



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Afprøvning af GrundRisk Risikovurdering Pesticidpunktkilder

Miljøprojekt nr. 2105

*Teknologiprogrammet for
jord- og
grundvandsforurening*

Oktober 2019

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Gitte Lemming Søndergaard, Rambøll

ISBN: 978-87-7038-115-4

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	6
Sammenfatning	7
1. Indledning	12
1.1 Baggrund for projekt	12
1.2 Formål og afgrænsning	12
1.2.1 Projektets 3 faser	13
1.3 Kort beskrivelse af GrundRisk Risikovurdering	13
2. Fase 1: Udvælgelse af lokaliteter og fastsættelse af parameterværdier	16
2.1 Udvalgte lokaliteter	16
2.2 Fastsættelse af parameterværdier til risikovurdering	17
2.2.1 Afgrænsning af kildeområder (kildeareal)	17
2.2.2 Kildekoncentrationer	17
2.2.3 Indledende versus videregående data	18
3. Fase 2: Break-even scenarier for fiktive standardcases med lav kildekonzentration	19
3.1 Beskrivelse af fiktive standardcases	19
3.2 Risikovurdering for standard-cases	21
3.3 Beregning af break-even tilstande (Model 5)	22
3.3.1 Model 5 med nedbrydning	26
3.4 Beregning af break-even tilstande for situation med nedbrydning (Model 1, 2 og 3)	27
3.4.1 Break-even tilstande for Model 1: Homogen vandmættet ler	28
3.4.2 Break-even tilstande for Model 2: Opsprækket vandmættet ler	30
3.4.3 Break-even tilstande for Model 3: Umættet sand	35
3.5 Opsummering baseret på break-even beregninger	40
4. Fase 3: Risikovurdering for Trommeslagervej samt følsomhedsanalyse	42
4.1 Introduktion til Trommeslagervej	42
4.1.1 Valg af model samt nedbrydning	43
4.1.2 Modelparametre	44
4.2 Trommeslagervej: Risikovurdering baseret på indledende datasæt	46
4.3 Trommeslagervej: Risikovurdering baseret på videregående datasæt	49
4.3.1 Konklusion på risikovurdering	50
4.3.2 Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer	51
4.4 Følsomhedsanalyse	52
4.4.1 Metode	52
4.4.2 Resultat af følsomhedsanalyse	54
4.5 Kort opsummering for Trommeslagervej	57
5. Fase 3: Risikovurdering for maskinstation ved Aike samt følsomhedsanalyse	58

5.1	Introduktion til maskinstationen ved Aike	58
5.1.1	Modelvalg og nedbrydning	60
5.1.2	Modelparametre	60
5.2	Risikovurdering baseret på indledende datasæt	62
5.3	Risikovurdering baseret på videregående datasæt	63
5.3.1	Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer	64
5.4	Følsomhedsanalyse, maskinstation ved Aike	67
5.4.1	Metode	67
5.4.2	Resultat af følsomhedsanalyse	67
5.5	Kort opsummering for maskinstationen ved Aike	70
6.	Fase 3: Risikovurdering for Pilkestræde samt følsomhedsvurdering	72
6.1	Introduktion til Pilkestræde samt valg af model	72
6.1.1	Modelvalg og nedbrydning	73
6.1.2	Modelparametre	73
6.2	Risikovurdering baseret på indledende datasæt	74
6.3	Risikovurdering baseret på videregående datasæt	76
6.3.1	Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer	78
6.4	Følsomhedsanalyse, Pilkestræde	79
6.4.1	Metode	79
6.5	Kort opsummering for Pilkestræde	83
7.	Opsummering og anbefalinger	84
7.1	Risikovurdering for de tre udvalgte lokaliteter	84
7.1.1	Indledende versus videregående datasæt	85
7.1.2	Fastsættelse af kildekonzentrationer og kildeareal	85
7.2	Break-even scenarier for standard cases	85
7.2.1	Uddybende resultater fra break-even beregningerne	87
7.3	Betydende parametre, som der bør være fokus på at have en god bestemmelse af	88
7.4	Generelle konklusioner og anbefalinger vedr. anvendelsen af GrundRisk for pesticidpunktkilder	89
7.4.1	Valg af model	89
7.4.2	Vigtigste parametre samt fastsættelse af parametre	89
	Kildekonzentration	90
	Infiltration ⁹²	
7.4.3	Øvrige opmærksomhedspunkter ved risikovurdering af pesticider	93
8.	Referencer	94
Bilag 1.	Trommeslagervej	96
Bilag 1.1	Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser	96
Bilag 1.2	Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelser	98
Bilag 1.3	Sammenligning af beregnede og målte koncentrationer for indvindingsboringen 218.946	99
Bilag 2.	Maskinstation ved Aike	102
Bilag 2.1	Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser	102
Bilag 2.2	Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelser	103
Bilag 3.	Pilkestræde	106

Bilag 3.1	Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser	106
Bilag 3.2	Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelse	108

Forord

Miljøstyrelsen har udviklet et nyt værktøj til risikovurdering af grundvandstruende lokaliteter, GrundRisk.

Miljøstyrelsen har under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening igangsat dette projekt, som har til formål at afprøve det nye risikovurderingsværktøj for pesticidforurenede lokaliteter.

Region Sjælland er bygherre for projektet, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Projektet er udført med Rambøll som bygherrerådgiver.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med følgende deltagere:

Anette Dohm, Region Nordjylland
Lotte Banke, Region Midtjylland
Helle Larson, Region Midtjylland
Tove Svendsen, Region Syddanmark
Lars Frimodt Pedersen, Region Syddanmark
Nanette Levanius Schouw Christiansen, Region Sjælland
Henrik Jannerup, Region Sjælland
Henriette Kern-Jespersen, Region Hovedstaden
Nanna Isbak Thomsen, Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR)
Kurt Møller, Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR)
Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Jesper Schiøtt Jensen, Miljøstyrelsen
Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Sammenfatning

Risikovurdering af udvalgte pesticidlokaliteter

Miljøstyrelsens beregningsværktøj, GrundRisk, til risikovurdering af grundvandstruende forureninger, er afprøvet for tre pesticidforurenede lokaliteter. GrundRisk består af fem vertikale modeller for forskellige forureningsforhold koblet til den samme horisontale model for grundvandstransporten. Model 5 er den simpleste model, hvor forureningskilden ligger lige over grundvandsmagasinet. Model 1 inkluderer et dæklag af ler mellem forureningskilden og grundvandet, og Model 2 inkluderer et dæklag af opsprækket ler. Model 3 og 4 beskriver en forureningskilde beliggende i en umættet zone. I Model 3 styres forureningsspredningen således både af advektion med infiltrerende vand samt diffusion i luftfasen. Model 4 antager at forureningskilden er dækket af en impermeabel overflade (f.eks. en bygning), der er væsentligt større end forureningskilden, hvorfor stoftransporten udelukkende sker i luftfasen.

Ud fra den udførte risikovurdering med GrundRisk, er det vurderet, om lokaliteterne udgør en risiko for grundvandet baseret på de beregnede koncentrationer 100 m nedstrøms fra kilden. Alle tre lokaliteter ligger tæt på indvindingsboringer, og de beregnede koncentrationer i indvindingsboringerne er sammenlignet med faktisk fundne koncentrationer. Derudover er der foretaget følsomhedsanalyser af beregningerne for at undersøge hvilke parametre, der påvirker resultatet mest, og som der dermed bør være fokus på at få en god bestemmelse af ved forureningsundersøgelser.

På baggrund af risikovurderingen blev det fundet, at:

- De fundne pesticidindhold på alle tre lokaliteter udgør en risiko for grundvandet baseret på de beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Dette er uanset, om risikovurderingen blev foretaget på baggrund af data fra den indledende undersøgelse eller data fra den videregående undersøgelse.
- Ved sammenligning med de fundne koncentrationer i indvindingsboringerne sås der god overensstemmelse for lokaliteten Trommeslagervej, delvis overensstemmelse for lokaliteten ved Alke og mindre god overensstemmelse for lokaliteten Pilkestræde, hvor koncentrationen af især desphenyl-chloridazon overestimeredes.
- For alle lokaliteter er der væsentlige usikkerheder forbundet med at sammenligne målte og beregnede koncentrationer i indvindingsboringerne. Dette skyldes f.eks. variable indvindingsmønstre over tid, tilstedeværelse af andre kilder i oplandet og komplekse geologiske forhold, der medfører usikkerhed på strømningsbilledet

Break-even beregninger for standardlokalitet

Der er udført såkaldte "break even beregninger" for en standardlokalitet med et kildeareal på 25 m² ved brug af Model 5, Model 1, Model 2 og Model 3. Disse beregninger har blandt andet til formål at undersøge hvilke kildekonzentrationer, der fører til break-even med grundvandskvalitetskriteriet (GKK) i kontrolpunktet 100 m nedstrøms forureningskilden. Break-even betegner her situationen, hvor den beregnede koncentration i kontrolpunktet er lig med GKK.

For situationen, hvor der ikke inkluderes nedbrydning fås med Model 1, 2 og 5, at kildekonzentrationer under 3,2 µg/l ikke vil udgøre en risiko for grundvandet, idet der beregnes koncentrationer i kontrolpunktet under 0,1 µg/l. Dette svarer til en forureningsflux på 20 mg/år. Der er som udgangspunkt anvendt en infiltrationsrate på 250 mm/år. Der er desuden foretaget bereg-

ninger med en lavere infiltrationsrate på 100 mm/år. I dette tilfælde vil kildekonzentrations under 6 µg/l ikke udgøre en risiko for grundvandet. De resulterende break-even koncentrationer ses i TABEL 1 med forskellige modeller og forskellige nedbrydningsforhold.

Beregningerne er udført for dichlorprop, men resultatet kan overføres til andre pesticider så længe, der ikke inkluderes nedbrydning, idet sorptionen ikke vil få betydning, da modellerne er stationære. Det skal desuden bemærkes, at resultaterne i TABEL 1 ikke skal opfattes som generelle grænser for hvilke kildekonzentrations, der udgør en risiko for grundvandet. Dette vil nemlig variere fra lokalitet til lokalitet afhængig af de specifikke parametre.

Såfremt nedbrydning inkluderes i beregningen, vil break-even koncentrationen for den simpleste model (Model 5), hvor der ikke sker nedbrydning i et dæklag, stige til 5 µg/l grundet den eventuelle nedbrydning i grundvandet. For Model 1, har det større betydning at inkludere nedbrydning, da denne inkluderer nedbrydning både i dæklaget og i grundvandet. Herved fås en break-even koncentration på 12 µg/l. Betydningen af at inkludere nedbrydning er mere begrænset for Model 2 (opsprækket moræneler), hvor opholdstiden i moræneleren er lavere pga. sprækker. Der fås derfor en break-even koncentration på 5,2 µg/l, dvs. næste samme værdi som for Model 5, som ikke inkluderer den vertikale nedbrydning. Bemærk, at der i beregningerne ikke er taget højde for dannelsen af nedbrydningsprodukter ved nedbrydning af dichlorprop.

For Model 3 er der foretaget beregninger både for dichlorprop, som ikke er flygtigt, samt for p,p'-DDE (p,p'-dichlorodiphenyldichloroethylen, et nedbrydningsprodukt fra DDT) som er flygtigt. Grundet spredningen i gasfasen vil der for p,p'-DDE først ved en kildekonzentrations over 7,8 µg/l ses overskridelse af GKK i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. For dichlorprop, som ikke er flygtigt, fås samme break-even koncentration som med Model 1,2 og 5, når nedbrydning ikke medtages.

TABEL 1. Kildekoncentrationer, der fører til break-even med grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Der er tale om en lokalitet med et kildeareal på 25 m². Model 1, 2 og 3 inkluderer et 5 m dæklag. Grundvandsmagasinet er et sandmagasin med en grundvandshastighed på 40 m/år. Der er foretaget beregninger for to forskellige værdier af infiltrationsraten. Dichlorprop er anvendt som modelstof og i scenarier med nedbrydning, er en anaerob nedbrydningsrate på 0,0005 dag⁻¹ anvendt. For Model 3 er der desuden udført beregninger for stoffet p,p'-DDE som eksempel på et flygtigt stof. Øvrige beregningsparametre ses af TABEL 5.

	Infiltration 250 mm/år			Infiltration 100 mm/år		
	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal
Break-even kildekonzentration						
Model 5	3,2 µg/l	-	5 µg/l *	6 µg/l	-	9,6 *
Model 1	3,2 µg/l	8 µg/l	12 µg/l	6 µg/l	53 µg/l	83 µg/l
Model 2	3,2 µg/l	3,3 µg/l	5,2 µg/l	6 µg/l	8 µg/l	13 µg/l
Model 3 – dichlorprop	3,3 µg/l	4,8 µg/l	7.4 µg/l	6 µg/l	16 µg/l	24 µg/l
Model 3 – p,p'-DDE	7,8 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig	17 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig

* Kun horisontal nedbrydning inkluderet

Hvis risikovurderingen foretages for sum af pesticider og ikke for et enkelt stof, beregnes break-even koncentrationen i forhold til kriteriet for sum af pesticider på 0,5 µg/l. Herved fås, for situationen uden nedbrydning, en break-even kildekonzentration på 15,7 µg/l i stedet for 3,2 µg/l.

Hvis der ses på break-even med grundvandskvalitetskriteriet for den beregnede koncentration i en standardindvindingsboring med en indvindingsrate på 10.000 m³/år vil kildekonzentrationen kunne være op til ca. 170 µg/l før kriteriet er overskredet (infiltration på 250 mm/år).

Opsummering af anbefalinger vedr. anvendelse af GrundRisk som risikovurderingsværktøj for pesticid-lokaliteter

Baseret på afprøvningen af GrundRisk for pesticidpunktkilder vurderes det overordnet set, at GrundRisk er anvendelig til risikovurdering af denne type punktkilder. For de tre case-lokaliteter sås enten at koncentrationer i indvindingsboringen stemte godt overens, eller blev overestimeret. I et enkelt tilfælde sås også, at koncentrationen blev underestimeret, men dette vurderes at skyldes tilstedeværelse af en anden forureningskilde i oplandet.

Der er identificeret følgende opmærksomhedspunkter og anbefalinger i forhold til anvendelse af GrundRisk for pesticidpunktkilder

- De modeller der er relevante for pesticidpunktkilder er især *Model 1: Homogen vandmættet ler*, hvor der inkluderes transport gennem et dæklag inden grundvandet træffes; *Model 2: Opsprækket vandmættet ler*, hvor der inkluderes transport gennem opsprækket moræneler og *Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet*.
- Model 3 og 4 beskriver forureningstransporten fra en kilde beliggende i umættet zone, og er især relevante for flygtige stoffer. Pesticider har generelt lav flygtighed, hvorfor disse modeller typisk ikke er relevante for pesticider.
- Model 5 er den simpleste og mest konservative model. Såfremt der ikke inkluderes nedbrydning under den vertikale transport i dæklaget, vil Model 1 og Model 2 give samme resultat som Model 5. Såfremt der ikke inkluderes nedbrydning i dæklaget, kan Model 5 derfor vælges.
- Ved fastsættelse af kildekonzentrationer anbefales det at anvende de maksimalt fundne koncentrationer for det enkelte stof, når datagrundlaget er lille, hvilket især er gældende for indledende undersøgelser. For de videregående undersøgelser vil det i højere grad være muligt at afgrænse kildeområdet og vurdere en gennemsnitlig koncentration, der kan repræsentere dette kildeområde.
- Selvom vidensniveauet i indledende undersøgelser sjældent vil være tilstrækkeligt til at få vished om, at nedbrydning af pesticider foregår, vil der alligevel være en værdi i at inkludere nedbrydningsberegninger for at undersøge, om nedbrydning potentielt vil kunne reducere koncentrationerne tilstrækkeligt, og om det dermed er værd at undersøge nærmere i forbindelse med de videre undersøgelser.
- Såfremt nedbrydning inkluderes, er det vigtigt at være opmærksom på, om der kan dannes persistente nedbrydningsprodukter ved nedbrydningen af stoffet. Ved at tilvælge "sekventiel nedbrydning" i GrundRisk er det muligt at simulere dannelsen af nedbrydningsprodukter for udvalgte pesticider for hvilke der ofte observeres nedbrydningsprodukter, se TABEL 2.
- GrundRisk er som udgangspunkt tænkt til risikovurdering for ét stof ad gangen. Såfremt, der ikke medtages nedbrydning i beregningen, kan der dog godt udføres en risikovurdering for sum af pesticider, hvor sumkoncentrationen anvendes som kildekonzentration. Da GrundRisk modellerne er stationære modeller, der beregner koncentrationen i et kontrolpunkt, når der er sket fuldt gennembrud, vil sorptionen ikke påvirke resultatet.

TABEL 2. Oversigt over pesticider, hvor der er mulighed for at regne med sekventiel nedbrydning til et nedbrydningsprodukt. (Miljøstyrelsen, 2018).

Pesticid/moder-stof	Nedbrydningsprodukt ved sekventiel nedbrydning i GrundRisk	Bemærkning
Dichlobenil	BAM	
Chloridazon	Desphenyl-chloridazon	Methyl-desphenyl-chloridazon er også et muligt nedbrydningsprodukt, men modelleres ikke i GrundRisk
Glyphosat	AMPA	
Dichlorprop	4-CPP	Kræver anaerobe forhold
Atrazin	Deethylatrazin	Hydroxyatrazin og desisopropylatrazin er andre mulige nedbrydningsprodukter, som ikke modelleres i GrundRisk

Betydende parametre, som der bør være fokus på at have en god bestemmelse af

Der er udført en række følsomhedsanalyser for at undersøge, hvilke modelparametre, der påvirker resultatet af risikovurderingen mest, og som der bør være fokus på at få en god bestemmelse af ved forureningsundersøgelser.

De udførte følsomhedsanalyser for de tre lokaliteter viste, overordnet set, at den beregnede koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er mest følsom overfor:

- Grundvandshastigheden (i det magasin, som skal beskyttes) bestemt ved parametrene hydraulisk konduktivitet, porøsitet og gradient. Af disse parametre udgør størrelsen på den hydrauliske konduktivitet ofte den største usikkerhed, især hvis der ikke er udført specifikke undersøgelser på lokaliteten til bestemmelse heraf. Ved indledende undersøgelser føres borer sjældent til det magasin, som skal beskyttes og derfor er der sjældent bestemt hydraulisk konduktivitet for dette magasin.
- Kildekoncentrationen
- Kildens længde
- Infiltrationsraten

Desuden viste de udførte følsomhedsanalyser, at den beregnede forureningsflux (masse/tid) samt koncentrationen i en nedstrøms indvindingsboring er mest følsom overfor:

- Kildekoncentrationen
- Kildens areal (længde og bredde)
- Infiltrationsraten

Koncentrationen i indvindingsboringen vil desuden være følsom overfor indvindingsraten i boringen.

Herudover kan inklusion af nedbrydning generelt have stor betydning for risikovurderingen, især hvis Model 1 (homogen vandmættet ler) anvendes. Det er dog observeret, at de anaerobe nedbrydningsrater for de pesticider, der er regnet på, kun har begrænset betydning for resultatet især når Model 2 benyttes, da opholdstiden i dæklaget er lille i opsprækket moræneler. For indledende undersøgelser vil vidensniveauet sjældent være tilstrækkeligt til at opnå sikkerhed for, at der foregår nedbrydning af pesticider. Det kan dog stadig give mening at udføre beregninger, der inkluderer nedbrydning, for at undersøge om dette gør en forskel for risikovurderingen. Herudfra kan det så vurderes, om det giver mening at undersøge nedbrydning nærmere i forbindelse med den videregående undersøgelse.

Grundvandshastigheden er den enkeltparameter, der typisk har størst indflydelse på resultatet af risikovurderingen med GrundRisk. Dette skyldes, at grundvandshastigheden påvirker den fortynding, der sker når forureningen rammer det primære magasin. Det er derfor meget afgørende for risikovurderingens resultat, hvilken grundvandshastighed, der regnes med. For at opnå bedre bestemmelser af de hydrauliske konduktiviteter kan der udføres lokalitetsspecifikke undersøgelser, hvor den hydrauliske konduktivitet vurderes ud fra f.eks. slugtests, pumpetests, eller beregninger ud fra kornstørrelsesfordelinger. Dette vil forbedre datagrundlaget til vurdering af grundvandshastigheden, men er sjældent en option ved indledende undersøgelser, hvor det er undtagelsen, at der bores til det magasin, som skal beskyttes.

Ligeledes er kildekonzentrationen, såvel som kildens størrelse, af stor betydning for risikovurderingsresultatet. Jo flere boringer, der udføres, jo bedre vil forureningskilden kunne afgrænses og en realistisk kildekonzentration fastsættes. Der er dog flere faktorer, der spiller ind på antallet af udførte boringer og deres placering, f.eks. tilgængelighed og risici for spredning af forurening ved udførelse af boringer i hotspots. Endelig vil økonomien spille ind på antallet af boringer, der udføres.

Endelig gøres der opmærksom på, at selvom grundvandets strømningsretning ikke indgår i risikovurderingen, så har den selvfølgelig betydning for, hvor forureningen bevæger sig hen. Ved beregningen af forureningskoncentrationen i en nedstrøms indvindingsboring antager GrundRisk, at hele forureningsfanen indfanges af indvindingsboringen. I virkeligheden er strømningsbilledet ofte mere komplekst, og lokaliteten kan f.eks. være placeret ved et vand-skel, hvor grundvandet kan strømme i flere retninger. Strømningsretningen kan ligeledes påvirkes af ændrede indvindingsmængder for de enkelte boringer på en kildeplads.

1. Indledning

1.1 Baggrund for projekt

GrundRisk Risikovurdering (Miljøstyrelsen 2016; Miljøstyrelsen 2017) består af 5 forskellige vertikale modeller, der er koblet til den samme horisontale model for grundvandstransporten. Formålet med GrundRisk Risikovurdering er at vurdere påvirkningen fra en punktkilde i et nedstrøms kontrolpunkt i grundvandet. De 5 forskellige vertikale modeller er:

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

GrundRisk Risikovurdering vil fremadrettet blive benyttet til risikovurderinger, når regionerne gennemfører undersøgelse af pesticidpunktkilder. Erfaringsgrundlaget for risikovurdering af pesticider er begrænset i forhold til andre stoffer som olie, benzin, chlorerede opløsningsmidler mv., og derfor har der ikke været så stort fokus på pesticider i afprøvningen af GrundRisk i Miljøstyrelsen (2016; 2017). Ligesom for andre stofgrupper, bør vi sikre os, at risikoværktøjet giver retvisende resultater, da konsekvenserne af en forkert risikoberegning er nødvendige eller manglende administrative kortlægninger af forurening for grundejere samt forkert anvendelse af regionens midler til grundvandsindsatsen (enten for få eller for mange sager).

Dette projekt skal ideelt dække to behov på området, identificeret af Region Sjælland:

- **Behov #1:** Grundvandsrisikoen er styrende for prioriteringen af pesticidpunktkilder, da der sjældent er forbundet indeklimaproblemer eller jordflytningsproblemer i forbindelse med fund af pesticider. Vi har en formodning om, at selv lave koncentrationer af pesticider (under 1 µg/l) vil resultere i en beregnet grundvandsrisiko ved risikovurderingen. Dette kan medføre rigtig mange nye V2 kortlægninger, og at den offentlige indsats undoubtedly vil blive udvidet med mange forureninger, som sandsynligvis ikke udgør en reel grundvandstrussel. Derfor ønskes risikovurderingen af pesticidpunktkilder med lave kildekonzentrationer nærmere undersøgt.
- **Behov #2:** Der eksisterer efterhånden en række meget velundersøgte pesticidpunktkilde-sager, hvor der ligger indvindingsboringer nedstrøms, dvs. med kendte faktuelle risikoforhold. Det ønskes at gennemføre en test af hvilken risiko GrundRisk-værktøjet kommer frem med i disse sager. Sagerne skal repræsentere forskellige geologiske forhold, der dækker både Jylland og Sjælland. Her kunne det være interessant med en følsomhedsanalyse af hvilke felt-parametre, det er vigtigt at få medtaget i undersøgelser, samt hvilke der har størst indflydelse på risiko-beregningerne.

1.2 Formål og afgrænsning

Formålet med dette projekt er at afprøve GrundRisk Risikovurdering for pesticid-sager. På denne baggrund fremsættes der anbefalinger til den fremadrettede anvendelse af værktøjet i forhold til pesticidpunktkilder. Følgende forhold søges belyst:

- Er GrundRisk anvendelig til risikovurdering af pesticid-lokaliteter?
- Hvilke parametre er det vigtigt at få fastlagt i de indledende undersøgelser, fordi de har stor betydning for risikovurderingen?

- Hvilke kildekonzentrations vil typisk ikke udgøre et problem for grundvandet? (ud fra givne forudsætninger)

1.2.1 Projektets 3 faser

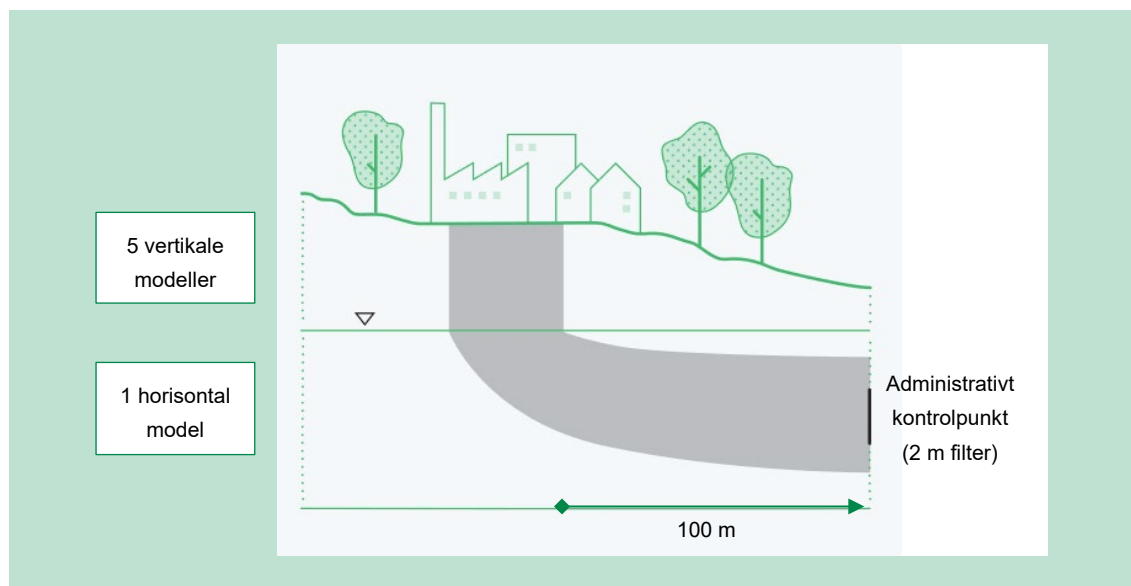
Projektet er opdelt i 3 faser. En kort beskrivelse ses herunder:

- **Fase 1:** Udvalgelse af lokaliteter til brug for Fase 3, samt fastsættelse af parameter-værdier til risikovurdering med GrundRisk
- **Fase 2:** Break-even scenarier for fiktive standardcases med lave kildekonzentrations
- **Fase 3:** Afprøvning af GrundRisk på de 3 udvalgte lokaliteter samt følsomhedsanalyse og sammenligning med fund i indvindingsboringer

De regioner, der har stillet cases til rådighed for projektet har bidraget til at fastsætte parameter-værdier til brug for risikovurderingen. Parameter-værdier er fastsat dels baseret på de indledende forureningsundersøgelser for lokaliteter og dels baseret på de videregående forureningsundersøgelser for lokaliteten.

1.3 Kort beskrivelse af GrundRisk Risikovurdering

GrundRisk Risikovurdering er et værktøj, der er tilgængeligt online via login på Miljøportalen. Det omfatter 5 forskellige vertikale modeller til beskrivelse af forureningstransporten fra kilde til grundvand. Alle 5 modeller er koblet til den samme horisontale model, der beskriver forureningstransporten til det administrative kontrolpunkt beliggende 100 m nedstrøms fra lokaliteten.



FIGUR 1. GrundRisk Risikovurdering

Alle modeller er stationære ("steady state") modeller, der antager en konstant påvirkning fra en forureningskilde. Dette betyder, at modellerne antager, at der er sket gennembrud af forurening i det kontrolpunkt, der kigges på. Forureningskoncentrationer vil således variere over sted, men ikke over tid. Modellerne er således ikke anvendelige til at vurdere tidlig udvikling i en forureningsfane eller ankomsttider i et nedstrøms punkt. Af samme årsag, vil sorption ikke have betydning for risikovurderingsresultatet. Formålet med GrundRisk Risikovurdering er at foretage en realistisk konservativ risikovurdering baseret på forholdsvis få data (svarende til indledende V2 undersøgelse). I modsætning til tidligere praksis med værktøjet JAGG, er der med GrundRisk åbnet mere op for at inddrage nedbrydning i risikovurderingen. Til det formål

er der udgivet et litteraturstudium med opdaterede anbefalede nedbrydningsrater samt vurderede minimums- og maximumsværdier, som disse kan variere mellem (Miljøstyrelsen, 2018). Sideløbende med dette TUP-projekt er der igangsat et TUP-projekt, der netop har fokus på at komme med anbefalinger til hvornår nedbrydning kan inkluderes i GrundRisk Risikovurdering.

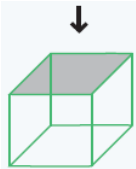
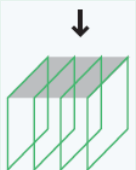
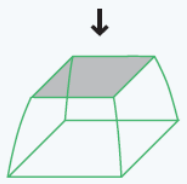
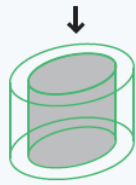
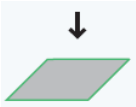
De 5 GrundRisk modeller er kort beskrevet i TABEL 3 herunder. Model 5 er den simpleste model, hvor forureningskilden er beliggende lige over grundvandet. De øvrige modeller inkluderer transporten i et dæklag over grundvandet. Såfremt der ikke medtages nedbrydning i beregningen, vil Model 1 og 2 give samme resultat som Model 5. Dette skyldes, at gennembrudskoncentrationerne i de stationære modeller således vil være de samme som i den simple Model 5. Model 3 og 4 beskriver spredningen fra en forureningskilde beliggende i umættet zone og ned til grundvandet. I disse modeller sker der spredning af forurening i luftfasen i den umættede zone. Forureningskilden vil dermed dække et større areal i fladen lige over grundvandet end det angivne kildeområde. Grundet denne udspredning i luftfasen, vil Model 3 og Model 4 ikke give samme resultat som de øvrige modeller, selvom nedbrydning ikke medtages.

Alle 5 modeller giver følgende beregningsresultater:

- Koncentration ($\mu\text{g/l}$) i et nedstrøms kontrolpunkt i grundvandet
- Forureningsflux (kg/år), der beskriver den forureningsmasse der tilføres grundvandet pr. år i grundvandet. Med modellerne beregnes følgende resultater
- Koncentration ($\mu\text{g/l}$) i en nedstrøms indvindingsboring

Idet langt størstedelen af pesticiderne ikke er flygtige, er der i denne rapport fokuseret på anvendelsen af Model 1, 2 og 5. Der er dog også lavet beregninger med Model 3 for at illustrere betydningen af gasfasetransporten og for at undersøge forskellen på at anvende en mættet og en umættet model.

TABEL 3. Kort beskrivelse af de 5 vertikale GrundRisk-modeller, Den grå flade angiver bunden 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 nederste horisontale flade på figuren.

Model	Kort beskrivelse
Model 1: Homogen vandmættet ler 	Forureningskilde beliggende i vandmættet ler. Modellen beskriver transporten gennem ler til det førstkommande magasin samt videre til et kontrolpunkt nedstrøms i grundvandet
Model 2: Opsprækket vandmættet ler 	Forureningskilde beliggende i opsprækket vandmættet ler. Modellen beskriver transporten gennem den opsprækkede ler til det førstkommande magasin samt videre til et kontrolpunkt nedstrøms i grundvandet.
Model 3: Umættet sand 	Forureningskilde beliggende i umættet sand. Modellen beskriver transporten gennem den umættede zone til grundvandet og videre til et kontrolpunkt nedstrøms i grundvandet. Forureningstransporten i den umættede zone sker både ved advektiv transport i vandfasen samt ved diffusiv transport i gasfasen, såfremt der er tale om flygtige stoffer. Grundet gasfasetransporten vil forureningskilden spredes horisontalt. Forureningens areal vil derfor være større ved toppen af grundvandet end i kildeområdet.
Model 4: Umættet sand med impermeabelt dæklag 	Forureningskilde beliggende i umættet sand. Kildeområdet er dækket af et impermeabelt dæklag f.eks. en bygning. Forureningstransporten vil derfor ikke være styret af infiltrerende vand, men udelukkende af transport i gasfasen. Modellen beskriver transporten til det førstkommande magasin samt videre til et kontrolpunkt i grundvandet.
Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet. 	I denne model ligger forureningskilden lige over grundvandet. Den giver anledning til en nedadrettet forureningsflux til grundvandet. Modellen beskriver transporten i det underliggende grundvandsmagasin samt koncentrationen i et kontrolpunkt i grundvandet.

2. Fase 1: Udvælgelse af lokaliteter og fastsættelse af parameterverdier

2.1 Udvalgte lokaliteter

Der er udvalgt 3 lokaliteter som cases for projektet. For disse skal der foretages risikovurdering ved brug af en af GrundRisk-modellerne, samt sammenlignes med fundne koncentrationer nedstrøms eller i en indvindingsboring.

Følgende kriterier for valg af lokaliteter blev fastlagt:

- Forskellig geologi skal være repræsenteret, dvs. både lokaliteter med forureningskilder beliggende i ler og sand.
- Der må gerne være enkelte lokaliteter med mere kompleks geologi for at teste anvendelsen af GrundRisk på en sådan lokalitet, men der skal også gerne indgå lokaliteter med mere simpel geologi.
- De skal repræsentere forskellige GrundRisk-modeller - 3 af modellerne 1, 2, 3 og 5 skal være repræsenteret.
- Der skal være en kendt risiko, der kan sammenlignes med i Fase 3. Dvs. nedstrøms målinger i grundvand eller fund i indvindingsboring. Der skal således være foretaget videregående undersøgelser.
- Pesticiderne skal repræsentere nogle af dem vi oftest finder. Der kan her tages udgangspunkt i listen fra Miljøstyrelsen 2018, der repræsenterer oftest fundne pesticider:

- BAM (2,6-dichlorbenzamid)
- Dichlorprop
- MCPP (Mechlorprop)
- Bentazon
- Desisopropyl-atrazin
- Hexazinon
- Atrazin
- Desethylatrazin
- 2,4-dichlorphenol
- MCPA
- Chloridazon og dens metabolitter (desphenyl-chloridazon og methyl-desphenyl-chloridazon)

Ud fra et antal lokaliteter foreslået af de fem regioner, er der udvalgt 3 case lokaliteter, der alle er maskinstationer med vaskeplads. En kort beskrivelse af lokaliteterne ses i TABEL 4.

TABEL 4. Oversigt over de 3 lokaliteter, der er udvalgt som cases for projektet

Lokalitet	Trommeslagervej	Maskinstation ved Aike	Pilkestræde
Region	Sjælland	Syddanmark	Nordjylland
Branche	Maskinstation med vaskeplads	Maskinstation med vaskeplads	Maskinstation med vaskeplads
Pesticider fundet i højeste koncentrationer	Dichlorprop, 4-CPP	Bentazon, BAM, desphenyl-chloridazon	Chloridazon, desphenyl-chloridazon, hydroatrazin
Fund i nedstrøms boringer	Dichlorprop og 4-CPP fundet i indvindingsboring	BAM og desphenyl-chloridazon fundet i indvindingsboring	Der er ikke påvist pesticider i vandværksboring 170 m fra lokaliteten

2.2 Fastsættelse af parameterværdier til risikovurdering

For hver lokalitet er der fastsat parameterværdier til risikovurderingen i Fase 3. Parameterværdier er fastsat dels på baggrund af de indledende V2 undersøgelser og dels på baggrund af de videregående undersøgelser. Der vælges konservative parametre på baggrund af den indledende undersøgelse. På baggrund af de videregående undersøgelser er der fastsat dels et bedste estimat for hver parameter samt et spænd som denne parameter kan variere over. Dette spænd (minimums- og maksimumsværdier) anvendes i de udførte følsomhedsanalyser.

For hver lokalitet er der foretaget vurderinger af parametre dels på baggrund af de indledende undersøgelser og dels på baggrund af de videregående undersøgelser. De relevante regioner har givet deres input til parameterværdier til risikovurderingerne for de tre lokaliteter. Dette er gjort dels på baggrund af de indledende undersøgelser for lokaliteten og dels på baggrund af de videregående undersøgelser for lokaliteten. Rambøll har efterfølgende gennemgået lokaliteter og parametre for at fastsætte manglende parametre, vurdere spænd af parametre samt at undersøge baggrunden for parametervalg. I denne forbindelse er visse parametre ændret i forhold til regionernes vurderinger. Dette er gjort dels for at sikre konsistens mellem de udførte risikovurderinger, og for at sikre at parameterværdier er fastsat ud fra en korrekt forståelse af parameterens betydning.

For sprækkeparametre til brug for Model 2 er der anvendt worst case parametre, som også er de default parametre, der indgår i GrundRisk. For dispersiviteter, er der ligeledes anvendt defaultværdier fra værktøjet.

I denne forbindelse er der fastsat nogle generelle retningslinjer i forhold til vurdering af kildeareal og kildekonzentrationer, som er opsummeret herunder. Disse er fastsat for at sikre en vis konsistens i de udførte risikovurderinger i denne rapport.

2.2.1 Afgrænsning af kildeområder (kildeareal)

Som udgangspunkt er kildeområder for pesticidpunktkilderne i denne rapport afgrænset ved koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. I et enkelt tilfælde (Trommeslagervej), hvor der findes meget høje kildekonzentrationer, er det valgt at afgrænse kildeområdet ved koncentrationer større end 10 µg/l. Koncentrationer under 1 µg/l antages at skyldes spredning fra kildeområdet og/eller fladekildepåvirkning. For visse undersøgelser har det ikke været muligt at afgrænse kildeområdet ud fra de udførte undersøgelser, og her er der i stedet benyttet kilderarealer svarende til det formodede spildområde, f.eks. en vaskeplads.

2.2.2 Kildekoncentrationer

For indledende undersøgelser anvendes maksimums-konzentrationen som repræsentant for hele kildeområdet. Dette gøres ud fra en betragtning om, at der bør vælges konservative vær-

dier, når datagrundlaget er begrænset. For de videregående undersøgelser er der i stedet beregnet en gennemsnitskoncentration for kildeområdet baseret på de målte koncentrationer i det afgrænsede kildeområde. Såfremt de indledende undersøgelser er meget udførlige (omfatter mange borer) kan der dog også anvendes gennemsnitskoncentrationer her. Ligeledes kan der, såfremt der er relativt få analyser for et givent pesticid i den videregående undersøgelse vælges at anvende maksimumskoncentrationer her. Dette er valgt for maskinstationen ved Aike.

2.2.3 Indledende versus videregående data

Det kan i nogle tilfælde være uklart hvilke rapporter, der skal betragtes som indledende, og hvilke der skal betragtes som videregående, da der kan være lavet flere end blot to undersøgelser, hvoraf nogle af undersøgelserne kan være private undersøgelser. Det er valgt at lave inddelingen baseret på den inddeling regionerne har benyttet ved deres vurdering af parametre.

3. Fase 2: Break-even scenarier for fiktive standardcases med lav kildekonzentration

3.1 Beskrivelse af fiktive standardcases

Der er foretaget risikovurdering med GrundRisk for en fiktiv lokalitet. Lokaliteten skal repræsentere en pesticidforurenede lokalitet med en relativt lav kildekonzentration ($1 \mu\text{g/l}$). Der er fastsat parametre for lokaliteten til brug for risikovurderingen (se TABEL 5). Disse parametre vil efterfølgende blive justeret en efter en for at se, hvornår der beregnes en risiko i kontrolpunktet samt i indvindingsboringen.

