være nødvendigt at lave antagelse ift. den aktuelle geologi / hydrogeologi på lokaliteten.
- Resultater fra beregningsværktøjet er generelt i overensstemmelse med de eksisterende vurderinger angående risiko overfor grundvandet. Der er dog sket en nuancering af vurderingen ved anvendelse af værktøjet