Det er valgt, at forureningen med pesticider repræsenteres ved stoffet *dichlorprop* ved anvendelse af Model 1, 2 og 5. Dette pesticid er valgt, fordi det er et ofte forekommende pesticid, der også er repræsenteret på en af de 3 case lokaliteter i projektets Fase 3. Dichlorprop er desuden valgt, fordi det repræsenterer et stof, der kan nedbrydes. Hermed kan det illustreres, hvorledes inklusion af nedbrydning påvirker risikovurderingsresultatet for de forskellige modeller. Idet der er tale om stationære modeller, vil resultaterne ikke være påvirket af sorption. Resultaterne for dichlorprop vil derfor også i høj grad kunne repræsentere andre pesticider, dog vil nedbrydeligheden variere mellem pesticiderne. Der gøres opmærksom på, at dichlorprop anaerobt kan nedbrydes til nedbrydningsproduktet 4-CPP. Således vil 4-CPP dannes i takt med at dichlorprop nedbrydes og kan nedbrydes videre. I den udførte øvelse i dette kapitel, er der udelukkende fokuseret på skæbnen af moderstoffet dichlorprop ved anvendelse af de forskellige modeller. Der er således ikke taget højde for dannelsen og den videre nedbrydning af 4-CPP.

Model 3 er især relevant for flygtige stoffer, som kan spredes i gasfasen, dvs. stoffer der har en høj Henry's konstant (K_H). Pesticider, herunder dichlorprop ($K_H = 2,7 \cdot 10^{-9}$) har generelt en lav flygtighed med undtagelse af nogle få stoffer, f.eks. p,p'-DDE ($K_H = 0,18$), som er et nedbrydningsprodukt fra DDT, og heptachlor ($K_H = 0,011$). Det er derfor de færreste pesticider, for hvilke det vil give mening at anvende Model 3. Idet Model 3 antager umættede forhold, vil der dog være forskel på nedbrydningens betydning i Model 1 og 3, idet nedbrydning i modellerne udelukkende sker i vandfasen.

Der beregnes break-even scenarier ved brug af følgende GrundRisk-modeller:

- **Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet**
 - Uden nedbrydning, kildekonzentration på $1 \mu\text{g/l}$. Modelstof dichlorprop
- **Model 1: Homogen vandmættet ler**
 - Med vertikal nedbrydning, kildekonzentration på $10 \mu\text{g/l}$. Modelstof dichlorprop
- **Model 2: Opsprækket vandmættet ler**
 - Med vertikal nedbrydning, kildekonzentration på $10 \mu\text{g/l}$. Modelstof dichlorprop.
- **Model 3: Umættet sand**
 - Uden nedbrydning, kildekonzentration på $1 \mu\text{g/l}$. Modelstof p,p'-DDE
 - Med vertikal nedbrydning, kildekonzentration på $10 \mu\text{g/l}$. Modelstof dichlorprop.

Der startes ud med at anvende Model 5, idet denne er den mest simple model. Såfremt Model 1 og Model 2 ikke medtager nedbrydning under den vertikale transport fra forureningskilden og ned til grundvandsmagasinet vil disse modeller give samme resultat som Model 5. Idet Model 3 sjældent er relevant for pesticider, laves en mere begrænset undersøgelse af denne model.

De anvendte standardparametre til beregningerne fremgår af TABEL 5 herunder. Der er tale om en forurening med en relativt lille udstrækning (kildeareal på 5 m gange 5 m) og en kildekonzentration på 1 µg/l. Grundvandsmagasinet antages at bestå af groft sand med en porøsitet på 0.3. Grundvandshastigheden er som udgangspunkt sat til 40 m/år. Magasinets mægtighed antages at være 10 m. For Model 1, 2 og 3 antages afstanden fra forureningskilden og ned til magasinet at være 5 m. Sprækkeparametre for Model 2 (sprækkeafstand, sprækkeåpning og bulk hydraulisk konduktivitet) er worst case parametre for reduceret moræner (Jørgensen et al. 2009). De anvendte dispersiviteter, der beskriver udspredningen af forureningsfanen, er default-værdier fra GrundRisk.

TABEL 6 opsummerer de anbefalede aerobe og anaerobe nedbrydningsrater for dichlorprop samt tilhørende minimums-, middel- og maksimumsværdier baseret på litteraturstudiet udført i Miljøstyrelsen (2018). Der er i beregningsscenarierne anvendt den anbefalede rate for anaerobe forhold på 0,0005 d⁻¹. Denne svarer til minimumsraten baseret på det udførte litteraturstudie.

TABEL 5. Parametervalg for standard cases

	Standardværdi	Relevante modeller
Parametre for forureningskilde		
Kildekoncentration, C_0	1 µg/L (10 µg/L når nedbrydning inkluderes)	Alle
Forureningsstof	Dichlorprop (Model 1, 2, 3, 5); p,p'-DDE (Model 3)	Alle
Længde af kilde, L_x	5 m	Alle
Bredde af kilde, L_y	5 m	Alle
Parametre for vertikal transport		
Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	5 m	Model 1,2 og 3
Infiltration (der antages samme infiltration over kilde og fane)	250 mm/år	Alle
Porøsitet, ε	Moræneler (Model 1 og 2): 0.25 Sand (Model 3): 0.3	Model 1,2 og 3
Sprækkeafstand, $2B$	5 m	Model 2
Sprækkeåpning, $2b$	79 µm	Model 2
Bulk hydraulisk konduktivitet, K_b	$6,3 \cdot 10^{-8}$ m/s	Model 2
Vandindhold, V_v	0,1 (Sand)	Model 3
Longitudinal dispersivitet, $\alpha_{L,v}$	0,1 m	Model 1 og 3
Transversal dispersivitet, $\alpha_{T,v}$	0,01 m	Model 3
Parametre for horisontal transport		
Mægtighed af grundvandsmagasin, d	10 m	Alle
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$2 \cdot 10^{-4}$ m/s	Alle
Hydraulisk gradient, i	0,002	Alle
Porøsitet, n	0,3	
Grundvandshastighed, u beregnet som $u = K i / n$	40 m/år	Alle
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m	Alle
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m	Alle
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m	Alle
Indvindingsrate	10.000 m ³ /år	Alle

TABEL 6. Nedbrydningsrater for dichlorprop og 4-CPP (Miljøstyrelsen, 2018)

Nedbrydningsrate	Anbefalet værdi	Min; middel; max
Aerob nedbrydningsrate (dichlorprop):	0,02 d ⁻¹	0,017 d ⁻¹ ; 0,04 d ⁻¹ ; 0,058 d ⁻¹
Anaerob nedbrydningsrate (dichlorprop) → Dannelse af 4-CPP	0,0005 d ⁻¹	0,0005 d ⁻¹ ; 0,002 d ⁻¹ ; 0,0035 d ⁻¹
Anaerob nedbrydningsrate (4-CPP)	0,001 d ⁻¹	Ikke fastsat

3.2 Risikovurdering for standard-cases

Resultaterne af risikovurderingen for de valgte standardcases for dichlorprop med og uden nedbrydning ses af TABEL 7. Det ses, at forureningen med dichlorprop med en kildekoncentration på 1 µg/l ikke vil udgøre en risiko uanset hvilken af modellerne, der benyttes. Det bemærkes, at idet der er tale om en stationær model, vil der ikke være forskel på de resultater,

der opnås med Model 1, 2 og 5 så længe, der ikke medtages nedbrydning. Med disse 3 modeller fås således koncentrationer i kontrolpunktet på 0,032 µg/l, hvilket svarer til en reduktion på en faktor 31. Ved anvendelse af Model 3 for flygtige stoffer, vil reduktionen være endnu større, idet flygtige stoffer i den umættede model vil spredes horisontalt, således at forureningsarealet lige over grundvandsspejlet vil være større end i kildeområdet. Der er udført et beregningseksempel med p,p'-DDE, der viser, at koncentrationen i kontrolpunktet er reduceret til 0,017 µg/L svarende til en faktor 59 i forhold til kildekonzentrationen. Som tidligere nævnt, er det dog de færreste pesticider, der er flygtige, hvorfor Model 3 sjældent vil være relevant for denne stofgruppe.

Det ses desuden, at når nedbrydning inkluderes vil Model 1 (Homogen mættet ler) give en større reduktion i koncentration end Model 2, 3 og 5. I Model 2 (Opsprækket mættet ler), vil opholdstiden for den vertikale transport i leren være lavere end i Model 1, idet der foregår en hurtig sprækketransport. Der vil derfor ikke ske lige så meget nedbrydning som med Model 1, hvor leren ikke antages at indeholde sprækker, og hvor transporten sker som en stempelstrømningstransport gennem leren. Model 3 giver heller ikke ligeså stor reduktion i koncentration som Model 1. Dette skyldes, at modellen forudsætter, at nedbrydning alene sker i vandfasen. Idet Model 3 er en umættet model, vil vandindholdet være lavere end i Model 1, hvilket giver mindre nedbrydning. Da dichlorprop samtidig ikke er flygtig, vil der ikke være en yderligere spredning af stoffet i gasfasen, som kunne have været medvirkende til at reducere koncentrationen yderligere, ligesom der ses for p,p'-DDE.

TABEL 7. Resultater for standardcase (basisresultater med og uden nedbrydning). Kildekoncentrationen er 1 µg/l i alle beregninger. Den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate for dichlorprop fra Miljøstyrelsen (2018) er anvendt.

		Kildekoncentration (µg/l)	Koncentration (µg/l) i kontrolpunktet 100 m nedstrøms		
			Uden nedbrydning	Med nedbrydning (kun vertikal)	Med nedbrydning (vertikal og horisontal)
Model 5 (Modelstof dichlorprop)	1	0,032	-	-	0,020
Model 1 (modelstof dichlorprop)	1	0,032	0,013	0,013	0,008
Model 2 (modelstof dichlorprop)	1	0,032	0,030	0,030	0,019
Model 3 (Modelstof p,p'-DDE)	1	0,017	0,017 (Ikke nedbrydelig)	0,017 (Ikke nedbrydelig)	0,017 (Ikke nedbrydelig)
Model 3 (Modelstof dichlorprop)	1	0,032	0,021	0,021	0,013
Model 5 (p,p'-DDE)	1	0,032	0,032 (Ikke nedbrydelig)	0,032 (Ikke nedbrydelig)	0,032 (Ikke nedbrydelig)

3.3 Beregning af break-even tilstande (Model 5)

Med udgangspunkt i basisscenariet (se parametre i TABEL 5) er udvalgte parametre ændret en ad gangen for at undersøge, hvornår der opnås break-even med grundvandskvalitetskriteriet, dels i kontrolpunktet 100 m nedstrøms og dels for en standardindvinding på 10.000 m³/år beliggende nedstrøms den forurenede lokalitet. Boks 1 giver en nærmere forklaring på, hvad der menes med break-even tilstand og break-even beregninger.

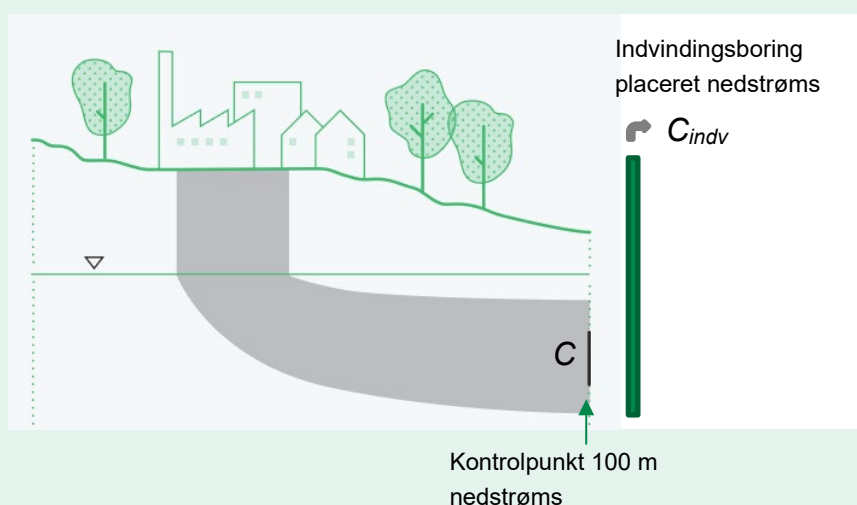
Break-even tilstand

Betegner den situation, hvor den beregnede koncentration er lig med grundvandskvalitetskriteriet på $0,1 \mu\text{g/l}$.

Der ses både på break-even tilstande for den beregnede koncentration, C , i kontrolpunktet 100 m nedstrøms samt for den beregnede koncentration i en nedstrøms indvindingsboring, C_{indv} , som vist på figuren herunder.

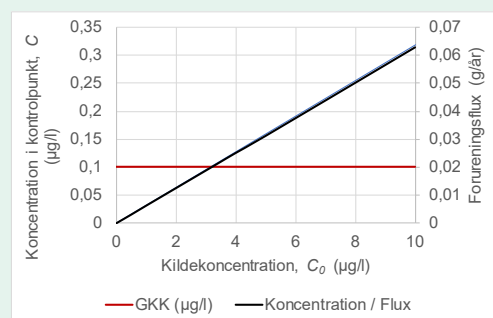
Der opnås altså en break-even tilstand for følgende to situationer:

- 1) Den beregnede koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms lokaliteten er lig med grundvandskvalitetskriteriet: $C = 0,1 \mu\text{g/l}$
- 2) Den beregnede koncentrationen i en fiktiv indvindingsboring placeret nedstrøms lokaliteten er lig med grundvandskvalitetskriteriet: $C_{\text{indv}} = 0,1 \mu\text{g/l}$



Break-even beregninger

Udvalgte parametre ændres en ad gangen for at undersøge hvilke ændringer, der giver en break-even tilstand, og dette illustreres grafisk. På grafen herunder aflæses break-even tilstanden der, hvor koncentrationen i kontrolpunktet skærer den røde linje, som angiver grundvandskvalitetskriteriet (GKK). Der fås her en break-even tilstand for en kildekonzentration på $3 \mu\text{g/l}$ svarende til en forureningsflux på 20 mg/år .



Boks 1. Uddybning af hvad der i rapporten menes med "break-even tilstand" og "break-even beregninger"

Det ses af FIGUR 2a, at kildekonzentrationen, ved brug af de valgte standardparametre, skal overstige **3,2 µg/l** før grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms overskrides. Dette svarer i dette tilfælde til, at fluxen skal overstige 20 mg/år før grundvandskvalitetskriteriet er overskredet. Ses der i stedet på den opblandede koncentration i en indvindingsboring, vil denne først overskride kriteriet når kildekonzentrationen overskrider 160 µg/l svarende til en forureningsflux på 1 g/år (se FIGUR 2b).

Som udgangspunkt er kildeområdet antaget kvadratisk med et areal på 5 m x 5 m. Hvis længden af kildeområdet overstiger 17 m, ses der en overskridelse af kriteriet 100 m nedstrøms (se FIGUR 2c). Længden af kildeområdet skal til gengæld overstige 800 m før kriteriet er overskredet for indvindingsboringen (FIGUR 2d).

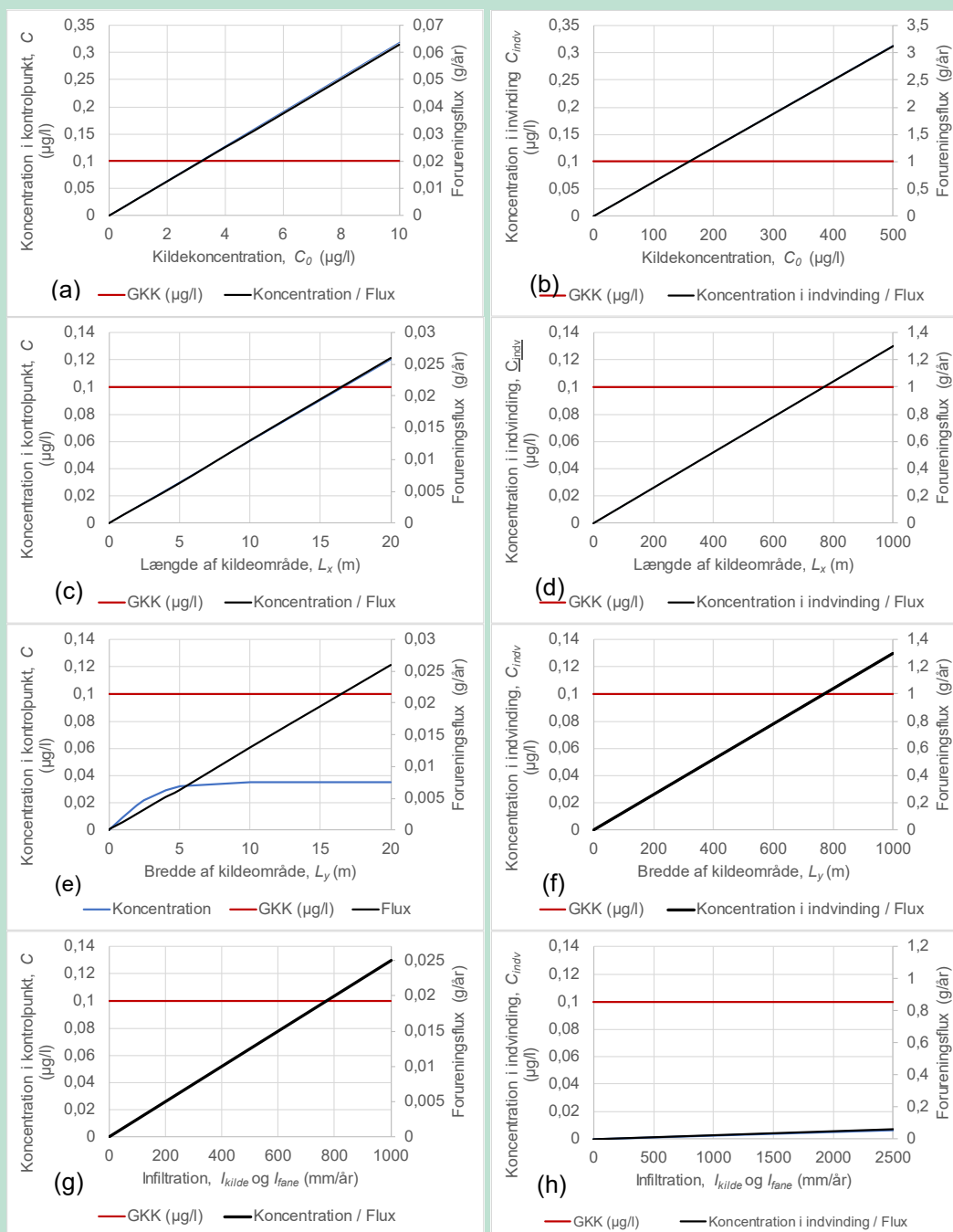
Kildens bredde vil ikke påvirke den beregnede koncentration nedstrøms i grundvandet så længe den overskrider en vis minimumsstørrelse – i dette tilfælde ca. 5 m (se FIGUR 2e). Dette skyldes, at koncentrationen beregnes for et kontrolpunkt i centeret af forureningsfanen. Til gengæld vil bredden påvirke størrelsen af forureningsfluxen, som det ses af FIGUR 2e og dermed også den opblandede koncentration i indvindingsboringen, da denne beregnes på baggrund af forureningsfluxen. Kildebredden skal, ligesom kildelængden, overstige 800 m før kriteriet er overskredet for indvindingsboringen.

Som udgangspunkt er infiltrationen sat til 250 mm/år både for kildeområdet og fanen. Som det ses af FIGUR 2g skal infiltrationen overstige ca. 750 mm/år før der sker overskridelse af kvalitetskriteriet 100 m nedstrøms. Infiltrationen vil skulle være urealistisk høj, hvis fluxen skal øges så meget, at den skal kunne medføre at kvalitetskriteriet er overskredet for indvindingsboringen.

Som det ses af FIGUR 2, er kildekonzentrationen, kildelængden og infiltrationen ligefrem proportional med koncentrationen i kontrolpunktet samt forureningsfluxen. Kildebredden er også ligefrem proportional med forureningsfluxen, men påvirker ikke koncentrationen i kontrolpunktet. Dette skyldes, som nævnt ovenfor, at vi kigger på et kontrolpunkt beliggende i midten af forureningsfanen. Det har derfor ikke betydning for grundvandskoncentrationen i kontrolpunktet, at forureningskilden bliver bredere. Det vil til gengæld medføre en bredere forureningsfane, som vist i Miljøstyrelsen (2016).

En ændring i infiltrationen påvirker resultatet lidt mindre end kildekonzentration og kildelængden. Dette hænger sammen med, at infiltrationen indgår med to forskellige virkninger i modellen. Infiltrationen i kildeområdet anvendes til beregningen af forureningsfluxen til grundvandet, og infiltrationen over fanen påvirker de beregnede grundvandskoncentrationer, idet den medfører, at fanen trykkes nedad i grundvandsmagasinet og forøger muligheden for vertikal dispersion.

Det skal dog bemærkes, at der kan være forhold, der gør, at der ikke ses samme lineære sammenhæng, som der ses i FIGUR 2. Dette kan f.eks. være i tilfælde, hvor forureningsfanens udstrækning nedadtil er begrænset grundet en lille magasinmægtighed, eller i situationer hvor stoffluxen er så stor, at koncentrationen i kontrolpunkt bliver lig med C_0 .

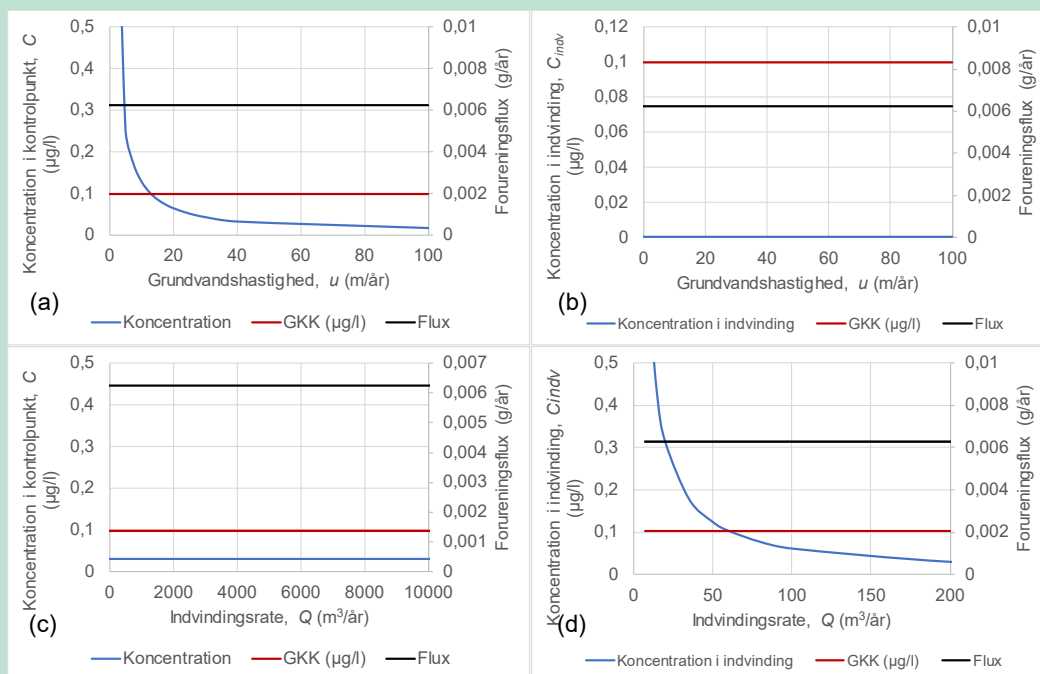


FIGUR 2. Break-even beregninger for Model 5 uden nedbrydning. Venstre kolonne: Koncentration af dichlorprop i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, længde af kildeområde, bredde af kildeområde og infiltration. **Højre kolonne:** Koncentration af dichlorprop i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, længde af kildeområde, bredde af kildeområde og infiltration. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK).

I FIGUR 3a ses påvirkningen af at ændre på grundvandshastigheden. Som udgangspunkt er hastigheden 40 m/år. Hvis den reduceres til under 12,5 m/år vil der ske en overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Grundvandsmagasiner med lav grundvandshastighed giver højere koncentrationer i kontrolpunktet fordi fortyndingen i magasinet vil være mindre. Grundvandshastigheden vil ikke påvirke den beregnede forureningsflux

eller have indflydelse på de koncentrationer, der beregnes for indvindingsboringen (se FIGUR 3a-b).

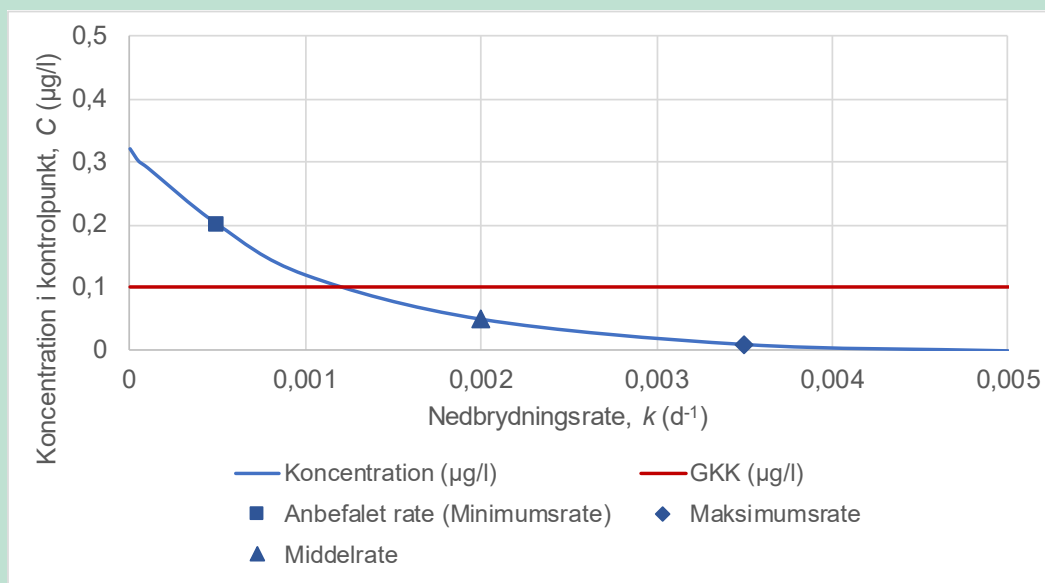
Som det ses af FIGUR 3d, vil der med de valgte parametre først ske en overskridelse af kriteriet for indvindingsboringen, hvis der indvindes mindre end 60 m³/år.



FIGUR 3. Break-even beregninger for Model 5 uden nedbrydning. Venstre kolonne: Koncentration i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis grundvandshastighed og indvindingsrate. Højre kolonne: Koncentration i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis grundvandshastighed og indvindingsrate. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK).

3.3.1 Model 5 med nedbrydning

Effekten af at medtage nedbrydning under den horisontale transport er illustreret for Model 5 i FIGUR 4. Kildekoncentrationen er her sat til 10 µg/l, altså en faktor 10 højere end i FIGUR 2 og FIGUR 3. Det ses, at der ved en nedbrydningsrate på ca. 0,001 d⁻¹ opnås break-even med grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet. Den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate for dichlorprop i Miljøstyrelsen (2018) er 5 · 10⁻⁴ d⁻¹. Dette svarer til den angivne minimumsværdi fra litteraturstudiet. Med denne rate vil kvalitetskriteriet være overskredet i kontrolpunktet. Såfremt der anvendes middel- eller maximumsrate baseret på Miljøstyrelsen (2018) vil grundvandskvalitetskriteriet være overholdt i kontrolpunktet. Den aerobe rate for dichlorprop er 0,02 d⁻¹. Med denne rate vil koncentrationen i kontrolpunktet være reduceret til 0.



FIGUR 4. Model 5 med kildekonzentrations på 10 $\mu g/l$. Figuren viser koncentrationen af dichlorprop i kontrolpunktet for standardcase ved variation af nedbrydningsraten. Anbefalet rate, middelsrate og maksimumsrate alle for anaerobe forhold (Miljøstyrelsen, 2018) er markeret.

3.4 Beregning af break-even tilstande for situation med nedbrydning (Model 1, 2 og 3)

Som udgangspunkt anvendes parametre fra TABEL 5, dog sættes kildekonzentrationsen en faktor ti højere (10 $\mu g/l$). Nedbrydning medtages i Model 1 og 2 alene for den vertikale transport, mens forureningen ikke antages nedbrudt i grundvandet. Nedbrydningsraten er sat til den anbefalede anaerobe rate i Miljøstyrelsen (2018) på 0,0005 d^{-1} .

Der er i undersøgelsen af break-even tilstande for Model 1,2 og 3 i højere grad taget udgangspunkt i at undersøge effekten af parametre for den vertikale transport, herunder afstanden til grundvandet, porøsiteten af dæklaget og sprækkeafstanden (Model 2), mens der for Model 5 var mere fokus på kildeparametre og parametre for den horisontale transport. TABEL 8 opsummerer de parametre, der er foretaget break-even beregninger for med de anvendte modeller.

TABEL 8. Oversigt over de parametre, der er foretaget break-even beregninger for vha. de forskellige modeller

	Model 5 Forureningskilde beliggende lige over grundvandet	Model 1 Homogen vand- mættet ler	Model 2 Opsprækket vandmættet ler	Model 3 Umættet sand
Kildeparametre	Kildekoncentration Længde Bredde Infiltration	Kildekoncentration Længde Infiltration	Kildekoncentration Infiltration	Kildekoncentration Infiltration
Vertikal transport	-	Afstand til grund- vandet Porøsitet (dæklag)	Afstand til grund- vandet Porøsitet (dæklag) Sprækkeafstand	Afstand til grund- vandet Porøsitet Vandindhold
Horisontal trans- port	Grundvandsha- stighed	-	-	-
Ekstra beregnin- ger	Nedbrydningsrate (horisontal trans- port)	Nedbrydningsrate (vertikal transport)	Nedbrydningsrate (vertikal transport)	Nedbrydningsrate (vertikal transport)

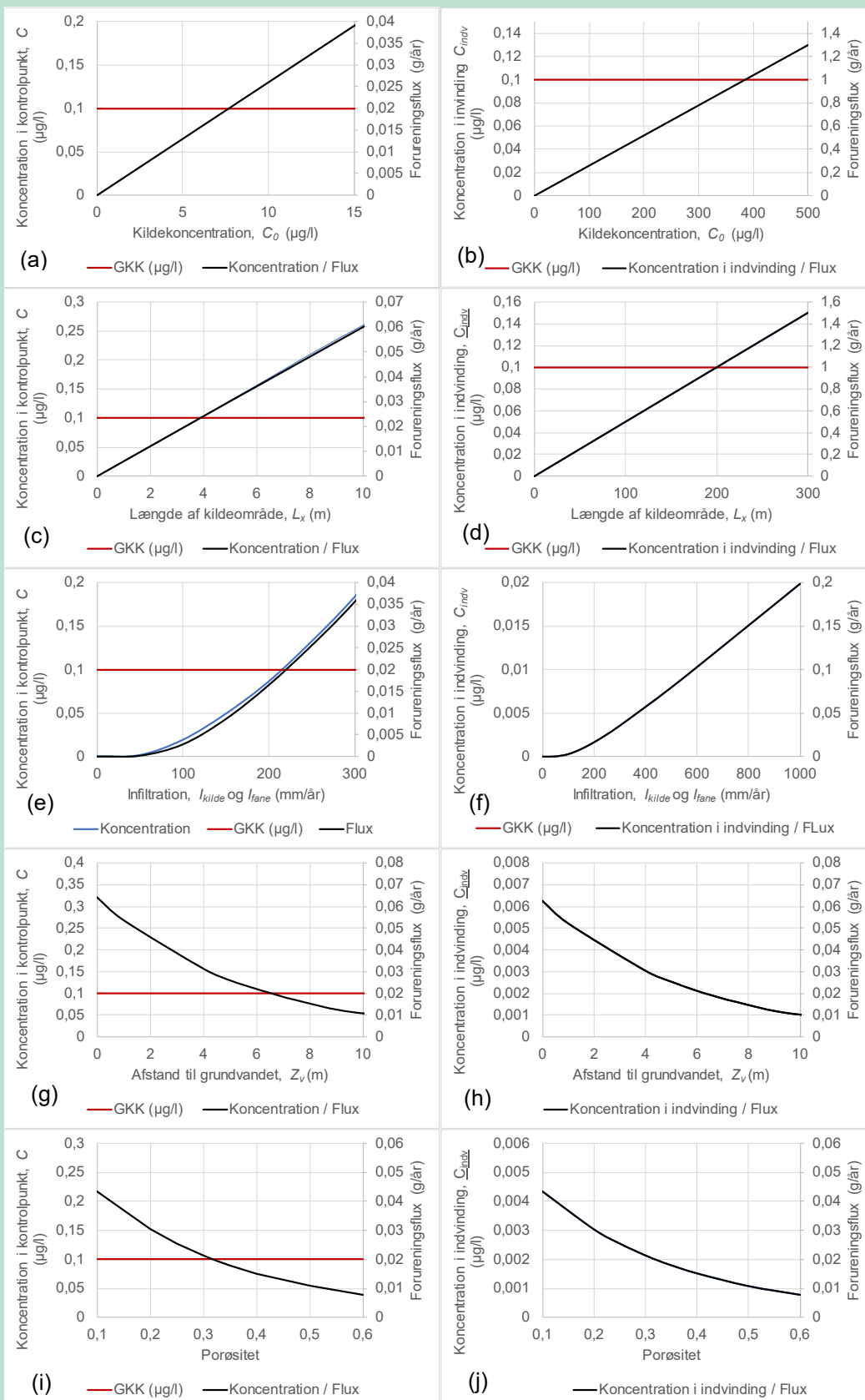
3.4.1 Break-even tilstande for Model 1: Homogen vandmættet ler

Det ses af FIGUR 5, at der med Model 1 (homogen vandmættet ler) med antagelse om nedbrydning af dichlorprop med den anbefalede rate fra Miljøstyrelsen (2018) opnås break-even med grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet, når kildekonzentrationen er lig med **8 µg/l**. For en standardindvinding på 10.000 m³/år skal kildekonzentrationen være over ca. 380 µg/l, før der sker en overskridelse af kriteriet for det oppumpede vand. Længden af kildeområdet skal være mindre end 4 m, for at der ikke ses en overskridelse i det nedstrøms kontrolpunkt, og mindre end 200 m for at der ikke skal være risiko for standardindvindingen.

En højere infiltration giver en højere foreningsflux i grundvandet og dermed en højere koncentration i kontrolpunktet. Samtidig reduceres nedbrydningen, når infiltrationen stiger, fordi opholdstiden for den vertikale transport gennem dæklag reduceres. Som det ses af FIGUR 5e, vil GKK være overholdt i kontrolpunktet for infiltrationsstørrelser mindre end ca. 220 mm/år, mens det vil være overskredet for større infiltrationsstørrelser. Bemærk, at der i disse beregninger er anvendt samme infiltrationsrate for kilden og fanen.

Det ses desuden af FIGUR 5g, at der vil være en overskridelse af kriteriet i kontrolpunktet, så længe afstanden til grundvandet (dæklaget) er under ca. 6 m. Er afstanden større end 6 m vil nedbrydningen medføre, at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt i kontrolpunktet. For standardindvindingen vil koncentrationen maksimalt blive 0,006 µg/L for de valgte standardparametre, hvis afstanden til grundvandet sættes til nul meter. Der vil altså, uanset afstanden til grundvandet, ikke være en risiko for at overskride kriteriet her.

Porøsiteten af dæklaget er 0,25 som udgangspunkt. Det ses, at koncentrationen af dichlorprop i kontrolpunktet falder ved stigende porøsitet. Ved porøsiteter over 0,3 ses der således ikke en overskridelse af kvalitetskriteriet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Dette skyldes, at transporttiden for den vertikale transport øges, når vandet har et større volumen at passere igennem. Hermed sker der mere nedbrydning. Som det ses af FIGUR 5j vil der, selv ved den laveste porøsitetsværdi på 0,1, ikke ske en overskridelse af kvalitetskriteriet i standardindvindingen.



FIGUR 5. Break-even beregninger for Model 1 inkl. nedbrydning under den vertikale transport. *Venstre kolonne:* Koncentration af dichlorprop i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, længde af kildeområde, infiltration, afstand til grundvandet og porøsitet af dæklaget. *Højre kolonne:* Koncentration af dichlorprop i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, længde af kildeområde, infiltration, afstand til grundvandet og porøsitet af dæklaget. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK).

3.4.2 Break-even tilstande for Model 2: Opsprækket vandmættet ler

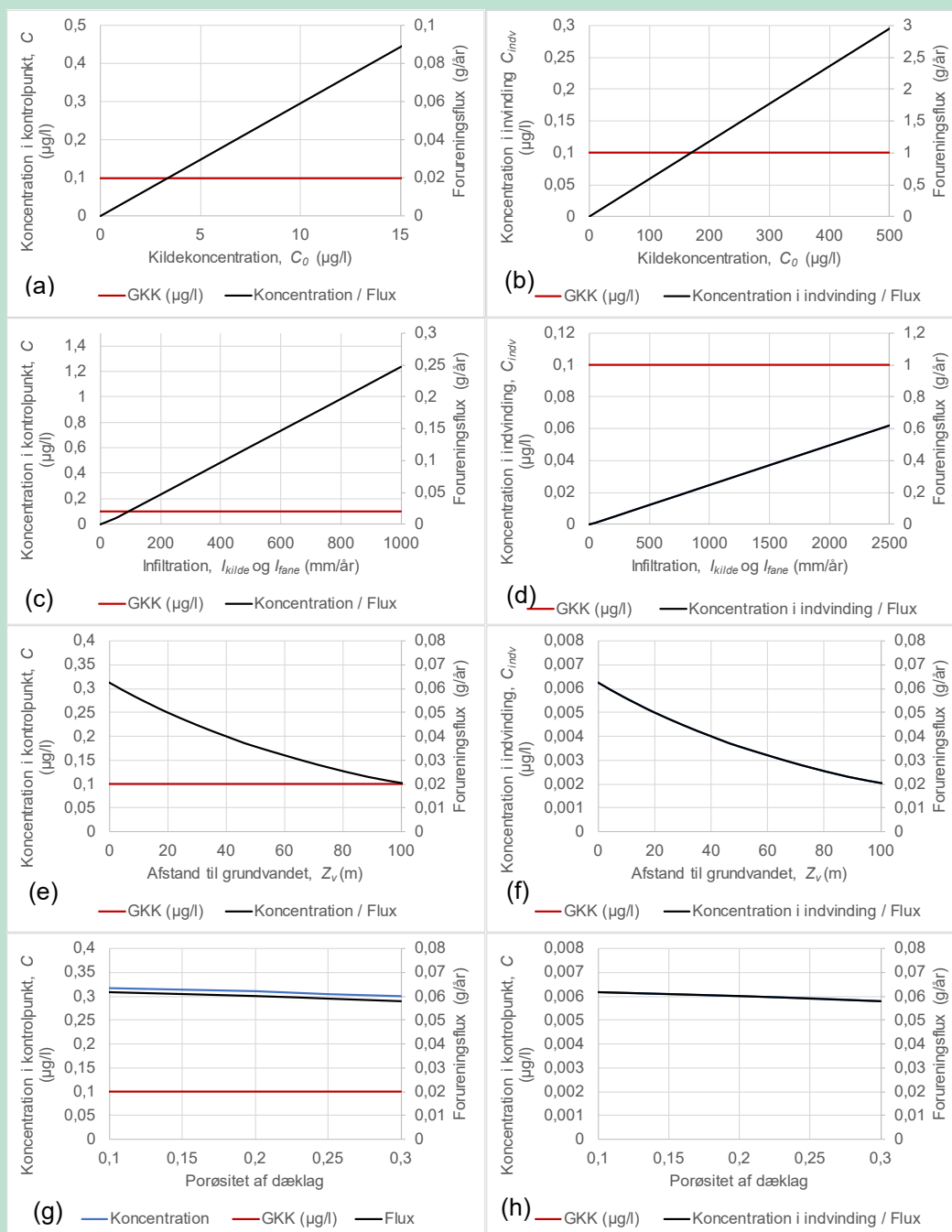
FIGUR 6 viser resultaterne af break-even beregninger for Model 2. Der er desuden foretaget uddybende undersøgelser for kombinationer af parametre i FIGUR 7-FIGUR 9, samt lavet break-even beregninger for sprækkeafstanden (FIGUR 10). Ligesom for Model 1, er der i alle beregninger antaget, at nedbrydning alene sker under den vertikale transport fra kilden til grundvandet. Der er ikke inkluderet videre nedbrydning under transporten i grundvandet ned til kontrolpunktet 100 m nedstrøms fra kildeområdet.

Resultatet i FIGUR 6 viser, at når kildekonzentrationen er over **3,3 µg/l** vil grundvandskvalitetskriteriet være overskredet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Der er dermed ikke stor forskel på resultatet for Model 5, hvor en break-even koncentration på 3,2 µg/l ses. Dette skyldes, at nedbrydningen under den vertikale transport med de valgte standardparametre er relativt begrænset i sprækkemodellen. Ses der i stedet på standardindvindingen, skal kildekonzentrationen være højere end ca. 170 µg/L før der ses en overskridelse for denne.

Infiltration er, sammen med afstanden til grundvandet og porøsiteten, styrende for forureningens opholdstid i den opsprækkede moræneler. Som det ses af FIGUR 6c vil der ved infiltrationsrate under ca. 70 mm/år ikke ske en overskridelse af GKK i kontrolpunktet. Dette skyldes, at opholdstiden i de 5 m moræneler i så fald er tilstrækkelig til at nedbryde forureningen. Det ses desuden, at lokaliteten ikke vil føre til en overskridelse af kriteriet for standardindvindingen med mindre infiltrationen sættes til urealistisk høje værdier.

Det ses desuden af FIGUR 6e, at der med den valgte standardinfiltration på 250 mm/år skal være et dæklag på ca. 100 m for at nedbrydning vil reducere koncentrationen tilstrækkeligt til at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt i kontrolpunktet. Som nævnt ovenfor skyldes dette, at opholdstiden i den opsprækkede moræneler bliver lille med de valgte parametre. Ved lavere infiltrationsrater vil opholdstiden stige, hvilket vil øge nedbrydningen og reducere den nødvendige dæklagstykkelse. Dette uddybes nærmere i afsnit 3.4.2.1, hvor der er udført beregninger med forskellige infiltrationsrater for at se, hvordan dette påvirker den nødvendige tykkelse af dæklaget.

Porøsiteten påvirker ligesom afstanden til grundvandet og infiltrationen, forureningens opholdstid i dæklaget. I FIGUR 6g-h er porøsiteten varieret indenfor det anbefalede spænd for moræneler i GrundRisk. Som det ses, vil variationen i porøsitet alene ikke give en stor ændring af resultatet.

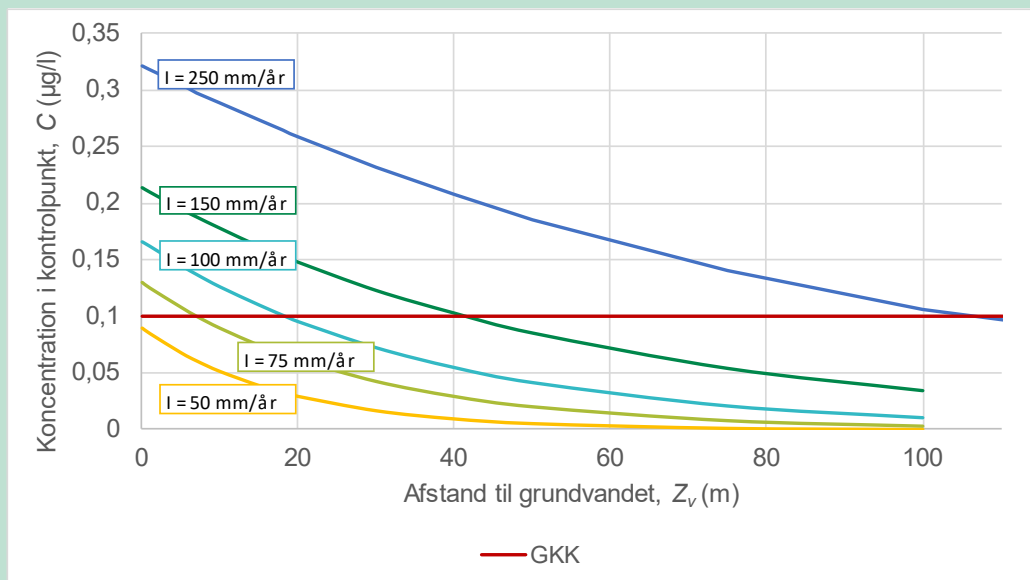


FIGUR 6. Break-even beregninger for Model 2 inkl. nedbrydning under den vertikale transport. Venstre kolonne: Koncentration af dichlorprop i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, infiltration, afstand til grundvandet og porøsitet af dæklag. **Højre kolonne:** Koncentration af dichlorprop i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, infiltration, afstand til grundvandet og porøsitet af dæklag. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK) angivet i µg/l.

3.4.2.1 Infiltrationens og nedbrydningsratens betydning

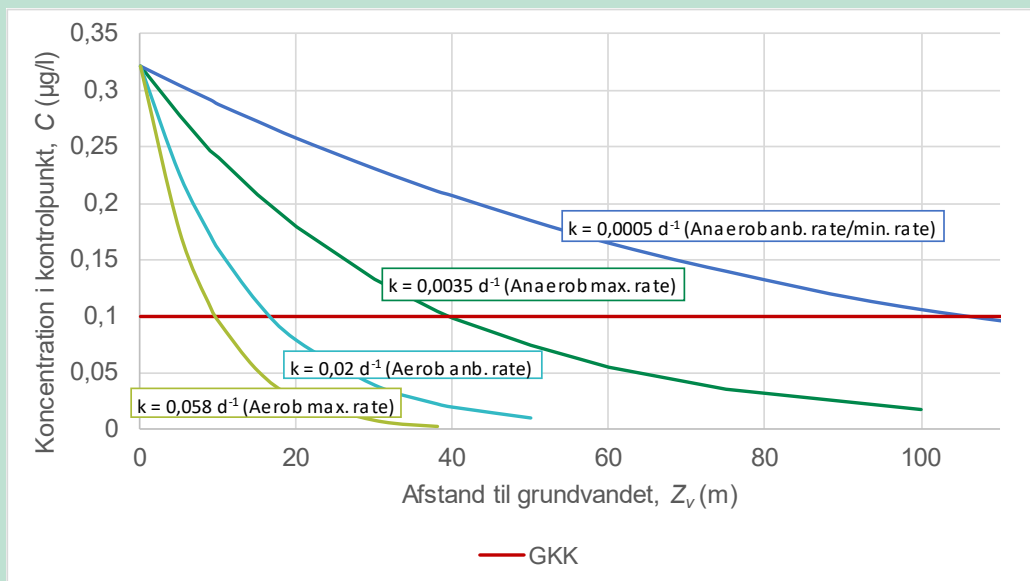
Som nævnt ovenfor er der for standardscenariet med en infiltration på 250 mm/år behov for et dæklag på godt 100 m for at reducere forureningskoncentrationen tilstrækkeligt til at overholde GKK i kontrolpunktet. I FIGUR 7 ses koncentrationen i kontrolpunktet som funktion af afstan-

den til grundvandet (tykkelsen af dæklaget). Der er foretaget beregninger for forskellige infiltrationsrater. Det ses her, at der ved en rate på 150 mm/år vil kræves et 40 m dæklag for at reducere koncentrationen tilstrækkeligt, mens der ved 100 mm/år kun er behov for 18 m dæklag. Ved 75 mm/år er 7 meter moræneler tilstrækkeligt, mens der ved en infiltration på 50 mm/år vil være så lav en forureningsflux til grundvandet, at der slet ikke er behov for nedbrydning i dæklag for at overholde kvalitetskriteriet i kontrolpunktet.



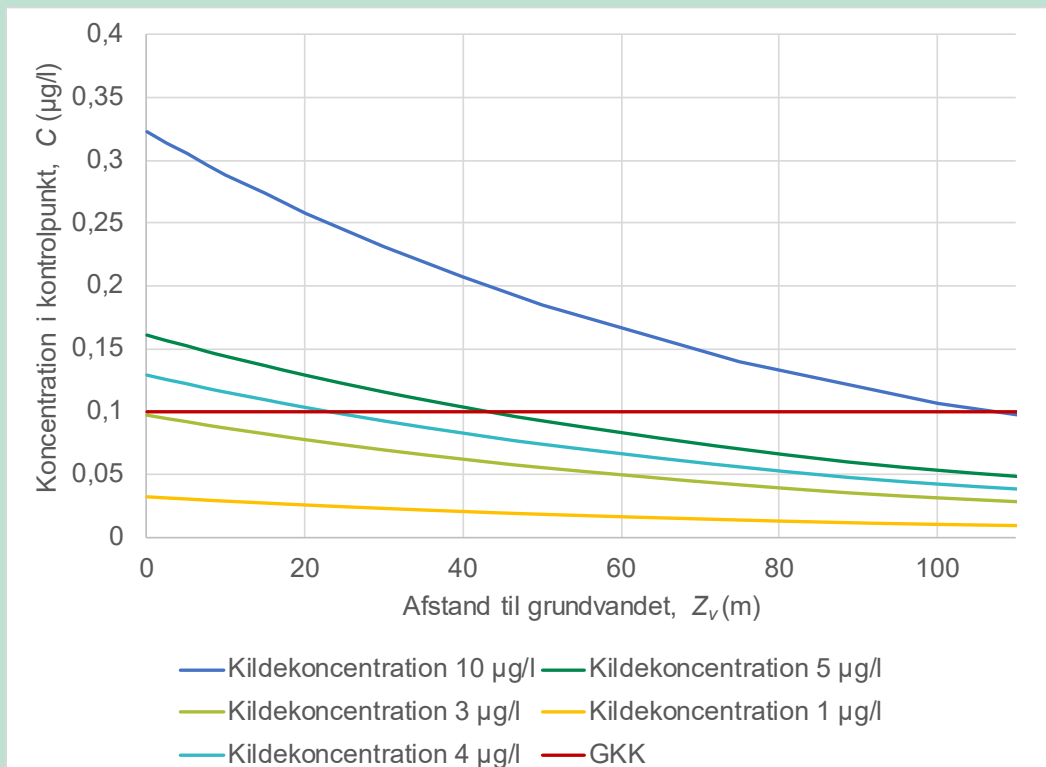
FIGUR 7. Model 2: Koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms som funktion af afstanden til grundvandsmagasinet ved forskellige infiltrationsrater. Den samme rate er benyttet for infiltration gennem kildeområde og til forureningsfanen. Nedbrydning er udelukkende medtaget for den vertikale transport, og ikke for den horisontale transport i grundvandet.

Udover opholdstiden i dæklaget, som især er styret af infiltrationens størrelse, påvirkes omfanget af nedbrydning også af den anvendte nedbrydningsrate. Som udgangspunkt er der anvendt den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate fra Miljøstyrelsen (2018), som også svarer til minimumsværdien baseret på det bagvedliggende litteraturstudium. I FIGUR 8 er betydningen af nedbrydningsraterne belyst, idet det er illustreret hvilken dæklagstykkelse, der er nødvendig for at reducere koncentrationen tilstrækkeligt til at overholde GKK i kontrolpunktet, når infiltrationen fastholdes på de 250 mm/år (den valgte standardværdi). Det ses, at den nødvendige dæklagstykkelse reduceres fra ca. 100 m til ca. 40 m når den anaerobe maksimumsrate anvendes i stedet for den anbefalede rate (minimumsraten). Skiftes der til de aerobe rater reduceres den nødvendige lertykkelse til henholdsvis 17 m (aerob anbefalet rate) og 10 m (aerob maksimumsrate). For alle beregninger antages, som tidligere nævnt, at nedbrydning udelukkende sker under den vertikale transport, mens der ikke regnes med nedbrydning i grundvandet.



FIGUR 8. Model 2: Koncentration i kontrolpunktet som funktion af afstanden til grundvandet ved anvendelse af henholdsvis anaerobe og aerobe nedbrydningsrater for dichlorprop. Infiltrationsraten er 250 mm/år. Nedbrydning er kun medtaget for den vertikale og ikke for den horisontale transport.

Endelig har kildekonzentrationen også indflydelse på hvor tykt et dæklag, der skal til for at opnå en tilstrækkelig reduktion af koncentrationen. Dette er illustreret i FIGUR 9, som viser, at der ved en kildekonzentration på 5 µg/l er behov for et dæklag på ca. 40 m, mens der i udgangspunktet var behov for 100 m (kildekoncentration på 10 µg/l). Ved en kildekonzentration på 4 µg/l er der behov for et dæklag på ca. 20 m, mens der ved en kildekonzentration på 3 µg/l og derunder vil være en tilstrækkelig lav forureningsflux til at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt uden et dæklag. Fra FIGUR 6 sås det, at ved kildekonzentration på 3,3 µg/l var en 5 m dæklagstykkelse tilstrækkelig til at sikre en overholdelse af GKK i kontrolpunktet 100 m nedstrøms.



FIGUR 9. Model 2. Koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms som funktion af afstanden til grundvandet (dæklagstykkelsen). Beregningen er foretaget for forskellige kildekonzentrationer.

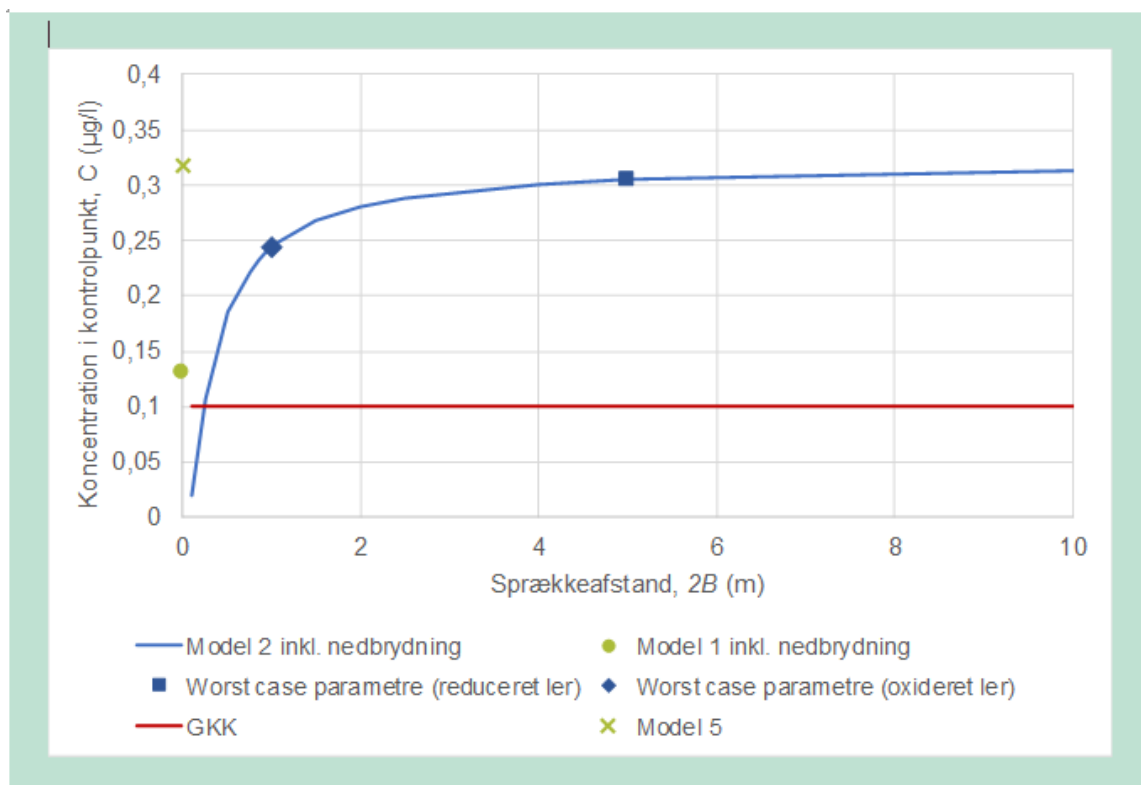
3.4.2.2 Betydning af sprækkeafstand

FIGUR 10 illustrerer sprækkeafstandens betydning for resultatet, når Model 2 anvendes. Det ses, at det mest konservative er at anvende en høj sprækkeafstand, da dette fører til de højeste koncentrationer i kontrolpunktet. Koncentrationen i kontrolpunktet falder jo lavere sprækkeafstand, der anvendes. Dette skyldes, at al infiltrerende vand i modellen antages at passere gennem sprækkerne. Er der mange sprækker (lav sprækkeafstand, 2B) vil vandets hastighed i den enkelte sprække være mindre. Opholdstiden bliver dermed højere, og dette giver mulighed for mere nedbrydning, hvorfor koncentrationen i kontrolpunktet er lavere ved højere sprækketæthed (Chambon et al., 2011; Miljøstyrelsen 2016).

Som det ses af figuren, vil grafen flade ud, således at sprækkeafstande over ca. 5 m ikke giver nogen væsentlig forøgelse af koncentrationen i kontrolpunktet. Dette stemmer godt overens med, at 5 m netop er den anbefalede worst case sprækkeafstand for reduceret ler (Jørgensen et al., 2009). Det ses desuden, at koncentrationen i kontrolpunktet går mod en koncentration på 0,32 µg/L, som er den koncentration, der beregnes med Model 5, når kilden er beliggende lige over grundvandet, og der derfor ikke sker nogen nedbrydning under den vertikale transport. I figuren er koncentrationen beregnet med Model 1 inkl. nedbrydning desuden angivet. Denne koncentration på 0,13 µg/l svarer til resultatet med Model 2 når sprækkeafstanden er ca. 0,4 m.

Bemærk at sprækkemodellen er en simplificeret model, der antager, at der kun er én sprække i systemet. Denne antagelse er acceptabel, så længe der er tale om sprækkeafstande større end 1-1,5 m (Chambon et al. (2011), mens den giver relativt store afvigelser for lavere sprækkeafstande. For moræneler med høj sprækketæthed (2B < ca. 0,4 m) anbefaler Chambon et al

(2011) derfor, at Model 1 anvendes i stedet. Som det ses af FIGUR 10 er der også god overensstemmelse mellem resultatet fra Model 1 og Model 2 resultatet for $2B = 0,4\text{m}$.



FIGUR 10. Model 2: Koncentration i kontrolpunktet som funktion af sprækkeafstanden ($2B$). Resultater ved brug af worst case parametre for reduceret og oxideret ler er angivet. Modelresultat ved brug af Model 1 er angivet til sammenligning. Bemærk at Model 2 ikke anbefales for sprækkeafstande $2B$ mindre end 1- 1,5 m, samt at der for $2B < 0,4$ anbefales at anvende Model 1 i stedet.

3.4.3 Break-even tilstande for Model 3: Umættet sand

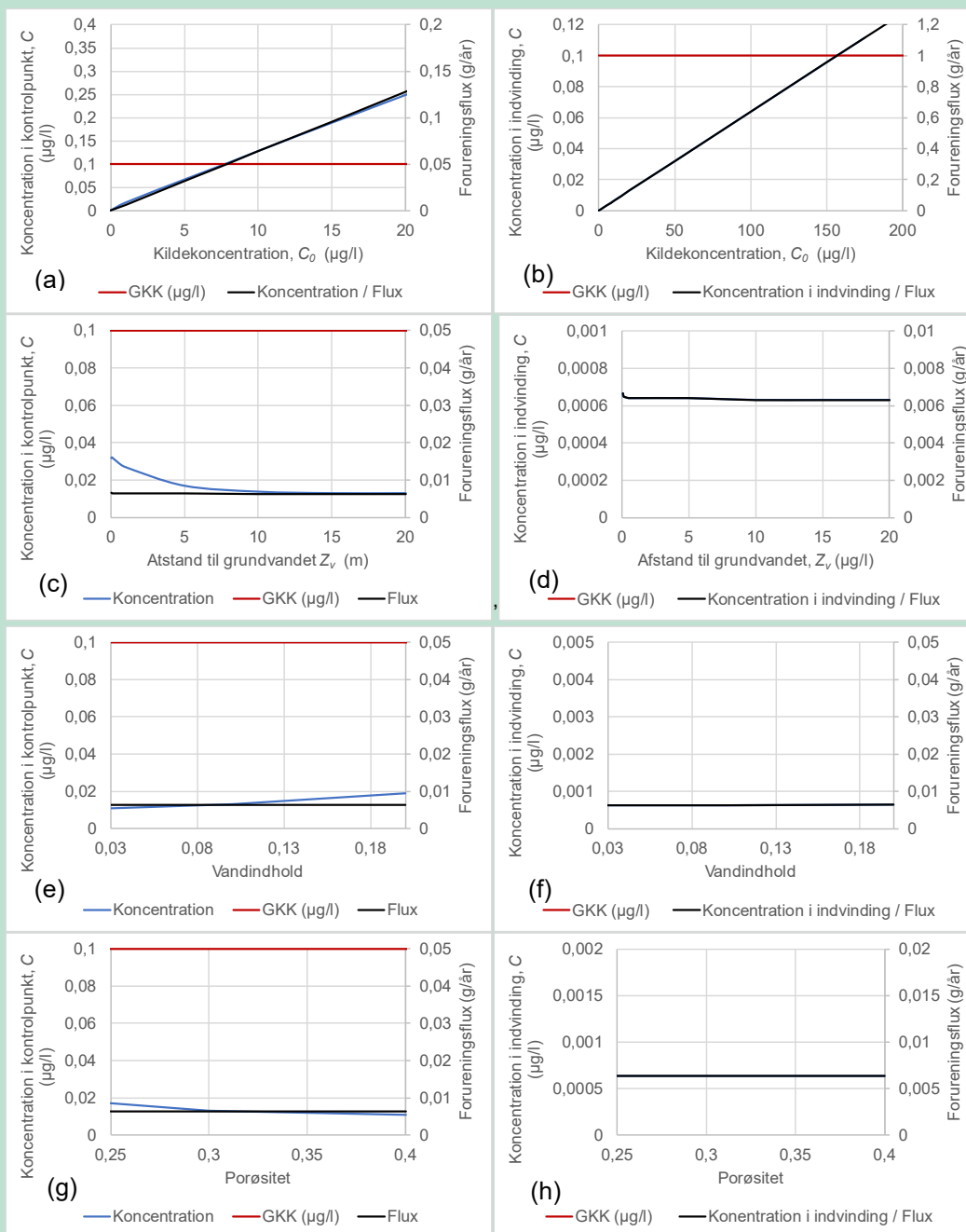
3.4.3.1 Model 3: Flygtigt stof (p,p'-DDE) uden nedbrydning

Der er foretaget beregninger dels for det flygtige stof p,p'-DDE, som ikke er nedbrydeligt og dels for ikke-flygtige stof dichlorprop, som kan nedbrydes. FIGUR 11 viser resultaterne for p,p'-DDE. Det ses, at der med Model 3 vil opnås break-even tilstand for en kildekonzentration på $8\text{ }\mu\text{g/l}$. Dette svarer til en reduktion på en faktor 80 fra kildeområde til kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Denne break-even koncentration er højere end for de øvrige afprøvede modeller, hvor break-even opnåedes ved en kildekonzentration på $3,2\text{ }\mu\text{g/l}$, når der ikke blev medtaget nedbrydning. Dette skyldes, at der i Model 3 vil ske en horisontal udspredning af forureningen under transporten til grundvandet. Herved reduceres koncentrationerne af den forureningsflux, der infiltrerer til grundvandet, hvilket giver anledning til lavere koncentrationer i kontrolpunktet. Fluxen vil til gengæld være uændret, da der ikke sker nogen fjernelse af forureningsmasse, men blot en udspredning til et større areal. Idet koncentrationen i den nedstrøms indvindingsboring beregnes ud fra forureningsfluxen, vil der ikke være forskel på den break-even koncentration, der findes i Model 3 og Model 5. For begge modeller skal kildekonzentrationen dermed være $160\text{ }\mu\text{g/l}$ før kriteriet er overskredet i indvindingsboringen. Dette svarer til en forureningsflux på 1 g/år .

FIGUR 11c viser koncentrationen i kontrolpunktet som funktion af afstanden fra kilden og ned til grundvandet. Det ses, at med de valgte standardparametre, vil en kildekonzentration på $1\text{ }\mu\text{g/l}$ altid overholde grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet, selv ved en afstand på nul

meter til grundvandet. Koncentrationen i kontrolpunktet falder med stigende afstand til grundvandet, men denne effekt aftager omkring en afstand på ca. 10 m. Sandlag over denne tykkelse vil altså ikke have ekstra reducerende effekt, så længe der ikke inkluderes nedbrydning i beregningen.

FIGUR 11e viser, hvorledes den beregnede koncentration i kontrolpunktet varierer, når vandindholdet i den umættede zone varieres inden for det anbefalede spænd fra 0,03-0,2 for sand. Det ses, at den beregnede koncentration i kontrolpunktet stiger i takt med at vandindholdet stiger. Dette skyldes, at det øgede vandindhold reducerer andelen af luft i porevolumenet. Her ved reduceres spredningen af p,p'-DDE i gasfasen, hvorved koncentrationen i vandfasen øges. Den omvendte effekt ses for porøsiteten (FIGUR 11g). Her falder koncentrationen i takt med at porøsiteten øges. Dette skyldes, at luftvolumenet i den umættede zone øges, når porøsiteten stiger, idet vandindholdet holdes fast. Dette giver anledning til, at en øget andel af forureningen transporteres via gasfasen.



FIGUR 11. Break-even beregninger for Model 3 for et flygtigt stof (p,p'-DDE) uden nedbrydning. *Venstre kolonne:* Koncentration af p,p'-DDE i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, afstand til grundvandet, porøsitet af umættet zone og vandindhold i umættet zone. *Højre kolonne:* Koncentration af p,p'-DDE i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, afstand til grundvandet, porøsitet af umættet zone og vandindhold i umættet zone. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK) angivet i µg/l.

3.4.3.2 Model 3: Ikke-flygtigt stof (dichlorprop) med nedbrydning

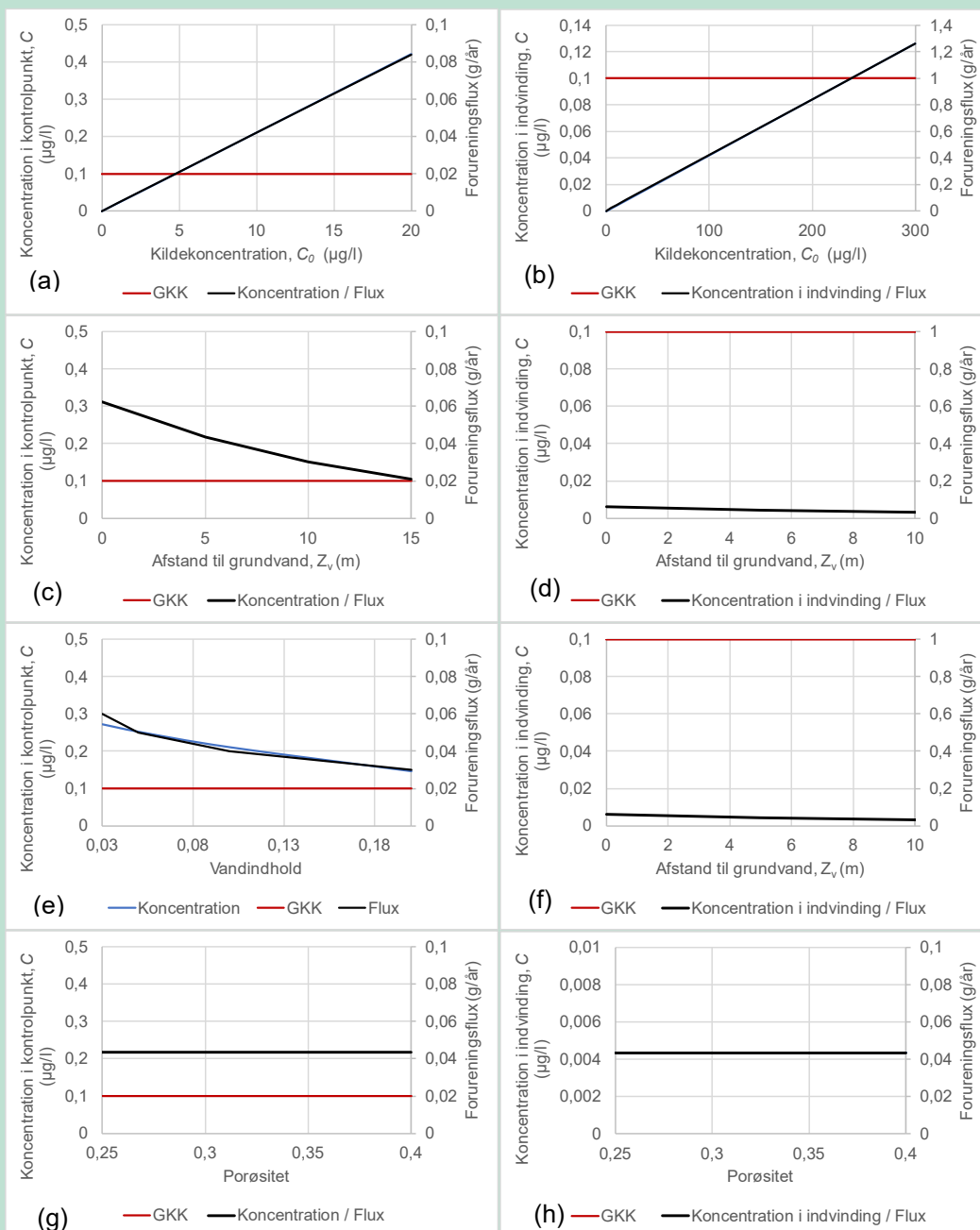
FIGUR 12 viser resultaterne for Model 3 for dichlorprop med en kildekonzentration på 10 µg/l, hvor der samtidig sker nedbrydning med den anbefalede 1. ordens nedbrydningsrate fra Miljøstyrelsen (2018). Såfremt der ikke medtages nedbrydning vil beregningsresultaterne svare til

resultaterne for Model 5, idet dichlorprop, modsat p,p'-DDE ikke er flygtigt. Der vil derfor ikke ske nogen reduktion af koncentrationen under transporten fra kilden til grundvandsspejlet.

Det ses af FIGUR 12a, at der opnås break-even med grundvandskvalitetskriteriet ved en kildekonzentration af dichlorprop på ca. **5 µg/l**. I forhold til indvindingsboringen skal kildekonzentrationen være over 220 µg/l svarende til en flux på 1 g/år for at give anledning til overskridelse af kriteriet (FIGUR 12b).

FIGUR 12c viser, hvorledes koncentration i kontrolpunktet påvirkes af at øge den vertikale afstand fra forureningskilde og ned til grundvandet. Det ses, at koncentration i kontrolpunktet falder med stigende afstand til grundvandet, hvilket skyldes, at dette giver anledning til en øget opholdstid og dermed mere tid til nedbrydning. Ved en afstand på mere end 15 m til grundvandet, vil kriteriet dermed være overholdt. Den samme virkning ses af at øge vandindholdet i den umættede zone (FIGUR 12e). Idet nedbrydning i modellen udelukkende sker i vandfasen, vil et højere vandindhold føre til en højere opholdstid i vandfasen og dermed mere nedbrydning.

Det ses desuden af FIGUR 12g, at porøsiteten af den umættede zone ikke påvirker den beregnede koncentration af dichlorprop i kontrolpunktet. Det skyldes, at dichlorprop ikke er flygtigt, og at en større luftandel af porevoluminet derfor ikke vil give anledning til øget transport i gasfasen. Idet vandindholdet i den umættede zone holdes konstant på 0.1, mens porøsiteten varierer fra 0,25-0.4, vil opholdstiden i vandfasen være konstant, hvorfor nedbrydningen, som udelukkende sker i vandfasen, ikke påvirkes.



FIGUR 12. Break-even beregninger for Model 3 for et ikke-flygtigt stof (dichlorprop) med nedbrydning. *Venstre kolonne:* Koncentration af dichlorprop i kontrolpunktet samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, afstand til grundvandet, porøsitet af umættet zone og vandindhold i umættet zone. *Højre kolonne:* Koncentration af dichlorprop i indvindingsboringen samt forureningsflux ved variation af henholdsvis kildekonzentration, afstand til grundvandet, porøsitet af umættet zone og vandindhold i umættet zone. Den røde linje markerer grundvandskvalitetskriteriet (GKK) angivet i µg/l.

3.5 Opsummering baseret på break-even beregninger

TABEL 9 opsummerer de fundne break-even kildekonzentrationer ved brug af Model 5, 1, 2 og 3 for den opstillede standardcase som beskrevet ved parametrene i TABEL 5. Såfremt nedbrydning ikke inkluderes i risikovurderingen, vil alle modeller give den samme break-even kildekonzentration på **3,2 µg/l**. Dog vil break-even koncentrationen være højere for de få pesticider, der er flygtige. Det er dog kun relevant for et yderst begrænset antal pesticider herunder p,p'-DDE og heptachlor. Som eksempel, er break-even koncentrationen beregnet for p,p'-DDE, som er det pesticid i GrundRisks stofdatabase, der har den højeste flygtighed. Her fås en break-even koncentration på **7,8 µg/l**.

Det vil altså sige, at kildekonzentration under de 3,2 µg/l kan antages ikke at udgøre en risiko for grundvandet, for lokaliteter, der kan repræsenteres af disse standardparametre. Dette svarer til en forureningsflux på 20 mg/år. Selvom beregningen er foretaget for dichlorprop, vil den også være relevant for øvrige pesticider så længe der ikke medtages nedbrydning. Den anbefalede anaerobe nedbrydningsrate for dichlorprop på 0,0005 d⁻¹ er anvendt i beregningerne, der inkluderer nedbrydning. For at være relevant for andre pesticider kræves derfor, at deres nedbrydningsrater er af samme størrelse. Bemærk, at der i disse break-even beregninger for simplificeringens skyld ikke er regnet på produktionen af 4-CPP, som kan dannes ved den anaerobe nedbrydning af dichlorprop.

Ses der i stedet på summen af pesticider, som har et grundvandskvalitetskriterium på 0,5 µg/l vil break-even for summen af kildekonzentrationer ligge på **15,7 µg/l**, når der ikke tages højde for eventuel nedbrydning af pesticiderne. Her antages det, at alle pesticider har det samme kildeareal på 5 m x 5 m.

Når nedbrydning inkluderes i risikovurderingen, fås højere break-even kildekonzentrationer. Med Model 1 vil der således fås en break-even koncentration på **8 µg/l**, hvis nedbrydning alene forudsættes at ske under den vertikale transport fra kilde til grundvand, mens den stiger til **12 µg/l**, hvis nedbrydning også sker under den horisontale transport i grundvandet.

Anvendes i stedet Model 2, der beskriver transport i opsprækket moræneler, vil der til gengæld ikke fås stor betydning af at inkludere nedbrydning alene under den vertikale transport. Dette skyldes, at opholdstiden i den opsprækkede moræneler bliver lille grundet den hurtige sprække-transport. Såfremt nedbrydning forudsættes at foregå både under den vertikale og horisontale transport med Model 2, vil en break-even koncentration på **5,2 µg/l** fås.

Når nedbrydning inkluderes i Model 3 (umættet sand), har det ikke lige så stor betydning som i Model 1. Dette skyldes, at nedbrydning i Model 3 udelukkende antages at foregå i vandfasen, og idet der er tale om en umættet model, vil vandindholdet typisk være lavere end i Model 1. Der er i beregningseksemplet benyttet den samme anaerobe nedbrydningsrate for Model 1 og 3, men ofte vil nedbrydningen gå hurtigere i den umættede zone pga. de mere aerobe forhold. Den anvendte nedbrydningsrate for Model 3, vil derfor typiske være højere end for Model 1.

Det er dog muligt, at nedbrydningen vil gå hurtigere under de umættede forhold, som Model 3 beskriver, og at det er mere relevant at benytte en højere nedbrydningsrate relevant for aerobe forhold.

Til sammenligning er der også udført break-even beregninger ved brug af en infiltration på 100 mm/år. Den lavere infiltrationsrate giver dels en lavere forureningsflux og dels en højere opholdstid for den vertikale transport, som giver anledning til mere nedbrydning. Dette medfører, at break-even koncentrationerne vil stige både i beregningerne uden og med nedbrydning, som det ses af TABEL 11. Når der ses bort fra nedbrydning, vil der ske en omtrentlig fordobling af break-even koncentrationerne til fra **3,2 µg/l** til **6 µg/l**, når infiltrationen reduceres fra 250 mm/år til 100 mm/år. Når nedbrydning inkluderes, vil break-even koncentrationerne stige

yderligere. Især for Model 1 ses store ændringer som følge af den større opholdstid i dæklaget. Således bliver break-even koncentrationerne **53 µg/l**, når nedbrydning inkluderes i den vertikale transport og **83 µg/l**, når nedbrydning inkluderes både under vertikal og horisontal transport. For de øvrige modeller er effekten af den reducerede infiltrationsrate mindre, og break-even koncentrationerne bliver maksimalt **9,6 µg/l** (Model 5), **13 µg/l** (Model 2) og **24 µg/l** (Model 3).

Det bemærkes, at resultaterne i TABEL 9 ikke skal opfattes som generelle grænser for hvilke kildekonzentrationer, der udgør en risiko for grundvandet. Dette vil variere fra lokalitet til lokalitet afhængig af de specifikke parametre.

Der er foretaget en sammenligning af hvilke break-even koncentrationer, der fås ved anvendelse af værktøjet JAGG, som GrundRisk skal afløse. Der er lavet en beregning i JAGG, der ikke inkluderer vertikal transport, og som derfor modsvarer de beregnede resultater med Model 5 i GrundRisk. Beregningen i JAGG er foretaget for de samme standardparametre, og koncentrationerne er beregnet i et kontrolpunkt beliggende 100 m nedstrøms. Med JAGG fås lavere break-even værdier for kildekonzentrationen på henholdsvis 1,9 µg/l (uden nedbrydning) og 2,9 µg/l med nedbrydning i grundvandet. Der fås, altså som forventet, mere konservative resultater ved brug af JAGG end ved brug af GrundRisk.

TABEL 9. Opsummering på break-even kildekonzentrationer, der fører til at koncentrationen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er lig med kvalitetskriteriet. Beregningerne er foretaget for en standardlokalitet med parametre som beskrevet i TABEL 5, herunder et kildeareal på 25 m², et dæklag på 5 m samt en grundvandshastighed på 40 m/år. Dichlorprop er anvendt som modelstof og i scenarier med nedbrydning, er en anaerob nedbrydningsrate på 0,0005 dag⁻¹ anvendt. For Model 3 er der desuden udført beregninger for stoffet p,p'-DDE som eksempel på et flygtigt stof.

	Infiltration 250 mm/år			Infiltration 100 mm/år		
	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal
Break-even kildekonzentration						
Model 5	3,2 µg/l	-	5 µg/l *	6 µg/l	-	9,6 *
Model 1	3,2 µg/l	8 µg/l	12 µg/l	6 µg/l	53 µg/l	83 µg/l
Model 2	3,2 µg/l	3,3 µg/l	5,2 µg/l	6 µg/l	8 µg/l	13 µg/l
Model 3 – dichlorprop	3,2 µg/l	4,8 µg/l	7,4 µg/l	6 µg/l	16 µg/l	24 µg/l
Model 3 – p,p'-DDE	7,8 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig	17 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig

* Kun horisontal nedbrydning inkluderet

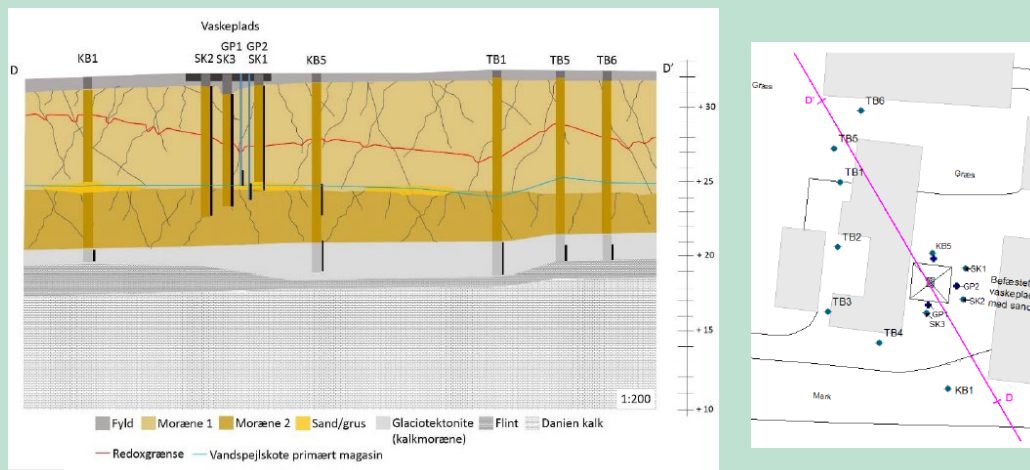
4. Fase 3: Risikovurdering for Trommeslagervej samt følsomhedsanalyse

I dette kapitel præsenteres resultaterne af risikovurderingen foretaget med GrundRisk dels baseret på datasættet fra de indledende undersøgelser (Storstrøms Amt 2005) og dels baseret på datasættet fra de videregående undersøgelser for lokaliteten Trommeslagervej (Region Sjælland 2014, 2015, 2018). De anvendte parametre fremgår af bilag 1. Efterfølgende er der foretaget en sammenligning med faktiske fund af pesticidkoncentrationer i den nærliggende indvindingsboring. Der er desuden udført en følsomhedsanalyse, hvor det undersøges, hvorledes risikovurderingens resultat påvirkes af ændringer i de indgående parametre.

4.1 Introduktion til Trommeslagervej

På Trommeslagervej, Store Heddinge, har en maskinstation forårsaget pesticidforurening. Geologien på lokaliteten består af moræneler ned til ca. 12 m u.t fordelt på to morænebænke med i alt 11 m moræneler (se FIGUR 13). Der er sandslirer i moræneleren, men ikke noget sammenhængende sekundært magasin. Under moræneleren træffes 2-3 meter kalkmoræne samt flint, som overlejrer det primære magasin. Det primære magasin udgøres af et kalkmagasin, som er vurderet at være hydraulisk aktivt i de øverste 5 m. De højeste koncentrationer er fundet for dichlorprop samt 4-CPP, som er et nedbrydningsprodukt fra dichlorprop. De højeste vandkoncentrationer er fundet i sandslirer i moræneleren. I den indledende undersøgelse blev kildekonzentrations målt i dybder fra 5-9 m u.t. I den videregående undersøgelse blev de højeste koncentrationer fundet lige over den nederste morænebænk, som er 5 m dyb.

Store Heddinge Vandværk indvinder fra to boringer nord for lokaliteten (218.1072 og 218.1073), samt to boringer syd for lokaliteten (218.933 og 218.946). Grundet forurening med primært 4-CPP er indvindingen fra de sydlige boringer reduceret i forhold til tidligere, og der er i de senere år primært indvundet fra de nordlige boringer. Som følge af ændringerne i pumpeforhold, har strømningsforholdene på lokaliteten ændret sig markant over tid. Der er i beregningerne set på to indvindingssituationer svarende til den tidligere indvindingssituation samt til den situation, der forelå medio 2018. Efterfølgende er indvindingstrategien igen ændret på St. Heddinge Vandværk, så der nu igen indvindes større mængder fra de sydlige boringer. Denne seneste ændring er der ikke taget højde for i de udførte beregninger.



FIGUR 13. Geologisk profil for Trommeslagervej (Region Sjælland, 2015).

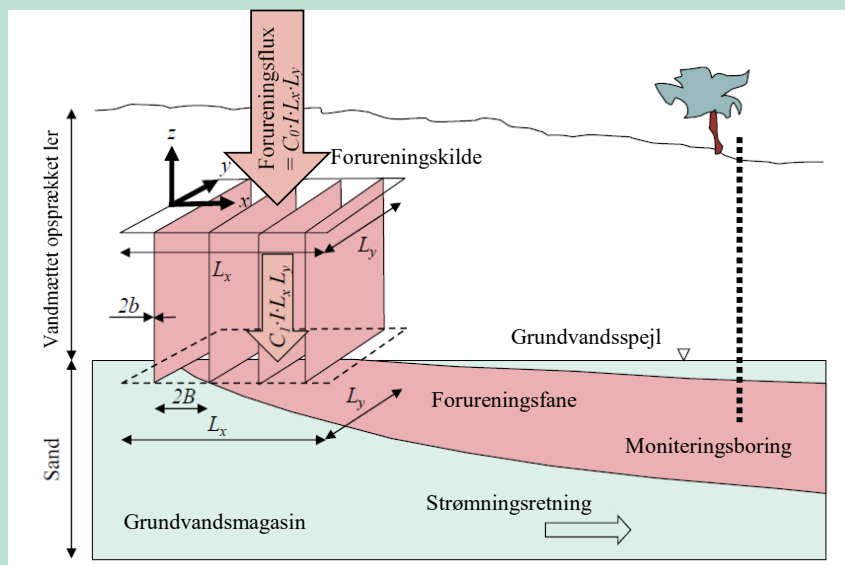
4.1.1 Valg af model samt nedbrydning

Trommeslagervej repræsenteres af GrundRisk Model 2 (Opsprækket vandmættet ler), idet der er vurderet at være gennemgående sprækker i moræneleren. En principskitse af modellen ses i FIGUR 14. Der er desuden set tegn på nedbrydning af dichlorprop på lokaliteten, idet der er set dannelse af 4-CPP. På baggrund af isotopanalyser vurderes det i den videregående undersøgelse, at der i dag er indikationer på mindre nedbrydning af dichlorprop og 4-CPP.

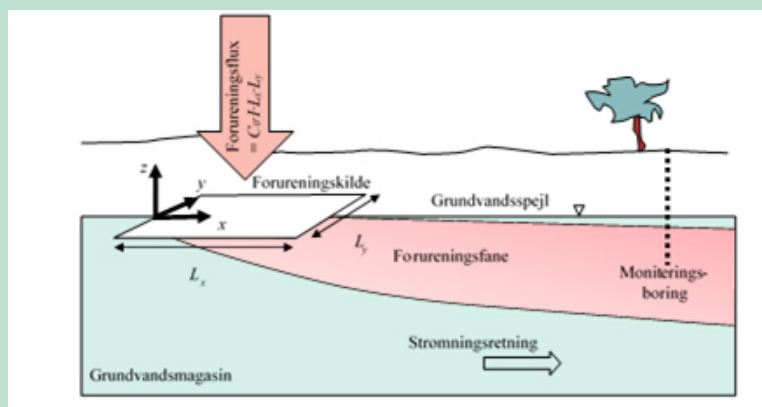
Det er derfor valgt, at der udføres risikovurdering både med og uden nedbrydning af dichlorprop og 4-CPP. Ved inklusion af nedbrydning anvendes anbefalede anaerobe nedbrydningsrater for stofferne fra Miljøstyrelsen (2018). Nedbrydning beskrives ved en sekventiel nedbrydningsproces, hvor 4-CPP dannes under den anaerobe nedbrydning af dichlorprop.

Når der ses bort fra nedbrydning, vil Model 2 give samme resultat som den simplere Model 5 (principskitse vist i FIGUR 14), hvor forureningskilden findes lige over grundvandsmagasinet, og der ikke sker nedbrydning i dæklaget.

Model 2: Opsprækket vandmættet moræneler



Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet



FIGUR 14. Principskitse for Model 2 samt Model 5. Model 2 beskriver vertikal transport fra en forureningskilde gennem opsprækket vandmættet ler ned til et underliggende grundvandsmagasin, efterfulgt af horisontal transport i grundvandet. I den simple Model 5, ligger forureningskilden lige over grundvandsmagasinet (Miljøstyrelsen 2017).

4.1.2 Modelparametre

Kildekoncentrationer og -arealer som vurderet dels ud fra den indledende undersøgelse og dels ud fra den videregående undersøgelse ses af TABEL 10. For den indledende undersøgelse anvendes de maksimalt fundne koncentrationer som input til risikovurderingen, mens der for den videregående undersøgelse anvendes et gennemsnit af de målte koncentrationer indenfor kildeområdet jf. de retningslinjer, der blev opstillet i afsnit 2.2. Kildearealet (længde og bredde) er for den videregående undersøgelse afgrænset ved koncentrationer større end 10 µg/l, mens det i den indledende undersøgelse pga. begrænsede data er fastsat ud fra de kortlagte V1-arealer.

Der er i den videregående undersøgelse fundet markant højere koncentrationsniveauer end i den indledende undersøgelse. Dette skyldes sandsynligvis, at borer er placeret nærmere det egentlige kildeområde. Det bemærkes endvidere, at der i den videregående undersøgelse

kun er fundet lave forureningsniveauer i område 1 (op til 0,35 µg/l), hvor der blev fundet AMPA i den indledende undersøgelse. De højere koncentrationer i 2005, menes at kunne skyldes direkte spild med glyphosat til boringen (Region Sjælland, 2015).

På baggrund af den indledende undersøgelse er der konservativt anvendt en afstand til grundvandet på 1,5 m fra kilden. Dette blev gjort baseret på de højeste dybder, som kildekonzentrationerne var vurderet i. For den videregående undersøgelse anvendes en dybde på 5 m, da denne undersøgelse vurderer, at de højeste koncentrationer (kilden) er beliggende lige over den nedre morænebænk, som er 5 m dyb. For begge datasæt anvendes standard sprækkeparametre, der er worst case parametre for reduceret moræneler.

Baseret på den indledende undersøgelse haves ingen lokalitetsspecifikke data for grundvands-magasinet udover den hydrauliske gradient. Porøsitet og hydraulisk konduktivitet for kalkmagasinet er dermed som udgangspunkt sat til de standardparametre for opsprækket kalk, som findes i GrundRisk. Dette giver en grundvandshastighed på 38 m/år. Denne hastighed må betegnes som relativt usikker, da både porøsiteten og den hydrauliske konduktivitet for opsprækket kalk kan variere betydeligt.

I de videregående undersøgelser er der foretaget pumpetests, som de hydrauliske parametre for kalkmagasinet kan vurderes ud fra. Idet indvindingen fra de nordlige og sydlige boringer på kildepladsen har varieret over tid, er det valgt både at vurdere grundvandshastigheden med udgangspunkt i den nuværende situation, hvor der primært indvindes fra de nordlige boringer, samt fra den tidligere situation hvor den største indvinding skete fra de sydlige boringer. Dette er uddybet yderligere i afsnit 4.3.

TABEL 10. Udvalgte modelparametre vurderet ud fra henholdsvis indledende og videregående undersøgelse. Samtlige inputparametre og baggrund for deres fastsættelse fremgår af bilag 1 (TABEL 26 og TABEL 27)

	Indledende undersøgelse (Storstrøms Amt, 2005)	Videregående undersøgelser (Region Sjælland 2014, 2015, 2018)
Kildekoncentration, C_0	AMPA: 8,2 µg/l (område 1) Dichlorprop: 8,4 µg/l; 4-CPP: 11 µg/l (område 2)	Dichlorprop: 26 µg/l 4-CPP: 136 µg/l
Længde af kildeområde, L_x	17 m (område 1; område 2)	20 m
Bredde af kildeområde, L_y	17 m (område 1; område 2)	20 m
Infiltration, I (der antages samme infiltration over kilde og fane)	250 mm/år	200 mm/år
Afstand til grundvandet, Z_v (tykkelse af dæklag)	1,5 m	5 m
Sprækkeafstand, $2B$	5 m	5 m
Bulk hydraulisk konduktivitet (moræneler), K_b	$6,3 \cdot 10^{-8}$	$6,3 \cdot 10^{-8}$
Hydraulisk konduktivitet af grundvandsmagasin (Kalk), K	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	$2,9 \cdot 10^{-4} - 2 \cdot 10^{-3}$ m/s (se TABEL 12)
Porøsitet af grundvandsmagasin, n	0,05	0,1
Hydraulisk gradient, i	0,0006	0,001
Grundvandshastighed, u beregnet som $u = Ki / n$	38 m/år	91-630 m/år (se TABEL 12)

4.2 Trommeslagervej: Risikovurdering baseret på indledende datasæt

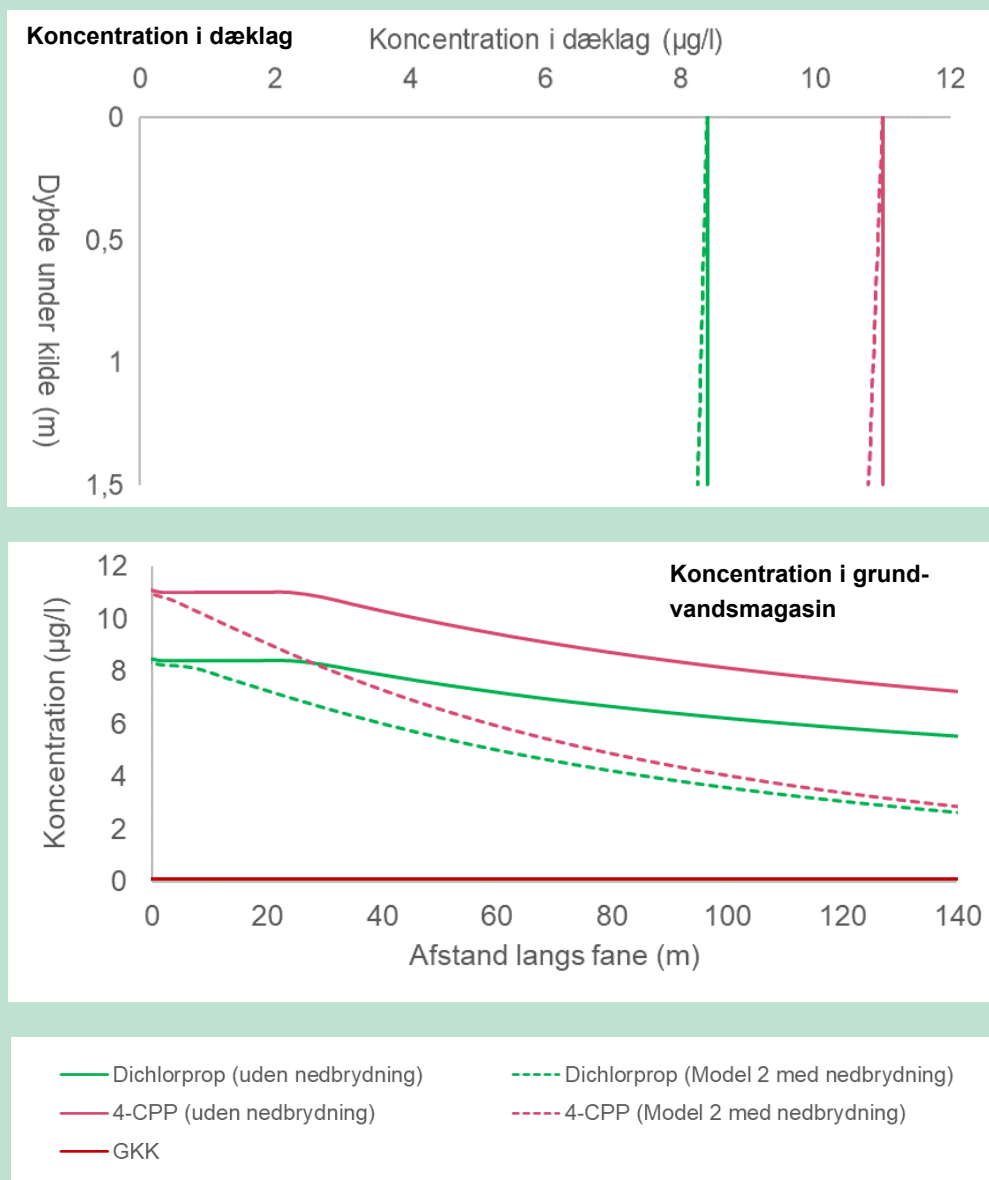
Resultaterne fra risikovurderingen baseret på den indledende undersøgelse er opsummeret i TABEL 11. Her angives desuden en overskridelsesfaktor i forhold til grundvandskvalitetskriteriet (GKK) på 0,1 µg/l. Der er regnet på to scenarier, der inkluderer nedbrydning. Dels et scenarium, hvor de anbefalede anaerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018) anvendes, hvilket for både dichlorprop og 4-CPP svarer til de lavest fundne anaerobe rater i litteraturstudiet. Til sammenligning er der udført beregninger med de anbefalede aerobe rater anvendes. Disse er for dichlorprop og 4-CPP signifikant højere end de anaerobe rater, mens de anbefalede anaerobe og aerobe rater for AMPA er ens

TABEL 11. Kildekoncentrationer samt beregnede koncentrationer for kontrolpunktet 100 m nedstrøms baseret på det indledende datasæt for Trommeslagervej. Nedbrydningsrater er baseret på anbefalede rater fra Miljøstyrelsen (2018). Dichlorprop antages at nedbrydes sekventielt til 4-CPP under anaerobe forhold, men ikke under aerobe forhold. For beregninger med nedbrydning, er nedbrydning antaget at foregå både under den vertikale og den horisontale transport.

	Kildekoncentration C_0 (µg/l)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C (µg/l)	Overskridelsesfaktor
Ingen nedbrydning (Model 5)			
AMPA (ingen nedbrydning)	8,2	6,1	60
Dichlorprop (ingen nedbrydning)	8,4	6,2	62
4-CPP (ingen nedbrydning)	11	8,2	81
Med nedbrydning (Model 2, anaerobe rater)			
AMPA	8,2	0,3	3
Dichlorprop (nedbrydes sekventielt til 4-CPP)	8,4	3,6	36
4-CPP	11	4,1	41
Med nedbrydning (Model 2, aerobe rater)			
AMPA	8,2	0,3	3
Dichlorprop	8,4	0	0
4-CPP	11	0	0

Som det fremgår af resultaterne for kontrolpunktet 100 m nedstrøms i TABEL 11, ses der en meget begrænset reduktion af kildekonzentrationerne, når der ikke inkluderes nedbrydning. Dette skyldes, at den infiltrerende vandflux gennem kildeområdet er stor i forhold til vandfluxen i grundvandsmagasinet. Derfor vil koncentrationerne i grundvandet lige under kilden samt et stykke nedstrøms i grundvandsmagasinet svare til kildekonzentrationerne, som vist på graferne for dichlorprop og 4-CPP i FIGUR 15. I situationen uden nedbrydning vil både AMPA, 4-CPP og dichlorprop overskride GKK i kontrolpunktet 100 m nedstrøms, og vil derfor udgøre en risiko for grundvandet.

For beregningerne, der inkluderer nedbrydning, er nedbrydningen antaget at finde sted både under den vertikale transport igennem den opsprækkede moræneler samt under den horisontale transport i grundvandet. Omfanget af nedbrydning under den vertikale transport er dog begrænset, hvilket hænger sammen med en hurtig sprækketransport. Derudover er det konservativt antaget, at forureningskilden er beliggende 1,5 m over grundvandsmagasinet. Således er der en meget lille opholdstid i den opsprækkede moræneler inden forureningen når grundvandsmagasinet. Den effekt, der ses af nedbrydning, er derfor primært relateret til grundvandstransporten. Den anaerobe nedbrydning af dichlorprop fører til dannelse af 4-CPP, som også kan nedbrydes videre. FIGUR 16 viser de beregnede koncentrationer af dichlorprop samt 4-CPP dels gennem dæklaget og dels under grundvandstransporten.



FIGUR 15. Koncentrationer af dichlorprop og 4-CPP beregnet med Model 2 dels uden nedbrydning og dels under antagelse af, at der sker nedbrydning både under vertikal og horisontal transport. Nedbrydning er modelleret som en sekventiel nedbrydning, hvor dichlorprop ved anaerob nedbrydning omdannes til 4-CPP, der igen kan nedbrydes. *Øverst:* Koncentrationer af dichlorprop og 4-CPP fra bund af kildeområdet til top af grundvand. *Nederst:* Beregnede grundvandskoncentrationer af dichlorprop og 4-CPP. Bemærk at $x=0$ angiver den nedstrøms kant af kildeområdet.

Som det ses, af resultaterne i TABEL 11, vil inklusion af nedbrydning med de anbefalede anaerobe rater stadig medføre koncentrationer i kontrolpunktet, der overskrider kvalitetskriterierne for alle tre stoffer. Til gengæld ses, at nedbrydning med de højere aerobe rater har stor effekt for dichlorprop og 4-CPP, idet koncentrationerne falder til 0 i kontrolpunktet. Det vurderes dog ikke realistisk, at disse høje aerobe rater er repræsentative for lokaliteten. For AMPA er den anaerobe og den aerobe rate af samme størrelse, hvorfor der ikke er forskel på resultaterne.

4.3 Trommeslagervej: Risikovurdering baseret på videregående datasæt

Der er i den videregående undersøgelse fundet markant højere koncentrationsniveauer. Dette skyldes sandsynligvis, at borer er placeret nærmere det egentlige kildeområde. Som nævnt ovenfor, har den videregående undersøgelse ikke kunne verificere det kildeområde med AMPA, der blev identificeret i den indledende undersøgelse. De højere AMPA-koncentrationer i 2005 menes i stedet at kunne skyldes direkte spild med glyphosat til boringen (Region Sjælland, 2015).

Der er foretaget beregninger af koncentrationer i det nedstrøms kontrolpunkt under to forskellige indvindingsscenarier, da indvindingsmønsteret påvirker grundvandspotentialet:

- **Tidligere situation:** Største indvinding fra de to sydlige indvindingsboringer tættest på Trommeslagervej. Grundvandshastigheden sættes her til 630 m/år baseret på 2006 situationen rapporteret i Region Sjælland (2015).
- **Nuværende situation:** Der indvindes primært fra de to nordlige indvindingsboringer. Grundvandshastigheden sættes her til 91 m/år baseret på 2017 situationen rapporteret i Region Sjælland (2018)

Grundvandshastigheden er fastsat på baggrund af parametre i TABEL 12. Det bemærkes, at der generelt er fundet meget varierende grundvandshastigheder i de udførte undersøgelser ved lokaliteten som følge af de varierende pumpeforhold (Region Sjælland 2015 og Region Sjælland 2018).

TABEL 12. Fastsættelse af grundvandshastighed for de to indvindingsscenarier

Parameter	Nuværende situation (største indvinding fra nordlige borer)	Tidligere situation (største indvinding fra sydlige borer)	Kommentar
Hydraulisk konduktivitet (m/s) K	$2,9 \cdot 10^{-4}$ ^{a)}	$2 \cdot 10^{-3}$ ^{b)}	Baseret på resultater for pumpetests (Region Sjælland, 2015)
Hydraulisk gradient i	0,001	0,001	Region Sjælland (2015)
Porøsitet n	0,1	0,1	Region Sjælland (2015)
Grundvandshastighed (m/år)	91	630	Beregnet $u = Ki/n$

^{a)} Baseret på pumpetest for nordlige kildefelt

^{b)} Baseret på pumpetest fra sydlige borer

Grundvandshastigheder er i disse scenarier bestemt ud fra hydrauliske konduktiviteter for kalkmagasinet bestemt ved pumpetests udført ved forskellige pumpeforhold (Region Sjælland 2015, 2018) under en antagelse af, at de øverste 5 m af magasinet er hydraulisk aktivt og at porøsiteten af kalkmagasinet er 0,1.

TABEL 13 opsummerer resultaterne for de udførte beregninger baseret på det videregående datasæt. For nedbrydningsscenarierne er der givet resultater, hvor nedbrydning antages at foregå både under den vertikale transport og den horisontale transport, samt alene under den horisontale transport.

TABEL 13. Resultater fra risikovurderingen med og uden nedbrydning baseret på det videregående datasæt for Trommeslagervej. Nedbrydningsrater er baseret på anbefalede rater fra Miljøstyrelsen (2018). Dichlorprop antages at nedbrydes sekventielt til 4-CPP under anaerobe forhold. Der er foretaget beregninger for to forskellige indvindingsscenarier. Derudover er der

givet resultater både hvor nedbrydning er antaget at foregå både under vertikal og horisontal transport, samt under horisontal transport alene.

	Kildekoncentration C ₀ (µg/l)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C (µg/l)	
		Tidligere indvindingssituation; u = 630 m/år	Nuværende indvindingssituation: u = 91 m/år
Ingen nedbrydning (Model 5)			
Dichlorprop	26	0,76	3,7
4-CPP	136	4	19
Med nedbrydning (Model 2, anaerobe rater)			
Dichlorprop (nedbrydes sekventielt til 4-CPP)	26	0,70 / 0,74 *	2,8 / 3,0 *
4-CPP	136	3,5 / 3,8 *	12 / 13 *
Med nedbrydning (aerobe rater)			
Dichlorprop	26	0,14 / 0,21*	0,001 / 0,01*
4-CPP	136	1,54 / 2,1*	0,20 / 0,27*

* Kun horisontal nedbrydning

I begge indvindingsscenarier ses der en betydelig reduktion (en faktor 7 ved nuværende indvinding og en faktor 34 ved tidligere indvinding) af dichlorprop og 4-CPP som følge af fortynding og dispersion i grundvandsmagasinet. Koncentrationerne overstiger dog stadig GKK i kontrolpunktet.

Det er regnet på dels et scenarium med sekventiel nedbrydning under både vertikal og horisontal transport med anbefalede anaerobe rater fra Miljøstyrelsen (2018). Dels er der regnet på et scenarium, hvor de højere aerobe rater er anvendt. Det ses, at det ikke har specielt stor effekt at inkludere den anaerobe nedbrydning, hvilket hænger sammen med den lave opholdstid i grundvandsmagasinet ved disse meget høje grundvandshastigheder, der er anvendt for den opsprækkede kalk.

Ved brug af de aerobe nedbrydningsrater vil dichlorprop-koncentrationen reduceres til under GKK ved den nuværende indvindingssituation. 4-CPP vil dog stadig, med denne høje nedbrydningsrate overskride kriteriet, dog kun med en faktor 2.

4.3.1 Konklusion på risikovurdering

Det ses af de udførte risikovurderinger, at forureningen ved Trommeslagervej udgør en risiko både baseret på det indledende datasæt og ved brug af det videregående datasæt, idet de beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms overskrider GKK. Der er regnet på to nedbrydningsscenarier, dels sekventiel nedbrydning af dichlorprop til nedbrydningsproduktet 4-CPP samt videre nedbrydning af 4-CPP med de lavest tilgængelige rater (anaerobe rater) og dels 1. ordens fjernelse af begge stoffer med højere aerobe rater.

Grundet den relative hurtige transport gennem de 5 m opsprækket morænerler samt i grundvandsmagasinet (opsprækket kalk) er effekten af nedbrydning dog begrænset. Selv ved anvendelse af de høje aerobe nedbrydningsrater, som ikke er realistiske, vil 4-CPP stadig føre til en overskridelse af GKK. Selvom der foregår en vis nedbrydning på lokaliteten, vil dette derfor ikke være tilstrækkeligt til at eliminere risikoen for grundvandet.

Der er observeret at de informationer, der er mest mangelfulde i det indledende datasæt, er kildekonzentrationerne samt de hydrogeologiske parametre for kalkmagasinet, hvor der er stor

usikkerhed omkring den hydrauliske konduktivitet og porøsiteten af kalkmagasinet. Det er bemærket, at standardparametrene for hydraulisk konduktivitet og porøsitet udgør konservative parametre i forhold til graden af fortynding i grundvandsmagasinet. Dette betyder, at der beregnes en risiko på baggrund af det indledende datasæt på trods af, at koncentrationerne her blev fundet til at være meget lavere end i den videregående undersøgelse.

4.3.2 Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer

Der er foretaget beregninger af koncentrationer i indvindingsboringen 218.946 beliggende ca. 330 m syd for Trommeslagervej. I GrundRisk beregnes koncentrationen i indvindingsboringen C_{indv} som forureningsfluxen J divideret med indvindingsraten, Q :

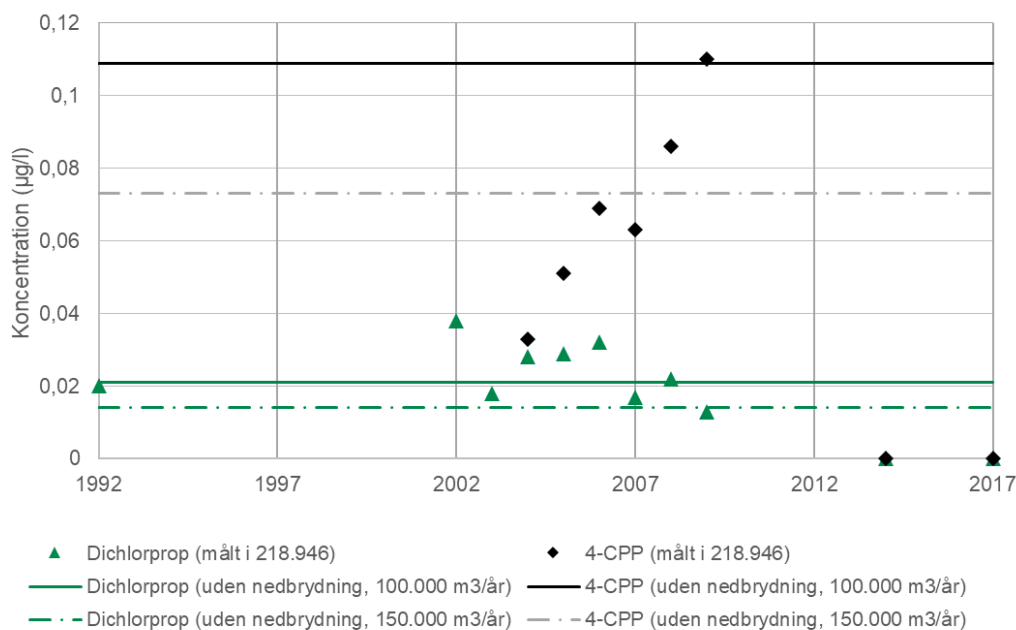
$$C_{indv} = \frac{J}{Q}$$

Såfremt der inkluderes nedbrydning i beregningen, vil nedbrydning i grundvandsmagasinet kun inkluderes for de første 100 m af strækningen jf. Miljøstyrelsen (2018b), idet der vil være for store usikkerheder ved at antage homogene nedbrydningsforhold over lange strækninger.

Beregningen besværliggøres dog for Trommeslagervej af, at indvindingen fra denne boring har varieret over tid, og at der ikke findes oplysninger om indvindingens størrelse over årene. Indvindingen fra 218.946 samt 218.933, som begge er beliggende syd for Trommeslagervej, er blevet kraftigt reduceret efter fund af pesticider i især 218.946. I dag indvindes der således kun 50.000 m³/år i alt fra disse to boringer, mens der hovedsageligt indvindes fra de to indvindingsboringer nordvest for Trommeslagervej. Tidligere har den største indvinding været fra de to sydlige boringer.

I 2013 blev der indvundet i alt 235.000 m³/år fra alle 4 boringer, mens indvindingen i 80'erne var op imod 450.000 m³/år (Region Sjælland, 2015). Ved beregningen af koncentrationer i 218.946, er der grundet usikkerheden på den faktiske pumperate i boring 218.946, anvendt dels en pumperate på 100.000 m³/år og dels en pumperate på 150.000 m³/år. Disse indvindingsrater skal repræsentere den tidligere situation, hvor den største indvinding skete fra de sydlige boringer.

I FIGUR 16 er de beregnede koncentrationer sammenlignet med de målte koncentrationer i boringen. Koncentrationerne i indvindingsboringen beregnes i GrundRisk som forureningsfluxen divideret med indvindingsraten. Grundet usikkerheden på indvindingsraten er koncentrationerne i indvindingsboringen beregnet dels ud fra en indvinding på 100.000 m³/år og dels ud fra en indvinding på 150.000 m³/år. Det ses, at beregningerne baseret på de videregående data stemmer godt overens med de observerede koncentrationsniveauer både for dichlorprop og 4-CPP. Derimod underestimeres koncentrationerne i indvindingsboringen når det indledende datasæt anvendes, hvilket hænger sammen med de meget lavere kildekonzentrationsniveauer i den indledende undersøgelse. Dette ses af FIGUR 33 i Bilag 1. Der er ikke taget højde for eventuel nedbrydning i de viste beregningsresultater i FIGUR 16. Grundet de hurtige transporttider i grundvand i den opsprækkede kalk, vil nedbrydning kun have begrænset betydning jf. afsnit 4.3.1 samt FIGUR 33 i Bilag 1, der viser resultaterne med og uden nedbrydning.



FIGUR 16. Målte koncentrationer af dichlorprop og 4-CPP i indvindingsboringen 218.946 sammenlignet med beregnede koncentrationer baseret på videregående undersøgelse under antagelse af en indvindingsrate på hhv. 100.000 m³/år og 150.000 m³/år fra boringen.

4.4 Følsomhedsanalyse

4.4.1 Metode

Der er foretaget en følsomhedsanalyse af risikovurderingen for Trommeslagervej. Følsomhedsanalysen tager udgangspunkt i det videregående datasæt og den nuværende indvindingsituation. I følsomhedsanalysen undersøges hvorledes resultatet af risikovurderingen (koncentrationen samt forureningsfluxen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms) samt forureningsfluxen påvirkes af at ændre et antal udvalgte parametre. Som udgangspunkt er følsomhedsanalysen lavet for situationen, hvor der ikke sker nedbrydning hverken under vertikal eller horisontal transport, og nedbrydning optræder som en parameter, der er ændret på. Desuden har der været mest fokus på feltbestemte parametre. Således er følsomheden ikke undersøgt for f.eks. dispersiviteter, der beskriver udspreddingen under grundvandstransporten, eller sprækeparametre. De parametre, der er ændret er:

- Kildekoncentrationen
- Længde af kilde
- Bredde af kilde
- Areal af kilde (længde og bredde ændret på samme tid)
- Infiltrationsraten
- Grundvandshastigheden
- Porøsiteten
- Magasindybden
- Nedbrydningsrate for magasin

Der er desuden foretaget følsomhedsberegninger for Model 2 (sprækkemodel) for et scenarie, der inkluderer nedbrydning under den vertikale og horisontale transport. Her er følgende parametre varieret:

- Vertikal porøsitet (porøsitet af dæklag)
- Infiltrationsrate
- Den vertikale afstand fra kilde til grundvand (dæklagstykkelsen)

Infiltrationsraten har betydning for opholdstiden i dæklaget og dermed for graden af nedbrydning under den vertikale transport. Derfor er den igen varieret i dette scenarium, der inkluderer vertikal nedbrydning.

Til brug for denne følsomhedsanalyse er der vurderet maksimums- og minimumsværdier for de parametre, der ændres på. En oversigt over disse parameterværdier samt den procentvise ændring af parameteren ses i TABEL 14. Baggrunden for vurderingen ses af TABEL 27 i bilag 1.

Grundvandshastigheden kan enten indtastes som en værdi i modellen, eller beregnes ud fra den hydrauliske konduktivitet, porøsiteten og gradienten. I denne følsomhedsanalyse bliver grundvandshastigheden beregnet. Det er derfor variationen på den hydrauliske konduktivitet og porøsiteten, der er vurderet i TABEL 14. Gradienten holdes derimod fast på 0,001. Ud fra variationen i den hydrauliske konduktivitet samt en porøsitet på 0,1, beregnes dermed en minimumsværdi for grundvandshastigheden på 32 m/år samt en maksimumsværdi på 315 m/år.

TABEL 14. Oversigt over parameterværdier for basisscenariet samt de minimums- og maksimumsværdier, der er anvendt i følsomhedsanalysen. Det er desuden angivet hvor stor en procentvis ændring, den enkelte parameter ændres.

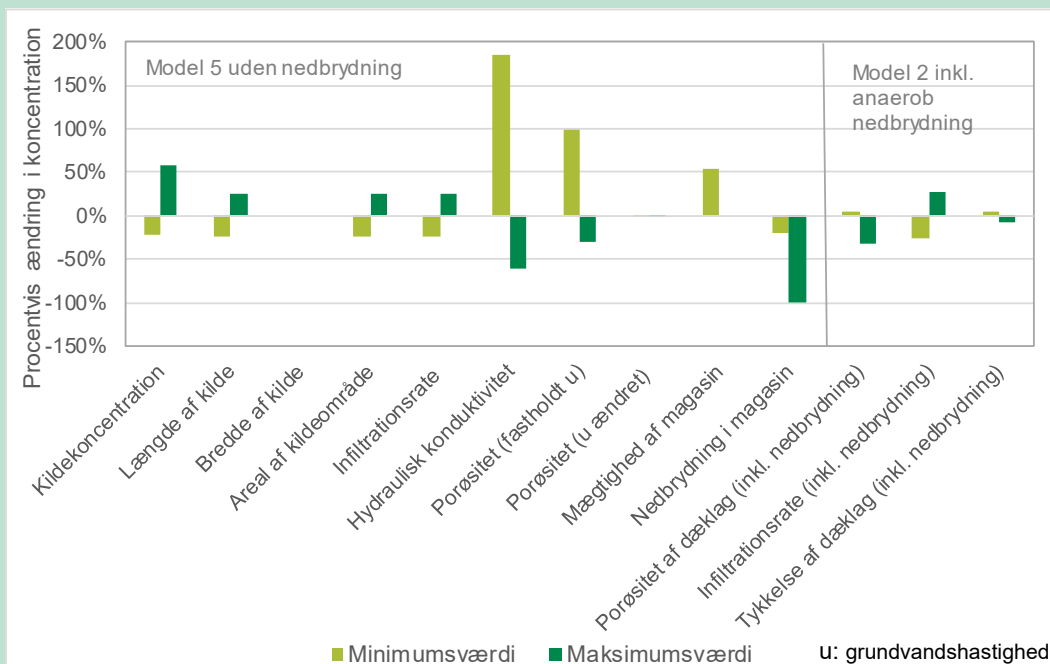
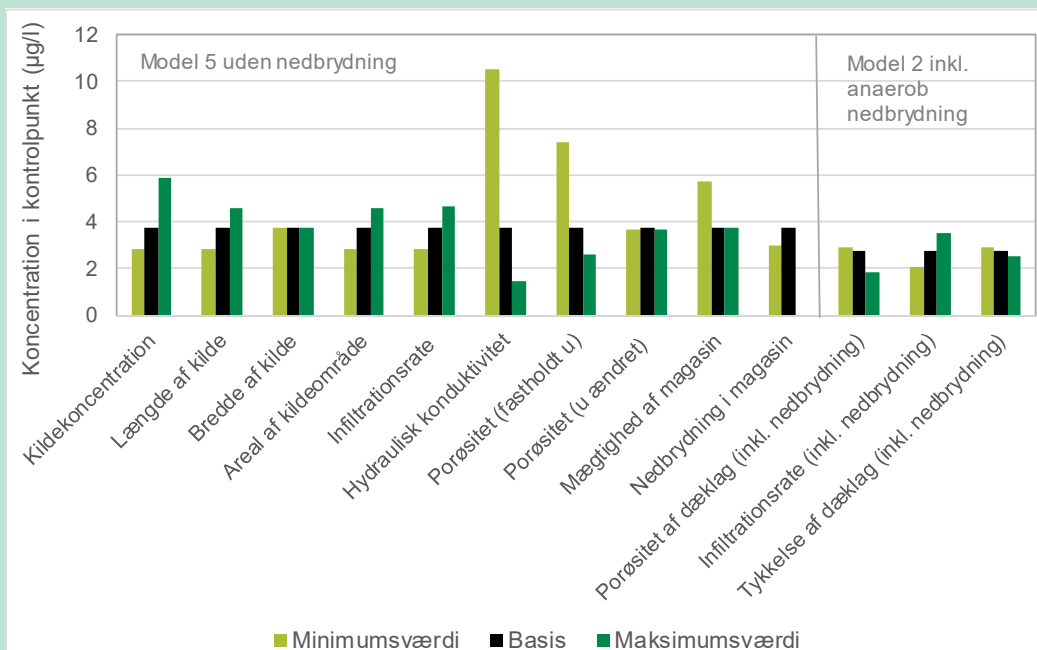
Parameter	Basisværdi	Minimumsværdi	Procentvis ændring	Maksimumsværdi	Procentvis ændring
<i>Model 5 uden nedbrydning:</i>					
Kildekoncentration, C_0 ($\mu\text{g/l}$)	26	20	- 23%	41	+ 58%
<i>Dichloroprop</i>					
Længde af kilde, L_x (m)	20	15	- 25%	25	+ 25%
Bredde af kilde, L_y (m)	20	15	- 25%	25	+ 25%
Areal af kildeområde (m^2)	400	225	- 44%	625	+ 25%
Infiltrationsrate I (mm/år)	200	150	- 25%	250	+ 25%
Hydraulisk konduktivitet, K (m/s)	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	- 66%	$1 \cdot 10^{-3}$	+ 245%
Porøsitet, n	0,1	0,05	- 50%	0,15	+ 50%
Grundvandshastigheden (m/år) beregnet som $u = K \cdot i / n$	91	32	- 65%	315	+ 246%
Mægtighed af grundvandsmagasin, d (m)	5	2	- 60%	10	+ 100%
Nedbrydningsrate, k (d^{-1})	0	0,0005 (anaerob rate)		0,02 (aerob rate)	
<i>Model 2 med nedbrydning for vertikal og horisontal transport</i>					
Tykkelse af dæklag, Z_v (m)	5	1	- 80%	11	+120%
Porøsitet af dæklag, ϵ	0,25	0,1	- 60%	0,3	+ 20%

4.4.2 Resultat af følsomhedsanalyse

Som det ses af FIGUR 17, er det usikkerheden på den hydrauliske konduktivitet, der giver den største påvirkning af koncentrationen i kontrolpunktet. Ved anvendelse af minimumsværdien for den hydrauliske konduktivitet vil koncentrationen i kontrolpunktet således stige med 150%. Næste efter den hydrauliske konduktivitet er der usikkerheden på porøsiteten, der påvirker den beregnede koncentration mest.

Kildekoncentrationen er som udgangspunkt fastsat ud fra gennemsnittet af de målte koncentrationer indenfor kildeområdet. Maksimumsværdien repræsenterer til gengæld den maksimalt målte koncentration indenfor kildeområdet. Koncentrationen i kontrolpunktet øges med 60% ved anvendelse af maksimumsværdien. Det ses, at ændringer i kildekonzentration, længde og areal påvirker koncentrationen i kontrolpunktet med samme procentvise ændring som parameteren ændres. En ændring i kildebredden indenfor den vurderede usikkerhed vil ikke ændre koncentrationen i kontrolpunktet. Såfremt bredden sættes tilstrækkelig lille, vil der dog kunne ses en påvirkning. Til gengæld påvirker bredden den beregnede forureningsflux (se FIGUR 18).

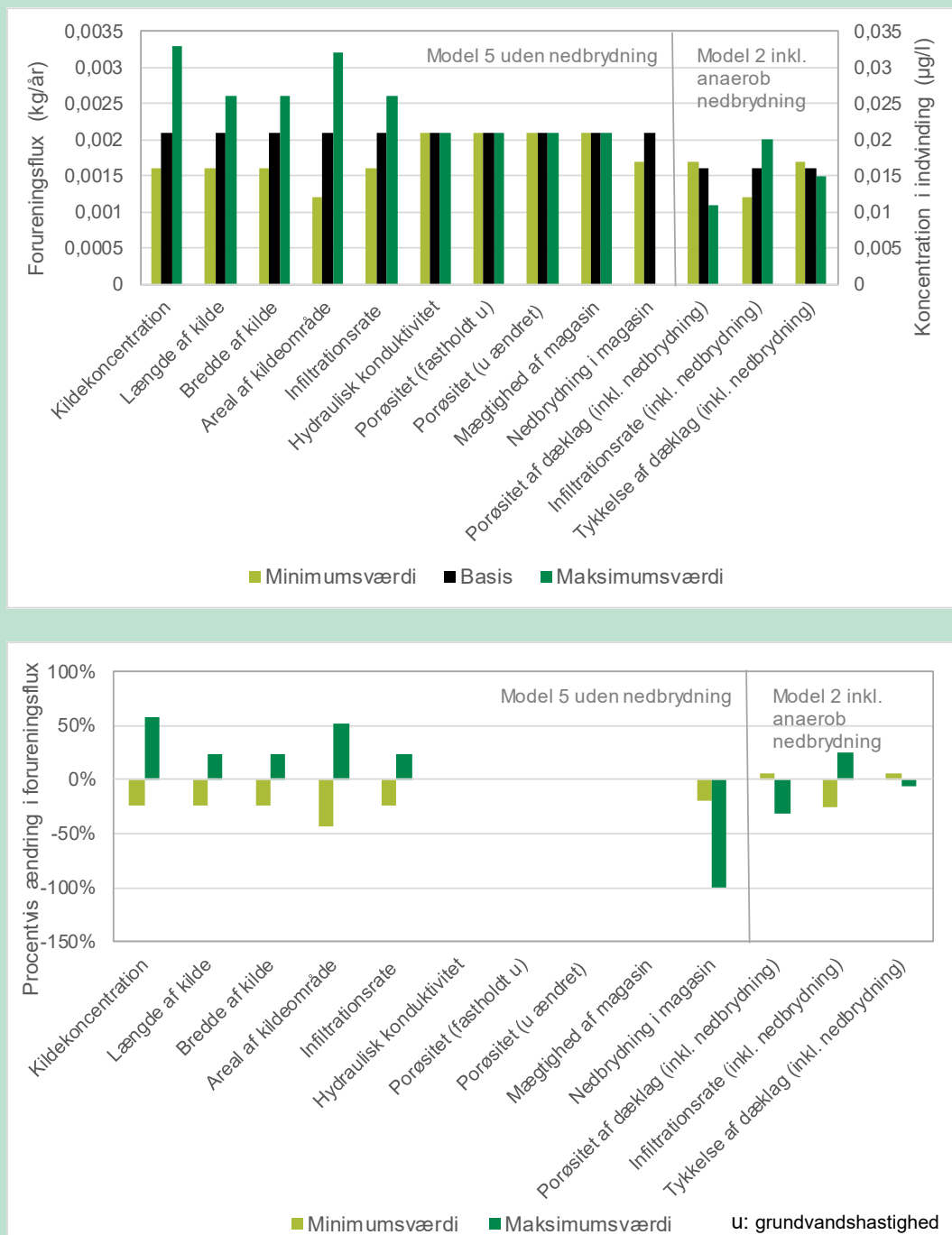
Det ses, at også nedbrydningsraten kan have stor betydning, idet den aerobe rate (maksimumsraten) vil fjerne forureningen helt. En anvendelse af minimumsværdien for magasinets mægtighed vil give en relativt stor stigning i den beregnede koncentration i kontrolpunktet, mens anvendelse af maksimumsværdien ikke påvirker resultatet. Dette skyldes, at anvendelsen af minimumsværdien (1 m) vil give en begrænsning i fanens udspreddning over dybden. Ved tynde magasiner skifter modellen til at anvende en 2D-model, der antager fuld opblanding over dybden. Til gengæld påvirker det ikke resultatet at øge magasinets mægtighed.



FIGUR 17. Resultat af følsomhedsanalyse for Trommeslagervej overfor dichlorprop-koncentrationen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Den øverste graf viser de beregnede koncentrationer ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvis ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes. Der er som udgangspunkt anvendt Model 5 uden nedbrydning. Desuden er der anvendt Model 2 inkl. anaerob nedbrydning for at undersøge følsomheden overfor parametre relateret til den vertikale transport.

FIGUR 18 viser følsomhedsanalysens resultat i forhold til påvirkningen af den beregnede forureningsflux og den beregnede koncentration i indvindingsboringen. Det ses her, at disse er uafhængige af den hydrauliske konduktivitet og porøsiteten af grundvandsmagasinet. Magasi-

nets mægtighed har heller ikke betydning for den beregnede forureningsflux. De mest betydende parametre er i stedet kildekonzentrationen, arealet af forureningskilden samt infiltrationsraten. Igen har nedbrydningsraten også stor betydning.



FIGUR 18. Resultat af følsomhedsanalyse for Trommeslagervej. Den øverste graf viser de beregnede forureningsfluxe samt koncentrationen i indvindingsboringen (indvindingsrate på 100.000 m³/år) ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvis ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes. Der er som udgangspunkt anvendt Model 5 uden nedbrydning. Desuden er der anvendt Model 2 inkl. anaerob nedbrydning for at undersøge følsomheden overfor parametre relateret til den vertikale transport.

4.5 Kort opsummering for Trommeslagervej

Baseret på de udførte risikovurderinger blev det fundet at:

- Lokalteten udgør en risiko for grundvandet ved brug af GrundRisk uanset om det indledende eller videregående datasæt anvendes
- Der ses en god overensstemmelse med de målte koncentrationer i indvindingsboringen 218.946 for de videregående data, mens de indledende data fører til en underestimering af koncentrationerne i indvindingsboringerne.
- For den indledende undersøgelse er der store usikkerheder på de hydrauliske parametre for grundvandet (hydraulisk konduktivitet og porøsitet). Derudover er der store usikkerheder på kildekonzentrationer grundet begrænsede data.
- Følsomhedsanalysen, baseret på de videregående undersøgelser, viste, at de beregnede koncentrationer i kontrolpunktet viste den største følsomhed overfor usikkerheden på hydraulisk konduktivitet og porøsitet af det opsprækkede kalkmagasin, mens forureningsfluxen og koncentrationen i indvindingsboringen er mest følsom overfor usikkerheden på kildekonzentrationen og kildeareal.

5. Fase 3: Risikovurdering for maskinstation ved Aike samt følsomhedsanalyse

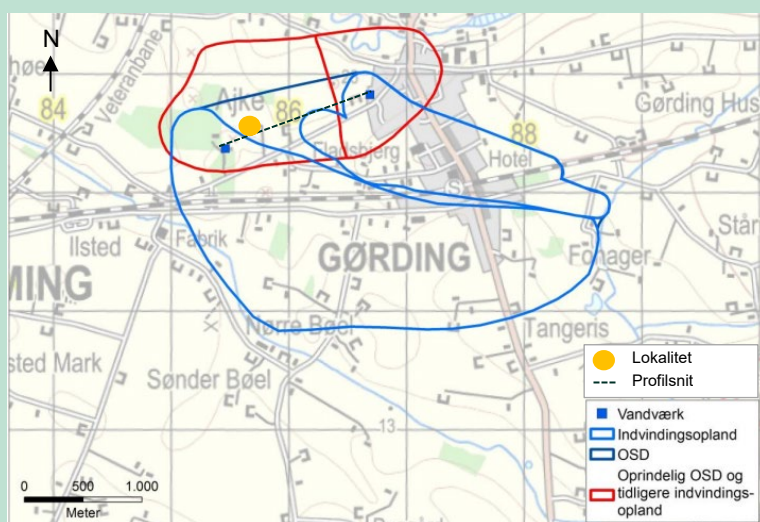
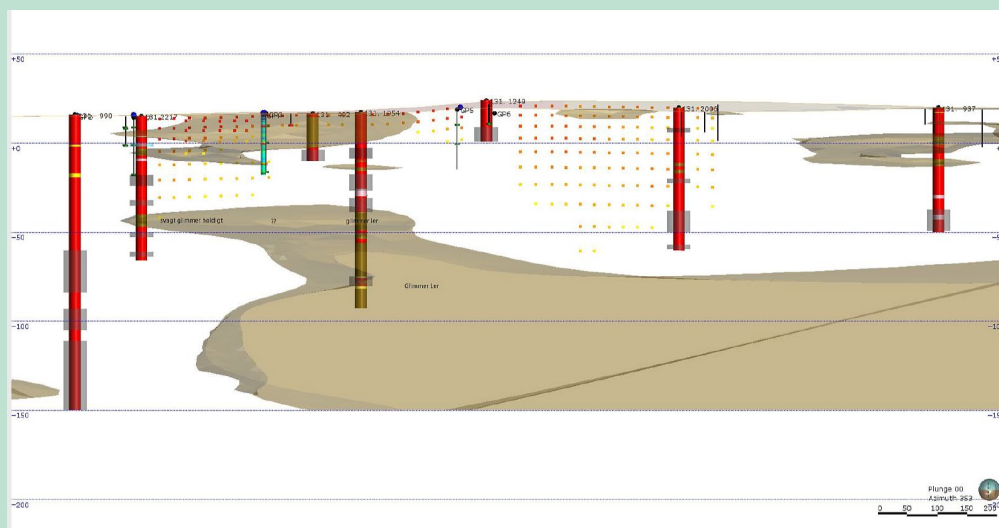
I dette kapitel præsenteres resultaterne af risikovurderingen for maskinstationen beliggende ved Aike, foretaget med GrundRisk, dels baseret på datasættet fra den indledende undersøgelse (Esbjerg Forsyning, 2013) og dels baseret på datasættet fra de videregående undersøgelser (Region Syddanmark, 2017, 2018). De anvendte parametre fremgår af Bilag 2. Efterfølgende er der foretaget en sammenligning med faktiske fund af pesticidkoncentrationer i indvindingsboringer på Aike Vandværk.

5.1 Introduktion til maskinstationen ved Aike

Lokaliteten er en mindre maskinstation og landbrug, som ligger ca. 320-500 m opstrøms for indvindingsboringerne til Aike Vandværk. Placeringen ses af FIGUR 19.

Ifølge Naturstyrelsens kortlægning af området, er der generelt en dårlig beskyttelse af grundvandet i dette område, idet der ikke findes et gennemgående øvre lerlag (Naturstyrelsen, 2012). I borerne på lokaliteten er der fundet meget varierende indhold af ler. Således er der i en markvandsboring (DGU 131.492) truffet sand i de øverste 2 m. Herunder er der truffet lyst sandet ler til 15 m u.t og gråt sandet ler til 19 m u.t og herunder sand til boringens bund 26,5 m u.t. Dette terrænnære lerlag er ikke observeret i en HPT-sondering udført vest for ejendommen. Denne viser en høj hydraulisk ledningsevne (mellemkornet til grovkornet sand ned til 27 m u.t med stedvise tynde ($< 0,5$ m) indslag af meget lavpermeable horisonter, som formentlig er ler- eller gytjeaflejringer. Fra 27 m u.t til 34 m u.t. er der fundet en lav hydraulisk ledningsevne, som vurderes at være et ler- eller gytjelag (Esbjerg Forsyning, 2013). FIGUR 19 viser et geologisk profil gående fra Aike vandværk via maskinstationen til Gørding vandværk (Esbjerg Forsyning, 2013). Dette illustrerer det varierende indhold af ler i borerne og manglen på et gennemgående lerlag.

Strømningsretningen i det sekundære magasin på lokaliteten er vestlig mod Aike Vandværk. Aike Vandværk indvinder fra borerne DGU 131.974, 131.989, 131.990 og 131.991 beliggende mellem 300- 500 m sydvest til vest for ejendommen. Borerne er filtersat i en begravet dal mellem 57-160 m u.t.

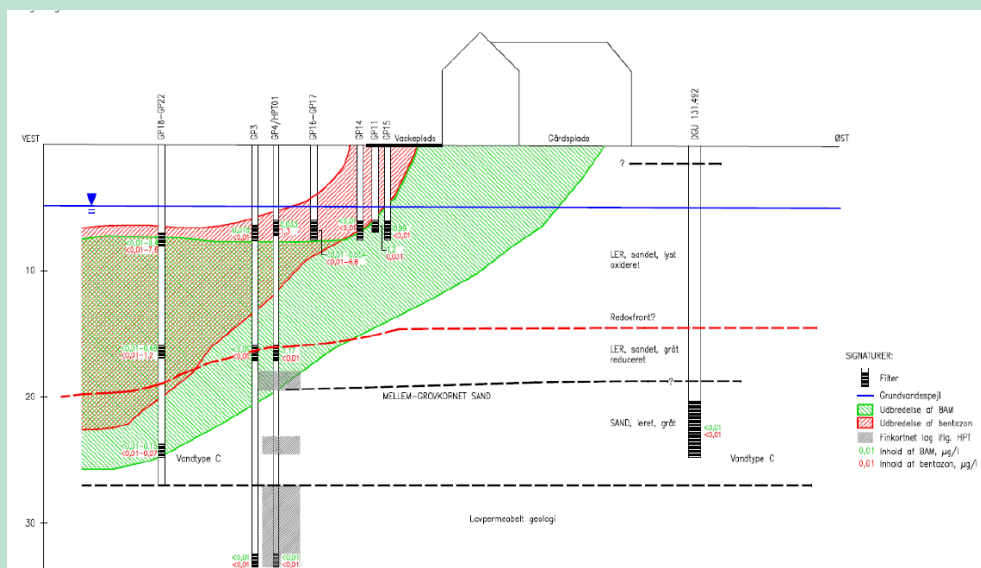


FIGUR 19. Geologisk profil fra SV mod NØ. Profilet starter ved Aike Vandværk og løber gennem lokaliteten og ender ved Gørding Vandværk (Esbjerg Forsyning, 2013). Det nederste kort viser placeringen af profilsnittet samt lokaliteten og de to vandværker.

Ved de indledende undersøgelser (Esbjerg Forsyning, 2013) blev der påvist forurening med især bentazon og BAM. Ved den videregående undersøgelse (Region Syddanmark, 2017; Region Syddanmark, 2018) blev herudover fundet AMPA og desphenyl-chloridazon.

En konceptuel model over forureningerne med bentazon og BAM ses af FIGUR 20.

Desphenyl-chloridazon (DPC) er i tre borer fundet i koncentrationer over 1 µg/l. Disse er placeret såvel opstrøms som nedstrøms for vaskepladsen. Stoffet er desuden fundet i koncentrationer over GKK i et meget stort område både opstrøms og nedstrøms vaskepladsen. Der er således ikke nogen tydelig tendens i spredningen af stoffet, og det er usikkert, om DPC stammer fra denne lokalitet eller fra en anden kilde. Ligeledes er det usikkert, om der er tale om en punkt- eller fladekilde (Region Syddanmark, 2017). Der er dog udført en risikovurdering under antagelse af, at der er tale om en punktkilde. Denne er udført for at undersøge om den fundne forurening ved maskinstationen kan forklare de observerede fund af DPC ved Aike Vandværk.



FIGUR 20. Konceptuel model for BAM og bentazonforurening ved den maskinstation ved Aike. BAM formodes at stamme fra renhold af gårdspladsen med dichlobenil, mens bentazon formodes at stamme fra vaskepladsen (Figur fra Region Syddanmark, 2017).

5.1.1 Modelvalg og nedbrydning

På baggrund af det manglende gennemgående dæklag for lokaliteten, og risikoen for, at der er sammenhæng mellem det sekundære magasin og det dybereliggende magasin, som Aike Vandværk indvinder fra, er det valgt at anvende Model 5 (Forureningskilde beliggende lige over grundvandet), der ikke inkluderer et dæklag.

Der er foretaget med Model 5 dels uden nedbrydning og dels med aerobe og anaerobe nedbrydningsrater. Der anvendes en aerob/anaerob nedbrydningsrate på $0,004 \text{ d}^{-1}/0,0004 \text{ d}^{-1}$ baseret på Bay et al. (2007), der klassificerer bentazon som moderat nedbrydelig. Ved det nyligt udførte litteraturstudie (Miljøstyrelsen, 2018) er der, baseret på feltstudier af rapporteret i litteraturen, vurderet at bentazon typisk ikke nedbrydes i grundvandet. For AMPA er der anvendt anbefalede nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018).

For de øvrige pesticider på lokaliteten (BAM og desphenyl-chloridazon) inkluderes nedbrydning ikke, da disse ifølge Miljøstyrelsen (2018) er vurderet at være tungt nedbrydelige.

5.1.2 Modelparametre

De fastsatte kildekonzentrationer og kildearealer for henholdsvis den indledende og videregående forureningsundersøgelse for lokaliteten ses af TABEL 15.

For de indledende undersøgelser er kildekonzentrationerne af bentazon og BAM fastsat på baggrund af de fundne maksimumskonzentrationer jf. de fastlagte retningslinjer i afsnit 2.2. Disse er målt i dybder fra 6-8 m.u.t.

Kildearealet er for BAM sat lig med arealet af gårdspladsen (Længde 30 m og bredde 25 m), da BAM formodes at være et nedbrydningsprodukt fra dichlobenil anvendt til renholdelse af gårdspladsen.

Bentazon vurderes til gengæld at stamme fra pesticider håndteret ved vaskepladsen, og et areal på 25 m x 25 m er anvendt til at repræsentere dette. Kildekoncentrationen for bentazon

er dog fastsat ud fra koncentrationer målt 50 m nedstrøms fra vaskepladsen, som menes at være kilden til forureningen.

Grundvandsmagasinet udgøres af et sandmagasin med en hydraulisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-4}$ m/s baseret på resultaterne fra en udført HPT-sonderingen på lokaliteten (Esbjerg Forsyning, 2013). Infiltrationen er sat til 398 mm/år baseret på den vurderede grundvandsdannelsen til det øvre magasin i Naturstyrelsens kortlægning. Yderligere inputparametre samt baggrund for deres fastsættelse fremgår af Bilag 2.

For de videregående undersøgelser er kildeområdet for bentazon afgrænset ved området med koncentrationer større end $1 \mu\text{g/l}$, og kildekonzentrationen for bentazon er fastsat på baggrund af gennemsnitskoncentrationer indenfor det afgrænsede kildeområde jf. skitserede retningslinjer i afsnit 2.2. For de øvrige pesticider er de maksimalt målte koncentrationer anvendt som kildekonzentrationer, idet der for disse kun er få målinger over $1 \mu\text{g/l}$. For AMPA er kildeområdet ikke afgrænset, og der er kun få målinger, idet der har været problemer med interferens ved analyserne. Der anvendes derfor et areal på 25 m x 25 m for at repræsentere vaskepladsen.

Desphenyl-chloridazon findes i koncentrationer over $1 \mu\text{g/l}$ både nedstrøms og opstrøms for lokaliteten. Der er således usikkert, hvad der udgør kilden til dette pesticid. Det er derfor vurderet i Region Syddanmark (2017), at der sandsynligvis/muligvis er tale om en fladekilde og ikke en punktkilde. Risikovurderingen af DPC er derfor udført med forbehold. Der er anvendt et kildeareal med længde 75 m og bredde 100 m.

Den hydrauliske gradient er vurderet til 0,0045 baseret på de udførte pejlinger på lokaliteten (Region Syddanmark, 2017). Dette giver en højere grundvandshastighed, end der blev anvendt for de indledende undersøgelser. Yderligere inputparametre og deres fastsættelse fremgår af Bilag 2.

TABEL 15. Udvalgte modelparametre for maskinstationen ved Aike baseret på henholdsvis indledende og videregående undersøgelse. Samtlige modelparametre samt deres fastsættelse fremgår af Bilag 2

	Indledende undersøgelse (Esbjerg Forsyning 2013)	Videregående undersøgelse (Region Syddanmark 2017; Region Syddanmark 2018)
Kildekonzentration, C_0	Bentazon: $1,3 \mu\text{g/l}$ BAM: $1,2 \mu\text{g/l}$	Bentazon: $3,4 \mu\text{g/l}$ BAM: $1,2 \mu\text{g/l}$ AMPA: $3,9 \mu\text{g/l}$ DPC: $3 \mu\text{g/l}$
Længde af kildeområde, L_x	Bentazon: 25 m BAM: 30 m	Bentazon, AMPA: 30 m BAM: 30 m DPC: 75 m
Bredde af kildeområde, L_y	Bentazon: 25 m BAM: 25 m	Bentazon: 50 m AMPA: 25 m BAM: 25 m DPC: 100 m
Infiltration, I (mm/år)	398 mm/år	398 mm/år
Hydraulisk konduktivitet af grundvandsmagasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s
Porøsitet af grundvandsmagasin, n	0,3	0,3
Hydraulisk gradient, i	0,0023	0,0045
Grundvandshastighed (beregnet: $u = Ki / n$)	24 m/år	47 m/år

5.2 Risikovurdering baseret på indledende datasæt

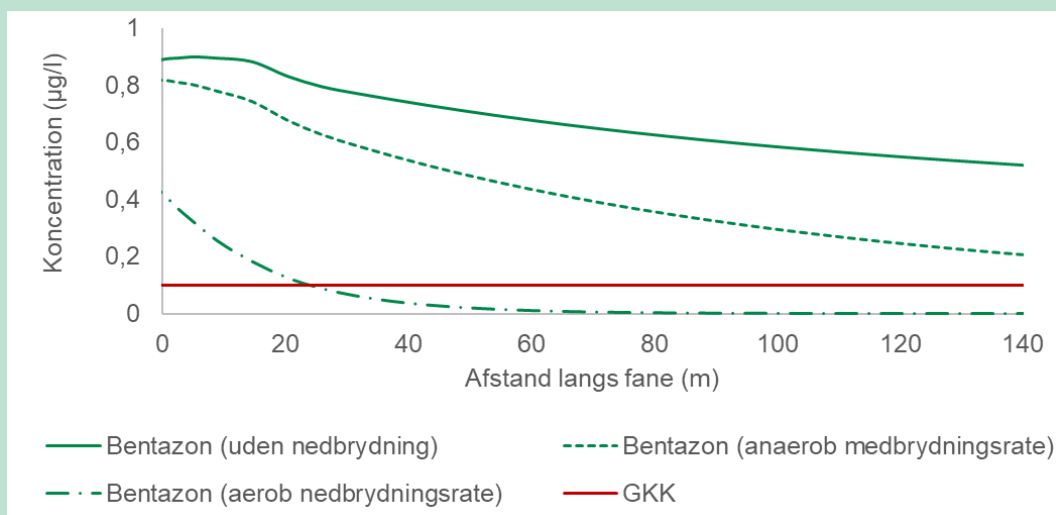
Der er foretaget risikovurderinger med Model 5 for både BAM og bentazon. For bentazon er der foretaget beregninger både uden og med nedbrydning. De beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er opsummeret i TABEL 16. I tabellen angives desuden en overskridelsesfaktor i forhold til grundvandskvalitetskriteriet (GKK) på 0,1 µg/l.

Det ses, at der for begge stoffer fås en relativt lille koncentrationsreduktion fra kilden og til kontrolpunktet for situationen uden nedbrydning. Den lille reduktion skyldes, at forureningsfluxen er relativt stor pga. store kildearealer og en høj infiltration. Samtidig er fortyndingen i grundvandsmagasinet lille som følge af en relativt lav grundvandshastighed.

TABEL 16. Resultater fra risikovurderingen baseret på det indledende datasæt for maskinstationen ved Aike. Risikovurderingen er foretaget med Model 5 (forureningskilde beliggende lige over grundvandet. For bentazon er der foretaget beregninger både med og uden nedbrydning.

	Kildekoncentration C_0 (µg/l)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C (µg/l)	Overskridelsesfak- tor
Model 5, Ingen nedbrydning			
BAM	1,2	0,64	6
Bentazon	1,3	0,59	6
Model 5 med nedbrydning			
Bentazon (anaerob nedbrydning)	1,3	0,30	4
Bentazon (aerob nedbrydning)	1,3	0,001	0

FIGUR 21 viser de beregnede bentazon-koncentrationer både uden og med nedbrydning. Det ses, at kun for situationen med den aerobe nedbrydningsrate vil den beregnede bentazon-koncentration i kontrolpunktet være under kvalitetskriteriet. Det vurderes dog ikke sandsynligt, at den aerobe rate er repræsentativ for hele strækningen fra kildeområde til kontrolpunkt, idet grundvandet er fundet at være anoxisk fra 7 m u.t. (Region Syddanmark, 2017). Desuden er der i litteraturstudiet (Miljøstyrelsen, 2018) fundet, at bentazon typisk ikke nedbrydes i grundvand, så det vurderes urealistisk at anvende den høje aerobe rate.



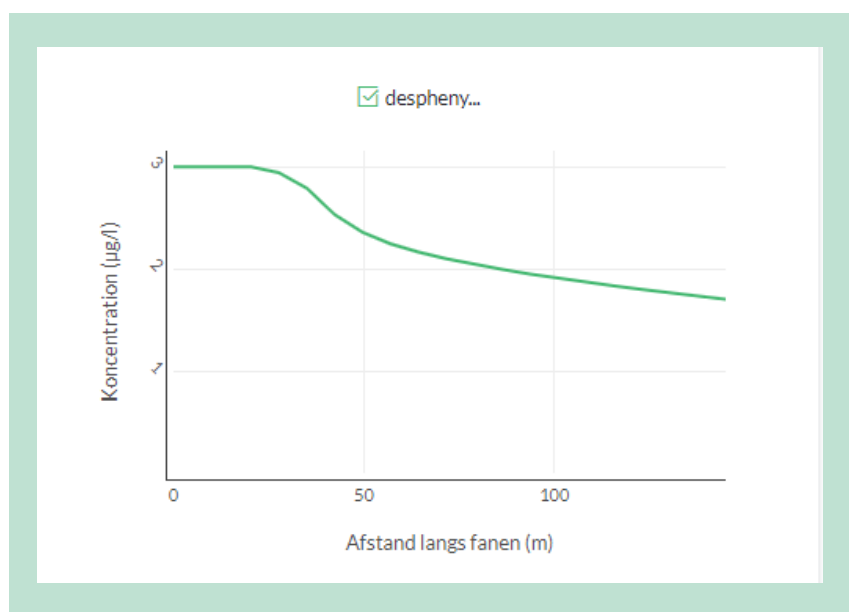
FIGUR 21. Koncentration af bentazon i grundvandet som funktion af afstanden fra kildeområdet. Forureningskilden er beliggende lige over grundvandet og $x=0$ angiver den nedstrøms kant af kildeområdet. Der er foretaget beregninger både uden og med nedbrydning. Der er anvendt henholdsvis en anaerob nedbrydningsrate på $0,0004 \text{ d}^{-1}$ og en aerob nedbrydningsrate på $0,004 \text{ d}^{-1}$.

5.3 Risikovurdering baseret på videregående datasæt

Der er foretaget risikovurderinger med Model 5 for de fire pesticider/nedbrydningsprodukter BAM, bentazon, AMPA og desphenyl-chloridazon (DPC). For bentazon og AMPA er der foretaget beregninger både uden og med nedbrydning. De beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er opsummeret i TABEL 17. I tabellen angives desuden en overskridelsesfaktor i forhold til grundvandskvalitetskriteriet (GKK) på $0,1 \text{ µg/l}$. Det ses, at der i beregningerne uden nedbrydning beregnes overskridelser af GKK for alle fire stoffer. For BAM ses en begrænset overskridelse af kriteriet på en faktor 3, mens overskridelsen for DPC er en faktor 19. For DPC ses en meget begrænset reduktion i koncentrationen fra kildeområde og 100 m nedstrøms i grundvandet. Dette hænger sammen med det meget store kildeareal for dette stof ($75 \text{ m gange } 100 \text{ m}$), hvilket medfører en stor forureningsflux til grundvandet og at koncentrationerne lige under kilden vil være lig med kildekonzentrationerne (se FIGUR 22).

TABEL 17. Resultater fra risikovurderingen baseret på det videregående datasæt for maskinstationen ved Aike. Risikovurderingen er foretaget med Model 5 (forureningskilde beliggende lige over grundvandet. For bentazon og AMPA er der foretaget beregninger både med og uden nedbrydning.

	Kildekoncentration C_0 (µg/l)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C (µg/l)	Overskridelsesfaktor
Model 5, Ingen nedbrydning			
BAM	1,2	0,33	3
Bentazon	3,4	0,93	9
AMPA	3,9	0,89	9
Desphenyl-chloridazon	3	1,9	19
Model 5 med anaerob nedbrydning			
Bentazon	3,4	0,72	7
AMPA	3,9	0,069	0
Model 5 med aerob nedbrydning			
Bentazon	3,4	0,081	0
AMPA	3,9	0,069	0



FIGUR 22. Beregnet grundvandskoncentration af desphenyl-chloridazon (DPC) som funktion af afstanden fra kildeområdet. Forureningskildens nedstrøms kant er beliggende i $x = 0$. Den viste beregning inkluderer ikke nedbrydning

5.3.1 Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer

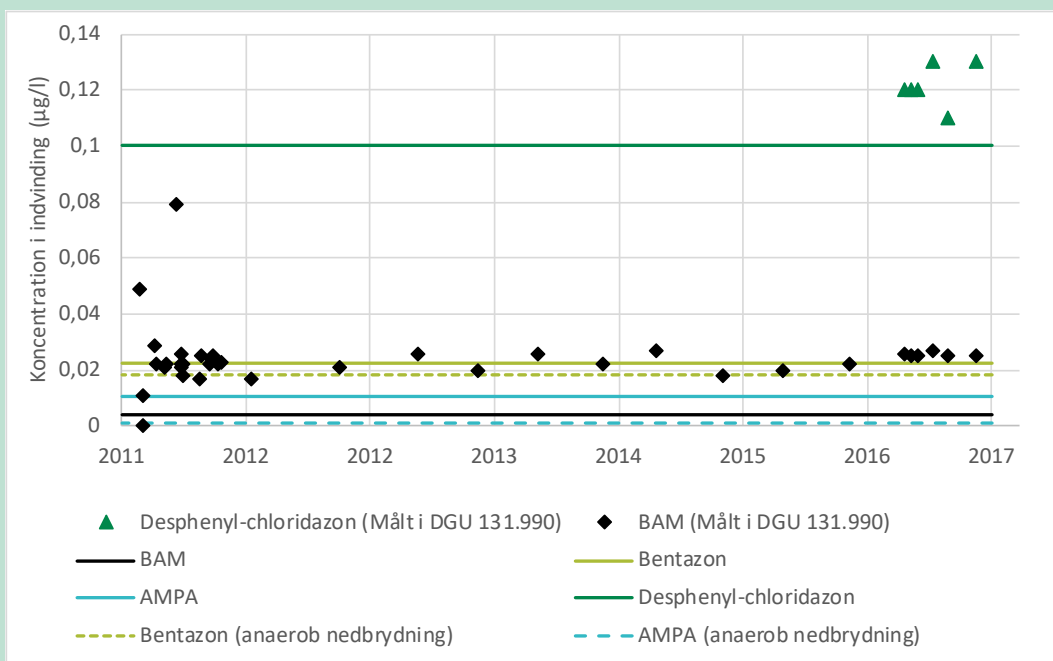
Der er foretaget beregninger af koncentrationer i indvindingsboringen 131.990 beliggende ca. 335 m vest for maskinstationen. I beregningen er der antaget en årlig indvinding på 89.000 m³/år baseret på gennemsnittet af de oppumpede årlige mængder i perioden 2014-2017, som rapporteret i Jupiterdatabasen.

I FIGUR 23 er de beregnede koncentrationer (baseret på de videregående undersøgelser) sammenlignet med de målte koncentrationer i boringen. Koncentrationerne i indvindingsboringen beregnes i GrundRisk som forureningsfluxen divideret med indvindingsraten. Det ses, at den beregnede koncentration af desphenyl-chloridazon (DPC) er på 0,1 µg/l, hvilket stemmer godt overens med de målte koncentrationer, der spænder fra 0,11-0,13 µg/l. Til gengæld er den beregnede koncentration af BAM på 0,004 µg/L lavere end de målte BAM-koncentrationer i indvindingsboringen, der de seneste år har ligget på omkring 0,025 µg/L.

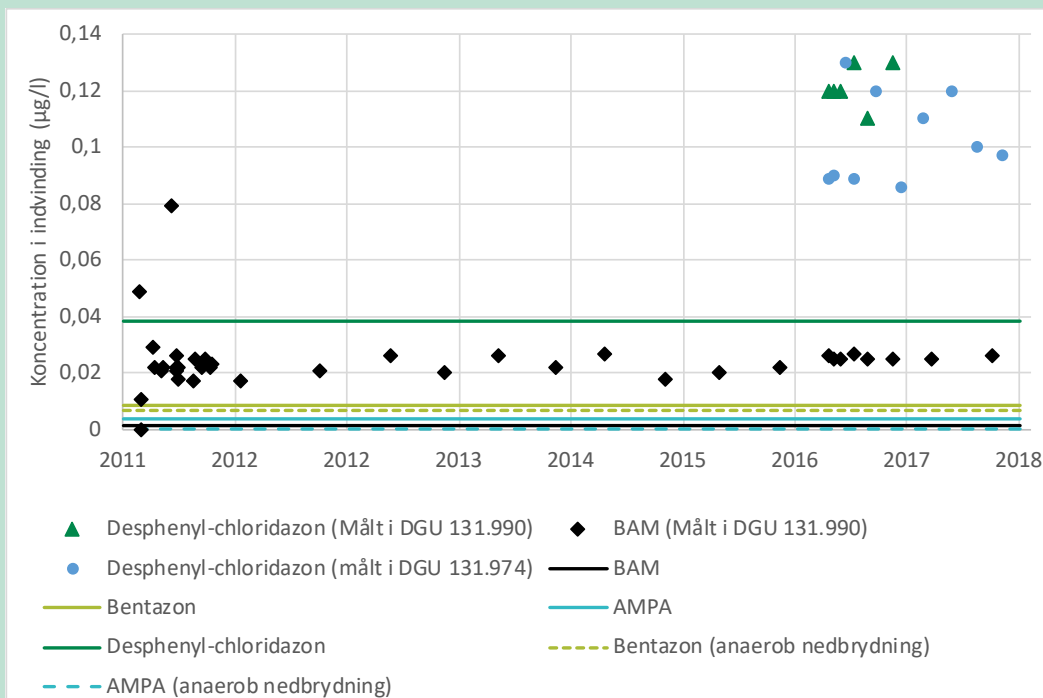
Generelt må der siges at være relativt stor usikkerhed på risikovurderingen for BAM, idet stoffet kun er målt i få boringer i koncentrationer over 1 µg/l. Det giver desuden en stor usikkerhed på det anvendte kildeareal, som er antaget at være lig med arealet af gårdspladsen. Det er dog vurderet i Region Syddanmark (2017), at der er en anden og større forurening med BAM i området, og at det derfor er usikkert, om det er forurening fra maskinstationen, der er årsagen til BAM-koncentrationerne observeret i indvindingsboringen 131.990. Boringen indvinder fra et 90 m dybt filter (76 – 166 m u.t.). I 2011 blev der foretaget niveauspecifik prøvetagning fra boringen og analyseret for BAM. Disse viste, at BAM-koncentrationerne var langt højere i toppen af filteret, hvor der blev fundet koncentrationer op til 0,6 µg/l, mens koncentrationerne i de øvrige dybder var væsentligt lavere (mellem 0 µg/l og 0,03 µg/l). De viste BAM-koncentrationer i FIGUR 23 stammer fra almindelig prøveudtagning og ikke fra den niveauspecifikke prøvetagning.

De beregnede koncentrationer af bentazon og AMPA er på henholdsvis 0,023 µg/L og 0,011 µg/l dvs. under GKK, men over detektionsgrænsen (typisk 0,01 µg/l for pesticidanalyser). Disse stoffer er ikke fundet i indvindingsboringen, og er derfor muligvis overestimerede. For AMPAs vedkommende kan det dog også skyldes nedbrydning, da denne har en vis nedbrydelighed. Såfremt nedbrydning inkluderes i risikovurderingen, vil koncentrationen i indvindingen være under detektionsgrænsen. For bentazon er det, grundet den lave nedbrydelighed, mere tvivlsomt, at nedbrydning kan forklare uoverensstemmelsen. Bentazon har en høj vandopløselighed og en lav sorption, hvorfor uoverensstemmelsen heller ikke vurderes at skyldes at forurening endnu ikke ville være nået frem til indvindingsboringen.

Det bemærkes desuden, at beregningerne vist i FIGUR 23 antager, at hele forureningsfluxen fra lokaliteten ender i indvindingsboring 131.990, hvor der er fundet både BAM og DPC. Der er dog også fundet DPC i indvindingsboring 131.974 i koncentrationer fra 0,089 µg/l til 0,12 µg/l. Antages forureningsfluxen fordelt på begge indvindingsboringer (se FIGUR 24) fås en gennemsnitlig beregnet DPC-koncentration på 0,04 µg/l, hvilket er lavere end det målte i de to boringer, og tyder på, at der er andre kilder i oplandet. Herved fås også væsentligt lavere koncentrationer for bentazon og AMPA, som nu beregnes til at være under detektionsgrænsen, hvilket stemmer med, at de ikke er fundet i indvindingsboringerne. Til beregningen af de gennemsnitlige koncentrationer i de to indvindingsboringer er der antaget en indvindingsrate på 145.000 m³/år fra 131.974 svarende til gennemsnittet for de seneste 4 år. For 131.974 anvendes en indvindingsrate på 89.000 m³/år som nævnt ovenfor.



FIGUR 23. Sammenligning af beregnede koncentrationer med GrundRisk samt målte koncentrationer for indvindingsboringen 131.990 ved Aike Vandværk under antagelse af at hele forureningsfluxen ender i denne boring.



FIGUR 24. Sammenligning af beregnede koncentrationer med GrundRisk samt målte koncentrationer for indvindingsboringen 131.990 og 131.974 under antagelse af at fluxen fordeles mellem begge indvindingsboringer.

5.4 Følsomhedsanalyse, maskinstation ved Aike

5.4.1 Metode

Der er foretaget en følsomhedsanalyse på risikovurderingen for maskinstationen ved Aike. Følsomhedsanalysen er baseret på det videregående datasæt, og det er valgt at tage udgangspunkt i risikovurderingen for BAM, idet der her sås en dårlig overensstemmelse mellem risikovurderingsresultatet og de målte BAM-koncentrationer i indvindingsboringen. Det er derfor interessant at se, om andre parametervalg ville påvirke de beregnede koncentrationer således, at der opnås bedre overensstemmelse.

I følsomhedsanalysen undersøges hvorledes resultatet af risikovurderingen (koncentrationen samt forureningsfluxen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms) samt forureningsfluxen påvirkes af at ændre et antal udvalgte parametre. De parametre, der er ændret er:

- Kildekoncentrationen for BAM
- Længde af kilde
- Bredde af kilde
- Infiltrationsrate
- Hydraulisk konduktivitet for grundvandsmagasinet (sandmagasin)
- Porøsiteten af grundvandsmagasinet

TABEL 18. Oversigt over parameterværdier for basisscenariet samt de minimums- og maksimumsværdier, der er anvendt i følsomhedsanalysen for maskinstationen ved Aike. Det er desuden angivet, hvor stor en procentvis ændring, den enkelte parameter ændres.

Parameter	Basisværdi	Minimumsværdi	Procentvis ændring	Maximumsværdi	Procentvis ændring
Kildekoncentration, C_0 <i>BAM</i>	1,2	0,3	- 75%	3,6	+ 200%
Længde af kilde, L_x (m)	30	7,5	- 75%	53	+ 75%
Bredde af kilde, L_y (m)	50	12,5	- 75%	44	+ 75%
Infiltrationsrate, I (mm/år) <i>Kilde og fane</i>	398	272	- 32%	550	+ 38%
Hydraulisk konduktivitet, K (m/s)	$1 \cdot 10^{-4}$	$0,7 \cdot 10^{-4}$	-30%	$2,4 \cdot 10^{-4}$	+140%
Porøsitet, n	0,3	0,25	-17%	0,4	+33%

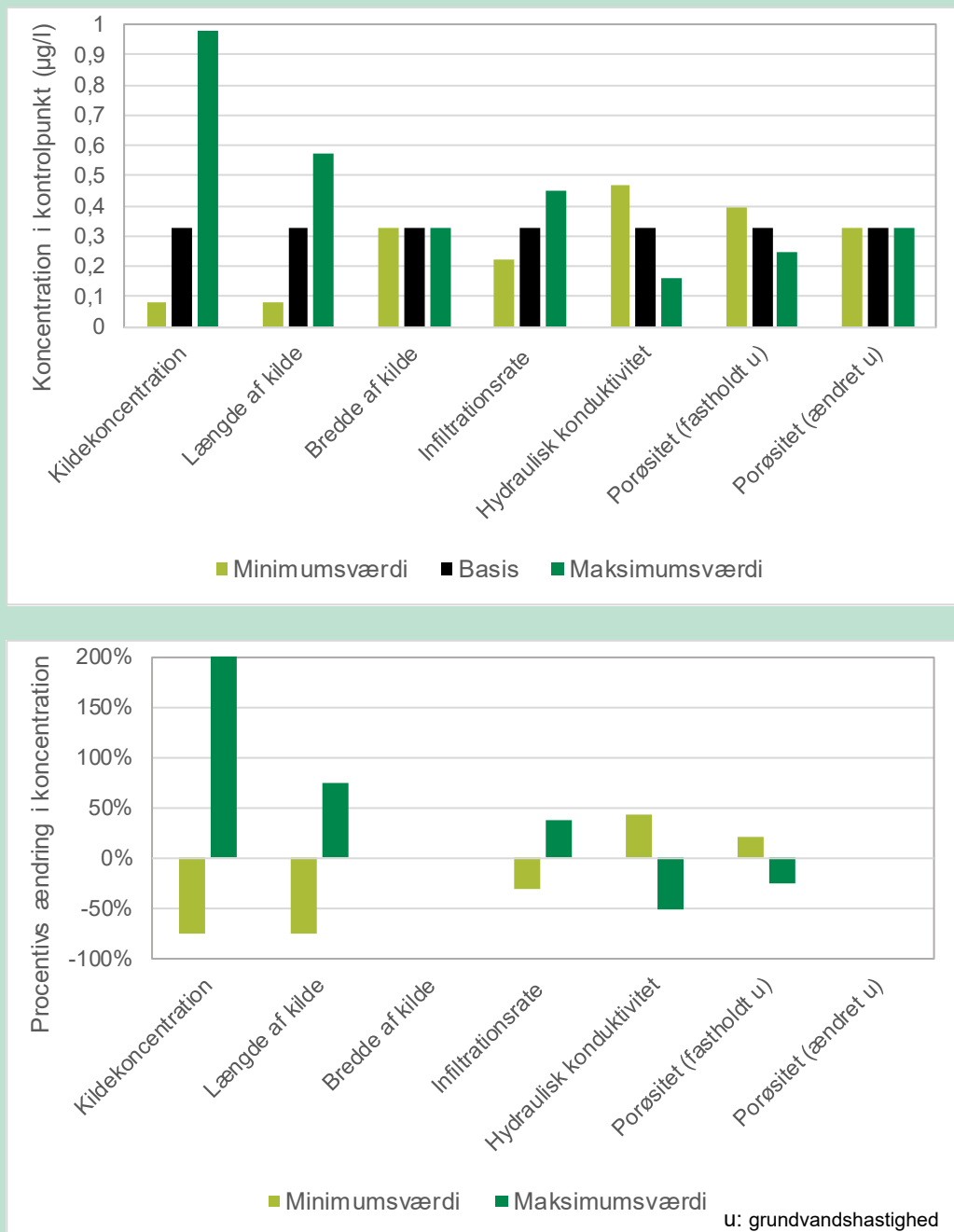
5.4.2 Resultat af følsomhedsanalyse

Resultaterne af følsomhedsanalysen fremgår af **FIGUR 25** (følsomhed for BAM-koncentrationen i kontrolpunktet) og **FIGUR 26** (følsomhed for forureningsfluxen og koncentrationen i indvindingsboringen). Det ses på **FIGUR 25**, at det for denne lokalitet er usikkerheden på kildekonzentrationen og længden af kilden, som BAM-koncentrationen er mest følsom overfor.

På lokaliteten er der kun få koncentrationsmålinger i kildeområdet at tage udgangspunkt i, ligesom arealet er svært at afgrænse af samme årsag. Det er derfor antaget, at hele gårdspladsarealet udgør kildeområdet, hvilket giver en stor usikkerhed på længde og bredde af kildeområdet. Usikkerheden på bredden har dog ikke betydning for den beregnede koncentration i kontrolpunktet, men har til gengæld stor betydning for den beregnede forureningsflux samt koncentrationen i indvindingsboringen, som netop beregnes på baggrund af fluxens størrelse.

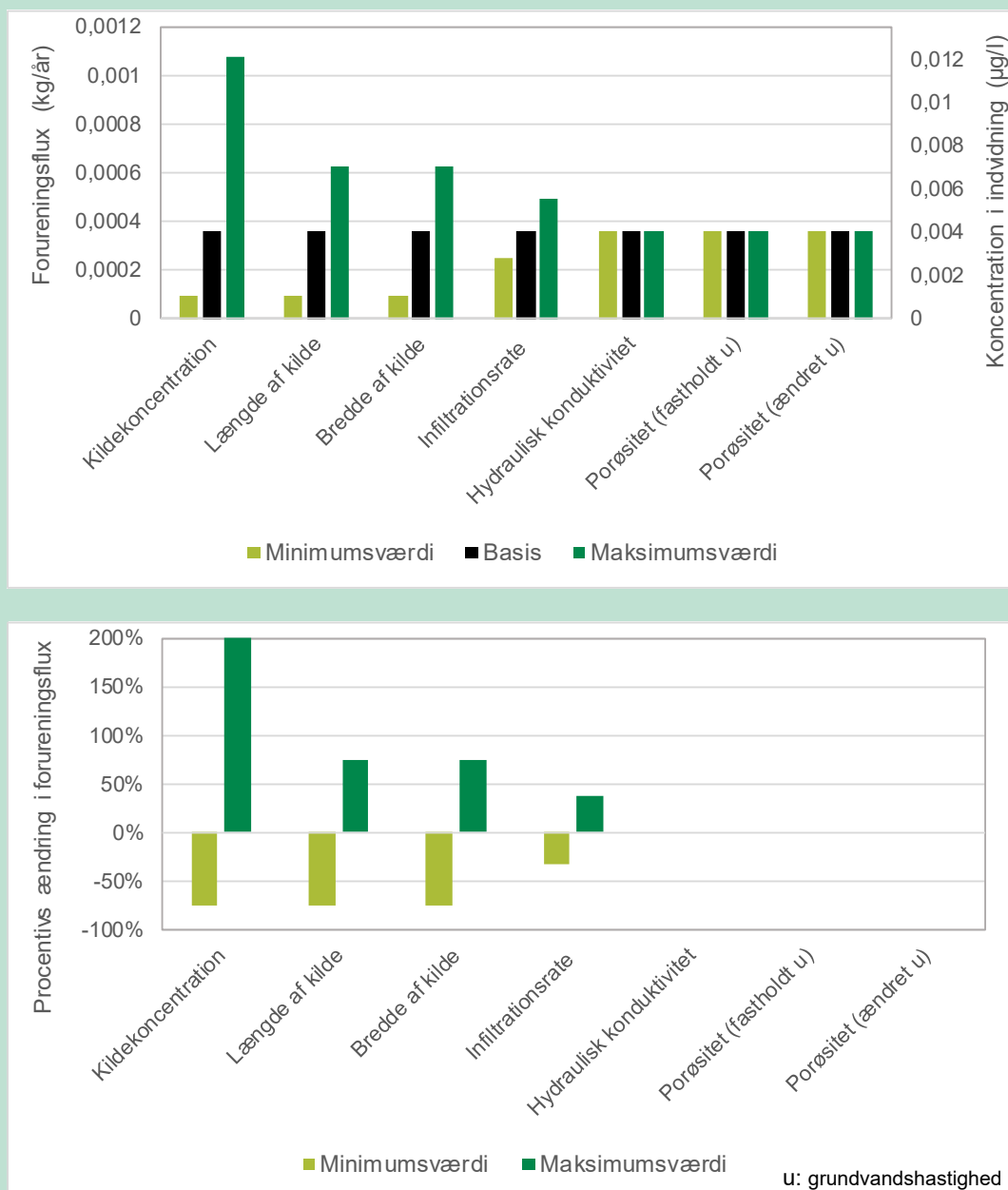
Endvidere påvirker usikkerheden på den hydrauliske konduktivitet for grundvandsmagasinet resultatet. Der er på denne lokalitet bestemt hydraulisk konduktivitet af sandmagasinet på bag-

grund af HPT-sondering og slugtests, og disse viste god overensstemmelse. Det fundne interval af hydrauliske konduktiviteter ud fra disse undersøgelser er benyttet til fastlæggelse af maksimum- og minimumværdier for denne parameter. I det der sås god overensstemmelse af de fundne hydrauliske konduktiviteter ved de udførte undersøgelser er usikkerheden på parameteren altså vurderet at være mindre end i tilfældet, hvor der ikke haves lokalitetsspecifikke undersøgelser. Således påvirker den også resultatet mindre end den ville have gjort, hvis størrelsen udelukkende var fastsat ud fra litteraturværdier.



FIGUR 25. Resultat af følsomhedsanalyse for maskinstationen ved Aike overfor BAM-koncentrationen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Den øverste graf viser de beregnede koncentrationer ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvise ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes.

Som det ses at FIGUR 26 er beregnede forureningsflux og koncentrationen i indvindingsboringen især påvirket af usikkerheden på kildekonzentrationen, som er stor i dette tilfælde, idet en anvendelse af maksimumværdien for kildekonzentrationen vil føre til en 200% stigning (en faktor 3) i forureningsflux og koncentration i indvinding. Derudover er der også væsentlige usikkerheder i forhold til længde og bredde af kildeområdet samt infiltrationen. Den beregnede BAM-konzentration i indvindingen var, som nævnt ovenfor, 4 gange højere end den beregnede koncentration. Baseret på de vurderede usikkerheder for parametrene for lokaliteten vil en ændring til maksimumværdien for én af disse parametre ikke i sig selv give en tilstrækkelig forøgelse af koncentrationen i indvindingsboringen. Ved kombination af maksimumværdier for flere parametre er det dog muligt at beregne koncentrationer i indvindingsboringen, der er på størrelse med det observerede. Det er dog sandsynligt, at der er en anden og større kilde til BAM i området. Ud fra risikovurderingen er det mest sandsynligt at de forhøjede BAM-konzentrationer skyldes en anden kilde, idet der som basisværdier er anvendt relativt konservative værdier, f.eks. taget udgangspunkt i de maksimalt målte koncentrationer af BAM samt anvendt et kildeområde på størrelse med hele gårdspladsen.



FIGUR 26. Resultat af følsomhedsanalyse for maskinstationen ved Aike overfor forureningsfluxen og BAM-koncentrationen i indvindingsboringen 131.990 med en antaget årlig indvinding på 89.000 m³/år. Den øverste graf viser de beregnede koncentrationer ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvise ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes.

5.5 Kort opsummering for maskinstationen ved Aike

Baseret på de udførte risikovurderinger blev det fundet at:

- Model 5 blev anvendt til risikovurderingen for lokaliteten, idet der ikke findes et gennemgående terrænnært lerlag på lokaliteten, og da der er risiko for hydraulisk kontakt mellem det sekundære magasin og det dybereliggende magasin, som vandværket indvinder fra.
- Lokaliteten udgør en risiko for grundvandet ved brug af GrundRisk uanset om det indledende eller videregående datasæt anvendes, idet der fås overskridelser for bentazon,

BAM og desphenyl-chloridazon af GKK i kontrolpunktet 100 m nedstrøms forureningskilden. For AMPA vil nedbrydning kunne reducere koncentrationen til under GKK.

- Når det antages, at hele forureningsfluxen ender i indvindingsboringen 131.990 fås for desphenyl-chloridazon en god overensstemmelse med de målte koncentrationer i boringen, mens der for BAM beregnes en noget lavere koncentration end der observeres. For bentazon og AMPA beregnes koncentrationer, der er højere end observeret.
- Når det antages, at forureningsfluxen strømmer til både indvindingsboring 131.990 og 131.974, fås desphenyl-chloridazon koncentrationer, der er lavere end de observerede i boringerne. Til gengæld fås koncentrationer af AMPA og bentazon, der er under detektionsgrænsen, hvilket stemmer overens med at disse ikke er observeret i indvindingsboringerne.
- Det er usikkert, om desphenyl-chloridazon stammer fra en punktkilde, eller om de fundne koncentrationer er et udtryk for fladekildepåvirkning. Der er andre kilder til både DPC og BAM i området.
- For både de indledende og de videregående data er der store usikkerheder i forhold til vurdering af kildekonzentrationer af alle stoffer. Især for AMPA og BAM er kildekonzentrationer bestemt på baggrund af meget få data, ligesom kildearealer ikke kunne afgrænses på baggrund af det foreliggende datasæt, men er vurderet ud fra de formodede primære anvendelsesarealer.
- Følsomhedsanalysen, baseret på de videregående undersøgelser, viste, at beregningen af både koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms, samt forureningsflux og koncentration i indvindingen, var mest følsom overfor den store usikkerhed på kildekonzentrationen og dernæst på kildearealet.

6. Fase 3: Risikovurdering for Pilkestræde samt følsomhedsvurdering

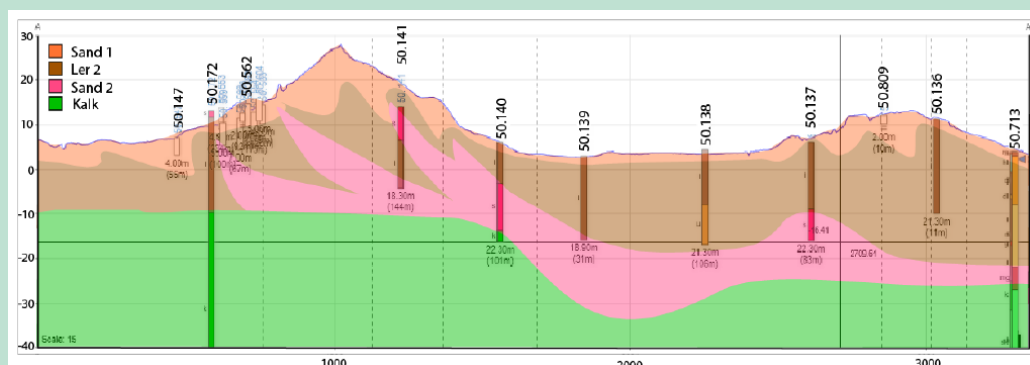
I dette kapitel præsenteres resultaterne af risikovurderingen for lokaliteten Pilkestræde, 9560 Hadsund, dels baseret på datasættet fra den indledende undersøgelser (Nordjyllands Amt 2000, Region Nordjylland 2015) og dels baseret på datasættet fra de videregående undersøgelser (Region Nordjylland 2018). De anvendte parametre fremgår af bilag 3. Efterfølgende er der foretaget en sammenligning med målte koncentrationer i indvindingsboringen 50.172 ved Visborg Vandværk Syd.

6.1 Introduktion til Pilkestræde samt valg af model

Ejendommen på Pilkestræde har i perioden fra 1948 til 1982 været benyttet til maskinstation. Endvidere har en del af naboejendommen været benyttet i forbindelse med maskinstationen. I området omkring Visborg ses moræneaflejringer i form af moræneler og morænegrus veksellende med smeltevandsaflejringer, overvejende i form af smeltevandssand og -ler. Aflejringerne er stærkt veksellende med stor variation i mægtigheder.

I forbindelse med undersøgelserne på denne lokalitet er der i alt udført 18 borer. Disse viser, at sand- og lerlag ikke er sammenhængende i området, da der er stor variation i mægtigheder inden for selv små afstande.

Overordnet set er det konkluderet i den videregående undersøgelse (Region Nordjylland, 2018), at de geologiske forhold på lokaliteten er meget komplekse. På FIGUR 27 ses en mulig tolkning af lagfølgen i området. Ifølge denne tolkning er lerlagene glacialtektonisk forstyrrede, hvilket giver risiko for at underliggende sandlag er foldede eller forskudt op igennem lerlagene. Dette kan skabe hydraulisk kontakt mellem det sekundære og det primære magasin.



FIGUR 27. Mulig tolkning af den geologiske lagfølge i området ved Visborg (figur fra Region Nordjylland, 2018). Det bemærkes, at mange af de borer, som indgår i profilet, er såkaldte Dapco borer, som er kendetegnet ved en dårlig geologisk beskrivelse. Der er derfor en stor usikkerhed på dette geologiske profil.

Strømningsretningen i det sekundære grundvand under lokaliteten er vurderet til at være vest-sydvestlig. Det er usikkert, om der er tale om et sammenhængende sekundært magasin, eller om der er tale om små lokale magasiner. Derudover findes der tilsyneladende et vandskel øst

for lokaliteten, således at det sekundære grundvand øst herfor har en østlig strømningsretning (Region Nordjylland, 2018).

Strømningsretningen i det primære magasin er sydøstlig. Den nærmeste indvindingsboring tilhører kildepladsen til Visborg Vandværk Syd (DGU nr. 50.172), og er beliggende 150-200 m syd for lokaliteten. Boringen har en dybde på 66 m og indvinder fra et lag af skrivekridt, der træffes 23 m under terræn. Der er ikke oplysninger om, hvorvidt det er en åben boring, der indvinder fra hele magasinets dybde, eller om det er et dybereliggende filter, der kan være beskyttet af lavpermeable horisonter i skrivekridtet. Der er ikke fundet pesticider i denne boring og heller ikke i Visborg Vandværk Nords boring beliggende nord for lokaliteten.

Forureningen med pesticider er på lokaliteten konstateret i sandslirer/tynde sandlag i leren fra 1-4 m under terræn.

6.1.1 Modelvalg og nedbrydning

Ifølge de indledende undersøgelser er der et dæklag på 10-15 m ler på lokaliteten baseret på det regionale lertykkelseskort. Det er ikke vurderet i baggrundsmaterialet, om der er sprækker i leren. Det er derfor valgt, at der regnes både med sprækker (Model 2) og uden tilstedeværelse sprækker (Model 1). I beregningerne antages et 10 m dæklag. Derudover laves beregninger med Model 5, hvor forureningskilden antages beliggende lige over grundvandsspejlet, idet der kan være skråttillede sandlag med direkte kontakt til det primære magasin. Alle beregninger foretages både uden nedbrydning og med nedbrydning. Der anvendes anbefalede anaerobe og aerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen, 2018. De anaerobe rater er meget lave for alle stoffer ($0,00007 \text{ d}^{-1}$), hvorfor den anaerobe nedbrydning ikke har stor effekt. Det antages, at chloridazon nedbrydes til desphenyl-chloridazon.

Ifølge de videregående undersøgelser, er der risiko for, at sandlaget med forurening har direkte kontakt til det primære magasin, da geologien er forstyrret, og der ikke er fundet ler i alle boringer. Der vil derfor, ligesom for den indledende undersøgelse, blive udført beregninger med Model 5 (Forureningskilde lige over grundvandet). Ligeledes vil der også her blive udført beregninger, der inkluderer et 10 m dæklag (Model 1) samt et 10 m opsprækket dæklag (Model 2).

6.1.2 Modelparametre

Udvalgte modelparametre baseret på henholdsvis indledende og videregående undersøgelser ses af TABEL 19. Kildeområdets længde og bredde er ved begge undersøgelser afgrænset ved koncentrationer større end $1 \mu\text{g/l}$. Kildekoncentrationen er ved de indledende undersøgelser fastsat på baggrund af maksimumskoncentrationerne, og er målt i et sekundært magasin i dybder fra 1-4 m u.t., mens de i den videregående undersøgelse er vurderet på baggrund af gennemsnitskoncentrationer for kildeområdet jf. de fastlagte retningslinjer beskrevet i afsnit 2.2.

Kildekoncentrationerne af chloridazon og hydroxyatrazin er lidt lavere baseret på det videregående datasæt, da der nu benyttes gennemsnits-koncentrationer i stedet for maksimumkoncentrationer. Der er desuden tilføjet et ekstra forureningsstof til beregningen, nemlig desphenyl-chloridazon, som der ikke blev analyseret for i den indledende undersøgelse, men som er det stof, der findes i den højeste koncentration på lokaliteten. Samtidig er kildearealet blevet større på baggrund af de nye resultater fra den videregående undersøgelse.

Ved anvendelse af Model 1 og 2 er tykkelsen af dæklaget er sat til 10 m, dvs. i den lave ende af de 10-15 m vurderet ud fra det regionale lertykkelseskort. Grundvandsmagasinet udgøres af opsprækket skrivekridt. Der er ikke foretaget pumpetests, slugtest eller andre undersøgelser af transmissiviteten af magasinet på lokaliteten. De hydrauliske parametre for grundvandsmagasinet (hydraulisk konduktivitet og porøsitet) er derfor baseret på GrundRisks standardværdi for

opsprækket kalk. Ligeledes er der for Model 2 benyttet standardværdier for sprækkeparametre for moræner. Yderligere inputparametre samt baggrund for deres fastsættelse fremgår af Bilag 3.

TABEL 19. Udvalgte modelparametre for Pilkestræde baseret på henholdsvis indledende og videregående undersøgelse. Samtlige modelparametre samt deres fastsættelse fremgår af Bilag 3.

	Indledende undersøgelse (Nordjyllands Amt 2000, Nordjyllands Amt 2004, Region Nordjylland 2015)	Videregående undersøgelse (Region Nordjylland, 2018)
Kildekoncentration, C_0	Chloridazon: 5,7 µg/l Hydroxyatrazin: 5,9 µg/l Lenacil: 2,6 µg/l	Chloridazon: 2,6 µg/l Hydroxyatrazin: 3,7 µg/l Lenacil: 2,6 µg/l Desphenyl-chloridazon: 13 µg/l
Længde af kildeområde, L_x	10 m	Chloridazon, hydroxyatrazin, Lenacil: 20 m Desphenyl-chloridazon: 30 m
Bredde af kildeområde, L_y	40 m	40 m
Infiltration, I (kildeområde og fane)	336 mm/år	336 mm/år
Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	10 m (Model 1 og 2): 0 m (Model 5)	10 m (Model 1 og 2): 0 m (Model 5)
Hydraulisk konduktivitet (kridtmagasin), K	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s
Porøsitet (grundvandsmagasin), n	0,05	0,05
Hydraulisk gradient, i	0,004	0,003
Grundvandshastighed, beregnet $u = Ki/n$	252 m/år	189 m/år

6.2 Risikovurdering baseret på indledende datasæt

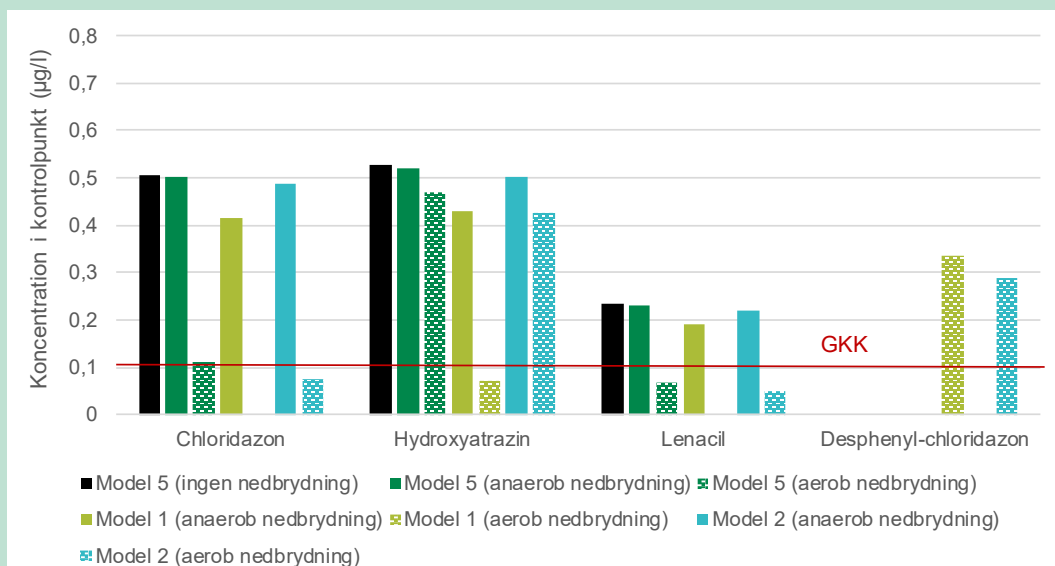
Der er foretaget risikovurderinger med Model 5, Model 1 og Model 2 dels uden nedbrydning og dels med nedbrydning af chloridazon, hydroxyatrazin og lenacil, som er de tre pesticider, der blev fundet i de højeste koncentrationer på lokaliteten. De beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er opsummeret i TABEL 20 og illustreret grafisk i FIGUR 28. Det ses, at alle koncentrationer reduceres signifikant (ca. en faktor 11) fra kilden til kontrolpunktet i resultaterne uden nedbrydning, som er den mest konservative beregning. Alle 3 pesticider vil dog stadig overskride GKK i kontrolpunktet med en faktor 2-5.

Hvis nedbrydning antages at ske med de meget lave anaerobe rater, vil alle stoffer stadig udgøre en risiko. Hvis de aerobe rater anvendes, vil der derimod ske en mere betydelig reduktion af koncentrationerne. Dette medfører, at lenacil koncentrationen i kontrolpunktet vil være under kriteriet uanset hvilken af modellerne, der benyttes. Chloridazon-koncentrationen vil være under kriteriet når Model 1 anvendes, men på størrelse med kriteriet når Model 5 og 2 anvendes. For hydroxyatrazin er nedbrydningsraterne mindre, hvorfor det kun er for Model 1, at koncentrationen bringes på niveau med kvalitetskriteriet. Det er dog væsentligt at bemærke, at der ved den modellerede nedbrydning af chloridazon vil dannes væsentlige koncentrationer af nedbrydningsproduktet desphenyl-chloridazon, hvilket vil føre til overskridelse af GKK for dette stof.

TABEL 20. Resultater fra risikovurderingen baseret på det indledende datasæt for Pilkestræde. Nedbrydningsrater er baseret på anbefalede rater fra Miljøstyrelsen (2018). Der regnes med nedbrydning for både vertikal og horisontal transport. Chloridazon antages at nedbrydes sekventielt til desphenyl-chloridazon under aerobe forhold.

	Kildekoncentra- tion C ₀ (µg/l)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C (µg/l)			Overskridel- sesfaktor
		Model 5	Model 1	Model 2	
Ingen nedbrydning					
Chloridazon	5,7	0,51			5
Hydroxyatrazin	5,9	0,53			5
Lenacil	2,6	0,23			2
Med nedbrydning (Anaerobe rater)					
Chloridazon	5,7	0,50	0,42	0,49	4-5
Hydroxyatrazin	5,9	0,52	0,43	0,48	4-5
Lenacil	2,6	0,23	0,19	0,21	2
Med nedbrydning (Aerobe rater)					
Chloridazon (nedbry- des til desphenyl-chlo- ridazon)	5,7	0,11	0	0,08	0-1
Desphenyl-chlorida- zon*	0	0,26	0,34	0,29	3
Hydroxyatrazin	5,9	0,47	0,07	0,43	0-5
Lenacil	2,6	0,07	0	0,05	0

* der er ikke analyseret for desphenyl-chloridazon (DPC) i den indledende undersøgelse, så disse koncentrationer skyldes udelukkende, at DPC dannes ved nedbrydningen af chloridazon



FIGUR 28. Sammenstilling af risikovurderingsresultater baseret på de indledende undersøgelser beregnet med Model 5, Model 2 og Model 1. Der er foretaget beregninger uden nedbrydning, samt med henholdsvis anaerobe nedbrydningsrater og aerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018). Bemærk, at der ved den indledende undersøgelse ikke er analyseret for desphenyl-chloridazon, hvorfor de viste koncentrationer stammer fra nedbrydning af chloridazon.

6.3 Risikovurdering baseret på videregående datasæt

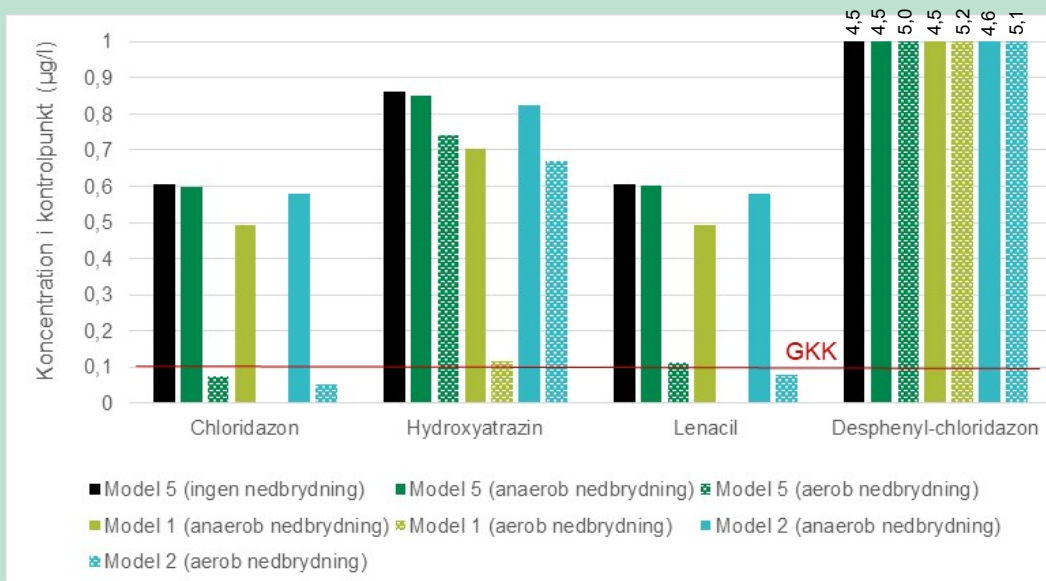
Der er foretaget risikovurderinger med Model 5, Model 1 og Model 2 dels uden nedbrydning og dels med nedbrydning. De beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er opsummeret i TABEL 21 samt illustreret grafisk i FIGUR 29. I tabellen angives desuden en overskridelsesfaktor i forhold til grundvandskvalitetskriteriet (GKK) på 0,1 µg/l.

Det ses, at der med den mest konservative model (Model 5), hvor forureningen er beliggende lige over grundvandsmagasinet, vil være overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet for alle stoffer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Såfremt der inkluderes aerob nedbrydning vil to af stofferne (chloridazon og Lenacil) reduceres til niveauer omkring GKK. De anaerobe nedbrydningsrater er meget lave for alle stoffer ($0,00007 \text{ d}^{-1}$), og vil kun have begrænset indflydelse på beregningsresultatet.

Desphenyl-chloridazon er i Miljøstyrelsen (2018) ikke vurderet at kunne nedbrydes hverken under anaerobe eller aerobe forhold. Samtidig er det desphenyl-chloridazon, der findes i de højeste koncentrationer i kildeområdet. Det er derfor for dette stof, der ses den højeste overskridelsesfaktor på 52 gange GKK i kontrolpunktet.

TABEL 21. Resultater fra risikovurderingen baseret på det videregående datasæt for Pilkestræde. Nedbrydningsrater er baseret på anbefalede rater fra Miljøstyrelsen (2018). Der regnes med nedbrydning for både vertikal og horisontal transport. Chloridazon antages at nedbrydes sekventielt til desphenyl-chloridazon under aerobe forhold.

	Kildekoncentration C_0 ($\mu\text{g/l}$)	Koncentration i kontrolpunkt (100 m) C ($\mu\text{g/l}$)			Overskridelsesfaktor
		Model 5	Model 1	Model 2	
Ingen nedbrydning					
Chloridazon	2,6	0,61			6
Hydroxyatrazin	3,7	0,86			9
Lenacil	2,6	0,60			6
Desphenyl-chloridazon	13,4	4,5			45
Med nedbrydning (anaerobe rater)					
Chloridazon	2,6	0,60	0,49	0,58	5-6
Hydroxyatrazin	3,7	0,85	0,70	0,82	7-9
Lenacil	2,6	0,60	0,49	0,58	5-6
Desphenyl-chloridazon	13,4	4,5	4,5	4,6	45-46
Med nedbrydning (aerobe rater)					
Chloridazon (nedbrydes aerobt til desphenyl-chloridazon)	2,6	0,07	0	0,05	0
Hydroxyatrazin	3,7	0,74	0,12	0,67	1-7
Lenacil	2,6	0,11	0	0,08	0-1
Desphenyl-chloridazon	13,4	5,0	5,2	5,1	50-52



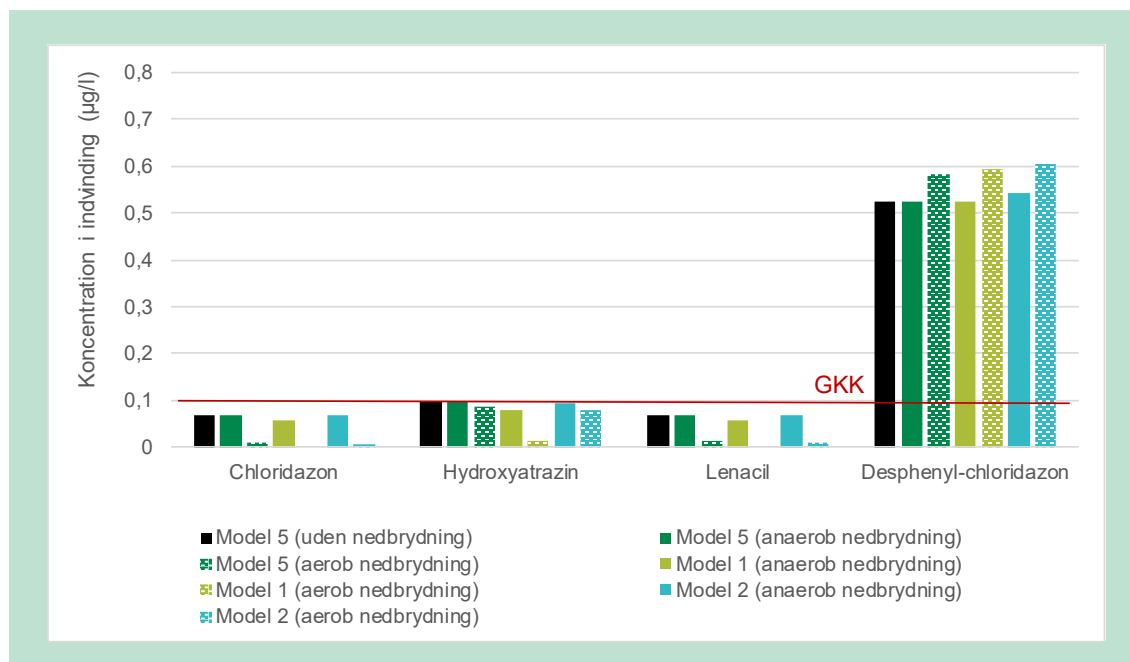
FIGUR 29. Sammenstilling af risikovurderingsresultater baseret på videregående undersøgelser beregnet med Model 5, Model 2 og Model 1. Der er foretaget beregninger uden nedbrydning, samt med henholdsvis anaerobe nedbrydningsrater og aerobe nedbrydningsrater fra Miljøstyrelsen (2018).

6.3.1 Koncentrationer i indvindingsboring og sammenligning med faktiske fund i indvindingsboringer

Der er foretaget beregninger af pesticidkoncentrationer i Visborg Vandværk Syds indvindingsboring (DGU nr. 50.172) beliggende 150-200 m syd for Pilkestræde. Vandværkets indvindings-tilladelse er 13.000 m³/år og i 2016 blev der indvundet 6.800 m³/år. I denne beregning er indvindingsraten sat til 10.000 m³/år, som et antaget indvindingsgennemsnit. De beregnede koncentrationer i indvindingsboringen ses i FIGUR 30. Det ses, at der med den mest konservative model (Model 5) uden nedbrydning beregnes koncentrationer af chloridazon og lenacil på 0,07 µg/l, altså lige under GKK, mens hydroxyatrazin-koncentrationen beregnes til 0,1 µg/l, dvs. lig med GKK. Desphenyl-chloridazon-koncentrationen estimeres til 0,65 µg/L og overskrider dermed kvalitetskriteriet væsentligt. De pågældende pesticider er relativt svært nedbrydelige under anaerobe forhold, men med nedbrydningsrater for aerobe forhold reduceres chloridazon og lenacil væsentligt, mens hydroxyatrazin er mindre nedbrydelig. Desphenyl-chloridazon nedbrydes hverken under anaerobe eller aerobe forhold. Der vil til gengæld dannes mere desphenyl-chloridazon i takt med at chloridazon nedbrydes.

Der er ikke fundet pesticidindhold i vandprøver fra indvindingsboringen 50.172. De beregnede koncentrationer i indvindingsboringen er altså højere end de observerede. Forskellen er især betydelig for desphenyl-chloridazon. Dette kan skyldes forskellige forhold. Enten nedbrydes pesticiderne med høje rater svarende til de aerobe nedbrydningsrater. Dette kan dog udelukkende forklare, at der ikke ses chloridazon, lenacil og hydroxyatrazin, men ikke at desphenyl-chloridazon ikke observeres i indvindingsboringen, da denne ikke vurderes at kunne nedbrydes i væsentlig grad. Endelig kan de vurderede kildekonzentrationer og/eller kildearealer være overestimerede. En anden forklaring kan være, at forureningstransporten, imod forventning, ikke har retning mod den sydlige indvindingsboring, men i stedet mod den nordlige indvinding, eller at transporten primært sker i det sekundære magasin, som har en sydvestlig gradient og dermed ikke har retning mod indvindingen ved Visborg Vandværk syd. De komplicerede geo-

logiske forhold ved lokaliteten gør det svært at modellere forureningstransporten vha. en simpel strømningsmodel som GrundRisk, som forudsætter at hele forureningsfluxen fra kilden ender i indvindingsboringen.



FIGUR 30. Beregnede koncentrationer i indvindingsboringen (DGU 50.172) med Model 5, Model 1 og Model 2. Der er antaget en indvindingsrate på 10.000 m³/år ved beregningen af koncentrationerne i indvindingen.

6.4 Følsomhedsanalyse, Pilkestræde

6.4.1 Metode

Der er foretaget en følsomhedsanalyse på risikovurderingen for Pilkestræde. Følsomhedsanalysen er baseret på det videregående datasæt. Der er udelukkende foretaget følsomhedsanalyse for chloridazon.

I følsomhedsanalysen undersøges hvorledes resultatet af risikovurderingen (koncentrationen samt forureningsfluxen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms og koncentrationen i indvindingsboringen) påvirkes af at ændre et antal udvalgte parametre. Til det formål er der for det videregående datasæt foretaget en vurdering af minimums- og maksimumsværdier for disse parametre (se også Bilag 3). Der tages udgangspunkt i risikovurderingen foretaget med Model 5 uden nedbrydning. De parametre, der er ændret er:

- Kildekoncentrationen for chloridazon
- Længde af kilde
- Bredde af kilde
- Infiltrationsrate
- Hydraulisk konduktivitet for grundvandsmagasinet
- Porøsiteten af grundvandsmagasinet
- Mægtigheden af grundvandsmagasinet
- Nedbrydningsrate

Herudover er følsomheden overfor udvalgte parametre i Model 1 med anaerob nedbrydning undersøgt. Her er følgende parametre varieret:

- Infiltrationsrate

- Afstand fra kilde til grundvand (dæklagstykkelse)
- Hydraulisk konduktivitet af grundvandsmagasinet

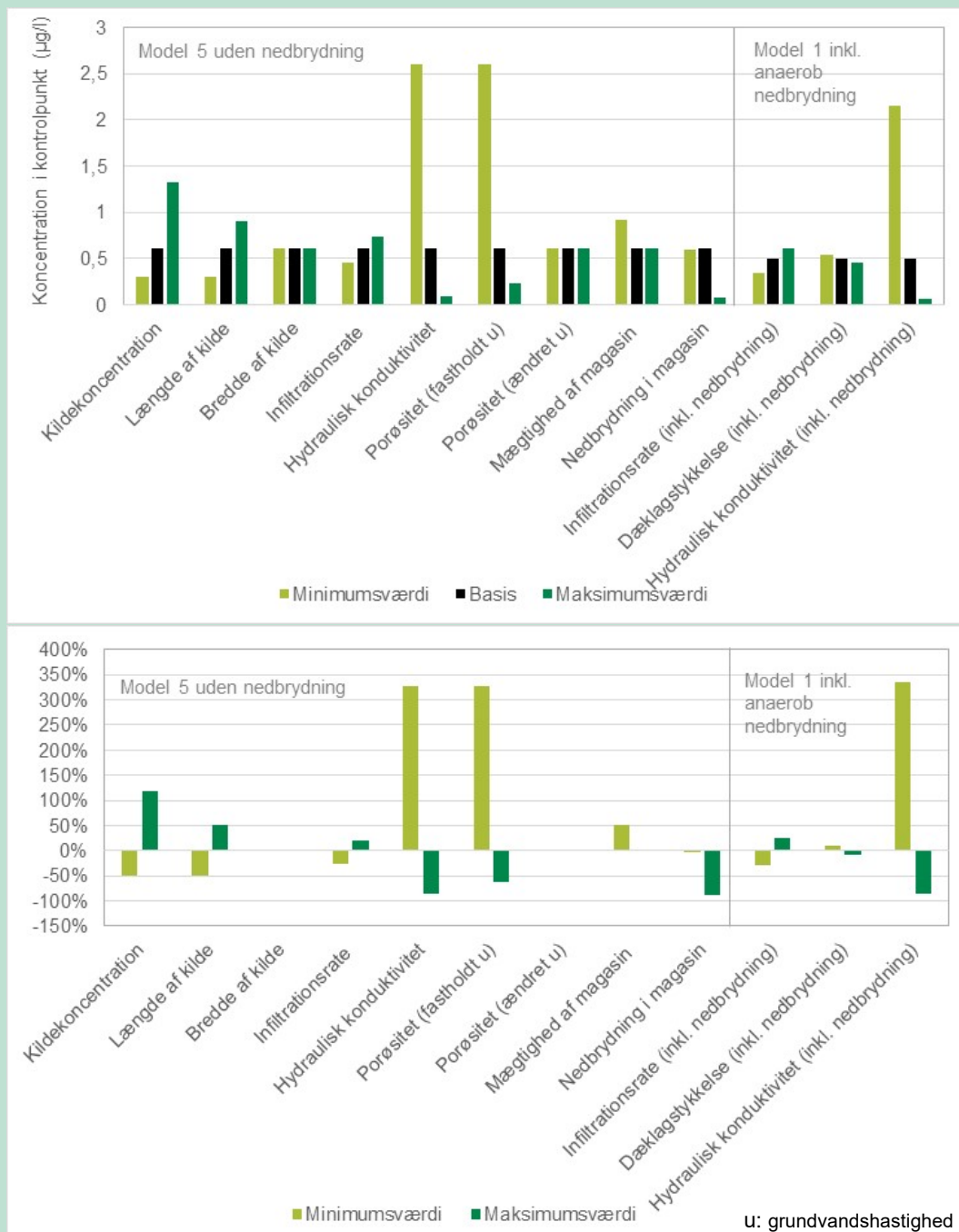
Parametrenes maksimums- og minimumsværdier, som vurderet på baggrund af det videregående datasæt, er vist i TABEL 22.

TABEL 22. Oversigt over parameterværdier for basisscenariet samt de minimums- og maksimumsværdier, der er anvendt i følsomhedsanalysen for Pilkestræde. Det er desuden angivet hvor stor en procentvis ændring, den enkelte parameter ændres.

Parameter	Basisværdi	Minimums-værdi	Procentvis ændring	Maximums-værdi	Procentvis ændring
Model 5 uden nedbrydning					
Kildekoncentration, C_0 ($\mu\text{g/l}$) <i>Chloridazon</i>	2,6	1,3	- 50%	5,7	+ 119%
Længde af kilde, L_x (m)	20	10	- 50%	40	+ 50%
Bredde af kilde, L_y (m)	40	20	- 50%	60	+ 50%
Infiltrationsrate, I (mm/år) <i>Kilde og fane</i>	336	250	- 26%	405	+ 21%
Mægtighed af magasin, d (m)	8	2	- 75%	10	+ 25%
Hydraulisk konduktivitet, K (m/s) (Kalk)	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-5}$	-90%	$1 \cdot 10^{-3}$	+900%
Porøsitet, n (Kalk)	0,05	0,01	-80%	0,15	+67%
Nedbrydningsrate, k (dag^{-1})	0	$7 \cdot 10^{-5}$		0,01	
Model 1 med anaerob nedbrydning					
Afstand fra kilde til grundvand (dæklagstykkelse) Z_v (m)	10	5	-50%	15	50%

Som det ses af FIGUR 31, er den hydrauliske konduktivitet og porøsiteten af det opsprækkede kridtmagasin de parametre, der påvirker beregningsresultatet mest. Dette skyldes den store usikkerhed på disse parametre. Der er ikke foretaget nogle lokale vurderinger (baseret på f.eks. pumpetests eller slugtests) af den hydrauliske konduktivitet for magasinet. Der er derfor anvendt de maksimums- og minimumsværdier for hydraulisk konduktivitet og porøsitet som indgår i GrundRisk værktøjet, og som er baseret på litteraturværdier. Usikkerheden på den hydrauliske konduktivitet alene kan føre til en ændring i den beregnede koncentration i kontrolpunktet på hhv. + 325% og - 90% (Jf. FIGUR 31). Næst efter de hydrauliske parametre for grundvandsmagasinet, er det usikkerheden på kildekoncentrationen og kildens længde, som resultatet er mest følsomt overfor. Magasinmægtigheden ses at kunne påvirke resultatet såfremt minimumsværdien på 2 m benyttes. Dette vil nemlig føre til at forureningsfanens vertikale udspreddning begrænses, hvilket giver en højere koncentration i grundvandet. Endelig ses det også, at nedbrydning med den aerobe rate giver en stor reduktion i den beregnede koncentration (-90%).

For Model 1 beregningen med anaerob nedbrydning under transport i både dæklag og grundvand, ses igen at den hydrauliske konduktivitet har stor betydning for resultatet. Infiltrationen får lidt større betydning end for Model 5, da den vil styre opholdstiden i dæklaget og dermed graden af nedbrydning.



FIGUR 31. Resultat af følsomhedsanalyse for Pilekestræde overfor chloridazon-koncentrationen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Den øverste graf viser de beregnede koncentrationer ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvise ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes. Der er lavet følsomhedsberegninger dels for Model 5 uden nedbrydning og dels for Model 1 med anaerob nedbrydning.

FIGUR 32 viser foreningsfluxens og koncentrationen i indvindingens følsomhed over ændringer i parametre. Det ses, at usikkerheden på kildekonzentrationen, samt længde og bredde af kilde påvirker resultatet mest. Som tidligere beskrevet påvirkes forureningsfluxen og dermed koncentration i indvindingen ikke af grundvandets strømningshastighed (dvs. af den store usikkerhed på parametrene hydraulisk konduktivitet og porøsitet).



FIGUR 32. Resultat af følsomhedsanalyse for Pilkestræde overfor forureningsfluxen og chloridazon-koncentrationen i indvindingsboringen 50.172 med en antaget årlig indvinding på 10.000 m³/år. Den øverste graf viser de beregnede koncentrationer ved anvendelse af henholdsvis parameterens minimumsværdi, basisværdi og maksimumsværdi. Den nederste graf viser den procentvise ændring i forhold til basisresultatet, når parameterens minimums- eller maksimumsværdi anvendes. Der er lavet følsomhedsberegninger dels for Model 5 uden nedbrydning og dels for Model 1 med anaerob nedbrydning.

6.5 Kort opsummering for Pilkestræde

Baseret på de udførte risikovurderinger blev det fundet at:

- Lokaliteten udgør en risiko for grundvandet ved brug af GrundRisk uanset om det indledende eller videregående datasæt anvendes, idet koncentrationerne 100 m nedstrøms overskrider GKK.
- De beregnede koncentrationer i indvindingsboringen 50.172 er ikke genfundet ved vandanalyser fra det indvundne vand. For chloridazon, hydroxyatrazin og lenacil beregnes koncentrationer under eller omkring GKK for indvindingsboringen afhængig af, om der inkluderes nedbrydning eller ej. Kun ved brug af de høje aerobe rater er nedbrydningen tilstrækkelig til at reducere koncentrationerne til omkring detektionsgrænsen. Desphenylchloridazon er det stof, der er fundet i højst koncentration på lokaliteten (op til 38 µg/l), og de beregnede koncentrationer for dette stof vil overskride GKK med ca. en faktor 5-6.
- Lokaliteten er beliggende i et område præget af kompleks geologi. Der er desuden store usikkerheder på strømningshastigheder i kridtmagasinet. Strømningsretningen i det sekundære magasin forløber ikke i retning af indvindingsboringen. Disse forhold kan påvirke de beregnede koncentrationer i kontrolpunktet 100 m nedstrøms samt de opblandede koncentrationer på kildepladsen.
- Følsomhedsanalysen, baseret på de videregående undersøgelser, viste, at de beregnede koncentrationer i kontrolpunktet viste den største følsomhed overfor usikkerheden på hydraulisk konduktivitet og porøsitet af det opsprækkede kridtmagasin, mens forureningsfluxen og koncentrationen i indvindingsboringen er mest følsom overfor usikkerheden på kildekonzentrationen og kildearealet.

7. Opsummering og anbefalinger

7.1 Risikovurdering for de tre udvalgte lokaliteter

Der er foretaget en risikovurdering med GrundRisk for tre grundvandstruende lokaliteter forurenede med pesticider. Risikovurderingerne er lavet dels på baggrund af vidensniveauet om lokaliteten fra den indledende undersøgelse og dels på baggrund af vidensniveauet om lokaliteten fra den videregående undersøgelse. Der er foretaget beregninger med og uden nedbrydning for at illustrere betydningen af nedbrydningen. Model 1, 2 og 5 er benyttet ved risikovurderingerne. Model 5 er den mest konservative model, hvor forureningskilden er beliggende lige over grundvandet. Model 1 og 2 inkluderer transporten gennem et homogent eller opsprækket dæklag fra kilden og ned til grundvandet.

På denne baggrund blev det fundet at:

- Alle 3 lokaliteter blev på baggrund af risikovurderingen, foretaget for det indledende såvel som for det videregående datasæt, vurderet at udgøre en risiko for grundvandet.
- Ved sammenligning af de beregnede koncentrationer i en nedstrøms indvindingsboring med de målte koncentrationer blev der fundet god overensstemmelse for lokaliteten Trommeslagervej, delvis overensstemmelse for maskinstationen ved Aike og mindre god overensstemmelse for lokaliteten Pilkestræde, hvor koncentrationen af især des-phenyl-chloridazon overestimeredes ved beregningerne.
- For alle lokaliteter er der væsentlige usikkerheder forbundet med at sammenligne målte og beregnede koncentrationer i indvindingsboringerne. Dette skyldes f.eks. tilstedeværelse af andre kilder i oplandet, variable indvindingsmønstre over tid, komplekse geologiske forhold eller beliggenhed tæt på et vandskel. Sådanne forhold medfører usikkerhed på strømningsbilledet, således at det kan være usikkert om hele forureningsfluxen fra lokaliteten ender i indvindingsboringen, sådan som det forudsættes i beregningen med GrundRisk.

De udførte følsomhedsanalyser for de tre lokaliteter viste, overordnet set, at den beregnede koncentration i kontrolpunktet 100 m nedstrøms er mest følsom overfor:

- Grundvandshastigheden bestemt ved parametrene hydraulisk konduktivitet, porøsitet og gradient. Af disse parametre udgør størrelsen på den hydrauliske konduktivitet ofte den største usikkerhed, især hvis der ikke er udført specifikke undersøgelser på lokaliteten til bestemmelse heraf.
- Kildekoncentrationen
- Kildens længde
- Infiltrationsraten

Desuden viste de udførte følsomhedsanalyser, at den beregnede forureningsflux samt koncentrationen i en nedstrøms indvindingsboring er mest følsom overfor:

- Kildekoncentrationen
- Kildens areal (længde og bredde)
- Infiltrationsraten

Koncentrationen i indvindingsboringen vil desuden være følsom overfor indvindingsraten i boringen,

Desuden kan inklusion af nedbrydning generelt have stor betydning for risikovurderingen, især hvis Model 1 (homogen vandmættet ler anvendes). Det er dog observeret, at de anaerobe nedbrydningsrater for de pesticider, der er regnet på, kun har begrænset betydning for resultatet især når Model 2 benyttes, da opholdstiden i dæklaget er lille i opsprækket moræner.

7.1.1 Indledende versus videregående datasæt

Det er observeret, at der er stor forskel på datagrundlaget, der haves fra de indledende undersøgelser for de tre case-lokaliteter. Eksempelvis er der stor forskel på antallet af borer og hermed vandprøveanalyser, som kan anvendes til vurdering af kildekonzentration og afgrænsning af kildeareal. For lokaliteten Trommeslagervej viste de indledende undersøgelser eksempelvis markant lavere kildekonzentrationer end de videregående. For lokaliteten ved Aike var det på baggrund af data fra både indledende og videregående undersøgelser svært at foretage afgrænsninger af kildeareal, idet der kun var få målepunkter i kildeområdet.

7.1.2 Fastsættelse af kildekonzentrationer og kildeareal

For at ensrette de udførte risikovurderinger blev kildearealer som udgangspunkt afgrænset ved koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. For en enkelt lokalitet (Trommeslagervej) var koncentrationerne højere end for de to andre lokaliteter, så her blev kildeområdet afgrænset ved koncentrationer større end eller lig med 10 µg/l. Desuden blev det valgt, at kildekonzentrationer for indledende undersøgelser generelt blev fastlagt ud fra de målte maksimumskonzentrationer, mens de for de videregående undersøgelser blev fastlagt ud fra gennemsnitskoncentrationerne indenfor det afgrænsede kildeområde. For lokaliteten ved Aike blev kildearealer for nogle af stofferne dog fastsat ud fra de formodede anvendelsesområder af de enkelte pesticider (vaskeplads eller gårdsplads) idet undersøgelsesresultaterne ikke muliggjorde en afgrænsning af kildearealer. Ligeledes blev der for den indledende undersøgelse på Trommeslagervej anvendt kortlagte V1 arealer som kildearealer, da de ikke var mulige at afgrænse ud fra de foretagne undersøgelser.

7.2 Break-even scenarier for standard cases

Baseret på en standard case med et kildeareal på 5 m x 5 m, en grundvandshastighed på 40 m/år og en infiltration på 250 mm/år (samtlige parametre ses af TABEL 5), er der udført break-even beregninger med Model 1, 2, 3 og 5, der viser hvilke kildekonzentrationer, der fører til overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet (GKK) i kontrolpunktet beliggende 100 m nedstrøms forureningskilden. Det bemærkes, at resultaterne i TABEL 23 ikke skal opfattes som generelle grænser for hvilke kildekonzentrationer, der udgør en risiko for grundvandet. Dette vil nemlig variere fra lokalitet til lokalitet afhængig af de specifikke parametre.

For situationen, hvor der ikke inkluderes nedbrydning fås med Model 1, 2 og 5, at kildekonzentrationer under **3,2 µg/l** ikke vil udgøre en risiko for grundvandet, idet der beregnes koncentrationer i kontrolpunktet under 0,1 µg/l. Dette svarer til en forureningsflux på 20 mg/år. Der er som udgangspunkt anvendt en infiltrationsrate på 250 mm/år. Der er desuden foretaget beregninger med en lavere infiltrationsrate på 100 mm/år. I dette tilfælde vil kildekonzentrationer under 6 µg/l ikke udgøre en risiko for grundvandet. De resulterende break-even koncentrationer ses i TABEL 23 med forskellige modeller og forskellige nedbrydningsforhold.

Beregningen er udført for dichlorprop, men resultatet kan overføres til andre pesticider så længe, der ikke inkluderes nedbrydning. De anaerobe nedbrydningsrater for andre stoffer vil variere i forhold til raten for dichlorprop, så for tilfælde med nedbrydning kan resultaterne ikke overføres. Der er anvendt en anaerob nedbrydningsrate for dichlorprop på 0,0005 dag⁻¹. Såfremt nedbrydning inkluderes i beregningen, vil break-even koncentrationen for den simpleste model (Model 5), hvor der ikke sker nedbrydning i et dæklag, stige til 5 µg/l grundet den eventuelle nedbrydning i grundvandet. For Model 1, har det større betydning af inkludere nedbrydning, da denne inkluderer nedbrydning både i dæklaget og i grundvandet. Herved fås en

break-even koncentration på 12 µg/l. Betydningen af at inkludere nedbrydning er mere begrænset for Model 2 (opsprækket moræneler), hvor opholdstiden i moræneleren er lavere pga. sprækker. Der fås derfor en break-even koncentration på 5,2 µg/l, dvs. næsten samme værdi som for Model 5, som ikke inkluderer den vertikale nedbrydning. For en infiltration på 100 mm/år vil break-even kildekonzentrationerne være højere for alle modeller, da den mindre infiltration giver en mindre forureningsflux til magasinet og samtidig en højere opholdstid i dæklaget. Uden nedbrydning fordobles break-even koncentrationerne således, når infiltrationen reduceres fra 250 til 100 mm/år. Virkningen er endnu større når nedbrydning inkluderes. Således fås f.eks. med Model 1 en break-even koncentration på 83 µg/l, når nedbrydning inkluderes både under vertikal og horisontal transport.

Model 3 adskiller sig fra de øvrige modeller ved at beskrive en forureningskilde beliggende i umættet zone. Der vil derfor kunne ske transport i gasfase såvel som i opløst fase. Dette fører til, at forureningen udspreddes horisontalt under transporten til grundvandet, hvilket fører til lavere koncentrationer ved toppen af grundvandet samt nedstrøms i grundvandet. Den horisontale udspreddelse sker dog udelukkende for flygtige stoffer. Pesticider er som hovedregel ikke specielt flygtige. Derfor påvirkes break-even koncentrationen for Model 3 uden nedbrydning ikke væsentligt i forhold til at anvende Model 5.

Idet nedbrydning kun antages at ske i den opløste fase i Model 3, vil break-even koncentrationerne beregnet med Model 3 ved inklusion af nedbrydning være lavere end for Model 1. For at illustrere effekten af Model 3 for et flygtigt stof er der desuden foretaget en beregning med p,p'-DDE, som har en vis flygtighed. Denne beregning giver en langt højere break-even kildekonzentration end de mættede modeller, som følge af spredningen i gasfasen, der giver lavere koncentrationer ved grundvandsspejlet, men større forureningsareal.

TABEL 23. Kildekoncentrationer, der fører til break-even med grundvandskvalitetskriteriet i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Der er tale om en lokalitet med et kildeareal på 25 m². Model 1, 2 og 3 inkluderer et 5 m dæklag. Grundvandsmagasinet er et sandmagasin med en grundvandshastighed på 40 m/år. Der er foretaget beregninger for to forskellige værdier af infiltrationen. Dichlorprop er anvendt som modelstof og i scenarier med nedbrydning, er en anaerob nedbrydningsrate på 0,0005 dag⁻¹ anvendt. For Model 3 er der desuden udført beregninger for stoffet p,p'-DDE som eksempel på et flygtigt stof.

	Infiltration 250 mm/år			Infiltration 100 mm/år		
	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal	Ingen nedbrydning	Nedbrydning, vertikal	Nedbrydning, vertikal og horisontal
Break-even kildekonzentration						
Model 5	3,2 µg/l	-	5 µg/l *	6 µg/l	-	9,6 *
Model 1	3,2 µg/l	8 µg/l	12 µg/l	6 µg/l	53 µg/l	83 µg/l
Model 2	3,2 µg/l	3,3 µg/l	5,2 µg/l	6 µg/l	8 µg/l	13 µg/l
Model 3 – dichlorprop	3,2 µg/l	4,8 µg/l	7,4 µg/l	6 µg/l	16 µg/l	24 µg/l
Model 3 – p,p'-DDE	7,8 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig	17 µg/l	Ikke nedbrydelig	Ikke nedbrydelig

* Kun horisontal nedbrydning inkluderet

Hvis risikovurderingen laves for sum af pesticider og ikke for et enkelt stof, beregnes break-even koncentrationen i forhold til kriteriet for sum af pesticider på 0,5 µg/l. Herved fås, for situationen uden nedbrydning, en break-even kildekonzentration på 15 µg/l i stedet for 3,2 µg/l.

Hvis der ses på break-even med grundvandskvalitetskriteriet for den beregnede koncentration i en standardindvindingsboring med en indvindingsrate på 10.000 m³/år vil kildekonzentrationen kunne være op til ca. 170 µg/l før kriteriet er overskredet (infiltration på 250 mm/år). Anvendes i stedet Model 1 med nedbrydning udelukkende for den vertikale transport kan kildekonzentrationen være helt op til knap 400 µg/l inden der ses en overskridelse af kriteriet.

7.2.1 Uddybende resultater fra break-even beregningerne

Der er for hver af modellerne (Model 1, 2, 3 og 5) desuden foretaget break-even beregninger, hvor udvalgte parametre er varieret en for en for at undersøge hvornår, der opnås break-even. Dette er gjort med udgangspunkt i en kildekonzentration på 1 µg/l for Model 5 samt 10 µg/l for de øvrige modeller, hvor nedbrydning inkluderes.

Af disse beregninger ses f.eks. at standardlokaliteten med **Model 5** og en kildekonzentration på 1 µg/l som udgangspunkt ikke udgør en risiko, men vil gøre det, hvis minimum ét af følgende forhold gælder (jf. FIGUR 2 og FIGUR 3):

- Kildekoncentrationen er over 3 µg/l
- Længden af kildeområdet overstiger 17 m
- Infiltrationen overstiger 750 mm/år
- Grundvandshastigheden er lavere end 17,5 m/år

Det ses desuden, at standardlokaliteten med en kildekonzentration på 10 µg/l og en nedbrydningsrate på 0,0005 d⁻¹ som udgangspunkt vil udgøre en risiko når **Model 1** anvendes og nedbrydning antages at ske udelukkende under den vertikale transport. Lokaliteten vil ikke udgøre en risiko, hvis mindst ét af følgende forhold er gældende (FIGUR 5):

- Kildekoncentrationen er under 8 µg/l
- Længden af kildeområdet er under 4 m
- Afstanden til grundvandet (dæklaget) er over 6,5 m
- Infiltrationen til grundvandet er mindre end 220 mm/år

For **Model 2**, hvor der regnes på transporten gennem opsprækket moræneler, ses det ligeledes, at standardlokaliteten med en kildekonzentration på 10 µg/l og en nedbrydningsrate på 0,0005 d⁻¹ vil udgøre en risiko. Igen er nedbrydning kun inkluderet for den vertikale transport, og ikke for grundvandstransporten. Lokaliteten vil derimod ikke udgøre en risiko, hvis mindst ét af følgende forhold er gældende (jf. FIGUR 6):

- Kildekoncentrationen er under 3 µg/l
- Infiltrationen til grundvandet er under 70 mm/år
- Afstanden til grundvandet (dæklagstykkelsen) er over 100 m

Såfremt infiltrationen reduceres til 100 mm/år (i stedet for udgangspunktet på 250 mm/år) vil et dæklag på 18 m være tilstrækkeligt.

Der er desuden lavet beregninger for en forureningskilde beliggende i umættet zone med **Model 3**. Da pesticider sjældent er flygtige er Model 3 ikke så relevant, da stoffet ikke vil spredes i gasfasen. Beregningen viser, at lokaliteten som udgangspunkt vil udgøre en risiko, når kildekonzentration er 10 µg/l og nedbrydning udelukkende inkluderes for vertikal transport. Lokaliteten vil derimod ikke udgøre en risiko, hvis mindst ét af følgende forhold er gældende (jf. FIGUR 12):

- Kildekoncentration er under 5 µg/l
- Afstanden fra kilden og ned til grundvandet er større end 15 m.

7.3 Betydende parametre, som der bør være fokus på at have en god bestemmelse af

Baseret på de udførte følsomhedsanalyser samt på de udførte break-even scenarier opsummeres herunder de modelparametre, som især er betydende for risikovurderingen, og som der derfor bør være fokus på at få en god bestemmelse af.

- Kildekoncentrationen
- Kildens areal, beskrevet ved kildelængde og -bredde.
- Grundvandshastigheden, kan estimeres af hydraulisk konduktivitet, gradient og porøsitet af grundvandsmagasinet
- Infiltrationen
- Mulighed for nedbrydning

For at opnå en god bestemmelse af kildekonzentrationen såvel som kildearealet er det afgørende, hvor godt forureningskilden er afgrænset ved undersøgelsen. Jo flere borer, der udføres, jo bedre vil forureningskilden kunne afgrænses og en realistisk kildekonzentration fastsættes. Det er dog flere faktorer, der spiller ind på antallet af udførte borer og deres placering f.eks. tilgængelighed og risici for spredning af forurening ved udførelse af borer i hotspots. Derudover vil økonomien spille ind på antallet af borer, der udføres.

Grundvandshastigheden er den enkeltparameter, der typisk har størst indflydelse på resultatet af risikovurderingen med GrundRisk. Dette skyldes, at grundvandshastigheden påvirker den fortynding, der sker når forureningen rammer det primære magasin. Det er derfor meget afgørende for risikovurderingens resultat, hvilken grundvandshastighed, der regnes med. Grundvandshastigheden u beregnes ud fra den hydrauliske konduktivitet K af magasinet, den hydrauliske gradient og porøsiteten n :

$$u = \frac{K \cdot i}{n}$$

Der kan anvendes litteraturværdier for den hydrauliske konduktivitet og porøsiteten af magasinet, mens gradienten bestemmes for det pågældende magasin baseret på tilgængelige potentialekort for området, evt. etableret i forbindelse med forureningsundersøgelsen. Litteraturværdier for hydrauliske konduktiviteter kan dog variere flere størrelsesordener for en given magasintype, især for opsprækket kalk og kridt er der store usikkerheder på de hydrauliske egenskaber, da opsprækketheden kan variere betydeligt.

For at opnå bedre bestemmelser af de hydrauliske konduktiviteter kan der udføres lokalitets-specifikke undersøgelser, hvor den **hydrauliske konduktivitet vurderes ud fra f.eks. pumpetests, slugtests, eller beregninger ud fra kornstørrelsesfordelinger**. Dette vil forbedre datagrundlaget til vurdering af grundvandshastigheden.

De betydende parametre og fastsættelsen af dem gennemgås yderligere i afsnit 7.4.2.

Det bemærkes, at den udførte følsomhedsanalyse har haft størst fokus på feltbestemte parametre. Således er der f.eks. ikke foretaget følsomhedsvurderinger i forhold til de anvendte dispersiviteter, der har betydning for fanens udspredding under grundvandstransporten. Her er der anvendt default-værdier fra GrundRisk. I Miljøstyrelsen (2016) er der foretaget en undersøgelse af dispersiviteters betydning for den beregnede koncentration i et kontrolpunkt. Som nævnt i denne rapport vil især de vertikale og transversale dispersiviteter påvirke den op-

nåede koncentration i kontrolpunktet, mens den longitudinale dispersivitet ikke vil have væsentlig betydning, når der er tale om en stationær model som GrundRisk. I det viste eksempel i Miljøstyrelsen (2016) ses en reduktion på 40% for koncentrationen i kontrolpunktet, når den vertikale dispersivitet øges en faktor 10. De default dispersiviteter, der indgår i GrundRisk, og som er anvendt i dette projekt, er valgt som konservative værdier baseret på litteraturstudiet refereret i Miljøstyrelsen (2016).

7.4 Generelle konklusioner og anbefalinger vedr. anvendelsen af GrundRisk for pesticidpunktkilder

Baseret på afprøvningen af GrundRisk for pesticidpunktkilder vurderes det overordnet set, at GrundRisk er anvendelig til risikovurdering af denne type punktkilder. For de tre case-lokaliteter sås enten at koncentrationer i indvindingsboringen stemte godt overens, eller blev overestimeret. I et enkelt tilfælde sås også, at koncentrationen blev underestimeret, men dette vurderes at skyldes tilstedeværelse af en anden forureningskilde i oplandet.

7.4.1 Valg af model

De modeller, der er relevante til risikovurdering af pesticider, er især *Model 1: Homogen vand-mættet ler*, hvor der inkluderes transport gennem et dæklag inden grundvandet træffes; *Model 2: Opsprækket vandmættet ler*, hvor der inkluderes transport gennem opsprækket moræneler og *Model 5: Forureningskilde beliggende lige over grundvandet*. Model 5 er den simpleste og mest konservative model. Såfremt der ikke inkluderes nedbrydning under den vertikale transport i dæklaget vil Model 1 og Model 2 give samme resultat som Model 5.

Model 3 og 4 beskriver forureningstransporten fra en kilde beliggende i umættet zone, og er især relevante for flygtige stoffer. Pesticider har generelt lav flygtighed, hvorfor disse modeller typisk ikke er relevante for pesticider.

Som observeret i de udførte risikovurderinger i denne rapport, kan der være forhold, der besværliggør valget af risikovurderingsmodel. For lokaliteten ved Aike sås store variationer i tilstedeværelsen af et lavpermeabelt dæklag over grundvandsmagasinet. Af denne årsag blev det konservativt valgt at bruge Model 5. For lokaliteten Pilkestræde var der en kompleks geologi pga. beliggenheden på kanten af en randmoræne. Der blev for denne lokalitet foretaget beregninger med Model 1, Model 2 og Model 5 grundet usikkerheden om geologi og tilstedeværelse af sprækker i leren på lokaliteten.

Sammenfattende kan det dermed anbefales, at Model 5 vælges i følgende situationer:

- Nedbrydning under den vertikale transport fra kilde og ned til grundvandet medtages *ikke* i risikovurderingen. I så fald vil det ikke have nogen betydning om Model 1 eller 2 vælges i stedet for Model 5. For langt de fleste pesticider, vil Model 3 også give samme resultat som Model 5, idet pesticider generelt har lavt flygtighed.
- Ved usikkerhed på dæklagets beskaffenhed, eller hvis der ikke er noget gennemgående dæklag på lokaliteten og dermed risiko for hydraulisk kontakt mellem et sekundært magasin, hvor forureningskilden er beliggende, og det primære magasin.

Såfremt der inkluderes nedbrydning i dæklaget afhænger valget af model af følgende:

- Ved dæklag af homogen ler uden sprækker anvendes Model 1
- Ved dæklag af opsprækket moræneler anvendes Model 2
- Hvis forureningskilden findes i umættet sand, der overlejrer et frit magasin kan Model 3 vælges. Det kan her være relevant at anvende aerobe nedbrydningsrater for nedbrydning i den umættede zone.

7.4.2 Vigtigste parametre samt fastsættelse af parametre

De mest betydende parametre til risikovurderingen er, som beskrevet i afsnit 7.3:

- Kildekoncentration
- Kildens areal, beskrevet ved en kildelængde (længde i grundvandets strømningsretning) og bredde (på tværs af grundvandets strømningsretning).
- Grundvandshastigheden (beregnet ud fra den hydrauliske konduktivitet, porøsitet og gradient af grundvandsmagasinet)
- Infiltration
- Mulighed for nedbrydning

Der bør derfor være fokus på en god fastsættelse af disse allerede i de indledende undersøgelser i det omfang, det er muligt. Fastsættelsen af de enkelte parametre gennemgås nedenfor.

Kildekoncentration

Kildekoncentrationer vil for pesticider typisk være bestemt ud fra målte vandkoncentrationer udtaget fra sandslirer/sandforekomster i lerlag eller fra et terrænnært magasin. Grundet det typisk sparsomme antal boringer og dermed vandprøver i en indledende undersøgelse vil der være stor usikkerhed ved vurdering af kildekonzentrationen. Der blev derfor i dette projekt valgt at anvende de målte maksimums-konzentrationer som kildekonzentrationer for de indledende undersøgelser. For de videregående undersøgelser var det i højere grad muligt at afgrænse et egentligt kildeområde og vurdere en gennemsnitlig kildekonzentration for området.

Det kan diskuteres hvor mange boringer, der skal udføres for at opnå et pålideligt estimat for kildekonzentrationen i en indledende forureningsundersøgelse. På lokaliteten Trommeslagervej blev der i den indledende undersøgelse udført to boringer, hvorfra der blev analyseret for pesticider. Disse var fordelt på to områder med formodninger om spild, dels vaskepladsen og et område øst for denne. De få boringer betød, at kildekonzentrationerne i den indledende undersøgelse blev voldsomt underestimerede, fordi boringen ved vaskepladsen ikke var placeret, der hvor de højeste koncentrationer fandtes. Ved de videregående undersøgelser blev der dermed fundet koncentrationer op til en faktor 32 højere end i den indledende undersøgelse for 4-CPP. Her blev der i alt udtaget vandprøver fra yderligere 2 geoprobesonderinger, 3 skrå boringer og en lodret boring. Efter de videregående undersøgelser var der således i alt 7 målepunkter omkring vaskepladsen, som var den primære kilde.

Et bud kunne være, at der er behov for minimum 3-5 boringer til at vurdere kildekonzentrationen i et formodet kildeområde. For at afgrænse kildearealet vil behovet være endnu større. Dette betyder dog ikke, at GrundRisk ikke vil kunne anvendes for indledende undersøgelser med mindre end dette antal boringer. Jo færre boringer, der haves til fastlæggelse af kildekonzentrationen, jo mere konservativt bør kildekonzentrationen fastsættes, dvs. baseret på de højest fundne koncentrationer.

Kildeareal (kildelængde og kildebredde)

Det horisontale areal af forureningskilden vurderes ud fra fundne koncentration i vandprøver udtaget fra det formodede kildeområde. For at afgrænse områdets størrelse er der behov for at placere boringer både indenfor og udenfor kildeområdet. Der er dermed behov for flere boringer end de 3-5 stk., som blev vurderet som ønsket minimumsantal til vurdering af kildekonzentrationen i indledende undersøgelser.

Det er på baggrund af afprøvningen i denne rapport observeret, at det, især i forbindelse med de indledende undersøgelser, kan være svært at afgrænse kildeområdet på baggrund af de foreliggende data. I risikovurderingen blev der derfor, i stedet, anvendt arealer, der kunne repræsentere de formodede anvendelses- eller spildområder ud fra historikken. For de videregående undersøgelser blev det valgt at afgrænse kildeområder ved koncentrationer større end 1 µg/l eller 10 µg/l afhængig af de fundne koncentrationsniveauer for det enkelte stof. Generelt gav dette anledning til ret store kildearealer, som måske kan være medvirkende til, at der for

flere stoffer sås en overestimering af de beregnede koncentrationer i indvindingsboringer sammenlignet med de målte. Baseret på denne erfaring anbefales det, at kildearealet, så vidt muligt, afgrænses så det repræsenterer det mest højkoncentrerede spildområde, da der ellers fås en overestimering af forureningsfluxen.

Såfremt der er stor usikkerhed på kildearealet, anbefales det, at beregningen udføres for flere arealstørrelser, således at det undersøges hvilken betydning det har at ændre kildelængde og kildebredde.

Grundvandshastigheden

Grundvandshastigheden er en meget betydende parameter ved beregning af koncentrationen i kontrolpunktet 100 m nedstrøms. Denne kan estimeres på baggrund af magasinets hydrauliske konduktivitet, porøsitet og hydrauliske gradient. Gradienten vurderes ud fra et potentialekort for det magasin, der regnes på. Ændringer i indvindingsforhold vil påvirke gradienten, hvorfor det er væsentligt at vurdere gradienten ud fra et potentialekort, der repræsenterer de nuværende forhold på lokaliteten.

Den hydrauliske konduktivitet af magasinet er meget betydende for den beregnede grundvandshastighed. Hydrauliske konduktiviteter kan variere flere størrelsesordenene, hvorfor det har stor betydning hvilken værdi, der anvendes. TABEL 24 viser GrundRisks standardparametre samt de intervaller, der angives for hydraulisk konduktivitet og porøsitet for forskellige magasintyper. For magasintypen opsprækket kalk er der især stor usikkerhed på den beregnede grundvandshastighed, da både hydraulisk konduktivitet og porøsitet kan variere væsentligt indenfor korte afstande.

På grund af den store betydning af grundvandshastigheden som parameter i risikovurderingen vil det være væsentligt at overveje, om det kan lade sig gøre, at foretage bestemmelser af hydraulisk konduktivitet allerede i den indledende undersøgelse. Da der ofte ikke udføres dybe boringer i den indledende undersøgelse, vil det for nogle lokaliteter nok ikke være muligt at undersøge konduktiviteten af grundvandsmagasinet. På lokaliteter med højtliggende primært grundvand, vil det til gengæld godt kunne udføres uden væsentlige forøgelser af undersøgelsesudgifterne.

Bestemmelse af den hydrauliske konduktivitet kan gøres ved brug af slugtests, pumpetests eller ved beregninger baseret på kornstørrelsesfordelinger baseret på sigteanalyser. Den anvendte hydrauliske konduktivitet i risikovurderingen skal repræsentere de første 100 m af grundvandsmagasinet fra kildeområdet til kontrolpunktet, hvorfor pumpetests, der dækker et større areal af magasinet typisk vil give mere repræsentative resultater end slugtests. Ligeledes vil sigteanalyser give mere punktspecifikke resultater for den hydrauliske konduktivitet. Der findes også metoder til at måle grundvandshastigheden direkte i en boring f.eks. ved brug af Point Velocity Probes (PVPs), der på baggrund af en målt tracerhastighed kan anvendes til at estimere grundvandshastigheden med større nøjagtigheder end ved beregninger baseret på hydrauliske konduktiviteter (Osomo et al. 2018).

TABEL 24. Standardværdier for porøsiteter og hydrauliske konduktiviteter i GrundRisk Risikovurdering til anvendelse i den horisontale model (grundvandstransporten). Standardværdier samt intervaller er fastsat på baggrund af litteraturopsamling opsummeret i Miljøstyrelsen (2016c).

Magasintype	Porøsitet, n (interval)	Hydraulisk konduktivitet, K (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)	$1 \cdot 10^{-4}$ ($1 \cdot 10^{-5}$ - $1 \cdot 10^{-3}$)

Infiltration

Infiltrationen har også stor betydning for risikovurderingen, idet den sammen med kildekonzentrationen og kildens areal indgår i beregningen af forureningsfluxen til grundvandet. For at få det bedste estimat for den faktiske infiltration til magasinet, bør der så vidt muligt anvendes værdier for grundvandsdannelsen for det magasin der regnes på, idet nettonedbøren typisk vil overestimere infiltrationen til magasinet. Hvis Model 1, 2 eller 3 benyttes, vil infiltrationen også have betydning for opholdstiden under den vertikale transport fra kilde til grundvand. Jo højere infiltrationen er, jo lavere vil opholdstiden blive og jo mindre vil betydningen af nedbrydning i dæklaget være.

Nedbrydning

Endelig kan det have stor betydning for risikovurderingen, om nedbrydning inkluderes eller ej. Tilstedeværelse af nedbrydningsprodukter kan indikere at de rette forhold for mikrobiel nedbrydning af pesticidet er eller har været til stede på lokaliteten.

Det er dog vurderet ud fra beregningerne i denne rapport, at nedbrydningen kun har begrænset effekt for Model 2 (opsprækket vandmættet ler) når nedbrydningsraten er i samme størrelsesordenen som den anbefalede anaerobe rate for dichlorprop ($0,0005 \text{ d}^{-1}$). Ligeledes har nedbrydning meget lille effekt i magasiner med høj grundvandshastighed. Til gengæld kan nedbrydning have stor betydning på lokaliteter med tykke dæklag af ler, eller hvor der er en lav grundvandshastighed. Såfremt der anvendes aerobe nedbrydningsrater, ses generelt en god effekt af at inkludere nedbrydning. Men disse rater vil sjældent være realistiske under mættede forhold.

Der kan foretages risikovurdering både med og uden nedbrydning. Hvis lokaliteten udgør en risiko, selv ved inklusion af nedbrydning med de maksimale anaerobe rater, så kan det slutes, at lokaliteten vil udgøre en risiko uanset om nedbrydning inkluderes eller ej. Hvis risikovurderingen viser, at grundvandskvalitetskriteriet ikke overskrides i kontrolpunktet når nedbrydning inkluderes med de anbefalede anaerobe rater, er det en indikation af, at pesticidforureningen muligvis ikke udgør et væsentligt problem på lokaliteten. Dette bør selvfølgelig understøttes af faktiske målinger i grundvandet nedstrøms lokaliteten. Det er selvfølgelig altid væsentligt at huske på, at alle lokaliteter er forskellige, og at der generelt er store usikkerheder ved at overføre nedbrydningsrater, der er bestemt på andre lokaliteter, som diskuteret i Greskowiak et al. (2017).

I forbindelse med indledende undersøgelser vil datagrundlaget sjældent være tilstrækkeligt til, at der er sikkerhed for at regne med nedbrydning af pesticider. Hvis f.eks. fund af nedbrydningsprodukter indikere tegn på nedbrydning kan der dog stadig foretages beregninger, der

inkluderer nedbrydning for at undersøge, om det vil gøre en forskel for risikovurderingen, og om det giver dermed mening, at skaffe sig mere viden om nedbrydning på lokaliteten.

7.4.3 Øvrige opmærksomhedspunkter ved risikovurdering af pesticider

Ved udførelse af risikovurdering for pesticider er det væsentligt at være opmærksom på følgende:

- Såfremt nedbrydning medtages ved risikovurdering af pesticider, er det vigtigt at være opmærksom på, om der kan dannes persistente nedbrydningsprodukter ved nedbrydningen af stoffet. Ved at tilvælge "sekventiel nedbrydning" i GrundRisk er det muligt at simulere dannelsen af nedbrydningsprodukter for udvalgte pesticider, se TABEL 25.
- I nogle tilfælde kan det være en fordel at foretage risikovurderingen for sum af pesticider, f.eks. hvis der er mange forskellige pesticider i lave koncentrationer indenfor samme kildeområde. Den samlede koncentration af pesticider i kildeområdet vil dermed udgøre den kildekonzentration, der anvendes i risikovurderingen. Der vælges et modelstof for beregningen. Da GrundRisk modellerne er stationære modeller, der beregner koncentrationen i et kontrolpunkt, når der er sket fuldt gennembrud, vil sorptionen ikke påvirke resultatet. Der kan derfor godt regnes på sum af pesticidkoncentrationer. Såfremt nedbrydning medtages i beregningen bør der dog regnes enkeltvis på stofferne, da nedbrydningsraterne, samt eventuelle nedbrydningsprodukter, er stofs specifikke. Hvis der regnes på sum af pesticider skal der blot sammenlignes med grundvandskvalitetskriteriet for sum af pesticider (0,5 µg/l), og ikke kriteriet for enkeltpesticider (0,1 µg/l), som er det, der vises sammen med GrundRisk resultatet.
- Som et generelt opmærksomhedspunkt kan det også nævnes, at selvom grundvandets strømningsretning ikke indgår i risikovurderingen, så har den selvfølgelig betydning for hvor forureningen bevæger sig. Ved beregningen af koncentrationen i en nedstrøms indvindingsboring vha. GrundRisk antages i beregningen, at hele forureningsfluxen ender i den pågældende indvindingsboring. I virkeligheden er strømningsbilledet ofte mere komplekst, og lokaliteten kan f.eks. være placeret ved et vandskel, hvor vandet kan strømme i flere retninger, hvormed ikke hele forureningsfluxen vil ende samme sted. Strømningen kan også påvirkes af ændringer i indvindingsmængder for de enkelte indvindingsboringer på en kildeplads.

TABEL 25. Oversigt over pesticider, hvor der er mulighed for at regne med sekventiel nedbrydning til et nedbrydningsprodukt (Miljøstyrelsen, 2018).

Pesticid/moderstof	Nedbrydningsprodukt ved sekventiel nedbrydning i GrundRisk	Bemærkning
Dichlobenil	BAM	
Chloridazon	Desphenyl-chloridazon	Methyl-desphenyl-chloridazon er også et muligt nedbrydningsprodukt, men modelleres ikke i GrundRisk
Glyphosat	AMPA	
Dichlorprop	4-CPP	Kræver anaerobe forhold
Atrazin	Deethylatrazin	Hydroxyatrazin og desisopropylatrazin er andre mulige nedbrydningsprodukter, som ikke modelleres i GrundRisk

8. Referencer

- Bay, H., Christensen, P. M., Dali, J., Fog, C., Kildeby, M. R., Mortensen, A. P., Persson, B., Rügge, K., Terkelsen, M., Falkenberg, J. A., Spliid, N. H. og Jensen, A. R. (2007). Pesticid-truslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandsskala. Miljøprojekt nr. 1152, 2007
- 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.
- Esbjerg Forsyning (2013). Ajke Vandværk – BAM forurening. Statusnotat 2. Januar 2013. Niras
- Greskowiak, J., Hamann, E., Burke, V., Massmann, G. (2017). The uncertainty of biodegradation rate constants of emerging organic compounds in soil and groundwater – A compilation of literature values for 82 substances.
- Jørgensen, P.R., Klint, K.E. Mølgaard, M.R. (2009). SprækkeJAGG. Regneark til risikovurdering af sprækker i moræner. Teknik og Administration, Nr. 2, 2008. Videnscenter for Jordforurening.
- Miljøstyrelsen (2018). Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk Risikovurdering. Litteraturstudie. Miljøprojekt nr. 2013. Maj 2018. Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen.
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/05/978-87-93710-15-3.pdf>
- Miljøstyrelsen (2018b). GrundRisk Risikovurdering. Gennemgang af værktøjet og den praktiske anvendelse af det. Udkast august 2018.
- Miljøstyrelsen (2017). Coupling of vertical and horizontal transport models. Environmental Project. No. 1915, January 2017. Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2016). GrundRisk. Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1865. November 2016.
- Naturstyrelsen (2012). Redegørelse for Ajke og Gørding Kortlægningsområde – Afgiftsfinansieret grundvandskortlægning. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.
- Naturstyrelsen (2013). Redegørelse for Astrup, Solbjerg og Hadsund. Afgiftsfinansieret grundvandskortlægning. Miljøministeriet, Naturstyrelsen 2013.
- Nordjyllands Amt (2004). Pilkestræde 3. Visborg, Hadsund Kommune. Forureningsundersøgelse. Februar 2004. Lokalitetsnr. 815-0709. Geo.
- Nordjyllands Amt (2000) Orienterende forureningsundersøgelse. 815-0709. Nedlagt maskinstation, Visborg, Pilkestræde 3. Kampsax Consult A/S
- Osorno, T.C, Devlin, J.F., Firdous, R. (2018). An In-Well Point Velocity Probe for the rapid determination of groundwater velocity at the centimeter-scale. Journal of Hydrology 557, 539-546.

Region Nordjylland (2018). Udvidet forureningsundersøgelse. Tidligere maskinstation. Pilkestræde 1-3, Visborg. Lok. Nr. 815-00709. Journal nr. 2011-109992. Oktober 2018. Geo.

Region Nordjylland (2015). Indledende forureningsundersøgelse. Pilkestræde 1 og 3, Hadsund, lok.nr. 815-00709, Region Nordjylland, 2. december 2015.

Region Sjælland (2009). Afgørelse om kortlægning af muligt forurenede jord. Adresse: Trommeslagervej 22. Postnr By: 4660 Store Heddinge. Matr.nr. 7B Sigerslev By. St. Heddinge. 13-01-2009.

Region Sjælland (2014). Forureningsundersøgelse. 336-00046. Trommeslagervej 22, 4660 Store Heddinge. 6. august 2014. Orbicon.

Region Sjælland (2015). Trommeslagervej 22, 4660 Store Heddinge. Videregående undersøgelse. Orbicon

Region Sjælland (2018). Supplerende undersøgelse på Trommeslagervej 22, 4660 Store Heddinge. Afrapportering, 24-04-2018. Orbicon.

Region Syddanmark (2017). Videregående forureningsundersøgelse. Lok.nr. 557-32101: Maskinstation, Aike, 6740 Bramming. August 2017. Niras.

Region Syddanmark (2018). Videregående forureningsundersøgelse. Lok.nr. 557-32101: Maskinstation, Aike, 6740 Bramming. Maj 2018. Undersøgelser foretaget i 2017. Niras.

Storstrøms Amt (2005). Forureningsundersøgelse. Lokalitetsnr. 389-6121. Trommeslagervej 22, 4660 Store Heddinge. Marts 2005.

Bilag 1. Trommeslagervej

Bilag 1.1 Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser

TABEL 26. Parameterværdier for Trommeslagervej baseret på **indledende** undersøgelser (Storstrøms Amt, 2005)

Lokalitet	Trommeslagervej	Kommentar til fastsættelse af parameter
Forureningskilde		
Forureningsstof	Område 1: AMPA Område 2: Dichlorprop og 4-CPP	
Kildekoncentration, C_0	Område 1: 8,2 µg/l (AMPA) Område 2: 8,4 µg/l (Dichlorprop); 11 µg/l (4-CPP)	Målt i sandslirer i moræneler 5-9 m u.t.
Længde af kildeområde, L_x	17 m (område 1, område 2)	V1 kortlagte arealer anvendt (Region Sjælland, 2009). Arealer antaget kvadratiske
Bredde af kildeområde, L_y	17 m (område 1, område 2)	V1 kortlagte arealer anvendt (Region Sjælland, 2009). Arealer antaget kvadratiske
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	250 mm/år	Nettonedbør fra JAGG: 250 mm/år GrundRisk Screening (baseret på DK-model): 153 mm/år
Infiltration over fanen, I_{fanen}	250 mm/år	Do.
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	1,5 m	Ifølge dæklagskort fra området er der 10-15 m moræneler (Storstrøms Amt, 2005) Kildekoncentrationer udtaget fra filtre i 5-9 m u.t. (B2). Antaget worst case, at der kun er 1,5 m moræneler under det sted prøven er udtaget.
Porøsitet, ε	0,25	Standardværdi for moræneler
Longitudinal dispersivitet (m)	0,1 m	GrundRisk standardværdi
Nedbrydningsrater, k (aerob/anaerob)	AMPA: 0,003 d ⁻¹ /0,003 d ⁻¹ Dichlorprop: 0,02 d ⁻¹ /0,0005 d ⁻¹ , 4-CPP: 0,01 d ⁻¹ /0,001 d ⁻¹	Anbefalet aerob/anaerob rate i Miljøstyrelsen (2018) Dichlorprop: 0,017 d ⁻¹ (min). De øvrige har ikke minimumsværdier NB: 4-CPP dannes ved anaerob nedbrydning
Sprækkeafstand, $2B$	5 m	Worst case parametre (reduceret ler) (Jørgensen et al., 2009)
Sprækkeapertur, $2b$	79 µm	Worst case parametre (reduceret ler) (Jørgensen et al., 2009)
Bulk hydraulisk konduktivitet, K_b	$6,3 \cdot 10^{-8}$ (m/s)	Worst case parametre (reduceret ler) (Jørgensen et al., 2009)
Horisontal transport		
Mægtighed af grundvandsmagasin, d	11 m	Baseret på geologi i nærmeste indvindingsboring 218.946, hvor kalken træffes 11,6 m u.t. og skrivekridt træffes 22,5 m u.t.

Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$	GrundRisk standardværdi for opsprækket kalk
Hydraulisk gradient, i	0,0006	Baseret på regionalt potentialekort (Storstrøms Amt, 2005)
Porøsitet, n	0,05	GrundRisk standardværdi for opsprækket kalk
Grundvandshastighed, u	38 m/år (beregnet)	Beregnet ud fra hydraulisk konduktivitet, gradient og porøsitet
Nedbrydningsrater, k (aerob/anaerob)	AMPA: 0,003 d ⁻¹ /0,003 d ⁻¹ Dichlorprop: 0,02 d ⁻¹ /0,0005 d ⁻¹ , 4-CPP: 0,01 d ⁻¹ /0,001 d ⁻¹	Anbefalet aerob/anaerob rate i Miljøstyrelsen (2018) Dichlorprop: 0,017 d ⁻¹ (min). De øvrige har ikke minimumsværdier NB: 4-CPP dannes ved anaerob nedbrydning
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m	Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m	Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m	Standardværdi
Indvindingsrate, Q	100.000 m ³ /år fra boring 218.946	For at sammenligne med koncentrationer målt i boring 218.946 i perioden 2000-2010 ønskes en indvindingsrate, der repræsenterer denne boring i denne periode. I 1980'erne var indvindingen op imod 450.000 m ³ /år med størst indvinding fra de 2 sydlige borer som 218.946 er én af. I 2013 var indvindingen 235.000 m ³ /år. På baggrund heraf er det vurderet at indvindingen fra 218.946 kan have varieret mellem 100.000 og 150.000 m ³ /år i perioden 2000-2010. Dette er baseret på en samlet indvinding på 300.000 m ³ /år fordelt med 100.000 fra de to nordlige borer i alt og 100.000 m ³ /år fra hver af de to sydlige borer.

Bilag 1.2 Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelse

TABEL 27. Parameterværdier for Trommeslagervej baseret på **videregående** undersøgelser (Region Sjælland, 2014; 2015; 2018). Min.- og max-værdier anvendes til følsomhedsanalyse.

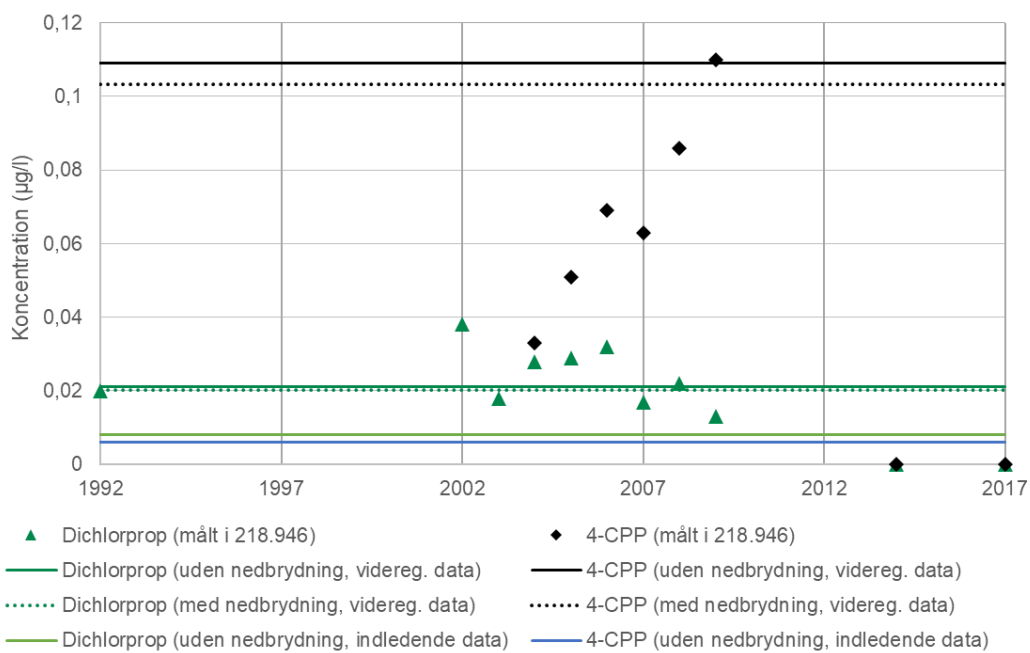
Lokalitet	Trommeslagervej			Kommentar til fastsættelse af parameter
Værdi	Basis	Min.	Max.	
Forureningskilde				
Forureningsstof	4-CPP Dichlorprop			
Kildekoncentration, C_0	Dichlorprop 26 µg/l, 4-CPP: 136 µg/l	Dichlorprop 20 µg/l	Dichlorprop 41 µg/l	Dichlorprop: Max konc. udtaget fra GP1 (6.2-7.2 m u.t.) (Region Sjælland, 2014). Dichlorprop: Basisværdi baseret på gennemsnit på alle analyser (større end eller lig med 10 µg/l) 4-CPP: Gennemsnit baseret på gennemsnit af alle analyser (større end eller lig med 10 µg/l)
Længde af kildeområde, L_x	Dichlorprop, 4-CPP: 20 m	15 m	25 m	Arealer er fastsat ud fra område med koncentrationer større end eller lig med 10 µg/l. Vaskepladsen er udgangspunkt for spild.
Bredde af kildeområde L_y	Dichlorprop, 4-CPP: 20 m	15 m	25 m	Arealer er fastsat ud fra område med koncentrationer større end eller lig med 10 µg/l. Vaskepladsen er udgangspunkt for spild
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	200 mm/år	153 mm/år	250 mm/år	200 mm/år anvendt i fluxberegning i (videregående) Minimumsværdi: Infiltration fra GrundRisk screening/DKmodel: 153 mm/år Maksimumsværdi: 250 mm/år (JAGG nettonedbør)
Infiltration over fanen I_{fane}	200 mm/år	153 mm/år	250 mm/år	Do.
Vertikal transport				
Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	5 m (dybde fra filter hvor maxkoncentration er målt)	0	11 m (samlet morænelerstykkelse)	Moræneler til 12 m u.t. ifølge DGU 218.785 på lokaliteten. 2 morænebænke i alt 11 m. Højeste koncentrationer er målt i dybder lige over nedre morænebænk (denne er 5 m dyb)
Porøsitet, ϵ	0,25			GrundRisk standardværdi for moræneler
Longitudinal dispersivitet, α_{L_v}	0,1 m			GrundRisk standardværdi
Nedbrydningsrater (evt. flere hvis sekventiel) k	Dichlorprop: 0,0005 d ⁻¹ 4-CPP: 0,001 d ⁻¹			Anbefalet anaerob rate i Miljøstyrelsen (2018). Region Sjælland: Der er tidligere sket nedbrydning af dichlorprop til 4CPP. Virker dog stagneret i dag. På baggrund af isotopanalyser vurderes det, at der i dag er indikationer på mindre nedbrydning af dichlorprop og 4CPP. Der regnes med og uden nedbrydning
Sprækkeafstand, $2B$	5 m			Worst case parametre for reduceret ler (Jørgensen et al. 2009)
Sprækkeapertur, $2b$	79 µm			Worst case parametre for reduceret ler (Jørgensen et al. 2009)
Bulk hydraulisk konduktivitet, K_b	$6,3 \cdot 10^{-8}$ m/s			Worst case parametre for reduceret ler (Jørgensen et al. 2009)
Horisontal transport				

Mægtighed af grundvandsmagasin, d	5 m		5 m valgt, da denne del er hydraulisk aktiv. Magasinet samlede udstrækning er ca. 23 m baseret på nærmeste DGU-boring.
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	2,9E-4 m/s (nuværende situation); 2E-3 (tidligere situation)		Baseret på pumpetest for forskellige indvindingsforhold (Region Sjælland, 2015), antagelse af at de øverste 5 m er hydraulisk aktive.
Hydraulisk gradient, i	0,001		Region Sjælland (2015)
Porøsitet, n	0,1		Region Sjælland (2015)
Grundvandshastighed, u	91 m/år (nuværende situation, 2014 med størst indvinding fra nordlige boringer) 630 m/år (tidligere situation, 2006, med størst indvinding fra de sydlige boringer)		Baseret på Region Sjælland (2015). Transmissivitet bestemt ud fra pumpeforsøg, antaget at 5 m af kalken er hydraulisk aktiv
Nedbrydningsrater (aerob/anaerob) k	Dichorprop: 0,02 d ⁻¹ / 0,0005 d ⁻¹ 4-CPP: 0,01 d ⁻¹ / 0,001 d ⁻¹		Anbefalet aerobe/anaerob rater i Miljøstyrelsen (2018).
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m		Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m		Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m		Standardværdi
Indvindingsrate, Q	100.000 m ³ /år fra boring 218.946	150.000 m ³ /år	For at sammenligne med koncentrationer målt i boring 218.946 i perioden 2000-2010 ønskes en indvindingsrate, der repræsenterer denne boring i denne periode. I 1980'erne var indvindingen op imod 450.000 m ³ /år med størst indvinding fra de 2 sydlige boringer som 218.946 er én af. I 2013 var indvindingen 235.000 m ³ /år. På baggrund heraf er det vurderet at indvindingen fra 218.946 kan have varieret mellem 100.000 og 150.000 m ³ /år i perioden 2000-2010. Dette er baseret på en samlet indvinding på 300.000 m ³ /år fordelt med 100.000 fra de to nordlige boringer i alt og 100.000 m ³ /år fra hver af de to sydlige boringer.

Bilag 1.3 Sammenligning af beregnede og målte koncentrationer for indvindingsboringen 218.946

FIGUR 33 viser de beregnede koncentrationer i indvindingsboringen 218.946 sammenlignet med de målte. De beregnede koncentrationer er baseret dels på data fra indledende undersøgelser og dels fra videregående undersøgelser. For de videregående data er koncentrationerne i indvindingen beregnet både med og uden nedbrydning.

Den bedste overensstemmelse ses mellem beregninger foretaget på baggrund af det videregående datasæt, mens koncentrationerne i indvindingen underestimeres ved anvendelse af det indledende datasæt.



FIGUR 33. Målte koncentrationer af dichlorprop og 4-CPP i indvindingsboringen 218.946 sammenlignet med beregnede koncentrationer baseret på videregående undersøgelse under antagelse af en indvindingsrate på 100.000 m³/år fra boringen. Beregningsresultater med og uden nedbrydning er vist. Koncentration i indvinding baseret på indledende undersøgelser er også angivet på figuren.

TABEL 28. Fund af dichlorprop og 4-CPP i indvindingsboringer på Store Heddinge Vandværk

Boring	DGU 218.933 Koncentration (µg/l) 280 m mod SSV	DGU 218.946 Koncentration (µg/l) 330 m SSV	DGU 218.1072 Koncentration (µg/l) NV
Dichlorprop	0,018 (2010) 0,012 (2017)	0,013-0,036 (1992- 2009). Ikke fundet i 2014/2017	0,022 (2006)
4-CPP	0,022 (2002) 0,011 (2010;2014, 2016) 0,018 (2017)	0,033-0,086 (2004- 2008) 0,11 (2009). Ikke fundet i 2014/2017	-

Bilag 2. Maskinstation ved Aike

Bilag 2.1 Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser

TABEL 29. Parameterværdier for maskinstationen ved Aike baseret på **indledende** undersøgelser (Esbjerg Forsyning, 2013)

Lokalitet	Maskinstation ved Aike	Kommentar til fastsættelse af parameter
Værdi	Basis	
Forureningskilde		
Forureningsstof	Bentazon BAM	
Kildekoncentration, C_0	Bentazon: 1,3 µg/l (i GP4, 6-7 m u.t. og 50 m nedstrøms vaskeplads) BAM: 1,2 µg/l (i GP11 6-7 m u.t.)	Maxkoncentrationer i sekundært magasin BAM: GP11 v. gårdsplads
Længde af kildeområde, L_x	Bentazon: 25 m (vaskeplads, kilde til bentazon) BAM: 30 m (gårdsplads kilde til BAM)	Bentazon: Vurderet længde/bredde af vaskeplads BAM: Længde/bredde af gårdsplads vurderet fra luftfoto
Bredde af kildeområde L_y	Bentazon: 25 m (bredde af vaskeplads, kilde til bentazon) BAM: 25 m (gårdsplads)	Bentazon: Vurderet længde/bredde af vaskeplads BAM: Længde/bredde af gårdsplads vurderet fra luftfoto
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	398 mm/år	Grundvandsdannelse (øvre magasin) baseret på Naturstyrelsens kortlægning: 398 mm/år (Naturstyrelsen 2012)
Infiltration over fanen I_{fane}	398 mm/år	Do.
Horisontal transport		
Mægtighed af grundvandsmagasin, d	100 m	Mægtighed i begravet dal
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	Esbjerg Forsyning (2013), HPT-sondering
Hydraulisk gradient, i	0,0023	Gradient for grundvandsmagasinet "Sand2 og sand4" baseret på Naturstyrelsens kortlægning. Esbjerg forsyning (2013)
Porøsitet, n	0,3	Standardværdi for sand

Grundvandshastighed, u	24,2 m/år (beregnet)	
Nedbrydningsrater (aerob/anaerob) k	Bentazon: 0,004/0004 d ⁻¹ BAM: -	Ud fra default halveringstider angivet i Bay et al. (2007). Anbefalede rater i Miljøstyrelsen 2018 er nul for både bentazon og BAM. Regionen formoder, at der er nedbrydning. Der inkluderes derfor scenarier med nedbrydning
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m	Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m	Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m	Standardværdi
Indvindingsrate, Q	100.000 m ³ /år	Indvindingstilladelse er 500.000 m ³ /år og dækkes af 4 borer. Gennem de senere år har indvindingen været fra 300.000 til knap 500.000 m ³ /år. Der antages 100.000 m ³ /år for den enkelte boring. (Esbjerg Forsyning, 2013)

Bilag 2.2 Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelser

TABEL 30. Parameterværdier for maskinstationen ved Aike baseret på **videregående** undersøgelser (Region Syddanmark 2017, 2018). Min.- og max-værdier anvendes til følsomhedsanalyse.

Lokalitet	Maskinstation ved Aike			Kommentar til fastsættelse af parameter
Værdi	Basis	Min.	Max.	
Forureningskilde				
Forureningsstof	Bentazon BAM AMPA DPC			
Kildekoncentration, C_0	Bentazon: 3,4 µg/l (gennemsnit i kildeområde) BAM: 1,2 µg/l (Max-koncentration ved kildeområde – gårdsplads) AMPA: 3,9 µg/l (max-koncentration) DPC: Max-koncentration	BAM: 0,3 µg/l	BAM: 3,6 µg/l	For Bentazon anvendes gennemsnitskoncentrationer fra 6 borer med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. For de øvrige stoffer anvendes max-koncentrationer, da der er meget få målinger. Gennemsnit er beregnet for vandprøver med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. For BAM haves kildekoncentration under gårdsplads, for øvrige stoffer er højeste koncentrationer fundet længere nedstrøms
Længde af kildeområde, L_x	Bentazon, AMPA: 30 m BAM: 30 m DPC: 75m	BAM: 7,5 m	BAM: 53 m	Bentazon: Areal med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l BAM: Gårdsplads anvendt som kildeområde, da stoffet stammer fra renholdelse heraf AMPA: Ukendt, kun få målinger grundet interferens. Vaskeplads antaget som kilde. DPC: Areal med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. Områder med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l er ikke sammenhængende. Findes både opstrøms og nedstrøms → Fladekilde sandsynlig

Bredde af kildeområde L_y	Bentazon: 50 m AMPA: 25 m (bredde af vaskeplads)) BAM: 25 m (gårdsplads, kilde til BAM) DPC: 100 m	BAM: 12,5 m	BAM: 44 m	Bentazon: Areal med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l BAM: Areal af gårdsplads AMPA: Vaskeplads antages at være kilde DPC: Areal med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	398 mm/år	272 mm/år	550 mm/år	Grundvandsdannelse (øvre magasin) baseret på Naturstyrelsens kortlægning: 398 mm/år (Naturstyrelsen, 2012) Minimumsværdi: Infiltration fra GrundRisk Screening (baseret på DK-Model): 272 mm/år (for nærliggende lokalitet i Gørding) Maksimumsværdi: Nettonedbør fra JAGG: 550 mm/år
Infiltration over fanen I_{fane}	398 mm/år	272 mm/år	550 mm/år	Do.

Horisontal transport

Mægtighed af grundvandsmagasin, d	100 m			Mægtighed i begravet dal
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$	$0,7 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	HPT-sondering (Esbjerg forsyning, 2013), viser god overensstemmelse med slugtests i Region Syddanmark (2017) $0,7 \cdot 10^{-4} - 2,4 \cdot 10^{-4}$
Hydraulisk gradient, i	0,0045			Region Syddanmark, 2017 baseret på udførte pejlinger på lokaliteten.
Porøsitet, n	0,3	0,25	0,4	Standardværdi for sand
Grundvandshastighed, u	47 m/år (beregnet)			
Nedbrydningsrater (aerob/anaerob) k	Bentazon: 0,004/0,0004 d ⁻¹ BAM: - AMPA: 0,003 d ⁻¹ DPC: -			Bentazon: Defaultrate fra Bay et al., (2007). AMPA: Anbefalede rater fra Miljøstyrelsen (2018) BAM og DPC ej nedbrydelige
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m			Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m			Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m			Standardværdi
Indvindingsrate, Q	100.000 m ³ /år antages pr indvindingsboring			Indvindingstilladelse er 500.000 m ³ /år og dækkes af 4 borerer år. I 2017 indvandt vandværket i alt ca. 427.000 m ³ (Region Syddanmark 2018).

Bilag 3. Pilkestræde

Bilag 3.1 Parameterværdier fastsat på baggrund af indledende undersøgelser

TABEL 31. Parameterværdier for Pilkestræde baseret på **indledende** undersøgelser (Nordjyllands Amt, 2000; Nordjyllands Amt, 2004; Region Nordjylland, 2015)

Lokalitet	Pilkestræde	Kommentar til fastsættelse af parameter
Værdi	Bedste estimat	
Forureningskilde		
Forureningsstof	Chloridazon Lenacil Hydroxyatrazin (øvrige lavere konc.)	
Kildekoncentration, C_0	Chloridazon: op til 5,7 µg/l Hydroxyatrazin: op til 5,9 µg/l Lenacil: op til 2,6 µg/l	Chloridazon: Max konc. i TB3, 1,5-3,5 m u.t. (Nordjyllands Amt, 2004) Hydroxyatrazin: Max konc. i B2, 2015, 0,8-3,8 m u.t. (Region Nordjylland, 2015). Lenacil: Max konc. i TB3, 1,5-3,5 m u.t. (Nordjyllands Amt, 2004). Mechlorprop: Max konc. i TB2 2-4 m u.t. (Nordjyllands Amt, 2004).
Længde af kildeområde, L_x	Chloridazon, hydroxyatrazin, Lenacil, 10 m	Arealer er fastsat ud fra område med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. Vaskepladsen ser ud til at være udgangspunkt for spild. Desuden er der sket spredning mod vest med det sekundære grundvand
Bredde af kildeområde L_y	Chloridazon, hydroxyatrazin, Lenacil: 40 m Mechlorprop: 30 m	
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	336	Grundvandsdannelse er 336 mm/år ifølge redegørelse fra Naturstyrelsen (2013) Nettonedbør fra JAGG; 350 mm/år GrundRisk screening/DK-model: 405 mm/år
Infiltration over fanen I_{fane}	405 mm/år	Do.
Vertikal transport		
Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	10	10-15 m lavpermeable lag over det primære magasin (Nordjyllands Amt, 2004)
Porøsitet, ε	0,25	Standardværdi for moræner
Longitudinal dispersivitet, $\alpha_{L,v}$	0,1 m	GrundRisk standardværdi
Nedbrydningsrater (evt. flere hvis sekventiel) k	Dichlorprop: 0,02 d ⁻¹ / 0,0005 d ⁻¹ Chloridazon: 0,01 d ⁻¹ / 0,00007 d ⁻¹	Anbefalet aerob/anaerob rate i Miljøstyrelsen (2018)

Hydroxyatrazin,
aerob rate: 0,0007
d⁻¹ / 0,0007 d⁻¹

Sprækkeafstand, $2B$	5 m	Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)
Sprækkeapertur, $2b$	79 μm	Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)
Bulk hydraulisk konduktivitet, K_b	$6,3 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$	Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)

Horizontal transport

Mægtighed af grundvandsmagasin, d	8 m	Baseret på geologi i nærmeste indvindingsboring 50.172 (150-200 m syd for lokaliteten). Her er der løs skrivekridt fra 23-31 m u.t og herunder fast skrivekridt.
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$	Anbefalet værdi for opsprækket kalk i Miljøstyrelsen (2016) samt interval.
Hydraulisk gradient, i	0,004	Baseret på regionalt potentialekort (anvendt ved risikovurdering i Nordjyllands Amt 2004)
Porøsitet, n	0,05	Anbefalet værdi for opsprækket kalk i Miljøstyrelsen (2016) (GeUS) (interval 0,1%-15%), 5% anbefales
Grundvandshastighed, u	252 m/år (beregnet)	
Nedbrydningsrater (aerob/anaerob) k	Se vertikal	Inkluderes nedbrydning?
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m	Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m	Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m	Standardværdi
Indvindingsrate, Q	10.000 m ³ /år	Visborg VV indvinder ca. 10.000 m ³ fra den sydlige boring og ca. 30.000 m ³ /år fra den nordlige boring (Nordjyllands Amt, 2004)

Bilag 3.2 Parameterværdier fastsat på baggrund af videregående undersøgelse

TABEL 32. Parameterværdier for Pilkestræde baseret på **videregående** undersøgelser (Region Nordjylland, 2018)

Lokalitet	Pilkestræde			Kommentar til fastsættelse af parameter
Værdi	Bedste estimat	Min.	Max.	
Forureningskilde				
Forureningsstof	Chloridazon DPC Hydroxyatrazin Lenacil (medtages da den også er med i indledende) 3 højeste koncentrationer valgt			
Kildekoncentration, C_0	Chloridazon: 2,6 µg/l (gennemsnit i kildeareal) DPC: 13,4 µg/l (gennemsnit i kildeareal) Hydroxyatrazin: 3,7 µg/l (gennemsnit i kildeareal) Lenacil: 2,6 µg/l (gennemsnit i kildeareal)	Chloridazon: 1,3 µg/l	Chloridazon: op til 5,7 µg/l	Vandprøver udtaget i sekundært grundvand Chloridazon: Gennemsnit baseret på alle analyser (større end eller lig med 1 µg/l) i de indledende samt videregående undersøgelser. DPC: Gennemsnit baseret på alle analyser (større end eller lig med 1 µg/l) i de indledende samt videregående undersøgelser. Hydroxyatrazin: Gennemsnit baseret på alle analyser (større end eller lig med 1 µg/l) i de indledende samt videregående undersøgelser.
Længde af kildeområde, L_x	Chloridazon, hydroxyatrazin, Lenacil: 20 m DPC: 30 m	Chloridazon: 10 m	Chloridazon: 40 m	Arealer er fastsat ud fra områder med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. Vaskepladsen ser ud til at være udgangspunkt for spild. Desuden er der sket spredning mod vest med det sekundære grundvand Længde og bredde er fastsat i forhold til strømningsretning i primært magasin mod syd
Bredde af kildeområde L_y	Chloridazon: 40 m DPC: 40 m Hydroxyatrazin: 40 m	Chloridazon: 20 m	Chloridazon: 60 m	Arealer er fastsat ud fra områder med koncentrationer større end eller lig med 1 µg/l. Vaskepladsen ser ud til at være udgangspunkt for spild. Desuden er der sket spredning mod vest med det sekundære grundvand Længde og bredde er fastsat i forhold til strømningsretning i primært magasin mod syd
Infiltration i kildeområde, I_{kilde}	336 mm/år	250 mm/år	405 mm/år	Grundvandsdannelse er 336 mm/år ifølge redegørelse fra Naturstyrelsen (2013) Nettonedbør fra JAGG; 350 mm/år GrundRisk screening/DK-model: 405 mm/år
Infiltration over fanen I_{fane}	335 mm/år	250 mm/år	405 mm/år	Do.

Vertikal transport

Afstand fra kilde til grundvand, Z_v	5	10	15 m	Max 10-15 m ler over magasin. Der er risiko for at sandlaget med forurening har direkte kontakt til primært magasin, da geologien er forstyrret og ler ikke er fundet i alle borer. Moræner samt smeltevandsler. Der er vinduer i lerdække (Region Nordjylland, 2018) Der anvendes også Model 5 uden dæklag
Porøsitet, ε	0,25			Standardværdi for moræner
Longitudinal dispersivitet, $\alpha_{L,v}$	0,1 m			GrundRisk standardværdi
Nedbrydningsrater (evt. flere hvis sekventiel) k	Dichorprop: 0,02 d ⁻¹ / 0,0005 d ⁻¹ Chloridazon: 0,01 d ⁻¹ / 0,00007 d ⁻¹ Hydroxyatrazin, aerob rate: 0,0007 d ⁻¹ / 0,0007 d ⁻¹ Desphenyl-chloridazon: -			Anbefalet aerob/anaerob rate i Miljøstyrelsen (2018)
Sprækkeafstand, $2B$	5 m			Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)
Sprækkeapertur, $2b$	79 µm			Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)
Bulk hydraulisk konduktivitet, K_b	$6,3 \cdot 10^{-8}$			Worst case sprækkeparametre (Jørgensen et al., 2009)
Horisontal transport				
Mægtighed af grundvandsmagasin, d	8 m	2 m	10 m	Baseret på geologi i nærmeste indvindingsboring 50.172 (150-200 m syd for lokaliteten). Her er der løs skrivekridt fra 23-31 m u.t og herunder fast skrivekridt.
Hydraulisk konduktivitet af magasin, K	$1 \cdot 10^{-4}$ m/s	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-3}$	Anbefalet værdi for opsprækket kalk i Miljøstyrelsen (2016) (Geus)
Hydraulisk gradient, i	0,003			Estimat for primære magasin vurderet ud fra potentialekort i Region Nordjylland (2018). 1m/400 m = 0,0025, eller 2m/600m = 0,0033. Bemærk gradient anvendt i rapporten (0,035) synes at være en faktor 10 for høj,
Porøsitet, n	0,05	0,01	0,15	Anbefalet værdi for opsprækket kalk i Miljøstyrelsen (2016) (GeuS) (interval 0,1%-15%), 5% anbefales
Grundvandshastighed, u	189 m/år (beregnet)			
Nedbrydningsrater (aerob/anaerob) k	Se vertikal			
Longitudinal dispersivitet α_L	1 m			Standardværdi
Transversal dispersivitet, α_T	0,01 m			Standardværdi
Vertikal dispersivitet, α_v	0,005 m			Standardværdi
Indvindingsrate, Q	10.000 m ³ /år			6.849 m ³ (2016). Tilladelse på 13.000 m ³ /år. Region Nordjylland (2018)

Afprøvning af GrundRisk Risikovurdering: Pesticidpunktkilder

Formålet med dette projekt er at afprøve GrundRisk Risikovurdering for pesticid-sager. På denne baggrund fremsættes der anbefalinger til den fremadrettede anvendelse af værktøjet i forhold til pesticidpunktkilder.

GrundRisk Risikovurdering er et værktøj, der er tilgængeligt online via login på Miljøportalen. Det omfatter 5 forskellige vertikale modeller til beskrivelse af forureningstransporten fra kilde til grundvand. Alle 5 modeller er koblet til den samme horisontale model, der beskriver forureningstransporten til det administrative kontrolpunkt beliggende 100 m nedstrøms fra lokaliteten.

Formålet med GrundRisk Risikovurdering er at foretage en realistisk konservativ risikovurdering baseret på forholdsvis få data (svarende til indledende V2 undersøgelse).

GrundRisk Risikovurdering vil fremadrettet blive benyttet til risikovurderinger, når regionerne gennemfører undersøgelse af pesticidpunktkilder. Erfaringsgrundlaget for risikovurdering af pesticider er begrænset i forhold til andre stoffer som olie, benzin, chlorerede opløsningsmidler mv., og derfor har der ikke været så stort fokus på pesticider i afprøvningen af GrundRisk i Miljøstyrelsen (2016; 2017). Ligesom for andre stofgrupper, bør vi sikre os, at risikoværktøjet giver retvisende resultater, da konsekvenserne af en forkert risikoberegning er unødvendige eller manglende administrative kortlægninger af forurening for grundejere samt forkert anvendelse af regionens midler til grundvandsindsatsen (enten for få eller for mange sager).



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk