

Pesticidtruslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandsskala

Henrik Bay, Peter Møller Christensen, Jóhann Dali,
Carsten Fog, Martine Reinhold Kildeby,
Annette Pia Mortensen, Bjarne Persson, Kirsten Rügge,
Mads Terkelsen & Jacqueline Anne Falkenberg
NIRAS A/S

Niels Henrik Spliid & Anette Ravn Jensen
Danmarks Jordbrugsforskning

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

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

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

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING	9
SUMMARY	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND OG FORMÅL	15
1.2 BRUGERVEJLEDNING	15
2 PESTICIDDATABASEN	17
2.1 FORMÅL	17
2.2 OMFANG OG BEGRÆNSNINGER	17
2.3 OPDATERING AF DATABASEN	18
2.4 ANDRE DATABASES	18
3 PROTOKOL FOR DATAINDSAMLING	19
3.1 DATAINDSAMLING	19
3.2 KILDER	19
3.3 DATAKONTROL	20
3.3.1 <i>Trin 1</i>	20
3.3.2 <i>Trin 2</i>	20
3.4 DATABASENS INDHOLD	20
3.4.1 <i>Stofnavn</i>	20
3.4.2 <i>CAS nr.</i>	20
3.4.3 <i>Standatkode</i>	21
3.4.4 <i>Molekylformel</i>	21
3.4.5 <i>Systematisk IUPAC-navn</i>	21
3.4.6 <i>Strukturformel</i>	21
3.5 METABOLITTRÆ	21
3.6 PARAMETRE OG VÆRDIER	22
3.6.1 <i>Damptryk</i>	23
3.6.2 <i>Henrys konstant</i>	23
3.6.3 <i>Opløselighed</i>	23
3.6.4 <i>Molvægt</i>	23
3.6.5 <i>Massefylde</i>	23
3.6.6 K_{ow}	23
3.6.7 K_{oc}	23
3.6.8 K_a	24
3.6.9 Pka	25
3.6.10 <i>Diffusionskoefficient i vand</i>	25
3.6.11 <i>Halveringstid, DT_{50}</i>	25
3.7 MÅLEBETINGELSER	28
3.7.1 <i>Bedste bud</i>	28
3.7.2 <i>Datakvalitet</i>	31
3.7.3 <i>Beregnet</i>	31
3.7.4 <i>Datakvalitet</i>	32

3.7.5	<i>Temperatur</i>	32
3.7.6	<i>Kulstofindhold</i>	32
3.7.7	<i>pH</i>	32
3.7.8	<i>Opdatering</i>	32
3.7.9	<i>Forsøgstype</i>	32
3.7.10	<i>Redoxforhold</i>	32
3.7.11	<i>Medium</i>	32
3.7.12	<i>Land</i>	34
3.7.13	<i>Bemærkninger</i>	34
3.7.14	<i>Reference</i>	34
4	OPSLAG I PESTICIDDATABASE	35
4.1	BAGGRUND OG INDHOLD	35
4.2	ADGANG	35
4.3	LOG IND	35
4.4	TERMINOLOGI	36
4.5	VIS PESTICIDOPLYSNINGER	37
4.5.1	<i>Stofvalg og generelle oplysninger</i>	37
4.5.2	<i>Strukturformel</i>	38
4.5.3	<i>Visning af metabolitter</i>	38
4.6	PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER	39
4.6.1	<i>Parametre og værdier</i>	39
4.6.2	<i>Bedste bud</i>	39
4.6.3	<i>Målebetingelser</i>	41
4.6.4	<i>Eksport af data til Excel</i>	41
4.6.5	<i>Andre databaser</i>	42
5	RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET	43
5.1	FORMÅL	43
5.2	OMFANG OG BEGRÆNSNINGER	43
5.3	ANVENDELSE AF RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ TIL PRIORITERING	45
6	INTRODUKTION TIL BRUG AF RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET	47
6.1	BAGGRUND OG INDHOLD	47
6.2	REGISTRERING AF EN LOKALITET	49
6.3	OPRETTELSE AF FORURENINGSDATA I LOKALITETSDATABASE	50
6.4	RISIKOVURDERING – VALG AF OPLAND	51
6.5	RISIKOVURDERING – OPSÆTNING AF KILDESTYRKER	53
6.6	RISIKOVURDERING - DEN VERTIKALE TRANSPORT I DEN UMÆTTEDE ZONE	54
6.7	RISIKOVURDERING - OVERSIGT OVER DE VALGTE KILDESTYRKER	54
6.8	DEN HORIZONTAL TRANSPORT	56
7	DEFAULT-VÆRDIER FOR LOKALITETSDATA	58
7.1	VALG AF PESTICIDER	58
7.2	LOKALITETSTYPER	58
7.3	DEFAULT-KONCENTRATIONER	59
7.4	BEDRIFT (GÅRDSPLADS)/MASKINSTATION	60
7.4.1	<i>Koncentrationer i grundvand</i>	60
7.4.2	<i>Spild på gårdspladser og vaskepladser (bedrifter)</i>	64
7.5	GARTNERI/PLANTESKOLE	66

7.5.1	<i>Koncentrationer i grundvand</i>	67
7.5.2	<i>Spild på gartnerier og planteskoler</i>	68
7.6	LOSSEPLADS-/FYLDPLADS	68
7.6.1	<i>Grundvandskoncentrationer</i>	69
7.6.2	<i>Mængde af deponerede pesticider</i>	70
7.7	OPFYLDT MERGELGRAV/VANDHUL	70
7.7.1	<i>Grundvandskoncentration</i>	70
7.7.2	<i>Mængde af deponerede pesticider</i>	71
8	VERTIKAL TRANSPORT I DEN UMÆTTEDE ZONE	74
8.1	PROBLEMSTILLING	74
8.1.1	<i>Krav til risikovurderingsværktøj</i>	74
8.2	STRØMNING OG TRANSPORT AF PESTICIDER I DEN UMÆTTEDE ZONE	75
8.2.1	<i>Sandlokaliteter</i>	75
8.2.2	<i>Lerlokaliteter</i>	76
8.3	ERFARINGER FRA DANSKE FORSKNINGSPROJEKTER	77
8.3.1	<i>KUPA-projektet</i>	77
8.3.2	<i>VAP-projektet</i>	78
8.3.3	<i>BAM-projekter</i>	78
8.3.4	<i>EU-projekter</i>	79
8.4	VERTIKAL TRANSPORT I RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ	79
8.4.1	<i>Analytiske løsninger</i>	79
8.4.2	<i>Numeriske løsninger</i>	80
8.5	METAMODEL AF MACRO	81
8.5.1	<i>MACRO5.0</i>	81
8.5.2	<i>Metamodel</i>	82
8.6	INDBYGNING AF METAMODEL I RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ	85
8.6.1	<i>Inputdata til metamodel</i>	85
8.6.2	<i>Outputdata fra metamodel</i>	86
8.7	USIKKERHED	87
8.8	KONKLUSION	88
9	HORISONTAL STOFTRANSPORT I DET PRIMÆRE MAGASIN	89
9.1	KILDESTYRKEN UNDER LOKALITETEN	89
9.2	FASTLÆGGELSE AF SPREDNINGSRETNING OG CENTERLINIE	89
9.3	INDFANGNINGSZONE OMKRING BORINGERNE	91
9.4	START OG OPHØR AF PESTICIDSPREDNING	92
9.5	PESTICIDTRANSPORTTIDER	92
9.6	FLUX LANGS CENTERLINIEN	94
9.7	METABOLITTER	97
9.8	DISPERSION	98
9.9	OMREGNING FRA FLUX TIL KONCENTRATIONER I INDVINDINGSBORING	98
10	GENNEMGANG AF EN CASE	99
10.1	INDSATSOMRÅDE	99
10.2	INPUT TIL LOKALITETSDATABASEN	100
10.3	RISIKOVURDERING	101
10.3.1	<i>Assens Mariendal vandværk</i>	101
10.3.2	<i>Assens – Kildebakkens vandværk</i>	110
10.3.3	<i>Melby-Kærums opland</i>	113
10.3.4	<i>Sønderby vandværk</i>	119

11	PERSPEKTIVERING	123
11.1	ANVENDELSESMULIGHEDER	123
11.2	BEGRÆNSNINGER	124
11.3	SAMSPIL MED ANDRE PROGRAMMER	124
11.4	UDVIKLINGSMULIGHEDER	125
12	REFERENCER	127
13	ORD- OG SYMBOLLISTE	133

Bilag A	Pesticiddatabase - Stofliste
Bilag B	Liste over værdier som anvendes i risikovurderingsværktøj
Bilag C	Pesticiddatabasen - Brugermanual
Bilag D	Risikovurderingsværktøj - Brugermanual
Bilag E	Oversigt over default-værdier for grundvandskoncentrationer under lokaliteter
Bilag F	IT-arkitektur og GIS-lag
Bilag G	Datamodeller for pesticid- og lokalitetsdatabaser
Bilag H	Stofredigering og opdatering i pesticiddatabasen - Brugermanual

Forord

Denne rapport er et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Fyns Amt er bygherre for projektet med Lars Kaalund, Orbicon, som bygherrens projektleder. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for Jordforurening.

Projektet er af Fyns Amt udbudt som tjenesteydelse ved udbudsbekendtgørelse af d. 23. december 2005.

Projektet omhandler udvikling af databaser og programmer, der skal udgøre et værktøj i forbindelse med arbejdet med pesticidpunktkilder i forhold til grundvandsforurening. Baggrunden for projektet er beskrevet i et forprojekt: "Strategier over for pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder" (Bjerg et al. 2006).

Projektet er udført af NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S i samarbejde med seniorforsker Niels Henrik Spliid fra Danmarks Jordbrugs-Forskning. Professor Nicholas Jarvis og Fredrik Stenemo fra Sveriges Landbrugsuniversitet, Institut for Markvidenskab, Biofysik, Uppsala, Sverige har bidraget med gode råd vedrørende modellering af transport i den umættede zone og givet tilladelse til anvendelse af en metamodel af MACRO i risikovurderingsværktøjet.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Irene Edelgaard, Jord og Affald, Miljøstyrelsen
- Jørn Kirkegård, Pesticider, Miljøstyrelsen
- Susanne Linderoth, Fyns Amt
- Anette Faarbæk, Ribe Amt
- Ida Holm Olesen, Fyns Amt
- Søren A. V. Nielsen, Videncenter for Jordforurening

Projektets faglige følgegruppe har omfattet følgende personer:

- Hans Peter Birk Hansen, Bornholms Regionskommune
- Nanna Seidelin, Århus Amt
- Susanne Linderoth, Fyns Amt
- Ida Holm Olesen, Fyns Amt
- Charlotte Greve, Fyns Amt
- Susanne Andreasen, Københavns Amt
- Henrik Vosgerau, Københavns Amt
- Søren A. V. Nielsen, Videncenter for Jordforurening
- Nina Tuxen, Danmarks Tekniske Universitet
- Lars Kaalund, Orbicon
- Jens Aamand, GEUS
- Claus Vangsgård, DANVA
- Hans Roust Thysen, Dansk Landbrugsrådgivning
- Eva Bartels Petersen, Pesticider, Miljøstyrelsen

Sammenfatning

Projektet omhandler udvikling af databaser og programmer, der skal udgøre et værktøj til brug i forbindelse med arbejdet med pesticidpunktkilder i forhold til grundvandsforurening.

Pesticiddatabasen er en database over pesticiders fysisk-kemiske egenskaber samt deres spredning og skæbne i miljøet. Databasen indeholder alle data, der kan være relevante ved risikovurdering af pesticidpunktkilder i forhold til grundvandsforurening. Data er udvalgt til bedst muligt at kunne beskrive pesticidernes skæbne i jord og grundvand under danske forhold. Disse oplysninger anvendes direkte i risikovurderingsværktøjet som er udviklet sideløbende.

Pesticiddatabasen

Pesticiddatabasen indeholder generelle data for i alt 173 stoffer, bestående af de pesticider og deres nedbrydningsprodukter, der typisk analyseres for i grundvandet i Danmark. Ved generelle data forstås stoffets navn, CAS-nr., standatkode, dets systematiske IUPAC-navn og molekylformel.

61 af de 173 stoffer er fundet i det dansk grundvand, og for disse stoffer indeholder databasen ligeledes oplysninger om stoffernes fysisk-kemiske egenskaber, samt halveringstid (nedbrydningshastighed) i forskellige media under forskellige forhold. For flere af stofferne findes desuden strukturformler og metabolitkæder.

Databasen indeholder ikke oplysninger om produkter, leverandører, anvendelse og dosering, idet disse oplysninger findes i andre databaser, hvortil der er adgang via et weblink.

For flere af parametrene er der ikke fundet værdier i de tilgængelige datakilder. Yderligere litteratursøgning for disse manglende værdier er kun foretaget for de kritiske parametre, som anvendes i risikovurderingen, herunder stoffets fordelingskoefficient i jord og grundvand (K_d -værdier) samt halveringstider i grundvandsmagasiner. Hvis den yderlige litteratursøgning ikke har givet resultat er der angivet et skøn over det forventede niveau, da disse parametre bruges i forbindelse med risikovurdering.

For en række parametre er der i litteraturen fundet flere værdier, hvorfor der under de givne forhold vælges "et bedste bud" for en given parameter. Dette betyder, at "det bedste bud" for en stofværdi automatisk vælges i en risikovurdering.

Pesticiddatabasen er web-baseret og kan tilgås på www.pesticiddata.dk via en almindelig browser. Anvendelse af pesticiddatabasen er beskrevet i en detaljeret brugermanual, og protokol for dataindsamlingen er indeholdt i rapporten.

Risikovurderingsværktøj

Det overordnede formål med risikovurderingen af pesticidpunktkilder har været at udarbejde et værktøj, således at en bruger med generelt kendskab til pesticidpunktkilder og med adgang til GIS-værktøj og oplands-GIS-temaer på én dag kan udarbejde en troværdig, dynamisk, oplandsbaseret risikovurdering for et indvindingsopland til et vandværk. Værktøjet tager udgangspunkt i eksisterende viden (varierende fra detaljeret viden om nogle lokaliteter til overordnet generelt kendskab til andre lokaliteter) og viser det bedst mulige bud på pesticidbelastning i et opland.

Fordelen ved værktøjet er, at der hurtigt kan foretages simulering af forskellige forhold og konsekvenser af indgreb i et opland.

I risikovurderingsværktøjet findes to hovedmenuer: Lokalitetsdata og risikovurdering. Arbejdet udføres i tre trin, hvor 1. trin består af inddatering af data i lokalitetsdatabasen og 2. og 3. trin består af udførelse af en konkret risikovurdering.

- Trin 1 Oprettelse eller redigering af lokalitetsdata for lokaliteterne i et opland. Der indtastes oplysninger om lokalitetstype og evt. de faktiske fund af forurening på lokaliteten.
- Trin 2 Valg af det opland, for hvilket risikovurderingen ønskes udført, og opsætning af de parametre, der indgår i risikovurdering, herunder kildestyrkerne for lokaliteterne i oplandet. Der er her mulighed for at vælge minimum-, maksimum- eller gennemsnitskoncentrationer og foretage følsomhedsberegninger med forskellige opsætninger. Såfremt kildestyrken skal baseres på en bestemt jordkoncentration eller spild, inddrages et modul for den vertikale transport i den umættede zone. For en række typer af pesticidpunktkilder er der udarbejdet default-værdier, såfremt brugeren ikke har kendskab til kildestyrken. Default-værdierne er baseret på erfaringsopsamling vedrørende pesticidpunktkilder.
- Trin 3 Beregning og grafisk visning af den horisontale transport i et opland. Dannelse af en række rapporter i form af kort og tabeller over pesticidbidrag fra de enkelte kilder til det samlede opland eller de individuelle borer i et opland.

Risikovurderingsværktøjet er web-baseret og kan tilgås via en almindelig browser, men beregningerne er baseret på bearbejdede GIS-lag, som typisk ligger i regions-regi. Anvendelse af risikovurderingsværktøjet kræver derfor, at man er oprettet som bruger med adgang til de fornødne bearbejdede GIS-lag, som skal være indlagt på web-serveren.

Anvendelsen af risikovurderingsværktøjet er beskrevet i en detaljeret bruger-manual, og et eksempel på en risikovurdering er indarbejdet i rapporten.

Summary

The project concerns development of a database and programs for use in a risk assessment tool for the evaluation of pesticide point sources in relation to pollution of groundwater resources.

A pesticide database containing physical chemical properties of pesticides and their transport and fate in the environment has been prepared. The database contains the data that is relevant for risk assessment and prioritisation of point sources to pesticides in groundwater resources. The data is selected to give the best possible description of the fate of pesticides in soil and groundwater under Danish conditions. This information is used directly in the risk assessment tool.

Pesticide database

The pesticide database contains basic data for 173 compounds comprising pesticides and their degradation products, since these compounds are included in the analytical package for groundwater samples in Denmark. The basic data includes the common pesticide name, CAS-no., the Danish STANDAT code (used for national reports), systematic IUPAC name, and molecular formula.

61 of the 173 compounds have been found in Danish groundwater samples and for these compounds, the database includes information on the physical chemical properties of the pesticide and degradation rates in different media and under different conditions. Chemical structures and metabolite pathways are described for some compounds.

The database does not include information on products, manufacturers, application and dosage, since this information is found in other databases. Web-links to these are provided in the database.

For many of the compounds, no appropriate values are found in the literature. Extensive literature searches have only been carried out for critical parameters, which are needed for the risk assessment tool. These critical parameters include partition coefficients in soils and aquifers (K_d -values) and degradation rates (DT_{50}) in groundwater aquifers.

For many compounds, no literature values have been identified and for use in the risk assessment tool, an estimate for the expected level has been defined based on similar compounds.

For other parameters, many values have been found in the literature and a “best bet” is defined for each parameter dependent on the measurement conditions.

The pesticide database is web-based and can be accessed on www.pesticiddata.dk using a standard internet browser.

A user manual describing use of the database and the protocol used during data collection and registering of the data is presented in the report.

Risk assessment tool

The overall objective for the risk assessment tool has been to develop an IT-tool, so that a user with general background knowledge of pesticide point sources and with access to GIS themes for water catchments areas can within one day carry out a trustworthy and dynamic assessment of a water catchment area for a waterworks. The risk assessment tool is based on existing knowledge and therefore can be carried out for point sources with detailed information on conditions and pollution levels as well as for point sources with little or no information. Based on the data available, the risk assessment tool demonstrates the best possible description of pesticide loads in a catchment area.

The advantage with the risk assessment tool is that a quick simulation of different conditions and the consequences for different remedial actions in a catchment area can be evaluated.

The risk assessment tool has two main menus; site data and risk assessment. The risk assessment is carried out in three steps, in which the 1st. step comprises registration of site data in a database and the 2nd and 3rd step comprise an actual risk assessment.

- Step 1 Registration or revision of site data for the potential point sources in a catchment area. Information on a site is entered in a database with details on the actual levels of contamination found in groundwater, soil or on recorded spills on site.
- Step 2 Selection of the catchment area to be evaluated using the GIS themes and selection of the point source loads for the individual sites in a catchment area. The risk assessment tool is designed so that minimum, maximum, or average concentrations can be selected to represent the point sources and thereby sensitivity tests can be carried out. If the point source load is based on a soil concentration or a spill, a calculation module to model the vertical transport in the unsaturated zone is activated. For different types of pesticide point sources, a series of default values have been derived, so that the tool can be used by a user without actual information on the levels of pollution expected. These are based on experience collected from investigations of all types of pesticide point sources.
- Step 3 Calculation and graphical visualisation of the horizontal transport in a catchment area. Construction of a series of reports in the form of maps and tables describing the pesticide contribution from individual point sources to the catchment area or to the individual wells in the catchment area.

The pesticide database is web-based and can be accessed using a standard internet browser, but the calculations are based on prepared GIS-tables, which typically are prepared by the regional authorities. Application of the risk assessment tool therefore requires that the user is registered and has access to the required GIS-themes and that these are linked to the risk assessment tool on the web server.

Use of the risk assessment tool is described in a detailed user manual and an example is presented in the report.

1 Indledning

1.1 BAGGRUND OG FORMÅL

Projektet har haft til formål at udvikle en pesticiddatabase og et risikovurderingsværktøj for pesticidpunktkilder på oplandsskala.

Pesticiddatabasen indeholder oplysninger over pesticiders fysisk-kemiske egenskaber samt deres spredning og skæbne i miljøet. Database skal således indeholde alle data, der kan være relevante ved risikovurdering af punktkilder til pesticidforurening af grundvandet.

Risikovurderingsværktøjet indeholder værktøjer til brug ved risikovurderinger af punktkilder i forhold til grundvand og prioritering af indsatsen mod disse punktkilder på oplandsskala.

Målgruppen for pesticiddatabasen er alle, som arbejder med pesticidforurening, heriblandt sagsbehandlere i kommunerne, regionerne, statens miljøcentre samt rådgivende ingeniører, mens målgruppen for risikovurderingsværktøjet er indsnævret til medarbejdere i de nye regioner, statens miljøcentre og rådgivende ingeniører, som beskæftiger sig med prioritering og udførelse af undersøgelser og afværgeforanstaltninger over for pesticidforureninger i grundvandet.

1.2 BRUGERVEJLEDNING

Formål og omfang af pesticiddatabasen er beskrevet i kapitel 2. I kapitel 3 er protokol for dataindsamling beskrevet, mens der i kapitel 4 er angivet en kort beskrivelse af anvendelsen af pesticiddatabasen. Denne er yderligere udbygget i brugermanualen i bilag C, hvor der er angivet en mere detaljeret brugervejledning samt i bilag H, som beskriver, hvordan redigering og udvidelse af databasen med flere oplysninger om eksisterende og nye stoffer kan udføres.

Formål og overordnet koncept for risikovurdering er beskrevet i kapitel 5, mens der i kapitel 6 er angivet en introduktion til brugen af risikovurderingsværktøjet. Denne er yderligere udbygget i bilag D, hvor der er angivet en mere detaljeret brugervejledning til anvendelsen af risikovurderingsværktøjet. Erfaringer vedrørende forventede niveauer for kildestyrken ved pesticidpunktkilder er behandlet i kapitel 7, hvor der er givet forslag til defaultværdier, såfremt der mangler konkret viden om forurening.

I kapitel 8 er der givet en beskrivelse af den vertikale transport igennem den umættede zone, herunder beregningsgrundlag og overvejelser om valg af standardjordtyper, og i kapitel 9 gennemgås beregning af den horisontale transport i grundvandsmagasinet.

I kapitel 10 er der gennemgået et eksempel på risikovurdering i fire oplande. I kapitel 11 foretages en sammenfatning af erfaringer fra projektet og perspektivering i forhold til fremtiden.

2 Pesticiddatabasen

2.1 FORMÅL

Pesticiddatabasen indeholder oplysninger over pesticiders fysisk-kemiske egenskaber samt deres spredning og skæbne i miljøet. Databasen skal således indeholde alle data, der kan være relevante ved risikovurdering og prioritering af punktkilder til pesticidforurening af grundvandet.

Målgruppen for pesticiddatabasen er alle, som arbejder med pesticidforurening, heriblandt sagsbehandlere i kommunerne, regionerne og statens miljøcentre samt rådgivende ingeniører.

Herudover skal oplysningerne i databasen anvendes direkte i værktøjet til risikovurdering af pesticidpunktkilder.

2.2 OMFANG OG BEGRÆNSNINGER

Omfang

Databasen indeholder generelle data for i alt 173 stoffer, se bilag A. Der er disse stoffer, der analyseres for i grundvandsprøver. Listen omfatter både pesticider og nedbrydningsprodukter. Ved generelle data forstås stoffernes navn, CAS-nr., standatkode, systematisk IUPAC-navn og molekylformel.

61 af de 173 stoffer er fundet i grundvandsprøver i Danmark og for disse stoffer indeholder databasen ligeledes oplysninger om stoffernes fysisk-kemiske egenskaber samt halveringstid (nedbrydningshastigheder) i forskellige media under forskellige forhold.

Begrænsninger

Databasen indeholder ikke oplysninger om produkter, leverandører, anvendelse og dosering, idet disse oplysninger findes i andre databaser (Miljøstyrelsen, 2006 og Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning, 2006).

For flere af parametrene er der ikke fundet værdier i de tilgængelige datakilder. Yderligere litteratursøgning for disse manglende værdier er kun foretaget for de kritiske parametre, som anvendes i risikovurderingen herunder K_d -værdier og halveringstider.

For en række parametre er der fundet flere værdier i litteraturen, hvorfor der under de angivne forhold udvælges "et bedste bud" for en given parameter, jf. afsnit 3.7.1. Dette betyder, at der i risikovurderingen automatisk vælges "det bedste bud" for en stofværdi.

2.3 OPDATERING AF DATABASEN

Databasen forventes vedligeholdt af Videncenter for Jordforurening. Databasen er forberedt til at der som beskrevet i bilag C kan foretages redigering og registrering af nye stoffer, men redigering kan kun foretages af en fremtidig administrator.

2.4 ANDRE DATABASES

Til orientering kan det nævnes at der i andre regi er udarbejdet databaser over pesticiders fysisk-kemiske egenskaber og skæbne i miljøet. Blandt andet kan nævnes følgende:

- FOOTPRINT, en database udviklet som en del af et EU-finansieret projekt indeholdende fysisk-kemiske og økotoksiske egenskaber for 650 stoffer og 200 metabolitter (FOOTPRINT, 2006a).
- PAN Pesticides Database, en database udviklet af "Pesticide Action Network North America" indeholdende toksikologiske, lovpligtige og fysisk- kemiske oplysninger (Pan Pesticides database. 2006).

Herudover er der i Miljøstyrelsens rapporter om pesticiders skæbne og transport til overfladevand (Styczen et al., 2004 og Styczen, Petersen og Sørensen, 2004) henvist til PATE, en database udviklet i forbindelse med KUPA projektet (Danish Environmental Protection Agency, 2004 og Danmarks og Grønlands Geologisk Undersøgelse, Danmarks JordbrugsForskning, GEUS, 2006) omfattende egenskaber i de øvre jordlag og den umættede zone for ca. 30 stoffer.

Miljøstyrelsen har desuden en database over godkendte bekæmpelsesmidler herunder en historisk oversigt over tidligere godkendte pesticider (Miljøstyrelsen, 2006). Databasen indeholder oplysning om aktivstoffer, leverandører, produktnavn, godkendelsesdato, behandlingsfrist og evt. om anvendelse.

Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret har udarbejdet en stofdatabase – Middeldatabasen. Middeldatabasen indeholder oplysninger om produkter, leverandører, aktivstoffer, dosering, produktoplysninger og leverandørbrugsanvisninger m.v. (Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning, 2006).

I afsnit 3.2 er datakilder for indsamling af oplysninger til databasen oplyst.

3 Protokol for dataindsamling

3.1 DATAINDSAMLING

I bilag A findes stofliste A med i alt 173 stoffer, bestående af de pesticider og deres nedbrydningsprodukter, der typisk analyseres for i grundvandet i Danmark. For alle stoffer i stofliste A, er der indsamlet generelle data om stofnavn, CAS-nr., standatkode, systematisk IUPAC-navn og molekylformel.

For udvalgte stoffer, jf. bilag A – stofliste B, som omfatter 61 stoffer, der er fundet i det dansk grundvand, er der desuden indsamlet data om molvægt, massefylde, opløselighed, damptryk, Henrys konstant, fordelingskoefficient i oktanol-vand (K_{ow}), organisk kulstof-vand (K_{oc}) og sorberet-opløst stoffer (K_d), diffusionskoefficient i vand og pKa samt halveringstider (DT_{50}) i forskellige media og under forskellige forhold.

Såfremt moderstof og metabolitter indgår i stofflisten, er disse linket i databasen via et metabolittræ, jf. afsnit 3.5.

Ved indsamling og indtastning af data for stofferne i stoffisterne er der udfyldt dokumentationsblanketter som sammen med kopier af referencerne udgør projektdokumentation af dataindsamling. Dette materiale er desuden anvendt ved stikprøvekontrol af datakvalitet.

3.2 KILDER

En række oplysninger om pesticider kan findes i databaser, der er nævnt i afsnit 1.4 samt i datablade eller rapporter fra de følgende kilder.

- EU monografier. Ca. 95 endelige og 108 foreløbige rapporter evalueret af EU-lande (European Union, 2006 og European Food Safety Authority, 2006).
- IPCS INCHEM. International programme on Chemical Safety (WHO/FAO). Pesticides datasheets (93 pesticider) og “Environmental Health Criteria Monographs. Data er citeret med referencer til original litteratur (IPCS INCHEM, 2006).
- US EPA Pesticides: Topical and Chemical Fact Sheets and Reregistration Eligibility Decisions. Alle data er med kildeangivelse, men omfatter ofte upublicerede studier udført af producenten (US EPA, 2006a).
- United Nations National Library of Medicine. Toxnet. Toxicology Data Network. Søgning i alle databaser, herunder Dangerous Substances Data Bank (DSDB), som blandt andet omfatter kemiske egenskaber og stoffernes skæbne i miljøet. Data er citeret med referencer og er “Peer reviewed” (United nations National Library of Medicine, 2006).
- The e-Pesticide Manual. CD Version 3.2. 2005/06. Update of 13th. edition. British Crop Protection Council. Ed. Tomlin, C.D.S. Den nyeste

version af manualen omfatter nye reviderede data om fysisk-kemiske egenskaber og miljøskæbne. Manualen har derimod ingen kildeanvisninger (Tomlin, 2006).

- Metabolic Pathways of Agrochemicals. Terry Roberts. 2002. The Royal Society of Chemistry (Roberts, 2002).

Ovennævnte kilder betragtes som primære kilder af god kvalitet og datakvaliteten angives som "god" (se afsnit 3.7.3).

Herudover er der foretaget en litteratursøgning via Web of Science - en verdensomfattende tidsskriftslitteratur hos Danmarks JordbrugsForskning (DJF) for de kritiske parametre, som anvendes i risikovurderingsværktøjet, jf. tabel 3.7. Disse referencer kan være af varierende kvalitet.

3.3 DATAKONTROL

3.3.1 Trin 1

Trin 1 omfatter indsamling samt indtastning af data i databasen. Dataindsamling og indtastning sikres på tre niveauer:

- Niveau 1: Dataindsamling og indtastning iht. til protokol beskrevet i dette afsnit.
- Niveau 2: Løbende stikprøvekontrol af indtastning.
- Niveau 3: Dataudtræk af udvalgte parametre (K_d og DT_{50}) og opdeling af pesticider i kemiske grupper, jf. bilag B.

3.3.2 Trin 2

Trin 2 omfatter evaluering af kvaliteten af data samt screening for manglende parametre, med henblik på iværksættelse af en litteratursøgning efter de for risikovurderingen kritiske parametre. Yderligere kontrolleres forslag til "Bedste bud" (jf. afsnit 3.7.1) i trin 2.

3.4 DATABASENS INDHOLD

3.4.1 Stofnavn

Almindeligt anvendte navne for aktivstoffer, f.eks. dichlobenil.

3.4.2 CAS nr.

CAS-nr. står for Chemical Abstract Service nummer, som entydigt identificerer et stof (men ikke et produkt) og som kan anvendes ved litteratursøgning i databaser m.v. I nogle tilfælde har et stof samme navn og molekylformel, men forskellig rummelig struktur (isomere). Disse stoffer vil have forskellige CAS-numre. I disse tilfælde vil den hyppigst forekommende isomer blive registreret i databasen. I databasen registreres disse typer oplysninger under bemærkning, f.eks. at stoffet har forskellige isomerer med et relative indbyrdes indhold (f.eks. isomer A og B i forholdet 7:3).

3.4.3 Standatkode

STANDAT definerer det format, som benyttes ved indberetning af data til de statslige fagdatacentre. STANDAT er udviklet til at sikre, at data vedrørende det ydre miljø kan udveksles hurtigt og sikkert mellem de institutioner, der indsamler og anvender data. Standatkelisten og ansøgninger om nye standatkoder for stoffer administreres af STANDAT-sekretariatet hos Danmarks Miljøundersøgelser (Danmarks Jordbrugsforskning, 2006).

Såfremt der findes en 4-cifret STANDATkode for det pågældende pesticid, registreres dette. Ellers vil dette felt stå blankt.

3.4.4 Molekylformel

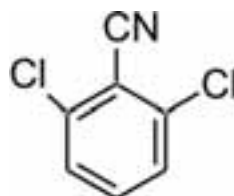
Molekylformlen angiver et molekyles sammensætning af grundstoffer i rækkefølgen kulstof og brint efterfulgt af de andre grundstoffer i alfabetisk orden, f.eks. dichlobenil - $C_7H_3Cl_2N$.

3.4.5 Systematisk IUPAC-navn

Stoffets systematiske navn beskriver sammensætningen af funktionelle grupper i molekylet i henhold til IUPAC-konvention (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2006), f.eks. dichlobenil: 2,6-dichlorobenzonitrile.

3.4.6 Strukturformel

Strukturformler indsættes som jpg-filer med filformat; h150 x b200, såfremt de findes i litteraturen. Strukturformler tages hovedsagelig fra "The e-pesticide manual (Tomlin, 2006), f.eks. dichlobenil.



3.5 METABOLITTRÆ

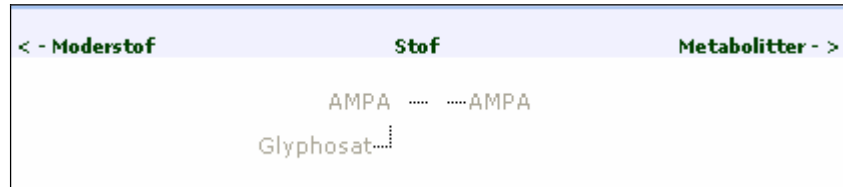
I databasen oprettes forbindelser (relationer) mellem de moderstoffer og metabolitter, der findes i databasen, jf. stofflisten i bilag A. Disse oprettes via et metabolittræ, og metoden er beskrevet i brugermanualen for redigering og stofregistrering i bilag H.

Stoffet vises øverst i diagrammet og evt. moderstoffer findes til venstre og evt. metabolitter til højre, jf. figur 3.1. og figur 3.2.

Stoffet glyphosat er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at glyphosat har en metabolit – AMPA, som vises nede til højre i diagrammet.



Stoffet AMPA er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at AMPA ikke har metabolitter i databasen, men at moderstoffet er – Glyphosat, og vises nede til venstre i diagrammet.

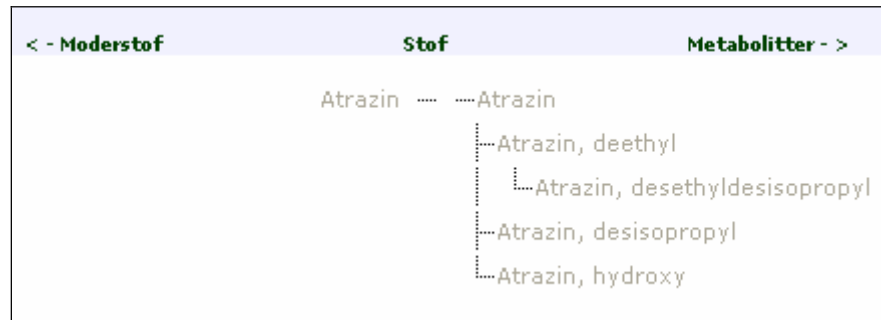


FIGUR 3.1: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE METABOLITTRÆER FOR HENHOLDSVIS GLYPHOSAT OG AMPA.

Stoffet atrazin, deethyl er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at atrazin, deethyl har både et moderstof – atrazin (nede til venstre i diagrammet) og en metabolit – atrazin desethylsesisopropyl (nede til højre i diagrammet).



Stoffet atrazin er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at atrazin har flere metabolitter i databasen, som vises nede til højre i diagrammet.



FIGUR 3.2: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE METABOLITTRÆER FOR ATRAZIN.

Disse relationer anvendes i risikovurderingsværktøjet til at beregne den videre nedbrydning af metabolitter i grundvandszonen. Disse metabolitter kan kun medregnes i den horisontale transport, såfremt der foreligger oplysninger om deres fordelingskoefficienter og halveringstider.

3.6 PARAMETRE OG VÆRDIER

For de udvalgte stoffer er der indsamlet værdier for de følgende parametre, og målebetingelser er noteret for hver værdi, jf. afsnit 3.7:

3.6.1 Damptryk

Damptrykket er det tryk, som stoffet i gasfasen i ligevægt med fastfase eller væskefase, besidder ved en given temperatur og tryk. Damptrykket er opgivet typisk ved 10, 20 eller 25°C. Damptryk er opgivet i Pascal, Pa.

3.6.2 Henrys konstant

Henrys konstant beskriver fordelingen mellem luft og vand og kan angives med forskellige enheder. Henrys konstant er i databasen angivet som Pa·m³/mol, men kan omregnes til en dimensionsløs konstant ved at dividere med gaskonstanten på 8,314 (Pa·m³/(mol·K)) og temperatur i kelvin (K).

3.6.3 Opløselighed

Stoffets opløselighed i vand ved den angivne temperatur er opgivet i mg/l.

3.6.4 Molvægt

Stoffets molvægt er angivet i g/mol.

3.6.5 Massefylde

Stoffets massefylde ved den angivne temperatur og tryk er angivet i g/ml.

3.6.6 K_{ow}

Stoffets fordelingskoefficient mellem oktanol og vand er dimensionløs.

3.6.7 K_{oc}

Stoffets fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand er angivet i ml/g eller l/kg.

K_{oc} anvendes ved beregning af den vertikale transport igennem den umættede zone, jf. kapitel 8, hvorfor der for alle stoffer i stofliste B i databasen altid er defineret eller skønnet et bedste bud for K_{oc} -værdier i det øverste jordlag (muldjord). I den vertikale model beregnes K_d udfra K_{oc} -værdien for det angivne organiske indhold jorden.

Hvor K_{oc} -værdier ikke kan findes i litteraturen, er K_{oc} beregnet ved hjælp af et amerikansk program udviklet af USEPA (EPI suite version 3.12) (US EPA, 2006b) til estimering af K_{oc} -værdier på baggrund af kemisk struktur defineret ved en "SMILES" kode (Simplified Molecular Input Line Entry Specification som angiver en entydig beskrivelse af molekylets kemiske struktur i form af korte ASCII koder). I programmet indtastes enten SMILES-koden, der kan findes i e-Pesticide Manual (Tomlin, 2006), eller der foretages en søgning efter stoffet ved hjælp af funktionen "Name Lookup" i EPI-suite (US EPA, 2006b). Ved beregningen tages hensyn til stoffernes dissociationsgrad. Der angives i *Bemærkninger*, at den pågældende værdi er beregnet og den anvendte formel til beregning angives tillige. Såfremt en K_{oc} -værdi er skønnet eller beregnet, er datakvalitet angivet som usikker. Som det fremgår af (Kjeldsen og Christensen, 1996) observeres store variationer i k_{oc} -værdier når f_{oc} er mindre end 0,001 og der i litteraturen findes talrige formler til beregning af k_{oc} -

værdier, herunder flere som er uafhængig af f_{oc} . I (Kjeldsen og Christensen, 1996) har man derfor anbefalet metoder baseret på estimering ud fra den molekylære struktur.

Værdier for øvrige medier er opgivet, såfremt de findes i de tilgængelige litteraturkilder. Såfremt K_{oc} er bestemt på grundlag af såvel sorption som desorption, er den sorptionsbaserede K_{oc} -værdi angivet. Til omregning fra indhold af organisk stof (f_{om} , "organic matter") til organisk kulstof (f_{oc}), er en omregningsfaktor på 0,58 anvendt (Lindhardt, 2000), dvs. at f_{oc} er halvt så stor som f_{om} .

3.6.8 K_d

Fordelingskoefficienten mellem jord og vand er angivet i henhold til målebetingelser for jordtype, relativ andel organisk indhold (f_{oc}), og om værdien er beregnet eller målt. Enheden er i l/kg eller (ml/g).

Såfremt der ikke findes en litteraturværdi, kan K_d beregnes med en passende formel, f.eks.:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

Ifølge (Kjeldsen og Christensen, 1996) bliver korrelation mellem stoffets fordelingskoefficient, K_d , og det relative indhold af organisk stof, f_{oc} , mindre lineære ved f_{oc} under 0,001, dvs. 0,1% organisk kulstof, hvilket er tilfældet i mange akvifer.

K_d for sand og kalk med en f_{oc} på 0,0001 (0,01%) anvendes i beregningen af den horisontale transport i grundvandet, jf. kapitel 9. Derfor er der angivet et bedste bud for disse to media. Såfremt der ikke findes en litteraturværdi for K_d i sand eller kalk med en f_{oc} på 0,0001, er K_d beregnet eller skønnet, f.eks. der antages en K_d værdi i sand at gælde for kalk. Det noteres i *Bemærkninger*, om værdien er skønnet i henhold til et andet medie eller om den er beregnet. Såfremt en K_d er skønnet eller beregnet er datakvaliteten angivet som usikker. Værdier for øvrige medier er opgivet, såfremt de findes i de tilgængelige litteraturkilder.

I litteraturen oplyses nogle gange om fordelingskoefficienter baseret på Freundlich isotermer - K_f -værdier, hvor $K_f = C_j/C_w^{1/n}$ (Clausen, Arildskou og Larsen, 2002). Disse værdier indtastes som K_d -værdier, idet $1/n$ ofte er mellem 0,8 og 1,0 og derfor af mindre betydning i forhold til de mange andre datausikkerheder, men forholdet er alligevel noteret i *Bemærkninger*.

Såfremt K_d i litteraturen er bestemt ud fra både sorption og desorption, er den sorptionsbaserede K_d -værdi benyttet. Yderligere er K_d i nogle tilfælde opgivet for både steril og ikke-steril jord. I disse tilfælde anvendes værdien for usteril jord, da dette forhold er nærmest virkeligheden.

K_d -værdier er knyttet til en bestemt jordtype. I udenlandske referencer er jordtyperne angivet som f.eks. *sand loam*, *sandy clay loam*, *loamy sand* og *silt loam*. I databasen er jordtypen ikke forsøgt oversat, men angivet som beskrevet i referencen. I afsnit 3.7.11 er sammensætning (tekstur) for disse jordtyper beskrevet.

3.6.9 Pka

I tilfælde, hvor et stof har flere pKa-værdier (flere syregrupper eller lignende), opgives den værdi, der er tættest på den naturlige pH omkring 6,5-7,0 i grundvand. De øvrige værdier noteres under *Bemærkninger*. Dissocierer stoffet ikke, findes der ingen pKa-værdi, og feltet står tomt. pKa er dimensionsløs.

3.6.10 Diffusionskoefficient i vand

Der er kun fundet diffusionskoefficienter for nogle få stoffer. Parameter anvendes ikke i risikovurderingsværktøj og der er derfor ikke foretaget yderligere litteratursøgninger efter disse parametre. Enhed er m²/s.

3.6.11 Halveringstid, DT₅₀

Stoffets halveringstid, DT₅₀, er den tid i dage, der medgår til at et stof er nedbrudt til 50% af den oprindelige mængde. Jordtypen angives i databasen og om det er laboratorie- eller feltforsøg samt om der er tale om aerobe eller anaerobe forhold. Såfremt der findes flere værdier for halveringstider, noteres primært værdier for europæiske forsøg.

Halveringstider anvendes i beregning af såvel den vertikale transport i den umættede zone som den horisontale transport i grundvandet, jf. kapitel 8 og 9. Derfor er der i databasen som minimum angivet bedste bud for halveringstider, DT₅₀ for det øverste jordlag under aerobe forhold. Disse bedste bud angives som følger:

Aerobe forhold i den umættede zone (top jord)

- ja, oxiderende (aerobe forhold)
- ja, muld

Desuden for grundvand angives bedste bud under både aerobe og anaerobe forhold som følger:

Aerobe forhold i grundvand

- ja, oxiderende (aerobe forhold)
- ja vand

Anaerobe forhold i grundvand

- ja, reducerende (anaerobe forhold)
- ja vand

De bedste bud for halveringstider er illustrerede i tabel 3.1.

TABEL 3.1: SKÆRMBILLEDE VISENDE DE BEDSTE BUD FOR HALVERINGSTIDER FOR 2,4-D.

Generelle oplysninger					
Stofnavn	2,4-D				
CAS Kode	94-75-7	STANDAT kode	9943		
Systematisk navn	(2,4-dichlorophenoxy) acetic acid				
Molekylformel	C₈H₆Cl₂O₃				
Strukturformel					
Metabolitter Download -> Detaljer Stofliste					
Oversigt, Halveringstid					
	Værdi dage	Overordnet	Redoxmiljø	Bedste bud	
				Medium	Kulstof
1	2	Nej	Nej	Nej	Nej
2	59	Nej	Nej	Nej	Nej
3	4,6	Nej	Nej	Nej	Nej
4	17,2	Nej	Nej	Nej	Nej
5	6,2	Nej	Nej	Nej	Nej
6	41	Nej	Nej	Nej	Nej
7	333	Nej	Nej	Nej	Nej
8	7	Nej	Nej	Nej	Nej
9	6,4	Nej	Nej	Nej	Nej
10	8,3	Nej	Nej	Nej	Nej
11	29	Nej	Nej	Nej	Nej
12	831	Nej	Nej	Nej	Nej
13	1907	Nej	Nej	Nej	Nej
14	969	Nej	Nej	Nej	Nej
15	982	Nej	Ja, reducerende	Ja, vand	Nej
16	187	Nej	Nej	Nej	Nej
17	10,9	Nej	Ja, oxiderende	Ja, muld	Nej
18	15	Nej	Ja, oxiderende	Ja, vand	Nej

Halveringstiden kan dog ikke beregnes, og såfremt dataene ikke findes i litteraturen, må de vurderes ud fra lignende stofgrupper, jf. tabel 3.3. Datakvaliteten angives i disse tilfælde som usikker, og den sammenlignelige stofgruppe noteres i *Bemærkninger*.

Halveringstider i jorden under aerobe forhold kan for næsten alle pesticider findes i forbindelse med godkendelsesprocedurer for Bekæmpelsesmidler. Nedbrydning skal undersøges i mindst 3 - 4 forskellige jordtyper under laboratorieforhold, og kun såfremt halveringstiden under disse forhold er over 60 døgn ved 20°C eller over 90 døgn ved 10°C, skal der udføres feltforsøg (EU, 2000). Typisk findes stor spredning i de mange litteraturværdier for halveringstider for et stof i jorden, da disse data stammer fra såvel markforsøg som laboratorieforsøg under forskellige forsøgsbetingelser (Lindhart, 2000). De fleste halveringstider i jord er dog målt under aerobe forhold, medmindre forsøg er udført i lerjord, hvor der er risiko for vandmætning og anaerobe forhold.

Halveringstider beskriver ofte alene den primære nedbrydning, dvs. at stoffet omdannes til andre stoffer (nedbrydningsprodukter), men kan også være baseret på mineraliseringsforsøg med C-14 mærkede stoffer. De fleste forsøg er udført ved temperaturer fra 10 - 25°C - laboratorieforsøg typisk ved 25°C (Lindhardt et al., 2000). Det er tidligere antaget (Styczen et al., 2004), at halveringstider fordobles ved et fald i temperaturer på 10°C. I databasen er der ikke foretaget omregning i forhold til temperatur, og temperaturen for den målte værdi er angivet under målebetingelser.

Imidlertid er stoffernes skæbne i vand og grundvand kun sjældent undersøgt. I grundvandsmiljøet er der væsentlig mindre organisk stof, færre mikroorganismer og mindre mikrobiel aktivitet (Styczen, Petersen og Sørensen, 2004). I litteraturen findes værdier for biologisk nedbrydning i vand og vand-sedimentsystemer, hvor der ofte kan være tale om aerobe forhold (i relation til overfladerecipienter). Generelt vil en halveringstid målt på jord-vand “whole system” være højere end en halveringstid målt i “vandfasen”, og såfremt det er muligt vælges “whole-system” værdier ved angivelse af bedste bud for halveringstider. Såfremt der ikke findes en halveringstid i grundvand kan en halveringstid for andre media, f.eks. jorden, anvendes til vurdering af, om stoffet er let eller svært nedbrydeligt. Desuden findes værdier for hydrolyse (kemisk omdannelse) og såfremt andre oplysninger ikke haves, kan disse data for hydrolyse anvendes til at indikere nedbrydningspotentiale i vand.

I litteraturen findes nogle få studier af nedbrydning i den mættede grundvandszone (som typisk vil være anaerobe). Halveringstiderne under aerobe forhold er for de fleste pesticider væsentligt hurtigere end under anaerobe forhold, dog visse chlorerede pesticider kan nedbrydes under både aerobe og anaerobe forhold (Albrechtsen et al., 2000; Kjærsgaard et al., 1998 og Pedersen, 2000). Desuden nedbrydes visse pesticider som DNOC og Dinoseb sandsynligvis abiotisk (dvs. uden mikrobiologiske agenter) under reducerende forhold (Albrechtsen et al., 2000; Kjærsgaard et al., 1998 og Pedersen, 2000).

Selv om der ifølge feltundersøgelser ikke er dokumenteret nedbrydning i grundvandet, kan der alligevel ske en meget langsom nedbrydning, som ikke opdages inden for forsøgsperioden. Eftersom stofferne kan have opholdstider i grundvandsmagasinerne på op til 30 – 50 år, kan en høj halveringstid på flere årtier alligevel have en betydning, og der er derfor antaget en default-værdi på 10.000 dage for nedbrydning af de ikke-nedbrydelige stoffer i grundvandszonen under anaerobe forhold. Imidlertid nedbrydes forureningen kun i vandfasen, dvs. når den strømmer, og ikke når den sidder påhæftet partikler, jf. afsnit 9.6. Dette betyder, at nedbrydning af stoffer med en halveringstid på 10.000 dage (27 år) foregår så langsomt, at det vil være ubetydeligt i de fleste oplande.

I litteraturen er nedbrydning af pesticider i jorden klassificeret i fire grupper (Albrechtsen et al., 2000), jf. tabel 3.2.

TABEL 3.2: TIDLIGERE ANVENDT KLASIFICERING AF HALVERINGSTIDER I JORD (ALBRECHTSEN ET AL., 2000).

Klassificering	Halveringstid DT_{50} , (døgn)
	Jord
Hurtigt nedbrydeligt	<20
Moderat nedbrydeligt	20-60
Langsomt nedbrydeligt	60-180
Stort set ikke nedbrydeligt	>180

Såfremt der ikke findes data om halveringstider i vand eller stoffet angives som ikke-nedbrydeligt, indsættes der i pesticiddatabasen en default-værdi for halveringstiden i grundvand under anaerobe forhold i henhold til lignende

stofgrupper, opdelt i let, mellem eller svært nedbrydelige stoffer, som fremgår af tabel 3.3.

TABEL 3.3: FORSLAG TIL DEFAULT-VÆRDIER FOR HALVERINGSTIDER.

Default-værdier for halveringstider, DT ₅₀				
Klassificering af nedbrydelighed:	Stofgruppe	Muldjord	Vand	Vand
		Oxiderende	Oxiderende	Reducerende
Hurtigt nedbrydeligt	Phenoxysyrer, (MCPA, MCPP, 2,4-D) Glyphosat	<20	50	500
Moderat nedbrydeligt	Phenylureaherbicider (isoproturen, linuron, Dduron), Bentazon, Triazinoner (metamitron)	<50	250	2.500
Langsomt nedbrydeligt	Triaziner (atrazin, simazin, terbuthylazin) Triazinoner (Diazinon, metribuzin) Propiconazol Carbanilater (phenmedipham) Sulfonylureaherbicider (metsulfuron, Ttiazinamin)	<200	1.000	10.000
Stort set ikke nedbrydeligt	BAM Conazoler (propiconazol)	>200	10.000	10.000

Fremgår det af kilderne, at stoffet ikke nedbrydes under de pågældende forhold (redox og medie angives), angives værdien 10.000 dage, svarende til 27 år. Denne høje værdi skal indikere ingen eller minimal nedbrydning.

3.7 MÅLEBETINGELSER

For hver værdi angives følgende oplysninger.

3.7.1 Bedste bud

For hver værdi kan der tilknyttes en eller flere attributter som Bedste bud. Disse anvendes blandt andet til at sortere, hvilke værdier, der skal anvendes i risikovurderingsværktøjet. Såfremt en værdi ikke er valgt som bedste bud angives “nej”.

Der er defineret de fire følgende typer af bedste bud:

Overordnet Bedste bud

Et *Overordnet Bedste bud* angives for parametrene molvægt, massefylde, opløselighed, damptryk, Henrys konstant, K_{ow}, diffusionskoefficient og pKa. Udvalgelse af et overordnet bedste bud foretages ud fra en vurdering af referencens kvalitet, værdiens størrelse, temperatur, pH samt andre relevante oplysninger om måleværdierne.

Er ingen målebetingelser umiddelbart afgørende for valg af *Overordnet Bedste bud*, vælges en værdi med den bedste reference (helst EU-monograf) eller en værdi, der ligger tæt på en median- eller gennemsnitsværdi. Hvis der i litteraturen er angivet en gennemsnitsværdi (“mean”), bruges denne som bedste bud. Såfremt der er oplyst en range, f.eks. 5 – 156, vælges en værdi som ligger midt imellem de to yderpunkter – 80,5.

Bedste bud for redoxmiljø, medium og kulstof

For parametrene K_{oc} , K_d og halveringstid er værdien afhængig af målebetingelserne, og der er derfor angivet et bedste bud for forudbestemte scenarier, f.eks. muldjord, sandjord, lerjord og kalk, aerobe eller anaerobe forhold. Der er følgende muligheder for valg af bedste bud jf. tabel 3.4.

TABEL 3.4: MULIGT VALG AF BETINGELSER FOR *BEDSTE BUD*.

Redoxmiljø	Medium	Kulstof
Ja, oxiderende	Ja, vand	Ja, <0,001
Ja, reducerende	Ja, sand	Ja, 0,001-0,01
Nej	Ja, ler	Ja, >0,01
	Ja, kalk	Nej
	Ja, muld	
	Nej	

K_{oc}

For K_{oc} er der som minimum angivet et bedste bud for muldjord, da denne værdi anvendes til at beregne K_d for den vertikale transport i forhold til bestemte jordlag med forskellige indhold af organisk kulstof, jf. kapitel 8. De bedste bud for K_{oc} -værdi for muldjord er vist for 2,4-D i tabel 3.5 som værdi nr. 20 ud af 21 værdier.

TABEL 3.5: BEDSTE BUD FOR K_{oc} I TOPJORD FOR 2,4-D.

Generelle oplysninger						
Stofnavn	2,4-D					
CAS Kode	94-75-7	STANDAT kode	9943			
Systematisk navn	(2,4-dichlorophenoxy) acetic acid					
Molekylformel	C₈H₆Cl₂O₃					
Strukturformel						
Metabolitter Download -> Detaljer Stofliste						
Oversigt, K_{oc}						
	Værdi ml/g	Overordnet	Redoxmiljø	Bedste bud		
				Medium	Kulstof	
1	5	Nej	Nej	Nej	Nej	
2	212	Nej	Nej	Nej	Nej	
3	60	Nej	Nej	Nej	Nej	
4	188	Nej	Nej	Nej	Nej	
5	275	Nej	Nej	Nej	Nej	
6	876	Nej	Nej	Nej	Nej	
7	78,5	Nej	Nej	Nej	Nej	
8	0,145	Nej	Nej	Nej	Nej	
9	34	Nej	Nej	Nej	Nej	
10	79	Nej	Nej	Nej	Nej	
11	8,7	Nej	Nej	Nej	Nej	
12	21	Nej	Nej	Nej	Nej	
13	53	Nej	Nej	Nej	Nej	
14	800	Nej	Nej	Nej	Nej	
15	21	Nej	Nej	Nej	Nej	
16	15,38	Nej	Nej	Nej	Nej	
17	6,43	Nej	Nej	Nej	Nej	
18	5,79	Nej	Nej	Nej	Nej	
19	195	Nej	Nej	Nej	Nej	
20	17	Nej	Nej	Ja, muld	Nej	

K_d

For K_d er der som minimum angivet et bedste bud for sand og kalk, da disse værdier anvendes til at beregne transporttider i grundvandsmagasinet. Det antages, at grundvandsmagasinet er et sand- eller kalkmagasin med et indhold af organisk kulstof på mindre end 0,01% (dvs. f_{oc} , den relative fraktion af organisk kulstof i jorden er mindre end 0,0001). Som bedste bud på K_d for kalk og sand omregnes en K_d fra K_{oc} i forhold til en f_{oc} på 0,0001, jf. tabel 3.6 og 3.8.

TABEL 3.6: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE BEDSTE BUD FOR K_d I GRUNDVANDSMAGASINET FOR 2,4-D.

Generelle oplysninger						
Stofnavn	2,4-D					
CAS Kode	94-75-7	STANDAT kode	9943			
Systematisk navn	(2,4-dichlorophenoxy) acetic acid					
Molekylformel	C₈H₆Cl₂O₃					
Strukturformel						
Metabolitter Download -> Detalier Stofliste						
Oversigt, k_d						
	Værdi	Bedste bud				
	ml/g	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof	
4	0,769	Nej	Nej	Nej	Nej	
5	1,89	Nej	Nej	Nej	Nej	
6	0,07	Nej	Nej	Nej	Nej	
7	0,07	Nej	Nej	Nej	Nej	
8	1,1	Nej	Nej	Nej	Nej	
9	0,09	Nej	Nej	Nej	Nej	
10	1,3	Nej	Nej	Nej	Nej	
11	0,05	Nej	Nej	Nej	Nej	
12	24	Nej	Nej	Nej	Nej	
13	0,82	Nej	Nej	Nej	Nej	
14	0,0045	Nej	Nej	Nej	Nej	
15	0,18	Nej	Nej	Nej	Nej	
16	0,22	Nej	Nej	Nej	Nej	
17	9,44	Nej	Nej	Nej	Nej	
18	0,22	Nej	Nej	Nej	Nej	
19	0,15	Nej	Nej	Nej	Nej	
20	0,0876	Nej	Nej	Ja, kalk	Nej	
21	0,0876	Nej	Nej	Ja, sand	Nej	
22	0,11	Nej	Nej	Nej	Nej	
23	0	Nej	Nej	Nej	Nej	

Halveringstid

I databasen foreligger der som minimum et bedste bud for halveringstider for muldjord under oxiderende forhold samt for grundvand under både oxiderede og reducerede forhold.

Af nedenstående tabel fremgår det, for hvilke parametre/forhold der altid er angivet bedste bud-værdier, jf. tabel 3.7.

TABEL 3.7: PÅKRÆVEDE BEDSTE BUD FOR DEN VERTIKALE OG HORIZONTAL TRANSPORT I RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET.

	De bedste bud					
	K_{oc} (muld)	K_d (sand)	K_d (kalk)	DT_{50} jord	DT_{50} GV	DT_{50} GV
		$f_{oc} < 0,001$ (0,0001)	$f_{oc} < 0,001$ (0,0001)			
				aerobe	aerobe	anaerobe
Vertikal transport	X			X		
Horizontal transport		X	X		X	X

3.7.2 Datakvalitet

Datakvaliteten afgøres ud fra følgende klassificering, jf. tabel 3.8:

TABEL 3.8: KLASIFICERING AF DATAKVALITET.

Datakvalitet	Kvalitetskode
Data af god kvalitet fra hovedkilder jf afsnit 3.2, eller fra originale artikler publiceret i anerkendte tidsskrifter.	God
Data fra andre kilder med kildeangivelse.	OK
Data fra andre kilder uden kildeangivelse eller beregnet.	Usikkert

3.7.3 Beregnet

I databasefeltet “Beregnet” noteres om værdien er beregnet. I tabel 3.9 vises den beregnet værdi for det bedste bud for K_d for 2,4-D i sandjord med en f_{oc} på 0,0001.

TABEL 3.9: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DET BEDSTE BUD FOR K_d I GRUNDVANDSMAGASINET FOR 2,4-D.

The screenshot shows a software interface for pesticide data. The main section is titled 'Beste bud' (Best estimate) and contains the following information:

- Beregnet:** Ja (Calculated: Yes)
- Datakvalitet:** Højere (Data quality: Higher)
- Temperatur:** (Temperature)
- Valstofhold:** 0,0001 (Soil organic matter: 0,0001)
- pH:** (pH)
- Bemærkning:** $K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$, $K_{oc} = 0,75 \text{ ml/g}$
- Reference:** (Reference)

Other visible parameters include: Stoffnavn: 2,4-D; CAS Kode: 94-75-7; STANFAT kode: 9943; Systematisk navn: (2,4-Diklorophenoxy) acetic acid; Molekylformel: $C_8H_6Cl_2O_2$.

3.7.4 Datakvalitet

Datakvaliteten afgøres ud fra følgende klassificering, jf. tabel 3.10:

TABEL 3.10: KLASSIFICERING AF DATAKVALITET.

Datakvalitet	Kvalitetskode
Data af god kvalitet fra hovedkilder jf. afsnit 3.2, eller fra originale artikler publiceret i anerkendte tidsskrifter.	God
Data fra andre kilder med kildeanvisning.	OK
Data fra andre kilder uden kildehenvisning eller beregnet.	Usikkert

3.7.5 Temperatur

Temperaturen (celcius) for forsøgs- eller feltmålinger er opgivet, såfremt den findes i referencen.

3.7.6 Kulstofindhold

Kulstofindholdet i jorden (relevant for K_{oc} - og K_d - værdier) er såfremt den er opgivet i referencen angivet som relativ andel, f_{oc} , f.eks. 0,0005 er lig med 0,05%.

3.7.7 pH

pH for forsøgs- eller feltmålinger er opgivet, såfremt den findes i referencen.

3.7.8 Opdatering

Dato for indtastning/opdatering af data er indsat automatisk under redigering.

3.7.9 Forsøgstype

Oplysninger om forsøgstype er angivet som markforsøg eller laboratorieforsøg.

3.7.10 Redoxforhold

Redoxforhold under forsøget (relevant for halveringstider) er opgivet som oxiderende eller reducerende, såfremt det findes i referencen.

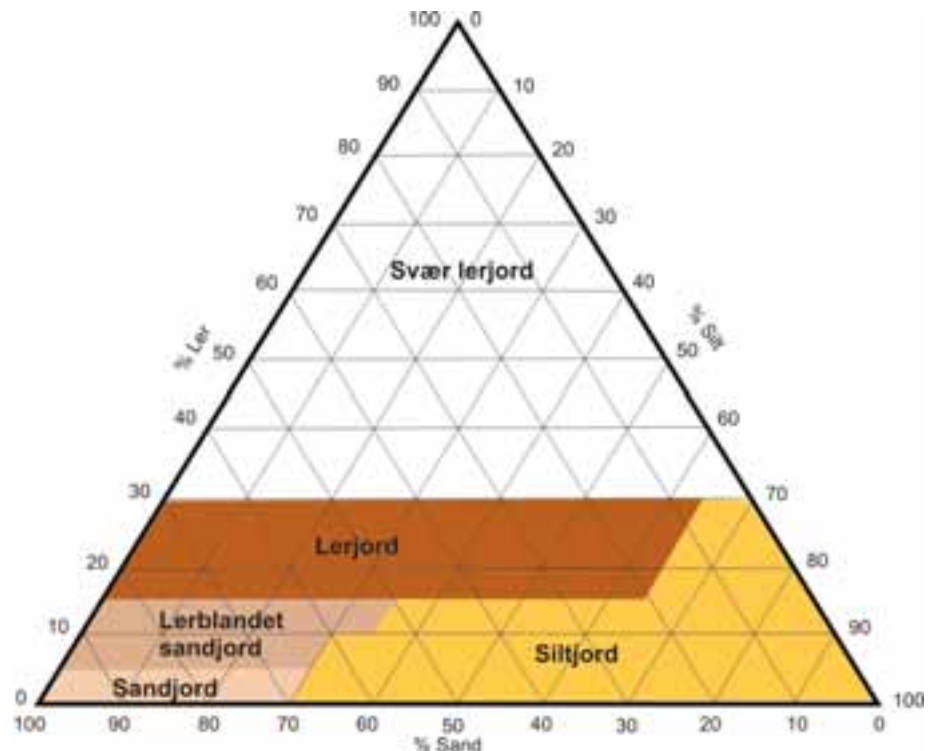
3.7.11 Medium

Medium (jordtype) ved forsøgs- eller feltmålinger er angivet som beskrevet i referencen, da der i mange udenlandske referencer angives en beskrivelse af jordteksturen, som ikke anvendes i Danmark. Dette er illustreret i figur 3.3, hvor der vises et trekantsdiagram for opdeling i jordtypen med angivelse af de engelske betegnelser: *Sand loam*, *sandy clay loam*, *loamy sand* og *silt loam* m.fl. Især betegnelsen “*loamy*” er problematisk at oversætte, idet der ikke findes et tilsvarende begreb på dansk. “*Loamy*” er en jord med god (optimal) tekstur i relation til plantedyrkning (passende forhold mellem ler, silt og sand).



FIGUR 3.3: DIAGRAM VISENDE EKSEMPLER PÅ ENGLSKE BETEGNELSER FOR JORDTEKSTURER OG DERES KLASIFICERING.

I den danske litteratur klassificeres jordens tekstur ofte i henhold til de 12 jordbundsnumre, JB-nr., fra Den Danske Jordklassificering, som er baseret på en opdeling i fraktioner af ler, silt, sand og et humusindhold mindre end 10%. Humusjord er jord med et humusindhold på mere end 10%. En grov dansk inddeling i ler, lerblandet sandjord, siltjord og sand er illustreret i figur 3.4.



FIGUR 3.4: DIAGRAM VISENDE OFTE ANVENDTE DANSKE BETEGNELSER FOR JORDTEKSTURER OG DERES KLASIFICERING (SKOV- OG NATURSTYRELSEN, 2006).

Der skal understreges, at der i både den udenlandske og danske litteratur findes andre betegnelser og klassificeringer for jordens tekstur.

3.7.12 Land

Land, hvori forsøget er foretaget, f.eks. i tabel 3.11 kan man aflæse at laboratorieforsøg er udført i Danmark.

TABEL 3.11: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE MÅLBETINGELSE FOR EN K_D - VÆRDI OG HVORAF DET FREMGÅR, AT FORSØGET ER UDFØRT I DANMARK.

Stofnavn		Generelle oplysninger			
Vælg et stof 2,4-D		Stofnavn	2,4-D		
Søg andre stoffer: Målestatikbasen Målestofbasen		CAS Kode	94-75-7	STANDAT Kode 9948	
Forsøget er udført i Danmark		Systematisk navn (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid			
		Molekylformel	$C_8H_6Cl_2O_2$		
		Strukturformel			
		Molekylstruktur	Rundtredet	Deltet	Stiftet
Fysiske egenskaber		Målebetingelser, 10°C			
Overvej	Detaljer	Bedste jord	Overvej	Radionuclid	Medium
Molekyl	Detaljer	Nej	Nej	Nej	Væstet
Molekyl	Detaljer	Beregnet	Nej	Opfølgning	
Opfølgning	Detaljer	Denitrificeret	God	Forsøgstype	
Damptryk	Detaljer	Temperatur	18	Fase	
Henry's konstant	Detaljer	Koldehold	0,0002	Medium	
K_{ow}	Detaljer	pH	6,4	Land	
K_{oc}	Detaljer	Bemærkninger			
K_{oc} (koefficient) i vand	Detaljer	Søjlaforsøg			
K_{oc}	Detaljer	Reference			
Molekylstruktur	Detaljer	Tusan, H., Tuchen, F. L., Riggs, F., Albrechtman, H.J., og Bjerg, P. L. 2000. Fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. Chemosphere, Vol. 41, pp. 1405-1414			

3.7.13 Bemærkninger

Her noteres alle relevante kommentarer til dataene samt baggrund for valget af bedste bud.

3.7.14 Reference

Med mindre værdien er skønnet eller beregnet er der for hver værdi angivet en reference. Såfremt en værdi er skønnet eller beregnet er dette noteret i *bemærkninger* og datakvalitet er angivet som usikker.

4 Opslag i pesticiddatabase

4.1 BAGGRUND OG INDHOLD

Pesticiddatabasen er et af flere delelementer, der tilsammen skal udgøre et overordnet værktøj til risikovurdering og prioritering af pesticidpunktkilder. Et af delelementerne omhandler pesticiderne, herunder deres generelle og fysisk-kemiske data - pesticiddatabasen. De andre elementer i risikovurderingsværktøjet er beskrevet i kapitel 6-11.

Dette kapitel omhandler udelukkende en kort beskrivelse af anvendelsen af Pesticiddatabasen. I bilag C findes en detaljeret brugermanual for almindelig brug af pesticiddatabasen, mens der i bilag H findes en manual, der beskriver, hvordan redigering og udvidelse af databasen med flere oplysninger om eksisterende og nye stoffer kan udføres.

4.2 ADGANG

Pesticiddatabasen åbnes via et weblink hos Videncenter for Jordforurening www.pesticiddata.dk. Pesticiddatabasens startside er vist i figur 4.1.



FIGUR 4.1: OPSTARTSSIDEN PÅ WWW.PESTICIDDATA.DK.

4.3 LOG IND

Ved brug af databasen skal man af hensyn til sikkerheden bruge en fælles standard [log ind](#).

Ved at klikke på [log ind](#) til højre på forsiden åbnes et vindue til indtastning af *Bruger* og *Password*. Disse indtastes og der trykkes [log in](#). Hermed gives der efter en kort ventetid adgang til databasen. Vælges [Fortryd](#), returneres til databasens forside.



FIGUR 4.2: SKÆRMBILLEDE AF WEBSIDEN VISENDE LOG IND BOKS.

For adgang til pesticiddatabasen er både *Bruger* og *Password*: pesticid.

Efter log ind fremkommer værktøjets 4 delelementer: *Pesticiddata*, *Lokalitetsdata*, *Risikovurdering* og *Vejledning*.



FIGUR 4.3: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN EFTER LOG IND VISENDE DE FIRE DELELEMENTER.

Pesticiddatabasen og *Vejledning* er frit tilgængelig for alle brugere, mens de øvrige elementer er forbeholdt udvalgte brugere med særlige adgang til risikovurderingsværktøjet og de fornødne GIS-lag for beregning af transporten i grundvandet samt lokalitetsdatabasen.

Under fanebladet *Vejledning* er det muligt at downloade både brugermanualerne og miljøprojektet (Bay et al., 2006).

Fanebladet *Pesticiddata* vælges, og der fremkommer 2 underfaner, jf. figur 4.4.



FIGUR 4.4: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DE TO UNDERMENUER EFTER VALG AF PESTICIDDATA.

- *Vis Pesticidoplysninger* - Alle data er frit tilgængelige for alle brugere
- *Dataansvar* - Pesticiddatabasen vedligeholdes løbende af Videncenter for Jordforurening.

4.4 TERMINOLOGI

Tekstfelter (knapper) med link til en tilkøbet funktion er angivet med [blå understreget skrift](#).

Overskrifter på faneblade og tekstbokse er angivet med *fed skrift*.

Ved brug af “tabulator tast” på tastaturet kan man navigere fra en tekstboks til den næste. Ved at indtaste det første bogstav af det ønskede ord eller et tal kan man hoppe ned i en rullemenu – ved gentagne tast eller ved at holde et bogstav nede eller brug af pil bevæger man sig ned af listerne.

4.5 VIS PESTICIDOPLYSNINGER

Når fanebladet *Vis pesticidoplysninger* vælges, er alle data i pesticiddatabasen frit tilgængelige for alle brugere.



FIGUR 4.5: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DE UNDERMENUER EFTER VALG AF “VIS PESTICIDDATA”.

Pesticidoplysninger hentes frem ved at vælge et stof, hvorefter der hentes generelle oplysninger, strukturformel, metabolittræer eller detaljerede oplysninger om parametre og målebetingelser for stoffets fysisk-kemiske egenskaber. Yderligere er der mulighed for at linke op til andre databaser fra siden. Endelig kan data eksporteres til en Excel-fil, enten for ét udvalgt stof eller for samtlige stoffer ([Detaljer](#)) eller som en liste over generelle data for samtlige pesticider i databasen ([Stofliste](#)).

Disse funktioner er beskrevet i de følgende afsnit.

4.5.1 Stofvalg og generelle oplysninger

For at søge informationen om et pesticid, vælges stoffet fra en rullemenu til venstre i skærmbilledet. Stoffet kan vælges enten ved at scrolle ned i listen eller ved at indtaste et forbogstav. Når stoffet er valgt, fremkommer generelle oplysninger for stoffet med fed skrift til højre i skærmbilledet, jf. figur 4.6.



FIGUR 4.6: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE GENERELLE OPLYSNINGER OM ET PESTICID.

4.5.2 Strukturformel

En 2-dimensionel strukturformel for stoffet vises ved tryk på knappen [Strukturformel](#).



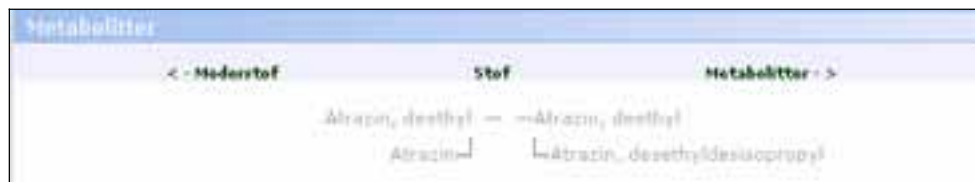
FIGUR 4.7: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE STRUKTURFORMEL OG REFERENCE.

4.5.3 Visning af metabolitter

Hvis stoffet har metabolitter, som findes blandt de 173 stoffer, der på nuværende tidspunkt indgår i databasen, vises nedbrydningsvejen i et metabolittræ, der fremkommer ved tryk på [Metabolitter](#). Diagrammet fremkommer efter en kort ventetid.

Stoffet vises øverst i diagrammet og evt. moderstoffer findes i den underliggende gren til venstre for det valgte stof. Evt. metabolitter findes i den underliggende gren til højre.

Såfremt der findes både moderstoffer og metabolitter i databasen, vises disse ligeledes som vist i figur 4.8.



FIGUR 4.8: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DIAGRAM OVER METABOLITTER OG MODERSTOF.

Disse relationer kan i risikovurderingsværktøjet anvendes til at beregne den videre nedbrydning af metabolitter i grundvandszonen. Disse metabolitter kan kun medregnes i den horisontale transport, såfremt der foreligger oplysninger om deres fordelingskoefficient i sand eller kalk (K_d) samt halveringstid i sand- eller kalkmagasiner (DT_{50}).

4.6 PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER

4.6.1 Parametre og værdier

Ved tryk på den parameter, for hvilken der ønskes oplysninger om, f.eks. [opløselighed](#), fremkommer der til højre i skærmbilledet et skema med en oversigt over værdier for den valgte parameter og deres løbenr.

The screenshot shows the 'Parametre og målebetingelser' section of the pesticide database. A list of parameters is shown on the left, with 'Opløselighed' highlighted in pink. To the right, a table displays the values for this parameter. The table has columns for 'Værdi', 'Overordnet', 'Bedste bud', 'Medium', and 'Solubel'. The values for 'Opløselighed' are 1: 400, 2: 570, and 3: 900.

Værdi	Overordnet	Bedste bud	Medium	Solubel
1: 400	Nej	Nej	Nej	Nej
2: 570	Ja	Nej	Nej	Nej
3: 900	Nej	Nej	Nej	Nej

FIGUR 4.9: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE EN OVERSIGT OVER ALLE VÆRDIER FOR OPLØSELIGHED FOR BENTAZON.

Såfremt man vil tilbage til menuen fra en anden menu, skal man blot trykke på [Parametre og målebetingelser](#). Herved fremkommer skærmbilledet vist i figur 4.9.

4.6.2 Bedste bud

Som en hjælp til brugeren, fremgår det af overskriftskemaet, hvilken værdi der overordnet betragtes som det bedste bud for den pågældende parameter, eller som under bestemte målebetingelser vil være det bedste bud.

I de tilfælde, hvor målebetingelserne svarende til grundvandsmagasinet er entydige (hvilket gør sig gældende for massefylde, opløselighed, damptryk, Henrys konstant, K_{ow} , diffusionskoefficienten og pK_a), foreslår databasen et *Overordnet bedste bud* på en værdi for den pågældende parameter. Dette

fremgår af skemaet ved at der står “Ja” ud for den pågældende værdi i kolonnen *Overordnet*. Ud for de værdier, der ikke betragtes som et bedste bud på en værdi for den pågældende parameter, står således “Nej”. Da de listede værdier hverken afhænger af redoxforhold, jordmedium eller jordens kulstofindhold, er der ligeledes anført et “Nej” i kolonnerne *Redoxmiljø*, *Medium* og *Kulstof*.

Værdi	Bedste bud				
	mg/liter	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof
1	5000	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
2	250000	Ja	(Nej)	(Nej)	(Nej)
3	250000	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
4	774	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
5	980	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)

FIGUR 4.10: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DET BEDSTE BUD FOR OPLØSELIGHEDEN AF MECHLORPROP PÅ 250.000 MG/L - VIST MED ET “JA”.

For parametre, der er mere afhængige af målebetingelserne (hvilket gør sig gældende for K_{oc} , K_d samt halveringstid, DT_{50}), kan der ikke gives et overordnet bedste bud på en værdi, og der vil i disse tilfælde stå “Nej” i kolonnen *Overordnet*.

Afhængig af, under hvilke betingelser den pågældende værdi er målt, vil det af de øvrige tre kolonner: *Redoxmiljø*, *Medium* og *Kulstof* fremgå, om værdien betragtes som et bedste bud under bestemte redoxforhold, medier og kulstofindhold.

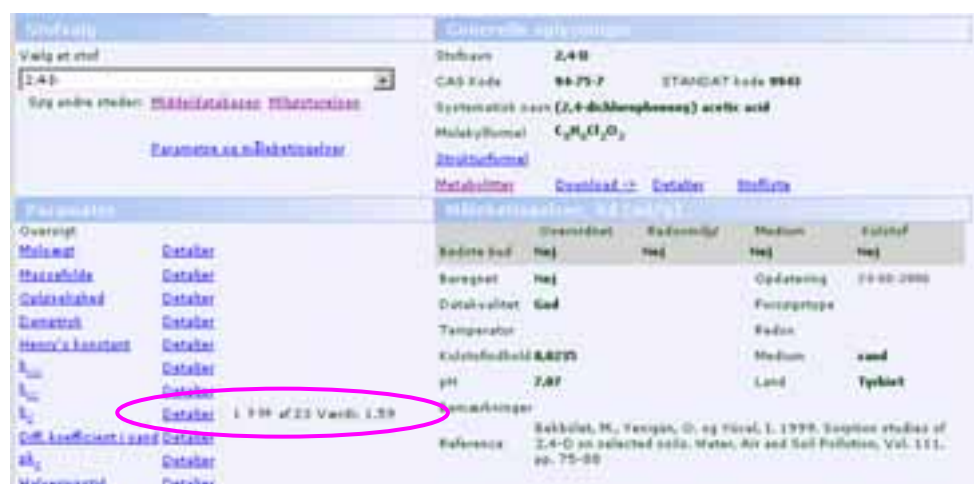
Værdi	Bedste bud				
	mg/liter	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof
1	2	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
2	99	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
3	4,6	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
4	17,2	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
5	6,2	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
6	91	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
7	203	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
8	7	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
9	6,4	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
10	0,3	(Nej)	Ja, redukerende	(Nej)	(Nej)
11	26	(Nej)	Ja, redukerende	(Nej)	(Nej)
12	931	(Nej)	Ja, redukerende	(Nej)	(Nej)
13	1907	(Nej)	Ja, redukerende	(Nej)	(Nej)
14	195	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
15	982	(Nej)	Ja, redukerende	Ja, vand	(Nej)
16	103	(Nej)	(Nej)	(Nej)	(Nej)
17	10,8	(Nej)	Ja, redukerende	Ja, vand	(Nej)
18	18	(Nej)	Ja, redukerende	Ja, vand	(Nej)

FIGUR 4.11: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE DET BEDSTE BUD FOR HALVERINGSTIDEN FOR 2,4-D UNDER FORSKELLIGE REDOX FORHOLD.

Protokol for udvælgelse af bedste bud er beskrevet i afsnit 3.7.1.

4.6.3 Målebetingelser

For at få oplysninger om de målebetingelser, der ligger til grund for de viste værdier, trykkes på [Detaljer](#) ud for den betragtede parameter. Værdien vises til højre for [Detaljer](#). Oplysninger om måleparametre vises i det højre skærbillede. Der kan bladres igennem målebetingelser for de forskellige værdier ved tryk på piletasterne umiddelbart til højre for feltet [Detaljer](#). Vælges dobbeltpilen, fremkommer målebetingelser for værdien med det højeste løbenr., dvs. nederst i oversigtsskemaet.



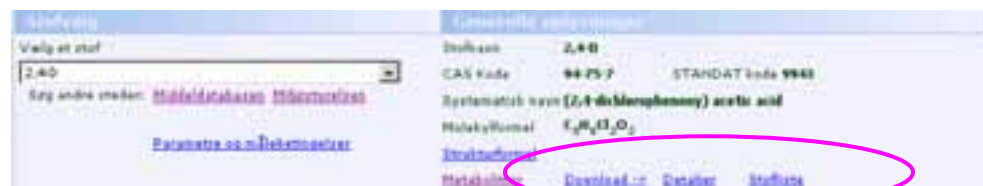
FIGUR 4.12: SKÆRBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE EN VÆRDI PÅ 1,59 ML/G FOR K_{oc} FOR STOFFET 2,4-D MED LØBENR.1 UD AF I ALT 23 VÆRDIER SAMT DETALJER OG MÅLEBETINGELSER FOR DEN ANVISTE VÆRDI PÅ 1,59 ML/G.

Under *Målebetingelser* fremgår det, om værdien er beregnet (*Beregnet*), kvaliteten af en eventuel anvendt reference (*Datakvalitet*) og den forsøgstype, hvorunder værdien er opnået (*Forsøgstype*). Yderligere fremgår *Temperatur*, *Kulstofindhold*, *pH*, dato for indtastning af data (*Opdatering*), *Redox* og *medium* (jordtype, vand, sediment) samt det *Land*, hvori forsøget er foretaget. Disse målebetingelser vil naturligvis helt afhænge af baggrunden for det forsøg, hvorunder værdien er opnået.

Eventuelle bemærkninger til de anførte målebetingelser eller det bedste bud er angivet under *Bemærkninger*. Referencen, hvori værdien er fundet, kan ses under *Reference*. Såfremt referencen kan findes via et internetlink, er dette linket til [referencen](#) og kan åbnes, når der klikkes på linket.

4.6.4 Eksport af data til Excel

Under de generelle oplysninger ses teksten: Export til Excel:



FIGUR 4.13: SKÆRBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE KNAPPEN FOR EKSPORT AF DATA TIL EXCEL.

Såfremt et stof er valgt, vil et klik på [Detaljer](#) betyde, at alle stoffets dataværdier med tilhørende målebetingelser efter en kort ventetid eksporteres til en Excel-fil. Herved er det muligt at gemme eller udskrive alle data og dermed få et overblik over samtlige data for det pågældende pesticid.

Såfremt der ikke er valgt noget stof - valgboks er tom - vil et klik på [Detaljer](#) betyde, at dataværdier inklusive målebetingelser for alle stoffer i databasen efter en længere ventetid (5 - 10 minutter) eksporteres til en Excel-fil.

Såfremt der som vist i figur 4.13 vælges [Stofliste](#), fås en oversigt over generelle oplysninger for samtlige pesticider i databasen som en Excel-fil.

4.6.5 Andre databaser

Bag felterne Middeldatabasen eller Miljøstyrelsen gemmer der sig to internet-links, jf. afsnit 2.4.



FIGUR 4.14: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE LINKS TIL ANDRE DATABASES.

5 Risikovurderingsværktøjet

5.1 FORMÅL

Risikovurderingsværktøjet indeholder værktøjer til brug ved risikovurderinger af punktkilder i forhold til grundvandsforurening på oplandsskala.

Målgruppen for værktøjet er afgrænset til medarbejdere i de nye regioner, statens miljøcentre og rådgivende ingeniører, som beskæftiger sig med prioritering og udførelse af undersøgelser og afværgeforanstaltninger over for pesticidforureninger.

Det overordnede formål har været at udarbejde et værktøj, således at en bruger kan udarbejde troværdige, dynamiske og oplandsbaserede risikovurderinger for indvindingsoplande til vandværker. Det er et krav at risikovurderingen skal kunne gennemføres på én dag med udgangspunkt i eksisterende viden (varierende fra detaljeret viden om nogle lokaliteter til overordnet generelt kendskab til andre lokaliteter). Brugeren skal blot have et generelt kendskab til pesticidpunktkilder og adgang til oplands-GIS-temaer.

5.2 OMFANG OG BEGRÆNSNINGER

Omfang

I risikovurderingsværktøjet findes to hovedmenuer: Lokalitetsdata og risikovurdering. Arbejdet udføres i tre trin, hvor 1. trin består af inddatering af data i lokalitetsdatabasen og 2. og 3. trin består af udførelse af en konkret risikovurdering.

- Trin 1 Oprettelse eller redigering af lokalitetsdata for lokaliteterne i et opland. Der indtastes oplysninger om lokalitetstype og evt. de faktiske fund af forurening på lokaliteten.
- Trin 2 Valg af det opland, for hvilket risikovurderingen ønskes udført, og opsætning af de parametre, der indgår i risikovurdering, herunder kildestyrkerne for lokaliteterne i oplandet. Der er her mulighed for at vælge minimum-, maksimum- eller gennemsnitskoncentrationer og foretage følsomhedsberegninger med forskellige opsætninger. Såfremt kildestyrken skal baseres på en bestemt jordkoncentration eller spild, inddrages et modul for den vertikale transport i den umættede zone. For en række typer af pesticidpunktkilder er der udarbejdet default-værdier, såfremt brugeren ikke har kendskab til kildestyrken. Default-værdierne er baseret på erfaringsopsamling vedrørende pesticidpunktkilder.
- Trin 3 Beregning og grafisk visning af den horisontale transport i et opland. Dannelse af en række rapporter i form af kort og tabeller over pesticidbidrag fra de enkelte kilder til det samlede opland eller de individuelle borer i et opland.

Risikovurderingsværktøjet kan vise det samlede bidrag fra forskellige kilder over en årrække, opdelt på bidrag fra de enkelte pesticider.

Desuden kan værktøjet visualisere stoftransporten fra en lokalitet frem til en indvindingsboring eller oplandsgrænse og dermed støtte planlægningen af eventuelle grundvandsundersøgelser. Flere former for dataudtræk er angivet i brugermanualen i bilag D og illustreret i eksemplet i kapitel 10.

Risikovurderinger kan udføres på grundlag af den enkelte lokalitets målte forureningsdata, som indtastes i lokalitetsdatabasen, men det er også muligt i forbindelse med risikovurderingen at vælge de fastlagte default-værdier for fire lokalitetstyper eller indtaste et bud på stoffer og grundvandskoncentrationer under kilden og beregne den vertikale transport for en jordforurening eller et spild.

Begrænsninger

Det er vigtigt, at risikovurderingsværktøjet alene anvendes til strategiske overvejelser, og at alle vigtige beslutninger underbygges med konkrete undersøgelser og målinger.

I risikovurderingsværktøjet er der foretaget en række valg, som beskrives detaljeret i de følgende kapitler og har følgende konsekvenser:

Risikovurderinger er baseret på adskillige antagelser og skøn vedrørende kildestyrken under lokaliteterne i et opland samt på simple beregninger af transport og omdannelse i grundvandsmagasinet. Hvorvidt en forurening når frem til en vandindvindingsboring, er meget afhængig af potentialebilledet, som sjældent er detaljeret nok til en korrekt fastlæggelse af strømningsretningen i hele indvindingsoplandet. Hvis potentialet således er for groft, er der en risiko for, at risikovurderingsværktøjet vil vise, at forureningen ikke strømmer til indvindingsboringerne, som principielt definerer oplandsgrænsen.

Risikovurderingerne er følsomme over for en række oplandsbestemte parametre, såsom magasintykkelse, grundvandsmagasinet's transmissivitet, redoxforhold, potentialebillede, herunder påvirkninger fra indvindingsboringer og afgrænsningen af det fysiske opland, og desuden af indtastede data vedrørende potentielt pesticidforurenede lokaliteter, de fysiske-kemiske parametre og nedbrydningsdata for pesticiderne i grundvandsmagasiner.

Såfremt disse data er ukorrekte, vil resultatet af risikovurderingen også være behæftet med fejl. Skønt usikkerheder vedrørende transmissiviteten eller nedbrydningshastigheden vil påvirke stoftransporten i alle lokaliteter i et oplande, vil de relative bidrag dog kunne sammenlignes.

Oplandsoplysningerne i de GIS-lag, som anvendes i risikovurderingsværktøjet bør løbende opdateres, jf. bilag F. Desuden forventes det, at der på basis af de indledende risikovurderinger kan foretages en prioritering af indsatsen ved en supplerende dataindsamling.

I lokalitetsdatabasen er brugeren tvunget til at foretage en vurdering af intervallen for forureningskoncentrationer, størrelse af det forurenede areal og anvendelsesperioden for de enkelte pesticider, idet der ikke kan indtastes enkelte måledata, da dette vil kræve at eurf89-koordinater for de enkelte målepunkter også indtastes, samt at programmet kan skelne mellem hotspots

og diffus forurening og beregne gennemsnit og arealet på basis af disse. Ligeledes er anvendelsesperioden betinget af både driftsperioden og pesticidanvendelse. Hjælp til beregning af kildestyrkerne og spild er givet i kapitel 7.

Ved beregning af den vertikale transport til grundvandsmagasinet anvendes pesticidkoncentrationen efter transport igennem kun den øverste meter jord. Den umættede zones indhold af ilt og organisk materiale betyder nemlig, at der her findes det største potentiale for nedbrydning og sorption af pesticider. Den anvendte løsningsmetode tager således ikke hensyn til eventuel nedbrydning/sorption imellem den øverste meter og grundvandsmagasinet, eller den ekstra transporttid, der kan forventes igennem disse jordlag. Den valgte metode udgør således en "worst case" betragtning for transporten af pesticidet fra den øverste meter til grundvandsmagasinet.

Ved de vertikale beregninger anvendes metamodellen af MACRO 5.0, som er baseret på sydsvenske klimadata og for pesticider med halveringstider i den øvre horisont under aerobe forhold mellem 1 – 100 dage og med organisk kulstof-fordelingskoefficienter, K_{oc} mellem 3 – 1.000 ml/g. Teksturdata er varieret imellem intervallet 8 til 94% for sandfraktionen og intervallet 2 til 65% for lerfraktionen. Det organiske indhold for den øvre horisont er varieret imellem intervallet 0,98% til 8,95%.

Beregningerne af forureningsspredningen i grundvandsmagasinet fra en given kilde påbegyndes på det tidspunkt, hvor et pesticid introduceres på lokaliteten over magasinet, og ophører på det tidspunkt, hvor der er kendskab til, at pesticidet ikke længere er anvendt på lokaliteten. Såfremt lokaliteten stadig er i drift eller det vurderes, at der fortsat sker udvaskning af stoffet fra lokaliteten, angives ophørsdatoen i lokalitetsdata som et blankt felt. Der tages ikke hensyn til opholdstiden i dæklagene. Dato for start og ophør af pesticidernes transporttid ved de enkelte kilder i et opland vil typisk være forskellige, da forureningerne er introduceret på forskellige tidspunkter.

Desuden beregnes stoftransport kun for de stoffer, som indtastes som faktiske forureningsstoffer eller som default- eller skønnede forureningsstoffer. Værktøjet beregner ikke stofomsætning til metabolitter under transporten og brugeren skal derfor foretage en manuel indtastning af mængder af både moderstoffet og metabolitterne samt følsomhedsberegning af konsekvenserne. En række metabolitter kan findes i pesticiddatabasen, og der findes fysisk-kemiske og nedbrydningsdata i pesticiddatabasen for de stoffer, som er fundet i det danske grundvand.

5.3 ANVENDELSE AF RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ TIL PRIORITERING

I Danmark udgøres potentielle pesticidpunktkilder typisk af planteskoler, gartnerier, gårdspladser, vaskepladser, maskinstationer, fabrikationsvirksomheder, udsalgssteder, lossepladser, genbrugspladser og modtagestationer mm.

Hvis samtlige disse typer af potentielle pesticidpunktkilder skal undersøges, vil undersøgelsesposten være betydelig, og i praksis ikke økonomisk gennemførlig. Risikovurderingsværktøjet vil her kunne anvendes til at

udarbejde en gennemførlig strategi for forureningsundersøgelser af potentielle kildepladser.

For at kunne foretage en prioritering af forureningskilderne er det nødvendigt indledningsvist at kortlægge, hvilke af kilderne, der påvirker, eller potentielt vil kunne påvirke områdets vandindvinding, samt beregne, hvor stort et bidrag de forskellige kilder yder til en evt. forureningskoncentration i indvindingsvandet.

Overordnet kan prioriteringen foretages specifikt i forhold til overholdelse af grænseværdien i en indvindingsboring. Eller den kan foretages i forhold til en generel grundvandstrussel. De to metoder er beskrevet nedenfor.

Grænseværdiprioritering

Udgangspunktet er, at det skal sikres, at drikkevandet overholder vandkvalitetskravene. Dette gøres ikke nødvendigvis ved at undersøge og afværge den forureningskilde, som potentielt er størst og dermed dyrest at afværge. Det kan tænkes, at oprensning af en mindre forurening er tilstrækkeligt til at få den samlede koncentration i indvindingen ned under kvalitetskriteriet. Med denne prioriteringsform sikres drikkevandet på den hurtigste og billigste måde.

Risikovurderingsværktøjet tillader, at man kan ændre kildestyrkeopsætninger og fjerne udvalgte kilder, og herefter vurderer om grænseværdierne overholdes.

Prioritering med udgangspunkt i en generel grundvandstrussel

Med denne måde at prioritere på, vil de forureninger, som bidrager, eller potentielt vil bidrage med den største forureningskoncentration i indvindingsvandet, blive prioriteret højest.

Risikovurderingsværktøjet tillader, at man kan se, de enkelte kilders bidrag til belastningen af grundvandsressourcen, samt de tidsmæssige konsekvenser. Et stort bidrag af et let-nedbrydeligt pesticid fra en kilde, hvor pesticid-anvendelsen er ophørt, kan have begrænset betydning for grundvandsressourcen efter kun få år, mens en mindre kilde kan udgøre en længerevarende trussel.

Begge prioriteringsmåder kan gennemføres kvantitativt ved forholdsvis simple beregninger i risikovurderingsmodellen.

Risikovurderingsværktøjet tillader en tilnærmelsesvis beregning af forureningsspredning og -koncentration efter et givent antal år, hvorefter den højst bidragende forureningskilde kan prioriteres højest og således afværges først.

6 Introduktion til brug af risikovurderingsværktøjet

6.1 BAGGRUND OG INDHOLD

Risikovurderingsværktøjet består af to delelementer, lokalitetsdata, og risikovurdering, der sammen med en pesticiddatabase udgør et overordnet værktøj til vurdering og prioritering af pesticidpunktkilder. I bilag D findes en detaljeret brugermanual om brug af risikovurderingsværktøjet.

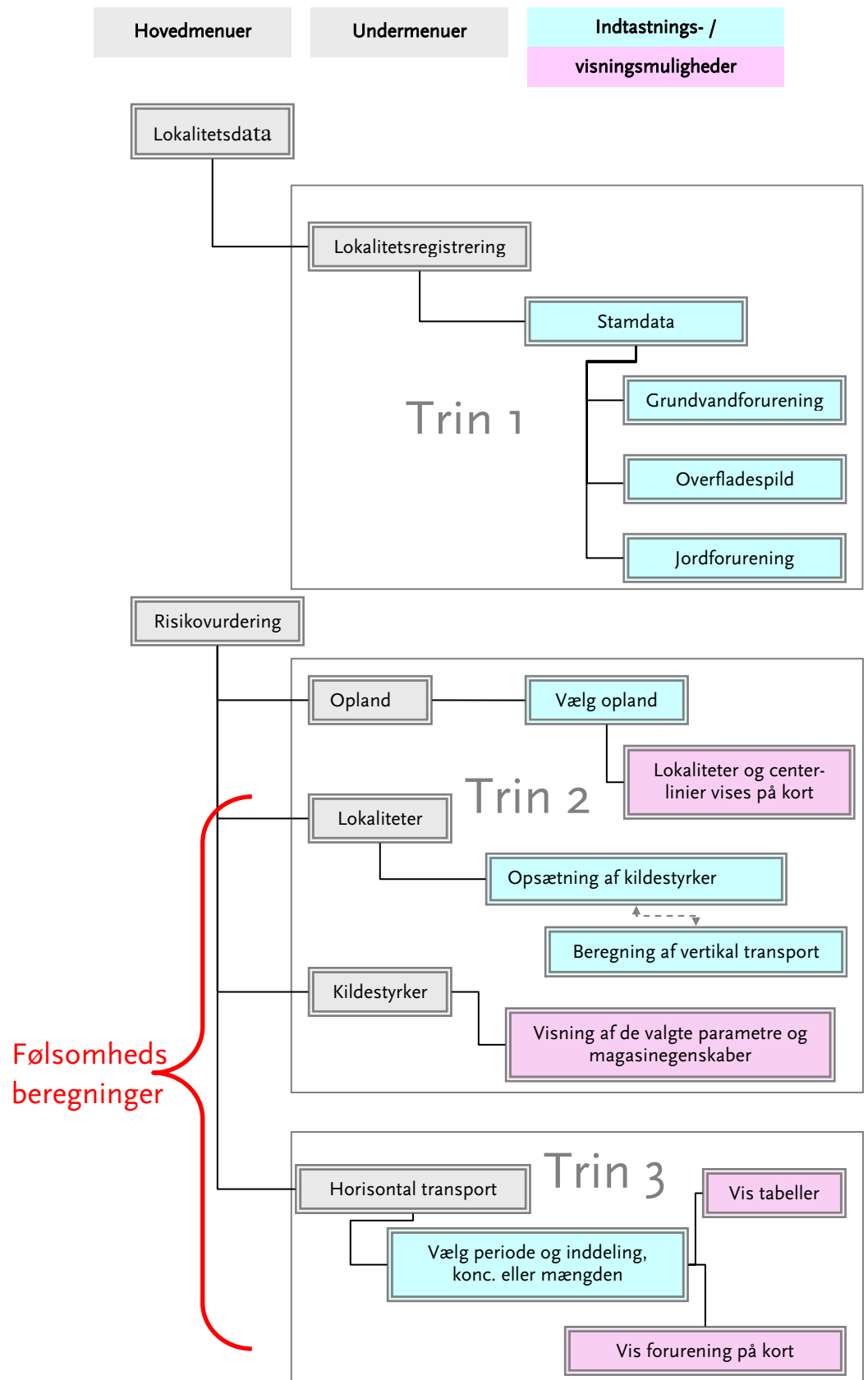
Risikovurderingsværktøjet er oplandsbaseret, dvs. der foretages en vurdering af pesticidtruslen fra potentielle pesticidforurenede lokaliteter i et opland. Risikovurderingsværktøjet er desuden baseret på forureninger fra punktkilder og ikke fra diffus jordforurening eller fladekilder. Data fra pesticiddatabasen indhentes automatisk efter behov i forbindelse med risikovurdering.

Risikovurderingen er baseret på bearbejdede GIS-lag, som typisk ligger i regions regi. Anvendelse af risikovurderingsværktøjet kræver derfor, at man er oprettet som bruger med adgang til de fornødne bearbejdede GIS-lag, som skal være indlagt på web-serveren.

I risikovurderingsværktøjet findes to hovedmenuer; *Lokalitetsdata* og *Risikovurdering*. I figur 6.1 er vist et oversigtsdiagram om brug af risikovurderingsværktøjet. Arbejdet udføres i tre trin, hvoraf 1. trin består af inddatering af data i lokalitetsdatabasen og 2. og 3. trin består af udførelse af en konkret risikovurdering.

Brugeren skal igennem tre hovedtrin:

- | | |
|--------|---|
| Trin 1 | Oprettelse eller redigering af lokaliteter i lokalitetsdatabasen. |
| Trin 2 | Valg af opland, hvori der skal udføres en risikovurdering, og opsætning af risikovurdering, herunder kildestyrkerne for lokaliteterne i oplandet. |
| Trin 3 | Den horisontale transport og visning af resultater på kort og tabeller. |



FIGUR 6.1: OVERSIGTSDIAGRAM FOR RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET.

Under trin 2 er det muligt at gemme eller hente kildestyrkeopsætninger for lokaliteterne, dvs. forskellige forudsætninger for risikovurdering, således at der kan foretages følsomhedsberegninger af konsekvenserne af disse.

Hver bruger får mulighed for at ændre og oprette nye lokaliteter samt at gemme opsætninger og resultaterne for en risikovurdering. Dette betyder, at der alt efter brugerens interesseområde kan foretages en række følsomhedsberegninger under forskellige forhold. I forbindelse med en risikovurdering kan der foretages beregninger af den vertikale transport fra jordoverfladen til grundvandet og af den horisontale transport i grundvandsoplandet. Beregninger af den horisontale transport foretages over tiden, hvorved den fremtidige forureningsflux kan skønnes. Såfremt der mangler detaljerede oplysninger om kildestyrken ved potentielle kilder, er der i risikovurderingsmodul givet forslag til en række default-værdier i forbindelse med opsætning af en risikovurdering. Baggrunden for de forskellige valg, der er truffet i disse beregningsmoduler, er nærmere beskrevet nærmere i kapitel 7, 8 og 9.

6.2 REGISTRERING AF EN LOKALITET

Det første trin i den oplandsbaserede risikovurdering er registrering eller indhentning af data for de lokaliteter som befinder sig i oplandet, jf. figur 6.2.

Det er muligt, at udføre risikovurderingen med forskellige niveauer af viden:

- Overordnet viden om en lokalitet
- Kendskab til processer, som har medført forurening.
- Kendskab til faktiske spild
- Faktiske målinger af forurening

Som minimum skal der foreligge stamdata om lokalitetsnavn, adresse og koordinater samt hvilke type kilder, der kan være tale om.

FIGUR 6.2: SKÆRMBILLEDE VISENDE INDTASTNINGSMULIGHEDER FOR LOKALITETSSTAMDATA OG SPECIFIKATION AF AKTIVITETER FOR EN LANDBRUGSBEDRIFT. NEDERST I SKÆRMBILLEDET VISES DATO, TID OG BRUGERNAVN PÅ DEN BRUGER, SOM HAR FORETAGET DEN SIDSTE OPDATERING.

Der kan vælges mellem fire standarddefault lokalitetstyper ved oprettelse af en lokalitet.

- Landsbrugsbedrifter (gårdspladser og vaskepladser)
- Gartnerier og planteskoler
- Lossepladser/fyldpladser
- Opfyldte mergelgrave eller vandhuller

For disse fire default-lokaliteter er der udarbejdet default-værdier for kildestyrken i grundvand, som kan anvendes i risikovurderingsværktøjet, såfremt der mangler konkret viden om forureningsforhold: Disse er beskrevet nærmere i kapitel 7.

Lokaliteterne som allerede findes i lokalitetsdatabasen kan findes på et oplandskort under risikovurdering i trin 2.

6.3 OPRETTELSE AF FORURENINGSDATA I LOKALITETSDATABASE

Der kan forekomme et stort antal punktkilder i et opland, og for flere af disse vil der givetvis være et lille forhåndskendskab. Derfor er værktøjet udbygget som tidligere nævnt med default-værdier for en række parametre som kan vælges i forbindelse med opsætning af en risikovurdering jf. afsnit 6.4.

I lokalitetsdatabasen er der mulighed for at oprette tre typer data:

- Grundvandsforurening
- Jordforurening
- Overfladespild

Pesticidnavn vælges fra en rullemenu omfattende alle stoffer i pesticid-databasen. Oplysninger om en konstateret grundvandsforurening, spild eller jordforurening skal beskrives med tre værdier, en minimum-, en gennemsnits- og en maksimumværdi, som repræsenterer forureningen i et givet areal. Dette betyder, at brugeren aktivt skal tage stilling til og vurdere det sandsynlige omfang af forureningen i grundvandet eller jord. Der må ikke blot anvende en enkelt måleværdi.

FIGUR 6.3: SKÆRMBILLEDE VISENDE INDTASTNINGSMULIGHEDER FOR FORURENINGS-KONCENTRATIONER I GRUNDVANDET.

Informationsniveauet for pesticidpunktkilder vil befinde sig på flere forskellige niveauer, eksempelvis:

- Detaljeret viden om forureningsudbredelse i jord og grundvand.
- Detaljeret viden om forureningsudbredelse i jord eller grundvand.

- Detaljeret viden om praksis for håndtering af pesticider og evt. kendskab til spild.
- Kendskab til at der har foregået håndtering af pesticider.
- Viden om at virksomheder, hvor der potentielt har været anvendt pesticider, er beliggende på en given lokalitet.

Såfremt forureningsniveauet i grundvand er kendt kan forureningstransport i grundvandet beregnes direkte. Overflade spild og jordforureninger kan omregnes i risikovurderingsværktøj, jf. kapitel 8 til en grundvands-koncentration under kilden.

Såfremt der mangler konkret viden om forureningsforhold kan der i trin 2 i risikovurderingsværktøjet vælges default- værdier. Der skelnes altså mellem de faktiske data, som indtastes i lokalitetsdatabasen og de default-værdier, som kan vælges i risikovurdering, såfremt der ikke findes andre oplysninger om faktisk forurening. Disse default-værdier er beskrevet i kapitel 7.

Desuden skal der angives en dato for anvendelsesperioden for hvert af de fundne pesticider. Dette er nødvendigt, fordi forbrugsperioderne for pesticider er forskellige, og datoerne anvendes til at beregne, hvornår et pesticid vil nå frem til en indvindingsboring, og hvornår et eventuelt bidrag vil ophøre. Anvendelsesperioden vil dog ofte svare til driftsperioden, men visse pesticider er dog først introduceret fra midten af 70'erne, jf. tabel 7.4. Sluttidspunktet for anvendelsesperioden kan stå blankt, såfremt lokaliteten stadig er i drift eller der vurderes at der forsat ske udvaskning af stoffet fra lokaliteten.

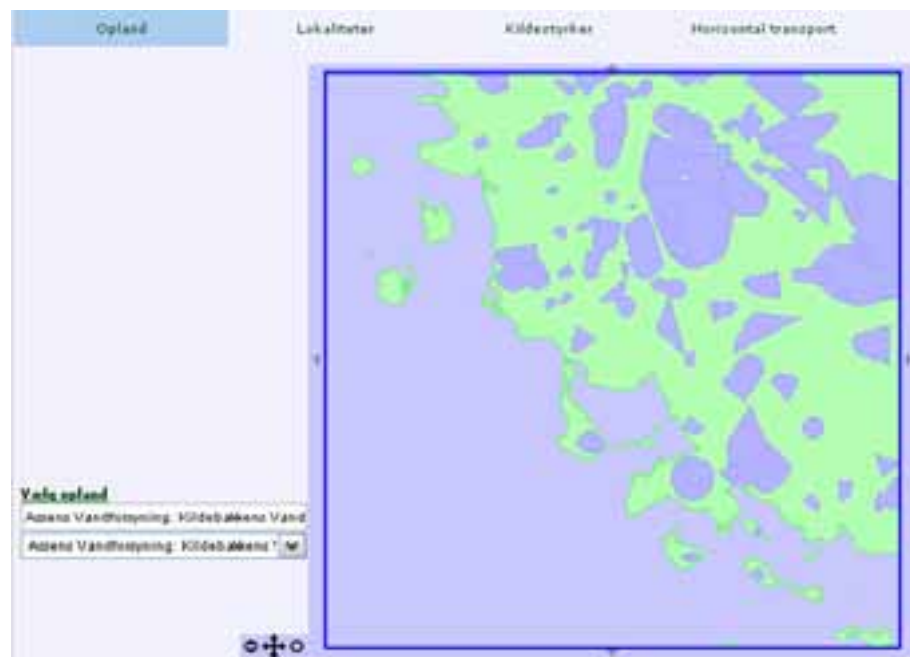
I risikovurderingsværktøjet opretholdes en klar mærkning over hvilke værdityper anvendes i beregninger, f.eks. en grundvandskoncentration, en jordforurening, et spild eller en default værdi samt om der er tale om en minimum-, en gennemsnits- eller en maksimumværdi.

6.4 RISIKOVURDERING – VALG AF OPLAND

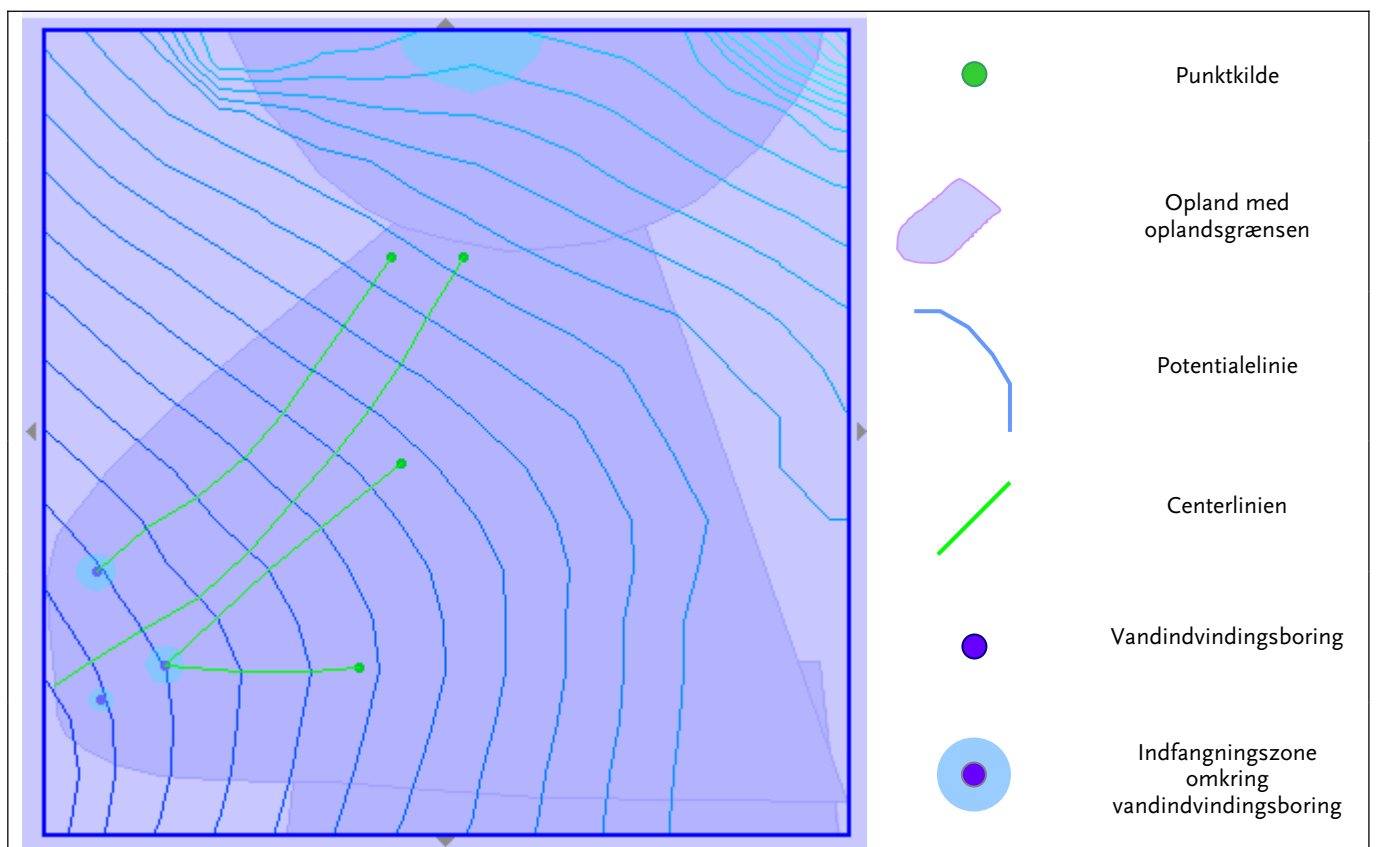
Som første led i en risikovurdering skal der vælges et opland. Herefter skal kildestyrken for hvert pesticid på hver enkelt lokalitet i oplandet defineres. Kildestyrken anvendes til beregning af den tidsmæssige udvikling af den potentielle belastning af både vandressourcen og de individuelle vandværksboringer i oplandet. Den anvendte kildestyrke kan gemmes med navn og dato og herefter redigeres, således at der kan udføres følsomhedsberegninger af ændringer i vilkår, f.eks. ændringer i kildestyrken fra en maksimumværdi til en minimumværdi eller ophør af udsivning af pesticider på en udvalgt dato (oprensning af kilden). Et opland kan vælges ved at klikke på kortet eller ved at vælge et oplandsnavn fra en rullemenu, jf. figur 6.4.

Når opland er valgt, vises lokaliteter og vandværksboringer som henholdsvis grønne og blå punkter på potentialekortet for oplandet, jf. figur 6.5. Grundvandsstrømningsretningen fra lokaliteterne er vist på kortet som de grønne centerlinier. Centerlinen er defineret ved en linie, der som udgangspunkt er vinkelret på potentialelinierne. Den kan imidlertid ikke overskride en oplandsgrænse. Centerlinien afbøjes mod indvindingen, når den rammer en borings indfangningszone (lyse blå omkreds), jf. afsnit 9.2. Inden for indfangningszonen vil retningen svare til den korteste afstand til boringen.

Centerlinier, som ikke rammer en indfangningszone ender ved oplandsgrænsen.

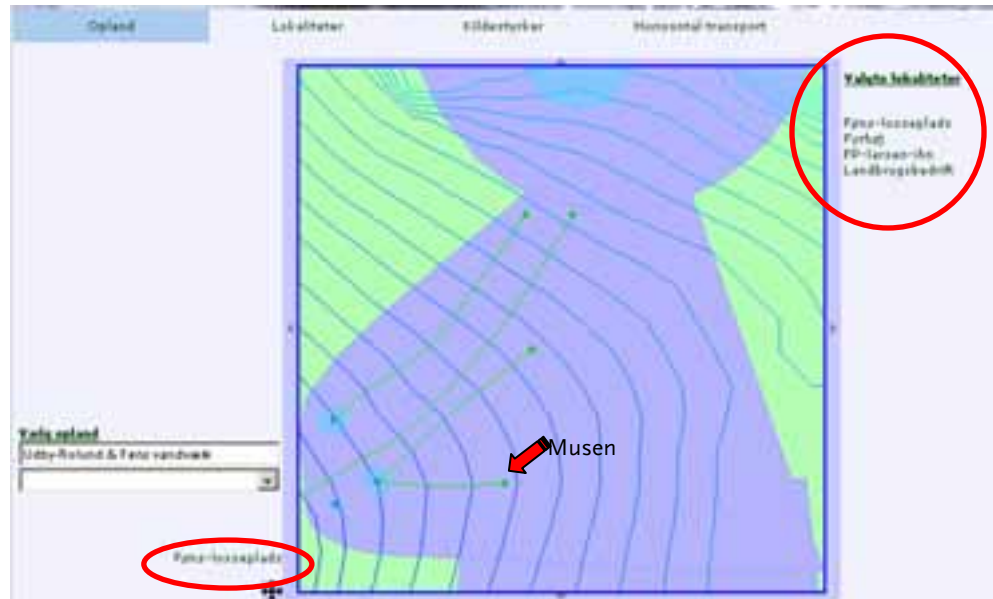


FIGUR 6.4: SKÆRMBILLEDE, SOM VISES, NÅR DER VÆLGES ET OPLAND.



FIGUR 6.5: SKÆRMBILLEDE AF OPLANDSKORT MED SIGNATURFORKLARING.

Til højre for kortet vises en liste over lokaliteterne i oplandet, og når man med musen klikkes på de grønne punkter vises lokalitetsnavn til venstre for kortet, jf. figur 6.6.



FIGUR 6.6: SKÆRMBILLEDE AF OPLAND. VED KLIK PÅ DEN GRØNNE LOKALITET FREMKOMMER LOKALITETSNAVNET TIL VENSTRE FOR KORTET.

6.5 RISIKOVURDERING – OPSÆTNING AF KILDESTYRKER

Når der er valgt et opland kan der under kildestyrken vælges den enkelte lokalitet. I figur 6.7 vises oversigtstabellen over fund af forurening og default-værdier for lokaliteten.

Ved at klikke på en af værdierne, vælges den til kildestyrken, dvs. kolonne i høje side. Værdien vises sammen med oplysninger om hvorvidt der er en grundvandsforurening (GV), et spild (Spild), en jordforurening (Jord) eller en default-værdi (DEF). Desuden vises om det er en minimum-, (min.) gennemsnits- (mid.) eller maksimumværdi (max.) samt arealet af forureningen som ligeledes hentes fra lokalitetsdata, eller et default-areal, såfremt der er valgt en default-værdi. Når alle stoffer og værdier er valgt, kan der indsættes et navn for kildestyrkeopsætningen og sættet gemmes.

Der kan vælges mellem op til 12 forskellige værdier for hvert pesticid, som kan defineres som kildestyrken i en risikovurdering for den pågældende lokalitet. Herved er det muligt forholdsvis hurtigt at udføre følsomhedsvurderinger.

Pesticiddata		Lokalitetsdata		Risikovurdering		Vejledning	
Oplysning		Lokalitet		Kildestyrke		Horizontal transport	
Medtag	ID	Kædet	Nyeste kildestyrkesværdi		Hvornår aktiveret		
<input checked="" type="checkbox"/>	2252	Fenitrothion	101	test-jaf-3	Træer	2006-11-22 16:45:17	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2253	Fyloj	123	test-jaf	Træer	2006-12-04 14:32:27	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2256	FP-lasex-01a	112	test-5	Træer	2006-11-22 16:46:43	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2258	Landbrugsbødt	125	test	Træer	2006-11-22 16:46:43	Slett

Stof	Grundvandsforurening $\mu\text{g/l}$			Spild kg/år			Jordforurening mg/kg TS			Dufugt $\mu\text{g/l}$			Kildestyrke	
	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	$\mu\text{g/l}$	m^2/areal
190 Bentazon	10	500	10000	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20		
204 Atrazin	10	500	1000	10	500	1000	-	-	-	0,00	2,00	5,00		
211 Diquat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,18	10,00	200,00		
212 Hexazinon	-	-	-	-	-	-	10	500	1000	0,00	0,10	0,20		
215 Isoproturon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20		
218 Metolachlor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20		
226 SAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	2,00	10,00		
229 Atrazin, deethyl	10	500	1000	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

FIGUR 6.7: SKÆRMBILLEDE VISENDE DE VÆRDIER, DER KAN VÆLGES SOM KILDESTYRKE FOR LOKALITETEN.

6.6 RISIKOVURDERING - DEN VERTIKALE TRANSPORT I DEN UMÆTTEDE ZONE

Såfremt der vælges en værdi for spild eller jordforurening under opsætning af kildestyrkerne vil der dog fremkomme et vindue, hvor den vertikale transport igennem det øverste jordlag beregnes og omregnes til en grundvands-koncentration, jf. figur 6.8.

Oplysning		Lokalitet		Kildestyrke		Horizontal transport	
Medtag	ID	Kædet	Nyeste kildestyrkesværdi		Hvornår aktiveret		
<input checked="" type="checkbox"/>	2252	Fenitrothion	101	test-jaf-3	Træer	2006-11-22 16:45:17	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2253	Fyloj	123	test-jaf	Træer	2006-12-04 14:32:27	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2256	FP-lasex-01a	112	test-5	Træer	2006-11-22 16:46:43	Slett
<input checked="" type="checkbox"/>	2258	Landbrugsbødt	125	test	Træer	2006-11-22 16:46:43	Slett

Stof	Areal (m^2)	Type	Mængde (mg/kg TS)	K_{oc} (g/m^3)
212 Hexazinon	1200	JORD	10	25
Øvre horisont (0-30cm)		Nedre horisont (30-100cm)		
Sand	Lat	Øk.	Sand	Lat
S3	16	3	S2	21
Klassifikation af jordtype		Beregnet kildestyrke		
Mørskler		1000 kg		
Areal for beregning		Lidte beregning		
Svarfil resultat				

FIGUR 6.8: SKÆRMBILLEDE VISENDE INDTASTNINGSFELTERNE VED DEN VERTIKALE TRANSPORT BEREKNING AF KILDESTYRKE I GRUNDVAND IHT. EN JORDFORURENING.

I kapitel 8 er det vertikale beregningsgrundlag og overvejelser om valg af standardjordtyper beskrevet nærmere.

6.7 RISIKOVURDERING - OVERSICHT OVER DE VALGTE KILDESTYRKER

Efter opsætning af kildestyrker vises alle beregningsparametre i en oversigtstabel, jf. figur 6.9.

Opland		Lokaliteter		Kildestyrker			Horisontal transport			
Kildestyrker				Udby-Rolund & Fens vandværk						
Tmid (m ² /s)	Tmin (m ² /s)	Tmax (m ² /s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)		
0,0010449	0,0000000	0,0020002	Sand	1.5	0.35	Anaerobt	5	251		
ID	Lokalitet	Kildestyrkesætsnr.			Gradient (%)		Centerlinje (m)			
2252	Fens-lokkeplads	101			0,00210095		953,9861			
2253	Fyrhøj	133			0,002642405		1514,568			
2256	FP-larsen-ihh	142			0,003475460		2927,057			
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	Kd (ml/g)	DT50 (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)
190	Bentazon	500	mid.	OV	500	0,0047	10000	1980	2001	62750
204	Abazin	236,4	min	SPILD	1200	7,3	10000	1975	2001	71209,7
212	Hexazinon	5973	mid.	JORD	1200	0,0005	2500	1975	2001	1790069
213	Isoproturon	0,2	max	DEF	2500	0,07	10000	1978	1994	126,6
336	BAM	2	mid.	DEF	2500	0,003	10000	1969	1996	1265
2258	Landbrugsbedrift	139			0,00333569		2123,652			

FIGUR 6.9: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN OVERSIGT OVER DE DATA, DER ER VALGT UNDER LOKALITETSMENUEN OG SOM ANVENDES I BEREGNINGEN AF DEN HORIZONTAL TRANSPORT.

I den øverste linie i figur 6.9 vises de parametre, som indlæses fra oplands-tabellen (med GIS-temaer). Disse parametre er følgende:

Tmid:	Den gennemsnitlige transmissivitet i oplandet, m ² /s (kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen, indtil oplandet genlades)
Tmin:	Den mindste transmissivitet i oplandet, m ² /s
Tmax:	Den største transmissivitet i oplandet, m ² /s
Bjergart:	Sand, grus eller kalk
Massef.:	Massefylde, angives ift. bjergart, g/ml
Porøsitet:	Angives ift. bjergart
Redox:	Anaerobt eller aerobt
Magasin:	Magasintykkelse, m
Infiltr.:	Infiltration i opland, mm

Desuden vises for hver lokalitet kildestyrkesætsnr., grundvandsgradient fra lokaliteten langs centerlinien og afstanden fra lokaliteten til centerliniens slutpunkt, jf. figur 6.9. Centerliniens slutpunkt er således enten centerliniens endepunkt i en indvindingsboring eller skæringspunktet med oplandet. Såfremt der fremkommer en zone uden yderligere fald i potentiale, vil centerlinien slutte i denne zone. Såfremt centerlinien er kortere end afstand mellem potentialelinier kan gradient ikke beregnes.

Endvidere vises i figur 6.9 oversigten fra brugerfladen, hvor der for hver lokalitet og hvert stof vises følgende parametre:

Stof-ID:	Stoffets ID i pesticiddatabasen
Stof:	Stofnavn, jf. pesticiddatabasen
Koncentration:	Grundvandskoncentration ved kilden (µg/l)
Niveau:	Om værdien er en minimum- (min.), gennemsnits- (mid.) eller maksimumværdi (max.)
Forureningstype:	Om beregningen er baseret på grundvandsmålinger (GV), spildmængder (Spild), jordforurening (Jord),

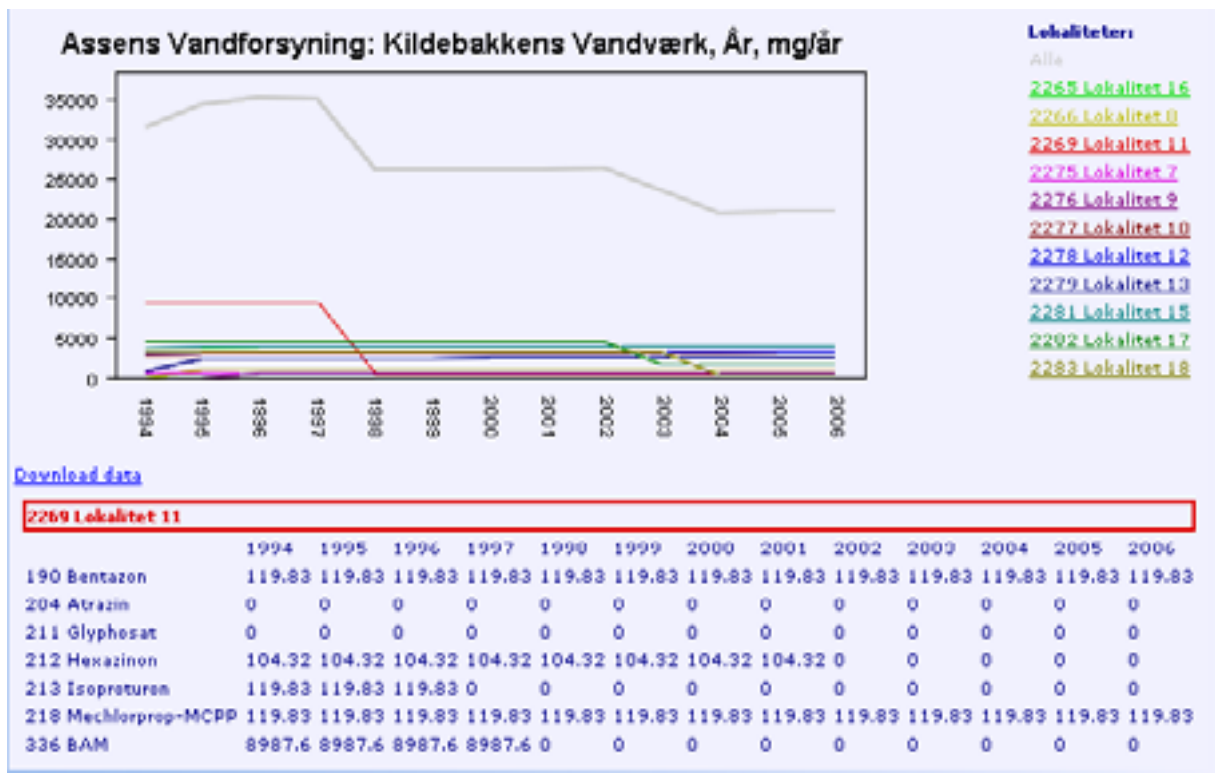
	default-værdier (DEF) eller værdi indsat af bruger (BRUG)
Areal:	Det forurenede areal under kilden, m ²
K _d :	Stoffets K _d for sand eller kalk (hentes fra pesticiddatabasen, men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen)
DT ₅₀ :	Stoffets halveringstid (DT ₅₀) i vand (sand, kalk eller grus) i henhold til redoxforhold (aerobt eller anaerobt) (hentes fra pesticiddatabasen men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen)
Start:	Startår for anvendelse af pesticidet på lokaliteten (hentes fra lokalitetsdatabase, men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen))
Slut:	Slutår for anvendelse af pesticidet på lokaliteten (hentes fra lokalitetsdatabase men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen))
Kildestyrke:	Flux (mængden/år, mg/år) fra lokaliteten

I kapitel 9 er der udført en beskrivelse af parametre og ligninger for beregning af den horisontale transport.

6.8 DEN HORISONTALE TRANSPORT

Forureningsfluxen ved forskellige tidspunkter og afstand fra lokaliteten kan herefter beregnes iht. ligninger i kapitel 10. Forskellige datatabeller og diagrammer og kort kan genereres til at illustrere den horisontale transport. De mange muligheder er præsenteret i brugermanualen i bilag D og er anvendt til at illustrere og forklare et eksempel i kapitel 10.

I figur 6.10 vises den samlede stofmængder ved slutpunkterne for alle centerlinier fra lokaliteterne i oplandet. Den samlede stofmængde vises over en periode fra 1994 - 2006, men alle perioder kan vælges. De individuelle bidrag fra forskellige pesticider på de enkelte lokaliteter vises i tabelform.



FIGUR 6.10: SKÆRMBILLEDE AF DIAGRAM OVER DEN SAMLEDE FLUX (MG/ÅR) VED SLUTPUNKTER I ET OPLAND OPDELT I HENHOLD TIL LOKALITETER SAMT TABELLEN FOR EN ENKELT LOKALITET (LOKALITET 11) OVER DEN ÅRLIGE STOFFLUX I PERIODEN 1994 – 2005.

7 Default-værdier for lokalitetsdata

Det er vigtigt, at risikovurderingsværktøjet kan anvendes til at vurdere trusler mod grundvandet fra potentielle pesticidpunktkilder i et opland. Dette betyder, at en vurdering bør kunne udføres, selv om der mangler konkret viden om de faktiske forhold. I dette kapitel er der opsamlet erfaringer om pesticidpunktkilder fra mange danske rapporter og givet forslag til typiske værdier, der kan forventes fra punktkilder.

Såfremt der ikke findes oplysninger om forureningsforhold på lokaliteten, er det ud fra enkelte oplysninger om driftsperiode, lokalitetstype, aktiviteter m.v. og ved hjælp af risikovurderingsværktøjet muligt at vælge en række default-værdier for de forventelige koncentrationer i grundvandet under en lokalitet. Herudover beskriver dette kapitel typiske fund af pesticider i grundvand samt erfaringer ved spild og deponering.

Brugere vil dermed være i stand til at udføre en oplandsbaseret risikovurdering, uden at der indledningsvis er indsamlet faktuelle data. Dette betyder, at brugeren kan vurdere de potentielle forureningsrisici fra lokaliteten og prioritere behov for indsamling af faktuelle oplysninger.

Default-værdier er udarbejdet ud fra danske erfaringer med pesticidforurenede lokaliteter. For hver type lokalitet er der angivet minimum, gennemsnit (middelværdi) og maksimum, som beskriver en interval af værdier. Endvidere er årsagen til spredningen i værdierne kommenteret.

7.1 VALG AF PESTICIDER

Der er angivet default-værdier for 7 pesticider, som vurderes at være repræsentative modelparametre for pesticidforurenede lokaliteter. De 7 modelstoffer er følgende:

- Phenoxyr (repræsenteret af mechlorprop)
- Triaziner (repræsenteret af atrazin)
- Bentazon
- Isoproturon
- Hexazinon
- 2,6-dichlorbenzamid (BAM - et persistent nedbrydningsprodukt af dichlobenil)
- Glyphosat

7.2 LOKALITETSTYPER

Der er angivet default-værdier for de 4 følgende lokalitetstyper:

- Bedrifter. Denne type af lokaliteter repræsenterer gårdspladser og maskinstationer, hvor der typisk er håndteret store mængder af pesticider.

- Gartnerier og planteskoler. På disse lokaliteter er der håndteret færre pesticider end på bedrifterne, men der er anvendt betydelige mængder af pesticider som dichlobenil og triaziner, der senere har vist sig at udgøre en markant trussel mod grundvandet.
- Losseplads/fyldplads. Der gennem de sidste 20 år har været fokus på disse typer af lokaliteter med hensyn til påvirkning af vandmiljøet, herunder grundvand.
- Opfyldt mergelgrav eller vandhul. Der eksisterer et meget stort antal opfyldte mergelgrave og vandhuller i Danmark.

Der er en række lokalitetstyper, der har været overvejet, men som ikke er tilvalgt:

- Udsalgssteder. Der har været og bliver stadig håndteret betydelige mængder af pesticider, men der er reelt ingen viden omkring eventuelle tab.
- Genbrugs og modtagestationer. Der håndteres pesticider på en række af disse lokaliteter. Der er dog reelt ingen viden omkring forureningsniveauer fra denne type af lokaliteter.
- Sprøjtestationer. Disse lokaliteter optrådte i den tidlige fase af anvendelsen af anden generationspesticider. Der er kun sparsomme oplysninger om forureningsniveauer.
- Produktionssteder. Ved produktionssteder er der typisk voldsomme spild, ofte så voldsomme at det ikke er muligt at kategorisere disse lokaliteter. Endvidere er der kun et fåtal af disse lokaliteter, og disse er typisk allerede i fokus.

Fælles for alle fravalgte lokaliteter er, at de, såfremt der er konstateret en forurening eller der er kendskab til omfanget af spildet, naturligvis kan tilføjes til lokalitetsdatabasen og indgå i risikovurderingen.

7.3 DEFAULT-KONCENTRATIONER

For hver af de fire lokalitetstyper er der udarbejdet default-værdier baseret på et skøn over den forventede grundvandskoncentration under lokaliteten. Det er valgt at angive en minimum-, gennemsnits- og maksimumværdi for en række situationer, hvor der er foregået forskellige aktiviteter, som har betydning for forureningsniveauet.

Ved oprettelse af lokalitetsdata for en bedrift er det derfor muligt at angive baggrundsoplysninger om forskellige aktiviteter, som kan have betydning for forureningsniveauet i grundvandet og for mængder spildt på jordoverfladen.

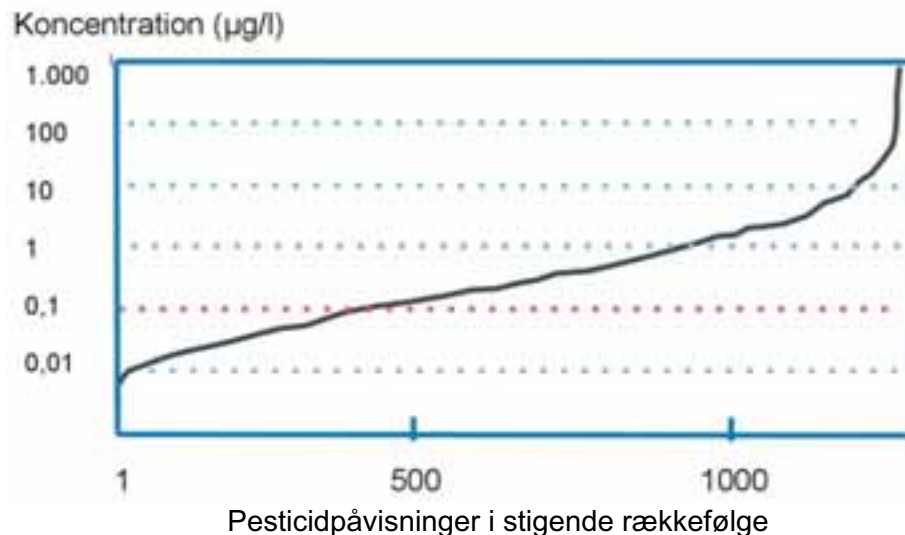
7.4 BEDRIFT (GÅRDSPLADS)/MASKINSTATION

På landbrugsbedrifter er der potentielt dannet punktkilder i forbindelse med en række aktiviteter, hvor der foregår håndtering af pesticider. Endvidere er der på bedrifter potentielt dannet fladekilder som følge af regelret anvendelse (Bay og Birk Hansen, 2001; Bay, 1999; Bay, Petersen og Hansen, 2000; Bay, 2001 og Bay, 2006). Der fokuseres alene på punktkildeproblematikken.

Det er valgt ikke at skelne mellem maskinstationer og bedrifter. Årsagen hertil er, at det med hensyn til sprøjtepraksis ikke er muligt at differentiere mellem de to typer af bedrifter. Dels ses det hyppigt, at en maskinstation ikke forestår sprøjtning, og dels ses det ligeledes, at der fra en bedrift, som ikke betegnes som maskinstation, foregår sprøjtning på flere bedrifter (Bay, 1999).

7.4.1 Koncentrationer i grundvand

Der er af amter og kommuner i Danmark udført en række undersøgelser af pesticider i grundvand, og erfaringer fra 123 af disse undersøgelser er opsummeret i figur 7.1, som er taget fra (Amternes Viden center for Jordforurening, 2002).



FIGUR 7.1: PESTICIDFUND I GRUNDVAND PÅ 123 UNDERSØGTE LOKALITETER (AMTERNES VIDENCENTER FOR JORDFORURENING, 2002).

I figur 7.1 er alle påvisninger af pesticider på de 123 lokaliteter vist i stigende rækkefølge. I 800 ud af de ca. 1200 fund af pesticider i grundvand (dvs. ca. 65% af vandprøverne) er der fundet mindre end 1 µg/l. Over 33 % af fund er mindre end 0,1 µg/l, og kun ca. 5% af fundene er mere end 10 µg/l. Derimod er der enkelte fund over 100 µg/l og op til knapt 1.000 µg/l. Der skal dog tages det forbehold, at figuren viser de enkelte vandprøver og ikke resultater pr. lokalitet. Der er således tale om data fra 123 lokaliteter, og derfor adskillige analyser for hver lokalitet lokaliteter (Amternes Videncenter for Jordforurening, 2002).

I den ovennævnte erfaringsopsamling er der indsamlet data fra lokaliteter, hvor pesticider ikke har været den primære fokus for forureningsundersøgelsen. I tabel 7.1 er der samlet data fra undersøgelser, hvor der har

været fokus på pesticider og punktkilder, og specifikt fra lokaliteter, hvor der er anvendt et større antal undersøgelsesboringer placeret optimalt i forhold til forskellige kilder relateret til håndteringen af pesticider (Bay og Birk Hansen, 2001; Bay, 1999; Bay, 2006 og Holst, 2001). Som det kan ses af tabel 7.1, er der som forventet fundet højere koncentrationer ved de specifikke pesticidundersøgelser.

TABEL 7.1: OBSERVEREDE KONCENTRATIONER I FORSKELLIGE UNDERSØGELSER (BAY OG BIRK HANSEN, 2001; BAY, 1999; BAY, 2006 OG HOLST, 2001).

Koncentration (µg/l)	Lokaliteter med omfattende undersøgelser		Amternes statistik	
	Antal	%	Antal	%
0-5	6	35	1200 ca. 500 < 0,1 µg/l ca. 500 0,1 - 1 µg/l	90
5-10	3	18	80	6
10-100	4	24	50	4
100 – 500	2	12	2	0,2
>500	2	12	2	0,2

Der findes en række potentielle punktkilder på bedrifterne (opbevaringsrum, mellemdeponi, afbrændingsplads mv.). Undersøgelser har dog vist, at den primære trussel mod grundvandet stammer fra håndteringen af pesticider på vaskepladsen (Bay, 2006).

Det er valgt, at opstille default-værdier for grundvandskoncentrationer under landbrugsbedrifter fra 2 forskellige typer af regelmæssige kilder, henholdsvis vaskepladser og renholdelse af gårdsplads (en fladekilde).

I tabel 7.2 er der givet forslag til en række default-værdier, såfremt der ikke foreligger viden om driftsfold på en landbrugsbedrift. Som default-værdier er der defineret tre værdier (en minimum-, en gennemsnits- (middelværdi) og en maksimumværdi), som repræsenterer forventelige grundvandskoncentrationer (kildestyrke) under landbrugsbedrifter.

Imidlertid viser erfaringer fra undersøgelserne, at der er en række historiske faktorer, som er afgørende for, hvilke koncentrationer, der observeres i grundvandet under gårdspladser eller vaskepladser.

I bilag E er der angivet en tabel over de default-værdier, som kan vælges i risikovurderingsværktøjet. Risikovurderingsværktøjet henter de default-værdier, der er relevante for den pågældende lokalitetstype og ud fra de historiske oplysninger, der er angivet under stamdata i lokalitetsdatabasen, f.eks. driftsperiode, størrelse af bedrift, skylletank m.v.

I tabel 7.3 er de historiske faktorer, som har betydning for de differentierede default-værdier i bilag E og for valg af en minimum-, gennemsnits- eller maksimumværdi i risikovurdering, angivet (Bay, 2006).

TABEL 7.2: DEFAULT-VÆRDIER I GRUNDVAND UNDER RENHOLDTE GÅRDSPLADSER OG VASKEPLADSER, SÅFREMT DER IKKE FORELIGGER ANDRE VIDEN OM DRIFTSFOLD. (BAY, 2001 OG BAY, 2006).

Data	Gårdspladser		Vaskepladser		Kommentar
	Koncentration [ug/l]				
Phenoxysyre (mechlorprop)	Minimum	0	Minimum	10	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
	Gennemsnit	2	Gennemsnit	100	
	Maksimum	5	Maksimum	1000	
Triaziner (atrazin)	Minimum	0	Minimum	0	
	Gennemsnit	2	Gennemsnit	5	
	Maksimum	5	Maksimum	20	
Bentazon	Minimum	0	Minimum	3	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
	Gennemsnit	0,5	Gennemsnit	10	
	Maksimum	0,1	Maksimum	50	
Isoproturon	Minimum	0	Minimum	5	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
	Gennemsnit	0,5	Gennemsnit	20	
	Maksimum	1	Maksimum	100	
Hexazinon	Minimum	0	Minimum	5	
	Gennemsnit	0,5	Gennemsnit	20	
	Maksimum	1	Maksimum	100	
Glyphosat	Minimum	0	Minimum	1	Typisk store lokaliteter og især lokaliteter hvor der kan ske kortslutning til grundvandsmagasin eksempelvis via brønd (I dette tilfælde skal vælges lille areal og ikke hele gårdspladsen).
	Gennemsnit	1	Gennemsnit	10	
	Maksimum	100	Maksimum	100	
BAM	Minimum	0,5	Minimum	0	Ikke relevant på vaskepladser
	Gennemsnit	5	Gennemsnit	1	
	Maksimum	10	Maksimum	3	
Driftsperiode	1970 – nu		1970 – nu		Perioden hvor intensivt landbrug har foregået
Areal, m ²	1200		200		

TABEL 7.3: HISTORISKE FAKTORER, DER KAN ANVENDES TIL AT VURDERE KILDESTYRKE (BAY, 2006).

Mængde	Historiske faktorer
Maksimum	Bedrifter, som renholder mere end 300 hektar (fra den givne vaskeplads) Bedrifter, hvor der igennem en længere periode ikke har været anvendt skylletank. Ubefæstede vaskepladser eller vaskepladser uden afløb (i praksis 80 % af vaskepladserne). Vaskepladser med tank, som typisk anses for utæt (eksempelvis ajlebeholder).
Gennemsnit	Bedrifter fra 50 – 300 ha. Vaskepladser med tank, som traditionelt anses for tæt.
Minimum	Vaskepladser med afskærende dræn og afløb til kloak eller vandløb. Bedrifter, hvor der anvendes skylletank (først introduceret i begyndelse af 90'erne). Bedrifter med driftsperiode før 1970. Bedrifter med driftsperiode efter 2000. Bedrifter, hvor det er angivet, at der ikke er udført vask. Bedrifter, hvor det er kortlagt, hvordan restvæske er bortskaffet. Økologiske landbrug.

Blandt de faktorer, som har betydning for forureningsniveauerne er anvendelse af skylletanke og tilstedeværelse af afskærende dræn fra vaskepladser.

Skylletank

På moderne sprøjter er, der udover selve tanken til sprøjtevæsken, monteret to beholdere til rent vand. Den ene beholder er en rentvandsbeholder og anvendes til at vaske fingre m.v., og den anden er skylletanken som ligeledes indeholder rent vand. Vandet fra skylletanken anvendes til at skylle sprøjten indvendigt efter endt sprøjtning. Tanken skylles flere gange indvendigt og skyllevandet sprøjtes ud på afgrøderne. Anvendes skylletanken korrekt, betyder det en markant nedbringelse af mængden af aktivt stof i restvæsken efter endt sprøjtning. Skylletanken er indført omkring 1990, men den er først blevet standard på nye pesticidesprøjter sidst i 90'erne.

Afskærende dræn fra vaskepladser

I 2000 er det kortlagt, at ca. 80 % af danske vaskepladser er ubefæstede eller befæstede og uden afløb. De sidste 20 % af vaskepladserne er indrettet som biobede, befæstede vaskepladser med opsamling, og befæstede vaskepladser med afløb til kloak eller recipient. Dette kan typisk ske via afskærende dræn eller evt. via olieudskillere. En sådan indretning har naturligvis ikke nogen rensende effekt på det bortledte vand, men afløb f.eks. i form af afskærende dræn vil minimere risikoen for grundvandsforurening med pesticider under gårdspladsen.

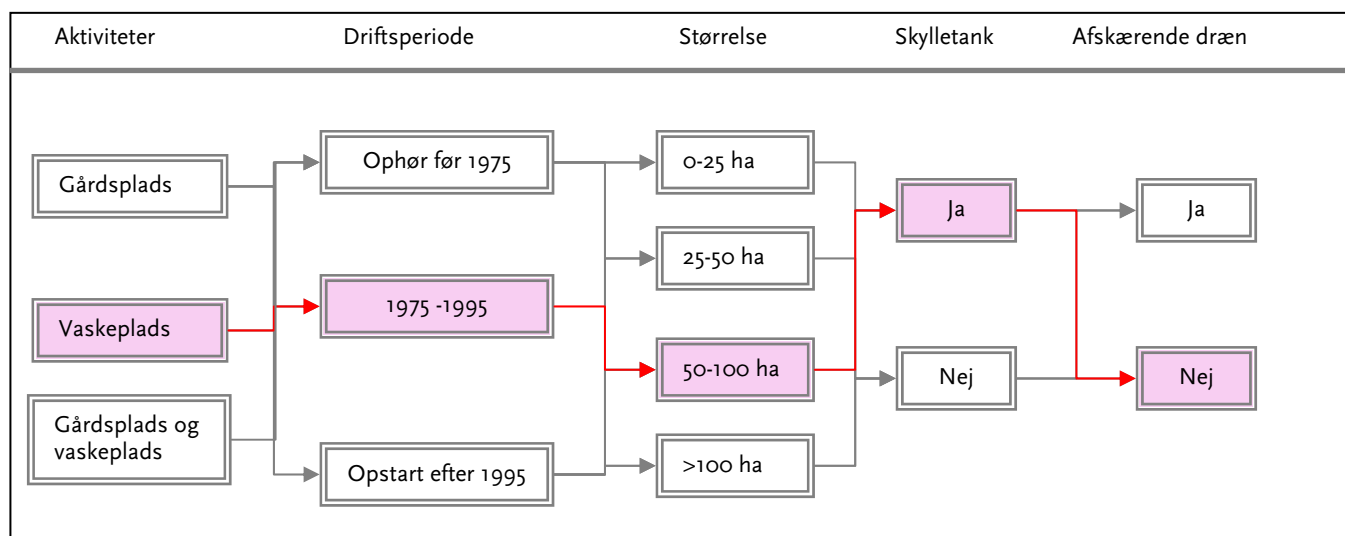
Ved opstilling af default-værdier er der desuden taget hensyn til forbrugsperioden for forskellige typer pesticider, og disse er summeret i tabel 7.4. Stoffer i parentes angiver eksempler på stof typer. Hvornår et pesticid først er anvendt i Danmark kan ses i Miljøstyrelsens vejledning om boringskontrol på vandværker (Miljøstyrelsen, 1997), og data for afmelding af godkendelse kan findes via Miljøstyrelsens historiske oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler (Helveg et al., 2005).

TABEL 7.4: FORBRUGSPERIODE.

Data	Forbrugsperiode	Kommentar
Phenoxysyre (Mechlorprop)	Fra 1950 -	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Triaziner (Atrazin)	Fra 1960- 1994	
Bentazon	Fra 1974 -	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Hexazinon	Fra 1978 -1994	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Isoproturon	Fra 1976 – 2000	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Glyphosat	Fra 1975 -	
Dichlobenil	1969- 1996	2,6-dichlorbenzamid (BAM) er den primære nedbrydningsprodukt

I bilag E er der angivet en tabel over de default-værdier, som kan vælges i risikovurderingsværktøjet. I risikovurderingsværktøjet vises kun de default-værdier, der er relevante for den pågældende lokalitetstype og ud fra de historiske oplysninger, der er angivet under stamdata i lokalitetsdatabasen, f.eks. driftsperiode, størrelse af bedrift, skylletank m.v. I figur 7.2 vises et flowdiagram for de historiske oplysninger, som påvirker udvælgelsen af default-værdier for bedrifter. F.eks. en landbrugsbedrift på 50-100 ha med en vaskeplads og en driftsperiode som påbegynder i perioden 1975-1995 og hvor der anvendes skylletank, men hvor der ikke findes afskærende dræn vil har en

anden forureningsbelastning end en landbrugsbedrift på 25 ha med en gårdplads, hvor driften ophørt for 1975.



FIGUR 7.2: FLOWDIAGRAM, VISENDE, HVILKE FAKTORER, DER PÅVIRKER UDVÆLGELSEN AF DEFAULT-VÆRDIER PÅ BEDRIFTER.

Det er vigtigt at afklare, hvorvidt vaskevandet fra en vaskeplads er blevet bortledt af afskærende dræn. Parametrene er udvalgt på baggrund af tidligere projekter for Miljøstyrelsen (Bay, 2006 og Helveg et al., 2005).

7.4.2 Spild på gårdpladser og vaskepladser (bedrifter)

Det er valgt ikke at udarbejde default-værdier for spild på overfladen. Såfremt der foreligger kendskab til en forholdsvis begrænset mængde informationer omkring gårdpladsen henholdsvis vaskepladsen er det forholdsvis let at estimere et spild på overfladen.

Samtidigt er der ikke ret megen generel viden om, hvordan spild er forløbet gennem tiderne. I risikovurderingsværktøjet er det derfor muligt at angive mængden og arealet for et spild og lade værktøjet beregne kildestyrken i grundvandet under vaskepladsen eller gårdpladsen. I tabel 7.5 er angivet de inputdata, som kan anvendes til at beregne den anvendte/tabte mængde pesticider på vaskepladser. I lokalitetsdatabasen skal indtastes mængden af tabte pesticider i kg/år, omfanget af spild (m², udsivningsarealet) og anvendelsesperioden for vaskepladsen, f.eks. 1975-1995.

TABEL 7.5: FORSLAG TIL BEREGNING AF ANVENDT/TABT MÆNGDE AF PESTICIDER PÅ VASKEPLADS.

Parameter	Betegnelse
Hyppighed af vask	$vask/\text{år}$
Koncentration sprøjtevæske (g/l)	$C_{\text{sprøjtevæske}}$
Fortynding anvendt ved skylning (skylletank) (antal gange), f.eks. 50 eller 100 gange	<i>Fortyndning</i>
Volumen restvæske i tank (l)	$V_{\text{rest-sprøjte}}$
Volumen restvæske i slange, (l)	$V_{\text{rest-slange}}$
$\frac{kg}{\text{år}} = \frac{C_{\text{sprøjtevæske}} \times (V_{\text{rest-sprøjte}} + V_{\text{rest-slange}}) \times vask/\text{år}}{\text{Fortyndning} \times 1.000 \text{ (g / kg)}}$	

Beregningsmetoderne i tabel 7.6 kan anvendes for gårdsplader efter indsamling af oplysninger fra grundejer om, hvilken behandling, med hvilken hyppighed og dosering gårdspladsen er behandlet samt koncentration og volumen af sprøjtevæske. I lokalitetsdatabasen skal der indtastes mængde af pesticid anvendt i kg/år, omfang af spild (m², størrelse af det behandlede areal) og anvendelsesperiode.

TABEL 7.6: FORSLAG TIL BEREGNING AF ANVENDT/TABT MÆNGDE AF PESTICIDER PÅ GÅRDSPLADS.

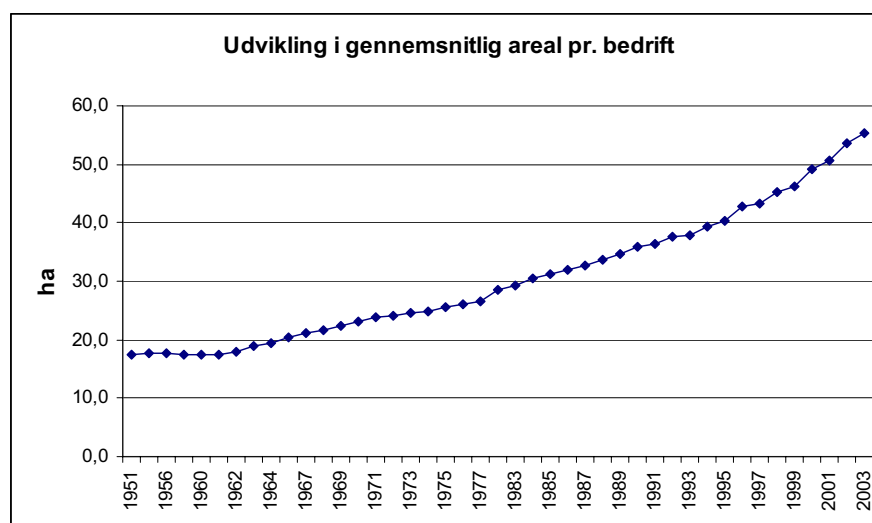
Parameter	Betegnelse
Ved beregning fra doseringsmængden	
Behandlingshyppighed	$antal\ behandlinger/\text{år}$
Størrelse af gårdsplads (behandlet areal)	$Areal_{\text{gårdsplads}}$
Doseringsmængde/ha (kg/ha)	$dosering/\text{ha}$
$\frac{Kg}{\text{år}} = \frac{Areal_{\text{gårdsplads}} \times dosering/\text{ha} \times antal\ behandlinger/\text{år}}{10.000 \text{ (m}^2/\text{ha)}}$	
Ved beregning fra koncentrationen i sprøjtevæske	
Behandlingshyppighed	$antal\ behandlinger/\text{år}$
Koncentration sprøjtevæske (g/l)	$C_{\text{sprøjtevæske}}$
Volumen sprøjtevæske (l)	$V_{\text{sprøjtemiddel}}$
$\frac{Kg}{\text{år}} = \frac{C_{\text{sprøjtevæske}} \times V_{\text{sprøjtemiddel}} \times antal\ behandlinger/\text{år}}{1.000 \text{ (g / kg)}}$	

Som hjælpemidler er der i tabel 7.7 angivet typiske koncentrationer af pesticider i sprøjtevæske.

TABEL 7.7: TYPISKE KONCENTRATIONER AF PESTICIDER (AKTIVT STOF) I SPRØJTEVÆSKE (HOLST, 2001; DANMARKS STATISTIK, 2006 OG PETERSEN OG RÜEGG, 2003).
KONCENTRATIONEN AFHÆNGER AF TYPE AF AFGRØDE, BEKÆMPELSESBEHOV MV.

Aktiv stof	Koncentration i produkterne (g/l)	Dosering (Kg/ha)	Koncentration i Sprøjte (g/l) ved 150 l/ha
Alachlor	430-940	1,75	11,7
Atrazin	36-500 (ca. 400)	10	66,7
Bentazon	200-480	1	6,7
Cyanazin	200-500	0,5	3,3
Dichlorprop	285-800 (ca. 500)	3	20
Ethofumesat	100-200 500	1	6,7
Glyphosat	120-400 7-680 (360)	1,25	8,3
Hexazinon	100-700	4	26,7
Isoproturon	240-500	1,756	11,7
Metribuzin	500-700	0,25	1,7
MCPA	59-750 4,9-750	2,5	16,7
Simazin	20-500 (ca. 500)	1	6,7
Terbuthylazin	200-500 500	1,15	7,7

Endvidere er der i figur 7.3 givet oplysninger om typiske bedriftsstørrelser gennem årene.



FIGUR 7.3: HISTORISK UDVIKLING AF STØRRELSEN AF BEDRIFTER I DANMARK (GENNEMSNIT) (DANMARKS STATISTIK, 2006).

Såfremt der ikke haves viden om pesticidmængder, kan de i bilag E foreslåede default-værdier for grundvandskoncentrationer anvendes.

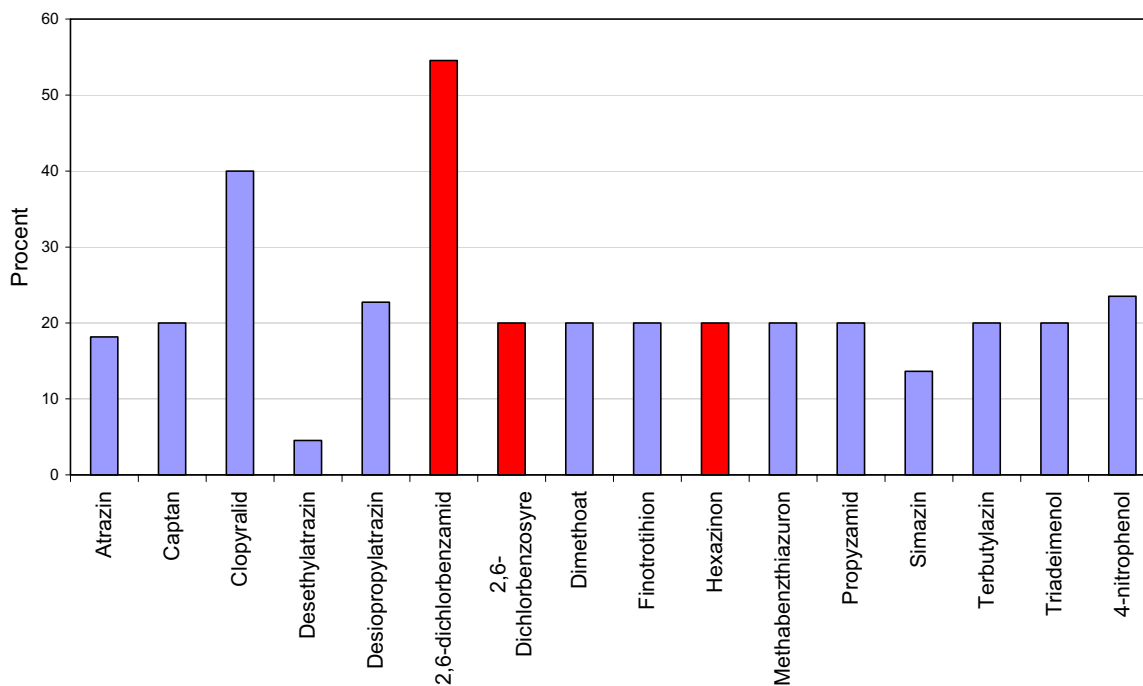
7.5 GARTNERI/PLANTESKOLE

På gartnerier og planteskoler anvendes typisk håndsprøjter og mindre mekaniske sprøjter (Amternes Videncenter for Jordforurening, 1998a og Amternes Videncenter for Jordforurening, 1998b). Dette medfører, at der ofte findes en sprøjte til hver type af pesticider (herbicider, fungicider og insekticider). Derfor er vask ikke et specielt problem på denne type lokaliteter. Derimod har der ofte foregået renholdelse på større arealer uden rodzone,

hvilket kan medføre høje grundvandskoncentrationer, såfremt der ikke sker nedbrydningen.

7.5.1 Koncentrationer i grundvand

Det fremgår af figur 7.4, at antallet af fund på gartnerier og planteskoler er lavt og omfatter ca. 16 typiske stoffer, samt at koncentrationerne er mindre end 1 µg/l, undtagen for 2,6-dichlorbenzamid (BAM), 2,6-dichlorbenzoesyre og hexazinon. Dette er i overensstemmelse med resultater fra (Bay, 2001 og Bay, 2006), hvor de samme stoffer blev observeret i koncentrationer op til 2,6 µg/l.



FIGUR 7.4: VANDPRØVER FRA 20 LOKALITETER I BØRNHOLMS AMT OG ÅRHUS AMT.

I figur 7.4 vises antallet af fund (i procent af undersøgte lokaliteter) for alle stoffer, der er observeret. Røde søjler markerer pesticider, der er observeret i koncentrationer over 1 µg/l (Bay, 2001 og Jespersen, 1999).

Anvendelse af triaziner (f.eks. atrazin) og dichlobenil på gartnerier og planteskoler er sammenlignelig med renholdelse af gårdspladser på landbrugsbedrifter, dvs. anvendelse på områder, hvor der i praksis ikke er rodzone. Default-værdierne i tabel 7.8 er derfor sammenlignelige med værdier for gårdspladser blot justeret i forhold til arealet.

TABEL 7.8: DEFAULT-VÆRDIER I GRUNDVAND UNDER GARTNERIER OG PLANTESKOLER (BAY, PETERSEN OG BIRK HANSEN, 2000; BAY, 2001; AMTERNES VIDENCENTER FOR JORDFORURENING, 2002; JESPERSEN, 1999 OG NILSSON OG NØRSKOV, 2001).

Data	Koncentration [µg/l]	Kommentar
Phenoxysyrer (mechlorprop)	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 0,2	Ikke relevant på gartnerier og planteskoler.
Triaziner (atrazin)	Minimum 0 Gennemsnit 2,5 Maksimum 5	Triaziner, typisk atrazin og simazin samt diverse nedbrydningsprodukter er observeret på samtlige undersøgte gårdspladser og forventes på gartnerier.
Bentazon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 0,2	Ikke relevant på gartnerier og planteskoler..
Isoproturon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 0,2	Ikke relevant på gartnerier og planteskoler.
Hexazinon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 0,2	
Glyphosat	Minimum 0,1 Gennemsnit 10 Maksimum 200	Det er karakteristisk for glyphosat (og AMPA), at disse på enkelte lokaliteter findes i meget høje koncentrationer under gårdspladser. Der er ikke en entydig forklaring herpå og derfor ses det store interval. Typisk vil der på en gårdsplads observeres koncentrationer mellem maksimum og gennemsnit.
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	Minimum 0 Gennemsnit 2 Maksimum 15	Det vides, at dichlobenil har været anvendt på 75% af alle gårdspladser i Danmark (Petersen og Rügge, 2003).
Driftsperiode	1970 – nu	Perioden, hvor der er foregået intensivt landbrug. Enkelte pesticider har ikke været anvendt i denne periode.
Areal gartneri/planteskole	2.500 m ²	Kendes fra spørgeskemaundersøgelse af 3400 landmænd (Chrintz, Bay og Rügge, 2000).

7.5.2 Spild på gartnerier og planteskoler

Ligesom det er tilfældet for gårdspladser og vaskepladser på landbrugsbedrifter, er det valgt ikke at angive default-værdier for spild på overfladen. Det faktiske forbrug bør kortlægges gennem en historisk redegørelse ellers kan default-værdier for grundvand anvendes. Beregningsmetoderne i tabel 7.6 kan ligeledes anvendes for gartnerier og planteskoler, efter indsamling af oplysninger fra grundejer om, hvilken behandling, med hvilken hyppighed og dosering gårdspladsen er behandlet samt koncentration og volumen af sprøjtevæske. I lokalitetsdatabasen skal indtastes mængde af pesticid anvendt i kg/år, omfanget af spild (m², størrelse af det behandlede areal) og anvendelsesperiode.

7.6 LOSSEPLADS-/FYLDPLADS

Forslag til default-værdier for denne type af lokaliteter er primært hentet fra reference (Baun et al., 2004).

7.6.1 Grundvandskoncentrationer

I tabel 7.9 er listet default-værdier for 7 typiske pesticider i grundvand under lossepladser.

TABEL 7.9: DEFAULT-VÆRDIER I GRUNDVAND UNDER LOSSE- OG FYLDPLADSER. (BAUN ET AL., 2004 OG MILJØSTYRELSEN, 1997).

Data	Koncentration [µg/l]		Kommentar
Phenoxy-syrer (mechlorprop, MCP)	Minimum	0,2	Phenoxy-syrer er observeret i op til 10 ud af 10 lokaliteter. Mechlorprop og dichlorprop er observeret på henholdsvis 10 og 9 af de 10 lokaliteter. Dichlorprop observeres maksimalt i op til 5,2 µg/l. Mechlorprop er observeret i op til 150 µg/l.
	Gennemsnit	30	
	Maksimum	150	
Triaziner (atrazin)	Minimum	0	Triaziner er observeret på 50% af de undersøgte lossepladser. Hydroxyatrazin og hydroxysimazin observeres hyppigst, men der er ikke undersøgt for disse stoffer på alle lokaliteter. Simazin observeres hyppigt og op til en maksimal-koncentration på 2,3 µ/l, der samtidigt er den højeste koncentration, der er observeret for et enkelt stof. Gennemsnittet er sat lidt højere, netop fordi der ikke gennemgående er analyseret for hydroxyatrazin og hydroxysimazin.
	Gennemsnit	2	
	Maksimum	10	
Bentazon	Minimum	0	Bentazon er observeret på 60% af de undersøgte lokaliteter.
	Gennemsnit	1	
	Maksimum	5	
Isoproturon	Minimum	0	Der er kun analyseret for isoproturon på 2 lokaliteter og stoffet fandtes på én af disse (1,3 µg/l). Denne værdi er anvendt til beregning af gennemsnitværdi. Erfaringer fra undersøgelser på bedrifter viser et sammenligneligt mønster mellem bentazon og Isoproturon.
	Gennemsnit	1	
	Maksimum	5	
Hexazinon	Minimum	0,1	Der er få informationer omkring hexazinon i lossepladser. Erfaringer fra gårdspladser viser et sammenligneligt forureningsmønster med isoproturon og bentazon. Dette er grundlaget for det foreslåede forureningsmønster.
	Gennemsnit	1	
	Maksimum	5	
Glyphosat	Minimum	5	Der er kun analyseret for glyphosat og AMPA på to lokaliteter. Der findes glyphosat og AMPA på begge og dataene fra disse er anvendt til at estimere gennemsnit og minimum. Maksimum er grundet det sparsomme datagrundlag sat højere end det rent faktisk er observeret (31 µg/l).
	Gennemsnit	25	
	Maksimum	50	
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	Minimum	0,1	Estimeret fra koncentrationer af dichlobenil, da der ikke foreligger resultater for BAM (2,6-dichlorbenzamid).
	Gennemsnit	1	
	Maksimum	3	
Driftsperiode	Default 1970 – nu		Perioden, hvor der i Danmark har været anvendt mange og store mængder af pesticider. Enkelte stoffer introduceres dog senere (eksempelvis bentazon, jf. tabel 7.4). Det er samtidigt den periode, hvor pesticider blev billigere.
Areal, losseplads	2.500 m ²		Arealet vil typisk være kendt fra luftfoto, kort mv. Brugeren skal vurdere, om det forurenede areal udgør hele lossepladsen (worst case), eller om der kan udpeges et delareal.

7.6.2 Mængde af deponerede pesticider

Det er ikke lykkedes at finde data, hvorfra det er muligt at estimere den mængde af pesticider, som kan være deponeret på en losseplads. Det vides, at Bornholm, på frit lejde-dage, har indsamlet mellem 1 og 4 tons pesticid-emballage (Bay og Birk Hansen, 2001; Bay, 1999 og Bay, Petersen og Birk Hansen, 2000), og derfor er sandsynligheden for at der er deponeret relativt store mængder pesticider på lossepladser til stede. Overvejslen vedrørende mergelgrave og vandhuller angivet i afsnit 7.7.2 og tabel 7.11 og 7.12 gør sig dog ligeledes gældende for lossepladser. Oplysninger om de udsivende mængder pr. år og tidshorizonten for udsivning kendes typisk ikke, hvorfor det ikke er muligt at opstille andre default-værdier end de observerede grundvandskoncentrationer i tabel 7.9.

7.7 OPFYLDT MERGELGRAV/VANDHUL

Der findes et stort antal opfyldte mergelgrave og vandhuller. Disse er typisk kortlagt ved at sammenligne 4 cm-kort fra forskellige år, eller ved at gennemgå flyfoto fra forskellige tidsperioder. Alternativt kan opfyldte mergelgrave og vandhuller være kendt fra historiske gennemgange (eksempelvis i form af interviews). Dette vil typisk resultere i en GIS-fil med en række punkter/-lokaliteter. Er der kendskab til en forurening, vil området typisk være kortlagt i ROKA, GeoEnviron mv.

7.7.1 Grundvandskoncentration

Der er kendskab til to større undersøgelser af mergelgrave. Storstrøms Amt har undersøgt 19 mergelgrave (Sørensen, Høj og Bay, 2001), hvor der blandt andet blev analyseret for pesticider i det terrænnære grundvand, og Sønderjyllands Amt har undersøgt 14 mergelgrave i oplandet til Bredebro Vandværk. Sidstnævnte var primært en graveundersøgelse.

Der blev analyseret for pesticider i det terrænnære grundvand i 16 opfyldte vandhuller og mergelgrave. Der blev påvist op til 5 forskellige stoffer, og i 3 mergelgrave blev grundvandskvalitetskriteriet fundet overskredet. Den højeste målte koncentration (sum af pesticider) var 2,8 µg/l, mens den højeste målte koncentration for et enkelt stof, 2,6 – dichlorbenzamid (BAM) var 2,0 µg/l. De fundne stoffer omfattede BAM (et nedbrydningsprodukt af dichlobenil) (2 steder) og en række phenoxysyrer: mechlorprop (MCPP) (2 steder), 4-CPP (2 steder), 4-chlor-2-methyl-phenol (1 sted). De to sidstnævnte er urenheder/ nedbrydningsprodukter fra phenoxysyrer. Ovenstående mergelgrave og vandhuller var tilfældigt udvalgt, og der var ikke forudgående kendskab til forurenende aktiviteter. Der blev desuden undersøgt 2 lokaliteter, hvor der var kendskab til forurening. Her blev konstateret henholdsvis 3,7 og 5,4 µg/l for sum af pesticider. De fundne stoffer var mechlorprop, dichlorprop og 2,4-D.

Forslag til default-værdier i grundvand under opfyldte mergelgrave og vandhuller er vist i tabel 7.10.

TABEL 7.10: DEFAULT-VÆRDIER I GRUNDVAND UNDER OPFYLDTE MERGELGRAVE OG VANDHULLER (BAUN ET AL., 2004 OG SØRENSEN, HØJ OG BAY, 2001).

Data	Koncentration [µg/l]	Kommentar
Phenoxysyre (Mechlorprop)	Minimum 0,1 Gennemsnit 1 Maksimum 10	Phenoxysyrer er observeret på 13 ud af 16 tilfældigt udvalgte lokaliteter. På 3 lokaliteter er observeret > 0,5 µg/l På 2 lokaliteter hvor der er en kendt deponering af affald, er observeret ca. 5 µg/l.
Triaziner (Atrazin)	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 1	Stoffet er ikke observeret i undersøgelsen. En årsag hertil kan være, at mange triaziner er totalukrudtsmidler, og derfor typisk ikke er blevet deponeret (ofte bortskaffet via massiv renholdelse af et uopdyrket område som f.eks. gårdsplads). Maksimumværdien er derfor et gæt, men dog baseret på koncentrationer konstateret på gårdspladser.
Bentazon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 1	Stoffet er ikke observeret i undersøgelsen. Maksimum er derfor baseret på et skøn med udgangspunkt i viden fra andre typer af lokaliteter.
Hexazinon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 1	Stoffet er ikke observeret i undersøgelsen. Maksimum er derfor baseret på et skøn med udgangspunkt i viden fra andre typer af lokaliteter.
Isoproturon	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 1	Stoffet er ikke observeret i undersøgelsen. Maksimum er derfor baseret på et skøn med udgangspunkt i viden fra andre typer af lokaliteter.
Glyphosat	Minimum 0 Gennemsnit 0,1 Maksimum 1	Der er reelt ingen viden. Maksimum er derfor baseret på et skøn med udgangspunkt i viden fra andre typer af lokaliteter.
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	Minimum 0 Gennemsnit 1 Maksimum 3	BAM er observeret i ca. 10% af de undersøgte lokaliteter, i op til 2 µg/l.
Driftsperiode	1970– nu	Perioden, hvor intensivt landbrug har foregået, og en periode, hvor en række mergelgrave og vandhuller er blevet fyldt op. Årsagen til at der er valgt en længere driftsperiode end tilsvarende for spild (tabel 7.13) er, at det antages, at hot spot fortsat findes i grundvandet.
Areal, mergelgrav	100 m ²	

7.7.2 Mængde af deponerede pesticider

Det er naturligvis meget varierende, hvor store mængder af pesticider, der kan være deponeret/henkastet i en opfyldt mergelgrav eller vandhul.

I tabel 7.11 og 7.12 er angivet resultater fra en spørgeskemaundersøgelse om, hvor store mængder pesticider landmænd har været med til at bortskaffe samt hvor disse er deponeret (Spliid og Helveg, 1999). Fordelingen af, hvordan de adspurgte landmænd har bortskaffet pesticider, overstiger 100%, hvilket er i overensstemmelse med at en person kan have afskaffet pesticider på flere forskellige måder (Spliid og Helveg, 1999). Undersøgelsen omfattede 276 landmænd.

TABEL 7.11: METODE FOR BORTSKAFFELSE FØR 1974 (SPLIID OG HELVEG, 1999).

Bortskaffelse af pesticidaffald bortskaffet før 1974	Fordeling (Sum overstiger 100%, da flere metoder er anvendt)
Andet	22 %
Grusgrav	8 %
Mergelgrav	32 %
Privat losseplads	22 %
Nedgravning	45 %
Offentlig losseplads	33 %

TABEL 7.12: MÆNGDER AF PESTICIDER BORTSKAFFET FØR 1974 (SPLIID OG HELVEG, 1999).

Mængder affald	Fordeling
> 10 kg sprøjtemidler	13 %
1 – 10 kg sprøjtemidler	15 %
< 1 kg sprøjtemidler	8 %
Kun tom emballage	64 %

Tidligere spørgeskemaundersøgelser viser, at størsteparten af opfyldte mergelgrave og vandhuller er opfyldt med jord, brokker eller andet affald, der ikke kan relateres til pesticider (Spliid og Helveg, 1999). I tabel 7.13 antages det, at bortskaffelse af pesticider til mergelgrave ikke har ændret sig nævneværdigt i perioden fra før 1974 og frem til 1990, jf. tabel 7.11 og 7.12 (Spliid og Helveg, 1999).

TABEL 7.13: FORSLAG TIL DEFAULT-KILDESTYRKE I MERGELGRAVE OG VANDHULLER (MILJØSTYRELSEN, 1997 OG SPLIID OG HELVEG, 1999).

Data	Mængde [kg/år]	Kommentar
Phenoxysyrer (mechlorprop)	Minimum 1 Gennemsnit 5 Maksimum 10	Det kan reelt være at, der findes en mergelgrav pr. landejendom, som har været anvendt til bortskaffelse af pesticider mv. Typisk vil der dog ikke være historiske data, som begrundet dette valg.
Triaziner (atrazin)	Minimum 0 Gennemsnit 0 Maksimum 0	Ikke relevant, jf. undersøgelser i vand. Dog relevant hvis der haves konkrete informationer, hvorefter default-mængder for phenoxysyrer anvendes.
Bentazon	Minimum 0 Gennemsnit 0 Maksimum 0	Ikke relevant, jf. undersøgelser i vand. Dog relevant hvis der haves konkrete informationer, hvorefter default-mængder for phenoxysyrer anvendes.
Isoproturon	Minimum 0 Gennemsnit 0 Maksimum 0	Ikke relevant, jf. undersøgelser i vand. Dog relevant hvis der haves konkrete informationer, hvorefter default-mængder for phenoxysyrer anvendes.
Hexazinon	Minimum 0 Gennemsnit 0 Maksimum 0	Ikke relevant, jf. undersøgelser i vand. Dog relevant hvis der haves konkrete informationer, hvorefter default-mængder for phenoxysyrer anvendes.
Glyphosat	Minimum 0 Gennemsnit 0 Maksimum 0	Ikke relevant, jf. undersøgelser i vand. Dog relevant hvis der haves konkrete informationer, hvorefter default-mængder for phenoxysyrer anvendes.
BAM)	Minimum 0 Gennemsnit 0,5 Maksimum 1	Værdier kan være overestimerede. Det er derfor valgt at anvende lavere værdier end for phenoxysyrer, da dichlobenil var solgt som et granulat, der kunne anvendes på eksempelvis gårdspladser i så høje koncentrationer som muligt. Derfor er det sandsynligvis ikke bortskaffet i samme mængder som de andre pesticider, da stoffet altid kunne anvendes.
Driftsperiode	1970 – 1990	Det antages, at informationen om pesticider har været så effektiv, at man ikke har bortskaffet pesticider i mergelgrave og vandhuller efter 1990.

8 Vertikal transport i den umættede zone

8.1 PROBLEMSTILLING

Risikovurderingsværktøjet skal indeholde mulighed for at beregne den vertikale transport fra en pesticidpunktkilde til grundvandsmagasinet. Denne transport kan foregå over et vidt spænd af geologiske og hydrogeologiske forhold og inkludere transport igennem en varierende tykkelse umættet zone og eventuelle sekundære magasiner adskilt af lerede dæklag. En eksakt beskrivelse af pesticidtransporten fra en punktkilde til grundvandsmagasinet vil stille store krav til såvel risikovurderingsværktøjet og brugerens viden om de enkelte lokaliteter, der ønskes medtaget i risikovurderingen.

Undersøgelse af vertikal transport af pesticider har vist, at pesticidets skæbne i grundvandsmagasinet først og fremmest er styret af processer, som finder sted i den øverste meter af den umættede zone. Den umættede zones indehold af ilt og organisk materiale betyder nemlig, at der her findes det største potentiale for nedbrydning og sorption af pesticider.

Ved valg af løsningsmetode til beregning af den vertikale transport til grundvandsmagasinet er der derfor udelukkende fokuseret på transporten igennem den øvre del af den umættede zone. Risikovurderingsværktøjet beregner således udvaskningen af pesticid igennem den øverste meter, og anvender denne koncentration direkte som input til grundvandsmagasinet.

Den anvendte løsningsmetode tager således ikke hensyn til eventuel nedbrydning/sorption imellem den øverste meter og grundvandsmagasinet, eller den ekstra transporttid, der kan forventes igennem disse jordlag. Den valgte metode udgør således en worse case betragtning for transporten af pesticid fra den øverste meter til grundvandsmagasinet.

8.1.1 Krav til risikovurderingsværktøj

Vertikal strømning og transport igennem den umættede zone er yderst kompleks og domineres ofte af præferentiel strømning igennem makroporer og sprækker. Tilstedeværelsen af præferentielle strømningsveje betyder, at pesticider vil transporteres hurtigere igennem de geologiske lag og dermed have betydelig mindre tid til nedbrydning og sorption.

Til beregning af den vertikale transport anvender risikovurderingsværktøjet, strømnings- og transportmodeller, som indeholder den nyeste viden om udvaskning fra rodzonen. Endvidere skal den valgte løsning inkludere præferentiel strømning og transport i makroporer og sprækker.

Den valgte løsning skal være tilstrækkelig nuanceret og robust til at kunne skelne mellem forskellige punktkilder. Vælges en simpel konservativ løsning, er der således risiko for, at der ikke kan foretages en prioritering imellem de

forskellige punktkilder, idet de alle vil have samme risiko for udvaskning. Vælges derimod en kompleks løsning, er der ofte store krav til inputdata samt til brugerens viden om umættet strømning og transport.

Den valgte løsning skal derfor være i stand til at beregne en realistisk udvaskning fra den umættede zone, men samtidig kunne tilgodese brugervenlighed og den ofte begrænsede viden om de enkelte lokaliteter. Endelig er der krav om, at brugeren skal kunne udføre risikovurdering for et opland på én dag.

I nærværende afsnit beskrives den valgte løsning til beregning af den vertikale transport i risikovurderingsværktøjet. Endvidere er der som begrundelse for valg af metode udført en kort gennemgang af de styrende processer for vertikal transport af pesticider samt erfaringer fra danske forskningsprojekter.

8.2 STRØMNING OG TRANSPORT AF PESTICIDER I DEN UMÆTTEDE ZONE

Udvaskningen af pesticid fra den umættede zone er først og fremmest styret af, hvor længe pesticidet opholder sig i den umættede zone samt dets sorptions- og nedbrydningsegenskaber.

Opholdstiden i den umættede zone er bestemt af infiltrationsmængden, dybden til grundvandsspejlet samt de hydrauliske egenskaber for jorden. De hydrauliske egenskaber for umættede porøse medier afhænger af jordens umættede hydrauliske ledningsevne samt dets retentionsegenskaber, dvs. dets evne til at tilbageholde vand. Indeholder jorden endvidere præferentielle strømningsveje som sprækker og makroporer, vil disse have stor betydning for jordens hydrauliske egenskaber samt den transport, der foregår igennem jorden.

Præferentielle strømningsveje findes først og fremmest i hårde aflejringer som ler, kalk og krystalline bjergarter. I sandede porøse medier kan der også forekomme præferentiel strømning i form af fingerstrømning, men denne type præferentiel strømning vil dog ikke blive behandlet nærmere i nærværende projekt. For pesticider, der sorberer kraftigt, kan der endvidere forekomme en accelereret præferentiel transport via kolloider. Denne transportproces er ikke medtaget i nærværende projekt.

Indflydelsen af præferentiel strømning betyder, at de styrende parametre for strømning og transport i den umættede zone er meget forskellig for sandede og lerede lokaliteter. I risikovurderingsværktøjet er det derfor væsentligt at vælge en løsningsmetode, som tager hensyn til begge typer af lokaliteter.

8.2.1 Sandlokaliteter

Strømning i umættede porøse medier beskrives ved Richards ligning. Ligningen anvender to funktionelle relationer, som beskriver henholdsvis den hydrauliske ledningsevne og jordens retentionsegenskaber, begge som funktion af vandindholdet. Der findes forskellige beskrivelser af de to relationer, idet den hyppigst anvendte er udviklet af van Genuchten. De to relationer bestemmes typisk ved forsøg og beskrives efterfølgende ved den mættede hydrauliske ledningsevne og de såkaldte van Genuchten parametre. Transport igennem umættede porøse medier beskrives ved advektions- og

dispersionsligningen. For nærmere beskrivelse af de anvendte ligninger henvises til relevant litteratur, f.eks. (Kjærsgaard, 2000).

Richards ligning er ulinear. For simple randbetingelser, som fx konstant vandindhold, konstant infiltration og konstant stoftilførsel, kan Richards ligning løses analytisk, og strømning og transport i den umættede zone beskrives. I andre tilfælde anvendes i stedet en numerisk model til beregning af strømning og transport.

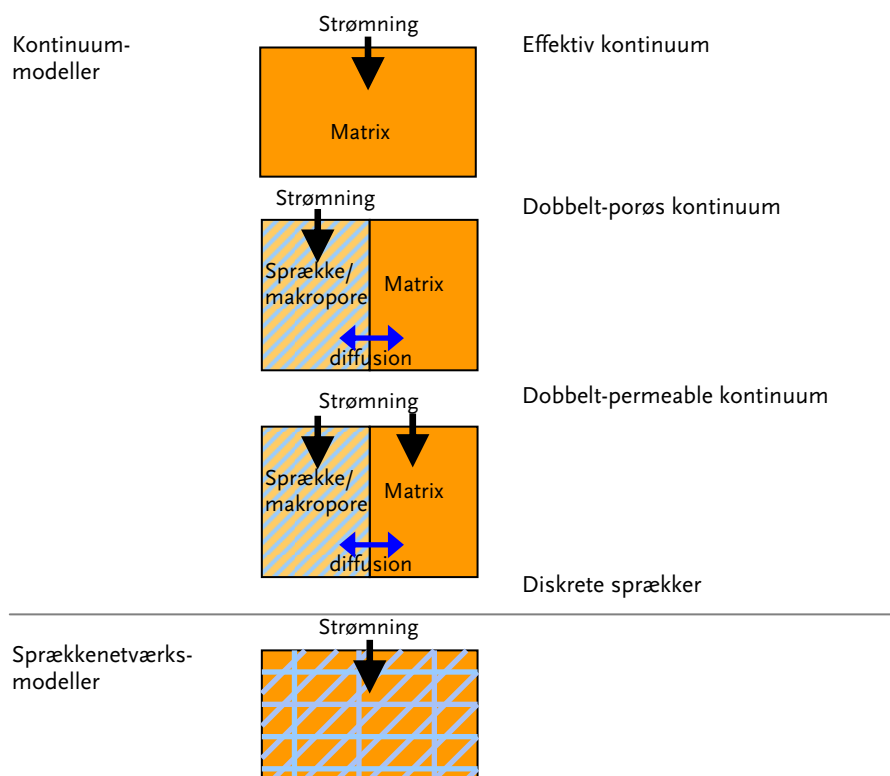
8.2.2 Lerlokaliteter

Strømning og transport på lerede lokaliteter er som nævnt ofte domineret af sprækker og makroporer, som danner præferentielle strømning- og transportveje.

De styrende processer for umættet præferentiell strømning og transport kan ikke beskrives eksakt, hvorfor der i stedet anvendes forskellige tilnærmede modeller med varierende kompleksitet. Generelt kan modellerne inddeles i henholdsvis kontinuummodeller, sprækkenetværksmodeller og hybridmodeller, idet sidstnævnte er en kombination af kontinuum- og sprækkenetværksmodeller.

Kontinuum- og sprækkenetværksmodeller er de hyppigst anvendte modeller. Kontinuum modeller opdeles overordnet i tre forskellige typer, se figur 8.1:

- Effektiv kontinuummodel
- Dobbelt-porøs kontinuummodel (også kendt som mobil-immobil model)
- Dobbelt-permeable kontinuummodel



FIGUR 8.1: MODELLER TIL BESKRIVELSE AF PRÆFERENTIEL STRØMNING OG TRANSPORT.

Ved en effektiv kontinuum beskrivelse tages der ikke direkte hensyn til præferentiel strømning. I stedet anvendes effektive parametre til at beskrive henholdsvis strømning og transport igennem mediet.

Dobbelt kontinuummodeller opdeles i henholdsvis dobbelt-porøse og dobbelt-permeable modeller. For begge modeller opdeles mediet i et sprække/makropore-domæne, hvor der foregår hurtig strømning og transport og et matrix/mikropore-domæne. For den dobbelt-porøse model antages der ikke at foregå strømning i matrix, men der kan foregå udveksling af stof mellem de to domæner ved diffusion. For den dobbelt-permeable model medtages strømning i matrix, idet der samtidig tillades udveksling af stof imellem de to domæner.

I en sprækkenetværksmodel inkorporeres sprækker direkte i det porøse medie.

Hvilken løsningsmetode, der er mest optimal, afhænger af det system, der ønskes simuleret, og den viden, som foreligger. Nogle af de væsentligste faktorer, der skal tages med i overvejelserne, er skala, mængde inputdata til rådighed, sprækkekaraktistika og matrixkaraktistika. Endvidere er det væsentligt at tage hensyn til selve formålet med modelleringen.

For nærmere beskrivelse af de anvendte modeller henvises til relevant litteratur om emnet, f.eks. (National research Council Committee on Fracture Characterization and Fluid flow, 1996).

8.3 ERFARINGER FRA DANSKE FORSKNINGSPROJEKTER

Der er over de seneste år udført adskillige forskningsprojekter, heraf flere danske, om pesticiders skæbne igennem den umættede zone. Disse forskningsprojekter har bidraget til en væsentlig bedre forståelse af de styrende processer for udvaskning af pesticider samt udvikling af bedre værktøjer til at beskrive disse processer.

I nærværende projekt er resultater fra udvalgte forskningsprojekter indsamlet med det formål at anvende deres erfaringer til at vurdere den bedste løsningsmetode til beskrivelse af den vertikale transport (bemærk at de udvalgte projekter ikke udgør en komplet liste over pesticidprojekter i den umættede zone). Der er ved gennemgangen fokuseret på erfaringer fra danske lokaliteter udført under danske forhold (geologi, klima og anvendte pesticider). For en fyldestgørende beskrivelse af de enkelte projekter henvises til den relevante litteratur.

8.3.1 KUPA-projektet

KUPA-projektet (Koncept for udpegning af pesticidfølsomme arealer) udføres af Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) og Danmarks Jordbrugsforskning (DJF) (Nygaard, 2004).

Det overordnede formål med KUPA-projektet er at undersøge muligheden for at udføre en zonerings af landskabet til udpegning af områder med øget risiko for udvaskning af pesticider til grundvandet. Projektet er inddelt i en sand- og lerdel, idet det kun er resultaterne fra sanddelen, der p.t. er endelig afrapporteret og dermed medtaget i nærværende projekt.

Til simulering af pesticidtransporten gennem den umættede zone er anvendt en dobbelt-permeable kontinuummmodel benævnt MACRO4.3. Der er udført i alt 1800 modelsimuleringer, hvor væsentlige inputparametre er varieret med det formål at bestemme, hvilke parametre, der har størst betydning for udvaskningen. De anvendte modelsetups er ikke kalibreret, idet der ikke fandtes faktiske udvaskningsobservationer at kalibrere imod.

Simuleringerne viser en sammenhæng mellem simuleret udvaskning af pesticider fra sandlokaliteter og en række almindelige jordegenskaber. Identifikationen af særligt pesticidfølsomme arealer er styret af, hvor længe pesticiderne opholder sig i den øverste 1 meter af jorden, hvilket bestemmes af jordens hydrauliske egenskaber og dens evne til at binde pesticider. De væsentligste parametre er indholdet af humus og fine fraktioner i form af ler og silt i den øverste meter. Særlige følsomme arealer har således lavt indhold af humus og samtidig et lavt indhold af ler- og siltfraktioner.

8.3.2 VAP-projektet

VAP-projektet (Varslingssystem for udvaskning af pesticider) udføres af Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS), Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMI) (Kjær, 2005).

Formålet med projektet er at vurdere risikoen for påvirkning af grundvandet ved regelret anvendelse af godkendte pesticider under realistiske danske forhold. Der er i projektet udført forsøg med udvaskning af 29 udvalgte pesticider på 5 forskellige marker. Markerne er udvalgt således, at de repræsenterer forskellige typer af geologi (2 sandlokaliteter og 3 lerlokaliteter) og forskellig klima. Udvasningen af de påførte pesticider monitoreres løbende på de forskellige marker.

Udvasningen fra hver enkelt mark er simuleret med den numeriske model MACRO5.0. For hver mark er modellen kalibreret vha. udvaskningsdata fra en tilført bromid tracer. Efterfølgende er pesticidudvasningen simuleret og sammenlignet med de observerede koncentrationer.

8.3.3 BAM-projekter

Der er udført to forskningsprojekter med særlig fokus på BAM forurening, benævnt henholdsvis "Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM forurening" (Elkjær et al., 2005) og "BAM's skæbne i grundvand" (Ludvigsen et al., 2005).

I projektet "BAM's skæbne i grundvand" er der udført simulering af udvasningen fra henholdsvis en sand- og en lerlokalitet. Simuleringen på sandlokaliteten er udført med den dobbelt-permeable model MACRO5.0 og simuleringen på lerlokaliteten er udført med en kombination af MACRO5.0 og sprækkenetværksmodellen FRAC3DVS. På lerlokaliteten er MACRO5.0 anvendt til simulering af udvaskning igennem 3 m umættet, sprækket ler, hvorefter FRAC3DVS er anvendt til simulering igennem henholdsvis mættet, sprækket ler og sandmagasin. Modellerne er kalibreret vha. bromiddata fra VAP-markerne (jf. afsnit 8.3.2), idet der er anvendt hydrauliske og klimatiske data fra forskellige lokaliteter.

8.3.4 EU-projekter

Der er udført flere EU-projekter om pesticidudvaskning, hvoraf flere har inkluderet danske lokaliteter.

FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup udarbejdede 9 europæiske scenarier til vurdering af udvaskning af pesticider (Focus, 2000)). Scenarierne blev udviklet i følgende modeller PELMO, PEARL, PRZM og MACRO4.3. Formålet med FOCUS var at udvikle nogle færdigkalibrerede scenarier, som kunne anvendes som standardscenarier ved vurdering af udvaskning af pesticider. Udvasningen til grundvandet er bestemt ved koncentrationen i 1 m's dybde, idet den anvendte koncentration er bestemt ved 80% fraktilen af den gennemsnitlige udvaskning over en 20-års klimaperiode. Under FOCUS blev der endvidere udviklet to danske scenarier for henholdsvis en sandlokalitet (Karup) og en lerlokalitet (Langvad). Disse to scenarier, opstillet i modellen MACRO ver. 4.3, anvendes af Miljøstyrelsen til vurdering af udvaskning på danske lokaliteter.

I EU-projektet PEGASE "Pesticides in European Groundwater: Detailed study of representative aquifers and simulation of possible evolution scenarios" blev 8 europæiske scenarier, heraf en dansk lerlokalitet (Havdrup) undersøgt (Mouvet et al., 2004). Udvasningen af pesticider blev her simuleret ved at linke MACRO5.0 og FRAC3DVS på samme vis som i BAM-projektet (jf. afsnit 8.3.3).

FOOTPRINT "Functional tool for pesticide risk assessment and management" er et nyt EU-projekt, der har til formål at udarbejde et risikovurderingsværktøj for pesticidudvaskning (FOOTPRINT, 2006b). Til beskrivelse af den umættede vertikale transport anvendes MACRO5.0. Med MACRO planlægges udført 1,5 mill. simuleringer med forskellige input for pesticider, geologi og klima med det formål at udvikle en såkaldt emulator eller metamodel. Metamodellen baseres på en statistisk beskrivelse af de 1,5 mill. udførte simuleringer og kan anvendes til at vurdere udvasningen fra en given lokalitet på få sekunder uden at køre MACRO modellen.

8.4 VERTIKAL TRANSPORT I RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ

Risikovurderingsværktøjet skal give brugeren mulighed for at beregne den vertikale transport igennem den umættede zone, men samtidig tilgodese krav om brugervenlighed og hurtig simuleringstid. Beregningerne skal kunne udføres med et fåtal af inputparametre, idet der må forventes at foreligge begrænset viden om de enkelte lokaliteter. Vi har derfor valgt at anvende en metamodel baseret på simuleringer med MACRO5.0 – en numerisk model. I de følgende afsnit er de forskellige løsningsmuligheder sammenfattet.

8.4.1 Analytiske løsninger

For sandede lokaliteter kan simple analytiske løsninger for strømning og transport anvendes under antagelse af konstant vandindhold og kontinuert stoftilførsel. Udvasningen fra lerede lokaliteter kan ligeledes beskrives ved en analytisk løsning under antagelse af, at strømning og transport kan beskrives ved en dobbelt-porøs model, jf. afsnit 8.2.2. Ulempen ved den analytiske

løsning er imidlertid, at den kræver kendskab til to parametre, som angiver henholdsvis andelen af sprækker/makroporer og udvekslingen af pesticid imellem sprækker og matrix. Disse parametre kan ikke umiddelbart måles, men bestemmes oftest ved kalibrering af modellen i forhold til målte udvaskningsdata. For en given lokalitet, hvor der ikke er udført forsøg, vil disse parametre således være ubekendte, hvilket vanskeliggør anvendelsen af den analytiske løsning i risikovurderingsværktøjet.

8.4.2 Numeriske løsninger

Hovedparten af de danske forskningsprojekter beskrevet ovenfor har anvendt en numerisk model til beskrivelse af strømning og transport igennem den umættede zone. En ofte anvendt model er den dobbelt-permeable model MACRO, der er udviklet af det Svenske Landbrugsuniversitet (Larsbo og Jarvis, 2003). Modellen simulerer 1D-strømning af vand og transport af pesticider igennem den umættede zone ved opdeling af mediet i henholdsvis et makropore- og et mikropore-domæne, jf. afsnit 8.2.2.

En væsentlig fordel ved at anvende en model som MACRO i risikovurderingsværktøjet er, at modellen kan anvendes til at simulere udvaskning fra såvel sand- og lerlokaliteter. Dette er muligt, eftersom modellen er dobbelt-permeabel og således tager hensyn til strømning og transport i såvel makroporedomænet og i mikropore-domænet (matrix). Ønskes simulering af udvaskning fra sandede lokaliteter uden makroporestrømning, beskrives strømning og transport således udelukkende i mikropore-domænet.

Ulempen ved at anvende MACRO i risikovurderingsværktøjet er, at modellen er relativt omfattende og udviklet til simulering af udvaskning fra landbrugsmarker med afgrøder. Modellen kræver en betydelig mængde inputdata og skal endvidere ofte kalibreres i forhold til faktiske udvaskningsdata for at kunne simulere en realistisk pesticidudvaskning. Endelig har MACRO den væsentlige ulempe, at simuleringstiden er >5 timer.

MACRO kan dog med fordel anvendes i risikovurderingsværktøjet i en mere simpel udgave.

En mulig løsning er at anvende de allerede kalibrerede scenarier for henholdsvis en sand- og en lerlokalitet i Danmark, udviklet under FOCUS projektet, jf. afsnit 8.3.4. Ulempen er imidlertid, at denne løsning forudsætter, at de to scenarier er repræsentative for samtlige sand- og lerlokaliteter, samt at simuleringstiden stadig er >5 timer pr. kørsel.

Endvidere kan der anvendes en mere simpel version af MACRO modellen, benævnt MACRO-GV (Stenemo, Jarvis og Jonsson, 2005). MACRO-GV er baseret på følgende antagelser i forhold til MACRO:

- Simulerer kun udvaskning fra den øverste 1 m
- Fast inddeling af den øverste meter i 3 horisonter
- Anvender pedotransfer funktioner til vurdering af hydrauliske egenskaber baseret på ler- og sandfraktionen i de 3 horisonter.
- Anvender fast parametrisering af makroporeparametre.

MACRO-GV er med ovenstående antagelser et realistisk bud på løsning af den vertikale transport i risikovurderingsværktøjet, eftersom modellen kan beregne en realistisk koncentration, og samtidig er betydelig mere bruger-

venlig og kræver færre inputdata. Den væsentligste ulempe ved modellen er dog, at simuleringstiden stadig er relativ høj (>20 minutter).

Der er endvidere udarbejdet en såkaldt metamodel af MACRO (Stenemo et al., 2006). En metamodel er en forsimplet model med færre inputdata, som erstatter den mere komplicerede modermodel (i dette tilfælde MACRO5.0). Metamodellen er opbygget ud fra 23.760 simuleringer med MACRO5.0, som er udført med en kombination af faste og frie inputparametre. Metamodellen er baseret på resultaterne af alle disse simuleringer beskrevet ved en kompleks ikke-lineær matematisk funktion baseret på kunstige neurale netværk. Metamodellen bygger på mange af de samme antagelser som MACRO-GV, idet den endvidere forudsætter, at klimainput kan beskrives ved klimadata for Sydsverige.

Metamodellen har den fordel i forhold til MACRO, at den beregner udvaskningen nærmest momentant, kræver betydelig færre inputparametre og er yderst brugervenlig. Endelig er metamodellen let at inkorporere i et større simuleringværktøj som risikovurderingsværktøjet. Anvendelse af en metamodel af MACRO svarer til den løsningsmetode, som planlægges implementeret i EU-projektet FOOTPRINT, jf. afsnit 8.3.4. I FOOTPRINT planlægges metamodellen dog opbygget ud fra 1,5 mill. simuleringer med MACRO.

Metamodellen opfylder hovedparten af de krav, som stilles til løsning af den vertikale transport i risikovurderingsværktøjet. Den kræver et fåtal af inputparametre, er brugervenlig og kræver intet kendskab til numerisk modellering af strømning og transport i den umættede zone. Endelig kan modellen beregne udvaskning af pesticider på få sekunder. Metamodellen er derfor anvendt som løsning af den vertikale transport i risikovurderingsværktøjet.

Metamodellen og MACRO beskrives nærmere i næste afsnit.

8.5 METAMODEL AF MACRO

Den valgte metamodel til risikovurderingsværktøjet er baseret på simuleringer med MACRO5.0 og bygger derfor på de samme processer, som anvendt i MACRO5.0.

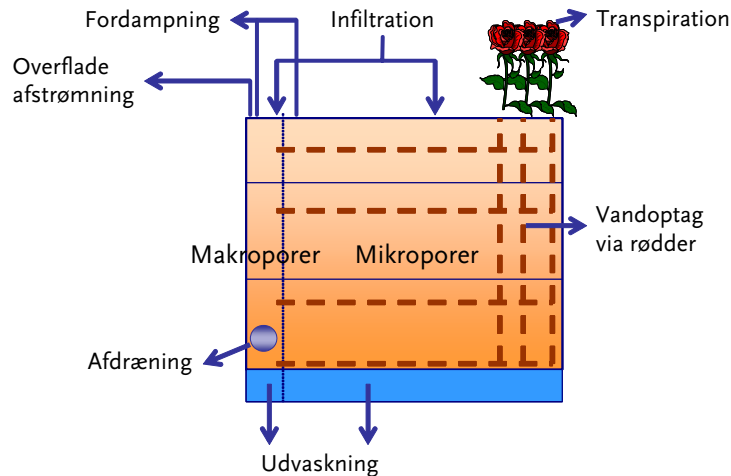
8.5.1 MACRO5.0

MACRO er en 1D-model, der simulerer strømning af vand og transport af pesticider igennem den umættede zone. Mediet er opdelt i to domæner, en makroporedel og en mikroporedel (se figur 8.2), som beskrives med hver deres vandindhold, trykgradient, hydraulisk ledningsevne og stofkoncentration.

Vandstrømning i mikropore-domænet beskrives ved Richards ligning og vandstrømning i makropore domænet beskrives ved en modificeret kinematisk bølge. Retentionsegenskaberne er beskrevet ved van Genuchten's ligning. Transport af pesticider beskrives i mikropore-domænet ved advektionsdispersionsligningen og i makropore-domænet ved advektionsligningen, idet der ikke tages hensyn til dispersion. Sorption beskrives ved Freundlich isotherm

og nedbrydning ved 1. ordens kinetik. Udveksling af vand mellem makro- og mikroporer beskrives ved et 1. ordens udtryk og stoftransport imellem de to domæner ved en effektiv diffusionslængde.

Input til modellen består af daglige klimadata for 26 år, idet de første 6 års klimadata udelukkende anvendes til indkøring af modellen for at bestemme det initielle vandindhold. Output fra modellen er udvaskningen af pesticid for den anvendte 20 års klimaperiode.



FIGUR 8.2: OPBYGNING AF MACRO MODELLEN (LARSBO OG JARVIS, 2003).

MACRO har været anvendt ved simulering af pesticidudvaskning i mange projekter og dens resultater dokumenteret i forhold til faktiske udvaskningsdata. For nærmere beskrivelse af MACRO5.0 henvises til (Larsbo og Jarvis, 2003).

8.5.2 Metamodel

Metamodellen er baseret på 23.760 simuleringer med MACRO5.0. Simuleringerne er udført ved at fastholde en del af inputparametrene og variere de resterende parametre inden for relevante intervaller.

Faste inputparametre

Følgende parametre er fastholdt for hver enkelt simulering og er dermed også faste input i metamodellen (Stenemo et al., 2006):

Klima	Simuleringerne er udført med 20 års klimadata for Sydsverige.
Afgrøde	Simuleringerne er udført med en forårsafgrøde defineret ved standard MACRO-parametre.
Horisonter	Udvaskning er simuleret for den øverste 1 meter, idet den inddeles i tre horisonter på henholdsvis 0-30 cm, 30-60 cm og 60-100 cm. De to nederste horisonter antages at have same tekstur.
Parametre	van Genuchten parametre bestemmes vha. pedotransfer funktioner for europæiske jorde baseret på ler- og sandindhold samt organisk indhold. For makroporer anvendes default og worse case parametre.
Hydraulisk gradient	Simuleringer udført med enhedsgradient som nedre

	randbetingelse.
Organisk indhold	Organisk indhold fastholdes for anden og tredje horisont til henholdsvis 0,4% og 0,1%.
Nedbrydning	Nedbrydning for anden og tredje horisont er givet ved henholdsvis 50% og 30% af nedbrydningskoefficienten for første horisont.
Sorption	Simuleringerne er udført med lineær sorption.
Koncentration	Simuleringerne er udført med en fast koncentration af pesticid på 1 kg/ha.
Dosering	Simulering er udført med fast dosering af pesticid 1 gang årligt.

De væsentligste faste inputparametre med betydning for simulering med metamodellen er klimadata, afgrødedata, koncentration og dosering.

MACRO-simuleringerne og dermed også metamodellen er baseret på sydsvenske klimadata fra Barkåkra. Klimafilen indeholder værdier for daglig nedbør samt parametre til beregning af potentiel fordampning for en 26-års periode, idet de første 6 års klima anvendes til at bestemme startbetingelsen for vandindholdet. For klimaperioden er den gennemsnitlige nedbør 632 mm og den gennemsnitlige temperatur 7,1°C.

Til sammenligning er klimanormaler for Danmark gengivet i tabel 8.1, idet der er angivet gennemsnitlige værdier for hele landet samt for 8 regioner. Heraf ses, at den gennemsnitlige nedbør i den anvendte sydsvenske klimafil er ca. 10% under landsgennemsnittet for Danmark, men dog inden for det spænd, der måles i Danmark. De sydsvenske klimadata vurderes derfor, i forhold til de øvrige usikkerheder forbundet med beregningen, at repræsentere danske klimaforhold. Metamodellen vurderes derfor at kunne anvendes til simulering af udvaskningen på danske jorde.

TABEL 8.1: KLIMADATA FOR 1961-1990 (DMI, 2006).

Region	Nedbør (mm)	Middeltemperatur (°C)
Hele landet	712	7,7
Nordjylland	689	7,5
Midt- og Vestjylland	781	7,5
Østjylland	722	7,7
Syd- og Sønderjylland	823	7,5
Fyn	639	8,1
SV-Sjælland samt Lolland/Falster	584	8,1
København og Nordsjælland	613	8,0
Bornholm	609	7,9

Simuleringerne er udført med en fast forårsafgrøde. Denne afgrøde vurderes ikke at have nogen stor betydning for den simulerede udvaskning (Stenemo et al., 2006). Den beregnede udvaskning vurderes derfor også at være repræsentativ for udvaskning på jorde uden afgrøde eller jorde med en anden type afgrøde.

Simuleringerne er udført med en fast inputkoncentration på 1 kg/ha doseret én gang årligt. Eftersom modellen er en-dimensional og anvender lineær

sorption og nedbrydning, kan den simulerede udvaskning imidlertid skaleres lineært i forhold til den faktiske inputkoncentration.

Modellen forudsætter dosering af pesticid én gang om året for hvert af de 20 år i klimaserien. Dette betyder, at bruger, såfremt der sker spild af pesticid med et andet interval, må vurdere den samlede årlige mængde. Modellen kan ikke direkte simulere enkeltforekommende spild, som ikke gentages hvert år. Denne begrænsning har imidlertid kun betydning for det fåtal af pesticider, som sorberer meget kraftigt. For de resterende pesticider vil udvaskningen ske så hurtigt, at simuleringen kan anvendes som resultat for enkeltforekommende spild, idet der ikke forventes en opkoncentrering af pesticid i den umættede zone.

Simuleringerne er udført udelukkende for den øverste 1 meter umættet zone. Det betyder, at udvaskningen beregnet i 1 meters dybde antages at svare til koncentrationen i grundvandet. Denne antagelse stemmer overens med resultater fundet i for eksempel KUPA-projektet (jf. afsnit 8.3.1), hvor dybden til grundvandet på sandjorde blev fundet at have mindre betydning for udvaskningens størrelse, idet binding og nedbrydning er forholdsvis beskeden i de større dybder. Antagelsen om, at størsteparten af tilbageholdelsen finder sted i den øverste 1 meter, er ligeledes anvendt i scenarierne udviklet under FOCUS-projektet, jf. afsnit 8.3.4. I de tilfælde, hvor udvaskningen finder sted over en betydeligt større umættet zone, vil antagelse af en 1 meter umættet zone være på den sikre side (worse case).

Frie inputparametre

Følgende parametre er varieret ved kørsel med MACRO og fungerer således som inputparametre for metamodellen:

Tekstur	Teksturdata i form af ler- og sandfraktionen angives for de to horisonter fra 0-30 cm og 30-100 cm.
Organisk indhold	Organisk indhold angives for den øvre horisont (0-30 cm).
Pesticid	Nedbrydning og sorption for det ønskede pesticid angives ved halveringstid DT_{50} og K_{oc} .

Teksturdata angives for 2 horisonter, defineret fra 0-30 cm og fra 30-100 cm, i form af ler- og sandfraktionerne. Lerfraktionen er defineret som andelen af materiale med en kornstørrelse $<2 \mu\text{m}$ og sandfraktionen som andelen af materiale med en kornstørrelse mellem $50-2.000 \mu\text{m}$. For den øvre horisont (0-30 cm) skal modellen endvidere have det organiske indhold som input.

Simuleringerne er udført med forskellige kombinationer af inputparametre. Teksturdata er varieret imellem intervallet 8 til 94% for sandfraktionen og 2 til 65% for lerfraktionen. Det organiske indhold for den øvre horisont er varieret imellem intervallet 0,98% til 8,95%. For pesticidparametre er halveringstiden, DT_{50} , varieret imellem 1 til 100 dage og K_{oc} er varieret imellem 3 til 1.000 ml/g.

Output

Metamodellen beregner på baggrund af ovennævnte inputdata udvaskningen ved 1 m u.t. MACRO simulerer som nævnt udvaskningen for en 20-års klimaperioden, men i metamodellen er det udelukkende 80% fraktilen af den simulerede årlige udvaskning for de 20 års klima, som præsenteres. Den

angivne koncentration repræsenterer således den 4. største udvaskning simuleret for klimaperioden. Samme metode anvendes i EU-projektet FOCUS (jf. afsnit 8.3.4), hvor 80% fraktilen af udvaskningen for en 20-års klimaperiode anvendes som en repræsentativ koncentration.

Output-koncentrationen er som nævnt beregnet ud fra en fast inputkoncentration på 1 kg/ha. Resultatet kan imidlertid skaleres lineært, svarende til den ønskede inputkoncentration.

8.6 INDBYGNING AF METAMODEL I RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ

Metamodellen anvendes i risikovurderingsværktøjet ved beregning af kildestyrken fra henholdsvis et spild af pesticid eller en målt jordforurening. Modellen er indbygget direkte i risikovurderingsværktøjet, og brugeren mærker således ikke, at beregningen af udvaskningen foregår med metamodellen.

8.6.1 Inputdata til metamodel

Teksturdata

Teksturdata i form af ler- og sandfraktioner for den øverste meter vil ofte ikke være målt på de pågældende lokaliteter og skal derfor vurderes af den enkelte bruger. Endvidere vil teksturdataene variere betydeligt inden for selv korte afstande, således at der ikke kan angives egentlige default-værdier, som kan anvendes af brugeren.

Det er væsentligt, at brugeren for hver enkelt lokalitet vurderer hvilke parametre, som beskriver den forventede geologi bedst. Denne vurdering skal for eksempel tage udgangspunkt i hvilken jordtype, der generelt forventes i profilet, samt hvorvidt der kan forventes en A-horisont (rodzone) med organisk indhold. Især A-horisonten har stor betydning for den omsætning, der kan forventes af pesticidet. Dvs. på lokaliteter hvor der ikke eksisterer en A-horisont, som fx på en vaskeplads, må brugeren vurdere den geologiske sammensætning af den øvre horisont og angive et betydelig mindre organisk indhold. Ved simulering af udvaskningen fra en målt jordforurening er det endvidere vigtigt, at bruger vurderer de anvendte teksturdata for A-horisonten. Er jordforureningen målt under A-horisonten, er det væsentligt ikke at udføre simuleringen med en A-horisont med højt organisk indhold, hvor der vil ske kraftigt sorption og nedbrydning.

Som vejledning til brugeren er der i risikovurderingsværktøjet angivet eksempler på teksturdata for 3 typer af lokaliteter for henholdsvis moræneler med A-horisont, morænesand med A-horisont og smeltevandssand med A-horisont. De angivne værdier er vurderet ud fra målte jordbundsprofiler fra Den Danske Jordprofildatabase (DJF, 2006). Eksempler på teksturdata er givet i tabel 8.2.

TABEL 8.2: EKSEMPLER PÅ TEKSTURDATA FOR MORÆNELER, MORÆNESAND OG SMELTEVANDSSAND.

Tekstur	Dybde	Moræneler med A-horisont	Morænesand med A-horisont	Smeltevandssand med A-horisont
Lerfraktion	0-30 cm	16%	5%	4%
Sandfraktion	0-30 cm	53%	80%	84%
Lerfraktion	30-100 cm	21%	7%	4%
Sandfraktion	30-100 cm	52%	80%	90%
Organisk indhold	0-30 cm	3%	4%	3%

Som hjælp til vurdering af teksturdata henvises til følgende databaser:

Den Danske Jordprofil Database (DJF, 2006) indeholder beskrivelse af ca. 2000 profiler fra terræn til 1,7 m u.t. Profilbeskrivelserne indeholder måling af tekstur samt organisk indhold. Denne database er yderst anvendelig ved vurdering af teksturdata til risikovurderingsværktøjet.

Den Danske Jordklassificering indeholder landsdækkende datasæt for tekstur af pløjelag og underjord. Der er udtaget prøver fra i alt 36.000 lokaliteter, svarende til ca. 1 prøve pr. km². Prøverne er inddelt i 8 jordklasser. Fordelen ved datasættet er dets store indhold af teksturdata, dog er sandfraktionen defineret ved en kornstørrelse på 20-2000 µm og ikke 50-2000 µm, som anvendt i metamodellen. Brugeren kan derfor ikke anvende teksturdataene fra databasen direkte, men i stedet vurdere den forventede geologi for en given lokalitet.

Det Geologiske Jordartskort indeholder kortlægning af den geologiske jordart i 1 meters dybde. Eftersom databasen udelukkende indeholder værdier for én jordtype, er den ofte ikke tilstrækkelig til at kunne vurdere de nødvendige teksturdata til risikovurderingsværktøjet, men kan anvendes til vurdering af den forventede geologi.

Pesticiddata

Til beregning af udvaskningen anvender Metamodellen pesticidets halveringstid DT_{50} og fordelingskoefficient, K_{oc} samt jordegenskaberne herunder indholdet af organisk kulstof. I risikovurderingsværktøjet hentes halveringstiden, DT_{50} og fordelingskoefficient, K_{oc} , automatisk fra pesticid-databasen.

Da glyphosat bindes hovedsagelig til jordminerale, er K_d uafhængig af det organiske indhold i jorden (Fomsgaard, 2004). Ved simulering af glyphosat med metamodellen er det derfor nødvendigt at udføre simuleringen med en kunstig K_{oc} -værdi omregnet fra den bedste bud på K_d -værdien i topjord på 50 (Kjærgaard et al., 1998). Ved et organisk indhold er 3% ($f_{oc} = 0,03$) vil K_d -værdien for glyphosat på 50 svare til en K_{oc} -værdi på 1700.

8.6.2 Outputdata fra metamodel

Den beregnede koncentration fra metamodellen er automatisk skaleret i forhold den anvendte inputkoncentration (jf. afsnit 8.2.3), idet der skelnes mellem udvaskning fra spild og udvaskning fra en målt jordkoncentration.

Simulering af udvaskning fra spild forventes at udgøre hovedparten af de udførte beregninger med metamodellen. Udvasningen beregnes ved at skalere det simulerede output fra metamodellen med den spildte masse [kg] divideret med spildarealet [ha].

Ved simulering af udvaskning fra en målt jordkoncentration foretages skaleringen ud fra den antagelse, at den målte jordkoncentration repræsenterer forureningen i den øverste meter under terræn, samt at tørstofindholdet for jord er 1800 kg/m^3 .

Skalering af udvasningen fra metamodellen sker automatisk for begge situationer. Brugeren præsenteres således udelukkende for den skalerede output-koncentration og ser ikke de mellemliggende beregninger.

8.7 USIKKERHED

Metamodellen er en simplificeret udgave af MACRO, og dens anvendelse er begrænset af de inputparametre, med hvilken MACRO-simuleringerne er udført. Metamodellen vil derfor ikke indeholde samme fleksibilitet som MACRO.

Den væsentligste usikkerhed ved anvendelse af metamodellen er den generelle parameterisering, som MACRO-simuleringerne er udført med. De hydrauliske parametre er således fastsat ud fra pedotransfer funktioner for europæiske jorde, givet ved ler- og sandfraktionen for den øverste meter. Hydrauliske parametre for makroporestrømning er givet ved default-værdier. Ønskes en mere korrekt parameterisering, vil det kræve måling af parametre på de enkelte lokaliteter, kombineret med faktiske udvaskningsdata til kalibrering af modellen. Eftersom disse data typisk ikke vil være til rådighed som inputdata i risikovurderingsværktøjet, vurderes den anvendte metode til parameterisering at være den bedst mulige løsning.

Anvendelsen af sydsvenske klimadata er en yderligere begrænsning for metamodellens anvendelse. Ved sammenligning med danske klimanormaler, vurderes de svenske data imidlertid at være repræsentative og at kunne anvendes ved simulering af udvaskning fra danske jorde. Endvidere er den simulerede koncentration angivet som 80% fraktilen af udvasningen i 1 meters dybde for en 20-års klimaperiode. Denne koncentration vurderes at være konservativ og således udgøre en worse case situation. Den anvendte metode svarer dog til retningslinier anvendt i EU-projektet FOCUS for beregning af pesticidudvaskning til grundvandet.

Metamodellen er testet for udvalgte datasæt, og den simulerede udvaskning stemte overens med simuleringer udført med MACRO (Stenemo et al, 2006). De to mest styrende parametre for udvasningen er det organiske indhold af den øverste horisont samt pesticidets halveringstid. Endvidere er teksturdata for den øverste horisont væsentlig pga. deres betydning for makroporestrømning og -transport.

8.8 KONKLUSION

Den vertikale transport af pesticider beregnes i risikovurderingsværktøjet ved hjælp af en metamodel af den dobbelt-permeable model MACRO.

Metamodellen beregner udvaskningen af pesticid igennem den øverste meter umættet zone under hensyntagen til eventuelle sprækker og makroporer. Beregningen foregår på baggrund af teksturdata (ler- og sandfraktion) for den øverste meter samt indhold af organisk stof for de øverste 30 cm. Den beregnede udvaskning anvendes direkte som inputkoncentration til grundvandsmagasinet.

Anvendelse af metamodellen til beregning af den vertikale transport opfylder kravet om, at risikovurderingsværktøjet skal indeholde den nyeste viden indenfor pesticidtransport, samtidig med at brugervenlighed og kort simuleringstid tilgodeses.

9 Horizontal stoftransport i det primære magasin

9.1 KILDESTYRKEN UNDER LOKALITETEN

Opsætning af en risikovurdering i risikovurderingsværktøjet er beskrevet i kapitel 6. Under opsætningen vælges en kildestyrke enten fra faktuelle forureningsdata eller fra de defaultværdier, som modulet foreslår ud fra kendskab til forureningsniveauer ved sammenlignelige lokalitetstyper. Defaultværdier er beskrevet i kapitel 7.

Kildestyrken/pesticidfluxen (F) under kilden beskrives ved følgende ligning:

$$F = \frac{C \cdot I \cdot A}{1.000} \dots\dots\dots \text{lign. 9.1}$$

hvor

- C er grundvandskoncentrationen som indtastes under lokalitetsdata ($\mu\text{g/l}$)
- A er det forurenede areal som indtastes under lokalitetsdata (m^2)
- I er den årlige infiltration ($\text{mm}/\text{år}$) ved kilden som hentes fra et GIS-lag for oplandet.

Fluxen (F) angives i masse pr. tid ($\text{mg}/\text{år}$).

Fluxen (kildestyrken), som angives i masse pr. tid, kan under en lokalitet bestemmes fra grundvandskoncentrationen, infiltrationen og det skønnede forurenede areal. Kildestyrken er desuden karakteriseret af årstal for start og evt. ophør af pesticidets anvendelse på lokaliteten. Disse oplysninger, på nær infiltrationen, skal indtastes som lokalitetsdata i risikovurderingsværktøjet for alle lokaliteter i oplandet, jf. kapitel 6 og bilag D – brugermanual for risikovurdering. Infiltrationen, I, hentes fra et GIS-lag for oplandet.

9.2 FASTLÆGGELSE AF SPREDNINGSRETNING OG CENTERLINIE

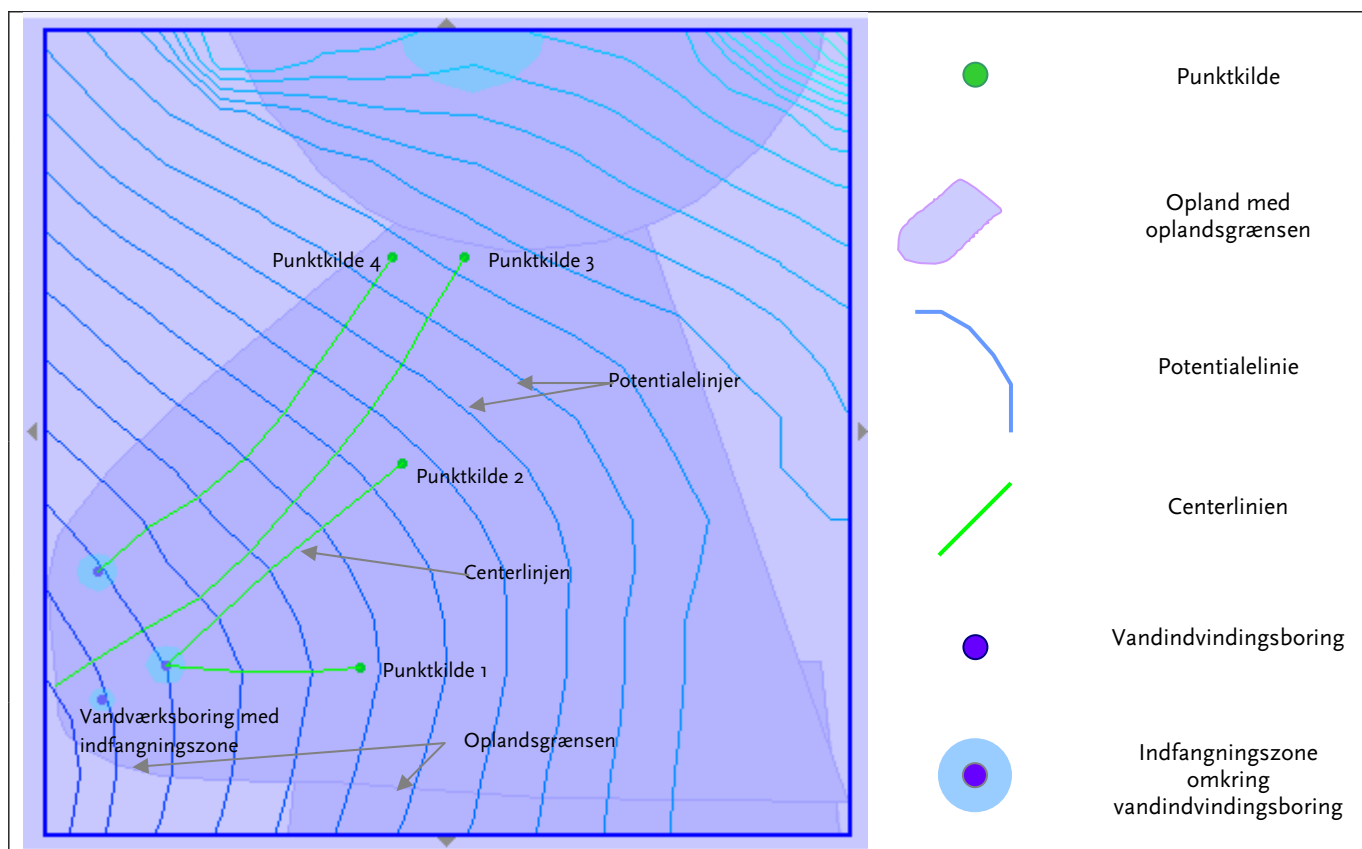
Beregning af forureningsspredning i grundvandsmagasin foretages i det horisontale plan (2D) på baggrund af den ovenfor fastlagte kildestyrke.

Såfremt grundvand strømmer fra en lokaliteten frem til en indvindingsboring fastlægger risikovurderingsværktøjet en centerlinie i strømningsretningen fra lokaliteten frem til indvindingsboringen. I andre tilfælde vises en centerlinie som strømmer frem til oplandsgrænsen.

Centerlinien er defineret ved en linie, der som udgangspunkt er vinkelret på potentialelinierne og som ikke kan krydse en oplandsgrænse. Centerlinien afbøjes mod indvindingen, når den rammer en borings indfangningszone (se

afsnit 9.3). Inden for indfangningszonen vil retningen svare til den korteste afstand til boringen.

Centerliniens slutpunkt er således enten centerliniens endepunkt i en indvindingsboring eller skæringspunktet med oplandet, jf. figur 9.1. Såfremt der fremkommer en zone uden yderligere fald i potential (en lavning) vil centerlinie slut.



FIGUR 9.1: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE FRA FIRE PUNKTKILDER TIL TO VANDVÆRKSBORINGER OG OPLANDSGRÆNSEN. CENTERLINIEN FOR FORURENINGSSPREDNINGEN FØLGER FALDET I POTENTIALELINIERNE MOD VANDVÆRKSBORINGERNE.

Ovenstående tilnærmelser er nødvendige, da et givet potentialebillede ikke altid er detaljeret nok til en korrekt fastlæggelse af strømningsretningen i hele indvindingsoplandet. Hvis potentialet er for groft, er der en risiko for, at forureningen ikke strømmer til indvindingsboringerne, som principielt definerer oplandsgrænsen. Dette sker, hvis potentiale og opland ikke stemmer helt overens. Uoverensstemmelsen opstår, når der ikke er tolket indvindingsbetingede sænkningstragter i potentialebilledet, derfor er der i 9.3 defineret indfangningszone omkring boringerne.

Datagrundlag for fastlæggelse af centerlinie er baseret på følgende:

- Potentiale (GIS lag)
- Oplandsgrænsen (GIS lag)
- Placering af indvindingsboringer (GIS lag)
- Placering af lokaliteter i oplande (GIS lag via lokalitetsdata)

9.3 IND Fangningszone omkring borerne

Det er nødvendigt med en indfangningszone omkring borerne. Zonen er defineret ved, at en forurening som rammer en given zone omkring en boring vil blive flyttet til boringen – svarende til at forureningen under naturlige forhold fanges i sænkningstragten omkring boringen og derved strømmer til boringen. Indfangningszonens diameter er her defineret som den asymptotiske oplandsbredde (Nordjyllands Amt, 2003). Med den asymptotiske oplandsbredde benyttes en reproducerbar konsistent matematisk metode, som i forvejen anvendes i forbindelse med beregning af indvindingsoplände. Den asymptotiske oplandsbredde (*AOB*) er defineret som:

$$AOB = \frac{Q}{i \cdot T} \dots\dots\dots \text{lign. 9.2}$$

hvor:

Q er boringens indvinding som hentes fra et GIS lag for opland (m³/s)

i er grundvandsspejlets gennemsnitlige gradient i oplandet (se ligning 9.3)

T er grundvandsmagasinet gennemsnitlige transmissivitet i oplandet som hentes fra GIS lag for opland (m²/s)

AOB Asymptotiske oplandsbredde (m)

Ofte kendes indvindingen *Q* ikke på boringsniveau. I stedet benyttes fra oplandets GIS-lag, en gennemsnitsværdi beregnet på baggrund af vandværkets samlede indvinding og antallet af indvindingsboringer.

Grundvandsspejlets gennemsnitlige gradient, *i*, fastlægges med risikovurderingsværktøjet som en gennemsnitsværdi beregnet på baggrund af vandspejlskoten i kilden og vandspejlskoten ved indvindingen samt afstanden mellem dem. Gradienten vil være konstant for hver centerlinieberegning. Den fastlægges på baggrund af et GIS-lag for grundvandspotentialet i oplandet.

Grundvandsspejlets gennemsnitlige gradient er dimensionsløs og beregnes som:

$$i = \frac{(Pot_{start} - Pot_{slut})}{cl} \dots\dots\dots \text{lign. 9.3}$$

hvor:

Pot_{start} er det nedre potentiale ved centerliniens startpunkt og hentes fra et GIS-lag for potentialet i oplandet (m)

Pot_{slut} er det øvre potentiale ved centerliniens slutpunkt (m) og hentes fra et GIS-lag for potentialet i oplandet (m)

cl er centerliniens længde som beregnes fra et GIS-lag (m)

9.4 START OG OPHØR AF PESTICIDSPREDNING

Beregningerne af pesticidspredningen i grundvandsmagasinet fra en given kilde påbegyndes på det tidspunkt, hvor et pesticid introduceres på lokaliteten over magasinet, og ophører på det tidspunkt, hvor der er kendskab til, at pesticidet ikke længere er anvendt på lokaliteten. Såfremt lokaliteten stadig er i drift eller der vurderes at der forsat sker udvaskning af stoffet fra lokaliteten angives ophørsdato i lokalitetsdata som et blankt felt. Disse oplysninger indtastes som lokalitetsdata for alle lokaliteter i et opland, jf. kapitel 6. For flere lokalitetstyper som mergelgrave, lossepladser og for situationer med jordforurening og spild er der ingen kendskab til pesticidets ophør, og forureningen udgør derfor en kontinuert tilførsel til grundvandszonen. For disse tilfælde angives ophørsdato i lokalitetsdata som et blankt felt der betyder, at forurening fortsætter. Dato for start (D_{start}) og ophør ($D_{\text{ophør}}$) angives for de enkelte pesticider på en given lokalitet under lokalitetsdata. For en række almindeligt forekommende pesticider er der angivet typiske anvendelsesperioder i tabel 7.4. i kapitel 7.

Der tages ikke hensyn til opholdstiden i dæklagene. Dato for start og ophør af pesticidernes transporttid ved de enkelte kilder i et opland vil typisk være forskellige, da forureningerne er introduceret på forskellige tidspunkter.

9.5 PESTICIDTRANSPORTTIDER

Pesticidets transporthastighed i grundvand, v_s , reduceres i forhold til porevandshastighed, v_p (vandpartikler) på grund af sorption til akvifermateriale og beskrives ved en retardationskoefficient, R , som altid er større end 1 (Kjeldsen og Christensen, 1996).

Pesticidets transporthastighed beskrives med følgende ligning:

$$v_s = \frac{v_p}{R} \dots\dots\dots \text{lign. 9.4}$$

hvor:

- v_s er pesticidhastigheden (m/s)
- v_p er porevandshastigheden (m/s)
- R er retardationskoefficienten (dimensionsløs)

$$v_p = \frac{k \cdot i}{p} \dots\dots\dots \text{lign. 9.4}$$

$$k = \frac{T}{b} \dots\dots\dots \text{lign. 9.5}$$

derfor

$$v_p = \frac{\frac{T \cdot i}{b}}{p} = \frac{tr \cdot i}{b \cdot p} \dots\dots\dots \text{lign. 9.6}$$

hvor:

- k er den hydrauliske ledningsevne (m/s)
- T er grundvandsmagasinet's transmissivitet, som hentes fra et GIS-lag for oplandet (m²/s)
- b er tykkelsen af grundvandsmagasinet, som hentes fra et GIS-lag for oplandet (m)
- i er grundvandsspejlets gennemsnitlige gradient, som beregnes fra et GIS-lag jf. ligning 9.3 (dimensionsløs)
- p er porøsiteten af akvifermateriale som hentes fra et GIS-lag for oplandet (dimensionsløs)

Retardationskoefficient R er defineret ved:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{p} \cdot K_d \dots\dots\dots \text{lign 9.7}$$

hvor:

- ρ_b er jordens massefylde som hentes fra et GIS lag for oplandet (g/ml),
- K_d er pesticidets fordelingskoefficient mellem akvifermateriale og vand som hentes fra pesticiddatabasen (ml/g)

Der anvendes standardværdier for de typiske magasinbjergarter for henholdsvis jordens massefylde og porøsiteten, jf. tabel 9.1.

TABEL 9.1: STANDARDVÆRDIER FOR BJERGARTER.

	Porøsitet	Massefylde, g/ml
Sand	0,35	1,5
Grus	0,35	1,8
Kalk	0,1	2,5

Pesticidets fordelingskoefficient mellem akvifermateriale og vand hentes fra pesticiddatabasen og er det bedste bud for en K_d -værdi for et akvifermateriale med et organisk indhold, f_{oc} , på 0,0001, jf. afsnit 3.7.1.

Den tid det vil tage et pesticid at nå fra kilden frem til et givent punkt på centerlinien er betinget af porevandshastighed (vandpartiklens hastighed) og retardationskoefficienten.

Transporttiden for pesticid, t , omfatter både den tid, hvor stoffet strømmer/-befinder sig i vandfasen og den tid, hvor stoffet sidder sorberet på partiklerne.

Ved afstanden, x , langs centerlinien fra kilden vil transporttiden, t , for pesticid med udgangspunkt i ligning 9.6 kunne omskrives til:

$$t = \frac{x}{v_s} = \frac{x \cdot R}{v_p} = \frac{x \cdot b \cdot p \cdot R}{T \cdot i} \dots\dots\dots \text{lign. 9.7}$$

hvor

- t er tiden (s)

Tykkelsen af magasinet (b) hentes fra et GIS-lag for oplandet. Men såfremt der mangler konkrete geologiske oplysninger om magasinet, bør der angives en defaultværdi på 5 m som anses for et konservativt bud. En halvering af magasinetykkelse vil medføre en fordobling af transporthastigheden, dvs., stoffet kommer hurtigere frem.

Transporttiden fra kilden til en indvindingsboring for forureningsfanen, kan dermed beskrives som i ligning 9.8.

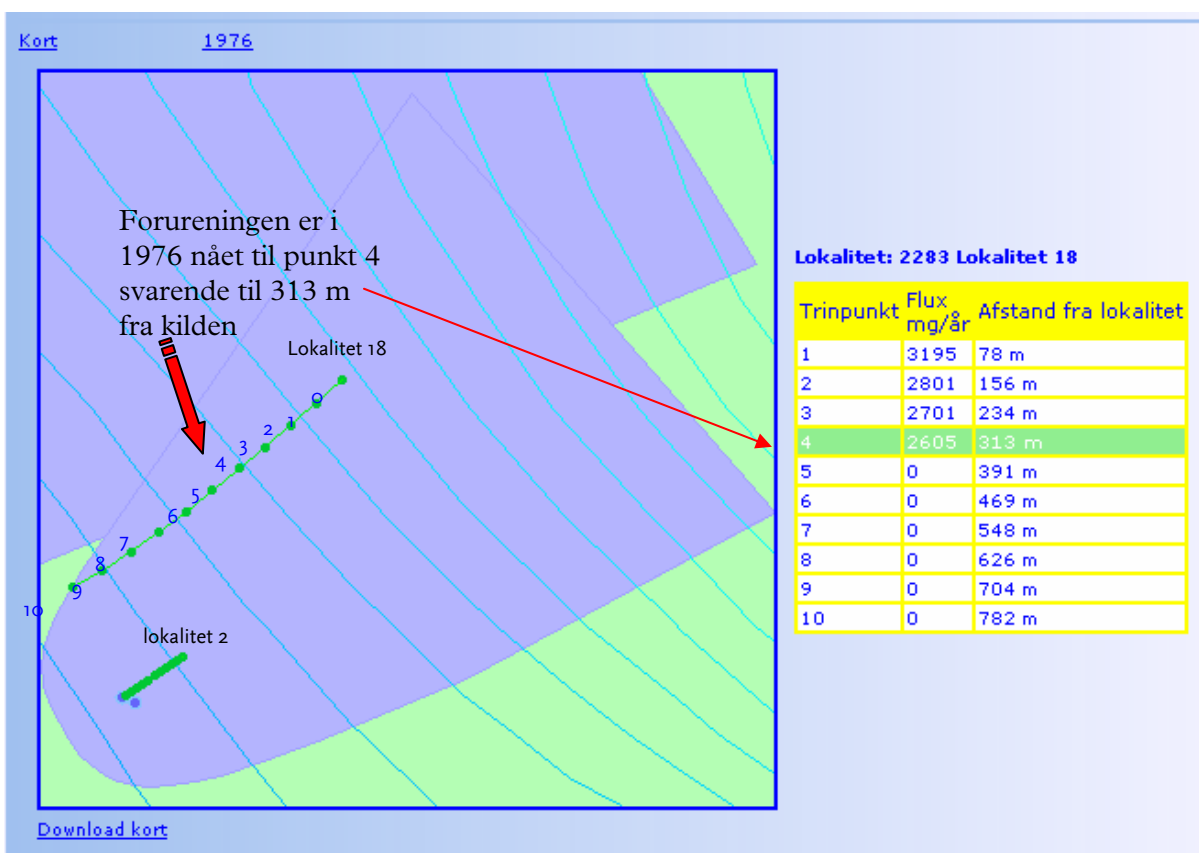
$$t = \frac{cl \cdot b \cdot p \cdot R}{T \cdot i \cdot 60 \cdot 60 \cdot 24 \cdot 365} \dots\dots\dots \text{lign. 9.8}$$

hvor:

cl er centerliniens længde (m)

t er tiden (år)

Ligeledes kan ligning 9.8 anvendes til beregning af hvor langt fronten af forureningsfanen er nået på en centerlinie efter et antal år fra start af forureningsspredningen som det ses af figur 9.2.



FIGUR 9.2: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. DEN SAMLEDE PESTICIDFLUX I 1976 ER BEREGNET. SÅFREMT DER MED MUSEN KLIKKES PÅ ET PUNKT PÅ CENTERLINIEN, VISES TIL HØJRE EN TABEL, HVOR FLUXEN I DE 10 PUNKTER PÅ CENTERLINIEN ER VIST SAMMEN MED AFSTANDEN FRA LOKALITETEN (AFSTANDSPUNKT 0) FREM TIL OPLANDSGRÆNSEN (AFSTANDSPUNKT 10). I DET VISTE EKSEMPEL STARTEDE FORURENINGSSPREDNING I 1969, OG FRONTEN AF FORURENINGSFANEN VAR I 1976 KUN NÅET 313 M FRA LOKALITETEN. SE FIGUR 9.1 FOR SIGNATURFORKLARING.

9.6 FLUX LANGS CENTERLINIEN

Fluxen i afstanden x fra punktkilden beregnes under hensyntagen til, at pesticider kun nedbrydes i vandfasen, dvs. når den strømmer, og ikke når den sidder påhæftet partikler (Tuxen, 2006). Pesticidets opholdstid i vandfasen ved transport fra kilden et givent punkt, x, defineres som t_{ophold} (s).

t_{ophold} kan defineres som:

$$t_{\text{ophold}} = \frac{x}{v_p} \dots\dots\dots \text{lign. 9.9}$$

Derfor ifølge ligning 9.6 vil

$$t_{\text{ophold}} = \frac{x \cdot b \cdot p}{T \cdot i \cdot 60 \cdot 60 \cdot 24 \cdot 365} \dots\dots\dots \text{lign. 9.10}$$

Hvor t_{ophold} er opholdstid (år), i vandfasen ved transport fra kilden til et givet punkt x langs centerlinien

Effekten af nedbrydning beregnes under forudsætning af, at nedbrydningskapaciteten i magasinet er konstant. I GIS-lag for oplandet angives redoxforhold for oplandet enten som anaerobt eller aerobt. Normalt forventes anaerobe forhold i et grundvandsmagasin og nedbrydningen er langsom i forhold til aerobe forhold. Ved at antage at der er anaerobe forhold, vil beregningerne være konservative i forhold til pesticidets spredning i grundvandsmagasinet.

Pesticidets halveringstid under henholdsvis anaerobe eller aerobe forhold hentes fra pesticiddatabasen og anvendes til beregning af flux på vilkårlige tidspunkter og i forskellige afstande langs centerlinien.

Flux i henhold til transporttiden beregnes på følgende baggrund:

$$F = F_0 \cdot \exp^{(-k_1 \cdot t_{\text{ophold}})} \dots\dots\dots \text{lign. 9.11}$$

hvor:

- F er masse/år (mg/år) i et givet punkt, x , ved en given dato, D_y
- F_0 er masse/år (mg/år) ved kilden i pesticidets anvendelsesperiode
- t_{ophold} er opholdstid (år), i vandfasen ved transport fra kilden til et givet punkt x langs centerlinien, jf. ligning 9.10.
- k_1 er pesticidets 1. ordens nedbrydningskonstant (år⁻¹)

Ligning 9.11 kan kun gælde såfremt:

- x er mindre end centerliniens længde, cl
- x er større end afstanden til den bageste del af forureningsfanen efter anvendelsesperiodens ophør, $F_{\text{aneophør}}$
- x er mindre end eller lig med afstanden til den første del af foreningsfanen efter starten af anvendelsesperioden, F_{anestart}

$$F_{\text{aneophør}} = (D_y - D_{\text{ophør}}) \cdot v_s \cdot 60 \cdot 60 \cdot 24 \cdot 365 \dots\dots\dots \text{lign. 9.12}$$

$$F_{\text{anestart}} = (D_y - D_{\text{start}}) \cdot v_s \cdot 60 \cdot 60 \cdot 24 \cdot 365 \dots\dots\dots \text{lign. 9.13}$$

- D_y er en given dato (år), hvor det ønskes at foretage en beregning
- D_{start} er år, hvor anvendelse af pesticid er begyndt
- $D_{\text{ophør}}$ er år, hvor anvendelse af pesticid er ophørt

Såfremt disse forudsætninger ikke opfyldes er F lige med nul, fordi forureningsfanen enten ikke har nået punktet x eller fanen er strømmet forbi. Fanen kan kun være strømmet forbi punktet x, såfremt pesticidanvendelsen ved punktkilden er ophørt.

Ligning 9.11 kan i henhold til ligning 9.10 omskrives til:

$$F = F_0 \cdot \exp\left(\frac{-k_1 \cdot x \cdot b \cdot p}{T \cdot i}\right) \dots\dots\dots \text{lign. 9.14}$$

Pesticidets 1. ordens nedbrydningskonstant beregnes fra halveringstiden (DT₅₀) for pesticidet under henholdsvis anaerobe og aerobe forhold i henhold til ligning 9.15. DT₅₀-værdier hentes fra pesticiddatabasen og er angivet i dage og skal omregnes til år dvs. (DT₅₀/365).

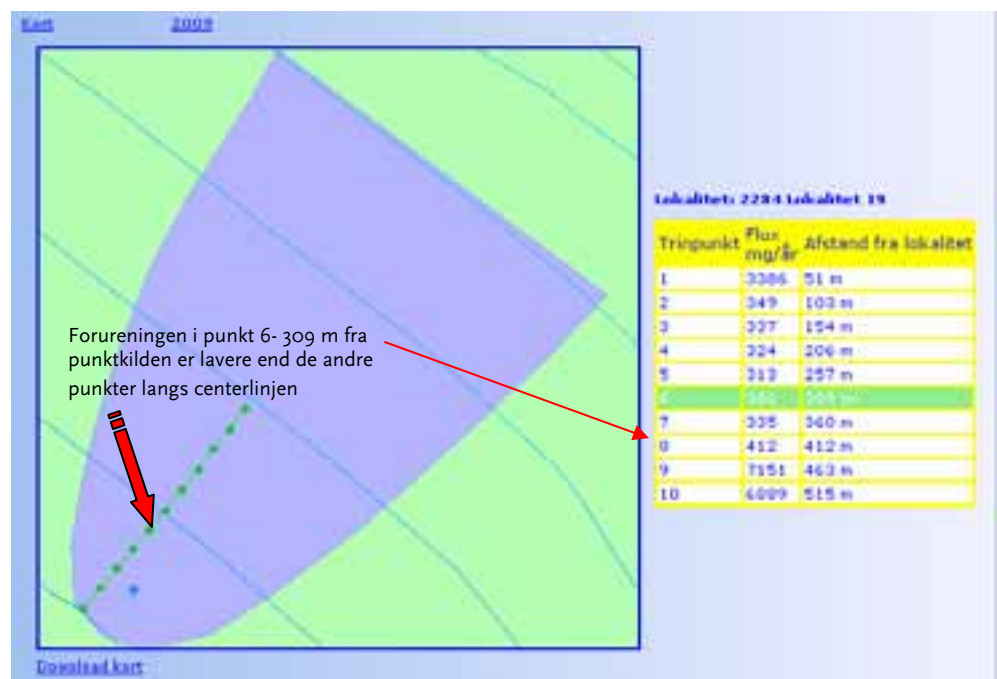
$$k_1(\text{år}) = \frac{\ln 2 \cdot 365}{DT_{50}} \dots\dots\dots \text{lign. 9.15}$$

$$k_1(\text{år}) = \frac{0,693 \cdot 365}{DT_{50}}$$

Ligning 9.14 er udgangspunktet for beregninger af fluxen langs centerlinien.

I perioden efter *Dato for start af pesticid anvendelse (D_{start})* og før *Dato for ophør af pesticid anvendelse (D_{ophør})* vil fluxen langs centerlinien svare til ligning 9.14.

Illustrationen af fluxen langs centerlinien er vist i figur 9.2 og 9.3.



FIGUR 9.3: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. DEN SAMLEDE PESTICIDFLUX I 2010 I DE 10 PUNKTER PÅ CENTERLINIEN ER VIST I TABELLEN TIL HØJRE FOR KORTET. I DET VISTE EKSEMPEL PÅBEGYNDTE TRANSPORT AF FORURENING FRA LOKALITETEN I 1976, OG DET SES, AT FLUXEN I PUNKTERNE 1 - 8 ER AFTAGENDE IFT. PUNKTERNE 9 OG 10. SE FIGUR 9.1 OG 9.2 FOR SIGNATURFORKLARING.

Figur 9.2 viser en situation hvor pesticidfanen ikke har nået frem til en oplandsgrænse eller indvindingsboring. Figur 9.3 viser derimod at en større mængde pesticid har nået frem til slutpunkt (afstandspunkt 10) og at fanen er aftagende, da anvendelse af flere af de anvendte pesticider i kilden har ophørt. Imidlertid har der også været anvendt pesticider med lav mobilitet og nedbrydelighed. Disse stoffer er ikke nået så langt langs centerlinien og stofmængden i grundvandet tæt på kilden (afstandspunkt 1) er derfor højere end ved afstandspunkt 6.

9.7 METABOLITTER

I afsnit 9.6 er fluxen beregnet alene som en reduktion af moderstoffet. I virkeligheden vil moderstoffer nedbrydes til en metabolit som transporteres videre i grundvand med en transporttid som er afhængig af metabolittens fordelingskoefficient, k_d .

Nedbrydning af moderstof kan beskrives i henhold til ligning 9.11 ved ligning 9.16.

$$\frac{dF}{dt} = -k \cdot F \Rightarrow F = \int_0^t -k \cdot F \cdot dt \Rightarrow F = F_0 \cdot e^{-kt} \dots\dots\dots \text{lign. 9.16}$$

Mængden af metabolit, m , som dannes kan beskrives som følger:

$$m = F_0 - F = F_0 - F_0 \cdot e^{-kt} = F_0 (1 - e^{-kt}) \dots\dots\dots \text{lign. 9.17}$$

Nedbrydning af metabolitten kan dermed beskrives som følger:

$$\begin{aligned} \frac{dm}{dt} &= -k_1 \cdot m = -F_0(1 - e^{-kt})k_1 \\ \Downarrow \\ m &= -\int_0^t F_0(1 - e^{-kt})k_1 dt = \int_0^t (-F_0k_1 + F_0k_1e^{-kt}) dt \\ &= -F_0k_1t + F_0k_1 \int_0^t e^{-kt} dt \\ &= -F_0k_1t - F_0 \frac{k_1}{k} e^{-kt} + F_0 \frac{k_1}{k} \\ &= F_0 \frac{k_1}{k} - F_0k_1t - \frac{k_1}{k} F_0 e^{-kt} \\ &= F_0 \left(\frac{k_1}{k} - k_1t - \frac{k_1}{k} e^{-kt} \right) \end{aligned}$$

Dette betyder at mængden af metabolitten kan beskrives som følger:

$$m = F_0k_1 \left(k^{-1} - t - \frac{e^{-kt}}{k} \right) \dots\dots\dots \text{lign.9.18}$$

Disse ligninger er ikke indbygget i risikovurderingsværktøjet endnu og derfor skal brugeren foretage en manual indtastning og følsomhedsberegning af transport fra kilden med forskellige mængde af moderstof og metabolitter. Stoffernes metabolitter kan findes i pesticiddatabasen, og der findes fysisk-kemiske og nedbrydningsdata i pesticiddatabasen for de stoffer, som er fundet i det danske grundvand.

9.8 DISPERSION

Dispersion i udbredelsesretningen (longitudinal dispersion) vil ikke influere på fluxen i indvindingsboringerne. Og den transversale dispersion vurderes at være ubetydelig (Bjerg, 2006). På denne baggrund er det besluttet ikke at medtage dispersionen i beregningerne af den horisontale transport i grundvandsmagasinet.

9.9 OMREGNING FRA FLUX TIL KONCENTRATIONER I INDVINDINGSBORING

Fluxen for et pesticid er angivet i masse pr. år (mg/år). Den samlede flux i en indvindingsboring fra en lokalitet er summen af fluxerne for de enkelte pesticider. Ligeledes kan det samlede bidrag fra alle lokaliteter summeres for de individuelle pesticider eller samlet for alle pesticider medtaget i opsætning for en risikovurdering. Ved efterfølgende beregning af flere kilders samlede påvirkning af indvindingsboringen divideres fluxen (mg/år) med den årlige indvinding ($\text{m}^3/\text{år}$) som giver koncentrationen ($\mu\text{g}/\text{l}$) i indvindingsboringen.

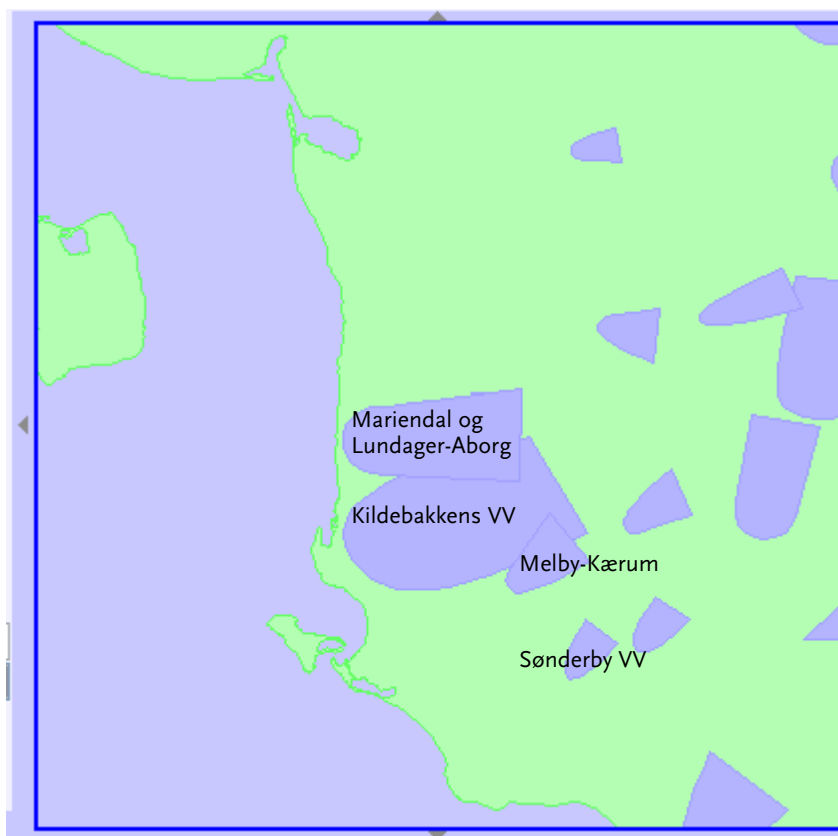
10 Gennemgang af en case

10.1 INDSATSOMRÅDE

Til afprøvning af risikovurderingsværktøjet er der foretaget en vurdering af potentielle kilder i indsatsområde Assens.

Der findes fire oplande i indsatsområdet, jf. figur 10.1.

- Assens Vandforsyning: Mariendal vandværk, herunder Lundager-Aborg
- Assens Vandforsyning: Kildebakkens vandværk
- Melby-Kærum vandværk
- Sønderby vandværk



FIGUR 10.1: DE FIRE OPLANDE I INDSATSOMRÅDET VED ASSENS.

I disse fire oplande er der af Fyns Amt indsamlet oplysninger om arealanvendelser, blandt andet ved hjælp af flyfotos optaget i perioden fra 1965-2004. Der har især været fokus på følgende aktiviteter:

- Lav bebyggelse
- Drivhuse
- Gartnerier/planteskoler
- Frugtplantager
- Juletræsplantager/granplantager
- Industri

Vurderingen af aktuelle arealanvendelser i 2004 har kun identificeret nogle få potentielle pesticidpunktkilder i de fire oplande.

Potentielle kilder, der ligger uden for oplandgrænserne, vurderes ikke i risikovurderingsværktøjet.

10.2 INPUT TIL LOKALITETSDATABASEN

Da antallet af identificerede kilder er begrænset, er der ved afprøvningen af værktøjet medtaget en række mindre landbrugsbedrifter som "fiktive potentielle kilder", uden at der foreligger yderligere oplysninger om størrelse eller driftsforhold.

Oplysninger om de 20 lokaliteter, som udgør potentielle kilder i de fire oplande, er opsummeret i tabel 10.1 og indtastet i lokalitetsdatabasen med deres euref89-koordinater.

TABEL 10.1: AKTUELLE OG FIKTIVE LOKALITETER I INDSATSOMRÅDET VED ASSENS.

Lokalitetsnr.	Lokalitetstype	Størrelse	Driftsperiode
Lokalitet 1	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1950-
Lokalitet 2	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1950-
Lokalitet 3	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 4	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 5	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 6	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 7	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1960-
Lokalitet 8	Landbrug	>300 ha	1965-
Lokalitet 9	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 10	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 11	Gartneri		1965-
Lokalitet 12	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1955-
Lokalitet 13	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 14	Gartneri		1965-
Lokalitet 15	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 16	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 17	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 18	Landbrug (<i>fiktivt</i>)		1965-
Lokalitet 19	Gartneri		1960?-1977
Lokalitet 20	Gartneri		1965

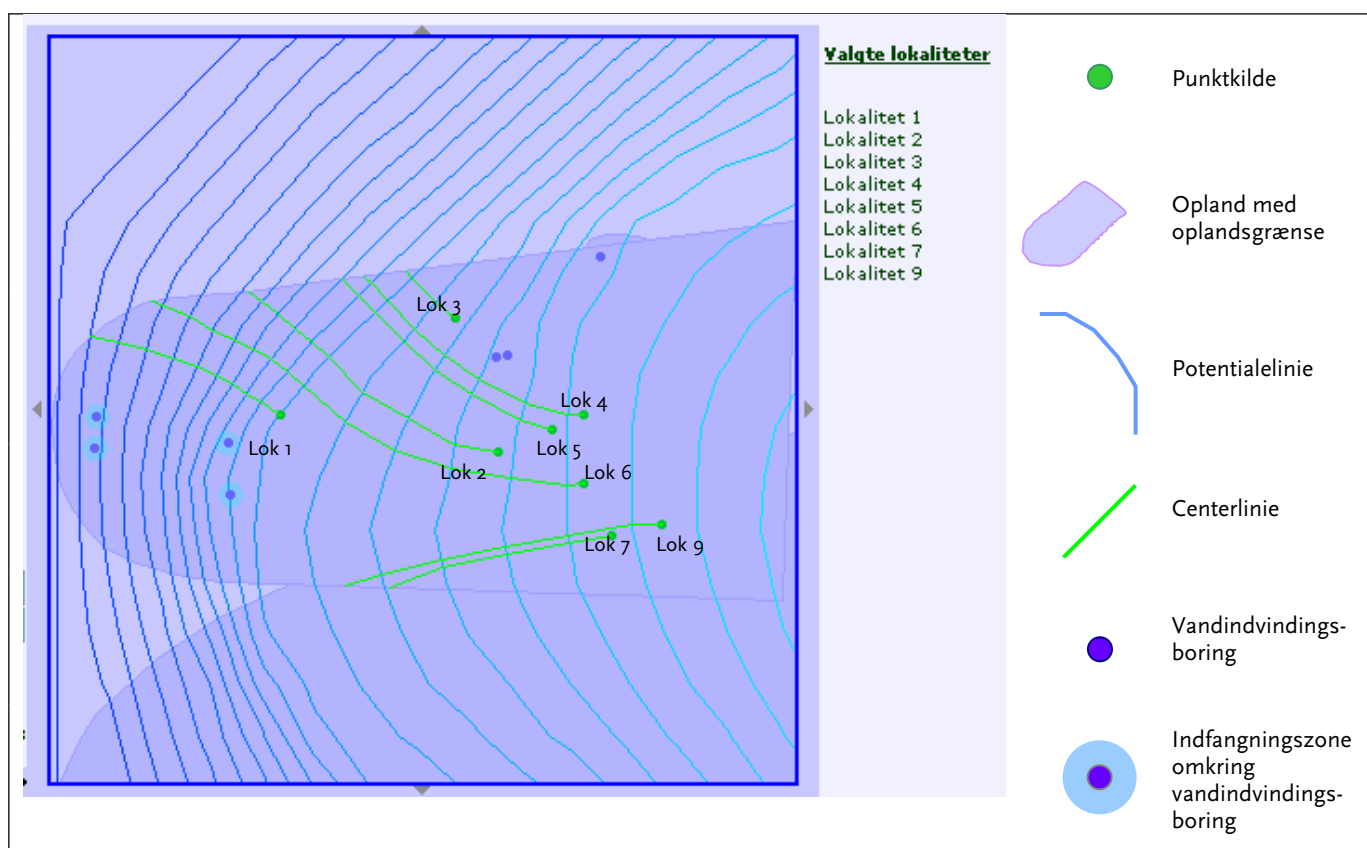
De potentielle pesticidpunktkilder er identificeret fra flyfotos, optaget i perioden fra 1965 og frem til 2004, og de fiktive landbrugsbedrifter fra topografiske kort. For de fleste lokaliteter er driftsperioden angivet fra 1950 eller 1965 og frem til i dag. For lokalitetstyper som landbrugsbedrifter og gartnerier indsættes der automatisk en række default-værdier for den forventede belastning med pesticider i grundvandet samt for anvendelsesperioden. Disse default-værdier er anvendt i risikovurderingen, men kan erstattes af aktuelle oplysninger, såfremt disse foreligger.

10.3 RISIKOVURDERING

10.3.1 Assens Mariendal vandværk

De fire indvindingsboringer til Mariendal Vandværk er ikke belastet af pesticider. I dette opland er der 8 potentielle pesticidpunktkilder som vist i figur 10.2. Alle 8 lokaliteter er landbrugsbedrifter.

I den sydlige del af oplandet er der overlap til oplandet ved Kildebakkens vandværk, og i dette delområde findes lokalitet 7 og 9. Lige øst for oplandsgrænsen er der en granplantage og et større landbrug (lokalitet 8), som ligger uden for oplandet, og derfor kun kan ses i oplandet til Kildebakkens vandværk, jf. figur 10.19.



FIGUR 10.2: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE POTENTIELLE PESTICIDPUNKTKILDER I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK. SIGNATURFORKLARINGEN ER VIST TIL HØJRE.

Ifølge figur 10.2 vil der på baggrund af det anvendte potentialekort ikke ske strømning til vandværksboringer. Endvidere er der indikationer for, at der for to lokaliteter (lokalitet 7 og 9) sker strømning til oplandet til Kildebakkens vandværk, som ligger lige syd for oplandet.

Da der ikke foreligger oplysninger om driftsforhold, jordforurening, spild eller grundvandsforurening på de 8 ejendomme, er der i opsætningen af risikovurderingen anvendt de foreslåede maksimale default-værdier for 7 typiske pesticider på en gårdplads på 1.200 m², jf. figur 10.3.

Vælg kildestyrkeparameter													Lokalitet 7			
Stof	Grundvandsforurening $\mu\text{g/l}$			Spild kg/år			Jordforurening mg/kg TS			Default $\mu\text{g/l}$			Kildestyrke			
	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	$\mu\text{g/l}$ konc.	forur.	niv.	areal m^2
199 Bentazon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,50	1,00	1	DEF	max	1200
204 Atrazin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	2,00	5,00	5	DEF	max	1200
211 Glyphosat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	1,00	100,00	100	DEF	max	1200
212 Hexazinon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,50	1,00	1	DEF	max	1200
213 Isoproturon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,50	1,00	1	DEF	max	1200
218 Mechlorprop-MCPP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	2,00	5,00	5	DEF	max	1200
336 BAM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	5,00	10,00	10	DEF	max	1200
Fra historik:	124			treer 2006-11-01 01:50:27			Sættets navn:			maks-dfault			Gem/opdater kildestyrkeset			
Tilføj stof:	<input type="text" value=""/>															

FIGUR 10.3: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE ANVENDTE DEFAULT-GRUNDVANDSKONCENTRATIONER VED LOKALITET 7 (FIKTIV LANDBRUGSBEDRIFT) I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK.

Ifølge beregninger af centerlinierne i figur 10.4 ligger de 8 lokaliteter mellem 326,125 og 2311,417 m fra oplandsgrænsen. Figur 10.2 indikerer, at ingen centerlinier strømmer til en indvindingsboring. Såfremt pesticidforurenet vand strømmer til indvindingsboringerne i stedet for oplandsgrænsen, vil centerlinierne for flere af lokaliteterne være kortere, dvs. at pesticidforureningen kommer hurtigere frem og der sker mindre nedbrydning undervejs.

Kildestyrker			Assens Vandforsyning: Mariendal vandværk					
T_{mid} (m^2/s)	T_{min} (m^2/s)	T_{max} (m^2/s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)
0,0044143	0,0040151	0,0040570	Sand	1,5	0,35	Anaerobit	30	251
ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt	Gradient (%)		Centerlinje (m)			
2267	Lokalitet 1	120	0,009157815		992,7723			
2268	Lokalitet 2	114	0,005604654		1457,13			
2271	Lokalitet 3	115	0,006144419		326,125			
2272	Lokalitet 4	116	0,005572591		1288,642			
2273	Lokalitet 5	117	0,004823557		1262,277			
2274	Lokalitet 6	110	0,005752057		2311,417			
2275	Lokalitet 7	124	0,002735865		1100,052			
2276	Lokalitet 9	119	0,003217446		1550,609			

FIGUR 10.4: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE OPLANDSBESTEMTE PARAMETRE FOR MARIENDAL VV SÅSOM GRUNDVANDSMAGASINETS TRANSMISSIVITET (T_{MID}) OG TYKKELSE (MAGASIN), AFSTANDEN MELLEM DE ENKELTE LOKALITETER OG OPLANDSGRÆNSE ELLER VANDVÆRKSBORINGER (CENTERLINIE), GRUNDVANDSSPEJLETS GENNEMSNITLIGE GRADIENT FOR DE ENKELTE CENTERLINIER M.V. ALLE PARAMETRE ER VIST SOM RÅDATA HENTET FRA BEREGNINGSMODULET, DVS. MED FLERE DECIMALER.

Ved beregningen har risikovurderingsværktøjet hentet en gennemsnitlig transmissivitet på $0,0044143 \text{ m}^2/\text{s}$ fra GIS-tabellerne. Ifølge Fyns Amts oplysninger findes der tre boringer tæt på de fire oplande ved Assens og med transmissiviteter på henholdsvis $0,0049$, $0,00036$ og $0,00983 \text{ m}^2/\text{s}$, svarende til en gennemsnitlig transmissivitet på $0,005 \text{ m}^2/\text{s}$. Den anvendte transmissivitet er dermed i overensstemmelse med disse oplysninger.

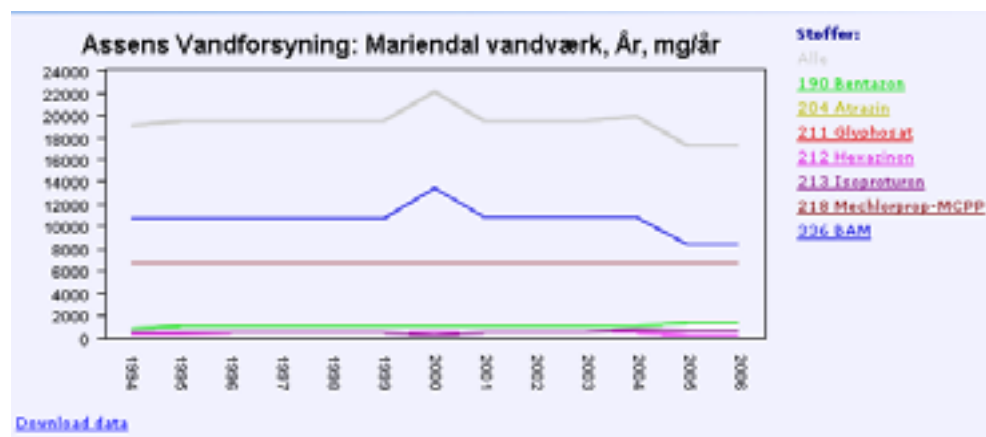
De beregnede kildestyrker for de 7 pesticider i mg/år fra de 8 lokaliteter er identisk, da kildestyrkeopsætningen for grundvandskoncentrationer og de forurenede arealer er ens for de 8 landbrugsbedrifter. Herudover er der i værktøjet antaget, at magasintykkelsen og infiltrationen er ens over hele oplandet. Kildestyrkerne (mg/år) for de 7 pesticider er vist i figur 10.5.

ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt	Gradient (%)		Centerlinje (m)					
2267	Lokalitet 1	120	0,009157015		992,7729					
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	Kd (ml/g)	DT50 (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)
190	Bentazon	1	max	DEF	1200	0,0047	10000	1974		301,2
204	Atrazin	5	max	DEF	1200	7,3	10000	1980	1994	1806
211	Ølphosal	100	max	DEF	1200	50	18	1975		30120
212	Hexazinon	1	max	DEF	1200	0,0005	2500	1976	2000	301,2
213	Isoproturon	1	max	DEF	1200	0,07	10000	1978	1994	301,2
218	Mechlorprop-MCPP	5	max	DEF	1200	0,0025	10000	1950		1500
226	BAM	10	max	DEF	1200	0,0003	10000	1959	1995	3012

FIGUR 10.5: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE BEREGNED KILDESTYRKER (FLUX, MG/ÅR) FOR DE 7 PESTICIDER VED LOKALITET 1. TABELLEN VISER DESUDEN DE SKØNNED GRUNDVANDSKONCENTRATIONER UNDER LOKALITET 1, OG AT DER ER TALE OM DE MAKSIMALE FORVENTELIGE NIVEAUER (NIVEAU) FOR DEFAULT-VÆRDIER (FORURENINGSTYPE DEF). ENDVIDERE DET SKØNNED FORURENEDE AREAL OG PESTICIDERNES FORDELINGSKOEFFICIENTER (K_d), HALVERINGSTIDER (DT_{50}) OG ANVENDELSESPERIODE ER OGSÅ VIST.

Under menuen *risikovurdering / horisontal transport* er der valgt diagrammer for alle slutpunkter for en periode fra 1994 – 2006. I figur 10.6 kan vi se, at fluxen (mg/år) for alle slutpunkter i oplandet for BAM er faldende.

Den samlede stofmængde i oplandet efter 2005 er, jf. figur 10.6, omkring de 17.000 mg/år, med det største bidrag fra BAM og mechlorprop (MCP) på henholdsvis 8.000 og 7.000 mg/år.

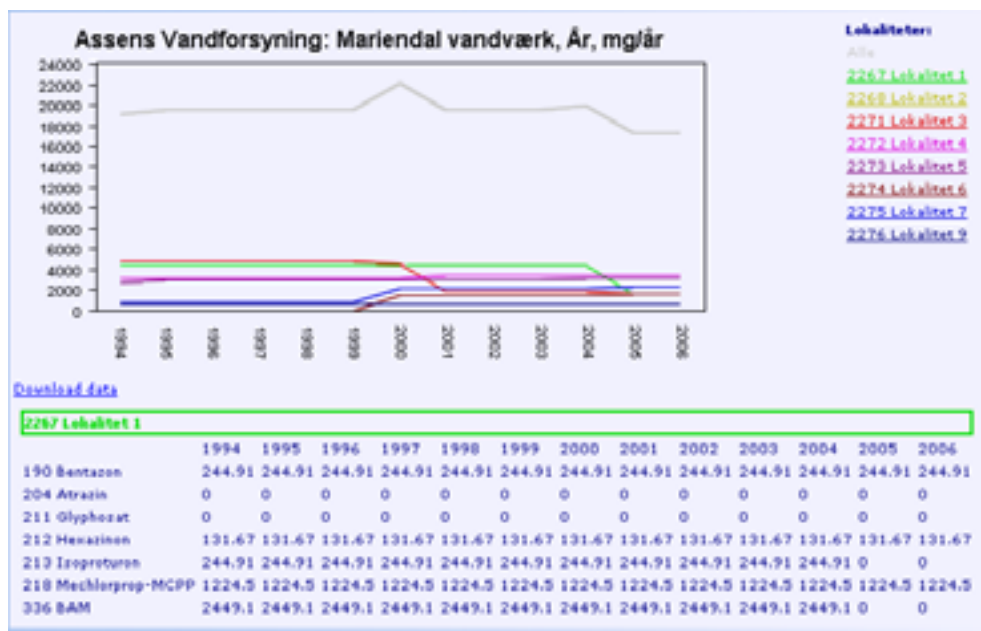


FIGUR 10.6: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE PESTICIDER I OPLANDET MED DERES ID.NR., F.EKS. HAR BENTAZON ID.NR. 190. BAM-FLUXEN FALDER FRA CA. 11.000 MG/ÅR I 1994 TIL 8.000 I 2005.

Såfremt al forurening strømmer til indvindingsboringerne ved Mariendal vandværk, som har en årlig indvinding på ca. 230.000 m³/år, er den forventelige samlede pesticidkoncentration i drikkevandet 0,074 µg/l. Dette betyder, at det kan forventes, at koncentrationerne for de enkelte pesticider vil

ligge under detektionsgrænsen på 0,01 µg/l, undtagen BAM og mechlorprop på ca. 0,03 µg/l.

I figur 10.7 er den samlede flux i slutpunkter opdelt efter lokaliteter, og der i figur 10.7 til 10.14 viset tabeller over de enkelte pesticidfluxer fra de 8 lokaliteter.



FIGUR 10.7: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE LOKALITETER I OPLANDET MED DERES ID.NR., F.EKS. HAR LOKALITET 1 ID.NR. 2267. I TABELLEN UNDER DIAGRAMMET ER VIST FLUXEN FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 1 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2268 Lokaltet 2													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	0	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39	183.39
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401	41.401
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	183.39	183.39	183.39
218 Mechlorprop-MCPP	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99	916.99
336 BAM	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9	1833.9

FIGUR 10.8: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 2 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2271 Lokaltet 3													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	200.86	0	0
213 Isoproturon	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	272.18	0	0	0	0	0	0	0
218 Mechlorprop-MCPP	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9	1340.9
336 BAM	2721.8	2721.8	2721.8	2721.8	2721.8	2721.8	2721.8	0	0	0	0	0	0

FIGUR 10.9: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 3 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2272 Lokaltet 4													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557	51.557
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73	193.73
218 Mechlorgesp-MCPD	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68	968.68
336 SAM	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3	1937.3

FIGUR 10.10: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 4 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2273 Lokaltet 5													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	0	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80	182.80
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	0	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866	40.866
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	182.80	182.80	182.80
218 Mechlorgesp-MCPP	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01	714.01
336 SAM	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0	1828.0

FIGUR 10.11: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 5 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2274 Lokaltet 6													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	139.90	139.90
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
336 SAM	0	0	0	0	0	0	1399.0	1399.0	1399.0	1399.0	1399.0	1399.0	1399.0

FIGUR 10.12: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 6 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

2275 Lokaltet 7													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	139.84	139.84
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
218 Mechlorgesp-MCPP	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20	699.20
336 SAM	0	0	0	0	0	0	1398.4	1398.4	1398.4	1398.4	1398.4	1398.4	1398.4

FIGUR 10.13: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 7 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

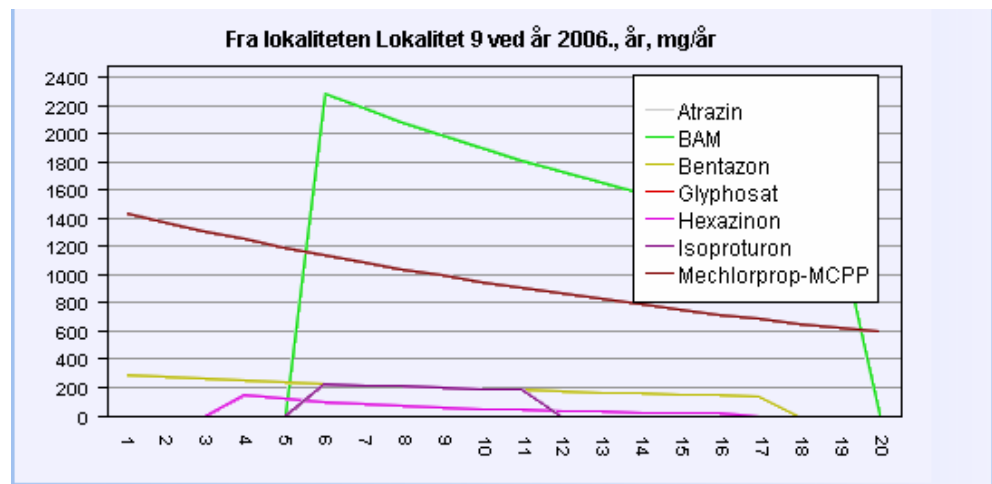
2276 Lokaltet 8													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
190 Bentazon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
218 Mechlorgesp-MCPP	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51	597.51
336 SAM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

FIGUR 10.14: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE EN TABEL OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTET I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK FOR DE INDIVIDUELLE PESTICIDER FRA LOKALITET 8 I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006.

Mechlorprop

I det anvendte eksempel har mechlorprop en halveringstid (DT_{50}) på 10.000 dage, som er det bedste bud på en halveringstid under anaerobe forhold i et grundvandsmagasin, idet der i flere danske undersøgelser ikke er observeret nedbrydning. Følsomhedsberegninger viser, at der for halveringstider på 250, 2.500 og 10.000 dage beregnes en flux ved slutpunktet for stoffer fra lokalitet 1 (afstand er ca. 993 m) på henholdsvis 0,3838, 658,35 og 1.224,5 (jf. figur 10.7) mg/år. Fluxen i et slutpunkt er afhængig af transporthastigheden frem til slutpunktet og halveringstiden. Jo kortere afstand, jo mindre tid er der til nedbrydning. Ved høje halveringstider sker der desuden mindre nedbrydning. Den beregnede stofmængde for mechlorprop i slutpunktet efter transport fra de 8 lokaliteter varierer derfor fra 597,51 (lokalitet 9) til 1.360,9 (lokalitet 3) mg/år, jf. figur 10.7 – 10.14.

Ligeledes kan vi i figur 10.15 se, at mængden af mechlorprop langs centerlinien falder med afstanden fra lokaliteten frem til slutpunktet, jf. eksempel med lokalitet 9.



FIGUR 10.15: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 2006 I 20 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 6 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 20). I 2006 ER MECHLORPROP NÅET FREM TIL SLUTPUNKTET, MENS BAM, HEXAZINON, ISOPROTURON, ATRAZIN, BENTAZON OG ISÆR GLYPHOSAT IKKE HAR NÅET FREM.

Isoproturon og BAM

For både isoproturon og BAM antages nærmest ingen nedbrydning (DT_{50} er 10.000 dage, dvs. 27 år), og der er kun begrænset tilbageholdelse i akvifer. I Mariendal opland findes forskel i gradienten og afstanden for de individuelle punktkilder og transporttiden varierer fra 5 - 47 år. Dette betyder at forureningen fra visse lokaliteter kan nå at være delvis nedbrudt undervejs, bl.a. fra lokalitet 9, jf. figur 10.15.

Forureningen med isoproturon og BAM fra lokalitet 3 (afstanden er 326 m) ophørte ved slutpunktet i 1999/2000, idet anvendelse af disse stoffer på landbrugsbedrifter ophørte i henholdsvis 1994 og 1996. Forureningen med isoproturon og BAM fra lokalitet 9 (afstanden er 1558 m) er derimod ikke nårt frem til slutpunktet i 2006.

Som det ses af figur 10.7 til 10.14, er det lokalitet 2, 4 og 5, der bidrager med isoproturon og lokalitet 2, 4, 5, 6 og 7 med BAM i 2005, mens forureningen fra lokalitet 1 og 3 er helt ophørt.

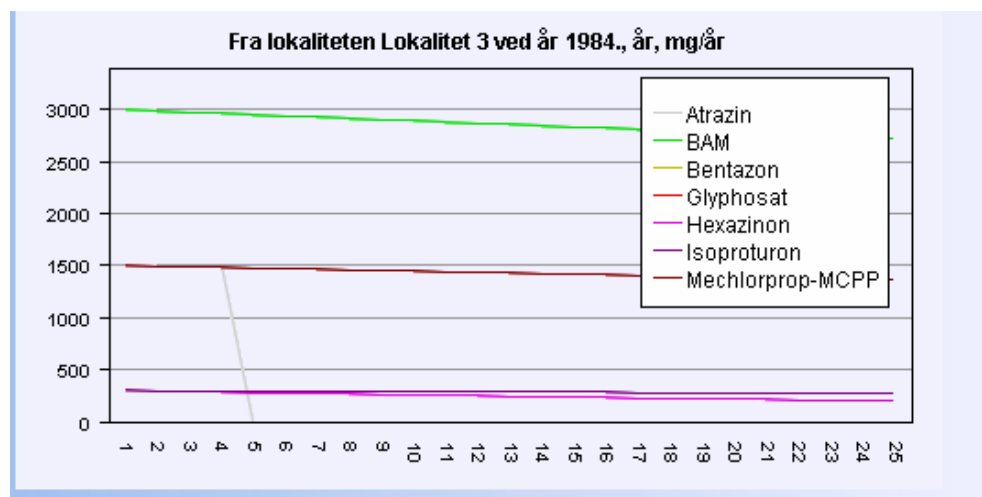
Hexazinon

For hexazinon forventes en begrænset nedbrydning (DT_{50} er 2.500 dage, dvs. 6,8 år), og der er kun begrænset tilbageholdelse i akviferen. Transporttiderne fra de enkelte lokaliteter varierer fra 5 - 47 år og forureningen fra visse lokaliteter kan nå at være delvis nedbrudt undervejs, bl.a. fra lokalitet 9, jf. figur 10.15.

Som det ses af figur 10.7 til 10.14, er stofmængden, der når frem til slutpunkterne fra de individuelle lokaliteter, på 40,866 til 200,86 mg/år (mens der ved kilden findes 301,2 mg/år, jf. figur 10.5).

Glyphosat

For alle 8 lokaliteter antages det, at glyphosat stadig anvendes og udvaskes til grundvandet under lokaliteterne. Imidlertid når stoffet aldrig længere frem end nogle få meter fra lokaliteterne, idet halveringstiden er kort (DT_{50} er 18 dage) og stoffet tilbageholdes i akviferen. På figur 10.16 ses fordelingen langs centerlinien for lokalitet 3, som er 326 m fra slutpunktet (jf. figur 10.5). I afstandspunkt 1 (1/10 del af centerlinien svarende til 33 m) er glyphosatmængden på nul.



FIGUR 10.16: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1998 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 3 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 326 M. GLYPHOSATFLUXEN ER IKKE NÅET 1/10 AF 326 M, DVS. 32,6 M.

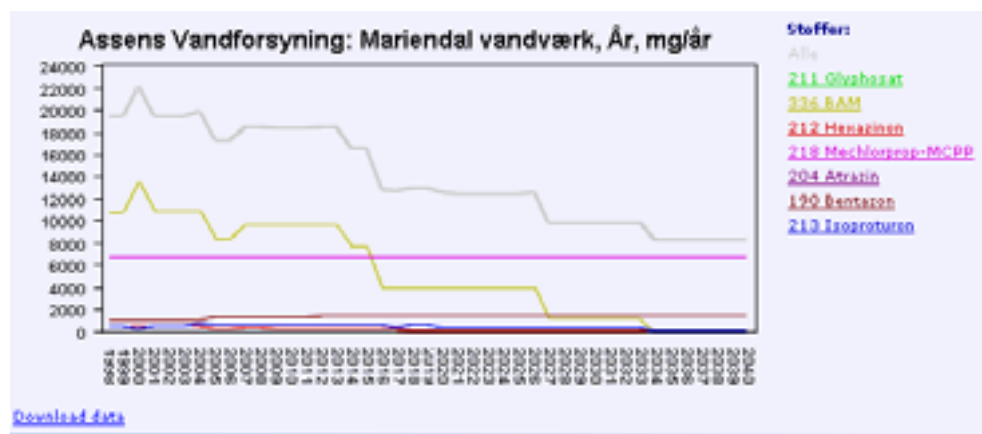
Bentazon

For bentazon antages nærmest ingen nedbrydning (DT_{50} er 10.000 dage, dvs. 27 år), og der er kun begrænset tilbageholdelse i akviferen. For alle 8 lokaliteter antages det, at bentazon stadig anvendes og udvaskes til grundvandet under lokaliteterne. Transporttiderne betyder at forureningen fra visse lokaliteter kan nå at være delvis nedbrudt undervejs, bl.a. fra lokalitet 9, jf. figur 10.15.

Atrazin

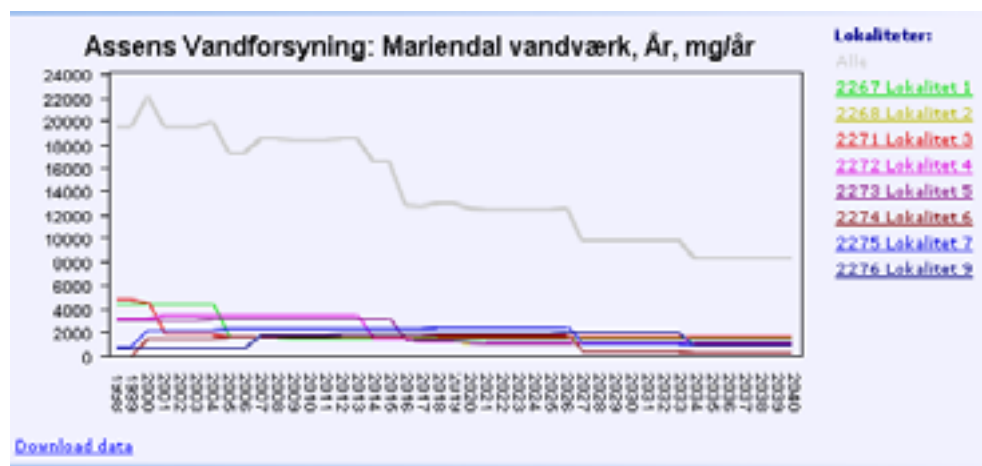
I figur 10.16 kan vi se, at atrazin bevæger sig meget langsomt i forhold til de andre stoffer, fordi retentionskoefficient er højt. Anvendelsen af atrazin antages at være ophørt i 1994, men fordi stoffet transporteres langsomt og stort set ikke nedbrydes i grundvandsmagasinet, vil det vare mange år, før det når frem til et slutpunkt, og dermed også lang tid før stofmængderne i slutpunkterne falder efter ophør af pesticidanvendelse. Atrazinbidrag er teoretisk først fremme efter flere hundrede år. Da nedbrydning kun sker i vandfasen, jf. afsnit 9.6, vil nedbrydning kun finde sted i ca. 5 - 47 år. Det betyder, at nedbrydningen af atrazin er ubetydelig på trods de lange transporttider.

Ved at vælge en længere periode, frem til 2040, kan vi i figur 10.17 kontrollere om, stofmængderne forsætter falder frem til 2040.



FIGUR 10.17: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1998 TIL 2040. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES EN SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE PESTICIDER I OPLANDET MED ID.NR.

I figur 10.18 er stofmængden i slutpunkterne opdelt efter lokaliteterne, og vi kan se, at det samlede bidrag fra lokalitet 3 falder i 2000, mens det samlede bidrag fra lokalitet 9 først falder i 2033.



FIGUR 10.18: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL MARIENDAL VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1998 TIL 2040. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES EN SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE LOKALITETER I OPLANDET MED ID.NR.

Konklusion

Konklusionen vedrørende prioriteringen for Mariendal vandværk er dermed, at de forventelige koncentrationer i vandværksboringerne, undtagen for mechlorprop og BAM, er for små til at de kan forventes at kunne detekteres, ligesom det er usikkert, om forureningen strømmer mod vandværksboringer. Eventuelle grundvandskoncentrationer af BAM og mechlorprop forventes at være mindre end. 0,03 µg/l.

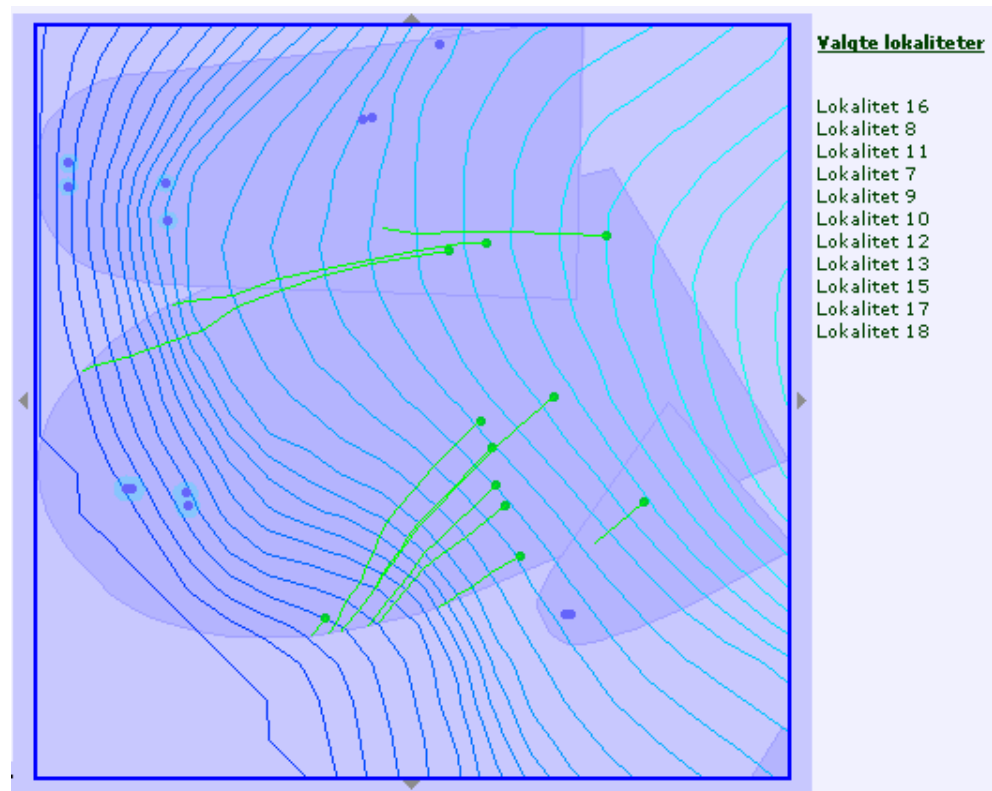
Vurderingen kan forbedres ved at potentialebilledet bekræftes og ved at der indsamles oplysninger om driftsforhold på de enkelte landbrugsbedrifter opstrøms for vandværket.

Endvidere kunne man foretage en række indledende undersøgelser af grundvandsforureningen tæt på kilderne.

10.3.2 Assens – Kildebakkens vandværk

I dette opland er der 11 potentielle pesticidpunktkilder, som vist i figur 10.19. 10 lokaliteter er landbrugsbedrifter og den sidste et gartneri.

Der foreligger ingen oplysninger om driftsforhold, spild, jord- eller grundvandforurening for disse lokaliteter.



FIGUR 10.19: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE POTENTIELLE PESTICIDPUNKTKILDER I OPLANDET TIL KILDEBAKKENS VANDVÆRK. SIGNATURFORKLARINGEN ER VIST I FIGUR 10.2.

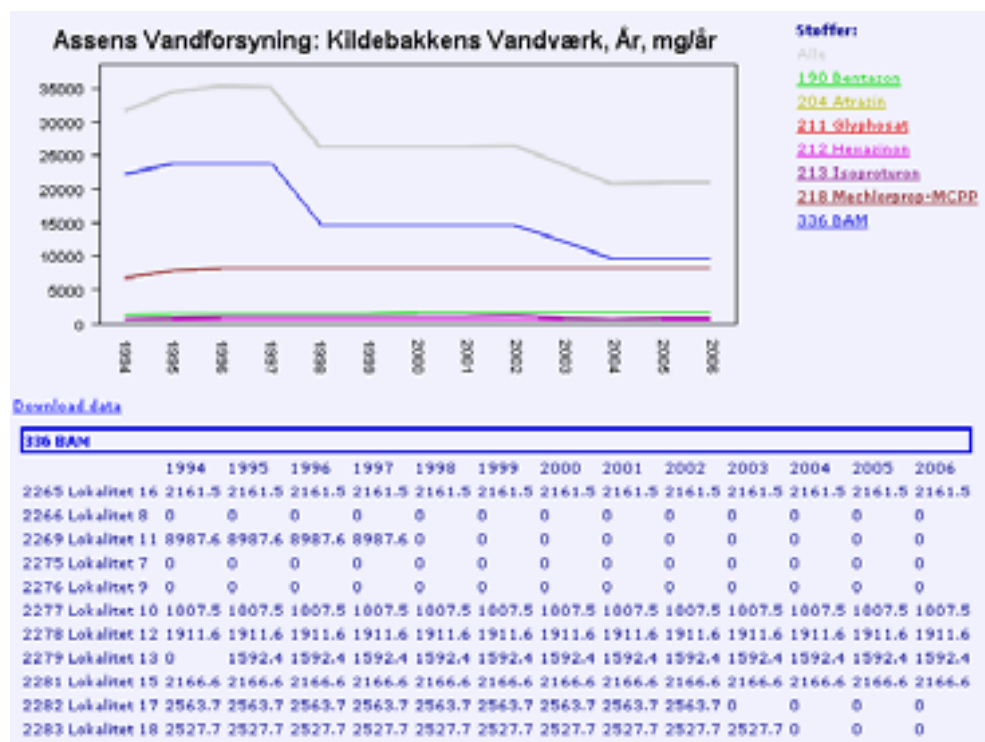
Risikovurderingen for dette opland kan foretages på samme måde som for oplandet for Mariendal vandværk. Den eneste forskel er, at der findes et gartneri i oplandet, hvorfor default-værdierne for den formodede forurening under lokaliteten er forskellig fra landbrugsbedrifter.

I figur 10.20 ses transportoplysninger for oplandet til Kildebakkens vandværk. Ifølge beregninger af centerlinierne i figur 10.20 ligger de 11 lokaliteter mellem 409,3 og 3.163,1 m fra oplandsgrænsen. Figur 10.19 indikerer, at ingen af centerlinierne strømmer mod en indvindingsboring. Såfremt forureningen strømmer til indvindingsboringer, vil centerlinierne være af nogenlunde samme længde, dvs. at forureningens ankomst til slutpunktet i en boring eller oplandsgrænse vil være nogenlunde den samme.

Kildestyrker			Assens Vandforsyning: Kildebakkens Vandværk					
Tmid (m ² /s)	Tmin (m ² /s)	Tmax (m ² /s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)
0.0040257	0.0034688	0.0045498	Sand	1.5	0.35	Anaerobt	30	251
ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt		Gradient (%)		Centerlinje (m)		
2265	Lokalitet 16	121		0,007128434		1130,276		
2266	Lokalitet 8	122		0,002752591		1455,405		
2269	Lokalitet 11	141		0,006734115		148,6543		
2275	Lokalitet 7	124		0,005563745		2535,638		
2276	Lokalitet 9	119		0,003824377		2098,341		
2277	Lokalitet 10	111		0,007054232		1721,416		
2278	Lokalitet 12	125		0,007127776		1548,617		
2279	Lokalitet 13	126		0,006795428		2069,869		
2281	Lokalitet 15	127		0,007989793		1257,893		
2282	Lokalitet 17	128		0,008061842		620,7892		
2283	Lokalitet 18	113		0,004886598		409,3065		

FIGUR 10.20: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE OPLANDSBESTEMTE PARAMETRE FOR KILDEBAKKENS VV SÅSOM GRUNDVANDSMAGASINETS TRANSMISSIVITET (T_{MID}) OG TYKKELSE (MAGASIN), AFSTANDEN MELLEM DE ENKELTE LOKALITETER OG OPLANDSGRÆNSE ELLER VANDVÆRKSBORINGER (CENTERLINIE), GRUNDVANDSSPEJLETS GENNEMSNITLIGE GRADIENT FOR DE ENKELTE CENTERLINIER M.V. ALLE PARAMETRE ER VIST SOM RÅDATA HENTET FRA BEREGNINGSMODULET, DVS. MED FLERE DECIMALER.

Under menuen *risikovurdering / horisontal transport* er der valgt diagrammer for alle slutpunkter for en periode fra 1994 – 2006. I figur 10.21 kan vi se, at det største bidrag til pesticider i oplandet er BAM. Mængderne af BAM falder i alle slutpunkter i oplandet efter 1997, da anvendelse af stoffet ophørte i 1996.



FIGUR 10.21: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL KILDEBAKKENS VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES EN SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE PESTICIDER I OPLANDET MED ID.NR., F.EKS. HAR BAM ID.NR. 336. BAM-FLUXEN FALDER FRA CA. 24.000 MG/ÅR I 1997 TIL 10.000 MG/ÅR EFTER 2003.

Det største BAM-bidrag er fra lokalitet 11 – et gartneri, jf. figur 10.21, og da bidraget herfra ophørte i 1996, falder den samlede pesticidbelastning i oplandet i 1997 til ca. 26.000 mg/år, heraf ca. 15.000 mg/år fra BAM. BAM-mængderne falder yderligere og er i 2006 nede på ca. 10.000 mg/år.

Den samlede stofmængde i oplandet er efter 2006, jf. figur 10.21, omkring 20.000 mg/år. Såfremt al forurening strømmer til indvindingsboringerne ved Kildebakken vandværk med en årlig indvinding på ca. 445.000 m³/år, vil den forventelige samlede pesticidkoncentration i drikkevandet være 0,045 µg/l.

Dette betyder, at det kan forventes, at de gennemsnitlige koncentrationer for de enkelte pesticider vil ligge under detektionsgrænsen på 0,01 µg/l, dog med undtagelse af BAM, hvor der kan beregnes en gennemsnitlig koncentration på ca. 0,02 µg/l.

Konklusion

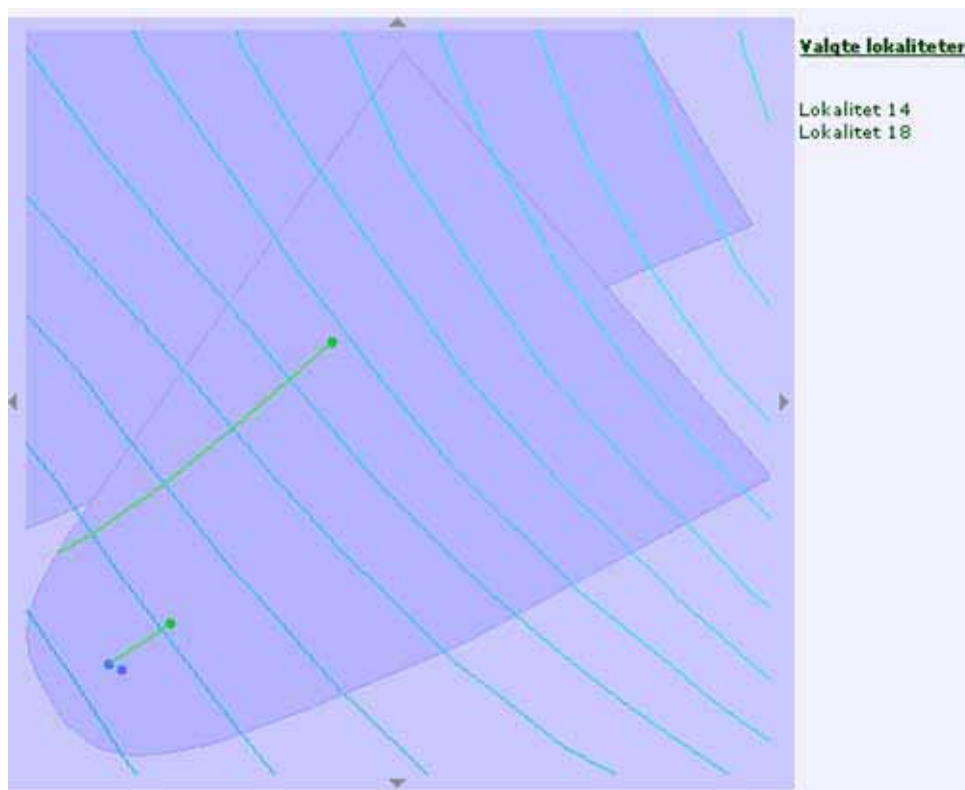
Konklusionen vedrørende prioriteringen for Kildebakkens vandværk er dermed, at de forventelige koncentrationer i vandværksboringerne, undtagen BAM, er for små til at de kan forventes at kunne detekteres, ligesom det er usikkert, om forureningen strømmer mod vandværksboringer. Eventuelle grundvandskoncentrationer af BAM forventes at være mindre end 0,02 µg/l.

Vurderingen kan forbedres ved at potentialebilledet bekræftes og ved at der indsamles oplysninger om driftsforhold på de enkelte landbrugsbedrifter opstrøms for vandværket.

Endvidere kunne man foretage en række indledende undersøgelser af grundvandsforureningen tæt på kilderne.

10.3.3 Melby-Kærum opland

I oplandet til Melby-Kærum er der 2 potentielle pesticidpunktkilder som vist i figur 10.22. Der er inden for ca. 50 m af indvindingsboringen identificeret et større gartneri (lokalitet 14). Ifølge figur 10.22 vil forureningen fra lokalitet 14 strømme frem til indvindingsboringen. Lokalitet 18 - en fiktiv landbrugsbedrift - ligger også i oplandet til Kildebakkens vandværk, men ifølge det anvendte potentialebillede vil forureningen herfra strømme mod oplandsgrænsen til Melby-Kærum vandværk.



FIGUR 10.22: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE POTENTIELLE PESTICIDPUNKTKILDER I OPLANDET TIL MELBY-KÆRUM VANDVÆRK. SIGNATURFORKLARINGEN ER VIST I FIGUR 10.2.

Risikovurderingen kan foretages på samme måde som for oplandene for Mariendal og Kildebakken vandværker.

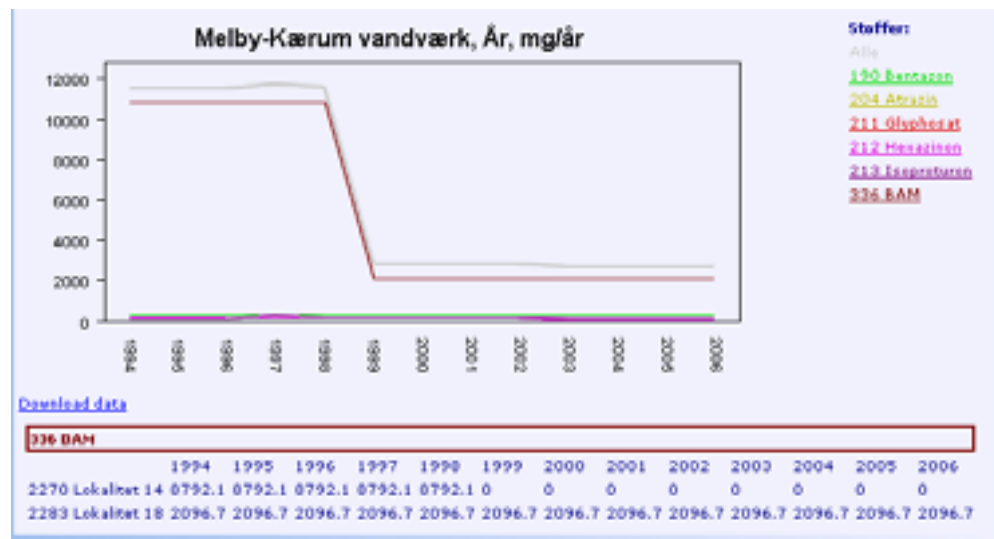
I figur 10.23 ses transportoplysninger for oplandet til Melby-Kærum vandværk. Ifølge beregninger af centerlinierne i figur 10.23 ligger de 2 lokaliteter mellem 169,69 og 782,91 m fra henholdsvis indvindingsboringen og oplandsgrænsen.

Pesticiddata		Lokalitetsdata		Risikovurdering		Vejledning				
Opland		Lokaliteter		Kildestyrker		Horisontal transport				
Kildestyrker		Melby-Kørum vandværk								
Tmid (mU/s)	Tmin (mU/s)	Tmax (mU/s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)		
0.0035566	0.0033807	0.0036020	Sand	1.5	0.35	Anaerobt	30	251		
ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt		Gradient (%)		Centerlinje (m)				
2270	Lokalitet 14	112		0,005094859		169,6876				
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	Kd (ml/g)	DTS0 (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)
190	Bentazon	0,2	max	DEF	2500	0,0047	10000	1974		125,5
204	Abrazin	5	max	DEF	2500	7,3	10000	1990	1994	3137,5
211	Glyphosat	200	max	DEF	2500	60	18	1976		126600
212	Hexazinon	0,2	max	DEF	2500	0,0035	2500	1976	2000	125,5
213	Isoproturon	0,2	max	DEF	2500	0,07	10000	1978	1994	125,5
336	BAM	15	max	DEF	2500	0,003	10000	1999	1996	9412,5
2283	Lokalitet 18	113		0,005119177		782,9092				
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	Kd (ml/g)	DTS0 (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)
190	Bentazon	1	max	DEF	1200	0,0047	10000	1974		301,2
204	Abrazin	5	max	DEF	1200	7,3	10000	1990	1994	1506
211	Glyphosat	100	max	DEF	1200	60	19	1975		30120
212	Hexazinon	1	max	DEF	1200	0,0035	2500	1976	2000	301,2
213	Isoproturon	1	max	DEF	1200	0,07	10000	1978	1994	301,2
336	BAM	10	max	DEF	1200	0,003	10000	1999	1996	3012

FIGUR 10.23: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE OPLANDSBESTEMTE PARAMETRE FOR MELBY-KØRUM VANDVÆRK SÅSOM GRUNDVANDSMAGASINETS TRANSMISSIVITET (T_{MID}) OG TYKKELSE (MAGASIN), AFSTANDEN MELLEM DE ENKELTE LOKALITETER OG OPLANDSGRÆNSE ELLER VANDVÆRKSBORINGER (CENTERLINJE), GRUNDVANDSSPEJLETS GENNEMSNITLIGE GRADIENT FOR DE ENKELTE CENTERLINIER M.V. ALLE PARAMETRE ER VIST SOM RÅDATA HENTET FRA BEREGNINGSMODULET, DVS. MED FLERE DECIMALER.

Under menuen *risikovurdering / horisontal transport* er der valgt diagrammer for alle slutpunkter for en periode fra 1994 – 2006. I figur 10.24 kan vi se, at det største bidrag til pesticider i oplandet er BAM.

Mængden af BAM falder i alle slutpunkter i oplandet efter 1998, da anvendelse af stoffet ophørte i 1996.



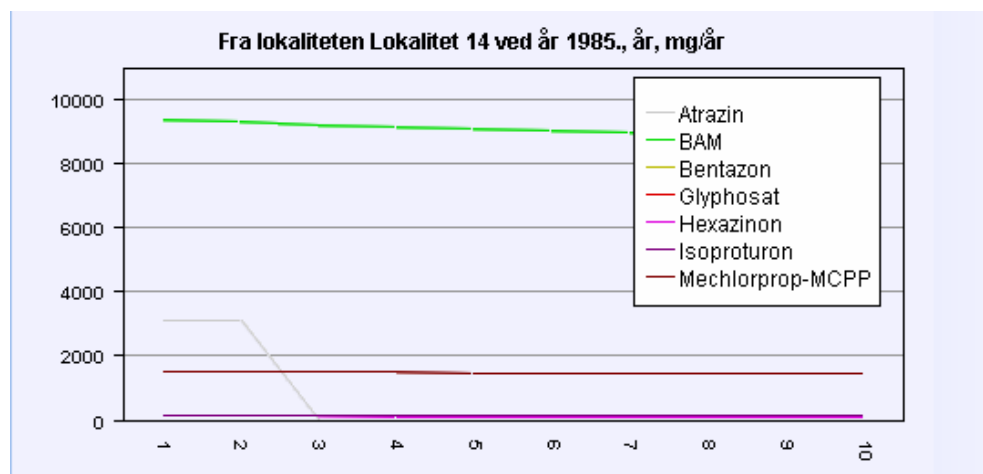
FIGUR 10.24: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL MELBY-KÆRUM VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1994 TIL 2006. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES EN SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE PESTICIDER I OPLANDET MED ID.NR., F.EKS. HAR BAM ID.NR. 336. BAM-FLUXEN FALDER FRA CA. 10.820 MG/ÅR I 1999 TIL 2060 MG/ÅR.

Det største bidrag er fra lokalitet 14 – et gartneri, jf. figur 10.24, og da bidraget herfra er ophørt i 1998, falder den samlede pesticidbelastning i oplandet til ca. 2.500 mg/år, heraf ca. 2.096 mg/år fra BAM. Før 1998 var den samlede pesticidbelastning i oplandet ca. 11.500 mg/år, heraf ca. 10.900 mg/år fra BAM.

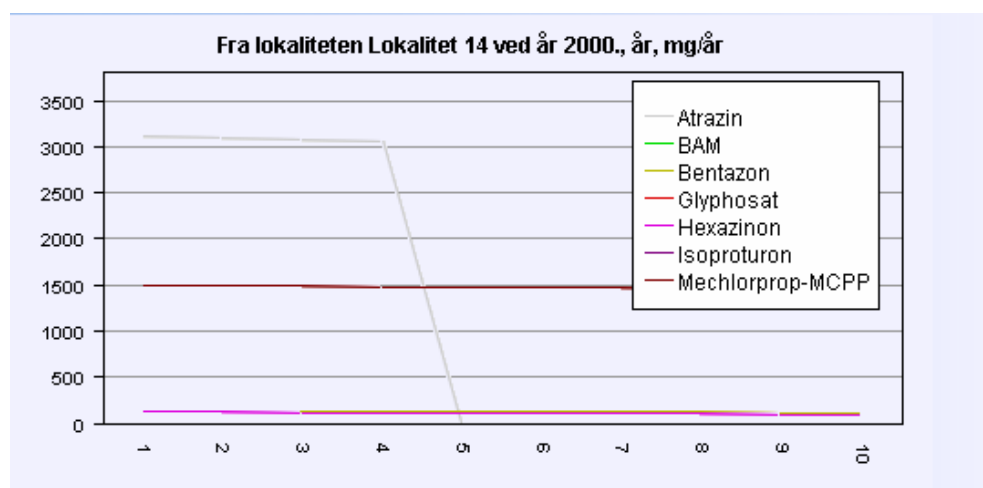
Såfremt al forurening strømmer til indvindingsboringerne ved Melby-Kærum med en årlig indvinding på ca. 33.000 m³/år, vil den forventelige samlede pesticidkoncentration i drikkevandet henholdsvis før og efter 1998 være på 0,35 og 0,08 µg/l. Pesticidbidraget forventes hovedsageligt at omfatte BAM på henholdsvis 0,33 og 0,062 µg/l.

Ifølge Fyns Amt er der konstateret let forhøjede BAM-værdier i borer i 2001 og 2003.

I figur 10.25 - 10.26 vises den tidsmæssige udvikling i 10 punkter langs centerlinien fra lokalitet 14 i henholdsvis 1985 og 2000. Der sker kun lidt nedbrydning af BAM langs centerlinien i 1985, men i 2000 er BAM helt væk fra forureningsfanen. Atrazinfanen kommer kun langsomt frem og har i 2000 nået punkt 4, svarende til 68 m (4/10 af 169,6878 m, jf. figur 10.26).

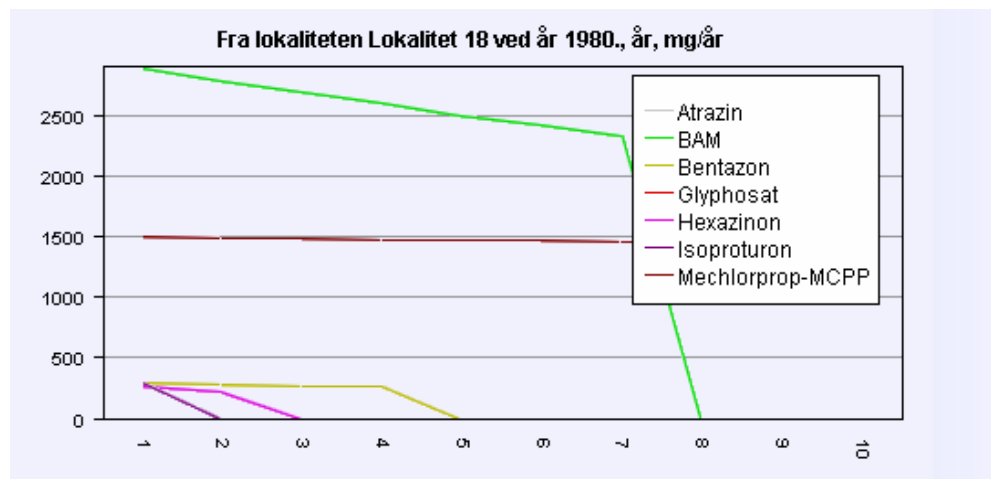


FIGUR 10.25: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1985 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 14 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 169,7 M. ÅTRAZINFLUXEN ER KUN NÅET 2/10 AF DE 169,7 M, DVS. 34 M.

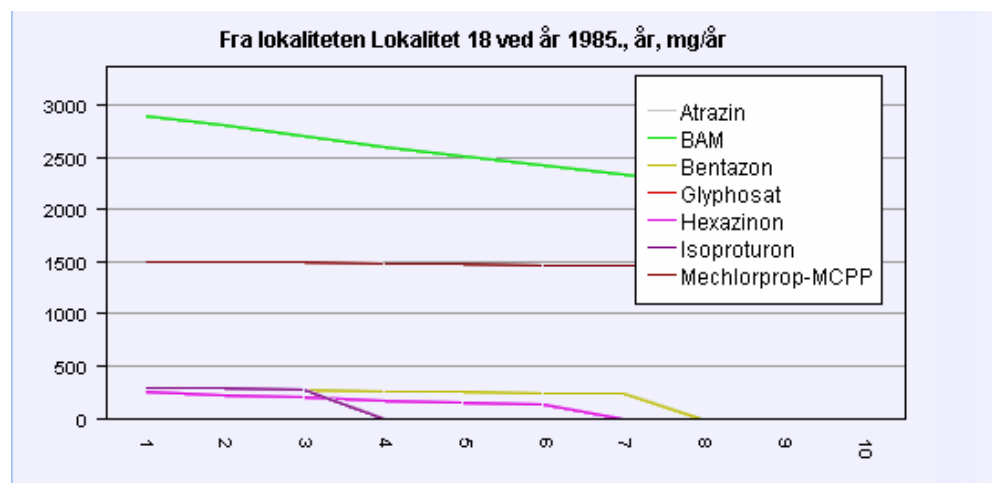


FIGUR 10.26: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 2000 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 14 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 169,7 M. ÅTRAZINFLUXEN ER KUN NÅET 4/10 AF DE 169,7 M, DVS. 68 M.

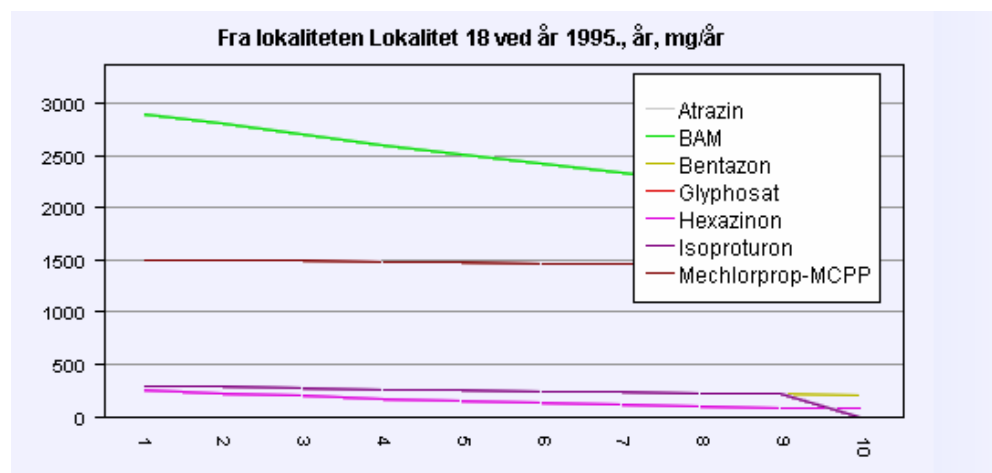
I figur 10.27 - 10.30 vises den tidsmæssige udvikling i 10 punkter langs centerlinien fra lokalitet 18 for perioden 1980 til 2000. BAM er det første pesticid, der når frem til slutpunktet, og det forsvinder allerede fra kilden igen efter 2000. De andre pesticider bevæger sig kun langsomt frem, bl.a. har bentazon først nået slutpunktet i 1995.



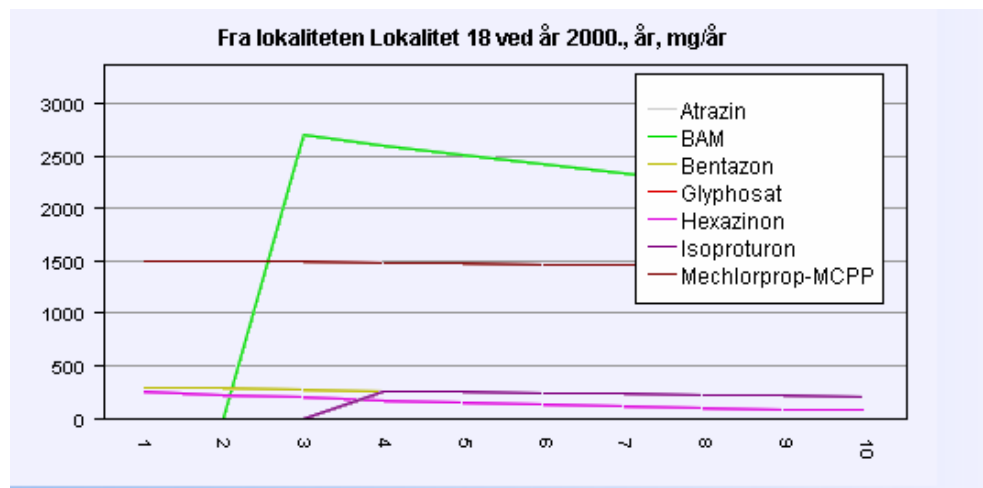
FIGUR 10.27: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1980 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 18 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 782,9 M. BAMFLUXEN ER KUN NÅET 8/10 AF DE 783 M, DVS. 626 M.



FIGUR 10.28: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1985 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 18 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 782,9 M. BAMFLUXEN ER NÅET FREM TIL SLUTPUNKTET.

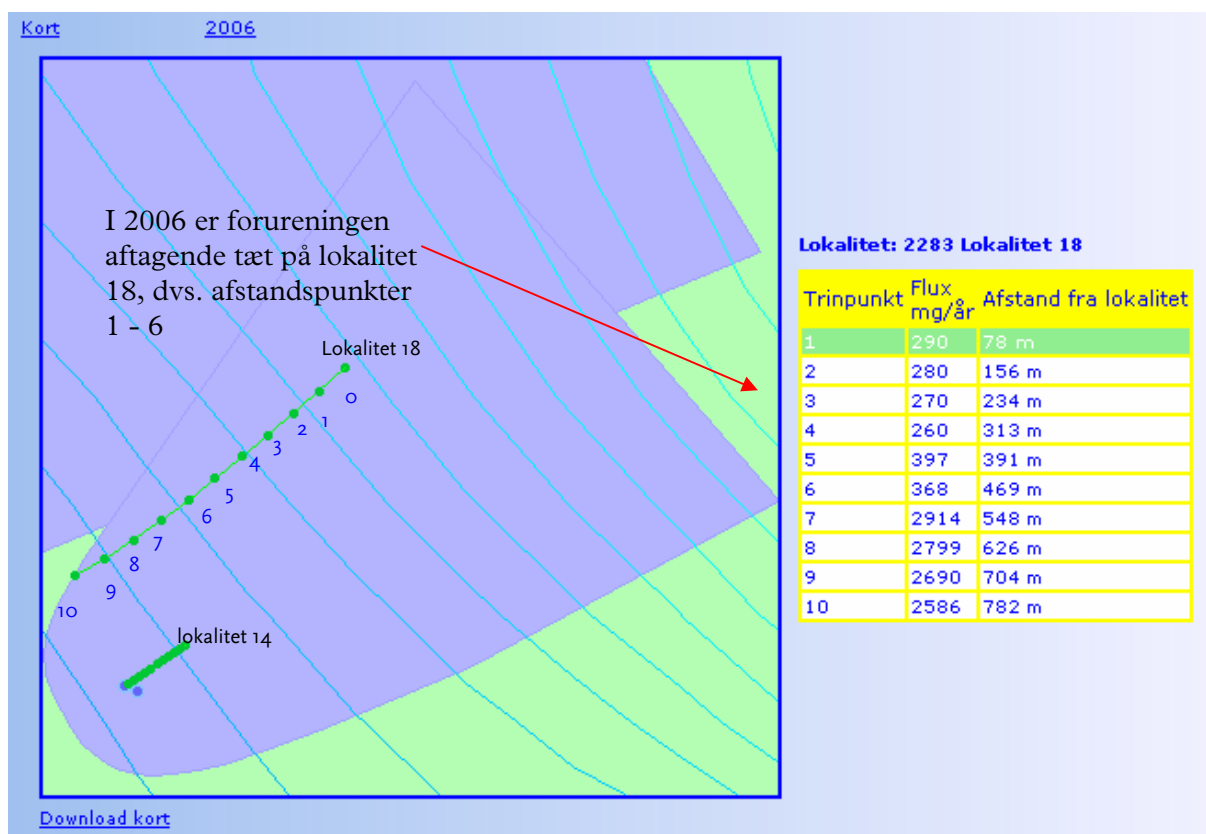


FIGUR 10.29: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1985 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 18 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 782,9 M. BAM-, BENTAZON OG HEXAZINON ER NÅET FREM TIL SLUTPUNKTET.



FIGUR 10.30: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 1985 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 18 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 782,9 M. BAM- OG ISOPROTURONFLUX ER OPHØRT VED LOKALITET 18.

I figur 10.31 vises centerlinien på kortet og en tabel med det samlede pesticidbidrag i de 10 punkter langs centerlinien i 2006. Den samlede pesticidflux langs centerlinien er aftagende.



FIGUR 10.31: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. DEN SAMLEDE PESTICIDFLUX I 2006 ER BEREGNET. VED KLIK PÅ ET PUNKT PÅ CENTERLINIEN VISES TIL HØJRE EN TABEL, HVOR FLUXEN I DE 10 PUNKTER PÅ CENTERLINIEN ER VIST SAMMEN MED AFSTANDEN FRA LOKALITETEN (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL OPLANDSGRÆNSEN (AFSTANDSPUNKT 10). SE FIGUR 10.2 FOR EN SIGNATURFORKLARING.

Konklusion

Konklusionen vedrørende prioriteringen for Melby-Kærum vandværk er dermed, at de forventelige pesticidkoncentrationer i vandværksboringerne, undtagen BAM, er for små til at de kan forventes at kunne detekteres, ligesom det er usikkert, om forureningen fra lokalitet 18 strømmer mod vandværksboringer. Eventuelle grundvandskoncentrationer af BAM forventes at være på niveauer fra mindre end 0,062 til 0,33 µg/l. Ifølge Fyns Amt er der i 2001 og 2003 konstateret let forhøjede BAM-værdier i boringer.

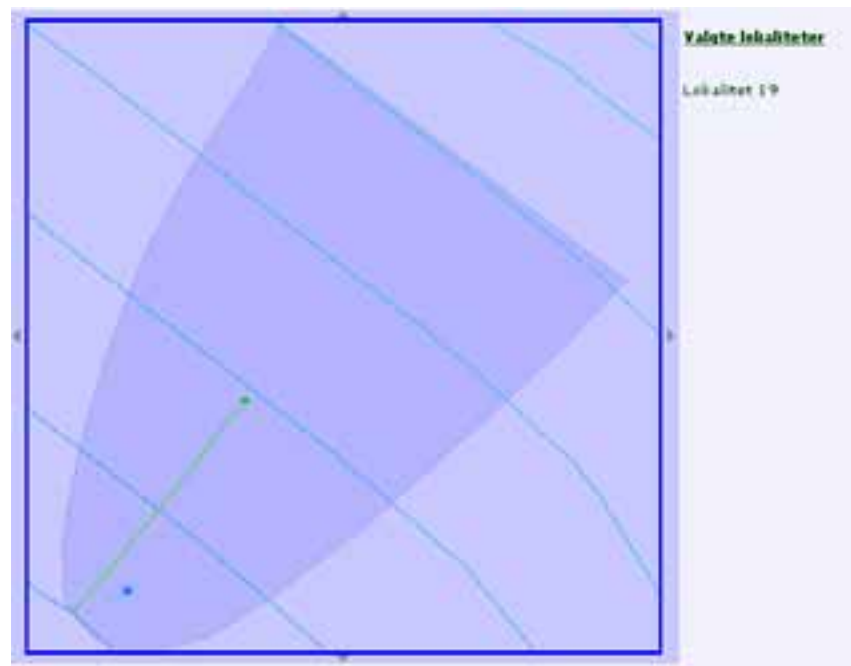
Vurderingen kan forbedres ved at potentialebilledet bekræftes og ved at der indsamles oplysninger om driftsforhold på de enkelte landbrugsbedrifter opstrøms for vandværket.

Endvidere kunne der foretages en række indledende undersøgelser af grundvandsforureningen tæt på kilderne.

10.3.4 Sønderby vandværk

I oplandet til Sønderby Vandværk er kun identificeret et gartneri, som blev nedlagt i 1977 (betegnet lokalitet 19 i den følgende vurdering). Lokalitet 20 ligger uden for oplandsgrænsen og kan dermed ikke ses på kortet.

Ifølge figur 10.32 vil forureningen fra lokalitet 19 ikke strømme til indvindingsboringen, men forureningen vil højst sandsynligt alligevel ende i vandværket.



FIGUR 10.32: SKÆRBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE DE POTENTIELLE PESTICIDPUNKTKILDER I OPLANDET TIL SØNDERBY VANDVÆRK. SIGNATURFORKLARINGEN ER VIST I FIGUR 10.2.

Risikovurderingen kan foretages på samme måde som for oplandene for Mariendal og Kildebakken vandværker.

I figur 10.33 ses transportoplysninger for oplandet til Sønderby vandværk.

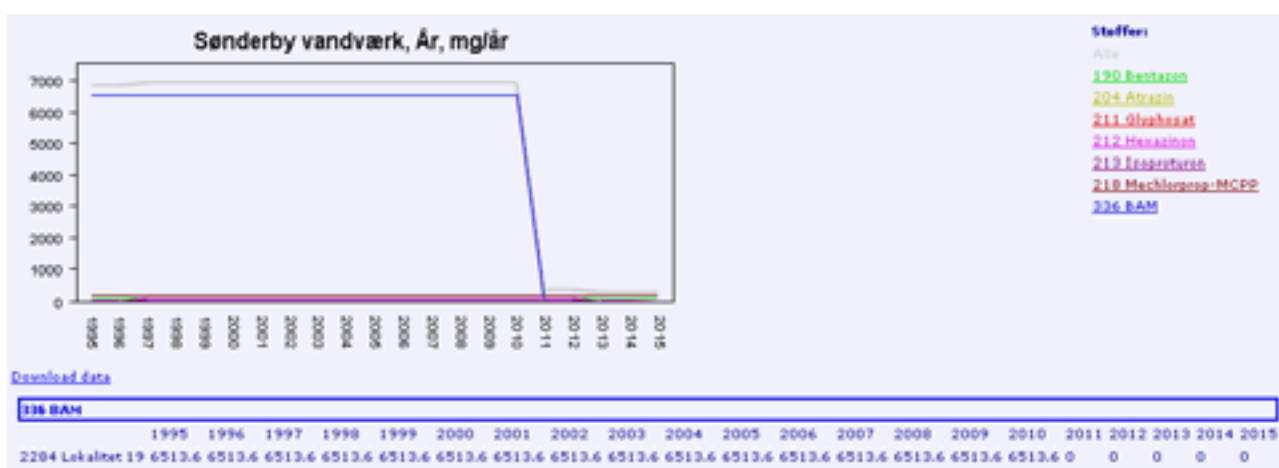
Ifølge beregninger af centerlinierne i figur 10.33 ligger lokaliteten 515,455 m fra indvindingsboringen.

Opland		Lokaliteter		Kildestyrker			Horizontal transport			
Kildestyrker				Sønderby vandværk						
Tmid (m ² /s)	Tmin (m ² /s)	Tmax (m ² /s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)		
0.0000090	0.0029577	0.0031222	Sand	1.5	0.35	Anaerobt	30	251		
ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt		Gradient (%)			Centerlinje (m)			
2284	Lokalitet 19	105		0.003880512			515,455			
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	Kd (ml/g)	DT50 (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)
190	Bentazon	0.2	max	DEF	2500	0,0047	10000	1974		125,5
204	Atrazin	5	max	DEF	2500	7,3	10000	1990	1994	3137,5
211	Glyphosat	300	max	DEF	2600	60	18	1976		126600
212	Hexazinon	0.2	max	DEF	2600	0,0035	2500	1978	2000	125,5
213	Isoproturon	0.2	max	DEF	2600	0,07	10000	1978	1994	125,5
218	Mechlorprop-MCPP	0.2	max	DEF	2500	0,0025	10000	1950		125,5
218	Mechlorprop-MCPP	0.2	max	DEF	2500	0,0025	10000	1950		125,5
330	BAM	15	max	DEF	2500	0,003	10000	1999	1990	9412,5

FIGUR 10.33: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE OPLANDSBESTEMTE PARAMETRE FOR SØNDERBY VANDVÆRK SÅSOM GRUNDVANDSMAGASINETS TRANSMISSIVITET (T_{mid}) OG TYKKELSE (MAGASIN), AFSTANDEN MELLEML DE ENKELTE LOKALITETER OG OPLANDSGRÆNSE ELLER VANDVÆRKSBORINGEN (CENTERLINIE), GRUNDVANDSSPEJLET Gennemsnitlige GRADIENT FOR DE ENKELTE CENTERLINIER M.V. ALLE PARAMETRE ER VIST SOM RÅDATA HENTET FRA BEREGNINGSMODULET, DVS. MED FLERE DECIMALER.

Under menuen *risikovurdering / horisontal transport* er der valgt diagrammer for alle slutpunkter for en periode fra 1994 – 2015. I figur 10.34 kan vi se, at det største bidrag til pesticider i oplandet er BAM.

Mængderne af BAM falder efter 2010, da anvendelsen af stoffet ophørte i 1996, og det varer 15 år, før fanen begynder at aftage ved slutpunktet.



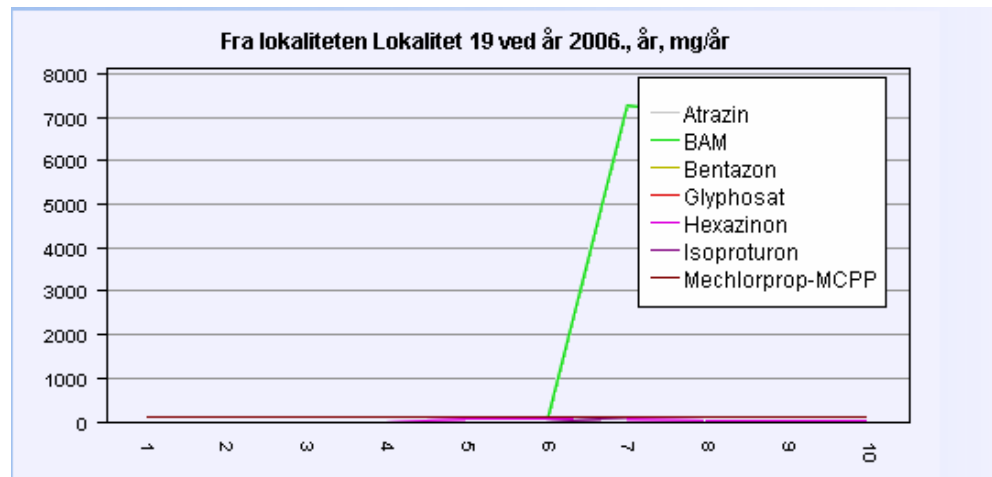
FIGUR 10.34: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I SLUTPUNKTER I OPLANDET TIL SØNDERBY VANDVÆRK I PERIODEN FRA 1994 TIL 2015. TIL HØJRE FOR DIAGRAMMET VISES EN SIGNATURFORKLARING FOR DE ENKELTE PESTICIDER I OPLANDET MED ID.NR., F.EKS. HAR BAM ID.NR. 336. BAM-FLUXEN FORVENTES AT FALDE FRA CA. 6.400 MG/ÅR TIL NUL I 2011.

Den samlede pesticidbelastning i oplandet frem til 2012 er ca. 6.500 mg/år, heraf ca. 6.400 mg/år fra BAM. Såfremt al forurening strømmer til indvindingsboringen ved Sønderby vandværk med en årlig indvinding på ca.

33.000 m³/år, vil den forventelige samlede pesticidkoncentration i drikkevandet være 0,20 µg/l. Pesticidbidraget forventes hovedsageligt at omfatte BAM.

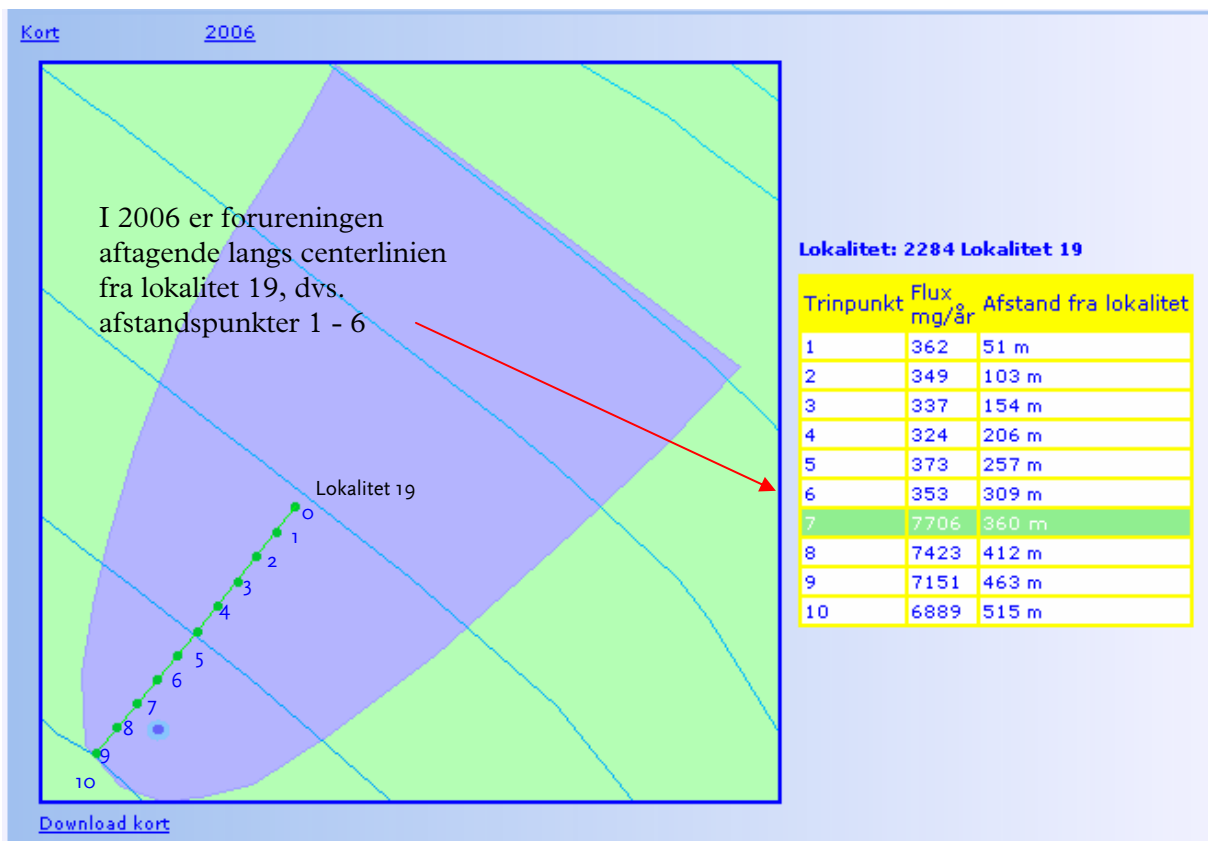
Ifølge Fyns Amt er der konstateret problemer med pesticider i borerne.

I figur 10.35 vises den mængdemæssige fordeling langs centerlinien i 2006.



FIGUR 10.35: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE ET DIAGRAM OVER FLUXEN (MG/ÅR) I 2006 I 10 AFSTANDSPUNKTER JÆVNT FORDELT PÅ CENTERLINIEN FRA LOKALITET 19 (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL SLUTPUNKTET (AFSTANDSPUNKT 10), I ALT 515,455 M. BAMFLUXEN ER AFTAGENDE LANGS CENTERLINIEN.

I figur 10.36 vises centerlinien i 2006 og en tabel med det samlede pesticidbidrag i de 10 punkter langs centerlinien.



FIGUR 10.36: SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. DEN SAMLEDE PESTICIDFLUX I 2006 ER BEREGNET. VED KLIK PÅ ET PUNKT PÅ CENTERLINIEN VISES TIL HØJRE EN TABEL, HVOR FLUXEN I DE 10 PUNKTER PÅ CENTERLINIEN ER VIST SAMMEN MED AFSTANDEN FRA LOKALITETEN (AFSTANDSPUNKT 0) FREM TIL OPLANDSGRÆNSEN (AFSTANDSPUNKT 10). SE FIGUR 10.2 FOR EN SIGNATURFORKLARING.

Konklusion

Konklusionen vedrørende prioriteringen for Sønderby vandværk er dermed, at de forventelige pesticidkoncentrationer i vandværksboringerne, undtagen BAM, er for små til at de kan forventes at kunne detekteres, ligesom det er usikkert, om forureningen fra lokalitet 19 strømmer mod vandværksboringer. Eventuelle grundvandskoncentrationer af BAM forventes at være på et niveau på mindre end 0,02 µg/l. Ifølge Fyns Amt er der konstateret problemer med pesticider i boringer.

Vurderingen kan forbedres ved at potentialebilledet bekræftes og ved at der indsamles oplysninger om driftsforhold på de enkelte landbrugsbedrifter opstrøms for vandværket.

Endvidere kunne man foretage en række indledende undersøgelser af grundvandsforureningen tæt på kilderne.

11 Perspektivering

11.1 ANVENDELSESMULIGHEDER

Med dette projekt er der skabt et værktøj, hvormed en tekniker hurtigt kan få dannet et overblik over konsekvenserne for grundvandet, såfremt der sker spredning af forurening fra potentielle pesticidpunktkilder i et indvindingsopland.

Værktøjet kan anvendes ved risikovurdering ud fra faktuelle forureningsdata samt ud fra skøn baseret på erfaringstal. Værktøjet har indbyggede default-værdier, som kan anvendes, såfremt brugeren ikke har konkrete oplysninger om forureningsforhold ved en pesticidpunktkilde.

Resultatet af en risikovurdering er en kvantificering og visualisering af, hvilke lokaliteter, der potentielt kan udgøre et problem for en enkelt indvindingsboring eller for det samlede opland. Værktøjet genererer tabeller og grafer over de pesticidmængder, der transporteres i grundvandet fra pesticidpunktkilder i et opland.

Konceptet bag værktøjet er at bevare en simpel modelopbygning som sikrer overblik, og samtidig giver muligheder for at udføre følsomhedsberegninger. Ved at udføre følsomhedsberegninger får brugerne ikke blot indsigt i, hvilke lokaliteter, der udgør den største trussel mod vandværkerne, men også en forståelse for, hvordan usikkerhederne i datagrundlag kan have konsekvenser for beregningerne. Risikovurderingsværktøjet kan derfor anvendes såvel ved planlægning af dataindsamling i et område som ved vurdering af de indsamlede data.

Brugeren kan vurdere pesticiderne individuelt eller samlet. Lokaliteter kan fjernes svarende til at der iværksættes afværgetiltag eller kildestyrkerne justeres. De fysisk-kemiske parametre og nedbrydningsdata som automatisk hentes fra pesticidbasen, kan i forbindelse med en følsomhedsberegning overskrives for den aktuelle beregning med brugerens egne bud. Ligeledes kan den oplandsbaserede værdi for grundvandsmagasinet transmissivitet midlertidigt overskrives af brugeren.

Risikovurderingsværktøjet forventes ikke nødvendigvis at angive et "sandt" billede af transporten af pesticider i et opland, men kan anvendes til at illustrere og sammenligne transporten fra forskellige kilder samt identificere, hvilke oplysninger, der har stor betydning for resultatet, og dermed hvilke oplysninger, der bør indsamles eller bekræftes. Jo mere sikkert datagrundlaget er, jo mere sikre er de beslutninger, der træffes på grundlag af risikovurderingen.

11.2 BEGRÆNSNINGER

Risikovurderinger er afhængige af de indtastede data vedrørende potentielt pesticidforurenede lokaliteter, de fysisk-kemiske parametre og nedbrydningsdata for pesticiderne i grundvandsmagasiner, samt de GIS-lag, inklusiv oplandsdata, som er tilknyttet værktøjet.

Såfremt disse data er ukorrekte, vil resultatet af risikovurderingen også være behæftet med fejl. Imidlertid vil det dog ofte være tilstrækkeligt at sammenligne det relative bidrag fra de forskellige pesticidpunktkilder og prioritere indsatsen ved en indledende eller supplerende dataindsamling.

Desuden beregnes stoftransport kun for de stoffer, som indtastes som faktiske forureningsstoffer eller som default- eller skønnede forureningsstoffer. Værktøjet beregner ikke stofomsætning til metabolitter under transporten og brugeren skal derfor foretage en manuel indtastning og følsomhedsberegning af transporten fra kilden med forskellige mængder af moderstoffet og metabolitterne. Stoffernes metabolitter kan findes i pesticiddatabasen, og for de pesticider og nedbrydningsprodukter, som er fundne i dansk grundvand stoffer findes fysisk-kemiske og nedbrydningsdata i pesticiddatabasen.

Som redegjort for i afsnit 5.2, er det vigtigt, at risikovurderingsværktøjet alene anvendes til strategiske overvejelser, og at alle vigtige beslutninger underbygges med konkrete undersøgelser og målinger.

Risikovurderingerne er følsomme over for en række oplands bestemte parametre, såsom magasintykkelse, grundvandsmagasinet's transmissivitet, redoxforhold, potentialebillede, herunder påvirkninger fra indvindingsboringer og afgrænsning af det fysiske opland.

Disse oplysninger bør løbende opdateres i de GIS-lag, som anvendes i risikovurderingsværktøjet, jf. bilag F.

11.3 SAMSPIL MED ANDRE PROGRAMMER

Jordforureningssystemet, JAR, afløser ROKA som værktøj til registrering og administration af forurenede og muligt forurenede grunde. JAR-systemet vil være integreret med de vigtigste af regionernes øvrige IT-systemer og således være i stand til at trække på dataregistrering i disse systemer eller fra andre eksterne kilder. JAR understøtter regionernes forvaltning af jordforureningsloven ved at hente og sammenstille data og geografiske informationer. Regionerne er ansvarlige for driften af JAR, der leverer data til Miljøportalen og bliver regionernes primære værktøj i forbindelse med jordforureningsopgaverne. I forbindelse med løsning af andre opgaver, såsom jordforureningsopgaver i kommunerne samt indsatsplaner og vandplaner vil JAR også blive anvendt af medarbejdere i kommunerne og statslige miljøcentre.

Dette betyder, at der i JAR vil findes lokalitetsdata, som kan hentes ind i risikovurderingsværktøjet. Omvendt vil det i lokalitetsdatabasen i risikovurderingsværktøjet være muligt at oprette potentielle pesticidpunktkilder, som ikke er omfattet af JAR registreringen.

I 2006 blev der udviklet et GIS baseret risikovurderings- og prioriteringsmodul til JAR (GISP), hvori der er etableret en stofkemisk database. Der er således både anvendelsesmæssige og strukturelle fællestræk ved JAR, GISP og dette risikovurderingsværktøj.

Der findes ligeledes et offentligt Arealsystem, der sikrer, at de fælles arealdata er tilgængelige for de respektive myndigheder.

JAR indeholder oplysninger om potentielle pesticidpunktkilder som eksempelvis gartnerier og lossepladser samt allerede kortlagte lokaliteter med påviste forureninger med pesticider.

11.4 UDVIKLINGSMULIGHEDER

Risikovurderingsværktøjet kan med fordel udvikles med følgende tiltag:

- Udvidelse af pesticiddatabasen med flere stoffer, herunder de kritiske transportparametre for metabolitter.
- Udvidelse med andre stof typer såsom chlorerede opløsningsmidler, olieprodukter m.fl. Såfremt de nødvendige parametre for K_d og nedbrydningshastigheder i grundvandsmagasiner indgår i GISP (GIS-baseret prioriteringssystem), kan disse hentes fra GISP stofdatabasen, som indeholder stamdata samt fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber for over 200 stoffer.
- Beregning af omdannelse og transport af metabolitter.
- Forbedring af brugerfladen i forhold til præsentation af det bedste bud i pesticiddatabasen.
- Udvidelse med andre stof typer såsom chlorerede opløsningsmidler, olieprodukter m.fl. Såfremt de nødvendige parametre for K_d og nedbrydningshastigheder i grundvandsmagasiner indgår i GISP (GIS-baseret prioriteringssystem), kan disse hentes fra GISP stofdatabasen, som indeholder stamdata samt fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber for over 200 stoffer.
- Udvidelse af lokalitetsdatabasen med flere lokalitetstyper og default-værdier.
- Udvidelse med et modul til opkobling og overførsel fra GeoGis.
- Udvidelse med et modul til opkobling og overførsel fra JAR.
- Udvidelse med mulighed for eksport af data til JAR eller GeoGIS.
- Udvidelse med et modul til samlet præsentation af følsomhedsberegninger.
- Udvidelse med et modul, således at brugeren selv kan tilføje nye GIS-lag eller rette i eksisterende.
- Mulighed for download af pesticid- og lokalitetsbaser i Access.
- Integreret opkobling eller mulighed for regelmæssig import af ejendoms- og driftsoplysninger for landbrugsejendomme fra de eksisterende landbrugsregistre.

Endelig er der en ikke uvæsentlig opgave i at få verificeret risikovurderingsværktøjets beregninger i forhold til et kendt opland med punktkilder.

12 Referencer

- Albrechtsen, H-J.; Aamund, A.; Larsen, L.; Pedersen, P.G.; Bjerg, P.L.; Rügge, K. og Broholm, M. (2000). Nedbrydning af pesticider i grundvandsmagasiner. Det Strategiske Miljøforskningsprogram Pesticider og grundvand. Temanummer fra grundvandsgruppen. nr. 42.
- Amternes Videncenter for Jordforurening. (1998b). Branchebeskrivelse for skovbruget med fokus på anvendelse af DDT. Teknik og Administration nr. 4.
- Amternes Videncenter for Jordforurening. (2002). Erfaringsopsamling – Amternes undersøgelse af pesticidpunktkilder. Teknik og administration nr. 2.
- Amternes Videncenter for Jordforurening. (1998a). Branchebeskrivelse for aktiviteter med pesticidhåndtering og – anvendelse, maskinstationer, planteskoler, frugtplantager og gartnerier. Teknik og Administration nr. 5.
- Baun, A.; Ledin, A.; Reitzel, L.A.; Bjerg, P.L. og Christensen, T.H. (2004). Xenobiotic organic compounds in Leachates from ten Danish MSW landfills – Chemical analysis and toxicity tests. *Water Research* **38**, 3845-3858.
- Bay, H (2006): Risikovurdering af pesticidpunktkilder, Miljøstyrelsens Teknologi Pulje. Rapport endnu ikke publiceret.
- Bay, H. (1999), Pesticider i grundvandet også et punktkildeproblem, Tillæg til orientering, Amternes Videncenter for Jordforurening.
- Bay, H. (2001): Hvilke pesticider finder man ved en pesticidpunktkilde. ATV – møde, 31. januar 2001.
- Bay, H. og Birk Hansen, H. P. (2001), Gårdspladser og vaskepladser forurener grundvandet med pesticider, VANDteknik nr. 1, 12-17.
- Bay, H., Petersen, U., Birk Hansen, H. P. (2000), Pesticider på planteskoler og frugtplantager, Amternes Videncenter for Jordforurening, Orientering nr. 9.
- Bay, H.; Møller Christensen, P; Dali, J.; Falkenberg, J.A., Fog, C.; Reinhold Kildeby, M.; Mortensen, A.P.; Persson, B.; Ravn Jensen, A., Rügge, K., Spliid, N.H. og Terkelsen, M. (2006). Pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder på oplandskala. Pesticiddatabase og risikovurdering. Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening Miljørapport nr. XXX.
- Bjerg, P. L. (2006). Risikovurdering af punktkilder i forhold til grundvandsressourcen? Indlæg til ATV-møde, april 2006.

- Bjerg, P.L., Tuxen, N., Elkjær, L., Zeuthen Jeppesen, A. og Jensen, B.K. (2006). Strategier overfor pesticidtruslen mod grundvand fra punktkilder – forprojekt. Miljøprojekt. Rapport endnu ikke publiceret.
- Chrintz, T.; Bay, H. og Rügge, K. (2000). BAM fra gårdspladser i det åbne land. VANDteknik nr. 8. pp 374-378.
- Clausen, L.; Arildskou, N.P. og Larsen, F. (2002) Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport nr. 35.
- Danish Environmental Protection Agency (2004). PATE. Database for the environmental properties of pesticides via Styczen (2004).
- Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning. (2006). Database om midler og aktivt indhold www.lr.dk/middeldatabasen
- Danmarks Miljøundersøgelser. (2006). DMU/ Standat <http://www.dmu.dk/Overv%C3%A5gning/Standat>
- Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Danmarks JordbrugsForskning, GEUS. (2006). Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. www.kupa.dk
- Danmarks statistik. (2006), Landbrugsstatistikken. <http://www.statistikbanken.dk>.
- DJF. (2006). Dansk JordbrugsForskning Geodata. <http://www.djfgeodata.dk>
- DMI. (2006). Danmarks Meteorologiske Institut. www.dmi.dk
- Elkjær, L.; Ludvigsen, L.; Juhl, M. M.; Stougaard, M.; Bastrup, J.; Baumann, J.; Larsen, F.; Clausen, L.; Arildskou, N. P.; Jørgensen, P. R.; Kistrup, J. og Spliid, N. H. (2002). Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM-forurening. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 732 2002.
- EU. (2006). European Union. European Commission - DG health and consumer protection – Overview - Plant health - Plant Protection - Evaluation & Authorisation - Plant Protection Products - Existing active substances decisions and review reports http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm
- EU. (2000). European Union. Working Document. Guidance document on persistence in Soil. 9188/VI/97 rev. 8.
- European Food Safety Authority. (2006). Draft assessment reports. <http://www3.efsa.europa.eu/DAR/displaySubstance.cfm?provision=1>
- FOCUS. (2000). FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances, Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference SANCO/321/2000 rev.2, 202 pp.
- Fomsgaard, I.S. (2004). The influence of sorption on the degradation of pesticides and other chemicals in Soil. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 902.
- FOOTPRINT. (2006a). The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). <http://www.eu->

footprint.org/ppdb.html. (<http://www.eu-footprint.org>).
<http://www.herts.ac.uk/aeru/footprint/>

FOOTPRINT. (2006b). Functional tool for pesticide risk assessment and management. <http://www.eu-footprint.org>

Helveg, A.; Spliid, N.H.; Petersen, P.H.; Hansen, L.S.; Holst, C.; Kjølholt, J.; Jensen, P.K.; Heinrichson, K.; Binder, A.; Larsen, U.P.; Linde, K.M.; Nielsen, A. og Torstensson, L. (2005). Udarbejdelse af praktiske retningslinier for forebyggelse af forurening af små vandforsyninger i forbindelse med håndtering af pesticider i landbruget. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 999.

Holst, C. (2001), Fortyndning af restsptøjtevæske og udstyr til rengøring af marksprøjter. Hardi international. 1. Danske plantekongres 2001.

International Union of Pure and Applied Chemistry. (2006). IUPAC http://www.iupac.org/index_to.html

IPCS INCHEM. (2006). International programme on Chemical Safety (WHO/FAO). Pesticides datasheets (93 pesticider) og "Environmental Health Criteria Monographs". www.inchem.org

Jespersen, M. H. (1999), Undersøgelser på nedlagte Gartnerier i Århus Amt, Amternes Videncenter for Jordforurening. Orientering april 1999.

Kjeldsen, P. og Christensen, T.H. (1996). Projektet om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 20 Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 1.

Kjær, J. (Red.), 2005. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring Results May 1999 – June 2004. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelse.

Kjærgaard, M.; de Jonge, H. og Wollesen de Jonge, L. (2000). Prøvetagning af porevand i umættet zone. Et litteraturstudie. Miljøprojekt nr. 540.

Kjærgaard, M.; Ringsted, J.P.; Albrechtsen, H-J. og Bjerg, P.L.. (1998). Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 408.

Larsbo, M. og Jarvis, N. (2003). MACRO5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Studies in Biogeophysical Environment, Emergo 2003:6, Department of Soil Sciences, SLU, Uppsala, Sweden, 48 pp.

Lindhardt, B; Formgaard, I.; Brüschen, W. og Bossi, R. (2000). Pesticiders udvaskelighed. Vurdering af usikkerheden på DT₅₀ og K_{oc} der anvendes i GUS. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport nr. 1.

Ludvigsen, L. K.; Clausen, L.; Hoffmann, M.; Frederiksen, G. S.; Jørgensen, P.; Nygaard, B.; Albrechtsen, H-J.; Jensen, T. F. (2005). BAM's skæbne i grundvand. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1000.

Miljøstyrelsen. (1997). Boringskontrol på vandværker, Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 2.

- Miljøstyrelsen. (2006). Miljøstyrelsens historiske oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler. [www.mst.dk /Kemikalier/Pesticider/Godkendte bekæmpelsesmidler](http://www.mst.dk/Kemikalier/Pesticider/Godkendte%20bek%C3%A6mpelsesmidler).
([http://www.mst.dk/Kemikalier/Pesticider/Godkendte+bekæmpelsesmidler/Nuværende+og+tidligere+godkendte+bekæmpelsesmidler.htm](http://www.mst.dk/Kemikalier/Pesticider/Godkendte+bek%C3%A6mpelsesmidler/Nuv%C3%A6rende+og+tidligere+godkendte+bek%C3%A6mpelsesmidler.htm))
- Mouvet, C.; Albrechtsen, H.J.; Baran, N.; Chen, T., Clausen, L.; Darsy, C.; Desbionne, S.; Douguet, J. –M.; Dubus, I.G.; Fialkiewicz, W.; Gutierrez, A.; Haverkamp, R.; Herbst, M.; Howles, D.; Jarvis, N.J.; Jørgensen, P.R.; Larsbo, M.; Meiwirth, K.; Mermoud, A.; Morvan, X.; Normand, B.; O’Connor, M., Ritsema, C.; Roessle, S.; Roulier, S.; Soutter, M.; Stenemo, F.; Thiéry, D.; Vachaud, G.; Vereecken, H. og Vischetti, C. (2004). PEGASE. Pesticides in European Groundwater. Detailed study of representative aquifers and simulation of possible evolution scenarios. Dubus, I.G. og Mouvet, C. (editors) European project # EVK1-CT1990-00028. Final Report. BRGM/RP-52897-FR, 358 p., 196 fig., 57 tabl., 1 app. <http://infoterrefiche.brgm.fr/PDF/RP-52897-FR.pdf>
- National Research Council Committee on Fracture Characterization and Fluid Flow. 1996. Rock Fractures and Fluid Flow: Contemporary Understanding and Application. Natl. Acad. Press, Washington D.C.
- Nilsson, C. og Nørskov, N. (2001). Pesticider på gartnerigrunde, Amternes Videncenter for Jordforurening, Orientering nr. 9.
- Nordjyllands Amt. (2003). Indvindingsoplande til vandværker. Udarbejdet af Rambøll, maj 2003.
- Nygaard, E. (Red.). 2004. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zoneringskonceptet for udpegning af pesticidfølsomme arealer, KUPA, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Danmarks Jordbrugsforskning.
- PAN Pesticides Database. (2006). En database udviklet af “Pesticide Action Network North America <http://www.pesticideinfo.org/Index.html>
- Pedersen, P.G. (2000). Pesticide Degradability in Groundwater: Importance of redox conditions. Ph.D thesis. Danmarks Tekniske Universitet.
- Petersen, P.H. og Rüegg, K. (2003). Erfaringer fra rådgivningsprojekt vedr. håndtering af pesticider på landbrugsejendomme, Indlæg ved 20. Danske Planteværns Konference.
- Roberts, T. (2002). Metabolic Pathways of Agrochemicals. The Royal Society of Chemistry.
- Skov og Naturstyrelsen. (2006). Jordtyper. Jordbunden i landskabet. www.sns.dk/netpub/jordbund/jordtyper.htm
- Spliid, N. H. og Helweg, A. (1999). Pesticider fra en nedlagt vaske/fyldplads. 16. Danske Planteværnskonference. 1999.
- Stenemo F.; Jarvis, N. og Jonsson, E. (2005). MACRO-GV – ett simuleringsverktyg för platsspecifika bedömningar av beämningsmedelläckage till grundvatten. Studies in Biogeophysical Environment, Emergo 2005:3, Department of Soil Sciences, SLU, Uppsala, Sweden, 18 pp.

- Stenemo, F., Lindahl, A.M.L.; Gärdenäs, A. og Jarvis, N. (2006). Meta-modeling of the pesticide fate model MACRO for groundwater exposure assessments using artificial neural networks. *Journal of Contaminant Hydrology*, submitted.
- Styczen, M.; Petersen, S.; Kristensen, M.; Jessen, O.Z.; Rasmussen, D.; Andersen, M.B. og Sørensen, P.B. (2004). Calibration of models describing Pesticide Fate and Transport in Lillebæk and Odder Bæk catchment. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen*, nr. 62.
- Styczen, M.; Petersen, S. og Sørensen, P.B. (2004). Scenarios and Model describing Fate and Transport of Pesticides in Surface Water for Danish Conditions. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen*, nr. 63.
- Sørensen, L., Høj, A. R. og Bay, H. (2001), Forurening fra opfyldte mergelgrave, *Vand og Jord* nr. 2, 8. årgang.
- Sørensen, S. R.; Schultz, A.; Jacobsen, O. S. og Aamand, J. (2006). Sorption, desorption and mineralisation of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and Subsurface profiles. *Environmental Pollution*, Vol. 141, pp. 184-194.
- Tomlin, C.D.S. (ed.). (2006). *The e-Pesticide Manual*. CD British Crop Protection Council. Version 3.2. 13th. edition.
- Tuxen, N. (2006). Danmarks Tekniske Universitet. Pers. komm.
- United Nations National Library of Medicine. (2006). Toxnet. Toxicology Data Network. Søgning i alle databaser, herunder Dangerous Substances Data Bank (DSDB), som blandt andet omfatter kemiske egenskaber og stoffernes skæbne i miljøet. <http://toxnet.nlm.nih.gov>
- US EPA. (2006a). US Environmental Protection Agency. Pesticides: Topical and Chemical Fact Sheets and Reregistration Eligibility Decisions. www.epa.gov/pesticides regulating pesticides/reregistration/chemical status <http://cfpub.epa.gov/oppref/rereg/status.cfm?show=rereg>
- US EPA. (2006b). US Environmental Protection Agency. Exposure Assessment Tools and Models. Estimation Program Interface (EPI) Suite. <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuite.htm>

13 Ord- og symbolliste

Forkortelse/ symbol	Forklaring
A	Det forurenede areal indtastet i lokalitetsdata (m ²)
AOB	Den asymptotiske oplandsbredde anvendes som diameter på indfangningszonen ved indvindingsboringer (m)
B	Tykkelsen af grundvandsmagasinet, som hentes fra et GIS-lag for oplandet (m)
C	Grundvandskoncentrationen som indtastes under lokalitetsdata (µg/l)
cl	Centerliniens længde (m)
D _{ophør}	Dato for ophør af pesticidanvendelse (år)
D _{start}	Startdato for pesticidanvendelse (år)
D _y	En given dato (år), hvor der ønskes at foretage en beregning
F	Flux, masse/år (mg/år), i et givet punkt, x, ved en given dato, D _y
F ₀	Flux (kildestyrke), masse/år (mg/år), ved kilden i pesticidets anvendelsesperiode – kildestyrken
F _{ane_{ophør}}	Afstand fra lokalitet til den bageste del af forureningsfanen efter anvendelsen af pesticidet er ophørt (m)
F _{ane_{start}}	Afstand fra lokalitet til den første del af foreningsfanen ved starten af anvendelsesperiode for pesticidet (m)
I	Grundvandsspejlets gennemsnitlige gradient i oplandet er gradient fra lokalitet til slutpunkt (%)
Indfangningszone	Diameter på indfangningszonen omkring boringer er defineret som AOB, den asymptotiske

	oplandsbredde (m)
I	Den årlige infiltration (mm/år) ved kilden som hentes fra et GIS-lag for oplandet.
K	Den hydrauliske ledningsevne (m/s)
k_t	Pesticidets 1. ordens nedbrydningskonstant (år^{-1}) og er lige $\ln 2 / (DT_{50} / 365)$
p	Porøsiteten af akvifermateriale som hentes fra et GIS-lag for oplandet (dimensionløs)
Pot_{slut}	Det øvre potentiale ved centerliniens slutpunkt og hentes fra et GIS-lag for potentialet i oplandet (m)
$\text{Pot}_{\text{start}}$	Det nedre potentiale ved centerliniens startpunkt og hentes fra et GIS-lag for potentialet i oplandet (m)
Q	Boringens indvinding, m^3/s
R	Retardationskoefficienten (dimensionsløs)
T	Transporttiden for forureningsfanen fra kilden til et givet punkt x langs centerlinien (år), jf. ligning 9.8.
t_{ophold}	Opholdstid (år), i vandfasen ved transport fra kilden til et givet punkt x langs centerlinien, jf. ligning 9.10.
T	Grundvandsmagasinet transmissivitet, som hentes fra et GIS-lag for oplandet (m^2/s)
v_p	Porevandshastigheden (m/s)
v_s	Pesticidhastigheden (m/s)

Pesticiddatabase - Stofliste

I august 2006 er der følgende 173 stoffer oprettet i pesticiddatabasen med generelle stamdata.

Stofliste A	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Stofnavn				
2,3,6-TBA	50-31-7	463	2,3,6-trichlorobenzoic acid	C7H3Cl3O2
2,3,6-TCBA	50-31-7	4020	2,3,6-trichlorobenzoic acid	C7H3Cl3O2
2,4,5-T	93-76-5	3126	(2,4,5-trichlorophenoxy) acetic acid	C8H5Cl3O3
2,4,5-trichlorophenol	95-95-4	4534	2,4,5-trichlorophenol	C6H3Cl3O
2,4-D	94-75-7	9943	2,4-dichlorophenoxy acetic acid	C8H6Cl2O3
2,4-DB	94-82-6	3547	4-(2,4-dichlorophenoxy) butyric acid	C10H10Cl2O3
2,4-dichloroanisole	553-82-2		2,4-dichloro-1-methoxybenzene	C7H6Cl2O
2,4-dichlorophenol	120-83-2	2688	2,4-dichlorophenol	C6H4Cl2O
2,6-D	575-90-6	4013	2,6-dichlorophenoxyacetic acid	C8H6Cl2O3
2,6-DCPP	25140-90-3	3548	2,6-dichlorophenoxy propionic acid	C8H6Cl2O3
2,6-dichlorobenzoesyre	50-30-6	4014	2,6-dichlorobenzoic acid	C7H4Cl2O2
2,6-MCPA		469	6-chloro-2-methylphenoxyacetic acid	C9H9ClO3
2,6-Mecoprop (2C6MPP)	35851-12-8	413	2-(6-chloro-2-methylphenoxy)-propanoic acid	C10H11ClO3
2-amino-N-(1-methylethyl)-benzamide	30391-89-0		2-amino-N-(1-methylethyl)-benzamide	C10H14N2O
2-chlorophenoxypropionsyre (2CPP)	25140-86-7	411	2-(2-chlorophenoxy)-propanoic acid	C9H9ClO3
2CPA	614-61-9	412	(2-chlorophenoxy) acetic acid	C8H7ClO3
2M-4,6-DCPA		4018	(4,6-dichloro-2-methylphenoxy) acetic acid	C9H8Cl2O3
2M-4,6-DCPP		4019	2-(4,6-dichloro-2-methylphenoxy) propanoic acid	C10H10Cl2O3
3,5-dibromo-4-hydroxy-benzoesyre	3337-62-0		3,5-dibromo-4-hydroxy-benzoic acid	C7H4Br2O3
3,5-dibromo-4-hydroxy-benzamide	3037-56-7		3,5-dibromo-4-hydroxy-benzamide	C7H5Br2O2
3,5-dichlorocatechol	13673-92-2		3,5-dichlorocatechol	C6H4O2Cl2
3-toluidine	108-44-1		3-toluidine	C7H9N
4-aminophenol	123-30-8		4-aminophenol	C6H7NO
4-chlorophenoxypropionsyre (4CPP)	3307-39-9	410	2-(4-chlorophenoxy) propionic acid	C9H9ClO3
4-nitrophenol	100-02-7	3011	4-nitrophenol	C6H5NO3
Alachlor	15972-60-8	4523	2-chloro-2',6'-dimethyl-N-methoxymethylacetanilide	C14H20ClNO2
Aldicarb	116-06-3	4520	2-methyl-2-(methylthio)propionaldehyde O-methylcarbamoyloxime	C7H14N2O2S
Aldicarb sulfone	1646-88-4		2-methyl-2-(methylsulphonyl)propionaldehyde O-(methylcarbamoyl)-oxime	C7H14N2O4S
Aldicarb sulfoxide	1646-87-3		2-methyl-2-(methylsulfinyl)propionaldehyde-O-(methylcarbamoyl)-oxime	C7H14N2O3S

Stoffliste A Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Aldrin	309-00-2	3503	(1R,4S,4aS,5S,8R,8aR)-1,2,3,4,10,10-hexachloro-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-1,4:5,8-dimethanonaphthalene	C12H8Cl6
Amitrol	61-82-5		1-H-1,2,4-triazol-3-ylamine	C2H4N4
AMPA	1066-51-9	4536	(Aminomethyl)-phosphonic acid	CH6O3P
Atrazin	1912-24-9	4514	6-chloro-N-ethyl-N-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C8H14ClN5
Atrazin, deethyl	6190-65-4	3505	6-chloro-N-(1-methylethyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C6H10ClN5
Atrazin, desisopropyl	1007-28-9	3506	6-chloro-N-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C5H8ClN5
Atrazin, desethyl(desisopropyl)	3397-62-4		2-chloro-4,6-diamino-s-triazine	C3H4ClN5
Atrazin, hydroxy	2163-68-0	3507	4-(ethylamino)-6-((1-methylethyl)-amino)-1,3,5-triazin-2(1H)-one	C8H15N5O
Azinphos-ethyl	2642-71-9	3508	S-(3,4-dihydro-4-oxobenzodj-[1,2,3]-triazin-3-ylmethyl) O,O-diethyl phosphorodithioate	C12H16N3O3PS2
Azinphos-methyl	86-50-0	3509	S-(3,4-dihydro-4-oxobenzodj-[1,2,3]-ylmethyl) O,O-dimethyl phosphorodithioate	C10H12N3O3PS2
BAM	2008-58-4	2712	2,6-dichlorobenzamide	C7H5Cl2NO
Benazolin	3813-05-6	458	4-chloro-2-oxobenzothiazolin-3-ylacetic acid	C9H6ClNO3S
Benazolin, ethyl	25059-80-7	3510	ethyl-4-chloro-2,3-dihydro-2-oxo-1,3-benzothiazol-3-yl-acetat	C11H10ClNO3S
Bentazon	25057-89-0	9944	3-isopropyl-(1H)-2,1,3-benzoethiadiazin-4-(3H)-one-2,2-dioxide	C10H12N2O3S
Bromacil	314-40-9	3130	5-bromo-3-sec-butyl-6-methyluracil	C9H13BrN2O2
Bromophenoxim	13181-17-4		3,5-dibromo-4-hydroxybenzaldehyd 2,4-dinitrophenyloxime	C13H7Br2N3O6
Bromophos	2104-96-3	3512	O-4-bromo-2,5-dichlorophenyl O,O-dimethyl phosphorothioate	C8H8BrCl2O3PS
Bromophos-ethyl	4824-78-6	3515	O-4-bromo-2,5-dichlorophenyl O,O-diethyl phosphorothioate	C10H12BrCl2O3
Bromoxynil	1689-84-5	3515	3,5-dibromo-4-hydroxybenzotrile	C7H3BrNO
Captan	133-06-2		N-(trichloromethyl(thio)cyclohex-4-ene-1,2-dicarboximide	C9H8Cl3NO2S
Carbofenotion	786-19-6	3522	S-4-chlorophenylthiomethyl O,O-dimethyl phosphorodithioate	C11H16ClO2PS3
Carbofuran	1563-66-2	4521	2,3-dihydro-2,2-dimethyl-benzofuran-7-yl-methyl/carbamate	C12H15NO3
Carbofuran, hydroxy	16655-82-6	451	3-hydroxycarbofuran	C12H15NO4
Chlordan	57-74-9	3131	1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methanoindene	C10H6Cl8
Chlorfenvinphos	470-90-6	3527	2-chloro-1-(2,4-dichlorophenyl)-vinyl diethyl phosphate	C12H14Cl3O4P
Chloridazon	1698-60-8	3528	5-amino-4-chloro-2-phenylpyrimidazin-3(2H)-one	C10H8ClN3
Chloridazon, dephenyl			5-amino-4-chloropyrimidazin-3(2H)-one	
Chlormequat-chlorid	999-81-5		2-chloroethyltrimethylammoniumchloride	C5H13Cl3N
Chlorpyrifos	2921-88-2	4016	O,O-diethyl O,3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate	C9H11Cl3NO3PS
Chlorsulfuron	64902-72-3	3536	1-(2-chlorophenylsulfonyl)-3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl) urea	C12H12ClN5O4S

Stoffliste A Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Clopyralid	1702-17-6	3537	3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid	C6H3Cl2NO2
Cyanazin	21725-46-2	3539	2-(4-chloro-6-ethylamino-1,3,5-triazin-2-ylamino)-2-methylpropionitrile	C9H13ClN6
Cyanazin amide			2-(4-chloro-6-ethylamino-1,3,5-triazin-2-ylamino)-2-methylpropanamide	
Cyanazin deethyl			2-(4-chloro-6-amino-1,3,5-triazin-2-ylamino)-2-methylpropionitrile	
Cycloat	1134-23-2	3542	S-ethyl N-cyclo hexyl (N-ethyl) thiocarbamate	C11H21NOS
Cypermethrin	52315-07-8	3545	(RS)-α-cyano-3-phenoxybenzyl (1RS,3RS,1RS,3RS)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	C22H19Cl2NO3
Dalapon	75-99-0	3132	2,2-dichloropropionic acid	C3H4Cl2O4
DDD, o,p	53-19-0	3549	1-chloro-2-(2,2-dichloro-1-(4-chlorophenyl)ethyl) benzene	C14H10Cl4
DDD, p,p	72-54-8	3550	1,1-dichloro-2,2-bis-(4-chlorophenyl) ethane	C14H10Cl4
DDE (sum af p,p og o,p)	04-04-3547		1-chloro-4-[4-chlorophenyl]ethyl]benzene	C14H12Cl2
DDE, o,p	3424-82-6	3551	1-chloro-2-[2,2-dichloro-1-(4-chlorophenyl)-ethyl]-benzene	C14H8Cl4
DDE, p,p	72-55-9	3552	1-chloro-4-[2,2-dichloro-1-(4-chlorophenyl)-ethyl]-benzene	C14H8Cl4
DDT (sum af o,p + p,p)	8017-34-3		1,1,1-trichloro-2,2-bis-(chlorophenyl)-ethane	C14H9Cl5
DDT, o,p	789-02-6	3553	1,1,1-trichloro-2-(2-chlorophenyl)-2-(4-chlorophenyl)-ethane	C14H9Cl5
DDT, p,p	50-29-3	3554	1,1,1-trichloro-2,2-bis-(4-chlorophenyl)-ethane	C14H9Cl5
Desmedipham	13684-56-5	3556	ethyl 3-phenylcarbamoyloxyphenylcarbamilate	C16H16N2O4
Diazinon	333-41-5	3559	O, O-diethyl O-2-isopropyl-6-methylpyrimidin-4-yl phosphorothioate	C12H21N2O3PS
Dibenzofuran	132-64-9	3134	dibenzofuran	C12H8O
Dicamba	1918-00-9	3560	3,6-dichloro-o-anisic acid	C8H6Cl2O3
Dichlobenil	1194-65-6	2627	2,6-dichlorobenzonitrile	C7H3Cl2N
Dichlorprop	7547-66-2	4510	(RS)-2-(2,4-dichlorophenoxy)propionic acid	C9H8Cl2O3
Dieldrin	60-57-1	3134	(1R,4S,4aS,5R,6R,7S,8S,8aR)-1,2,3,4,10,10-hexachloro-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octahydro-6,7-epoxy-1,4:5,8-dimethanonaphthalene	C12H8Cl6O
Difenoquat-methyl sulfat	43222-48-6		1,2-dimethyl-3,5-diphenyl-1H-pyrazolium methyl sulphate	C18H20N2O4S
Dimethoat	60-51-5	3563	O, O-dimethyl S-methylcarbamoylmethyl phosphorodithioate	C5H12NO3PS2
Dimethoate O-desmethyl	2700-77-8		O-methyl S-(2-(methylamino)-2-oxoethyl) ester phosphorodithioic acid	C4H10NO3PS2
Dimethyldithiocarbamate	79-45-8		dimethyldithiocarbamic acid	C3H7NS2
Dinoseb	88-85-7	4514	2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol	C10H12N2O5
Dinoseb, deamino			2-sec-butyl-4-nitro-6-acetamidophenol	
Dinoseb, denitro			2-sec-butyl-4-nitro-6-aminophenol	
Dinoterb	1420-07-1	4021	2-tert-butyl-4,6-dinitrophenol	C10H12N2O5

Stoffliste A Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Diuron	330-54-1	2628	3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea	C9H10Cl2N2O
Diuron, dedimethyl			3-(3,4-dichlorophenyl)-urea	C7H6Cl2N2O
Diuron, demethyl			1-methyl-3-(3,4-dichlorophenyl)urea	C8H8Cl2N2O
DNOC	534-52-1	4513	4,6-dinitro-ortho-cresol	C7H6N2O5
DNOC, de(4) nitro			6-nitro-4-amino-o-cresol	C7H8N2O3
DNOC, de(6)nitro			4-nitro-6-amino-o-cresol	C7H8N2O3
DNOC, deamino			6-acetamido-4-nitro-o-cresol	C8H10O4N2
Endosulfan	115-29-7	3565	(1,4,5,6,7,7-hexachloro-8,9,10-trinorborn-5-en-2,3-ylenebismethylene) sulfite	C9H6Cl6O3S
Endosulfan sulfat	1031-07-8		1,4,5,6,7,7-hexachloro-5-norbornene-2,3-dimethanol-cyclic sulfate	C9H6Cl6O4S
Endosulfan, alpha	959-98-8	3566	1,4,5,6,7,7-Hexachloro-5-norbornene-2,3-dimethanol cyclic sulfite	C9H6Cl6O3S
Endosulfan, beta	33213-65-9	3567	1,4,5,6,7,7-hexachloro-5-norbornene-2,3-dimethanol-exo-cyclic sulfite	C9H6Cl6O3S
Endrin	72-20-8	3135	(1R,4S,4aS,5S,6S,7R,8R,8aR)-1,2,3,4,10,10-hexachloro-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octahydro-6,7-epoxy-1,4,5,8-dimethanonaphthalene	C12H8Cl6O
Esfenvalerat	66230-04-4	3569	(S)-a-cyano-3-phenoxy-benzyl (S)-2-(4-chlorophenyl)-3-methylbutyrate	C25H22ClNO3
Ethofumesat	26225-79-6	3572	(+/-)-2-ethoxy-2,3-dihydro-3,3-dimethylbenzofuran-5-ylmethanesulfonate	C13H8O5S
Ethylentiurea	96-45-7	3573	ethylene thiourea	C3H6N2S
Fenitrothion	122-14-5	3578	O,O-dimethyl O-4-nitro-m-tolyl phosphorothioate	C9H12NO5PS
Fenpropimorph	67564-91-4	3580	(+/-)-cis-4-[3-(4-tert-butylphenyl)-2-methylpropyl]-2,6-dimethylmorpholine	C20H33NO
Fenvalerat	51630-58-1	3583	(RS)-a-cyano-3-phenoxybenzyl (RS)-2-(4-chlorophenyl)-3-methyl butyrate	C25H22ClNO3
Flamprop	58667-63-3	4015	N-benzoyl-N-(3-chloro-4-fluorophenyl)-DL-alanine	C16H13ClFNO3
Flamprop-M-isopropyl	63782-90-1	3584	isopropyl N-benzoyl-N-(3-chloro-4-fluorophenyl)-D-alaninate	C19H19ClFNO3
Fluazifop	69335-91-7	3585	(RS)-2-[4-(5-(trifluoromethyl)-2-pyridyloxy)-phenoxy] propionic acid	C15H11F3NO4
Fluazifop-butyl	69806-50-4	3586	butyl(RS)-2-[4-(5-(trifluoromethyl)-2-pyridyloxy)-phenoxy]propionate	C19H20F3NO4
Fluroxypyr	69377-81-7	3588	4-amino-3,5-dichloro-6-fluoro-2-pyridyloxyacetic acid	C7H5Cl2FN2O3
Fonofos	944-22-9	3590	O-ethyl S-phenyl (RS)-ethylphosphonodithioate	C10H15OPS2
Gamma Lindan (HCH)	608-73-1	3139	1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	C6H6Cl6
Glyphosat	1071-83-6	3592	N-(phosphonomethyl)-glycine	C3H11N2O5P
HCH, alpha	319-84-6	3593	a-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	C6H6Cl6
HCH, beta	319-85-7	3594	beta-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	C6H6Cl6
HCH, delta	319-86-8	3595	delta-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	C6H6Cl6
Heptachlor	76-44-8	3136	1,4,5,6,7,8,8-heptachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-4,7-methanoindene	C10H5Cl7
Heptachlorepopid	1024-57-3	3137	1,4,5,6,7,8,8-Heptachloro-2,3-epoxy-3a,4,7,7a-tetrahydro-4,7-methanodindan	C10H5Cl7O

Stoffliste A Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Heptenophos	23560-59-0	3596	7-chlorobicyclo-[3,2,0]-hepta-2,6-dien-6-yl dimethyl phosphate	C9H12ClO4P
Hexachlorobenzen	118-74-1	3138	hexachlorobenzene	C6Cl6
Hexazonon	51235-04-2	3597	3-cyclo-6-dimethylamino-1-methyl-1,3,5-triazine-2,4-(1H,3H)-dione	C12H20N4O2
Hydroxyphenylcarbamate	35580-87-1		hydroxyphenylcarbamate	C7H7NO3
Imazalil	35554-44-0	3599	(+/-)-(beta-allyloxy-2,4-dichlorophenylethyl)-imidazole	C14H14Cl2N2O
Ioxnyl	1689-83-4	3600	4-hydroxy-3,5-diflodobenzonitrile	C7H3I3NO
Isoproturon	34123-59-6	9945	3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea	C12H12N2O
Isoxaben	82559-50-7	9414	N-[3-(1-ethyl-1-methylpropyl)-isoxazol-5-yl]-2,6-dimethylxybenzamide	C18H24N2O4
Lenacil	01-08-2164	3603	3-cyclohexyl-1,5,6,7-tetrahydroxypentapyrimidine-2,4-(3H)-dione	C13H18N2O2
Linuron	330-55-2	3605	3-(3,4-dichlorophenyl)-1-methoxy-1-methylurea	C9H10Cl2N2O
Malathion	121-75-5	3606	diethyl-(dimethoxythiophosphorylthio)-succinate	C10H19O6PS2
Maleinhydrazid	123-33-1	3607	6-hydroxy-2H-pyridazin-3-one	C4H4N2O2
MCPA	94-74-6	4511	4-chloro-o-tolyloxyacetic acid	C9H9ClO3
MCPB	94-81-5	3608	4-(4-chloro-o-tolyloxy)-butyric acid	C11H13ClO3
Mechlorprop	7085-19-0	4512	(RS)-2-(4-chloro-o-tolyloxy-propionic acid)	C10H11ClO3
Metamitron	41394-05-2	3612	4-amino-4,5-dihydro-3-methyl-6-phenyl-1,2,4-triazin-5-one	C10H10N4O
Metazachlor	67129-08-2	3612	2-chloro-N-(pyrazol-1-ylmethyl)-acetat-2,6-xylylide	C14H16ClN3O
Methabenzthiazuron	18691-97-9	3614	1-(1,3-benzothiazol-2-yl)-1,3-dimethylurea	C10H11N3OS
Methomyl	16752-77-5	4012	S-methyl-N-(methylcarbamoyloxy)-thioacetimidate	C5H10N2O2S
Metolachlor	51218-45-2	3616	2-chloro-6-ethyl-N-(2-methoxy-1-methylethyl)-aceto-o-toluidide	C15H22ClNO2
Metribuzin	21087-64-9	3617	4-amino-6-tert-butyl-4,5-dihydro-3-methylthio-1,2,4-triazin-5-one	C8H14N4OS
Metsulfuron-methyl	74223-64-6	3618	methyl 2-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-ylcarbamoyl) benzoate	C14H15N5O6S
Mevinphos	26718-65-0	3619	2-methoxycarbonyl-1-methylvinyl dimethyl phosphate	C7H13O6P
Mirex	2385-85-5	3620	dodecachloropentacyclo [5.3.0.0^2,6.0^3,9.0^4,8] decane	C10Cl12
O,O-dimethyl phosphorodithioate	756-80-6		O,O-dimethyl ester phosphorodithioic acid	C2H7O2PS2
Omethoate	1113-02-6	4537	O,O-dimethyl S-methylcarbamoyl methyl phosphorothioate	C5H12NO4PS
Parathion	56-38-2	3622	O,O-diethyl O-(4-nitrophenyl) phosphorothioate	C10H14NO5PS
Parathion-methyl	298-00-0	3623	O,O-dimethyl O-4-nitrophenyl phosphorothioate	C8H10NO5PS
Pendimethalin	40487-42-1	3625	N-(1-ethylpropyl)2,6-dinitro-3,4-xylydene	C13H19N3O4
Permethrin	52645-53-1	3626	3-phenoxybenzyl (1RS,3RS;1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropane carboxylate	C21H20Cl2O3
Phenmedipham	13684-63-4	3627	methyl 3-(3-methylcarbaniloyloxy)carbanilate	C6H16N2O4

Stofliste A	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Pirimicarb	23103-98-2	3631	2-dimethylamino-5,6-dimethylpyrimidin-4-yl dimethylcarbamate	C11H18N4O2
Prochloraz	67747-09-5	3633	N-propyl-N-[2-(2,4,6-trichlorophenoxy)ethyl]imidazole-1-carboxamide	C15H16Cl3N3O2
Prometryn	7287-19-6	3637	N(2),N(4)-diisopropyl-6-methylthio-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C10H19NS
Propazin	139-40-2	3641	6-chloro-N(2),N(4)-diisopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C9H16ClN5
Propiconazol	60207-90-1	3643	(+/-)-1-[2-(2,4-dichlorophenyl)-4-propyl-1,3-dioxolan-2-methyl]-1H-1,2,4-triazole	C15H17Cl2N3O2
Propoxur	114-26-1	3645	2-isopropoxyphenyl methylcarbamate	C11H15NO3
Propyzamid	23950-58-5	3646	3,5-dichloro-N-(1,1-dimethylpropynyl) benzamide	C12H11Cl2NO
Quintozen	82-68-8		pentachloronitrobenzen	C6Cl5NO2
Sebuthylazin	7286-69-3	3650	N(2)-sec-butyl-6-chloro-N(4)-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C9H16ClN5
Simazin	122-34-9	4516	6-chloro-N(2)-N(4)-diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C7H12ClN5
Simazin, hydroxy	03-11-2599	452	4,6-bis(ethylamino)-1,3,5-triazin-2(1H)-one	C7H13N5O
Terbacil	5902-51-2	3145	3-tert-butyl-5-chloro-6-methyluracil	C9H13ClN2O2
Terbuthylazin	5915-41-3	3655	N(2)-tert-butyl-6-chloro-n(4)-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C9H16ClN5
Terbuthylazin, deethyl	30125-63-4	422	6-chloro-N-(1,1-dimethylethyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C7H12ClN5
Terbuthylazin, hydroxy	66753-07-9	4010	4-(1,1-dimethylethyl)-amino-6-(ethylamino)-1,3,5-triazin-2-(1H)-one	C9H17ClN5O
Thifensulfuron-methyl	79277-27-3	3662	3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)-2-thenoate methyl	C12H13N5O6S2
Thiram	137-26-8		tetramethyluram disulfide	C6H12N2S4
Triadimenol	55219-65-3	3668	(1RS,2RS;1RS,2SR)-1-(4-chlorophenoxy)-3,3-dimethyl-1-(1H-1,2,4-triazol-1-yl)-butan-2-ol	C14H18ClN3
Triasulfuron	82097-50-5	3669	1-(2-(2-chloroethoxy)-phenylsulfonyl)-3-(4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)-urea	C14H16ClN5O5S
Trichloreddikesyre	76-03-9	4517	trichloroacetic acid	C2HCl3O2
Tridemorph	81412-43-3		4-alkyl-2,6-dimethylmorpholine	C19H39NO
Trifluralin	1582-09-8	3676	a.a.a-trifluoro-2,6-dinitro-N,N-dipropyl-p-toluidine	C13H16F3N3O4

Kilde: Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for Jordforurening, 2006. Fase 1 Pesticiddatabase, risikovurdering og prioritering af pesticidpunktkilder på oplandsskala.

I august 2006 er der følgende 61 stoffer oprettet i pesticiddatabasen med både generelle stamdata og fysisk-kemisk og nedbrydningsdata.

Stofliste B	Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
	2,3,6-TBA	50-31-7	463	2,3,6-trichlorobenzoic acid	C7H3Cl3O2
	2,4-D	94-75-7	9943	2,4-dichlorophenoxy acetic acid	C8H6Cl2O3
	2,6-DCPP	25140-90-3	3548	2,6-dichlorophenoxy propionic acid	C8H6Cl2O3
	4-nitrophenol	100-02-7	3011	4-nitrophenol	C6H5NO3
	Aldicarb	116-06-3	4520	2-methyl-2-(methylthio)propionaldehyde O-methylcarbamoyloxime	C7H14N2O2S
	Amitrol	61-82-5		1-H-1,2,4-triazol-3-ylamine	C2H4N4
	AMPA	1066-51-9	4536	(aminomethyl)-phosphonic acid	CH6O3P
	Atrazin	1912-24-9	4514	6-chloro-N-ethyl-N-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C8H14ClN5
	Atrazin, deethyl	6190-65-4	3505	6-chloro-N-(1-methylethyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C6H10ClN5
	Atrazin, desisopropyl	1007-28-9	3506	6-chloro-N-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C5H8ClN5
	Atrazin, hydroxy	2163-68-0	3507	4-(ethylamino)-6-((1-methylethyl)-amino)-1,3,5-triazin-2(1H)-one	C8H15N5O
	BAM	2008-58-4	2712	2,6-dichlorobenzamide	C7H5Cl2NO
	Bentazon	25057-89-0	9944	3-isopropyl-(1H)-2,1,3-benzoethidiazin-4-(3H)-one-2,2-dioxide	C10H12N2O3S
	Bromoxnil	1689-84-5	3515	3,5-dibromo-4-hydrobenzotriple	C7H3BrNO
	Bromophenoxim	13181-17-4		3,5-dibromo-4-hydroxybenzaldehyd 2,4-dinitrophenyloxime	C13H7Br2N3O6
	Captan	133-06-2		N-(trichloromethyl(thio)cyclohex-4-ene-1,2-dicarboximide	C9H8Cl3NO2S
	Chloridazon	1698-60-8	3528	5-amino-4-chloro-2-phenylpyrimidazin-3(2H)-one	C10H8ClN3
	Chloromequat-chlorid	999-81-5		2-chloroethyltrimethylammoniumchloride	C5H13Cl3N
	Clopyralid	1702-17-6	3537	3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid	C6H3Cl2NO2
	Cyanazin	21725-46-2	3539	2-(4-chloro-6-ethylamino-1,3,5-triazin-2-ylamino)-2-methylpropionitrile	C9H13ClN6
	Dalapon	75-99-0	3132	2,2-dichloropropionic acid	C3H4Cl2O4
	Dicamba	1918-00-9	3560	3,6-dichloro-o-anisic acid	C8H6Cl2O3
	Dichlobenil	1194-65-6	2627	2,6-dichlorobenzonitrile	C7H3Cl2N
	Dichlorprop	7547-66-2	4510	(RS)-2-(2,4-dichlorophenoxy)propionic acid	C9H8Cl2O3

Stoffliste B	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Stofnavn				
Difenzoquat-methyl sulfat	43222-48-6		1,2-dimethyl-3,5-diphenyl-1H-pyrazolium methyl sulfate	C18H20N2O4S
Dimethoat	60-51-5	3563	O,O-dimethyl S-methylcarbamoylmethyl phosphorodithioate	C5H12NO3PS2
Dinoseb	88-85-7	4514	2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol	C10H12N2O5
Diuron	330-54-1	2628	3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea	C9H10Cl2N2O
DNOC	534-52-1	4513	4,6-dinitro-ortho-cresol	C7H6N2O5
Ethofumesat	26225-79-6	3572	(+/-)-2-ethoxy-2,3-dihydro-3,3-dimethylbenzofuran-5-ylmethanesulfonate	C13H8O5S
Ethylenthioarea	96-45-7	3573	ethylene thiourea	C3H6N2S
Fenpropimorph	67564-91-4	3580	(+/-)-cis-4-[3-(4-tert-butylphenyl)-2-methylpropyl]-2,6-dimethylmorpholine	C20H33NO
Fluazifop-butyl	69806-50-4	3586	butyl(RS)-2-[4-(5-(trifluoromethyl)-2-pyridyloxy)-phenoxy]propionate	C19H20F3NO4
Glyphosat	1071-83-6	3592	N-(phosphonomethyl)glycine	C3H11N2O5P
Hexazinon	51235-04-2	3597	3-cyclohexyl-6-dimethylamino-1-methyl-1,3,5-triazine-2,4-(1H,3H)-dione	C12H20N4O2
Isoproturon	34123-59-6	9945	3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea	C12H12N2O
Lenacil	01-08-2164	3603	3-cyclohexyl-1,5,6,7-tetrahydroxypentapyrimidine-2,4-(3H)-dione	C13H18N2O2
Linuron	330-55-2	3605	3-(3,4-dichlorophenyl)-1-methoxy-1-methylurea	C9H10Cl2N2O
Malathion	121-75-5	3606	diethyl-(dimethoxythiophosphorylthio)-succinate	C10H19O6P2S2
Maleinhydrazid	123-33-1	3607	6-hydroxy-2H-pyridazin-3-one	C4H4N2O2
MCPA	94-74-6	4511	4-chloro-o-toloxoacetic acid	C9H9ClO3
Mechlorprop	7085-19-0	4512	(RS)-2-(4-chloro-o-toloxo)propionic acid	C10H11ClO3
Metamitron	41394-05-2	3612	4-amino-4,5-dihydro-3-methyl-6-phenyl-1,2,4-triazin-5-one	C10H10N4O
Metribuzin	21087-64-9	3617	4-amino-6-tert-butyl-4,5-dihydro-3-methylthio-1,2,4-triazin-5-one	C8H14N4OS
Methabenzthiazuron	18691-97-9	3614	1-(1,3-benzothiazol-2-yl)-1,3-dimethylurea	C10H11N3OS
Parathion	56-38-2	3622	O,O-diethyl O-(4-nitrophenyl) phosphorothioate	C10H14NO6PS
Pendimethalin	40487-42-1	3625	N-(1-ethylpropyl)2,6-dinitro-3,4-xylicene	C13H19N3O4
Phenmedipham	13684-63-4	3627	methyl 3-(3-methylcarbaniloyloxy)carbanilate	C6H16N2O4
Pirimicarb	23103-98-2	3631	2-dimethylamino-5,6-dimethylpyrimidin-4-yl dimethylcarbamate	C11H18N4O2
Prochloraz	67747-09-5	3633	N-propyl-N-[2-(2,4,6-trichlorophenoxy)ethyl]imidazole-1-carboxamide	C15H16Cl3N3O2
Propiconazol	60207-90-1	3643	(+/-)-[2-(2,4-dichlorophenyl)-4-propyl-1,3-dioxolan-2-methyl]-1H-1,2,4-triazole	C15H17Cl2N3O2
Quintozen	82-68-8		pentachloronitrobenzen	C6Cl5NO2
Simazin	122-34-9	4516	6-chloro-N(2)-N(4)-diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C7H12ClN5
Simazin, hydroxy	03-11-2599	452	4,6-bis(ethylamino)-1,3,5-triazin-2(1H)-one	C7H13N5O
Terbacil	5902-51-2	3145	3-tert-butyl-5-chloro-6-methyluracil	C9H13ClN2O2

Stofliste B Stofnavn	CAS-nr.	Standatkode	Systematisk navn	Molekylformel
Terbutylazin	5915-41-3	3655	N(2)-tert-butyl-6-chloro-N(4)-ethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	C9H16ClN5
Terbutylazin, hydroxy	66753-07-9	4010	4-(1,1-dimethylethyl)-amino-6-(ethylamino)-1,3,5-Triazin-2-(1H)-one	C9H17ClN5O
Thiram	137-26-8		tetramethylthiuram disulfide	C6H12N2S4
Tridemorph	81412-43-3		4-alkyl-2,6-dimethylmorpholine	C19H39NO
Trichloreddikesyre	76-03-9	4517	trichloroacetic acid	C2HCl3O2
Trifluralin	1582-09-8	3676	a,a,a-trifluoro-2,6-dinitro-N,N-dipropyl-p-toluidine	C13H16F3N3O4

Kilde: Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for Jordforurening. 2006. Fase 1 Pesticiddatabase, risikovurdering og prioritering af pesticidpunktkilder på oplandsskala.

Liste over værdier som anvendes i risikovurderingsværktøj

Stofgruppe/Stoffer	DT ₅₀ , muldjord, aerobe dage	DT ₅₀ , vand ^r aerobe dage	DT ₅₀ , vand ^r anaerobe dage	K _{oc} , muldjord ml/g	K _d , Kalk ml/g	K _d , sand ml/g
BENZOSYRER						
2,3,6-TBA	20	50	10000	65,49	0,0065	0,0065
Dicamba	8	32	500	1,03	0,0018	0,0018
BENZOTHIADIAZINONER						
Bentazon	87	161	10000	1100	0,0047	0,0047
CARBAMETER						
Aldicarb	9	559	104,5	31	0,0031	0,0031
Phenmedipham	50	0,2	500	936	0,094	0,094
HALOGENEREDE ALKANISKE SYRER						
Dalapon	30	250	2500	2	0,0001	0,0001
Trichloreddikesyre	55,5	7,5	500	1	0,0001	0,0001
NITRIL'ER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER						
BAM	200	10000	10000	37	0,003	0,003
Dichlobenil	91	15	1022	205	0,0262	0,0262
NITROFORBINDELSER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER						
4-nitrophenol	0,95	0,75	6,8	55	0,0055	0,0055
Dinoseb	26	100	100	500	0,0124	0,0124
DNOC	5,9	6,3	500	20	0,29	0,48
Pendimethalin	90	16	2500	15744	2,23	2,23
Trifluralin	216	10000	10000	8490	3,75	3,75
ORGANOFOSFATER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER						
AMPA	128	250	250	3640	0,83	0,83
Dimethoat	7,2	56	500	36	0,0036	0,0036
Glyphosat	35	47	18	1700	50	50
Malathion	0,2	1,8	2,5	17,6	0,031	0,031
Parathion	7	260	500	3275	0,33	0,33
PHENOXYSYRER, URENHEDER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER						
MCPA	16	10	10000	50	0,03	0,03
Mechlorprop	8,2	20	10000	13	0,0025	0,0025
Dichlorprop	38	40	1286	60	0,0046	0,0046
2,4-D	10,9	15	982	17	0,088	0,088
2,6-DCPP	50	250	2500	30	0,003	0,003

Stofgruppe/Stoffer	DT ₅₀ , muldjord, aerobe dage	DT ₅₀ , vand ^r aerobe dage	DT ₅₀ , vand ^r anaerobe dage	K _{oc} , muldjord ml/g	K _d , Kalk ml/g	K _d , sand ml/g
TRIAZINER OG NEDBRYDNING PRODUKTER						
Atrazin	46,5	152	10000	55	7,3	7,3
Atrazin, deethyl	50	150	10000	41	0,0099	0,0099
Atrazin, deisopropyl	50	150	10000	71	0,006	0,006
Atrazin, hydroxy	50	150	10000	293	0,0178	0,018
Cyanazin	18	200	500	0,02	0,017	0,017
Simazin	43,9	310	2500	90	0,01	0,01
Simazin, hydroxy	200	1000	10000	2137	0,21	0,21
Terbuthylazin	45	366	2500	199	0,016	0,026
Terbutylazin, hydroxy	200	1000	10000	4715	0,47	0,47
TRIAZINONER						
Hexazinon	35	134	2500	25	0,0035	0,0035
Metamitron	19	30	500	126	0,1	0,6
Metribuzin	84	42	365	14	0,0047	0,0047
UREA						
Diuron	122	100	100	366	3,25	3,25
Ethylentiurea	35	23	35	3,7	0,00037	0,00037
Isoproturon	23,5	1880	10000	84	0,07	0,07
Linuron	47,5	30	2500	2070	6,2	6,2
Methabenzthiazuron	135	365	10000	1100	0,11	0,11
ANDRE						
Amitrol	18	91	365	30	0,002	0,002
Bromophenoxim	2,75	1	500	239	0,11	0,11
Bromoxynil	0,69	14,15	500	200	0,011	0,011
Captan	46	0,12	2500	16,6	0,02	0,02
Chloridazon	113	56	10000	203	0,28	0,28
Chlormequat-chlorid	14,5	50	500	30	0,0203	0,0203
Clopyralid	24	147,5	2500	165	0,0066	0,0066
Difenzoquat-methyl sulfat	90	1000	10000	30000	3	3
Ethofumesat	35,5	125	2500	243	0,0243	0,0243
Fenpropimorph	50	36	2500	5775	0,28	0,28
Fluazifop-butyl	3	2,5	500	5800	0,58	0,58
Lenacil	116	91	10000	164	0,014	0,014

Stofgruppe/Stoffer	DT ₅₀ , muldjord, aerobe dage	DT ₅₀ , vand ¹ aerobe dage	DT ₅₀ , vand ¹ anaerobe dage	K _{oc} , muldjord ml/g	K _d , Kalk ml/g	K _d , sand ml/g
Maleinhydrazid	3,9	57	500	23	0,0023	0,0023
Pirimicarb	7	25	500	46	0,59	0,59
Prochloraz	28	250	2500	12432	0,015	0,015
Propiconazol	210	636	10000	925	0,65	0,65
Quintozen	434	10000	10000	4500	0,45	0,45
Thiram	14,4	3,5	500	670	0,067	0,067
Triadimenol	400	53	10000	230	0,023	0,023
Tridemorph	24	32	500	6250	0,25	0,25

Pesticiddatabase brugermanual

Indhold

1	INTRODUKTION TIL BRUGERMANUAL	157
1.1	BAGGRUND OG INDHOLD	157
1.2	DATAGRUNDLAG	157
2	PESTICIDDATABASE	158
2.1	ADGANG	158
2.2	LOG IND	158
2.3	TERMINOLOGI	159
3	FIND OPLYSNINGER I DATABASEN	160
3.1	VIS PESTICIDOPPLYSNINGER	160
3.2	STOFVALG OG GENERELLE OPLYSNINGER	160
3.3	STRUKTURFORMEL	161
3.4	VISNING AF METABOLITTER	161
3.5	PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER	163
3.5.1	<i>Parametre og værdier</i>	163
3.5.2	<i>Bedste bud</i>	164
3.5.3	<i>Målebetingelser</i>	166
3.6	EKSPORT AF DATA TIL EXCEL	170
3.6.1	<i>Eksport af stofdata</i>	170
3.6.2	<i>Eksport af stofliste</i>	171
3.7	ANDRE DATABASES	171
4	BEGRÆNSNINGER	172
5	PROBLEMLØSNING	173
5.1	GENERELT	173
5.2	EKSPORT AF DATA TIL EXCEL-REGNEARK	173
5.3	VISNING AF METABOLITTER	174
5.4	VISNING AF PARAMETRE OG VÆRDIER	174
6	REFERENCER	175

1 Introduktion til brugermanual

1.1 BAGGRUND OG INDHOLD

Nærværende manual er en brugerorienteret gennemgang af pesticiddatabasen, der er første fase af et projekt under Teknologiprogrammet jord- og grundvandsforurening, finansieret af Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening og udviklet af NIRAS (Bay et al., 2006). Denne projektfase omfatter i øvrigt et værktøj til risikovurdering og prioritering af pesticidpunktkilder på oplandsskala.

Pesticiddatabasen er et af flere delelementer, der tilsammen skal udgøre et overordnet værktøj til risikovurdering og prioritering af pesticidpunktkilder. Et af delelementerne omhandler pesticiderne, herunder deres generelle og fysisk-kemiske data - pesticiddatabasen.

Adgang og log ind til databasen er nærmere beskrevet i kapitel 2. I kapitel 3 er anvendelse af databasen på brugerniveau beskrevet.

1.2 DATAGRUNDLAG

Nuværende version (2006) af databasen indeholder generelle data for i alt 173 stoffer, omfattende pesticiderne og deres nedbrydningsprodukter. Ved generelle data forstås stoffernes navn, CAS-nr., standatkode, systematiske navn og molekylformel. Der er disse stoffer, der analyseres for i grundvandsprøver.

61 af de 173 stoffer er fundet i grundvandsprøver i Danmark og for disse stoffer indeholder databasen ligeledes oplysninger om stoffernes fysisk-kemiske egenskaber herunder damptryk, Henry's konstant, opløselighed, molvægt, massefylde, fordelingskoefficient oktanol/vand (K_{ow}), fordelingskoefficient i organisk kulstof/vand (K_{oc}), fordelingskoefficient i jord/vand (K_d), pKa, diffusionskoefficient i vand samt halveringstid i forskellige medier under forskellige forhold.

Yderligere foreligger oplysninger om, hvorvidt stoffernes eventuelle nedbrydningsveje er skitseret i såkaldte metabolittræer, men denne del omfatter kun de metabolitter, som findes blandt de 173 stoffer, der på nuværende tidspunkt indgår i databasen.

Dataene er fremkommet ved litteratursøgning, samt beregninger og vurderinger ud fra forskellige parametre. I databasen gives et bedste bud på værdier for de forskellige parametre under forskellige målebetingelser. For oplysninger om baggrunden for valget af bedste bud, samt udvælgelsen og behandlingen af datagrundlaget generelt, henvises til protokollen for udarbejdelse af pesticiddatabasen i projektrapporten (Bay et al., 2006).

2 Pesticiddatabase

2.1 ADGANG

Pesticiddatabasen åbnes via et weblink hos Videncenter for Jordforurening, www.pesticiddata.dk. Pesticiddatabasens startside er vist i figur 2.1.



FIGUR 2.1: OPSTARTSSIDEN PÅ WWW.PESTICIDDATA.DK.

2.2 LOG IND

Ved brug af databasen skal man af hensyn til sikkerheden bruge en fælles standard [log ind](#).

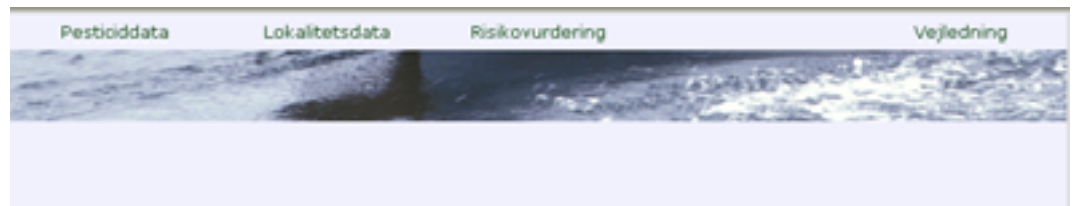
Ved at klikke på [log ind](#) til højre på forsiden åbnes et vindue til indtastning af **Bruger** og **Password**. Disse indtastes og der trykkes [log in](#). Hermed gives der efter en kort ventetid adgang til databasen. Vælges [Fortryd](#), returneres til databasens forside.



FIGUR 2.2: LOG IND.

For adgang til Pesticiddatabasen er både **Bruger** og **Password**: pesticide

Efter log ind fremkommer værktøjets 4 delelementer: **Pesticiddata**, **Lokalitetsdata**, **Risikovurdering** og **Vejledning**.



FIGUR 2.3: DE FIRE DELEMENTER.

Pesticiddatabasen og **Vejledning** er frit tilgængelig for alle brugere, mens de øvrige elementer er forbeholdt udvalgte brugere med særlig adgang til de fornødne GIS-lag og lokalitetsdatabasen.

Under fanebladet **Vejledning** er det muligt at downloade både brugermanualerne og miljøprojektet (Bay et al., 2006).

Fanebladet **Pesticiddata** vælges, og der fremkommer 2 underfaner, jf. figur 2.4.



FIGUR 2.4: UNDERMENUER UNDER PESTICIDDATA.

- **Vis Pesticidoplysninger** - Alle data er frit tilgængelige for alle brugere
- **Problemløsning** – Beskrivelser af almindelige forekommende problemer, deres løsninger og om datansvar. Pesticiddatabasen vedligeholdes løbende af Videncenter for Jordforurening.

I kapitel 3 er givet en beskrivelse af anvendelse af databasen på brugerniveau. I miljørapporten (Bay et al., 2006) er protokol ved dataindsamling beskrevet og i bilag H til miljørapporten beskrives proceduren for dataregistrering, som udføres af den dataansvarlige for databasen.

2.3 TERMINOLOGI

Tekstfelter (knapper) med link til en tilkøbet funktion er angivet med [blå understreget skrift](#).

Overskrifter på faneblade og tekstbokse er angivet med **fed skrift**.

Ved brug af “tabulator tast” på tastaturet kan man navigere fra en tekstboks til den næste. Ved at indtaste det første bogstav af det ønskede ord eller et tal kan man hoppe ned i en rullemenu – ved gentagne tast eller ved at holde et bogstav nede eller brug af pil bevæger man sig ned af listerne.

3 Find oplysninger i databasen

3.1 VIS PESTICIDOPLYSNINGER

Når fanebladet **Vis pesticidoplysninger** vælges, er alle data i pesticiddatabasen frit tilgængelige for alle brugere.

Fanebladet **Vis pesticidoplysninger** indeholder en oversigt over de oplysninger, der findes for de enkelte pesticider i databasen. Når fanebladet åbnes, ses følgende skærbillede:



FIGUR 3.1: UNDERMENUER UNDER PESTICIDDATA.

Pesticidoplysninger hentes frem ved at vælge et stof, hvorefter der hentes generelle oplysninger, strukturformel, metabolittræer eller detaljerede oplysninger om parametre og målebetingelser for stoffets fysisk-kemiske egenskaber. Yderligere er der mulighed for at linke op til andre databaser fra siden. Endelig kan data eksporteres til en Excel-fil, enten for ét udvalgt stof eller for samtlige stoffer ([Detaljer](#)) eller som en liste over generelle data for samtlige pesticider i databasen ([Stofliste](#)).

Disse funktioner er beskrevet i de følgende afsnit.

3.2 STOFVALG OG GENERELLE OPLYSNINGER

For at søge informationen om et pesticid, vælges stoffet fra en rullemenu til venstre i skærbilledet. Stoffet kan vælges enten ved at scrolle ned i listen eller ved at indtaste et forbogstav. Når stoffet er valgt, fremkommer generelle oplysninger for stoffet med fed skrift til højre i skærbilledet, jf. figur 3.2.

FIGUR 3.2: GENERELLE OPLYSNINGER.

3.3 STRUKTURFORMEL

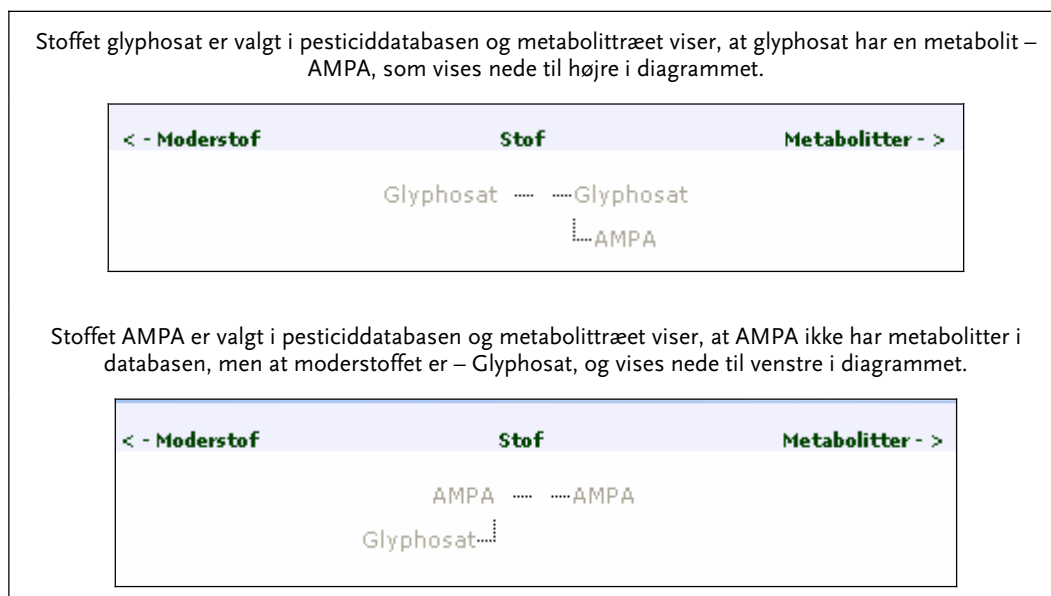
En 2-dimensionel strukturformel for stoffet vises ved tryk på knappen [Strukturformel](#).

FIGUR 3.3: STRUKTURFORMEL OG REFERENCE.

3.4 VISNING AF METABOLITTER

Hvis stoffet har metabolitter, som findes blandt de 173 stoffer, der på nuværende tidspunkt indgår i databasen, vises nedbrydningsvejen i et metabolittræ, der fremkommer ved tryk på [Metabolitter](#). Diagrammet fremkommer efter en kort ventetid.

Stoffet vises øverst i diagrammet og evt. moderstoffer findes i den underliggende gren til venstre for det valgte stof. Evt. metabolitter findes i den underliggende gren til højre.



FIGUR 3.4: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE METABOLITTRÆER FOR HENHOLDSVIS GLYPHOSAT OG AMPA.

I eksemplet i figur 3.4 er metabolittræer for henholdsvis glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA vist.

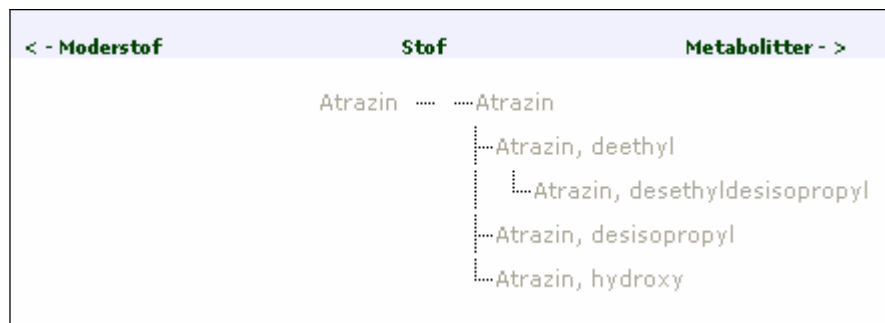
Såfremt glyphosat er valgt som stof ses, stoffet AMPA - et nedbrydningsprodukt af glyphosat, i metabolittræet på en gren til højre for moderstoffet. Da der ikke findes et moderstof til glyphosat, vises der intet stof på gren til venstre for glyphosat. Såfremt AMPA er valgt og der trykkes på [Metabolitter](#), ses i figur 3.4 en gren til venstre, som viser, at glyphosat er moderstof til AMPA, og at der ikke findes nedbrydningsstoffer for AMPA i databasen.

Såfremt der findes både moderstoffer og metabolitter i databasen, vises disse ligeledes som vist i figur 3.5.

Stoffet atrazin, deethyl er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at atrazin, deethyl har både et moderstof – atrazin (nede til venstre i diagrammet) og en metabolit – atrazin desethylsesisopropyl (nede til højre i diagrammet).



Stoffet atrazin er valgt i pesticiddatabasen og metabolittræet viser, at atrazin har flere metabolitter i databasen, som vises nede til højre i diagrammet.



FIGUR 3.5: SKÆRMBILLEDE FRA PESTICIDDATABASEN VISENDE METABOLITTRÆER FOR ATRAZIN.

Disse relationer kan i risikovurderingsværktøjet anvendes til at beregne den videre nedbrydning af metabolitter i grundvandszonen. Disse metabolitter kan kun medregnes i den horisontale transport, såfremt der foreligger oplysninger om deres fordelingskoefficient i sand eller kalk (K_d) samt halveringstid i sand- eller kalkmagasiner (DT_{50}).

3.5 PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER

3.5.1 Parametre og værdier

Er der valgt et af de stoffer, for hvilke, der i databasen er indtastet både generelle og detaljerede fysisk-kemiske data, jf. afsnit 1.2, kan værdierne for de ønskede parametre vises. Ved tryk på den parameter, for hvilken der ønskes oplysninger om, f.eks. [opløselighed](#), fremkommer der til højre i skærmbilledet et skema med en oversigt over værdier for den valgte parameter og deres løbenr. Under detaljere se afsnit 3.5.3 kan man bladre frem til det ønskede løbenr. og se målebetingelser for den pågældende parameter.

Værdi	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof
1	400	Nej	Nej	Nej
2	570	Ja	Nej	Nej
3	800	Nej	Nej	Nej

FIGUR 3.6: OVERSIGT OVER ALLE VÆRDIER FOR ET PARAMETER.

Såfremt man vil tilbage til menuen fra en anden menu, skal man blot trykke på [Parametre og målebetingelser](#). Herved fremkommer skærbilledet vist i figur 3.6.

3.5.2 Bedste bud

Med undtagelse af molvægten, som har en entydig værdi, fremkommer der ofte flere værdier for den valgte parameter. Dette skyldes enten, at der i litteraturen er en spredning i værdierne for den samme parameter, eller at målebetingelserne for værdierne er forskellige. Som en hjælp til brugeren, fremgår det af skemaet, hvilken værdi der generelt betragtes som det bedste bud for den pågældende parameter, eller som under bestemte målebetingelser vil være det bedste bud.

I de tilfælde, hvor målebetingelserne svarende til grundvandsmagasinet er entydige (hvilket gør sig gældende for massefylde, opløselighed, damptryk, Henrys konstant, K_{ow} , diffusionskoefficienten og pK_a), foreslår databasen et **Overordnet bedste bud** på en værdi for den pågældende parameter. Dette fremgår af skemaet ved at der står "Ja" ud for den pågældende værdi i kolonnen **Overordnet**. Ud for de værdier, der ikke betragtes som et bedste bud på en værdi for den pågældende parameter, står således "Nej". Da de listede værdier hverken afhænger af redoxforhold, jordmedium eller jordens kulstofindhold, er der ligeledes anført et "Nej" i kolonnerne **Redoxmiljø**, **Medium** og **Kulstof**.

Værdi	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof
0000	Ja	Nej	Nej	Nej
1 250000	Ja	Nej	Nej	Nej
2 250000	Nej	Nej	Nej	Nej
4 774	Nej	Nej	Nej	Nej
8 800	Nej	Nej	Nej	Nej

FIGUR 3.7: BEDSTE BUD FOR OPLØSELIGHED VIST MED "JA".

For parametre, der er mere afhængige af målebetingelserne (hvilket gør sig gældende for K_{oc} , K_d samt halveringstid, DT_{50}), kan der ikke gives et overordnet bedste bud på en værdi, og der vil i disse tilfælde stå "Nej" i kolonnen **Overordnet**.

Afhængig af, under hvilke betingelser den pågældende værdi er målt, vil det af de øvrige tre kolonner: **Redoxmiljø**, **Medium** og **Kulstof** fremgå, om værdien betragtes som et bedste bud under bestemte redoxforhold, medier og kulstofindhold.

Værdi	Overordnet	Redoxmiljø	Medium	Kulstof
1 2	Nej	Nej	Nej	Nej
2 89	Nej	Nej	Nej	Nej
3 4,6	Nej	Nej	Nej	Nej
4 17,2	Nej	Nej	Nej	Nej
5 0,2	Nej	Nej	Nej	Nej
6 81	Nej	Nej	Nej	Nej
7 303	Nej	Nej	Nej	Nej
8 7	Nej	Nej	Nej	Nej
9 0,4	Nej	Nej	Nej	Nej
10 0,3	Nej	Nej	Nej	Nej
11 20	Nej	Nej	Nej	Nej
12 0,11	Nej	Nej	Nej	Nej
13 1907	Nej	Nej	Nej	Nej
14 395	Nej	Nej	Nej	Nej
15 1602	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Nej
16 1602	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Nej
17 1602	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Nej
18 16	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Ja, udbærende	Nej

FIGUR 3.8: BEDSTE BUD FOR HALVERINGSTID UNDER FORSKELLIGE FORHOLD.

Såfremt der ikke er oplysninger om målebetingelser eller værdien ikke betragtes som et bedste bud på en værdi under de pågældende forhold, vil der stå "Nej" i kolonnen. Det bedste bud på en værdi under bestemte forhold angives med "Ja", efterfulgt af en beskrivelse af forholdene.

I tabel 3.1 vises, hvilke muligheder der kan vælges imellem:

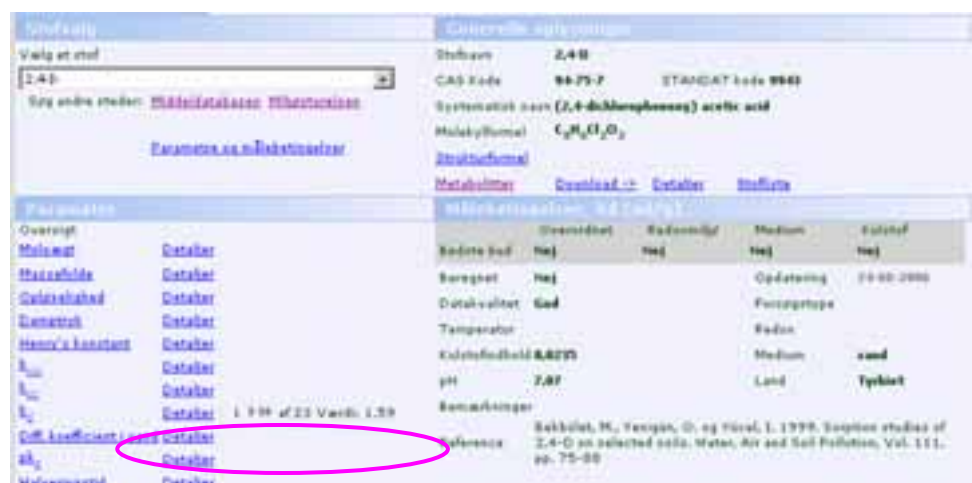
TABEL 3.1: MULIGE VALG AF BEDSTE BUD UNDER FORSKELLIGE FORHOLD.

Redoxmiljø	Medium	Kulstof
Ja, oxiderende	Ja, vand	Ja, <0,001
Ja, reducerende	Ja, sand	Ja, 0,001-0,01
Nej	Ja, ler	Ja, >0,01
	Ja, kalk	Nej
	Ja, muld	
	Nej	

Der kan kun være ét bedste bud for værdier med samme målebetingelser. Udvælgelse af bedste bud er også beskrevet i miljørapporten (Bay et al., 2006).

3.5.3 Målebetingelser

For at få oplysninger om de målebetingelser, der ligger til grund for de viste værdier, trykkes på [Detaljer](#) ud for den betragtede parameter. Værdien vises til højre for [Detaljer](#). Oplysninger om måleparametre vises i det højre skærmbillede. Der kan bladres igennem målebetingelser for de forskellige værdier ved tryk på piletasterne umiddelbart til højre for feltet [Detaljer](#). Vælges dobbelt-pilen, fremkommer målebetingelser for værdien med det højeste løbenr., dvs. nederst i oversigts-skemaet.



FIGUR 3.9: DETALJER OG MÅLEBETINGELSER FOR EN VÆRDI.

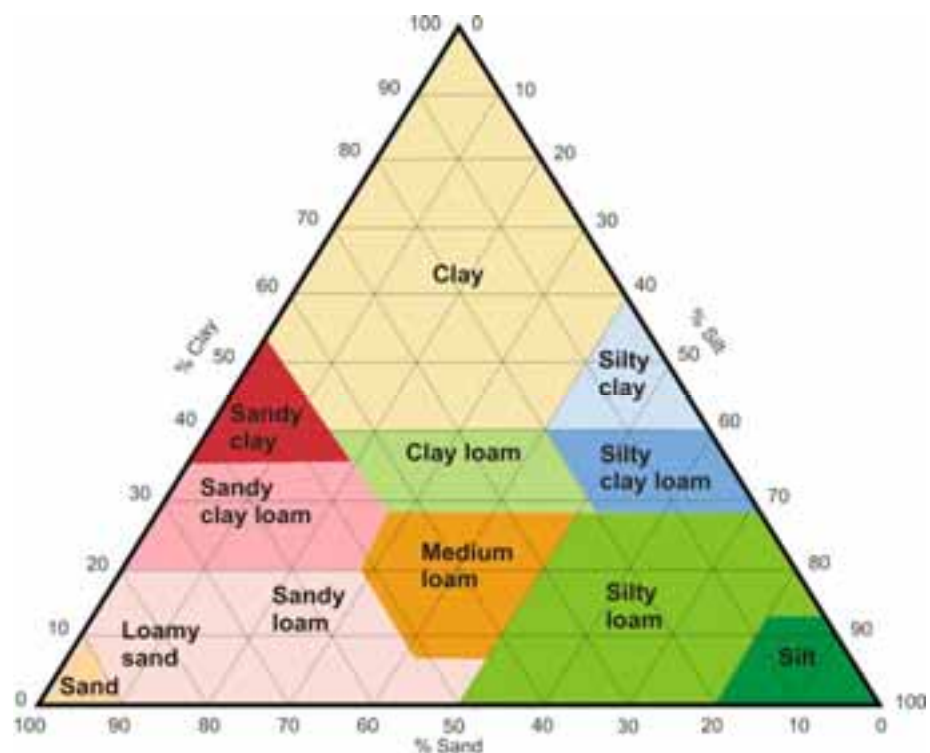
Under **Målebetingelser** kan det ses om værdien er klassificeret som bedst bud. Herunder fremgår det, om værdien er beregnet (**Beregnet**), kvaliteten af en eventuel anvendt reference (**Datakvalitet**) og den forsøgstype, hvorunder værdien er opnået (**Forsøgstype**). I tabel 3.2 vises de forskellige valgmuligheder for disse tre målebetingelser.

TABEL 3.2: MULIGE VALGMULIGHEDER FOR MÅLEBETINGELSER.

Beregnet	Datakvalitet	Forsøgstype
Ja	1 (God)	Markforsøg
Nej	2 (OK)	Laboratorie
	3 (Usikker)	

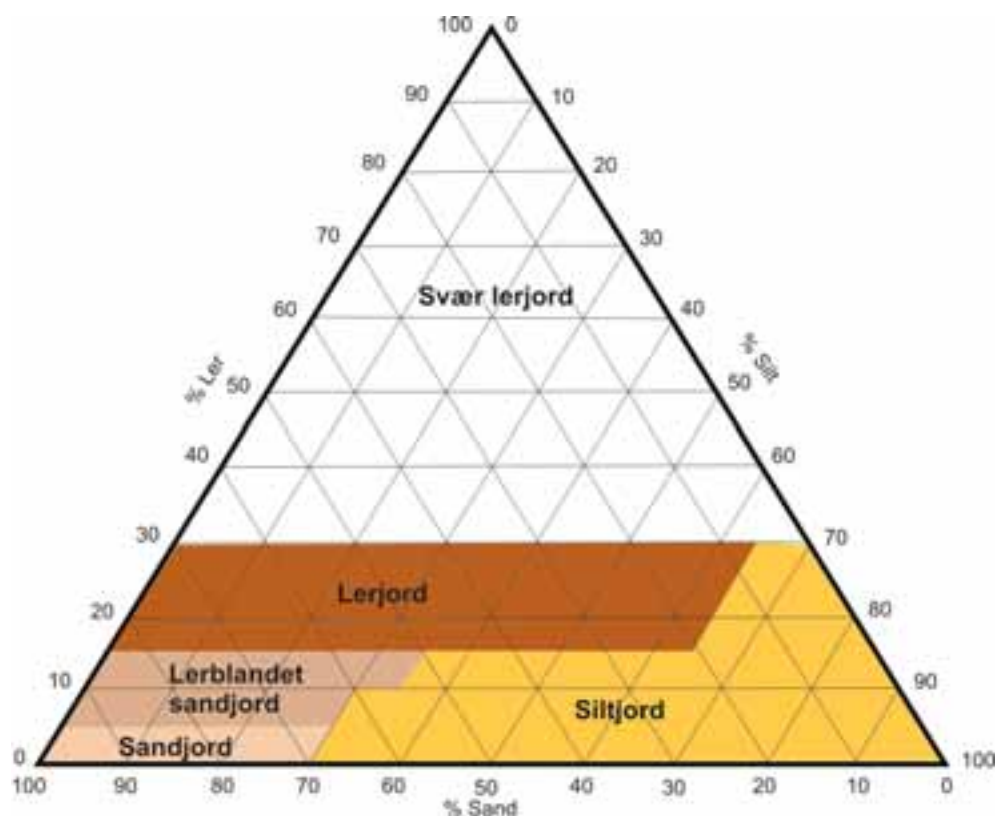
Yderligere fremgår temperatur, kulstofindhold, pH, dato for indtastning af data (**Opdatering**), redoxforhold og medium (jordtype, vand, sediment) samt det land, hvori forsøget er foretaget. Disse målebetingelser vil naturligvis helt afhænge af baggrunden for det forsøg, hvorunder værdien er opnået.

Medium (jordtype) ved forsøgs- eller feltmålinger er angivet som beskrevet i referencen, da der i mange udenlandske referencer angives en beskrivelse af jordteksturen, som ikke anvendes i Danmark. Dette er illustreret i figur 3.10, hvor der vises et trekantsdiagram for opdeling i jordtypen med angivelse af de engelske betegnelser: *Sand loam*, *sandy clay loam*, *loamy sand* og *silt loam* m.fl. Især betegnelsen “*loamy*” er problematisk at oversætte, idet der ikke findes et tilsvarende begreb på dansk. “*Loamy*” er en jord med god (optimal) tekstur i relation til plantedyrkning (passende forhold mellem ler, silt og sand).



FIGUR 3.10: DIAGRAM VISENDE EKSEMPLER PÅ ENGELSKE BETEGNELSER FOR JORDTEKSTURER OG DERES KLASIFICERING.

I den danske litteratur klassificeres jordens tekstur ofte i henhold til de 12 jordbundsnumre, JB-nr., i Den Danske Jordklassificering, som er baseret på en opdeling i fraktioner af ler, silt og sand med et humusindhold på under 10%. Humusjord er jord med et humusindhold på mere end 10%. En grov dansk inddeling i ler, lerblandet sandjord, siltjord og sand er illustreret i figur 3.11. Det skal bemærkes, at der i litteraturen også er anvendt andre klassificering.

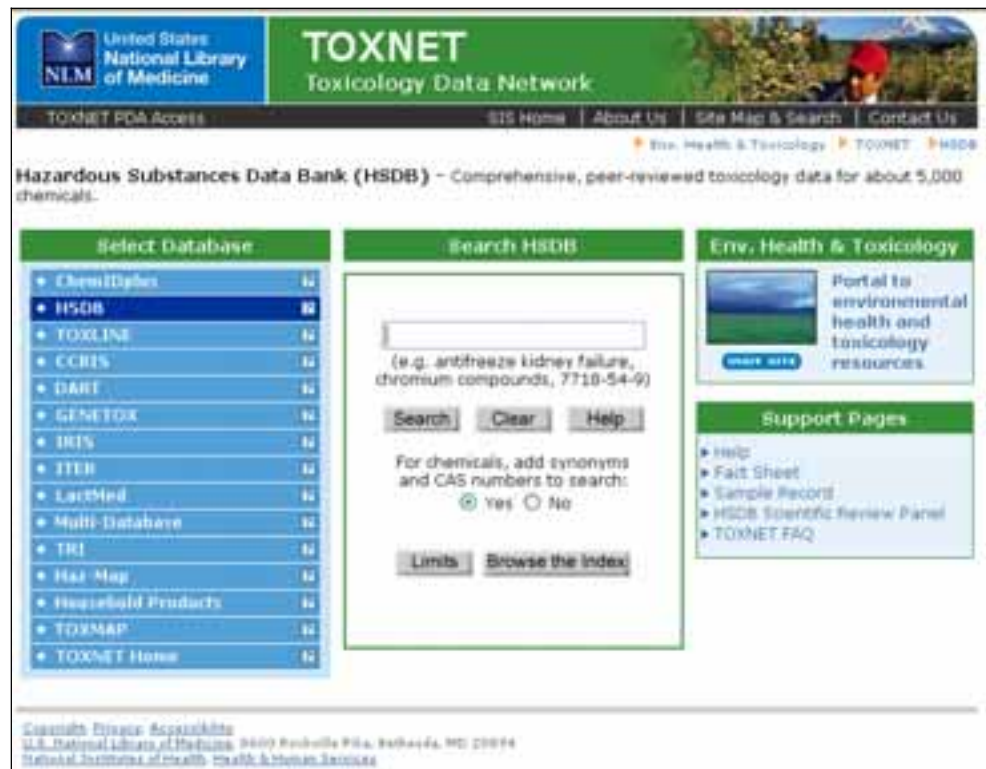


FIGUR 3.11: DIAGRAM VISENDE OFTE ANVENDTE DANSKE BETEGNELSER FOR JORDTEKSTURER OG DERES KLASSIFICERING (SKOV- OG NATURSTYRELSEN, 2006).

Eventuelle bemærkninger til de anførte målebetingelser eller det bedste bud er angivet under **Bemærkninger**. Referencen, hvori værdien er fundet, kan ses under **Reference**. Såfremt referencen kan findes via et internetlink, er dette linket til [referencen](#) og kan åbnes, når der klikkes på linket. Såfremt der ikke findes et weblink er websiden blankt. I figur 3.13 vises et link til “Hazardous substances databank –Aldicarb”, som åbnes som et særskilt vindue til TOXNET, jf figur 3.14.

Reference	Hazardous Substances Data Bank – ALDICARB – 29-05-2006
-----------	--

FIGUR 3.13: REFERENCE SOM LINK I PESTICIDDATABASE.



FIGUR 3.14: SÆRSKILT VINDUE ÅBNES FOR DET VALGTE LINK.

I TOXNET er man dog nødt til at indtaste stofnavn, f.eks. "aldicarb". Herefter vises resultaterne og databladene kan vælges og åbnes, jf. figur 3.15 og 3.16.



FIGUR 3.15: DATAKILDEN KAN VÆLGES FRA LISTEN.

The screenshot shows the TOXNET database interface. At the top, there are navigation buttons: "Home", "Search Results", "Basic Search", "Details", "Other Files", "Modify Search", "Download", "Links", "Browse Index", and "Help". The left sidebar contains a tree view of categories like "Environmental Fate & Exposure", "Environmental Effects", "Toxicokinetics", "Toxicology", "Environmental Standards & Regulations", and "Chemical/Physical Properties". The main content area displays information for "ALDICARB" (CASRN 116-06-3). It includes a section for "Soil Adsorption Mobility" with a detailed text description of its behavior in soil, mentioning its K_{oc} value and degradation characteristics. Below this, there are several references from scientific journals.

FIGUR 3.16: DATABLADE ÅBNES I EGET VINDUE. EKSEMPEL FRA [HTTP://TOXNET.NLM.NIH.GOV/](http://toxnet.nlm.nih.gov/).

3.6 EKSPORT AF DATA TIL EXCEL

3.6.1 Eksport af stofdata

Under de generelle oplysninger ses hjælpeteksten: [Download](#)→:

The screenshot shows the TOXNET interface for the chemical 2,4-D. The "Download to Database" button is circled in pink. Below it, a warning dialog box from Microsoft Internet Explorer is displayed, stating: "Såfremt et stof er valgt vil et klik på knappen 'Detaljer' betyde at alle stoffets dataværdier med tilhørende målebetingelser eksporteres til en Excel-fil. Såfremt der ikke er valgt noget stof - valgboks er tom - vil et klik på knappen 'Detaljer' betyde, at dataværdier inklusive målebetingelser for alle stoffer i databasen eksporteres til en Excel-fil. Stoffene eksporteres på samme måde. Det er nødvendigt at følge dette websted som et sted hvor du har tillid til under 'Internetaktiviteter' i Sikkerhed samt at aktivere hånd af cookies og ActiveX objekter for websteder man har tillid til." There is an "OK" button at the bottom of the dialog.

FIGUR 3.17: EKSPORT AF DATA TIL EXCEL.

Såfremt et stof er valgt, vil et klik på [Detaljer](#) betyde, at alle stoffets dataværdier med tilhørende målebetingelser efter en kort ventetid eksporteres til en Excel-fil. Herved er det muligt at gemme eller udskrive alle data og dermed få et overblik over samtlige data for det pågældende pesticid.

Såfremt der ikke er valgt noget stof - valgboks er tom - vil et klik på [Detaljer](#) betyde, at dataværdier inklusive målebetingelser for alle stoffer i databasen efter en længere ventetid eksporteres til en Excel-fil.

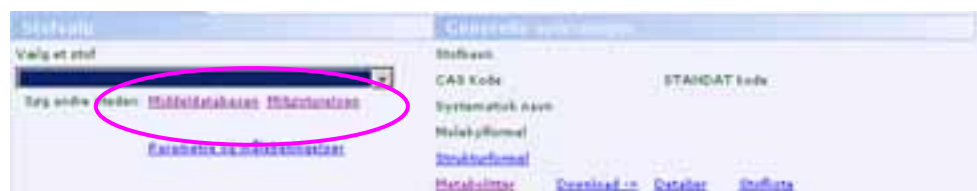
På nogle maskiner kan denne funktion ikke umiddelbart udføres, da nogle browseropsætninger forhindrer downloading af regnearket via Java/Ajax. For at løse dette, skal man under **Internetindstillinger / Sikkerhed** tilføje web-siden som et websted, man har tillid til, og eventuelt aktivere kørsel af scriptlets og Active X-objekter for websteder, man har tillid til.

3.6.2 Eksport af stofliste

Såfremt der som vist i figur 3.17 vælges [Stofliste](#), fås en oversigt over generelle oplysninger for samtlige pesticider i databasen som en Excel-fil.

3.7 ANDRE DATABASER

Bag felterne Middeldatabasen eller Miljøstyrelsen gemmer der sig et internet-link.



FIGUR 3.18: ANDRE DATABASER.

Klikkes der på felterne, linkes der således op til henholdsvis:

- Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret stofdatabase - Middeldatabasen (<http://www.lr.dk/middeldatabasen/Middelvalg.asp>)
- Miljøstyrelsens historiske oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler (http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/Bekaemp/bekaemp_historisk/Default.htm)

Middeldatabasen indeholder oplysninger om produkter, leverandører, aktivstoffer, dosering, produkter og leverandørbrugsanvisninger m.v.

Miljøstyrelsens historiske oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler bygger på nuværende og tidligere godkendte bekæmpelsesmidler og indeholder oplysninger om produkter, godkendelsesdato, anvendelse, behandlingsfrist og mærkning. Desuden har Miljøstyrelsen andre databaser med oversigter over godkendte bekæmpelsesmidler og forbudte stoffer.

4 Begrænsninger


Databasen indeholder ikke oplysninger om produkter, leverandører, anvendelse og dosering, idet disse oplysninger findes i andre databaser (Miljøstyrelsen, 2006 og Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning, 2006).


For flere af parametrene er der ikke fundet værdier i de tilgængelige datakilder. Yderligere litteratursøgning for disse manglende værdier er kun foretaget for de kritiske parametre, som anvendes i risikovurderingen herunder K_d -værdier og halveringstider.

For en række parametre er der fundet flere værdier i litteraturen, hvorfor der under de angivne forhold udvælges "et bedste bud" for en given parameter.

5 Problemløsning

5.1 GENERELT

Såfremt pesticiddatabasen ikke anvendes vil der med tiden ske et system “time-out”, dvs. siden skal genloades eller genfriskes  med ny log ind.

Man skal ikke anvende  eller “backspace” knap til navigere tilbage en tidligere visning.

5.2 EKSPORT AF DATA TIL EXCEL-REGNEARK


Såfremt man gerne vil downloade data til Excel skal man har Excel installeret på PC'en.

På nogle maskiner kan denne funktion ikke umiddelbart udføres, da nogle browseropsætninger forhindrer downloading af regnearket via Java/Ajax, jf. afsnit 3.6. For at løse dette, skal man under **Internetindstillinger** / **Sikkerhed** tilføje webstedet, som en side man har tillid til, og eventuelt aktivere kørsel af scriptlets og Active-X objekter for websteder, man har tillid til.

Ligeledes er det en god idé, at der under **Funktioner** (tools)/ **Internetindstillinger** (internet options)/ **Avanceret** (advanced) vælges “Slet mappen Temporary Internet files, når webbrowsersen lukkes” (Empty Temporary internet files folder when browser is closed) eller at disse filer fjernes manuelt regelmæssigt.

Eksporتن af detaljerne for et stof tager typisk omkring 5 sekunder, mens stoflisten tager ca. 9-10 sekunder.

Ekспорт af detaljer for alle stoffer (valgboks er tom) tager typisk omkring 5-10 minutter. På nogle servere kan dette tage længere tid, og der kan ske et system “time-out”, dvs. at instruksen ikke udføres.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller  Error on page. vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind.


Opsætning af Excel-regneark kan betyde, at værdier med decimaler oplagres som tekst i stedet for tal. Disse kan konverteres til tal ved at der indsættes en ny kolonne (kolonne D) ved siden af værdi-kolonnen (kolonne C) og indtastes 1 i alle felter. Herefter mærkes alle felter i kolonne C, der trykkes Ctrl. C (kopi), musen flyttes til det øverste værdi-felt i kolonne D, og der vælges *Edit*, *paste special* eller *indsæt speciel*, og herefter *multitply* eller *multiplicer*. Værdierne skulle nu være indsat i kolonne D som tal og ikke som tekst. Herefter slettes kolonne C.

5.3 VISNING AF METABOLITTER

Ved visningen af metabolitter tager det ca. 10-12 sekunder at hente billedet frem.

For yderligere oplysninger om stoffet skal stofnavn genindtastes, da databasen er nulstillet.


På nogle servere kan dette tage længere tid, og der kan ske et system "time-out", dvs. at instruksen ikke udføres.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller  Error on page. vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind.

5.4 VISNING AF PARAMETRE OG VÆRDIER

Værdierne fremkommer efter få sekunder. Såfremt der kun foreligger generelle data for et stof, foreligger der ingen fysisk-kemiske parametre og der vises derfor ingen værdier vises i oversigten under parametre og målebetingelser. Derimod kan disse stoffer godt have strukturformel eller være vist i metabolitdiagrammer.

Såfremt der skiftes mellem forskellige stoffer med og uden data, kan det ske, at siden ikke opdateres, og referencer eller værdier fra det tidligere valgte stof stadig ses under detaljer. Dette kan kontrolleres ved at "oversigt" vælges som viser, om der findes data for det pågældende stof.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller  Error on page. vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind.

6 Referencer

- Bay, H.; Møller Christensen, P; Dali, J.; Falkenberg, J.A., Fog, C.; Reinhold Kildeby, M.; Mortensen, A.P.; Persson, B.; Ravn Jensen, A., Rügge, K., Spliid, N.H. og Terkelsen, M. (2006). Pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder på oplandskala. Pesticiddatabase og risikovurdering. Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening Miljørapport nr. XXX.
- Skov og Naturstyrelsen. (2006). Jordtyper. Jordbunden i landskabet. www.sns.dk/netpub/jordbund/jordtyper.htm
- Miljøstyrelsen (2006). Miljøstyrelsens historiske oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler. [www.mst.dk](http://www.mst.dk/Kemikalier/Biocider/Oversigt) /Kemikalier/Biocider/Oversigt godkendte bekæmpelsesmidler.
- Danmarks JordbrugsForskning og Dansk Landbrugsrådgivning. (2006). Database om midler og aktivt indhold www.lr.dk/middeldatabasen

Risikovurderingsværktøj - brugermanual

Indhold

1	INTRODUKTION TIL BRUGERMANUAL	181
1.1	BAGGRUND OG INDHOLD	181
2	BRUGERADGANG OG SYSTEMKRAV	183
2.1	ADGANG	183
2.2	LOG IND	184
2.3	SYSTEMKRAV	184
2.4	TERMINOLOGI	185
3	TRIN VED BRUG AF RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJ	186
4	OPRETTELSE AF EN LOKALITET	188
4.1	OPRETTELSE AF EN LOKALITET	188
4.1.1	<i>Lokalitetsdata - Stamdata</i>	188
4.1.2	<i>Lokalitetstyper</i>	189
4.1.3	<i>Data fra andre databaser</i>	191
4.1.4	<i>Visning på kort</i>	191
4.2	INDTASTNING AF FORURENINGSDATA	191
4.2.1	<i>Grundvandsforurening</i>	191
4.2.2	<i>Overfladespild</i>	194
4.2.3	<i>Jordforurening</i>	195
5	RISIKOVURDERING	196
5.1	OPSÆTNING AF RISIKOVURDERING	196
5.2	VÆLG AF OPLAND	196
5.3	OPSÆTNING AF KILDESTYRKER FOR LOKALITETER I ET OPLAND	200
5.4	ARKIV OVER TIDLIGERE VURDERINGER	203
5.5	DEN VERTIKALE TRANSPORT	203
5.6	OVERSIGT OVER DE VALGTE KILDESTYRKER	205
5.7	DEN HORISONTALE TRANSPORT	208
5.7.1	<i>Diagrammer og tabeller</i>	209
5.7.2	<i>Kort</i>	217
5.7.3	<i>Kun koncentrationsbidrag i boringer</i>	218
5.8	EKSPORT AF DATA TIL EXCEL OG GIS	220
5.8.1	<i>Eksport af data fra diagrammer til Excel</i>	220
5.8.2	<i>Eksport af kort til GIS</i>	220
6	FØLSOMHEDSANALYSE	221
7	BEGRÆNSNINGER	224
8	PROBLEMLØSNING	226
8.1	GENERELT	226
8.2	INDTASTNING AF LOKALITET	226
8.3	LOKALISERING AF LOKALITETEN I ET OPLAND	226
8.4	OPSÆTNING AF KILDESTYRKE	227

8.5	VERTIKAL TRANSPORT	227
8.6	HORISONTAL TRANSPORT	227
9	REFERENCER	228

1 Introduktion til brugermanual

1.1 BAGGRUND OG INDHOLD

Nærværende manual er en brugerorienteret gennemgang af et risikovurderingsværktøj, der er en del af første fase af et projekt under Teknologiprogrammet jord- og grundvandsforurening, finansieret af Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Amternes Videncenter for jordforurening. Denne projektfase omfatter i øvrigt udarbejdelse af en pesticiddatabase.

Risikovurderingsværktøjet består af to delelementer, lokalitetsdata og risikovurdering, der sammen med en pesticiddatabase udgør et overordnet værktøj til vurdering og prioritering af punktkilder til pesticidforurening af grundvandet.

Det overordnede formål med risikovurderingen af pesticidpunktkilder har været at udarbejde et værktøj, således at en bruger kan udarbejde en troværdig, dynamisk, oplandsbaseret risikovurdering for indvindingsoplandet til et vandværk. Risikovurderingen skal dog kunne gennemføres på én dag med udgangspunkt i eksisterende viden (varierende fra detaljeret viden om nogle lokaliteter til overordnet generelt kendskab til andre lokaliteter). Brugeren skal blot have et generelt kendskab til pesticidpunktkilder og adgang til MapInfo og oplands-GIS temaer.

Risikovurderingsværktøjet er oplandsbaseret, dvs. at der foretages en vurdering af pesticidtruslen fra potentielle pesticidforurenede lokaliteter i et opland. Risikovurderingsværktøjet er desuden baseret på forureninger fra punktkilder og ikke fra diffus jordforurening eller fladekilder. Data fra pesticiddatabasen indhentes automatisk efter behov i forbindelse med risikovurdering.

Risikovurderingen er baseret på bearbejdede GIS-lag, som typisk ligger i regionsregi. Anvendelse af risikovurderingsværktøjet kræver derfor, at man er oprettet som bruger med login-adgang til de fornødne bearbejdede GIS-lag, som skal være indlagt på web-serveren.

I risikovurderingsværktøjet findes to hovedmenuer: Lokalitetsdata og risikovurdering. Arbejdet udføres i tre trin, hvor 1. trin består af inddatering af data i lokalitetsdatabasen og 2. og 3. trin består af udførelse af en konkret risikovurdering.

De enkelte trin er nærmere beskrevet i kapitel 3 og 4. Adgang og log ind til værktøjet er beskrevet i kapitel 2. Følsomhedsanalyse er beskrevet i kapitel 6 og programmets begrænsninger i kapitel 7. I kapitel 8 er almindelige forekommende problemer og løsninger beskrevet.

Hver bruger får mulighed for at ændre og oprette nye lokaliteter samt for at gemme opsætninger og resultater for en risikovurdering. Dette betyder, at der

alt efter brugerens interesseområde kan foretages en række følsomhedsberegninger under forskellige forhold.

I forbindelse med en risikovurdering kan der indhentes default-værdier for kildestyrken, der er baseret på erfaringer fra undersøgelser af pesticid-punktkilder, samt foretages beregninger af den vertikale transport fra jordoverfladen til grundvandet og af den horisontale transport i grundvandsoplandet. Beregninger af den horisontale transport foretages over tiden, hvorved den fremtidige forureningsflux kan skønnes. Såfremt der mangler detaljerede oplysninger om kildestyrken ved potentielle kilder, er der i risikovurderingsværktøjet givet forslag til en række default-værdier i forbindelse med opsætning og udførelse af en risikovurdering.

Baggrunden for de forskellige valg, der er truffet i disse beregningsmoduler, er nærmere beskrevet i projektrapporten (Bay et al., 2006).

Risikovurderinger kan udføres på grundlag af lokalitetens målte forureningsdata, som indtastes i lokalitetsdatabasen, men det er også muligt i forbindelse med risikovurderingen at vælge de fastlagte default-værdier for fire lokalitetstyper eller indtaste et bud på stoffer og grundvandskoncentrationer under kilden samt beregne den vertikale transport for en jordforurening eller et spild.

2 Brugeradgang og systemkrav

2.1 ADGANG

Programmet til risikovurderingsværktøjet kan downloades via et weblink hos Videncenter for Jordforurening, www.pesticiddata.dk. I forbindelse med installationen skal værktøjet tilknyttes til en række bearbejdede GIS-lag, som typisk ligger i regions regi. Installationsvejledning er givet i bilag F til miljørapport /Bay et al., 2006/. Risikovurderingsværktøjet kan evt. åbnes via et weblink hos en bruger, f.eks. en region.

Demosiden kan indtil januar 2008 ses via http://nhr.niras.com/p_strat.



FIGUR 2.1 OPSTARTSSIDEN

Anvendelse af risikovurderingsværktøjet er forbeholdt udvalgte brugere med særlig adgang til de fornødne GIS-lag og lokalitetsdatabasen. Brugere vil typisk være regionerne eller kommunerne samt deres rådgivere.

Ved brug af risikovurderingsværktøjet skal man af hensyn til sikkerheden bruge et brugernavn og et password, der giver adgang til de ovennævnte GIS-lag og lokalitetsdatabasen. Desuden fås direkte adgang til pesticiddatabasen, ikke adgang til registrering af nye stoffer eller redigering af oplysninger for eksisterende stoffer.

Såfremt man gerne vil downloade data til Excel skal man have Excel installeret på PC'en. På nogle maskiner vil browseropsætninger forhindre download af regnearket via Java/Ajax og for at løse dette, skal man under **Internetindstillinger** / **Sikkerhed** tilføje webstedet, som en side man har tillid til, og eventuelt aktivere kørsel af scriptlets og Active-X objekter for websteder, man har tillid til.

Ligeledes er det en god idé, at der under **Funktioner** (tools)/ **Internetindstillinger** (internet options)/ **Avanceret** (advanced) vælges "Slet mappen Temporary Internet files, når webbrowsers lukkes" (Empty Temporary internet files folder when browser is closed) eller at disse filer fjernes manuelt regelmæssigt.

2.2 LOG IND

Ved at klikke på [log ind](#) til højre på forsiden åbnes et vindue til indtastning af **Bruger** og **Password**. Disse indtastes og der trykkes [log ind](#). Hermed gives der efter en kort ventetid adgang til værktøjet. Vælges [Fortryd](#), returneres til værktøjets forside.



FIGUR 2.2 LOG IND

I demoversion er både **Bruger** og **Password**: treer

Herefter fremkommer værktøjets 4 delelementer: **Pesticiddata**, **Lokalitetsdata**, **Risikovurdering** og **Vejledning**.



FIGUR 2.3 DE FIRE DELELEMENTER

Pesticiddatabasen er frit tilgængelig for alle brugere, mens de andre elementer er forbeholdt brugere med adgang til lokalitetsdata og regions GIS-temaer. Brug af pesticiddatabasen er beskrevet i en anden brugermanual

Fanebladet **Lokalitetsdata** vælges, såfremt der skal oprettes en ny lokalitet, og **Risikovurdering** såfremt der skal foretages en ny beregning af risikoen, eller resultaterne af en tidligere risikovurdering ønskes vist.

2.3 SYSTEMKRAV

Systemet er udviklet at understøtte drift på maskiner med Windows XP som styresystem og Internet Explorer 6.0 SP2 som browser. Såfremt tidligere versioner anvendes kan det være nødvendigt at foretage opdateringer og installere Java Runtime Environment Version 5.0 Update 9, som kan hentes på <http://www.java.com/en/download/index.jsp>.

Før der kan arbejdes med risikovurderingsværktøjet, skal der foretages en opsætning til de fornødne GIS-lag. Specifikationerne til denne er beskrevet i bilag G i projektrapporten (Bay et al. 2006).

2.4 TERMINOLOGI

I risikovurderingsværktøjet er tekstfelter (knapper) med en tilkoblet funktion (ved tryk på teksten) angivet med [blå, understreget skrift](#). Den tilkoblede funktion kan være en hjælpetekst eller en aktion, f.eks. [slet oplysninger](#).

Overskrifter på faneblade og tekstbokse er angivet med **fed skrift**.

Ved brug af “tabulator tast” på tastaturet kan man navigere fra en tekstboks til den næste. Ved at indtaste det første bogstav af det ønskede ord eller et tal kan man hoppe ned i en rullemenu – ved gentagne tast eller ved at holde et bogstav nede eller brug af pil bevæger man sig ned af listerne.

I manualen anvendes følgende terminologi:

Oplande:	Et fysisk lukket opland defineret i et bearbejdet GIS-lag i forhold til potentialeforhold i grundvandmagasinet.
Lokalitet:	En ejendom, hvor der kan have været anvendt pesticider.
Lokalitetstype:	Lokaliteter kan klassificeres i forhold til fire lokalitetstyper: Bedrifter, gartnerier, lossepladser eller mergelgrave. Der findes default-værdier for alle disse lokalitetstyper.
Aktiviteter:	På bedrifter kan der forekomme forurening med pesticider på gårdspladsen og/eller vaskepladsen.
Spild:	Spild omfatter hovedsagelig regelmæssige spild, f.eks. forbundet med skylning af sprøjter på vaskepladsen på landbrugsbedrifter. Anvendelsesperioden skal angives, og der er derfor muligt at foretage beregning af konsekvensen af et enkelt spild fordelt over et år.
Skylletank:	Vandet fra skylletanken anvendes til at skylle sprøjten indvendigt efter endt sprøjtning. Tanken skylles flere gange indvendigt og skyllevandet sprøjtes ud på afgrøderne. Anvendes skylletanken korrekt, betyder det en markant nedbringelse af mængden af aktivt stof i restvæsken efter endt sprøjtning. Skylletanken er indført omkring 1990, men er først blevet standard på nye pesticidesprøjter sidst i 90'erne.
Afskærende dræn:	Vaskepladser indrettet som biobede, befæstede vaskepladser med opsamling, og befæstede vaskepladser med afløb til kloak eller recipient via afskærende dræn, evt. via olieudskiller, minimerer risikoen for grundvandsforurening med pesticider.

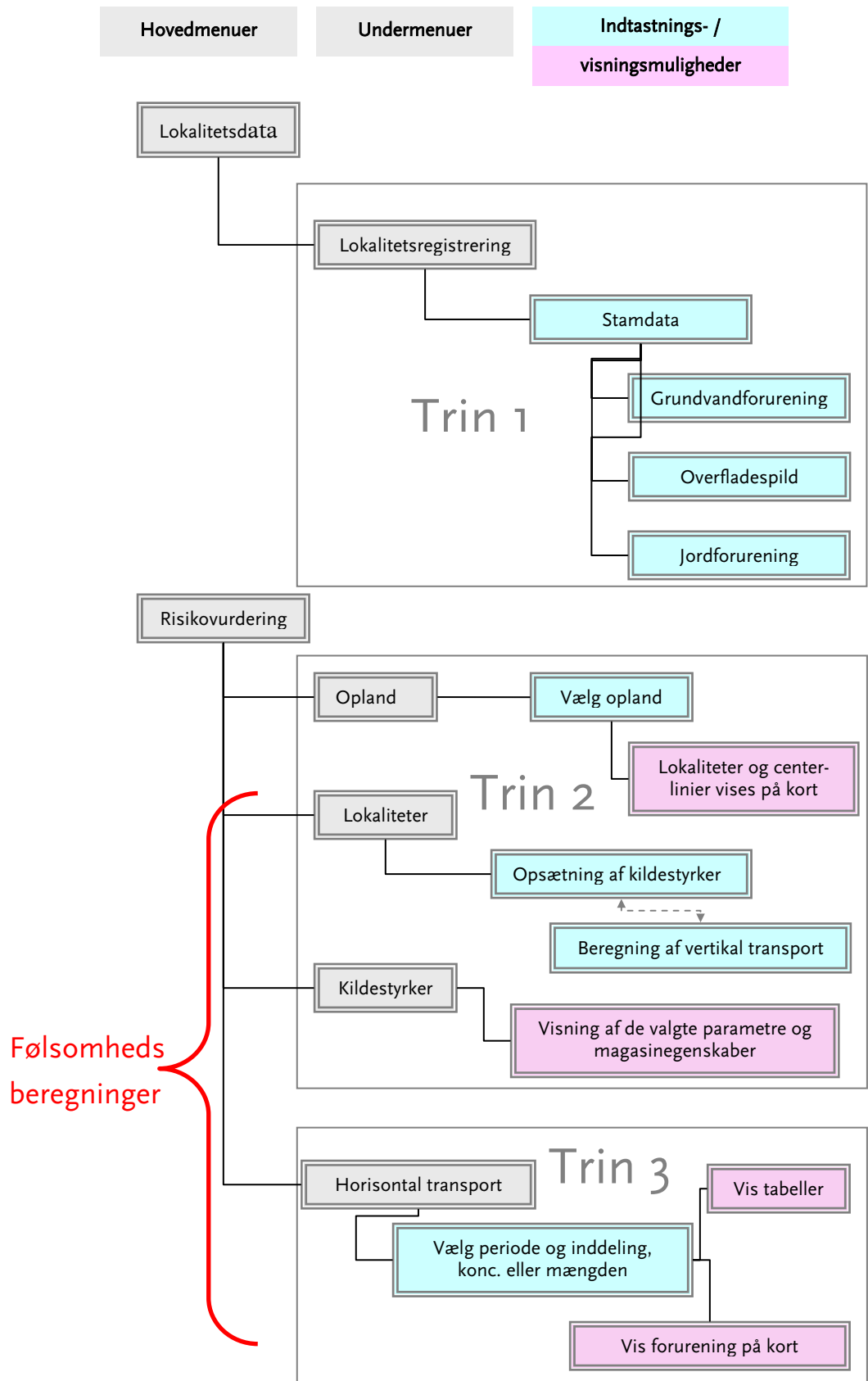
3 Trin ved brug af risikovurderingsværktøj

I figur 3.1 er vist et oversigtsdiagram om brug af risikovurderingsværktøjet.

I risikovurderingsværktøjet findes to hovedmenuer: Lokalitetsdata og risikovurdering. Arbejdet udføres i tre trin, hvor 1. trin består af inddatering af data i lokalitetsdatabasen og 2. og 3. trin består af udførelse af en konkret risikovurdering.

- Trin 1 Oprettelse eller redigering af lokalitetsdata for lokaliteterne i et opland. Der indtastes oplysninger om lokalitetstype og evt. de faktiske fund af forurening på lokaliteten.
- Trin 2 Valg af det opland, for hvilket risikovurderingen ønskes udført, og opsætning af de parametre, der indgår i risikovurdering, herunder kildestyrkerne for lokaliteterne i oplandet. Der er her mulighed for at vælge minimum-, maksimum- eller gennemsnitskoncentrationer og foretage følsomhedsberegninger med forskellige opsætninger. Såfremt kildestyrken skal baseres på en bestemt jordkoncentration eller spild, inddrages et modul for den vertikale transport i den umættede zone. For en række typer af pesticidpunktkilder er der udarbejdet default-værdier, såfremt brugeren ikke har kendskab til kildestyrken. Default-værdierne er baseret på erfaringsopsamling vedrørende pesticidpunktkilder.
- Trin 3 Beregning og grafisk visning af den horisontale transport i et opland. Dannelse af en række rapporter i form af kort og tabeller over pesticidbidrag fra de enkelte kilder til det samlede opland eller de individuelle borer i et opland.

Under trin 2 er det muligt at gemme eller hente kildestyrkeopsætninger for lokaliteterne, dvs. forskellige forudsætninger for risikovurdering, således at der kan foretages følsomhedsberegninger af konsekvenserne af disse.



FIGUR 3.1 OVERSIGTSDIAGRAM OVER RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET

4 Oprettelse af en lokalitet

4.1 OPRETTELSE AF EN LOKALITET

4.1.1 Lokaltetsdata - Stamdata

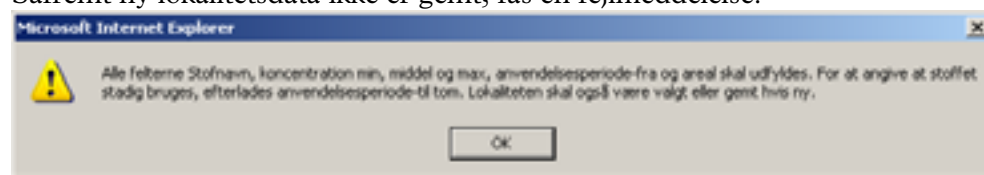
Fanebladet **Lokaltetsdata** og **lokaltetsregistrering** vælges.

FIGUR 4.1 OPRETTELSE AF EN LOKALITET

Lokaltetsdata kan indtastes i brugerfladen ved tryk på [Indtast ny lokalitet](#), hvorefter der kan indtastes oplysninger i de blanke felter. Der skal indtastes navn, adresse og postnr., som vælges fra en rullemenu, samt lokalitetskoordinater (euref 89), f.eks. x: easting ETRS89 602.466 og y: northing ETRS89 6099.610.

Der kan indtastes matrikelnr. og kommentarer vedrørende lokaliteten. Desuden kan der fra en rullemenu vælges en af de fire standarddefault lokalitetstyper, se afsnit 4.1.2. Andre oplysninger og registrering af andre lokalitetstyper eller arealanvendelser kan indtastes i kommentarfeltet.

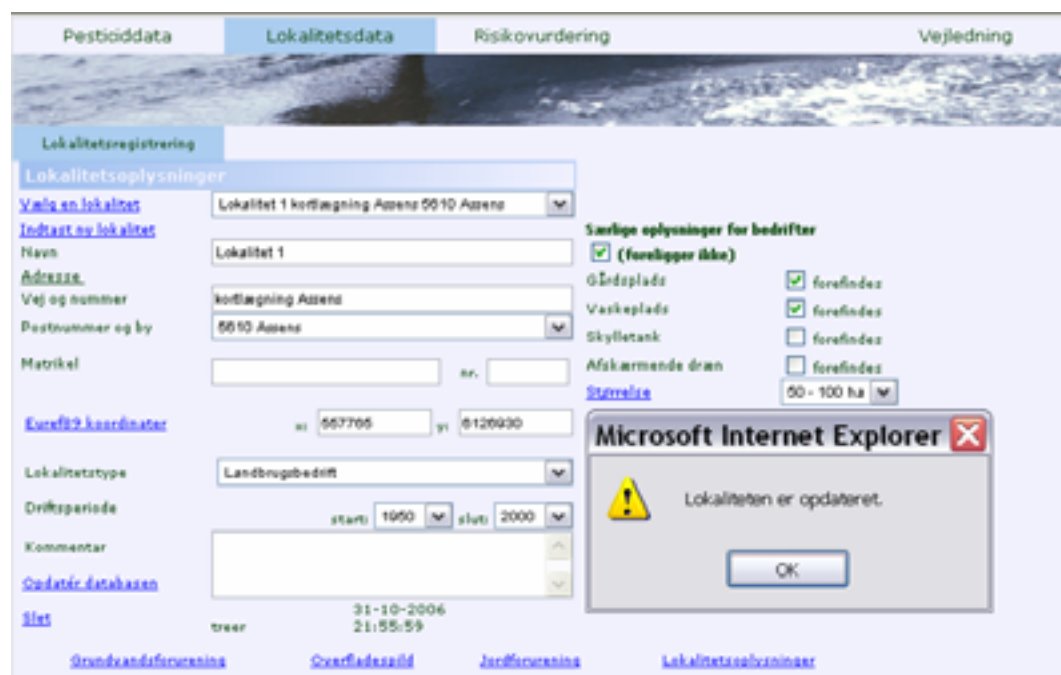
Der skal indtastes en dato for start af driftsperioden, mens sluttidspunktet kan stå blankt, såfremt lokaliteten stadig er i drift. Data skal gemmes ved tryk på [Opdatér databasen](#), før man begynder indtastningen af forureningsdata. Såfremt ny lokalitetsdata ikke er gemt, fås en fejlmeddelelse.



Lige efter at en lokalitet er gemt, vil navnet blive placeret i bunden af rullemenuen men efter opdatering af web-siden fremkommer navnet i den alfabetiske liste.

En tidligere indtastet lokalitet kan hentes via den øverste rulle menu: [Vælg en lokalitet](#), som indeholder en liste over alle lokaliteter i databasen. Herefter kan data revideres via knappen [Opdatér databasen](#), eller lokaliteten kan slettes via knappen [Slet](#).

Registrering af data bekræftes med beskeden “Lokaliteten er registreret”, jf. figur 4.2.



FIGUR 4.2 GEM ELLER OPDATER LOKALITETSSTAMDATA

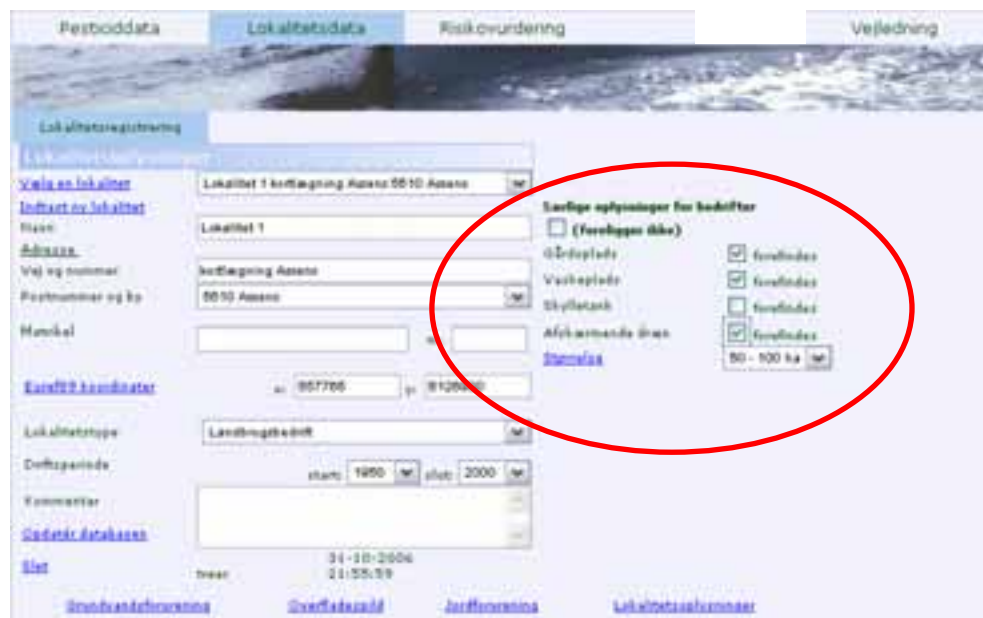
4.1.2 Lokalitetstyper

Oplysninger om arealanvendelse og lokalitetstype, f.eks. frugt- eller granplantage, kan indtastes i kommentarfeltet. Herudover kan der vælges fire standardlokalitetstyper fra en rullemenu. For disse fire lokalitetstyper findes defaultværdier for kildestyrken i grundvand, og såfremt der mangler konkret viden om forureningsforhold, kan disse anvendes i risikovurderingsværktøjet. Grundlaget for defaultværdier er beskrevet i kapitel 8 i hovedrapporten for projekt (Bay et al., 2006). De fire lokalitetstyper er som følger:

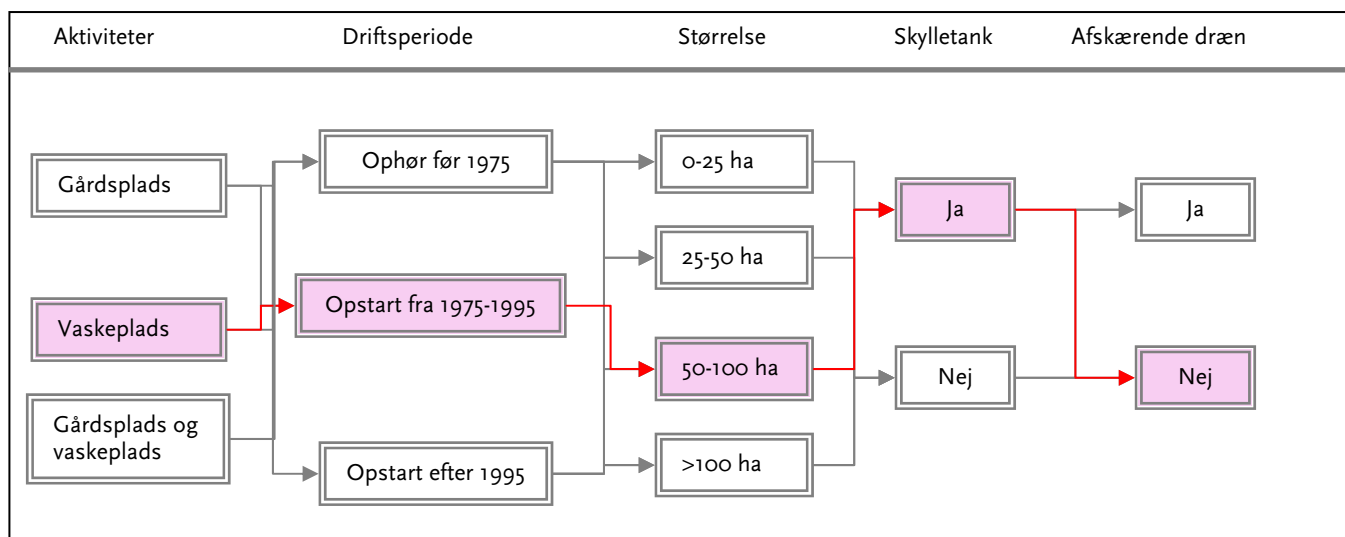
- Lossepladser/fyldpladser
- Opfyldte mergelgrave eller vandhuller
- Landsbrugsbedrifter (gårdspladser og vaskepladser)
- Gartnerier og planteskoler

Ved valg af f.eks. landbrugsbedrifter i rullemenuen åbnes en menu til højre, hvor der kan indtastes yderligere oplysninger om landbrugsbedriften, jf. figur 4.3. Disse oplysninger anvendes til at sortere frem til de default-værdier, der passer til de historiske oplysninger, jf. kapitel 7 i hovedrapporten (Bay et al.,

2006). I figur 4.4 vises flowdiagram for valg af default-værdier for lokaliteter med forskellig historik. F.eks. vil en landbrugsbedrift på 50- 100 ha med en vaskeplads og en driftsperiode, som er påbegyndt i perioden 1975-1995 og hvor der anvendes skylletank, men ikke afskærende dræn have en anden forureningsbelastning end en landbrugsbedrift på kun 25 ha med en gårdplads, hvor driften er ophørt før 1975.



FIGUR 4.3 SPECIFIKATION AF AKTIVITETER MV. FOR LANDBRUGSBEDRIFTER



FIGUR 4.4 FLOWDIAGRAM, SOM VISER, HVILKE FAKTORER, DER PÅVIRKER UDVÆLGELSE AF DEFAULT-VÆRDIER PÅ BEDRIFTER

Blandt de faktorer, som har betydning for forureningsniveauerne, er anvendelse af skylletanke og tilstedeværelse af afskærende dræn fra vaskepladser.

Skylletank

På moderne sprøjter er der udover selve tanken til sprøjtevæsken, monteret to beholdere til rent vand. Den ene beholder er en rentvandsbeholder, som anvendes til at vaske hænder m.v., og den anden er skylletanken, som ligeledes indeholder rent vand. Vandet fra skylletanken anvendes til at skylle sprøjten indvendigt efter endt sprøjtning. Tanken skylles flere gange indvendigt og skyllevandet sprøjtes ud på afgrøderne. Anvendes skylletanken korrekt, betyder det en markant nedbringelse af mængden af aktivt stof i restvæsken efter endt sprøjtning. Skylletanken er indført omkring 1990, men den er først blevet standard på nye pesticidsprøjter sidst i 90'erne.

Afskærende dræn fra vaskepladser

I 2000 er det kortlagt, at ca. 80% af danske vaskepladser er ubefæstede eller befæstede og uden afløb. De sidste 20% af vaskepladserne er indrettet som bio bede, befæstede vaskepladser med opsamling, eller befæstede vaskepladser med afløb til kloak eller recipient. Dette kan typisk ske via afskærende dræn, eller evt. via olieudskiller. En sådan indretning har naturligvis ikke nogen rensende effekt på det bortledte vand, men afløb f.eks. i form af afskærende dræn vil minimere risikoen for grundvandsforurening med pesticider.

4.1.3 Data fra andre databaser

Databasen kan ligeledes indeholde lokalitetsdata fra GeoGis-databasen eller fra et bearbejdet GIS-lag i JAR-databasen. Men dette kræver naturligvis, at et sådant lag eller overførsel er udarbejdet. Fanebladet **Lokalitetsdata** og **lokalitetsregistrering** vælges, hvorefter lokaliteten vælges fra rullemenuen.

Herefter kan der tilføjes flere oplysninger om lokaliteten, se afsnit 4.1.1. Data kan selvfølgelig indtastes direkte.

4.1.4 Visning på kort

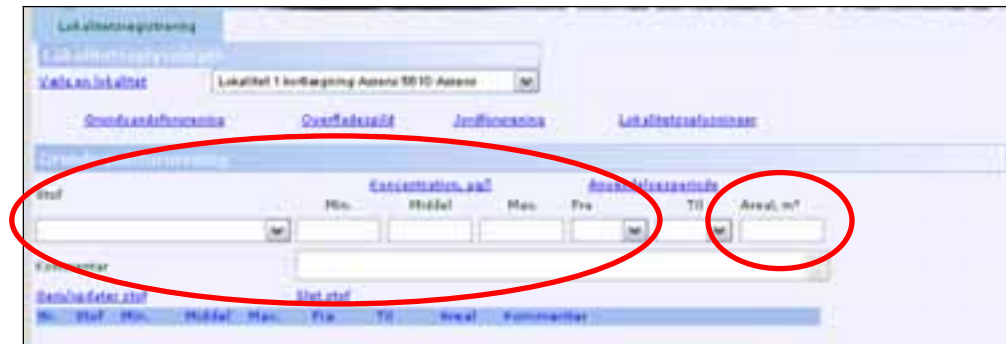
De lokaliteter, som allerede findes i lokalitetsdatabasen, vises på et GIS-kort ved at klikke på **Risikovurdering** og **Opland**, se afsnit 5.2.

4.2 INDTASTNING AF FORURENINGSDATA

På samme side som lokalitetsdata ses tre menuer til indtastning af henholdsvis [Grundvandsforurening](#), [Overfladespild](#) eller [Jordforurening](#). Disse anvendes på lokaliteter, hvor der er kendskab til en faktisk forurening.

4.2.1 Grundvandsforurening

Pesticidnavn vælges fra en rullemenu omfattende alle stoffer i pesticid-databasen. Oplysninger om en konstateret grundvandsforurening skal beskrives med tre værdier, en minimum-, en gennemsnits- og en maksimumværdi, som repræsenterer forureningen i et givet areal. Dette betyder, at brugeren aktivt skal tage stilling til og vurdere det sandsynlige omfang af forureningen i grundvandet og ikke kun anvende en enkelt måleværdi. Koncentrationen angives i µg/l.



FIGUR 4.5 INDTASTNING AF DATA OM GRUNDVANDSFORURENING

Desuden skal der angives en dato for anvendelsesperioden for hvert af de fundne pesticider.

Dette er nødvendigt, fordi forbrugsperioderne for pesticider er forskellige, og datoerne anvendes til at beregne, hvornår et pesticid vil nå frem til en indvindingsboring, og hvornår et eventuelt bidrag vil ophøre. Anvendelsesperioden vil dog ofte svare til driftsperioden, men visse pesticider, f.eks. bentazon, hexazinon, isoproturon og glyphosat er dog først introduceret fra midten af 70'erne, jf. tabel 7.4 i hovedrapporten (Bay et al., 2006), som gengives her i tabel 4.1.

TABEL 4.1 FORBRUGSPERIODE (FRA TABEL 7.4 I (BAY ET AL., 2006))

Data	Forbrugsperiode	Kommentar/tekstboks
Phenoxysyre (Mechlorprop)	Fra 1950 -	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Triaziner (Atrazin)	Fra 1960- 1994	
Bentazon	Fra 1974 -	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Hexazinon	Fra 1978 -1994	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Isoproturon	Fra 1976 - 2000	Primært relevant i forhold til vaskeplads.
Glyphosat	Fra 1975 -	
Dichlobenil	1969- 1996	2,6-dichlorbenzamid (BAM) er den primære nedbrydningsprodukt

Sluttidspunktet for anvendelsesperioden kan stå blankt, såfremt lokaliteten stadig er i drift eller der vurderes, at der fortsat sker udvaskning af stoffet fra lokaliteten, jf. indtastning for adicarb i figur 4.6.



FIGUR 4.6 ANVENDELSESPERIODEN

For hvert fundne stof kan der tilknyttes en kommentar. Ved at klikke på [Gem stof](#) gemmes oplysningerne, og der vises en besked om, at dataene er gemt. De registrerede data vises i tabellen under indtastningsfeltet, jf. figur 4.7.



FIGUR 4.7 GEM FORURENINGSDATA

Ved at klikke på [nr.](#) i venstre side, kan de indtastede data hentes ind i indtastningsfeltet og redigeres eller slettes, jf. figur 4.8.



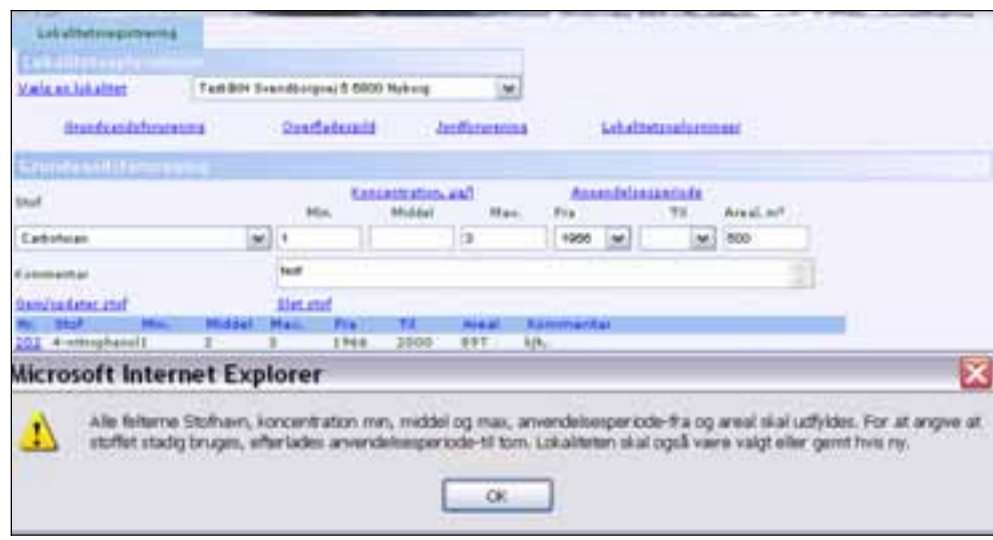
FIGUR 4.8 OVERSICHT OVER GEMTE DATA OG REDIGERING

Ved sletning eller redigering af data fås en bekræftelse, jf. figur 4.9 og 4.10.



FIGUR 4.9 BEKRÆFTELSE VED SLETNING

Såfremt man gemmer uden at udfylde de nødvendige felter, fås en advarsel, jf. figur 4.10. Desuden kan man hente hjælpetekst ved at klikke på [Koncentration, µg/l](#) eller [Anvendelsesperiode](#).



FIGUR 4.10 ADVARSEL VED MANGLENDE DATA

4.2.2 Overfladespild

Pesticidnavn vælges fra en rullemenu omfattende alle stoffer i pesticid-databasen. Oplysninger om et overfladespild skal beskrives med tre værdier, en minimum-, en gennemsnits- og en maksimumværdi, som repræsenterer mængder spildt pr. år over et givet areal, jf. figur 4.11. Mængden angives som antal kg/år over det angivne areal.

No.	Stof	Min.	Middel	Max.	Fra	Til	Areal	Kommentar
221	2,4-D	1	2	3	1966	2000	1	test-vertikal
222	4-nitrophenol	1	2	3	1966	2000	1	test-vertikal
122	Bentazon	1	2	3	1966	2006	500	test-vertikal
224	Atrazin	1	2	3	1966	2006	500	test-vertikal
225	Glyphosat	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal
226	Dicikloamil	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal
227	Aldicarb	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal

FIGUR 4.11 INDTASTNING AF OVERFLADESPILD

I kapitel 7 i hovedrapporten (Bay et al., 2006), er der angivet metoder til at beregne spild ved forskellige aktiviteter på landbrugsbedrifter, gartnerier og planteskoler. For lossepladser og mergelgrave er der for 7 udvalgte pesticider desuden givet forslag til typiske mængder, som kan udsive pr. år. Typisk eksisterer der dog ingen oplysninger om udsivende mængder pr. år eller tidshorisonter for udsivning.

Som for grundvandsforurening, skal der for hvert af de fundne pesticider angives en dato for anvendelsesperioden. Såfremt man gemmer uden at udfylde de nødvendige felter, fås en advarsel, jf. figur 4.10. Desuden kan man hente hjælpetekst ved at klikke på [Mængde, kg/år](#) eller [Anvendelsesperiode](#).

4.2.3 Jordforurening

Pesticidnavn vælges fra en rullemenu omfattende alle stoffer i pesticid-databasen. Oplysninger om jordforureningen skal beskrives med tre værdier, en minimum-, en gennemsnits- og en maksimumværdi, som repræsenterer niveauet for jordforurening i mg/kg TS i den øverste meter jord over et givet areal.

No.	Stof	Min.	Middel	Max.	Fra	Til	Areal	Kommentar
120	Bentazon	1	2	3	1966	2000	500	test-vertikal
204	Atrazin	1	2	3	1966	2006	500	test-vertikal
202	4-nitrophenol	1	2	3	1966	2006	500	test-vertikal
227	Dicikloamil	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal
203	Aldicarb	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal
211	Glyphosat	1	2	10	1966	1979	500	test-vertikal

FIGUR 4.12 INDTASTNING AF DATA OM JORDFORURENING

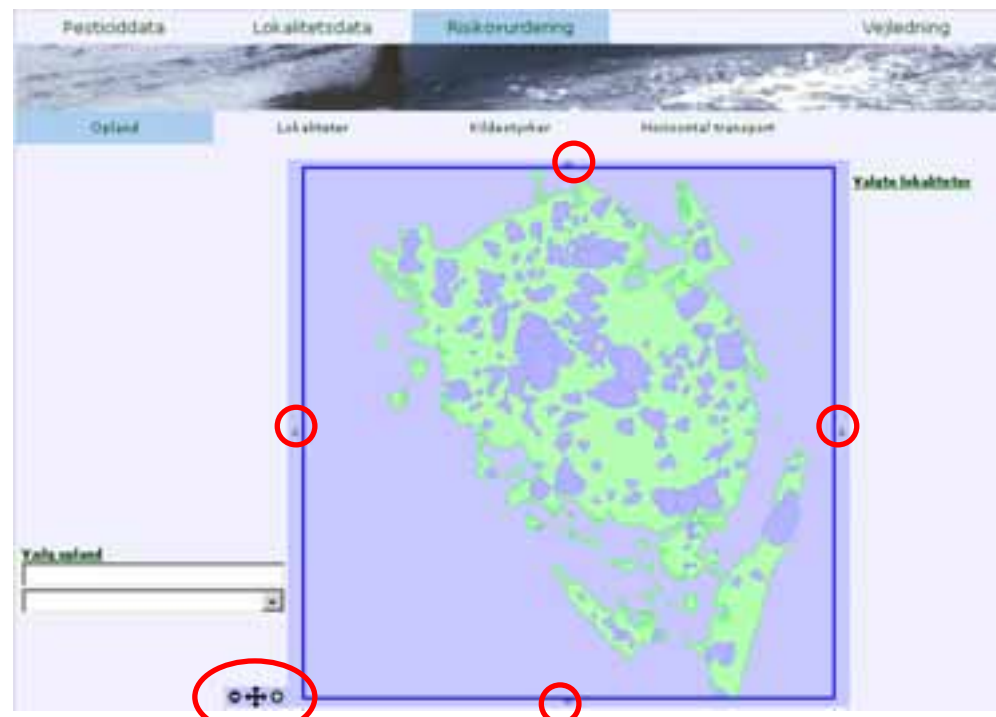
Som for grundvandsforurening skal der for hvert af de fundne pesticider angives en dato for anvendelsesperioden. Såfremt man gemmer uden at udfylde de nødvendige felter fås en advarsel, jf. figur 4.10. Desuden kan man hente hjælpetekst ved at klikke på [Koncentration, mg/kg TS](#) eller [Anvendelsesperiode](#).

5 Risikovurdering

5.1 OPSÆTNING AF RISIKOVURDERING

Som første trin i en risikovurdering skal der vælges et opland. Herefter skal kildestyrken for hvert pesticid på hver enkelt lokalitet i oplandet defineres. Kildestyrken anvendes til beregning af den tidsmæssige udvikling af den potentielle belastning af både vandressourcen og de individuelle vandværksboringer i oplandet. Den anvendte kildestyrke kan gemmes med navn og dato og herefter redigeres, således at der kan udføres følsomhedsberegninger af ændringer i vilkår, f.eks. ændringer i kildestyrken fra en maksimumværdi til en minimumværdi eller ophør af udsivning af pesticider på en udvalgt dato (oprensning af kilden). Disse aspekter er beskrevet i de følgende afsnit.

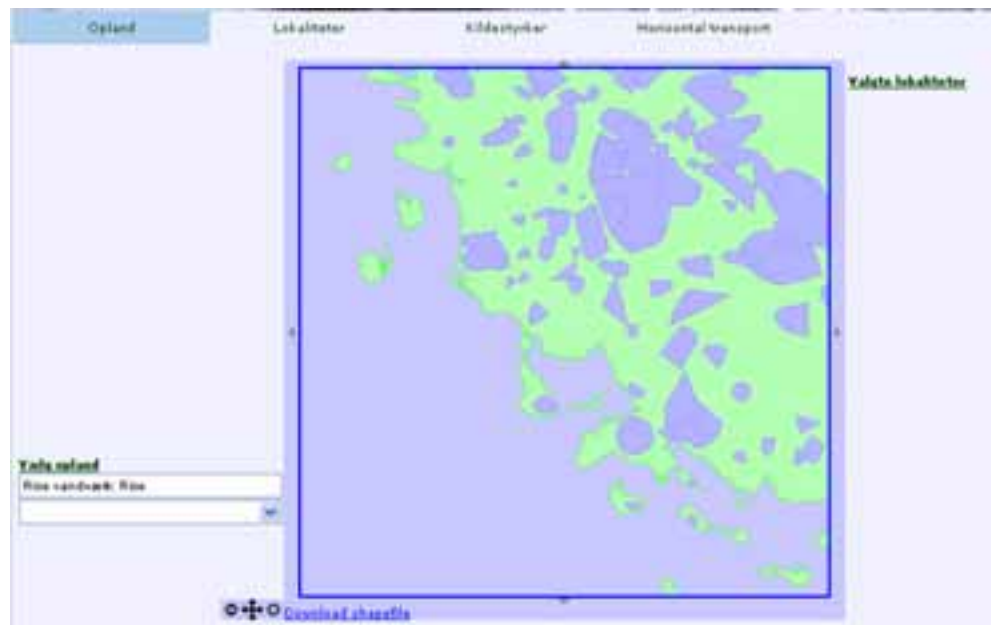
5.2 VÆLG AF OPLAND



FIGUR 5.1 OVERSIGT OVER OPLANDE.


Fanebladet **Risikovurdering** vælges og herefter **Opland**.

Det GIS-kort, som brugeren har adgang til, vises. Afprøvning af risikovurderingsværktøjet er sket hos Fyns Amt og oplandskorter fra Fyn vises som eksempler. Der kan zoomes ind på kortet eller navigeres rundt med pile, men reaktionen er langsomt, jf. figur 5.1 og 5.2.

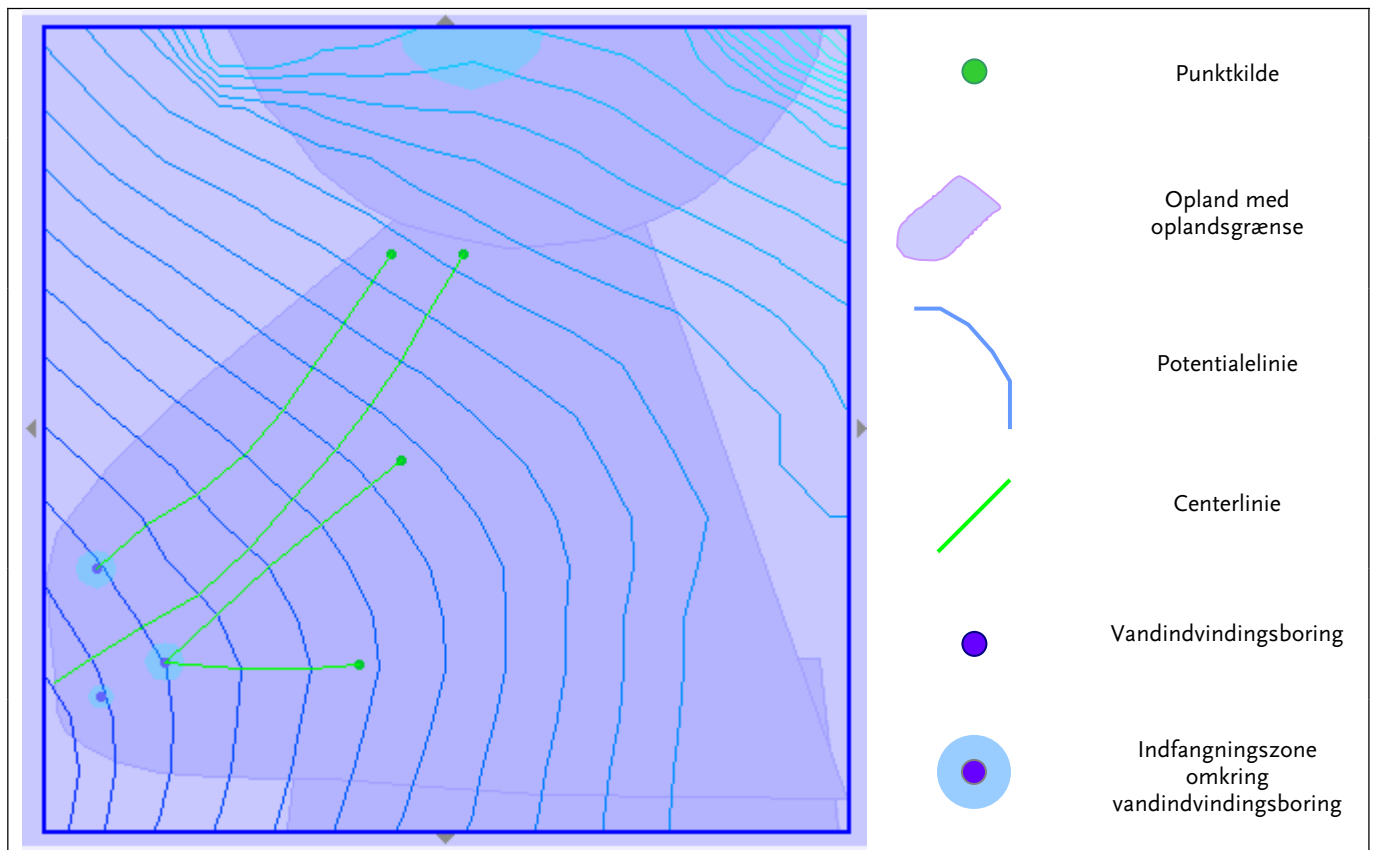


FIGUR 5.2 VALG AF OPLAND.

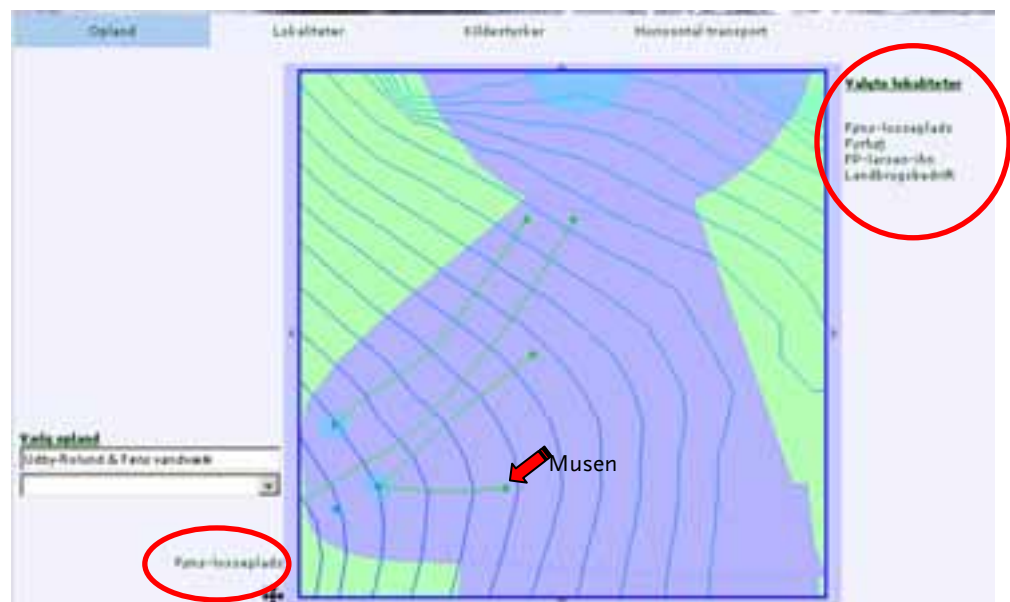
Et opland kan vælges ved at klikke på kortet, idet navnene ses når musen bevæger sig henover oplandene, eller ved at vælge et oplandsnavn fra rullemenuen i venstre side, jf. figur 5.2.

Såfremt et nyt oplande skal loades eller et oplande skal genloades, skal man tryk på  (tilbage til hovedkort) et par gange, hvorved der zoomes ud til hovedkort. Herefter kan det nye opland vælges.

Når oplandet er valgt, vises de registrerede lokaliteter, der befinder sig i oplande til højre for kortet, jf. figur 5.3. Ved at klikke på de enkelte lokaliteter med musen kommer deres navne frem til venstre for kortet, jf. figur 5.4.



FIGUR 5.3 SKÆRBILLEDE AF OPLANDSKORT OG CENTERLINIER SAMT SIGNATURFORKLARING.

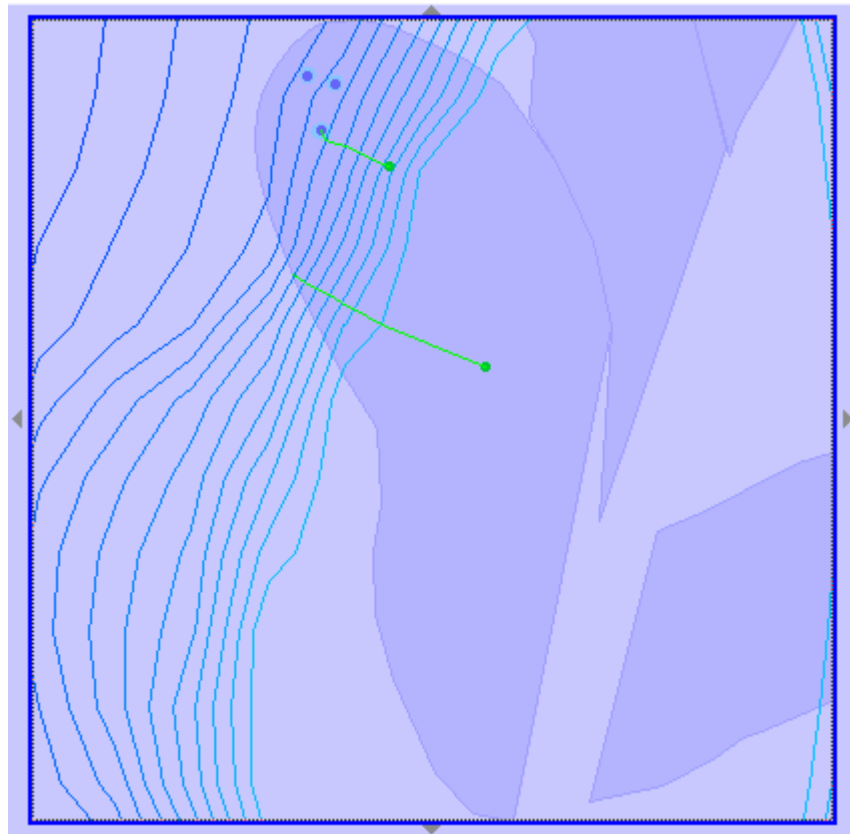


FIGUR 5.4 SKÆRBILLEDE, DER VISER AT, VED KLIK PÅ DEN GRØNNE LOKALITET FREMKOMMER LOKALITETSNAVNET TIL VENSTRE FOR KORTET.

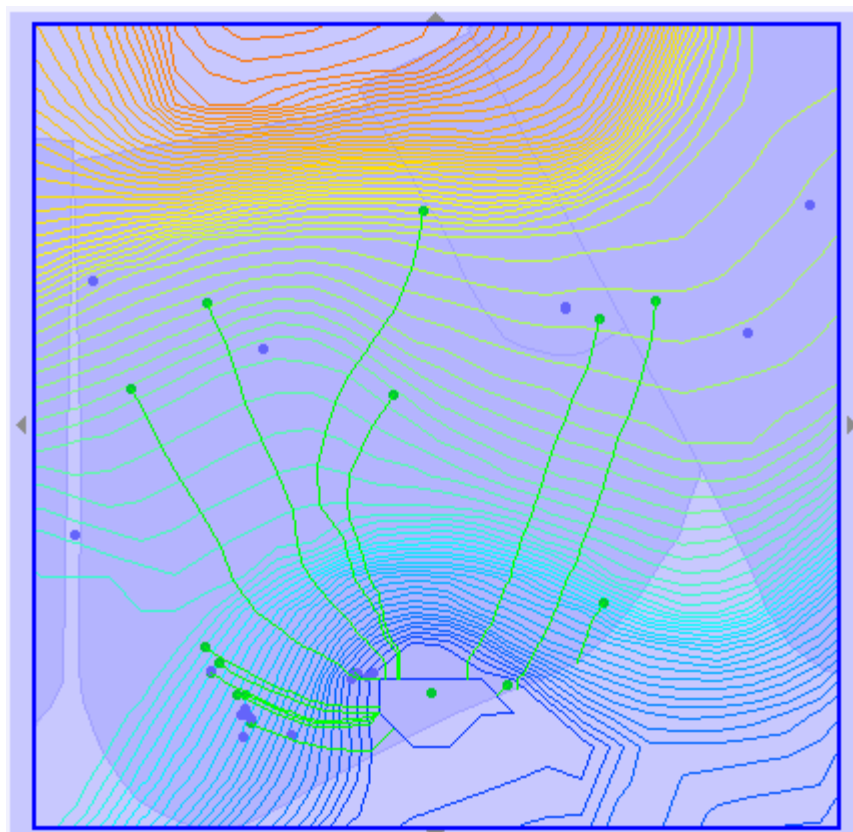
Lokaliteterne vises som grønne punkter på potentialekortet. Grundvandsstrømningsretningen fra lokaliteten til vandværksboringerne (blå punkter) eller grænsen til oplandet er på kortet vist som grønne centerlinier. Centerlinien er defineret ved en linie, der som udgangspunkt er vinkelret på potentialelinierne. Den kan imidlertid ikke overskride en oplandsgrænse. Centerlinien

afbøjes mod indvindingen, når den rammer en borings indfangningszone, jf. afsnit 9.2 i projektrapporten (Bay et al., 2006). Inden for indfangningszonen vil retningen svare til den korteste afstand til boringen.

Indfangningszonen omkring borerne er defineret ved, at en forurening, som rammer en given zone omkring en boring, vil blive flyttet til boringen – svarende til at forureningen under naturlige forhold fanges i sænkningstragten omkring boringen og derved strømmer til boringen. Såfremt en centerlinie ikke rammer en indfangningszone, vil den fortsætte til oplandsgrænsen, jf. figur 5.5. Såfremt der fremkommer en zone uden yderligere fald i potentiale (en udstrømning fra magasinet), vil centerlinien stoppe, jf. figur 5.6.



FIGUR 5.5 OPLAND MED CENTERLINIER SOM RAMMER HENHOLDSVIS EN INDVINDINGSBORING OG KANTEN AF OPLANDSGRÆNSE.



FIGUR 5.6 OPLAND MED LOKALITETER OPSTRØM ET OMRÅDE MED LAVESTE POTENTIALE.

5.3 OPSÆTNING AF KILDESTYRKER FOR LOKALITETER I ET OPLAND

Efter valg af opland under fanebladet **Risikovurdering** og **Opland** vælges **Lokaliteter**.

Der fremkommer en liste over lokalitetsnavne og deres respektive ID-nr. Såfremt der tidligere er foretaget en kildestyrkeopsætning, vises sidste kildestyrkeopsætning i de centrale felter.

Pesticiddata		Lokalitetsdata	Risikovurdering	Vejledning	
Opland	Lokaliteter	Kildestyrker	Horizontal transport		
Lokaliteter					
Medtag	ID	Navn	Nyeste kildestyrkesæt		Hele arkivet
<input checked="" type="checkbox"/>	2252	Føns-losseplads	101	testjaf-3	treer 2006-11-02 01:53:18
<input checked="" type="checkbox"/>	2253	Fyhej	133	test-jaf	treer 2006-11-06 16:45:45
<input checked="" type="checkbox"/>	2256	FP-lasse-08	142	test-5	treer 2006-11-21 22:06:49
<input checked="" type="checkbox"/>	2258	Landbrugsbedrift	139	test	treer 2006-11-09 15:44:02

FIGUR 5.7 OVERSIGT OVER LOKALITETER OG KILDESTYRKEOPSÆTNINGER.

Den nyeste kildestyrkeopsætning i figur 5.7 for Føns-losseplads vises med et nr. (101), et navn (testjaf-3), et brugernavn (treer) og det tidspunkt hver kildestyrkesættet er gemt (2006-10-27 17:05:11).

Såfremt der ikke tidligere er foretaget en kildestyrkeopsætning eller der ønskes et blankt opsætningsfelt, klikkes på lokalitetsnavn i venstre side for at åbne indtastningsfelterne. I figur 5.8 vises et blankt opsætningsfelt for lokalitet “FP-larsen-ihn”.

Lokaliteter		Nyeste kildestyrkesæt		Hele arkivet		
<input checked="" type="checkbox"/>	2252	Feno-looseplade	101	test-jaf-3	Treer 2006-11-22 16:45:17	hast
<input checked="" type="checkbox"/>	2253	Fyrbøj	133	test-jaf	treer 2006-12-04 14:32:27	hast
<input checked="" type="checkbox"/>	2256	FP-larsen-ihn	142	test-5	treer 2006-11-22 16:04:28	hast
<input checked="" type="checkbox"/>	2258	Landbrugbedrift	133	test	Treer 2006-11-22 16:46:43	hast

Stof	Grundvandsforurening ug/l			Spild kg/år			Jordforurening mg/kg TS			Default ug/l			Kildestyrke			
	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	min.	mid.	max.	konc.	forur.	niv.	areal
190 Bentazon	10	500	10000	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20				
204 Atrazin	10	500	1000	10	500	1000	-	-	-	0,00	2,50	5,00				
211 Glyphosat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	10,00	200,00				
212 Hexazinon	-	-	-	-	-	-	10	500	1000	0,00	0,10	0,20				
213 Isoproturon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20				
218 Mechlorprop-MCPP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20				
336 BAM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	2,00	15,00				
339 Atrazin, deethyl	10	500	1000	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

FIGUR 5.8 OPSÆTNING AF ET KILDESTYRKESÆT FOR EN LOKALITET.

Fordi der i lokalitetsdata for denne lokalitet er indtastet en række forureningsdata for grundvand, spild og jordforurening, er disse værdier (minimum- (min), gennemsnits- (mid.) og maksimumværdi (max.) vist i oversigten i figur 5.8.

Desuden vises tre kolonner med default-værdier for grundvandskoncentrationer, som er baseret på erfaringer fra den pågældende lokalitetstype (gartneri).

I oversigtstabellen vises op til 12 forskellige værdier for hvert pesticid. Ved at klikke på en af værdierne, overføres den til kolonnen med kildestyrken i højre side. Værdien vises sammen med oplysninger om hvorvidt der er en grundvandsforurening (GV), et spild (Spild), en jordforurening (Jord) eller en default-værdi (DEF). Desuden vises, om det er en minimum-, (min.) gennemsnits- (mid.) eller maksimumværdi (max.), samt arealet af forureningen, som ligeledes hentes fra lokalitetsdata, eller fra tabellen med default-værdier, såfremt en default-værdi er valgt. Når alle stoffer og værdier er valgt, kan der indsættes et navn for kildestyrkeopsætningen og sættet kan gemmes, jf. figur 5.9.



FIGUR 5.9 GEM KILDESTYRKESÆT.

For alle stoffer, hvor der er valgt en kildestyrke, vises til venstre et ID-nr med fed skrift. Såfremt der klikkes på stofnavn kan kildestyrkeopsætningen på stoffet nulstilles ved at klik på OK i følgende boks.



FIGUR 5.10 NULSTILLING AF KILDESTYRKEN FOR ATRAZIN

Såfremt man gerne vil vurdere andre stoffer, som ikke er indtastet i lokalitetsdatabasen eller findes som default-værdier kan man vælge et stof i **Tilføj stof** fra rullemenuen, hvorefter det ses i kolonne til højre (BRUG - bruger), og man kan herefter indtaste den forventede koncentration i grundvandet under ejendommen og det forventede forurenede areal, jf. figur 5.11.

Stof	Grundforurening µg/l				Spild kg/år		Jordforurening mg/kg TS			Default µg/l			Kildestyrke			
	min.	med.	max.	med.	min.	max.	min.	med.	max.	min.	med.	max.	µg/l	forus.	min.	areal
206 Barbazon	10	500	10000	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20	500	IV	medel	500	
204 Atrazin	10	500	1000	10	500	1000	-	-	0,00	2,50	5,00	238,43	IVa,D	min	1200	
211 Glyphosat	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	10,00	200,00	-	-	-	-	
202 Hexachlor	-	-	-	-	-	-	10	500	1000	0,00	0,10	0,20	507300	JORD	medel	1200
203 Isoproturon	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20	0,2	DEF	max	2500	
218 Nackdregop-MCPB	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,10	0,20	-	-	-	-	
208 SAN	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	2,00	10,00	2	DEF	medel	2000	
219 Atrazin-dæthyl	10	500	1000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
205 Dioxin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

FIGUR 5.11 DER KAN TILFØJES ANDRE STOFFER FRA PESTICIDDATABASEN OG INDTESTES ET FORVENTEDE FORURENEDE AREAL.

Herudover kan man i kolonnen til højre overskrive værdierne for kildestyrken og arealet, som er hentet fra lokalitetsdatabasen eller default-værdier, således at disse kan gemmes og anvendes i den horisontale beregning. Ved en ny opsætning af kildestyrkerne vil det dog være de oprindelige værdier fra lokalitetsdatabasen der hentes. Såfremt der hentes et tidligere gemt kildestyrkesæt, vil evt. skønnede værdier indtastet af brugeren dog hentes frem.

5.4 ARKIV OVER TIDLIGERE VURDERINGER

Ved at klikke på [hent](#) under **Hele arkivet** vises en liste over de tidligere gemte kildestyrkeopsætninger.

ID	Navn	Påske-kildestyrkesæt	Sæts
101	testjaf-3	testjaf-3	2006-11-02 01:53:18
102	testjaf-2	testjaf-2	2006-10-27 00:43:17
103	testjaf	testjaf	2006-10-27 00:32:34
104	testjaf	testjaf	2006-10-25 17:18:22
105	test-10	test-10	2006-10-11 14:26:11

FIGUR 5.12 TIDLIGERE KILDESTYRKEOPSÆTNINGER KAN HENTES OG REVIDERES.

Ved at klikke på et sæts **ID** nr., f.eks. 101 hentes en tidligere opsætning (testjaf-3, som kan redigeres og gemmes igen under samme eller nyt navn, jf. figur 5.12).

Herudover kan man fravælge lokaliteter i den efterfølgende beregning ved at fjerne flueben fra kolonnen – **Medtag** - til venstre, jf. figur 5.12.

Beregningen af den horisontale transport under fanebladene **Kildestyrker** og **Horisontal transport** sker kun for de seneste gemte kildestyrkesæt og for de lokaliteter, som er medtaget i kolonnen til venstre.

5.5 DEN VERTIKALE TRANSPORT

Såfremt der vælges en værdi for spild eller jordforurening under opsætning af kildestyrkerne, vil der dog fremkomme et vindue, hvor den vertikale transport

igennem det øverste jordlag beregnes og omregnes til en grundvandskoncentration, jf. figur 5.13.



FIGUR 5.13 DATA HENTES FRA PESTICIDDATABASEN TIL DEN VERTIKALE TRANSPORTBEREGNING.

Alle data overføres til vinduet og risikovurderingsværktøjet henter det bedste bud for stoffets K_{oc} i muldjord og halveringstiden (DT_{50}) under aerobe forhold i muldjord. Brugeren skal blot indtaste jordens indhold af sand, ler og organisk indhold i den øvre horisont (0-30 cm) samt sand- og lerindhold i den nedre horisont (30-100 cm). Som eksempel er angivet teksturdata for tre standardjorde, jf. tabel 5.1. I kapitel 8 i projektrapporten er det vertikale beregningsgrundlag og overvejelser om valg af standardjordtyper beskrevet nærmere (Bay et al., 2006). Værdierne for K_{oc} , DT_{50} , areal og mængde kan overskrives med nye tal, men man skal være opmærksom på at de oprindelige værdier hentes på ny ved næste beregning.

Der findes hjælpetekst til flere af de [blå knapper](#)., jf. figur 5.14.



FIGUR 5.14 BEREGNING AF DEN VERTIKALE TRANSPORT.

TABEL 5.1 EKSEMPEL PÅ TEKSTURDATA FOR MORÆNELER, MORÆNESAND OG SMELTEVANDSSAND MED A-HORISONT (RODZONE).

Tekstur	Dybde, cm	Moræneler med A-horisont	Morænesand med A-horisont	Smeltevandssand med A-horisont
Ler fraktion	0-30	16%	5%	4%
Sand fraktion	0-30	53%	80%	84%
Ler fraktion	30-100	21%	7%	4%
Sand fraktion	30-100	52%	80%	90%
Organisk indhold	0-30	3%	4%	3%

Herefter trykkes [Udfør beregning](#), og når resultatet vises [Overfør resultat](#). Værdien overføres til kildestyrkesættet og vinduet lukkes, jf. figur 5.13 og 5.15.



FIGUR 5.15 KILDESTYRKEN I GRUNDVAND BEREGNES OG RESULTATET FRA DEN VERTIKALE TRANSPORTBEREGNING OVERFØRES SOM KILDESTYRKE.

5.6 OVERSIGT OVER DE VALGTE KILDESTYRKER

Efter opsætningen af de kildestyrker, som skal vurderes i risikovurderingsværktøjet, vælges fanebladet **Kilderstyrker**.

Her vises en oversigt over de valgte kildestyrker.



FIGUR 5.16 OVERSICHT OVER LOKALITETER OG DET VALGTE KILDESTYRKESÆT. TRANSMISSIVITET –Tmid - KAN OVERSKRIVES MIDLERTIDIGT.

I den øverste linie vises de parametre, som indlæses fra oplandstabellen (en GIS-tabel). Disse parametre er følgende:

- Tmid: Den gennemsnitlige transmissivitet i oplandet, m²/s (kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen, indtil oplandet genlades)
- Tmin: Den mindste transmissivitet i oplandet, m²/s
- Tmax: Den største transmissivitet i oplandet, m²/s
- Bjergart: Sand, grus eller kalk
- Massef: Massefylde, angives ift. bjergart, g/ml
- Porøsitet: Angives ift. bjergart
- Redox: Anaerobt eller aerobt
- Magasin: Magasintykkelse, m
- Infiltr.: Infiltration i opland, mm

Desuden vises for hver lokalitet kildestyrkesætsnr., grundvandsgradient fra lokaliteten langs centerlinien og afstanden fra lokaliteten til centerliniens slutpunkt, jf. figur 5.15. Centerliniens slutpunkt er således enten centerliniens endepunkt i en indvindingsboring eller skæringspunktet med oplandet. Såfremt der fremkommer en zone uden yderligere fald i potentiale, vil centerlinien slutte i denne zone.

I kapitel 9 i projektrapporten (Bay et al., 2006) er parametre og ligninger for beregning af den horisontale transport beskrevet. I tabel 5.2 er angivet standardparametre for de tre bjergart (magasintyper).

TABEL 5.2 STANDARDVÆRDIER FOR BJERGARTER.

	Porøsitet	Massefylde, g/ml
Sand	0,35	1,5
Grus	0,35	1,8
Kalk	0,1	2,5

For hver lokalitet vises ID for det anvendte kildestyrkesæt, grundvandsgradienten ved lokaliteten og længden af centerlinien frem til vandværksboringer eller oplandsgrænser.

Ved at klikke på pilen til venstre åbnes / aktiveres lokalitetsdata, således at den horisontale transport kan beregnes (datasæt skal åbnes og vises), jf. figur 5.16.

Kun aktiverede (åbnede) datasæt, som vist i figur 5.17 for “F.P larsen-ihn”, vil blive beregnet i den horisontale transport. Dette betyder, at man kan frasortere lokaliteter, der ikke ønskes medtaget.

Opland			Lokaliteter		Kildestyrker			Horisontal transport			
Kildestyrker					Udby-Rolund & Fens vandværk						
T_{mid} (m ² /s)	T_{min} (m ² /s)	T_{max} (m ² /s)	Bjergart	Massef. (g/ml)	Porøsitet	Redox	Magasin (m)	Infiltr. (mm)			
0,0010449	0,0000000	0,0020002	Sand	1,5	0,35	Anaerobt	5	251			
ID	Lokalitet	Kildestyrkesæt			Gradient (%)		Centerlinje (m)				
2252	Fens-losseplads	101			0,00210085		253,9861				
2253	Fyrhøj	133			0,002642405		1514,568				
2256	FP-larsen-ihn	142			0,003475460		2927,057				
Stof ID	Stof	Koncentration (µg/l)	Niveau	Forureningstype	Areal (m ²)	K _d (ml/g)	DT ₅₀ (dage)	Start	Slut	Kildestyrke (mg/år)	
190	Bentazon	500	midl.	GV	500	0,0047	10000	1980	2001	62750	
204	Abrazin	230,4	min	SPILD	1200	7,3	10000	1978	2001	71209,7	
212	Hexazinon	5970	midl.	JORD	1200	0,0035	2500	1978	2001	1799069	
213	Isoproturon	0,2	max	DEF	2500	0,07	10000	1978	1994	126,6	
338	BAM	2	midl.	DEF	2500	0,003	10000	1999	1998	1255	
2258	Landbrugsbedrift	139			0,00333589		2123,652				

FIGUR 5.17 OVERSIGT OVER DATA, DER ANVENDES I RISIKOVURDERING.

Figur 5.17 vises oversigten fra brugerfladen, hvor der for hver lokalitet og hvert stof vises følgende parametre:

Stof-ID	Stoffets ID i pesticiddatabasen
Stof	Stofnavn, jf. pesticiddatabasen
Koncentration:	Grundvandskoncentration ved kilden (µg/l)
Niveau:	Om værdien er en minimum- (min.), gennemsnits- (mid.) eller maksimumværdi (max.)
Forureningstype:	Om beregningen er baseret på grundvandsmålinger (GV), spilmængder (Spild), jordforurening (Jord), default-værdier (DEF) eller værdi indsat af bruger (BRUG)
Areal:	Det forurenede areal under kilden, m ²
K _d :	Stoffets K _d for sand eller kalk (hentes fra pesticiddatabasen, men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes, når websiden åbnes igen)
DT ₅₀	Stoffets halveringstid (DT ₅₀) i vand (sand, kalk eller grus) i henhold til redoxforhold (aerobt eller anaerobt) (hentes fra pesticiddatabasen men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når websiden åbnes igen)
Start:	Startår for anvendelse af pesticidet på lokaliteten (hentes fra lokalitetsdatabase, men kan overskrives

midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen))

Slut: Slutår for anvendelse af pesticidet på lokaliteten (hentes fra lokalitetsdatabase men kan overskrives midlertidigt med en anden værdi som bruges i beregningen - det oprindelige værdi genskabes når siden åbnes igen))

Kildestyrke: Flux (mængden/år, mg/år) fra lokaliteten

I kapitel 9 i projektrapporten (Bay et al., 2006) er der udført en beskrivelse af parametre og ligninger for beregning af den horisontale transport.

En række felter kan overskrives, men de nye værdier indtastet af bruger anvendes alene i den efterfølgende horisontale transportberegning og kan ikke gemmes. Disse funktioner kan bruges til at foretage følsomhedsberegninger.

5.7 DEN HORISONTALE TRANSPORT

Efter udpegning af kildestyrker under fanebladene **Risikovurdering** og **Kildestyrker** vælges **Horisontal transport**.

Under [Periode- og typevalg](#) er der forskellige muligheder for at vælge om [Alle slutpunkter](#) skal medtages i beregningen eller kun centerlinier, som rammer vandindvindingsboringer ([Kun boringer](#)). Derfor kan centerlinier, som ikke ender i en vandværksboring, f.eks. centerlinier, der rammer en oplandsgrænse, jf. figur 5.18, frasortes.

Når "[Kun boringer](#)" vælges, kan det også vælges, om forureningsflux i tabellerne skal vises som flux (mg/år) eller som en koncentration i indvindingsboringen ($\mu\text{g/l}$), dvs. at fluxen (mg/år) divideres med den årlige indvinding i vandindvindingsboringen ($\text{m}^3/\text{år}$), jf. afsnit 5.7.3.



FIGUR 5.18 MULIGHEDER FOR DATAPRÆSENTATIONER.

Herefter vælges på rullemenuen for hvilken årrække (periode) beregningen skal foretages og i hvor mange afstandspunkter centerlinien skal opdeles ifm. visning på kort, f.eks. 1, 4, 10, 20 eller 25 afstandspunkter. Såfremt der ønskes at eksportere kortet, centerlinier og data til anvendelse med GIS-programmer vælges [Eksportør kort](#), men det betyder at kortdannelsen er meget langsomt, da der også skal dannes et cab-fil, jf. afsnit 5.7.2 (op til 60 sekunder).

Der anbefales, at der for en indledende vurdering af en belastning anvendes en periode på 10 - 20 år og med 4 afstandspunkter.

Beregningerne foretages ved at trykke på [Opdatér output](#). Jo højere antal lokaliteter, afstandspunkter og år, jo længere tid er værktøjet om at beregne output filen (på 10 sek. op til 1 min.). Der vises en grøn animerede linie, når programmet arbejder.



Resultatet af risikovurderingen kan vises under [Diagrammer og tabeller](#) eller [Kort](#), men det anbefales, at der foretages en indledende vurdering under diagrammer, før fremvisning med kort vælges.

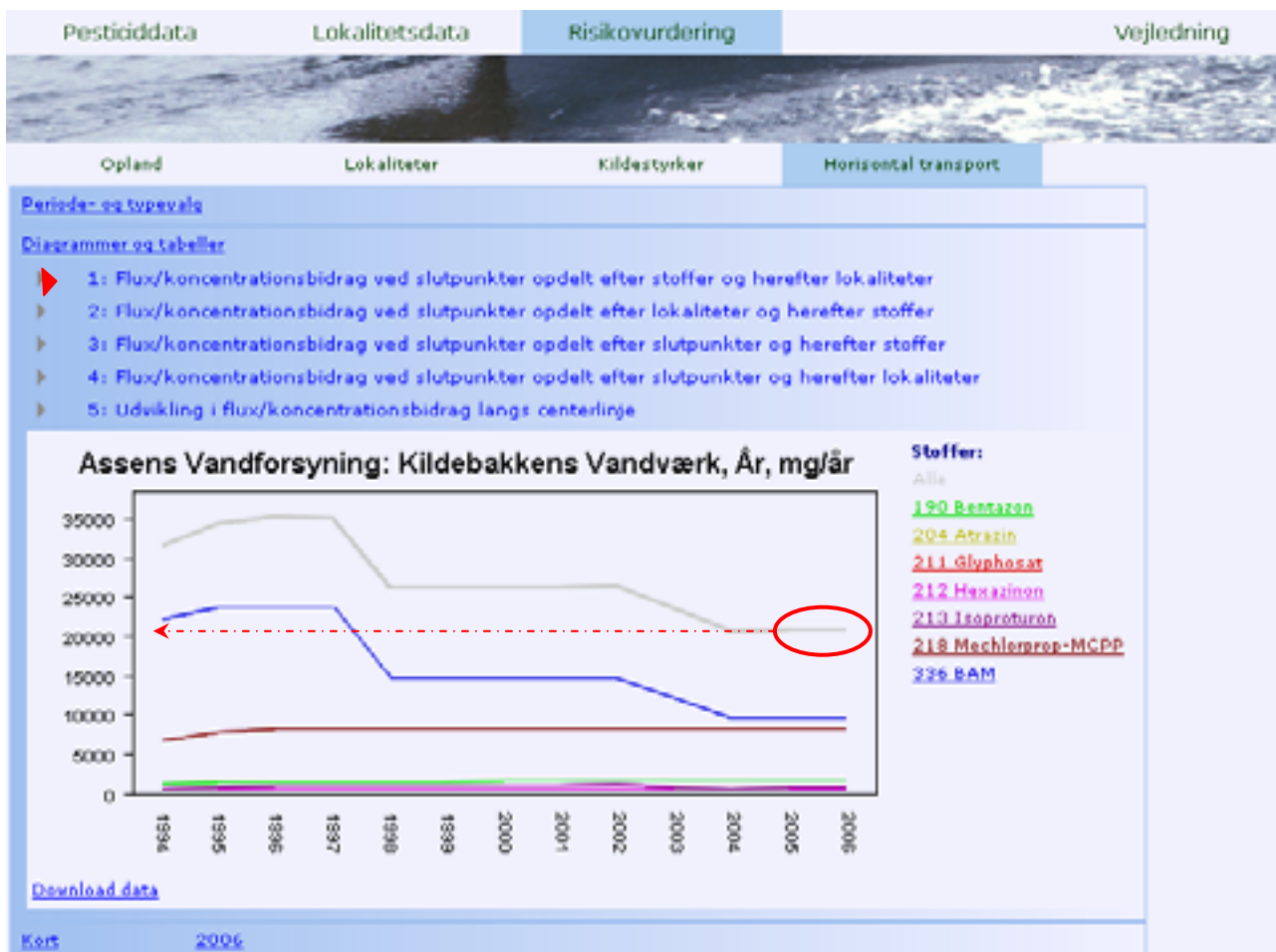
5.7.1 Diagrammer og tabeller

Under [Diagrammer og tabeller](#) kan der vælges mellem følgende muligheder:

1. Flux/koncentrationsbidrag ved slutpunkter i oplandet opdelt efter stoffer.
2. Flux/koncentrationsbidrag ved slutpunkter i oplandet opdelt på lokaliteter.
3. Flux/koncentrationsbidrag i oplandet opdelt efter slutpunkter, f.eks. mængderne i en vandværksboring opdelt efter stoffer.
4. Flux/koncentrationsbidrag i oplandet opdelt efter slutpunkter, f.eks. mængderne i en vandværksboring opdelt efter bidrag fra forskellige lokaliteter.
5. Udvikling i stofmængden langs centerlinien fra lokalitet til slutpunkt opdelt i det valgte antal afstandspunkter, f.eks. 1, 4, 10, 20 eller 25 afstandspunkter.

Ad 1. Flux/koncentrationsbidrag ved slutpunkter i oplandet opdelt efter stof

Ved denne visning samles den samlede stofmængde ved slutpunkterne for alle centerlinier fra lokaliteterne i oplandet. Den samlede stofmængde vises for den valgte periode, f.eks. 2000 - 2010. De individuelle bidrag fra forskellige pesticider kan vises i form af både graf og tabel.



FIGUR 5.19 DIAGRAMTYPE 1 - DEN SAMLEDE FLUX I OPLANDET OPDELT I HENHOLD TIL STOFFER.

Som det ses af figur 5.19, er det samlede bidrag af pesticider til oplandet i perioden efter 2004 ca. 22.000 mg/år. I den forudgående periode er det samlede bidrag væsentligt højere.

Ved at klikke på et af stofferne til højre for figuren vises bidraget i form af en flux (mængde/år) for de enkelte lokaliteter, jf. figur 5.20 - 5.23.

190 Bentazon													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
2265 Lokalitet 16	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15
2266 Lokalitet 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2269 Lokalitet 11	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03
2275 Lokalitet 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2276 Lokalitet 9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2277 Lokalitet 10	0	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75	180.75
2278 Lokalitet 12	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16
2279 Lokalitet 13	0	0	0	0	0	0	159.24	159.24	159.24	159.24	159.24	159.24	159.24
2291 Lokalitet 15	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66
2282 Lokalitet 17	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37
2293 Lokalitet 18	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77

FIGUR 5.20 MÆNGDE/ÅR AF BENTAZON FRA LOKALITETER I OPLANDET.

213 Isoproturon													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
2265 Lokaltet 16	0	0	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15	216.15
2266 Lokaltet 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2269 Lokaltet 11	119.83	119.83	119.83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2275 Lokaltet 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2276 Lokaltet 9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2277 Lokaltet 10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	180.75	180.75
2278 Lokaltet 12	0	0	0	0	0	0	0	0	191.16	191.16	191.16	191.16	191.16
2279 Lokaltet 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2281 Lokaltet 15	0	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66	216.66
2282 Lokaltet 17	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	256.37	0	0	0	0
2283 Lokaltet 18	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	252.77	0	0

FIGUR 5.21 MÆNGDE/ÅR AF ISOPROTURON FRA LOKALITETER I OPLANDET.

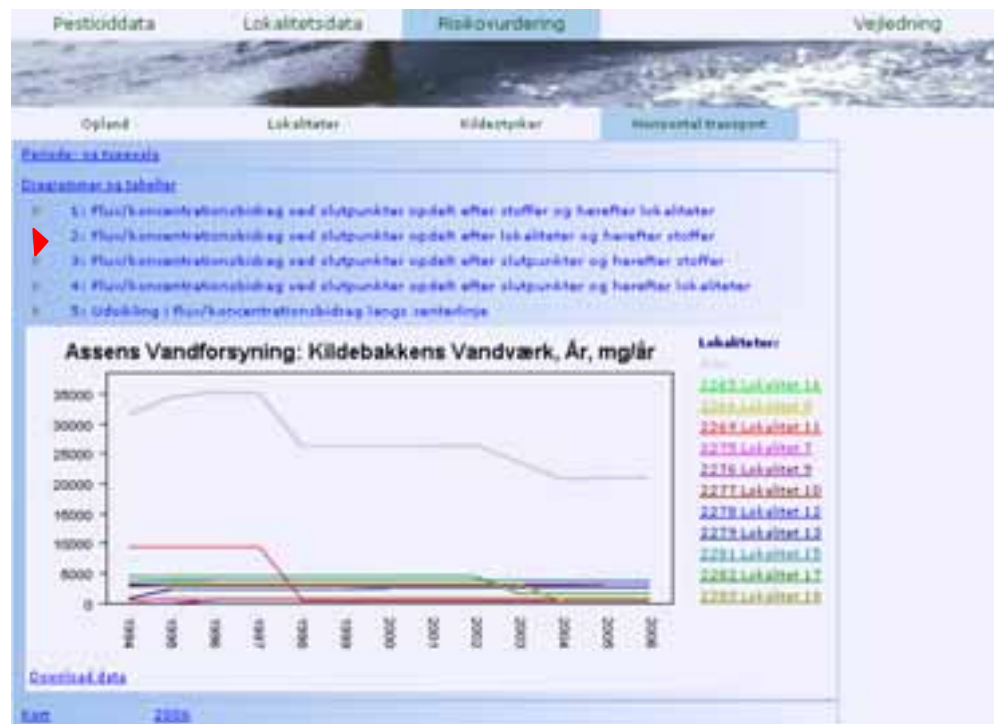
218 Mechlorsprop-MEPP													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
2265 Lokaltet 16	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7	1080.7
2266 Lokaltet 8	0	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25	996.25
2269 Lokaltet 11	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03	119.03
2275 Lokaltet 7	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33	500.33
2276 Lokaltet 9	0	0	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77	477.77
2277 Lokaltet 10	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79	903.79
2278 Lokaltet 12	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04	955.04
2279 Lokaltet 13	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20	796.20
2281 Lokaltet 15	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3	1003.3
2282 Lokaltet 17	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0	1201.0

FIGUR 5.22 MÆNGDE/ÅR AF MECHLORPROP FRA LOKALITETER I OPLANDET.

216 BAM													
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
2265 Lokaltet 16	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5	2161.5
2266 Lokaltet 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2269 Lokaltet 11	0907.6	0907.6	0907.6	0907.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2275 Lokaltet 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2276 Lokaltet 9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2277 Lokaltet 10	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5	1807.5
2278 Lokaltet 12	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6	1911.6
2279 Lokaltet 13	0	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4	1592.4
2281 Lokaltet 15	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6	2166.6
2282 Lokaltet 17	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	2563.7	0	0	0	0
2283 Lokaltet 18	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	2527.7	0	0	0

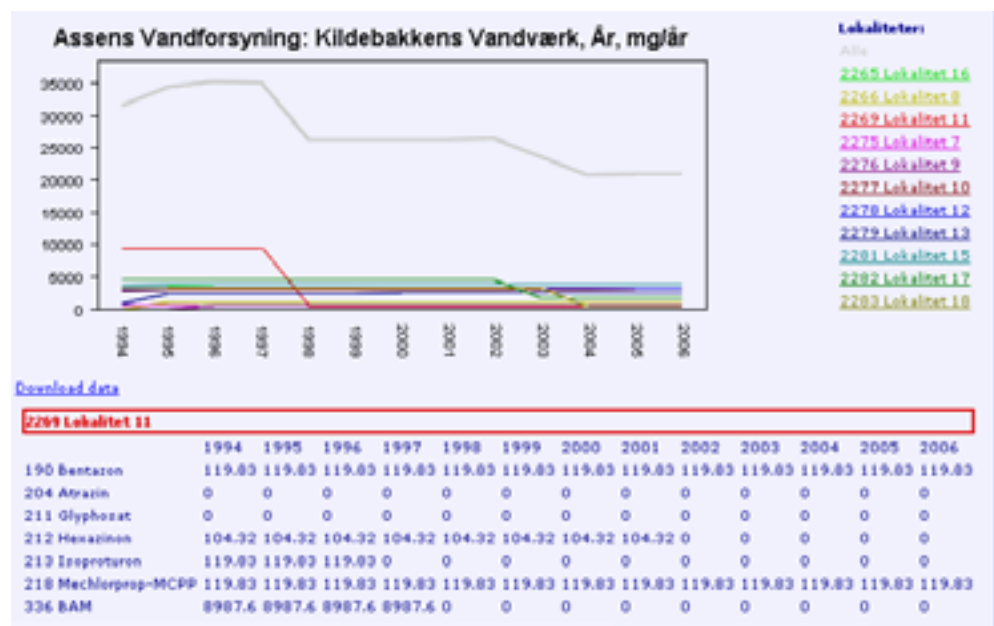
FIGUR 5.23 MÆNGDE/ÅR AF BAM FRA LOKALITETER I OPLANDET.

Ad 2. Flux/koncentrationsbidrag ved slutpunkter i oplandet opdelt på lokaliteter
 I denne visning samles den samlede stofmængde ved slutpunkterne for alle centerlinier fra lokaliteterne i oplandet for den valgte periode. De individuelle bidrag fra forskellige pesticider kan desuden vises i tabelform.



FIGUR 5.24 DIAGRAMTYPE 2 - DEN SAMLEDE STOFMÆNGDE VED SLUTPUNKTER I OPLANDET OPDELT I HENHOLD TIL LOKALITETER.

Figur 5.24 viser det individuelle bidrag fra lokaliteterne, se listen til højre for diagrammet. Ved at klikke på disse, fremkommer tabeller, som viser bidragene fra de enkelte lokaliteter, jf. figur 5.25 og 5.26



FIGUR 5.25 DIAGRAMTYPE 2 - FLUX (MG/ÅR) FRA LOKALITET 11 OPDELT EFTER PESTICIDBIDRAG.

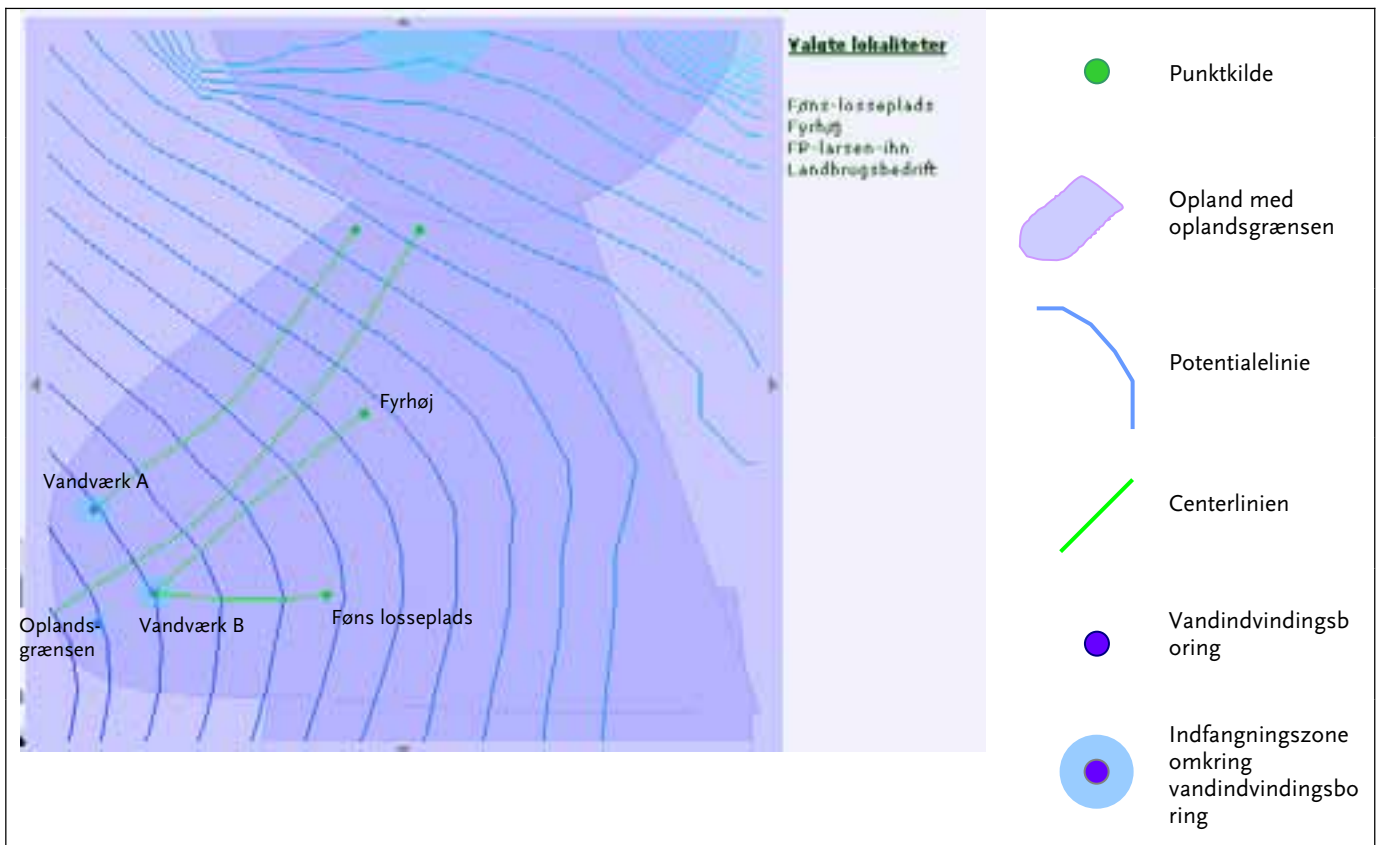
Lokalitet 7												
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
190 Bentazon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
204 Atrazin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
211 Glyphosat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
212 Hexazinon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
213 Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
218 Mechlorprig-MCOP	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33	580.33
336 SAM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

FIGUR 5.26 MÆNGDE/ÅR AF PESTICIDER FRA LOKALITET 7 OPDELT EFTER PESTICIDBIDRAG.

Ved at ændre på perioden kan fås en mere nuanceret oversigt over bidragene fra kilderne.

Ad 3. Flux/koncentrationsbidrag i oplandet opdelt efter slutpunkter, f.eks. mængderne i en vandværksboring opdelt efter stoffer

Her kan der foretages en opdeling af stofmængden, sorteret i henhold til de slutpunkter, der modtager forureningen. Såfremt centerlinierne fra lokaliteterne ledes til forskellige slutpunkter, er diagrammet identisk med diagramtype 2. Såfremt centerlinierne fra flere lokaliteter når frem til det samme slutpunkt, f.eks. en indvindingsboring, samles bidragene fra disse lokaliteter til ét bidrag.



FIGUR 5.27 KORT SOM VISER, AT FORURENING FRA FØNS LOSSEPLADS OG FYRHØJ FORVENTES, AT NÅ DEN SAMME INDVINDINGSBORING. SIGNATURFORKLARINGEN ER VIST TIL HØJRE FOR KORTET.

Som det ses af figur 5.27, strømmer forurening fra Føns losseplads og Fyrhøj forventes, at nå den samme indvindingsboring benævnt vandværk B, mens vand fra de andre to lokaliteter strømmer til henholdsvis vandværk A og oplandsgrænsen.

I diagramtype 3 kan vi beregne de individuelle pesticidbidrag i de tre slutpunkter, men der kan ikke ved denne visning generes entydige navne på slutpunkter, da et slutpunkt ofte er et geografisk punkt uden navn, jf. figur 5.28. Der er kun pesticidbelastning ved ét af slutpunkterne (554448,17,6143517,76ja), f.eks. fluxen for bentazon på 1363,6 mg/år frem til 2006, herefter 1503,0 mg/år.



FIGUR 5.28 DIAGRAMTYPE 3 – DIAGRAM OG TABELLER OVER DE ENKELTE PESTICIDFLUX (MG/ÅR) VED DE TRE SLUTPUNKTER.

I diagramtype 1 kan vi se den samlede bentazonflux i oplandet og bidragene fra Føns losseplads og Fyrhøj på henholdsvis 1363,6 og 139,44 mg/år, jf.

5.29. Desuden vil bidraget fra Fyrhøj først når frem i 2006, svarende til et samlet bidrag fra 2006 på 1503,0 mg/år – hvilket er i overensstemmelse med bidraget beregnet ved diagramtype 3.

190 Bentazon											
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
2252 Føns-losseplads	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6	1363.6
2253 Fyrhøj	0	0	0	0	139.44	139.44	139.44	139.44	139.44	139.44	139.44
2256 FP-larsen-ihn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

FIGUR 5.29 DIAGRAMTYPE 1 - TABELLER OVER BENTAZONFLUX (MG/ÅR) FRA LOKALITETER I OPLANDET.

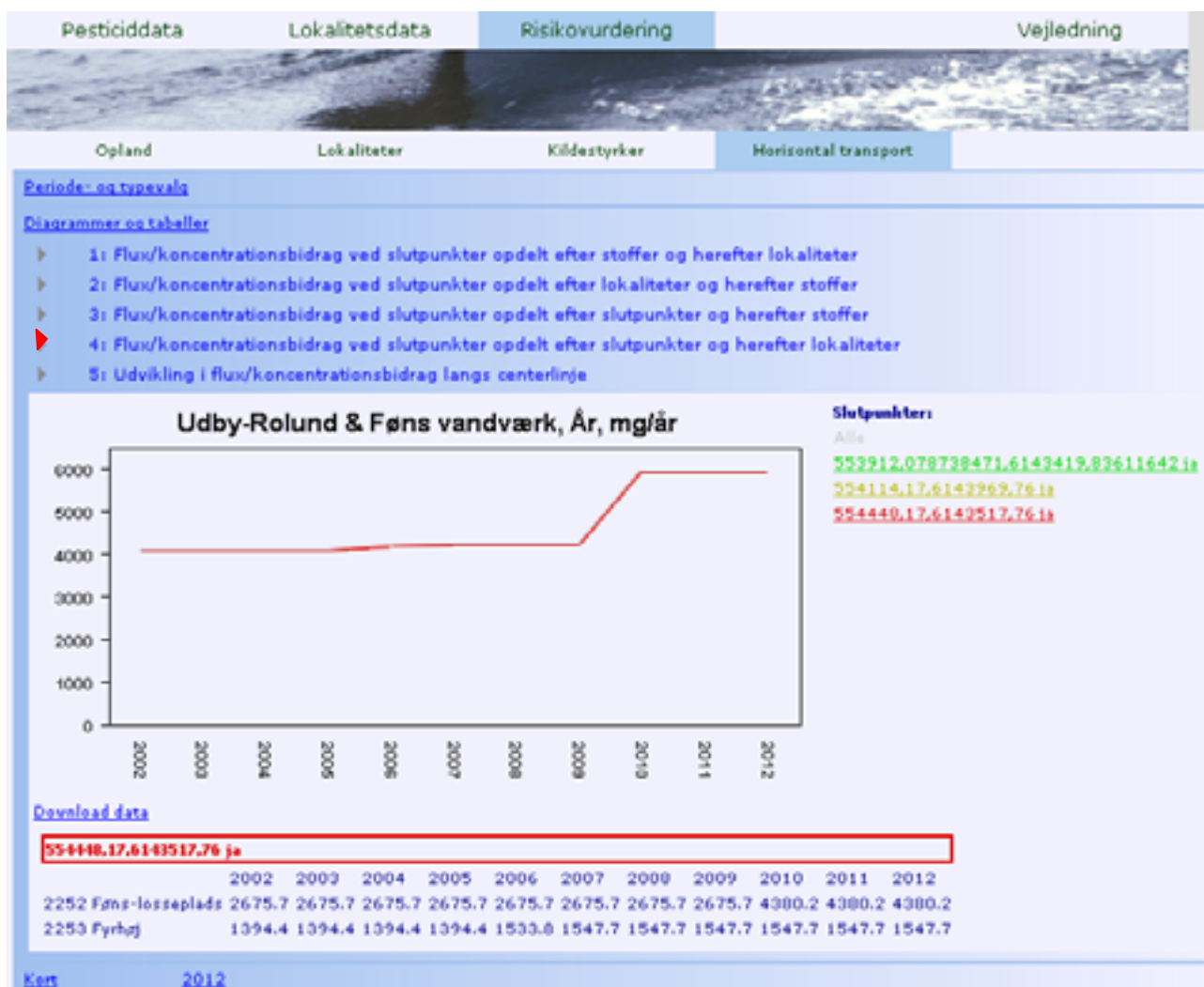
Diagram 3 er derfor meget nyttigt, såfremt en indvindingsboring medtager bidrag fra flere lokaliteter, idet det samlede pesticidbidrag i en vandværksboring kan aflæses direkte.

Ad 4. Flux/koncentrationsbidrag i oplandet opdelt efter slutpunkter, f.eks.

mængderne i en vandværksboring opdelt efter bidrag fra forskellige lokaliteter

Her kan der som i diagramtype 3 foretages en opdeling af stofmængden sorteret i henhold til de slutpunkter, der modtager forurening. Det samlede bidrag i et slutpunkt kan dog yderligere opdeles på de enkelte bidragsgivende lokaliteter. I eksemplet ovenover kan det belyses, hvilke lokaliteter, der bidrager med forurening til indvindingsboringen og den samlede stofmængde fra disse lokaliteter, jf. figur 5.30.

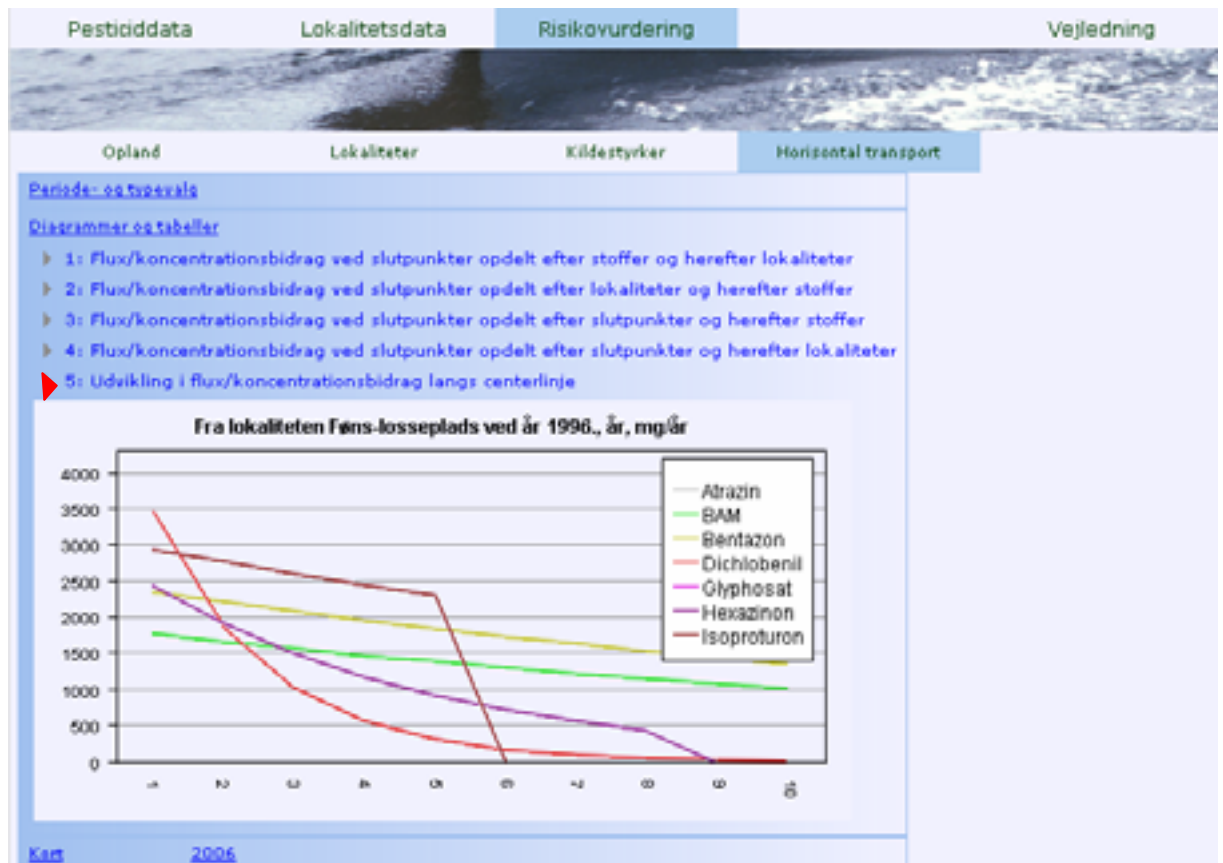
I diagramtype 4 kan vi beregne de samlede pesticidbidrag fra hver lokalitet og se, hvilke lokaliteter der bidrager til belastning af en vandindvindingsboring, som f.eks. Føns losseplads og Fyrhøj, jf. figur 5.30.



FIGUR 5.30 DIAGRAMTYPE 4 - BIDRAG FRA DE ENKELTE LOKALITETER TIL DEN SAMLEDE STOFMÆNGDE I ÉT SLUTPUNKT.

Ad 5. Udvikling i stofmængden langs centerlinien fra lokalitet til slutpunkt opdelt efter det valgte antal afstandspunkter

Her vælges en lokalitet og et slutår, hvorefter der vises en figur, der afbilder mængderne af de enkelte pesticider i det valgte antal afstandspunkter langs en centerlinie, jf. figur 5.31. Under periode og typevalg kan vælges, om der skal vises 1, 4, 10, 20 eller 25 afstandspunkter på centerlinien, hvorefter der skal blot klikkes på [opdatér output](#).



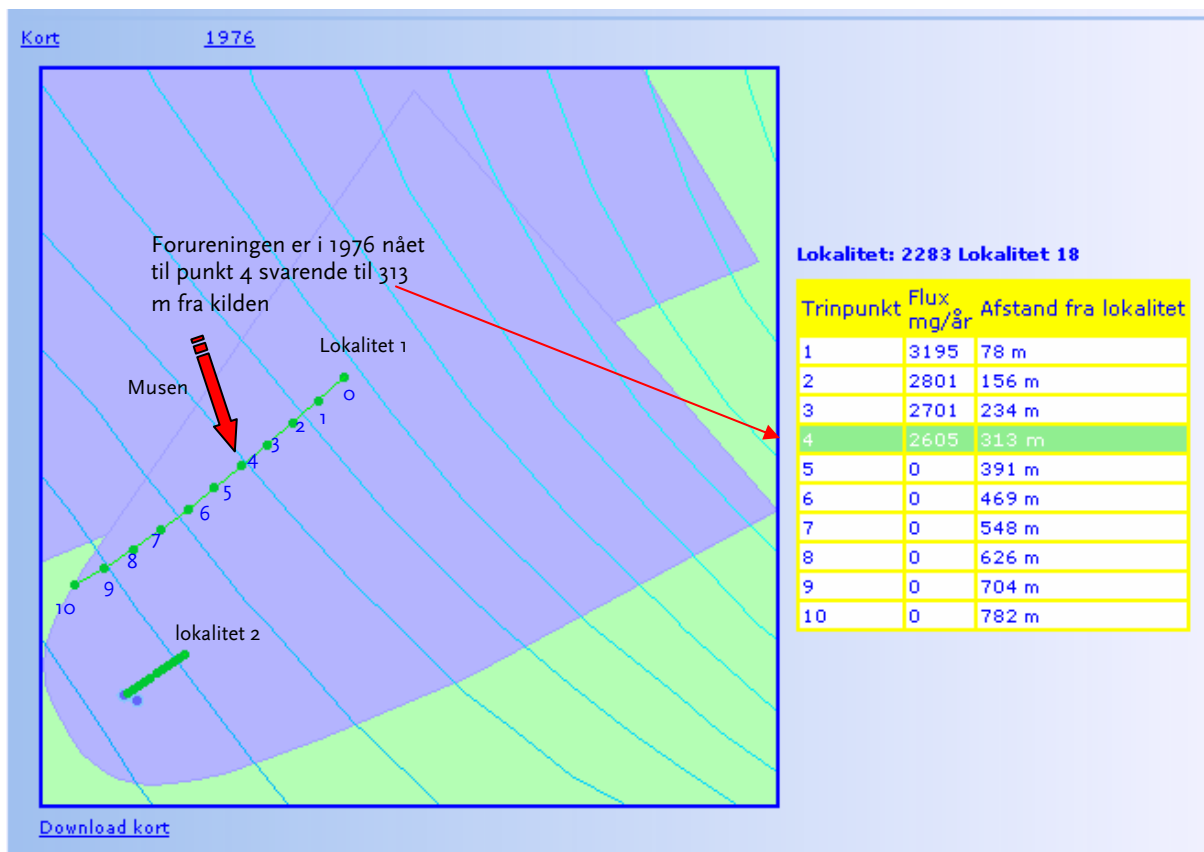
FIGUR 5.31 DIAGRAMTYPE 5 - FLUX (MG/ÅR) LANGS CENTERLINIEN I 1996. CENTERLINIEN ER EFTER VALG OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. PUNKT 1 ER TÆT PÅ LOKALITETEN OG PUNKT 10 ER SLUTPUNKTET. FLUXEN ER HØJST TÆT PÅ KILDEN OG FALDER UNDER TRANSPORTEN FREM TIL SLUTPUNKTET.

5.7.2 Kort

Under periode- og typevalg vælges en periode og under [opdatér output](#) beregnes flux langs centerlinien opdelt på det ønskede antal afstandspunkter.

Vælges [kort](#), vises centerlinierne for det sidste år i perioden med det valgte antal intervaller, f.eks. for periode 1990 – 2010 genereres et kort for flux langs centerlinien i 2010. Med musen peges på ét af punkterne langs en af centerlinier, hvorved der fremkommer en tabel over den samlede flux (mg/år) i punktet, jf. figur 5.32.

Såfremt man ønsker at downloade kortet skal man vælge [Eksportér kort](#) jf. afsnit 5.7.1 og figur 5.18. I så fald kan dannelsen af kortene tage op til 60 sekunder, da der ligeledes dannes en cab-fil til eksport af GIS-lagene, jf. afsnit 5.8.2. Kortdannelsen er væsentlig hurtigt, hvis man ikke vælger [Eksportér kort](#).



FIGUR 5.32

SKÆRMBILLEDE FRA RISIKOVURDERINGSVÆRKTØJET VISENDE CENTERLINIERNE OPDELT I 10 AFSTANDSPUNKTER. DEN SAMLEDE PESTICIDFLUX I 1976 ER BEREGNET. VED KLIK PÅ ET PUNKT PÅ CENTERLINIEN TIL HØJRE VISES EN TABEL, HVOR FLUXEN I DE 10 PUNKTER PÅ CENTERLINIEN ER VIST SAMMEN MED AFSTANDEN FRA LOKALITETEN (AFSTANDSPUNKT 0) OG FREM TIL OPLANDSGRÆNSEN (AFSTANDSPUNKT 10). I DET VISTE EKSEMPEL ER FORURENINGSSPRENDNINGEN STARTET I 1969, MEN FRONTEN AF FORURENINGSFANEN ER I 1976 KUN NÅET 313 M VÆK FRA LOKALITETEN. SE FIGUR 5.3 FOR SIGNATURFORKLARING.

5.7.3 Kun koncentrationsbidrag i boringer

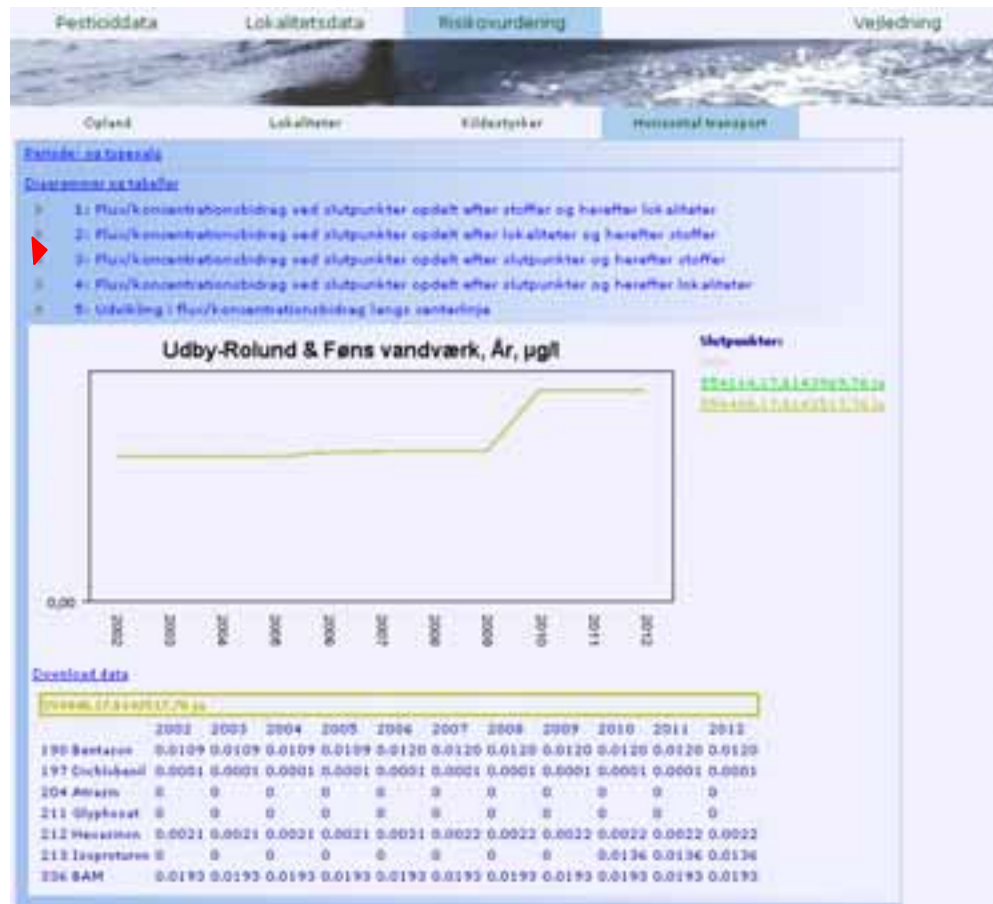
Fluxen for et pesticid er angivet i masse pr. år (mg/år). Den samlede flux i en indvindingsboring fra en lokalitet er summen af fluxene for de enkelte pesticider. Ligeledes kan det samlede bidrag fra alle lokaliteter summeres for de individuelle pesticider eller samlet for alle pesticider. Ved efterfølgende beregning af flere kilders samlede påvirkning af indvindingsboringen divideres fluxen med den årlige indvinding.

Når der under **Periode- og typevalg** vælges “Kun boringer”, kan der vælges, om forureningsflux i tabellerne skal vises som flux (mg/år) eller som en koncentration i indvindingsboringen ($\mu\text{g/l}$), dvs. at fluxen (mg/år) divideres med den årlige indvinding i vandindvindingsboringen ($\text{m}^3/\text{år}$), jf. figur 5.33.



FIGUR 5.33 VALG AF BORINGER OG KONCENTRATIONS BIDRAG.

Herefter kan der vælges fra de 5 diagramtyper, og både diagrammer og tabeller viser pesticidkoncentrationen i $\mu\text{g/l}$, jf. figur 5.34, som er identisk med figur 5.28, men værdierne er i $\mu\text{g/l}$. Ifølge figur 5.28 er bentazonfluxen i 2002 1336,6 mg/år. Vandindvindingsmængden er på 124,998 m^3 , som medfører en koncentration på 0,0109 $\mu\text{g/l}$, jf. figur 5.34. Beregningen kan kun udføres af risikovurderingsværktøjet, såfremt der foreligger indvindingsdata for borerne og såfremt centerlinierne når frem til borerne. I modsat fald skal bruger foretage manualberegning af koncentrationer ude fra de beregnede flux.



FIGUR 5.34 DIAGRAMTYPE 3 - MED VISNING AF PESTICIDKONCENTRATIONEN I INDVINDINGSBORING.

5.8 EKSPORT AF DATA TIL EXCEL OG GIS

5.8.1 Eksport af data fra diagrammer til Excel

Data fra diagrammerne kan eksporteres til Excel ved at der under diagrammet klikkes på [download data](#).

5.8.2 Eksport af kort til GIS

De anvendte GIS-lag med opland, centerlinier, afstandspunkter og data kan eksporteres som et cab-fil til brug i GIS-programmer ved at der vælges [Eksportér kort](#), jf. afsnit 5.7.1 og figur 5.18, og at der under kortet klikkes på [Download kort](#), jf. figur 5.32.

6 Følsomhedsanalyse

Konceptet bag værktøjet er at bevare en simpel modelopbygning, som sikrer overblik, og samtidig giver muligheder for at udføre følsomhedsberegninger. Ved at udføre følsomhedsberegninger får brugerne ikke blot indsigt i, hvilke lokaliteter, der udgør den største trussel mod vandværkerne, men også en forståelse for, hvordan usikkerhederne i et datagrundlag kan have konsekvenser for beregningerne. Risikovurderingsværktøjet kan derfor anvendes ved såvel planlægning af dataindsamling i et område som ved vurdering af de indsamlede data.

Det er muligt at ændre, gemme eller hente kildestyrkeopsætninger for lokaliteterne, dvs. forskellige forudsætninger for risikovurdering med minimum- eller maksimumværdier, således at der kan foretages følsomhedsberegninger af konsekvenserne af disse, jf. afsnit 5.3 og 5.4.

Det er muligt at indtaste potentielle forurenende stoffer og forurenede arealer under opsætningen af kildestyrkerne, jf. afsnit 5.3. Der er muligt at beregne det forventede vertikale bidrag fra spild og jordforurening for diverse stoffer ved at vælge disse stoffer fra kildestyrkeopsætninger eller ved at overskrive K_d og halveringstid, DT_{50} , i den vertikale beregning, jf. afsnit 5.5.

Det er muligt at overskrive grundvandsmagasinet's transmissivitet og pesticidets K_d og halveringstid, DT_{50} , samt anvendelsesperioden i den horisontale beregning og valg af kildestyrker, jf. afsnit 5.6.

Det er muligt at bestemme transport fra lokaliteter både i de tidligere år, da pesticider først blev indført og frem til 2099.

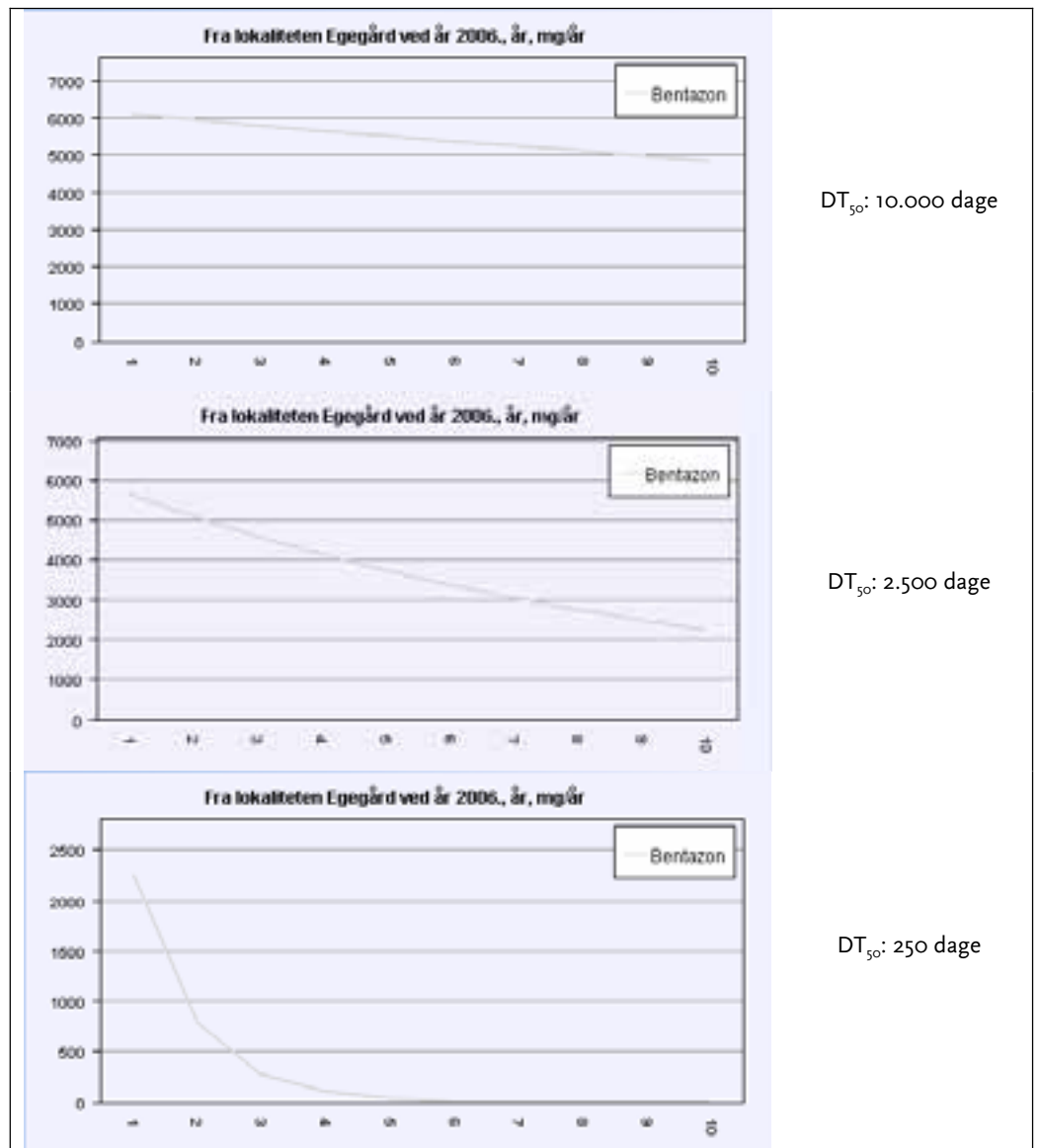
Eksempel med ændringer af halveringstiden

I kapitel 10 i projektrapporten (Bay et al., 2006) er beregnet konsekvenser ved ændringer af halveringstiden (DT_{50}) for mechlorprop. Det bedste bud på halveringstiden under anaerobe forhold i et grundvandsmagasin er 10.000 dage, idet der i flere danske undersøgelser ikke er observeret nedbrydning. Følsomhedsberegninger viser, at der for halveringstider på 250, 2.500 og 10.000 dage beregnes en flux på henholdsvis 684, 1.392 og 1.477 mg/år. Fluxen i et slutpunkt er afhængig af transporthastigheden frem til slutpunktet og halveringstiden. Jo kortere afstand, jo mindre tid er der til nedbrydning. Ved høje halveringstider sker der desuden mindre nedbrydning.

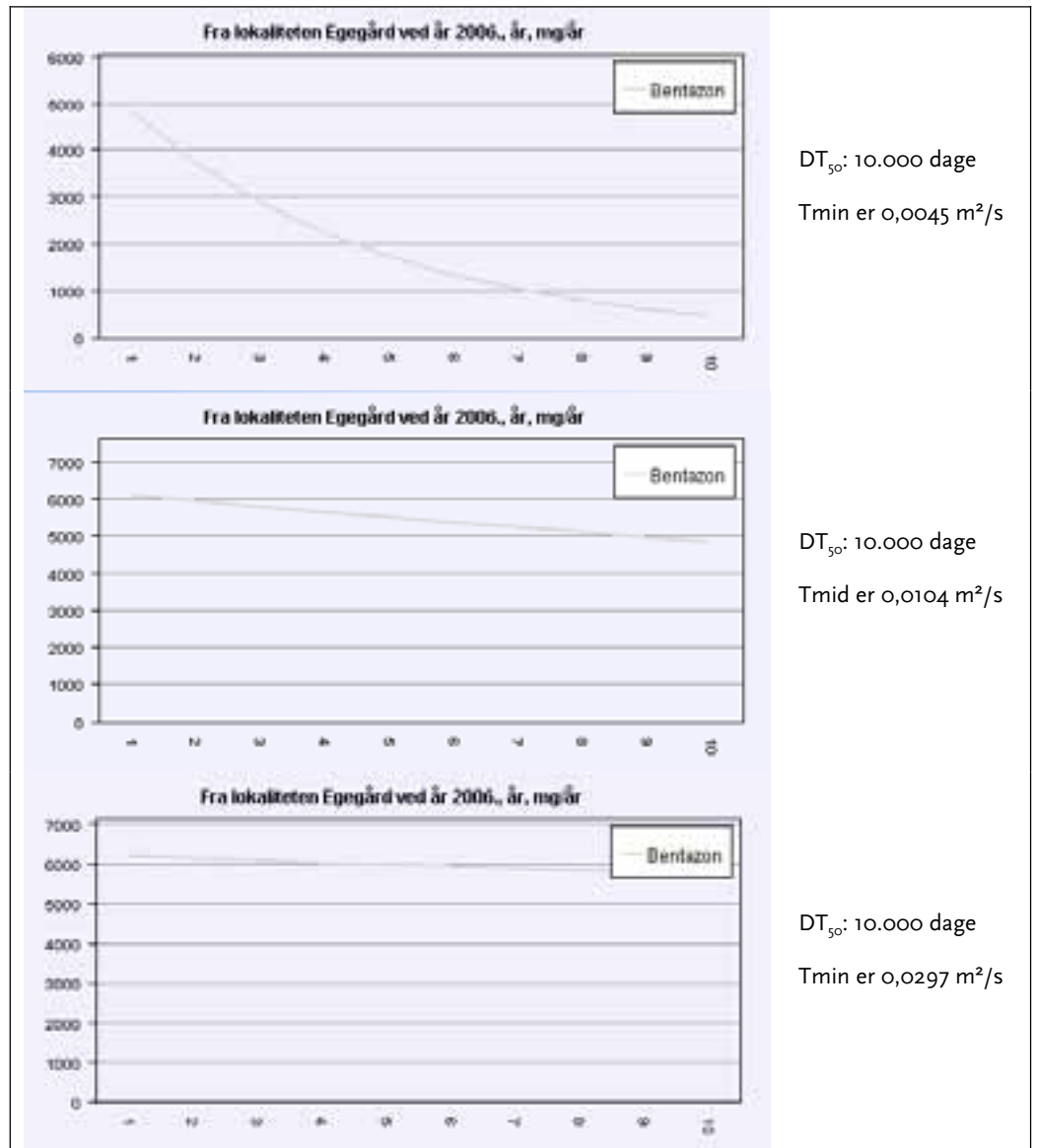
I figur 6.1 vises tre diagrammer af bentazon-fluxen langs centerlinien med forskellige halveringstider.

Eksempel med ændringer af transmissivitet

I figur 6.2 vises tre diagrammer af bentazon-fluxen langs centerlinien beregnet efter minimum-, gennemsnits- og maksimumværdien for grundvandsmagasinet's transmissivitet.



FIGUR 6.1 DIAGRAMTYPE 5 - MED VISNING AF PESTICIDKONCENTRATIONEN LANGS CENTERLINEN MED FØRSKILLIGE HALVERINGSTIDER.



FIGUR 6.2 DIAGRAMTYPE 5 - MED VISNING AF PESTICIDKONCENTRATIONEN LANGS CENTERLINEN BEREGNET I HENHOLD TIL MINIMUM-, MAKSIMUM- OG GENNEMSNI SVÆRDIEN FOR GRUNDVANDMAGASINET'S TRANSMISSIVITET.

7 Begrænsninger

Det er vigtigt, at risikovurderingsværktøjet alene anvendes til strategiske overvejelser, og at alle vigtige beslutning underbygges med konkrete undersøgelser og målinger.

I risikovurderingsværktøjet er der foretaget en række valg, som beskrives detaljeret i de følgende kapitler og har følgende konsekvenser:

Risikovurderinger er baseret på adskillige antagelser og skøn vedrørende kildestyrken under lokaliteterne i et opland samt på simple beregninger af transport og omdannelse i grundvandsmagasinet. Hvorvidt en forurening når frem til en vandindvindingsboring, er meget afhængig af potentialebilledet, som sjældent er detaljeret nok til en korrekt fastlæggelse af strømningsretningen i hele indvindingsoplandet. Hvis potentialet således er for groft, er der en risiko for, at risikovurderingsværktøjet vil vise, at forureningen ikke strømmer til indvindingsboringerne, som principielt definerer oplandsgrænsen.

Risikovurderingerne er følsomme over for en række oplandsbestemte parametre, såsom magasintykkelse, grundvandsmagasinet's transmissivitet, redoxforhold, potentialebillede, herunder påvirkninger fra indvindingsboringer og afgrænsningen af det fysiske opland, og desuden af indtastede data vedrørende potentielt pesticidforurenede lokaliteter, de fysiske-kemiske parametre og nedbrydningsdata for pesticiderne i grundvandsmagasiner.

Såfremt disse data er ukorrekte, vil resultatet af risikovurderingen også være behæftet med fejl. Skønt usikkerheder vedrørende transmissiviteten eller nedbrydningshastigheden vil påvirke stoftransporten i alle lokaliteter i et oplande, vil de relative bidrag dog kunne sammenlignes.

Oplandsoplysningerne i de GIS-lag, som anvendes i risikovurderingsværktøjet bør løbende opdateres, jf. bilag F. Desuden forventes det, at der på basis af de indledende risikovurderinger kan foretages en prioritering af indsatsen ved en supplerende dataindsamling.

I lokalitetsdatabasen er brugeren tvunget til at foretage en vurdering af intervaller for forureningskoncentrationer, størrelse af det forurenede areal og anvendelsesperioden for de enkelte pesticider, idet der ikke kan indtastes enkelte måledata, da dette vil kræve at euref89-koordinater for de enkelte målepunkter også indtastes, samt at programmet kan skelne mellem hotspots og diffus forurening og beregne gennemsnit og arealet på basis af disse. Ligeledes er anvendelsesperioden betinget af både driftsperioden og pesticidanvendelse. Hjælp til beregning af kildestyrkerne og spild er givet i kapitel 7.

Ved beregning af den vertikale transport til grundvandsmagasinet anvendes pesticidkoncentrationen efter transport igennem kun den øverste meter jord. Den umættede zones indhold af ilt og organisk materiale betyder nemlig, at der her findes det største potentiale for nedbrydning og sorption af pesticider.

Den anvendte løsningsmetode tager således ikke hensyn til eventuel nedbrydning/sorption imellem den øverste meter og grundvandsmagasinet, eller den ekstra transporttid, der kan forventes igennem disse jordlag. Den valgte metode udgør således en “worst case” betragtning for transporten af pesticidet fra den øverste meter til grundvandsmagasinet.

Ved de vertikale beregninger anvendes metamodellen af MACRO 5.0, som er baseret på sydsvenske klimadata og for pesticider med halveringstider i den øvre horisont under aerobe forhold mellem 1 – 100 dage og med organisk kulstof-fordelingskoefficienter, K_{oc} mellem 3 – 1.000 ml/g. Teksturdata er varieret imellem intervallet 8 til 94% for sandfraktionen og intervallet 2 til 65% for lerfraktionen. Det organiske indhold for den øvre horisont er varieret imellem intervallet 0,98% til 8,95%.


Beregningerne af forureningsspredningen i grundvandsmagasinet fra en given kilde påbegyndes på det tidspunkt, hvor et pesticid introduceres på lokaliteten over magasinet, og ophører på det tidspunkt, hvor der er kendskab til, at pesticidet ikke længere er anvendt på lokaliteten. Såfremt lokaliteten stadig er i drift eller det vurderes, at der fortsat sker udvaskning af stoffet fra lokaliteten, angives ophørsdatoen i lokalitetsdata som et blankt felt. Der tages ikke hensyn til opholdstiden i dæklagene. Dato for start og ophør af pesticidernes transporttid ved de enkelte kilder i et opland vil typisk være forskellige, da forureningerne er introduceret på forskellige tidspunkter.


Desuden beregnes stoftransport kun for de stoffer, som indtastes som faktiske forureningsstoffer eller som default- eller skønnede forureningsstoffer. Værktøjet beregner ikke stofomsætning til metabolitter under transporten og brugeren skal derfor foretage en manuel indtastning af mængder af både moderstoffet og metabolitterne samt følsomhedsberegning af konsekvenserne. En række metabolitter kan findes i pesticiddatabasen, og der findes fysisk-kemiske og nedbrydningsdata i pesticiddatabasen for de stoffer, som er fundet i det danske grundvand.

8 Problemløsning

8.1 GENERELT


Systemet er udviklet at understøtte drift på maskiner med Windows XP som styresystem og Internet Explorer 6.0 SP2 som browser. Såfremt tidligere versioner anvendes kan det være nødvendigt at foretage opdateringer og installere Java Runtime Environment Version 5.0 Update 9, som kan hentes på <http://www.java.com/en/download/index.jsp>.

Såfremt risikovurderingsværktøjet ikke anvendes vil der med tiden ske et system “time-out”, dvs. siden skal genloades eller genfriskes  med ny log ind.

Man skal ikke anvende  eller “backspace” knap til navigere tilbage en tidligere visning.




8.2 INDTASTNING AF LOKALITET


Lige efter at en lokalitet er gemt, vil navnet blive placeret i bunden af rullemenuen og vil efter opdatering af web-siden eller eventuelt ved ny log ind blive placeret i den alfabetiske liste

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller meddelelsen  Error on page. vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind. Såfremt de tidligere indtastede data er gemt/opdateret, vil disse stadig findes i databasen.

8.3 LOKALISERING AF LOKALITETEN I ET OPLAND

På oplandskort vises kun de lokaliteter, der er inden for det givne opland. Centerlinierne vises kun frem til en oplandsgrænse. Såfremt der er overlap mellem flere oplande og centerlinien kan antages at fortsætte i det nye opland, vises den ikke, med mindre lokaliteten også findes i oplandet.

Såfremt et nyt opland skal loades eller et opland skal genloades, kan det være nødvendigt at trykke på , efterfulgt af  eller , hvorved der zoomes ud til hovedkort. Herefter kan det nye opland vælges.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller meddelelsen  Error on page. vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind. Herefter skal opland vælges på ny.


8.4 OPSÆTNING AF KILDESTYRKE

Såfremt det under opsætning af kildestyrke under menuen **Risikovurdering / Lokalteter** ønskes at nulstille et valg, kan dette gøres ved at trykke på stofnavn, jf. afsnit 5.3.

Kildestyrkeopsætning og sætnr. opdateres umiddelbart efter at der er trykket [Opdatér](#), mens brugernavn og -dato kun opdateres efter at siden er opdateret.


8.5 VERTIKAL TRANSPORT

Såfremt man ønsker at anvende standardtekstur data og de ny værdier ikke hentes for den valgte jordtype, når disse vælges fra rullemenuen, vælges blot en anden jordtype og herefter på ny den ønskede jordtype.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller meddelelsen  [Error on page.](#) vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind.

8.6 HORISONTAL TRANSPORT

Såfremt en lokalitet ligger så tæt på en oplandsgrænse eller en vandværksboring, at centerlinen ikke krydser en potentialelinie, kan programmet ikke beregne gradienten (som vises som nul), og den horisontale beregning derfor ikke gennemføres. Såfremt man alligevel vælger at aktivere denne lokalitet under menuen **Risikovurdering / kildestyrer** vil det påvirke de andre visninger under den horisontale transport.

Såfremt web-siden forbliver inaktiv, eller meddelelsen  [Error on page.](#) vises på den nederste venstre del af siden, skal siden genloades med ny log ind. Kildestyrkeopsætninger er dog blevet gemt og derfor skal det ønskede opland igen vælges og de ønskede lokaliteter “aktiveres”, før den horisontale beregning kan fortsættes med under menuen **Risikovurdering / kildestyrker**,

Opdatering af outputfilen, som anvendes af den horisontale beregning til diagrammer og tabeller kan tage fra 5-30 sekunder afhængig af hvor mange kildestyrker, intervaller og år, der skal beregnes. Mens beregningen udføres, vises musen som et timeglas.

9 Referencer

Bay, H.; Møller Christensen, P; Dali, J.; Falkenberg, J.A., Fog, C.; Reinhold Kildeby, M.; Mortensen, A.P.; Persson, B.; Ravn Jensen, A., Rügge, K., Spliid, N.H. og Terkelsen, M. (2006). Pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder på oplandskala. Pesticiddatabase og risikovurdering. Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening Miljørapport nr. XXX.

Default-værdier

Landbrugsbedrifter: Gårdspladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk data for stop af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	200	1975	1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter	Ingen historik	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	2	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	5	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driften er ophørt før 1975	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	1	4	0	0	0	0	0
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra 1975-1995	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	2	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	5	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra efter 1995	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0,5	0,5	0,5	1	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	1	1	1	100	0,5
Bedrifter	Gårdsplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha,	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	1	4	0	0	0	0	0
Bedrifter	Gårdsplads, driften er ophørt før 1975, >25 ha,	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	1	4	0	0	0	0	0
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50 ha	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	2	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	5	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50 -100 ha	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	2	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	5	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra 1975-1995, > 100 ha	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	2	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	5	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra efter 1995, <50 ha	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0,5	0,5	0,5	1	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	1	1	1	100	0,5
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra efter 1995, >50 ha	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0,5	0,5	0,5	1	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	1	1	1	100	0,5

Landbrugsbedrifter: Gårdspladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse		1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969	
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse		1994	1994	1994	1994	200		1996	
	m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	0,5	0	0	0	0	0
Bedrifter	maks.	1.200	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	min	1.200	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	gennemsnit	1.200	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter	maks.	1.200	1	5	1	1	1	100	10

Landbrugsbedrifter: Gårdspladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse			1994	1994		1994	200		1996
Bedrifter	Gårdsplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100 ha, afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	0,5
Bedrifter		maks.	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra efter 1995, <50 ha, afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0	0	0	0	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	0	0	0	0	0,5
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra efter 1995, >50 ha, afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0	0	0	0	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	0	0	0	0	0,5
Bedrifter	Gårdsplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha, skylletank/afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	0,5	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter	Gårdsplads, driften er ophørt før 1975, >25 ha, skylletank/afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0,5	0,5	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra 1975-1995, <50 ha, skylletank/afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra 1975-1995, 50 -100 ha, skylletank/afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra 1975-1995, >100 ha, skylletank/afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0,5
Bedrifter		gennemsnit	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1	5
Bedrifter		maks.	1	5	1	1	1	100	10
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra efter 1995, <50 ha, skylletank, afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0	0	0	0	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	0	0	0	0	0,5
Bedrifter	Gårdsplads, driften er fra efter 1995, >50 ha, skylletank, afskærende dræen	min	0	0	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	0	1	0	0	0	0	0,1
Bedrifter		maks.	0	2	0	0	0	0	0,5

Landbrugsbedrifter: Vaskepladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse			1994	1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter		min	1	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975	gennemsnit	10	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	50	10	0	0	0	0	0
Bedrifter		min	10	0	3	5	5	1	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995	gennemsnit	100	5	10	20	20	10	1
Bedrifter		maks.	1000	20	50	100	100	300	3
Bedrifter		min	1	0	0,5	0,5	0,5	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er efter 1995	gennemsnit	5	2	2	2	2	10	0
Bedrifter		maks.	10	5	20	20	20	300	0
Bedrifter		min	1	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha	gennemsnit	5	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	25	5	0	0	0	0	0
Bedrifter		min	1	0	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, >25 ha	gennemsnit	10	2	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	50	10	0	0	0	0	0
Bedrifter		min	10	0	3	5	5	1	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 25-50 ha	gennemsnit	30	5	5	10	10	10	1
Bedrifter		maks.	100	15	30	30	30	100	3
Bedrifter		min	50	5	3	5	5	1	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50-100 ha	gennemsnit	100	10	10	20	20	10	1
Bedrifter		maks.	200	20	30	40	40	100	3
Bedrifter		min	50	5	3	5	5	10	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100 ha	gennemsnit	100	10	10	20	20	20	1
Bedrifter		maks.	1000	20	50	100	100	300	3
Bedrifter		min	1	0	0,5	0,5	0,5	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha	gennemsnit	5	1	2	2	2	10	0
Bedrifter		maks.	10	5	10	10	10	100	0

Landbrugsbedrifter: Vaskepladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1950	1974	1978	1976	1975	1959
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse				1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter		min	1	1	3	3	3	5	0
Bedrifter		gennemsnit	5	2	5	5	5	10	0
Bedrifter		maks.	10	5	20	20	20	300	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	3	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha, skylletank	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	5	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50 ha, skylletank	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50 - 100 ha, skylletank	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100 ha, skylletank	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha, Skylletank	min	2	1	1	1	1	1	0
Bedrifter		gennemsnit	5	5	5	5	5	5	0
Bedrifter		maks.	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha, Skylletank	min	1	1	2	2	2	2	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	2	2	2	2	0
Bedrifter		maks.	5	3	10	10	10	10	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	3	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >25 ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	5	0	0	0	0	0

Landbrugsbedrifter: Vaskepladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse			1994	1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50 ha, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50 -100 ha, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100 ha, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha, afskærmende dræn	min	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	1	1	1	1	0
Bedrifter		maks.	3	5	3	3	3	3	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	3	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha, skylletank, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	3	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driften er ophørt før 1975, >25 ha, skylletank, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Bedrifter		gennemsnit	1	1	0	0	0	0	0
Bedrifter		maks.	5	5	0	0	0	0	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50 ha, skylletank, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50 -100 ha, skylle, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100 ha, skylletank, Afskærmende dræn	min	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,5	0
Bedrifter		gennemsnit	1	5	1	1	1	1	1
Bedrifter		maks.	5	15	5	5	5	20	3

Landbrugsbedrifter: Vaskepladser																	
		areal															
Typisk dato for start af pesticidanvendelse																	
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse																	
		m ²															
Bedrifter		min	200	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha, skylletank, afskærmende dræn	gennemsnit	200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Bedrifter		maks.	200	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0
Bedrifter		min	200	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0
Bedrifter	Vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha, skylletank, afskærmende dræn	gennemsnit	200	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Bedrifter		maks.	200	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0

Landbrugsbedrifter: Gårdsplads/vaskeplads		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse			1994	1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter		min	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driften er ophørt før 1975	gennemsnit	1,9	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		maks.	8,0	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		min	1,4	0,0	0,4	0,7	0,7	0,1	0,4
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995	gennemsnit	16,0	2,4	1,9	3,3	3,3	2,3	4,4
Bedrifter		maks.	147,2	7,1	8,0	15,1	15,1	128,6	9,0
Bedrifter		min	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995	gennemsnit	0,7	1,1	0,7	0,7	0,7	2,3	0,1
Bedrifter		maks.	1,4	2,4	3,7	3,7	3,7	128,6	0,4
Bedrifter		min	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driften er ophørt før 1975, <25 ha	gennemsnit	1,1	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		maks.	4,4	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		min	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driften er ophørt før 1975, >25 ha	gennemsnit	1,9	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		maks.	8,0	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		min	1,4	0,0	0,4	0,7	0,7	0,1	0,4
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50ha	gennemsnit	6,0	2,4	1,1	1,9	1,9	2,3	4,4
Bedrifter		maks.	18,6	6,4	5,1	5,1	5,1	100,0	9,0
Bedrifter		min	7,1	0,7	0,4	0,7	0,7	0,1	0,4
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50-100ha	gennemsnit	16,0	3,1	1,9	3,3	3,3	2,3	4,4
Bedrifter		maks.	32,9	7,1	5,1	6,6	6,6	100,0	9,0
Bedrifter		min	7,1	0,7	0,4	0,7	0,7	1,4	0,4
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100ha	gennemsnit	16,0	3,1	1,9	3,3	3,3	3,7	4,4
Bedrifter		maks.	147,2	7,1	8,0	15,1	15,1	128,6	9,0
Bedrifter		min	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha	gennemsnit	0,7	1,0	0,7	0,7	0,7	2,3	0,1
Bedrifter		maks.	1,4	2,4	2,3	2,3	2,3	100,0	0,4

Landbrugsbedrifter: Gårdsplads/vaskeplads		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse		1950	1950	1950	1974	1978	1976	1975	1959
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse		1994	1994	1994	1994	1994	200	1996	1996
	m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter	min	1.400	0,1	0,1	0,4	0,4	0,4	0,7	0,0
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,7	1,1	1,1	1,1	1,1	2,3	0,1
Bedrifter	maks.	1.400	1,4	2,4	3,7	3,7	3,7	128,6	0,4
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	min	1.400	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter	gennemsnit	1.400	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter	maks.	1.400	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0

Landbrugsbedrifter: Gårdsplads/vaskeplads		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse			1994	1994	1994	1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, 50-100ha, Afskærmende dræn	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter		gennemsnit	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter		maks.	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100ha, Afskærmende dræn	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter		gennemsnit	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter		maks.	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Bedrifter		gennemsnit	0,1	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Bedrifter		maks.	0,4	2,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Bedrifter		gennemsnit	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		maks.	1,6	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driften er ophørt for 1975, >25 ha, skylletank, afskærmende dræn	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		gennemsnit	0,6	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		maks.	1,6	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driften er ophørt for 1975, >25 ha, skylletank, afskærmende dræn	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bedrifter		gennemsnit	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter		maks.	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, <50ha, afskærmende dræn	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4
Bedrifter		gennemsnit	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter		maks.	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart er fra 1975-1995, >100ha, afskærmende dræn	min	0,6	2,4	0,6	0,6	0,6	1,0	4,4
Bedrifter		gennemsnit	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter		maks.	1,6	6,4	1,6	1,6	1,6	88,6	9,0
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995, <50ha, afskærmende dræn	min	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Bedrifter		gennemsnit	0,1	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Bedrifter		maks.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Bedrifter	Gårdsplads/vaskeplads, driftsopstart efter 1995, >50ha, afskærmende dræn	min	0,1	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Bedrifter		gennemsnit	0,1	1,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Bedrifter		maks.	0,4	2,1	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

Lossepladser		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse				1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Lossepladser	min	2.500	0,2	2	0	0	0,1	5	0,1
Lossepladser	gennemsnit	2.500	30	2	1	1	1	25	1
Lossepladser	maks.	2.500	150	10	5	5	5	50	3
Ingen historik									

Mergelgrav		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse				1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Mergelgrav	min	400	0,1	0	0	0	0	0	0
Mergelgrav	gennemsnit	400	1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Mergelgrav	maks.	400	10	1	1	1	1	1	3
Ingen historik									

Gartneri		areal	Mechlorprop	Atrazin	Bentazon	Isoproturon	Hexazinon	Glyphosat	BAM
Typisk dato for start af pesticidanvendelse			1950	1960	1974	1978	1976	1975	1969
Typisk dato for stop af pesticidanvendelse				1994		1994	200		1996
		m ²	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Gartneri	min	2.500	0	0	0	0	0	0,1	0
Gartneri	gennemsnit	2.500	0,1	2,5	0,1	0,1	0,1	10	2
Gartneri	maks.	2.500	0,2	5	0,2	0,2	0,2	200	15
Ingen historik									

IT-arkitektur og GIS-lag

Indhold

1	IT-ARKITEKTUR	247
1.1	INDLEDNING	247
1.2	FEJLRAPPORTERING	248
1.3	OPDATERING	248
1.4	DOWNLOADE OG UDSKRIFTSMULIGHEDER	248
1.5	SYSTEMARKITEKTUR	248
1.6	FOLDER- OG FILSTRUKTUR	249
1.7	LØSE FILER.	250
1.8	CLIENT CALLBACKS	252
1.9	INSTALLATIONSVEJLEDNING	253
1.10	OPRETTELSE AF BRUGER OG PASSWORDS	253
2	INTEGRATION AF GIS-LAG	255
2.1	DATAGRUNDLAG	255
2.2	REDIGERING AF OPRINDELIG GIS-LAG FOR VANDVÆRKSOPLANDE (VVOPLANDE)	256
2.2.1	<i>Potentialer i oplandet (MinPot og MaxPot)</i>	257
2.2.2	<i>Gradient i oplandet (Grad)</i>	258
2.2.3	<i>Transmissiviteter i felterne Tval_Mean, Tval_Min og Tval_Max</i>	258
2.2.4	<i>Bjergart</i>	258
2.2.5	<i>Porøsitet og massefylde</i>	258
2.2.6	<i>Redox</i>	259
2.2.7	<i>Magasintykkelse</i>	259
2.2.8	<i>Infiltration</i>	259
2.3	REDIGERING AF OPRINDELIG GIS-LAG FOR INDVINDINGSBORINGER	259
2.3.1	<i>Transmissivitet (Tval)</i>	260
2.3.2	<i>Potentialegradienten (Grad)</i>	260
2.3.3	<i>Indvindingsmængde (OppAvr og TilAvr)</i>	261
2.4	NY GIS-LAG FOR OPLANDBREDDE	261
2.5	NY GIS-LAG FOR POTENTIALE-ISOLINJER OG POTENTIALE-POLYGONER	262
2.5.1	<i>Potentialepolygoner (potentialekort_1m_polygon.TAB)</i>	263
2.5.2	<i>Potentialeisoliner (potentialekort_1m.TAB)</i>	263
3	REFERENCER	264

1 IT-arkitektur

1.1 INDLEDNING

Pesticiddatabase og risikovurderingsværktøjet er web-baseret værktøjer, som kræver at brugeren har adgang til en browser. Systemet er udviklet at understøtte drift på maskiner med Windows XP som styresystem og Internet Explorer 6.0 SP2 som browser. Såfremt tidligere versioner anvendes kan det være nødvendigt at foretage opdateringer og installere Java Runtime Environment Version 5.0 Update 9, som kan hentes på <http://www.java.com/en/download/index.jsp>.

Pesticiddatabasen åbnes via et weblink hos Videncenter for Jordforurening www.pesticiddata.dk.

Pesticiddatabasen er frit tilgængelig for alle brugere, mens risikovurderingsværktøj er forbeholdt udvalgte brugere med særlig adgang til de fornødne GIS-lag og lokalitetsdatabasen.

Brugerfladen til risikovurderingsværktøjet er integreret med brugerfladen til pesticiddatabasen. Integrationen betyder at brugerne har adgang til risikovurderingsværktøjet og pesticiddatabasen via et fælles overordnet skærbillede og menustruktur.

Hele samlede program vil i princippet kunne afvikles på en enkelt server, men vil også kunne afvikles delt på eksempelvis en web-server, GIS-server og databaseserver.

Web-løsningen betyder at risikovurderingsværktøjet principielt kan afvikles i en region og stilles til rådighed for såvel medarbejdere i regionen som kommunale brugere indenfor regionen, og derved bidrage til integrering af indsatsen i forhold til grundvand og drikkevand. Det forventes dog at såvel de enkelte regionale som kommunale myndigheder vil foretrække, at installere og vedligeholde hver deres værktøj med tilhørende databaser.

Risikovurderingsværktøjet stiller krav til, at der er udarbejdet diverse GIS-lag med tilknyttede parametre. Disse GIS-lag beskriver grundvandsforhold, vandværksoplande og indvindingsboringer (se kapitel 2).

Til brug for risikovurderingen, struktureres og gemmes data for pesticidpunktkilder i en lokalitetsdatabase. Lokalitetsdatabasen er, i modsætning til pesticiddatabasen, som kun opdateres af én pesticidekspert ved sjældne lejligheder, en database, hvor det kan forventes, at nogle få brugere dagligt tilføjer nye data.

Ved beregning af den vertikale transport er der indarbejdet i programkoden en metamodel af MACRO udviklet af Sveriges Landbrugsuniversitet i Uppsala (Stenemo et al., 2006).

1.2 FEJLRAPPORTERING

Pesticiddatabasen vedligeholdes af Videntcenter for Jordforurening og fejl og kommentarer kan indberettes hertil.

Problemer og fejl ved anvendelse af risikovurderingsværktøj bør indberettes til den person i den pågældende offentlige myndighed, rådgiver mm., som har installeret risikovurderingsværktøjet eller er udpeget som ansvarlig for vedligeholdelse af værktøjet og som løbende opdaterer de nødvendig GIS-lag og lokalitetsdatabasen.

1.3 OPDATERING

Pesticiddatabasen forventes opdateret efter behov af Videntcenter for jordforurening ved hjælp af en data-ansvarlig pesticidekspert. Opdatering af pesticiddatabasen kan omfatte tilføjelse af nye pesticider eller metabolitter samt eventuelle nye parametre. Der er i applikationen indeholdt en speciel brugerflade til opdatering af stofdata, jf. bilag H.

Myndigheder, der afvikler den integrerede web-løsning på deres egne web-server, vil få mulighed til at installere en ny opdateret version af databasen såfremt der foretages revidering hos Videntcenter for jordforurening. Den centrale vedligeholdelse af databasens indhold vil sikre, at der altid arbejdes på et ensartede og kvalitetssikret grundlag. Under alle omstændigheder kræver opdatering af databasen at der inddrages en database og SQL-server kyndig medarbejder. Imidlertid skal den enkelte bruger ikke bekymre sig herom.

1.4 DOWNLOADE OG UDSKRIFTSMULIGHEDER

Oplysningerne på skærbilleder kan udskrives direkte som skærbilleder eller udskæres som billeder med et skærmværktøj (f.eks. Screenshot pilot freeware fra www.colorpilot.com), men følgende data kan også downloades som en Excel-fil.

- Pesticiddatabasen: Stofliste med generelle oplysninger
- Pesticiddatabasen: Alle data herunder værdier, målebetingelser, referencer m.v. for et udvalgt stof.
- Pesticiddatabasen: Alle data herunder værdier, målebetingelser, referencer m.v. for alle stoffer som en samlet overførsel (langsom proces).
- Riskovurderingsværktøj: Datatabeller dannet under beregning af diagrammerne som illustrerer den horisontale transport.

Desuden kan der downloades shapefiler af oplandskort, som viser centerlinier og lokaliteter samt tabeller med den beregnede flux i udvalgte punkter langs centerlinier. Disse shapefiler kan anvendes i GIS-applikationer.

1.5 SYSTEMARKITEKTUR

Databaserne er baseret på SQL Server 2000.

Brugerfladen er udviklet som en ASP.NET 2.0 applikation i Microsoft Visual Studio .NET 2005.

Risikovurderingsværktøjet er integreret med en pesticiddatabase og lokalitetsdatabasen. Pesticiddatabasen indeholder oplysninger om kemiske egenskaber ved stofferne og lokalitetsdatabasen er opbygget til håndtering og lagring af stedspecifikke data med relevans for risikovurderingen. Begge er Microsoft SQL Server 2000 databaser. Struktur og indhold i databaserne er detaljeret i bilag G.

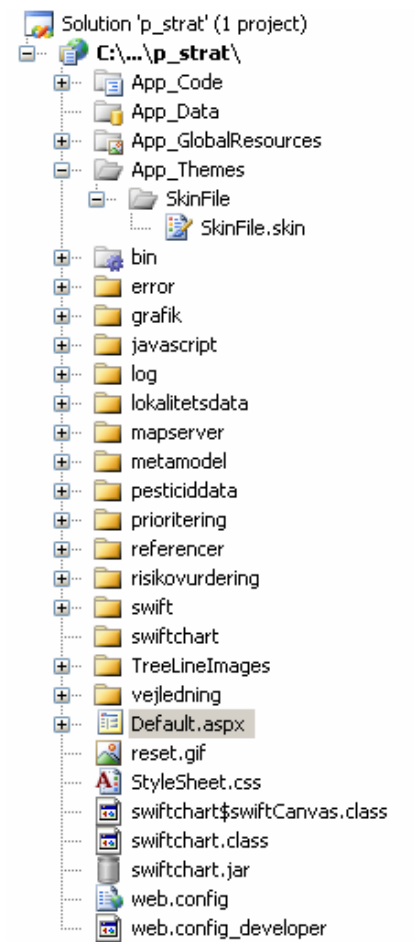
Risikovurderingsværktøjet indeholder et integreret Web-GIS, der udtrækker informationer fra GIS-lag og anvendes til visning af relevante kort. Web-GIS delen er baseret på en C# Mapscript udgave af UMN Mapserver 4.8.4, der er implementeret ved kompilering af kildekoden til Mapserver med Visual Studio.NET 2005. Herved er GIS-delen blevet integreret i ASP.NET applikationens kode. Mapserver kan læse alle gængse GIS-formater, herunder såvel Mapinfo som shapefiler.

I strukturen er tilstræbt en 3-lags arkitekturmodel og en web-service/AJAX kompatibel systemmodel. 3-lags modellen betyder en opdeling af kodestrukturen mellem brugerflade, forretningslogik og datalager.

Til sidestyling og opdatering af data på skærmen, som følge af brugervalg, anvendes i stor grad javascript. Opdatering af data på skærmen sker overvejende ved anvendelse af ASP Client Callback funktionaliteten. Derved undgås at siden genloads ved dataopdatering. I enkelte tilfælde genloads siden alligevel med postbacks, hvor det er vurderet vanskeligt at implementere Client Callback. Her anvendes i stedet RegisterStartupScript for at holde fast i det aktuelle skærmbillede.

1.6 FOLDER- OG FILSTRUKTUR

Foldersystemet er opbygget i tråd med hovedfunktionerne og menustrukturen, først og fremmest er der folderne pesticiddata, lokalitetsdata, risikovurdering og prioritering, samt vejledning, som indeholder brugerflader for hver sin hovedmenu i form af brugerkontroller (.ascx) og forretningslogik (.vb).



Derudover er der systemfolderne App_Code, som indeholder database-interaktion i form af klassefiler (.vb.) , App_Data, som evt. kan indeholde selve databaserne App_GlobalResources, som er tom (reserveret) og App_Themes, som indeholder skinfiles, dvs. filer der styrer det generelle layout af de enkelte objektyper.

Folderen grafik indeholder grafik generelt tilgængeligt som fast grafik, folderen javascript indeholder de javascript filer som loades ind i toppen hovedsiden Default.aspx ved page load / postback. Folderen referencer var tiltænkt at indeholde referenceartikelfiler, men dette er p.t. sat i bero p.gr.a. copyrightforhold. Mappen er dog bibeholdt til evt. senere anvendelse. Hvis det senere ønskes at tage lagring af eksterne dokumenter op igen bør det overvejes at lagre dem i databasen i binære felter i stedet for, hvilket åbner for fritextsøgning.

Udenfor folderne er der fire filer, default.aspx, default.aspx.vb, Stylesheet.css og web.config.

1.7 LØSE FILER.

Default.aspx er hovedsiden, som primært tjener tre funktioner:

- indeholder 'wrappere' eller 'containere' der styrer synligheden af de enkelte .ascx brugerflader, som er registreret i default.aspx, og som rummer menuer og undermenuer.
- indeholder log ind vinduet.
- indeholder menustrukturen inkl. undermenuer.

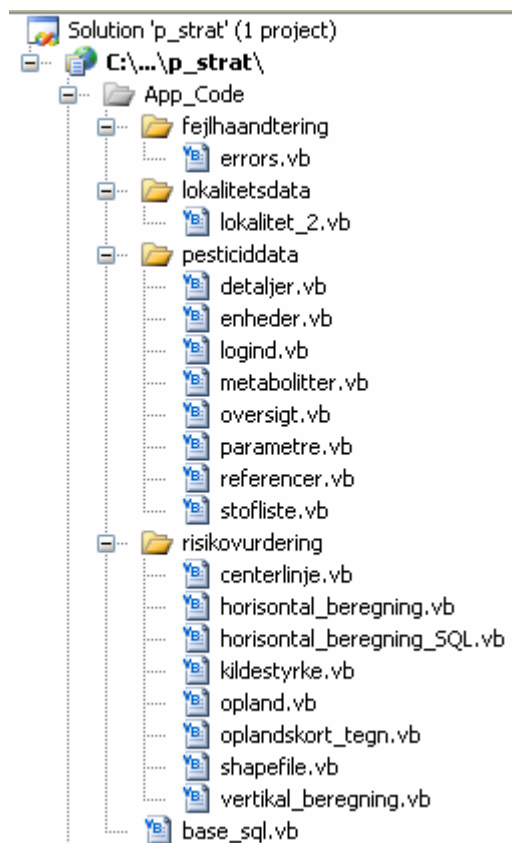
Default.aspx.vb er den hertil knyttede forretningslogik.

Stylesheet.css rummer layouts for forskellige elementer i .ascx og .aspx filer , som binder til disse layout via et class attribut.

Web.config indeholder sitet's generelle konfiguration, bl.a. dataforbindelsesstreng og sikkerhedsoplysninger.

Folderen App_Code (se nedenfor) indeholder som sagt databaseinteraktionen, hvilket essentielt betyder referencer til data forbindelsesstrengobjekter, datakommandoobjekter, datakommandostreng og eksekveringer af forespørgsler samt de variable der skal rumme argumenter og resultater af databaseinteraktionen.

Hver 'logisk gruppe' af datainteraktion er samlet i en fil, som ligger i en folder svarende til den menufunktion, hvor det meste af den pågældende datainteraktion benyttes. Indtil nu er der kun folderen pesticiddata. Alle forretningslogikfiler kan tilgå filerne i App_code uanset hvilken underfolder i App_code der ligger i, bare man i forretningslogikfilen inkluderer dem som klasse i toppen af filen, således: Imports stofliste.



1.8 CLIENT CALLBACKS

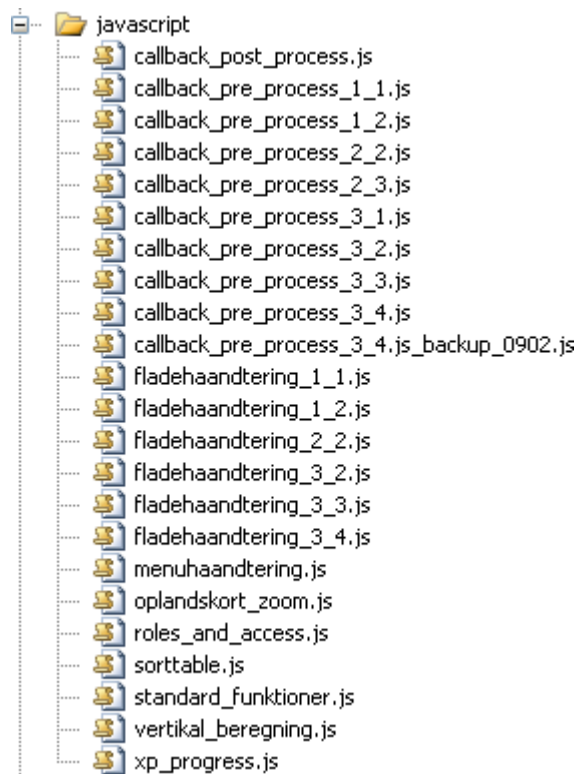
Datainteraktionen, som altså i overvejende grad sker via Client Callbacks følger typisk processen:

- En brugerevent foretages. De fleste datarelaterede brugevents bundet til Client Callbacks er defineret i en <td> dvs. et såkaldt table data element således:

```
<td colspan="4" class=tdknap onclick="CallServer(gem_generelle());">
```

Javascript kommandoen CallServer(gem_generelle()) aktiverer et forløb i en af de registrerede javasider, nemlig filen callback_preprocess.js, som ender med at nogle argumenter sendes til en funktion Public Function GetCallbackResult() i en .ascx.vb fil, altså en forretningslogikfil tilhørende en brugerkontrol. Argumentet er en streng, der begynder med selve transaktionens id. GetCallbackResult() identificerer transaktionen og sender den videre til forespørgsel i den relevante funktion i en fil i App_Code folderen, hvor sql interaktion udføres og resultatet sendes tilbage til GetCallbackResult() som igen sender det tilbage til filen callback_postprocess.js, som håndterer hvordan det modtagne data indplaceres direkte ind i skærbilledet på klientbrowseren.

CallServer funktionen kan enten kaldes i en javascript kommando koblet direkte på et element som ovenfor eller som indeholdt i en funktion i callback_preprocess.js filen.



Et element med en ikke – data relateret brugerevent, f. eks. en navigation, involverer typisk en kommando der kun eksekveres i en .js fil.

1.9 INSTALLATIONSVEJLEDNING

Installation af risikovurderingsværktøj samt pesticiddatabasen på en web-server indebærer følgende trin.

1. Kopiering af P_strat folderen til en folder
2. Registrering P_strat folderen som website
3. Giv den anvendte IIS systemkonto (normalt NETWORK SERVICES) skriveadgang til Mapserver\tmp folderen
4. For en installation, der også skal bruges til opdatering af pesticiddatabasen skal der også gives skriveadgang til folderen Pesticiddata\strukturdiagrammer
5. Restoring databasefilerne Lok og Pest som henholdsvis lokalitetsdb og pesticiddb
6. Redigering af første del i web.config så de er i overensstemmelse med den aktuelle installation (specielt placering af webfolder og databasernes servernavn). Default opsætningen er følgende:

```
<add key="mapserverSkabelonKortPath"
value="D:\Site\Main\ahr.niras.com\p_strat\mapserver\tmp" />

<add key="physicalPath"
value="D:\Site\Main\ahr.niras.com\p_strat\error" />

<add key="strukturformler"
value="D:\Site\Main\ahr.niras.com\p_strat\pesticiddata\strukt
urdiagrammer\" />

<add key="SITEPATH"
value="D:\Site\Main\ahr.niras.com\p_strat\" />

</appSettings>
<connectionStrings>
<add name="fyn" connectionString="Data
Source=ahrserver2\sql2000;Connect Timeout=2;Initial
Catalog=pesticiddb;Integrated Security=True"
providerName="System.Data.SqlClient"/>

<add name="lok" connectionString="Data
Source=ahrserver2\sql2000;Initial
Catalog=lokalitetsdb;Integrated Security=True"
providerName="System.Data.SqlClient"/>
```

1.10 OPRETTELSE AF BRUGER OG PASSWORDS

Nye bruger og passwords kan oprettes af systemadministrator med rettigheder til den web-server, hvor systemet er installeret.

Nye brugere kan tilføjes direkte i databasen 'pesticiddb' ved at åbne tabellen dbo.users og indsætte brugernavn og password i kolonnerne 'username' og 'password'.

Dette gøres ved hjælp af det installerede database management system, som kan variere, f. eks. Enterprise Manager eller SQL Server 2005 Management Studio.

Med SQL Server 2005 Management Studio gøres følgende:

- a. Luk DBMS applikationen op.
- b. Vælg det aktuelle servernavn (skal være et SQL Server 2000 instance).
- c. Luk databasen pesticiddb op.
- d. Luk tabellisten op
- e. Luk kolonnelisten op.
- f. Højreklik på tabellen dbo.users og tilføj brugeren.

2 Integration af GIS-lag

I risikovurderingsværktøjet indgår en række GIS-lag. Alle disse er MapInfo tabeller med tilhørende grafiske objekter. Det skal i den forbindelse nævnes, at risikovurderingsværktøjet kan arbejde med en række andre GIS-formater (Shape, ArcInfo coverages, WFS, WMS mm.).

I forbindelse med udvikling og afprøvning af risikovurderingsværktøjet er der anvendt GIS-lag leveret af Fyns Amt, som er redigeret og tilpasset risikovurderingsværktøjet af NIRAS. Tilpasningen har bestået i såvel grafisk redigering, tilføjelser af felter i tabellerne som dannelse af helt nye lag ud fra bestående lag. Hensigten med dette bilag er at beskrive disse tilpasninger og redegøre for datagrundlaget.

Det er væsentligt for risikovurderingsværktøjets funktionalitet, at de tabelstrukturer og grafiske objekttyper, som anvendes i risikovurderingsværktøjet, ikke ændres. De nødvendige formater for tabeller og grafik beskrives i afsnit 2.2 - 2.5.

I risikovurderingsværktøjet anvendes UMN MapServer 4.8.4 (mapscript version). MapServer kan i modsætning til Mapinfo ikke anvende multiobjekter, dvs. ét objekt bestående af flere lukkede polygoner eller ét objekt bestående af flere punkter. Det er væsentlig at være opmærksom på dette forhold, når der dannes nye GIS-lag eller redigeres i de eksisterende input GIS-lag.

Det skal også her nævnes, at antallet og rækkefølgen af felterne i de tilhørende tabeller er væsentlig for funktionaliteten, idet der i risikovurderingsværktøjet refereres til kolonnenumre.

2.1 DATAGRUNDLAG

Følgende oprindelige GIS-lag er en del af datagrundlaget leveret af Fyns Amt, men indgår ikke direkte i risikovurderingsværktøjet, idet der udefra disse dannes tilpassede GIS-lag.

Potentialekort (Potentialekort.TAB)

Pumpeforsøgsboringer (Pum1.TAB)

Grundvandsmagasiner (Grundvandsmagasin.TAB)

Følgende redigerede eller nye GIS-lag indgår i risikovurderingsværktøjet:

Potentialeisoliner (Potentialekort_1m.TAB)

Potentialepolygoner (Potentialekort_1m_polygoner.TAB)

Vandværksoplande (Vvoplande.TAB)

Indvindingsboringer (Indvindingsboringer.TAB)

Indfangningstragter (Indfangningstragter.TAB)

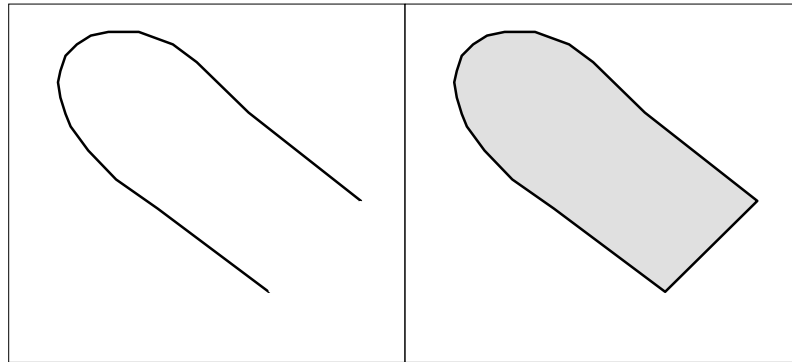
Følgende lag leveret af Fyns Amt indgår uredigeret som baggrundskort i risikovurderingsværktøjet:

Kystlinie (Top10DK)

2.2 REDIGERING AF OPRINDELIG GIS-LAG FOR VANDVÆRKSOPLANDE (VVOPLANDE)

Vandværksoplande er indeholdt i GIS-laget "VvOpland.TAB".

I dette lag var vandværksoplande oprindeligt repræsenteret af åbne polylinjer (figur 2.1). Denne objekttype er ikke hensigtsmæssig i risikovurderingsværktøjet, hvor det definitivt skal kunne afgøres, om objekter i andre GIS-lag ligger inde i eller uden for vandværksoplandene. Polylinje-objekterne er derfor ændret til lukkede polylinjer og konverteret til polygoner, der udgør lukkede flader.



FIGUR 2.1: DE OPRINDELIGE POLYLINJER REPRÆSENTERENDE VANDVÆRKSOPLANDE ER VIST I FIGUREN TIL VENSTRE OG ER AF NIRAS ÆNDRET TIL DE LUKKEDE POLYGONER (EN LUKKET FLADE) SOM VIST TIL HØJRE.

De oprindelige og tilføjede felter i den tilknyttede tabel er vist i tabel 2.1. Der skal i det følgende kort redegøres for dataindholdet i de tilføjede felter.

TABEL 2.1: OPRINDELIGE FELTER (FYNS AMT) OG TILFØJEDEDE FELTER (NIRAS) I "VVOPLANDE".

Felt navn	Datatype	Oprindelse	Bemærkning
Kode	Char (10)	Fyns Amt	
Korttekst	Char (25)	Fyns Amt	
Langtekst	Char (40)	Fyns Amt	Navn på opland
Bruger_ID	Char (3)	Fyns Amt	Initialer for medarbejder der har oprettet oplandet
Oprindelse	Char (8)	Fyns Amt	Dato for oprettelse
DSFLkode	Char (15)	Fyns Amt	
Datamodel	Char (12)	Fyns Amt	Intern datareference
Vandvaerksnr	Integer	Fyns Amt	Primærnøgle
Revideret	Date	Fyns Amt	Dato for seneste revision
aarsag_revision	Char (40)	Fyns Amt	Årsag til revision
MagReference	Char (12)	Fyns Amt	Fremmednøgle til "Grundvandsmagasin.TAB"
DK_model_lag	Char (12)	Fyns Amt	Dominerende lag refererende til DK-modellen
DK_model_lag_2	Char (40)	Fyns Amt	Andet lag
DK_model_lag_3	Char (40)	Fyns Amt	Andet lag
VvIndv_m3_2003	Integer	Fyns Amt	Indvinding i 2003
Vandvaerksnavn_Geogis	Char (95)	Fyns Amt	Vandværksnavn i Geogis
MinPot	Float	Slettes	Mindste potentiale i oplandet
MaxPot	Float	Slettes	Største potentiale i oplandet
Grad	Float	Slettes	Gradient i oplandet
Tval_Mean	Float	NIRAS	Gennemsnitlige transmissivitet i oplandet
Tval_Min	Float	NIRAS	Minimale transmissivitet i oplandet
Tval_Max	Float	NIRAS	Maksimal transmissivitet i oplandet
Bjergart	Char (10)	NIRAS	Grundvandsmagasin.TAB
Massefylde	Float	NIRAS	Standardværdi for ovenstående bjergart
Poroessitet	Float	NIRAS	Standardværdi for ovenstående bjergart
Redox	Char (10)	NIRAS	Oplysninger om redoxforhold mangler. Sat til "Anaerobt"
Magasintykkelse	Float	NIRAS	Magasintykkelse fra Grundvandsmagasin.TAB
Infiltration	Float	NIRAS	Antaget (251 mm)

2.2.1 Potentialer i oplandet (MinPot og MaxPot)

Minimums- og maksimumspotentialet i vandværksoplandet anvendes til beregning af potentialegradienten. Felterne er opdateret med henholdsvis mindste og største potentialer inden for oplandet fra potentialer i GIS_laget Potentialekort_1m_polygon, der er oprettet af NIRAS (jf. afsnit 2.5.1).

2.2.2 Gradient i oplandet (Grad)

Gradienten i vandværksoplandet er anvendt til beregning af den asymptotiske oplandsbredde for indvindingsboringerne (jf., afsnit 9.3 i hovedrapporten (Bay et al., 2006)). Disse beregninger udføres på baggrund af GIS-laget indeholdende indvindingsboringerne "Indvindingsboringer.TAB", hvorved der genereres et nyt GIS-lag for oplandsbredden "Indfangningstragter.TAB". Feltet anvendes derfor i første trin kun til at opdatere GIS-laget med indvindingsboringerne "Indvindingsboringer.TAB". Beregningen af oplandsbredden er direkte afhængig af transmissiviteten og dermed følsom over for de store usikkerheder, der er tilknyttet dette parameter, jf. afsnit 2.3.1.

Gradienten i vandværksoplandet er beregnet som:

$$\text{Grad} = (\text{MaxPot} - \text{MinPot}) / \text{længden},$$

hvor længden approksimativt er beregnet som følger:

$$\text{Længden} = \text{oplandets omkreds} / 3$$

Dette skyldes, at der ikke er nogen GIS-funktionalitet til at beregne længden af en polygon og at en sådan længde i øvrigt ikke er veldefineret. For de fleste vandværksoplande er approksimationen imidlertid tilfredsstillende, også i lyset af, at der er en stor usikkerhed på vandværksoplandenes afgrænsninger.

2.2.3 Transmissiviteter i felterne Tval_Mean, Tval_Min og Tval_Max

Datagrundlaget for felterne Tval_mean, Tval_Min og Tval_max er det oprindelige GIS-lag "Pum1.TAB" fra Fyns Amt. Dette lag indeholder punktvis estimerede transmissiviteter fra pumpeforsøg. Der er ved interpolation af transmissiviteterne i "Pum1.TAB" med VerticalMapper (triangulation) dannet en gridfil (punktgitterfil). Verticalmapper er herefter anvendt til at tilføje felterne Tval_Mean, Tval_Min og Tval_max, indeholdende henholdsvis gennemsnits-, minimums- og maksimumstransmissiviteter inden for oplandene.

Risikovurderingsberegningerne er særdeles følsomme over for denne parameter. Feltet bør løbende opdateres, såfremt der fremkommer nye oplysninger om transmissiviteter.

2.2.4 Bjergart

Feltet bjergart er tilføjet på basis af GIS-laget "Grundvandsmagasin.TAB" og DK-modellen for Fyn, hvor lag 5 og lag 7 udgør henholdsvis sand og kalk.

Feltet "Magreference" er anvendt som fremmednøgle til GIS-laget "Grundvandsmagasin.TAB".

2.2.5 Porøsitet og massefylde

Disse to felter er tilføjet og opdateret med standardværdier for sand og kalk:

TABEL 2.2: STANDARDVÆRDIER FOR PORØSITET OG MASSEFYLDE.

	Porøsitet	Massefylde, g/ml
Sand	0,35	1,5
Grus	0,35	1,8
Kalk	0,1	2,5

2.2.6 Redox

Feltet er tilføjet og for alle oplande opdateret med default-værdien "Anaerobt". Risikovurderingsværktøjet anvender specifikke nedbrydningskonstanter for henholdsvis anaerobe og aerobe forhold. GIS-lagene leveret af Fyns Amt ikke indeholdt ikke oplysninger om grundvandstyper og redoxforhold. Såfremt der er kendskab til, at der i et opland er aerobe forhold, bør feltet opdateres.

Feltet bør løbende opdateres, såfremt der fremkommer nye oplysninger om redoxforholdene.

2.2.7 Magasintykkelse

Feltet "Magasintykkelse" er tilføjet og opdateret med magasintykkelser fra GIS-laget "Grundvandsmagasin.TAB". Feltet "Magreference" er ved opdateringen anvendt som fremmenøgle "Grundvandsmagasin.TAB". Såfremt der ikke findes oplysninger om magasintykkelsen, er der anvendt en konservativ defaultværdi på 5 m.

En halvering af magasintykkelsen vil betyde en fordobling af transport-hastigheden for pesticider i grundvandsmagasinet, dvs. stofferne kommer hurtigere frem, såfremt der anvendes en defaultværdi på 5 m frem for 10 eller 15 m. Risikovurderingerne er derfor følsomme over for magasintykkelser og feltet bør løbende opdateres, såfremt der fremkommer nye oplysninger om magasintykkelser.

2.2.8 Infiltration

Feltet er oprettet og på basis af DK-modellen for Fyn opdateret med defaultværdien 251mm. Feltet bør dog opdateres på basis af et mere detaljeret grundlag.

2.3 REDIGERING AF OPRINDELIG GIS-LAG FOR INDVINDINGSBORINGER

GIS-laget "Indvindingsboringer.TAB" indeholdende indvindingsboringer består uændret af punkter, der repræsenterer de enkelte boringer.

I tabel 2.3 vises oprindelige og tilføjede felter.

TABEL 2.3: OPRINDELIGE FELTER (FYNS AMT) OG TILFØJEDEDE FELTER (NIRAS) I "CHARLOTE1.TAB".

Felt navn	Datatype	Oprindelse	Bemærkning
Lokalitet	Char(13)	Fyns Amt	ID
Navn	Char(49)	Fyns Amt	Geogis navn, anvendt som fremmednøgle til "VvOplande.TAB"
Aar	Float	Fyns Amt	Årstal for indvindingsopgørelse
Oppumpning	Float	Fyns Amt	Indvundne mængde i <u>vandværksoplandet</u>
Tilladelse_m3_år	Float	Fyns Amt	Tilladt indvindingsmængde i <u>vandværksoplandet</u>
Dgunr	Char(8)	Fyns Amt	
X	Float	Fyns Amt	
Y	Float	Fyns Amt	
Tval	Float	NIRAS	Transmissivitet
Grad	Float	NIRAS	Gradient i oplandet
OppAvr	Float	NIRAS	Indvundne mængde i boringen
TilAvr	Float	NIRAS	Tilladt indvindingsmængde for boringen

2.3.1 Transmissivitet (Tval)

Datagrundlaget for feltet Tval er det oprindelige GIS-lag "Pum1.TAB" fra Fyns Amt. Dette lag indeholder punktvist estimerede transmissiviteter fra pumpeforsøg. Der er ved interpolation af transmissiviteterne i "Pum1.TAB" med VerticalMapper (triangulation) dannet en gridfil (punktgitterfil). VerticalMapper er herefter anvendt til at oprette feltet "Tval" samt til at opdatere dette med transmissiviteten i boringen fra ovennævnte gridfil.

Feltet anvendes ikke direkte i risikovurderingen, men til at beregne oplandsbredden, der er indeholdt i tabellen "Indfangningstragter.TAB". Oplandsbredden er meget væsentlig, idet den er afgørende for, om pesticidfanen fra en lokalitet repræsenteret ved centerlinjen indfanges i en boring. Feltet bør derfor opdateres, såfremt der fremkommer nye oplysninger om transmissiviteten. Der bør ligeledes beregnes en ny oplandsradius og genereres en ny grafisk repræsentation af oplandsbredden i tabellen "Indfangningstragter.TAB".

De indvindingstragte, der er beregnet af NIRAS på grundlag af de foreliggende data, forekommer generelt at være meget små. Dette kan skyldes, at de modtagne oplysninger om transmissiviteter fra pumpeforsøg ikke er tilstrækkeligt repræsentative.

2.3.2 Potentialegradienten (Grad)

Værdien er opdateret fra "Vvoplande.TAB".

2.3.3 Indvindingsmængde (OppAvr og TilAvr)

Den indvundne mængde i indvindingsboringerne indgår også i beregningen af radius i indvindingstragten. Endvidere er der mulighed for i risikovurderingsværktøjet at vælge imellem at få præsenteret resultaterne enten som stofmængder (mg/år) eller som koncentrationsbidrag ($\mu\text{g/l}$). Ved sidstnævnte præsentation omregnes stofmængden til et koncentrationsbidrag ved at dividere stofmængden med indvindingsmængden.

Indvindingsmængderne er for både de tilladte og faktisk indvundne mængder kun opgjort for oplandet og ikke for de enkelte boringer. Dette er ikke optimalt for risikovurderingen, idet indvindingsmængden i de enkelte boringer har stor indflydelse på forureningens transportvej, og dermed om forureningen faktisk rammer ind i en boring eller passerer forbi boringen.

Endelig mangler opgørelserne af de faktisk indvundne mængder for mange oplande. Det er derfor valgt at basere risikovurderingen på de tilladte indvindingsmængder, såfremt de faktiske indvindingsmængder ikke er opgjort.

Der er derfor oprette t to felter til indvindingsmængder i de enkelte boringer.

Feltet "OppAvr" indeholder den faktisk indvundne mængde for boringen, såfremt denne forekommer. Denne er beregnet ved at dividere den faktisk indvundne mængde i oplandet med antallet af boringer.

Feltet "TilAvr" indeholder de tilladte indvindingsmængde i oplandet divideret med antallet af boringer.

2.4 NY GIS-LAG FOR OPLANDBREDDE

GIS-laget for oplandsbredde "Indfangningstragter.TAB" indeholder polygoner dannet på basis af GIS-laget med indvindingsboringer "Indvindingsboringer.TAB". Laget er dannet med Mapinfos buffer-funktion, hvor radius er beregnet ved udtrykket:

$$\text{TilAvr} / (2 * \text{Grad} * \text{Tval} * 60 * 60 * 24 * 365)$$

Det skal bemærkes, at gradienten "Grad" er gradienten i hele oplandet. Den ideelle beregning bør ved fremtidige revisioner baseres på individuelle gradienter for indvindingsboringerne, som beskrevet i hovedrapportens afsnit 9.3 (Bay et al., 2006).

Som tidligere nævnt er risikovurderingen meget følsom over for oplandsbredden, idet den er bestemmende for, om forureningen rammer en boring. Det er derfor væsentligt, at datagrundlaget for beregningerne af oplandsbredden løbende revurderes og at GIS-laget for oplandsbredden opdateres ved revision af grundlaget.

Tabelstruktur og -indhold er identisk med tabellen til GIS-laget for indvindingsboringer "Indvindingsboringer.TAB", bortset fra tilføjes af

feltet "Tragt_radius". Dette felt er beregnet som ovenfor og anvendes sammen med det grafiske objekt i risikovurderingsværktøjet.

TABEL 2.4: FELTER FRA (FYNS AMT) OG TILFØJEDE FELTER (NIRAS) I "INDVINDINGSTRAGT.TAB".

Felt navn	Datatype	Oprindelse	Bemærkning
Lokalitet	Char (13)	Fyns Amt	Geogis kode
Navn	Char (49)	Fyns Amt	Geogis navn
Aar	Float	Fyns Amt	Opgørelses år for oppumpning
Oppumpning	Float	Fyns Amt	Indvundne mængde i <u>vandværksoplandet</u>
Tilladelse_m3_år	Float	Fyns Amt	Tilladt indvindingsmængde for <u>vandværksoplandet</u>
dgunr	Char (8)	Fyns Amt	
x	Float	Fyns Amt	
y	Float	Fyns Amt	
Tval	Float	NIRAS	Transmissivitet
Grad	Float	NIRAS	Gradienten i vandværksoplandet
OppAvr	Float	NIRAS	Indvundne mængde i boringen
TilAvr	Float	NIRAS	Tilladt indvindingsmængde for boringen
Tragt_radius	Float	NIRAS	Radius for cirkel repræsenterende oplandsbredden

2.5 NY GIS-LAG FOR POTENTIALE-ISOLINJER OG POTENTIALE-POLYGONER

Fyns Amts oprindelige potentialekort "Potentialekort.TAB" er et iso-linjekort med 5 m ækvidistance.

I forbindelse med modelleringen af vand- og stofpartiklers bevægelsesbane, kaldet centerlinjen, har det været hensigtsmæssigt med en mindre ækvidistance. Det har desuden været hensigtsmæssigt at generere såvel et GIS-lag indeholdende polylinjer som et lag indeholdende polygoner, hvor det første primært anvendes til visualisering af potentialeforholdene, mens det sidste anvendes til beregning af centerlinjen.

Begge de to nye GIS-lag har en ækvidistance på 1 m og er genereret ved at omsætte de oprindelige potentialekort til en Gridfil ved interpolation og efterfølgende generering af henholdsvis polylinjer og polygoner ved hjælp af VerticalMapper.

2.5.1 Potentialepolygoner (potentialekort_1m_polygon.TAB)

Tabelstrukturen fremgår af tabel 2.5.

TABEL 2.5: FELTER MED POTENTIALEPOLYGONER.

Feltnavn	Datatype	Oprindelse	Bemærkning
Lower	Float	NIRAS	Nedre potentiale
Upper	Float	NIRAS	Øvre potentiale

2.5.2 Potentialeisolinjer (potentialekort_1m.TAB)

Tabelstrukturen fremgår af tabel 2.6.

TABEL 2.6: FELTER MED POTENTIALEISOLINJER.

Feltnavn	Datatype	Oprindelse	Bemærkning
Value	Float	NIRAS	Nedre potentiale

3 Referencer

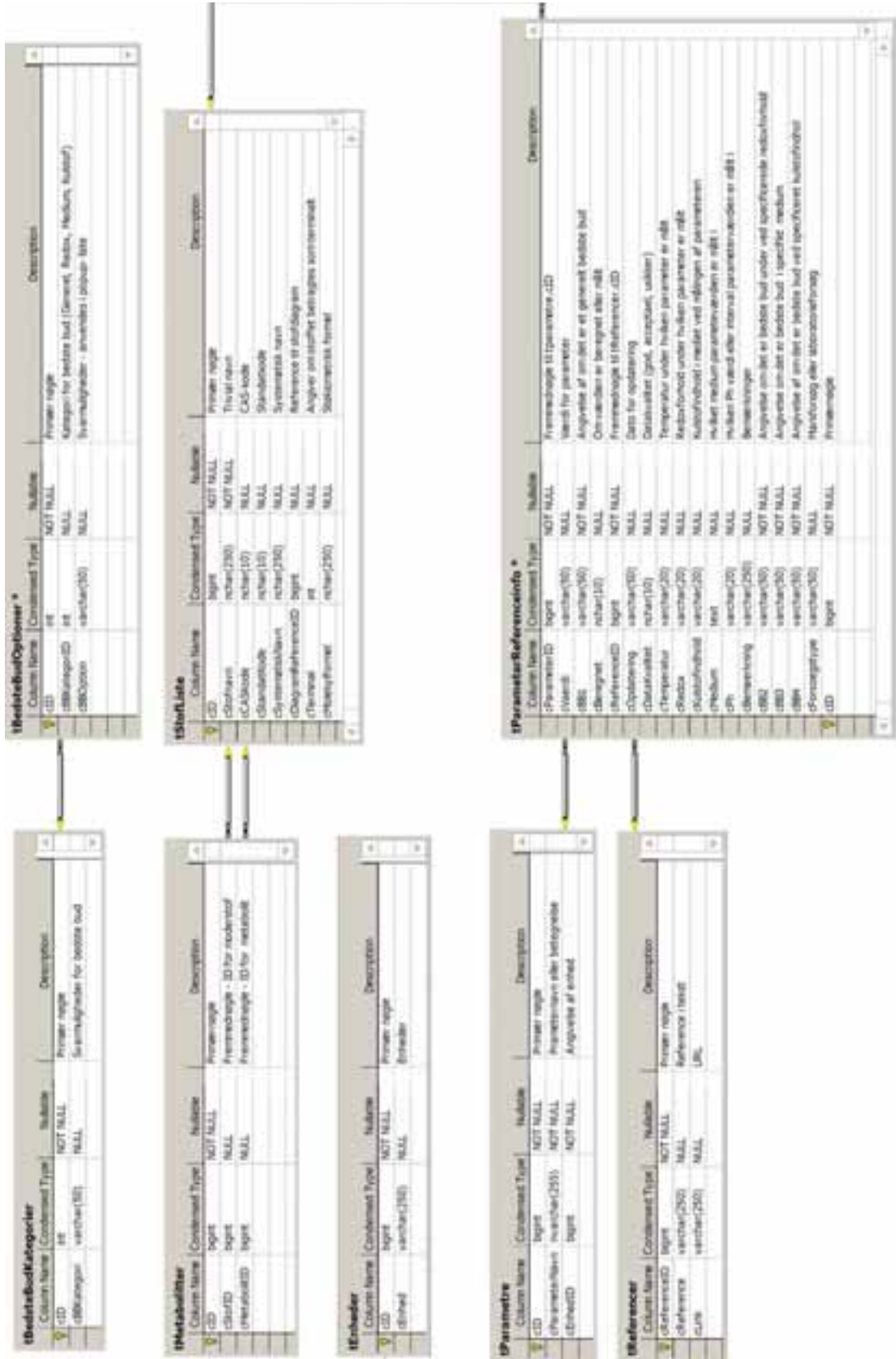
Bay, H.; Møller Christensen, P; Dali, J.; Fog, C.; Reinhold Kildeby, M.; Mortensen, A.P.; Persson, B.; Rügge, K. Terkelsen, M. og Falkenberg, J. (2006). Pesticidtruslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandskala. Pesticiddatabase og risikovurdering. Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening Miljørapport nr. XXX.

Mapserver (2006). <http://mapserver.gis.umn.edu/>

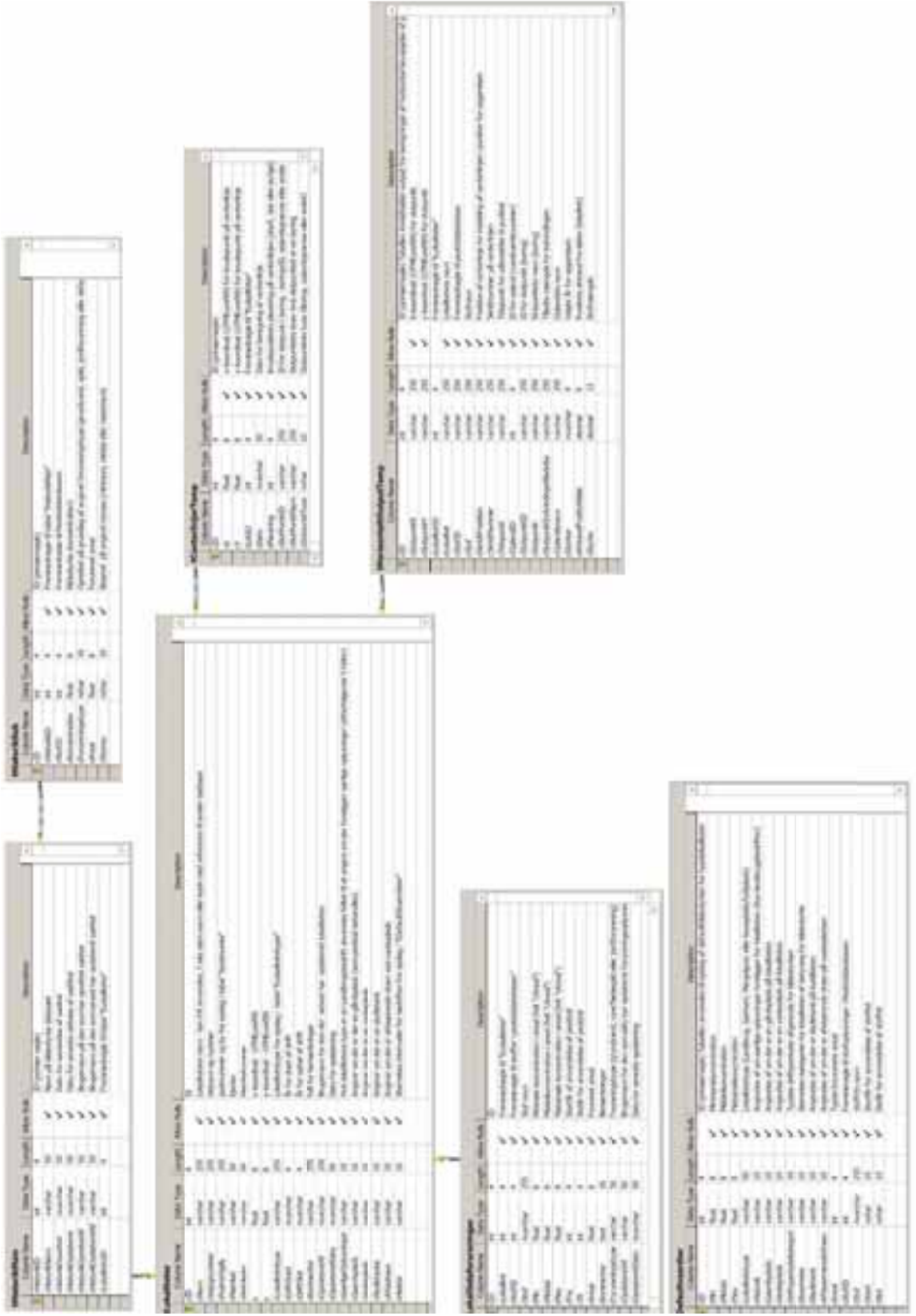
Stenemo, F., Lindahl, A.; Gärdenäs, A. og Jarvis, N.J. (2006). Meta-modeling of the pesticide fate model MACRO for groundwater exposure assessments using artificial neural networks. Journal of Hydrology, submitted.

Datamodeller for pesticid- og lokalitetsdatabase

Datamodel for Pesticiddatabase



Datamodel for lokalitetsdatabase



Manual til stofregistrering og redigering i pesticiddatabase

Indhold

1	INDLEDNING	273
1.1	ADGANG OG LOG IND	273
2	REGISTRERING AF NY DATA	275
2.1	STOFREGISTRERING	275
2.2	STOFVALG OG GENERELLE OPLYSNINGER	275
2.2.1	<i>Oprettelse af nye stoffer</i>	275
2.2.2	<i>Redigering af oplysninger</i>	276
2.2.3	<i>Sletning af stof</i>	276
2.2.4	<i>Molekylformler</i>	277
2.2.5	<i>Strukturformler</i>	278
2.3	METABOLITTER	279
2.4	PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER	282
2.4.1	<i>Indtastning af værdier</i>	282
2.4.2	<i>Parametre (inaktivt)</i>	285
2.4.3	<i>Enheder (inaktivt)</i>	286
2.5	REFERENCER	287
3	REFERENCER	289

1 Indledning

Pesticiddatabasen er udarbejdet i forbindelse med et projekt under Teknologiprogrammet jord- og grundvandsforurening, finansieret af Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening.

Denne manual er et bilag til miljørapporten /1/ og beskriver hvordan nye stoffer registreres i databasen og hvordan der foretages ændringer i de eksisterende dataregistreringer.

1.1 ADGANG OG LOG IND

Ændring af data eller indtastning af nye data er forbeholdt den dataansvarlige – Videncenter for jordforurening - og kræver et personligt password ved log ind.

Pesticiddatabasen åbnes via et weblink på Videncenter for Jordforurening. www.pesticidatabase.dk. Pesticiddatabasens startside er vist i figur 1.1.



FIGUR 1.1: OPSTARTSSIDEN PÅ WWW.PESTICIDDATA.DK.

Ved at klikke på [log ind](#) til højre på forsiden åbnes et vindue til indtastning af **Bruger** og **Password**. Disse indtastes og der trykkes [log in](#). Hermed gives der efter en kort ventetid adgang til databasen. Vælges [Fortryd](#), returneres til databasens forside.



FIGUR 1.2: LOG IND.

For adgang til Pesticiddatabasen uden mulighed for stof registrering er både **Bruger** og **Password**: pesticid.

Efter log ind fremkommer værktøjets 4 delelementer: **Pesticiddata**, **Lokalitetsdata**, **Risikovurdering** og **Vejledning**.



FIGUR 1.3: DE FIRE DEELEMENTER.

Pesticiddatabasen og **Vejledning** er frit tilgængelig for alle brugere, mens de øvrige elementer er forbeholdt udvalgte brugere med særlig adgang til de fornødne GIS lag og lokalitetsdatabasen.

Under fanebladet **Vejledning** er det muligt at downloade både brugermanualerne og Miljøprojektet (Bay et al., 2006).

Fanebladet **Pesticiddata** vælges, og der fremkommer 3 underfaner, jf. figur 1.4.



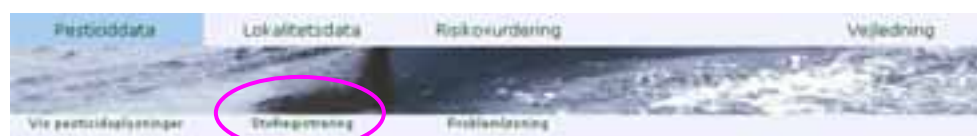
FIGUR 1.4: UNDERMENUER UNDER PESTICIDDATA.

Redigering af stofdata sker under fanebladet **Stofregistrering**.

2 Registrering af ny data

2.1 STOFREGISTRERING

Oprettelse af nye pesticider i databasen, indtastning af data for nye og eksisterende pesticider samt redigering af tidligere indtastede data kan ske under fanebladet **Stofregistrering**. De data, der indtastes, vil efterfølgende kunne ses under fanebladet **Vis pesticidoplysninger**.



FIGUR 2.1: FANEBLADET STOFREGISTRERING.

Oversigten har nogenlunde samme struktur som i **Vis pesticidoplysninger** og giver mulighed for at vælge et stof og redigere data, indtaste nye stoffer eller slette stoffer. Herudover er det muligt, at redigere referencer og værdier eller indtaste nye. Disse funktioner er beskrevet i de følgende afsnit.

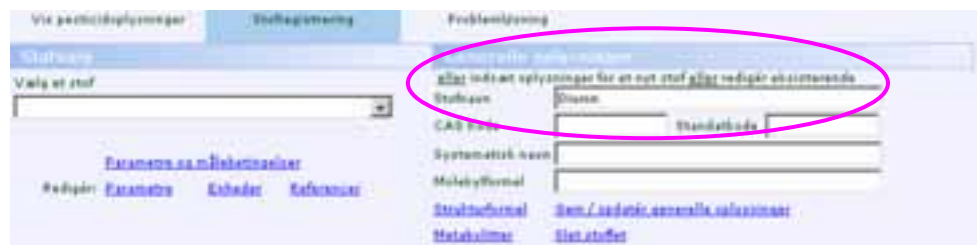
2.2 STOFVALG OG GENERELLE OPLYSNINGER

2.2.1 Oprettelse af nye stoffer

For at oprette et nyt pesticid i databasen, skal feltet til venstre i skærbilledet være blankt. Har der tidligere været valgt et stof, vil navnet på dette stof stå i feltet. For at få et blankt felt, vælges det øverste tomme felt i rullemenuen.

Det skal bemærkes, at der ikke fås et blankt felt ved at slette et eventuelt stofnavn, der allerede står i feltet til højre, da dette vil blive opfattet som redigering af oplysningerne for dette stof.

Navnet på det nye pesticid skrives i feltet **Stofnavn** under **Generelle oplysninger** til højre i skærbilledet. Eventuelle yderligere generelle oplysninger kan indtastes i de øvrige felter.



FIGUR 2.2: FANEBLADET STOFREGISTRERING.

De indtastede oplysninger gemmes i databasen ved at vælge [Gem/opdatér generelle oplysninger](#). Lagringen af oplysningerne i databasen bekræftes i en dialogboks, hvori der klikkes OK (eller *Enter*).



FIGUR 2.3: BEKRÆFTELSE AF GEMT NYT STOF.

Stoffet er nu gemt og kan genfindes på rullemenuen til venstre i skærbilledet.

2.2.2 Redigering af oplysninger

For at redigere tidligere indtastede data vælges i rullemenuen til venstre det pesticid, for hvilket oplysningerne skal ændres. Stofnavnet og eventuelle generelle oplysninger fremkommer herved i felterne til højre i skærbilledet.



FIGUR 2.4: REDIGERING AF DATA.

Herefter kan oplysningerne i felterne til højre redigeres. For at gemme de nye data trykkes [Gem/opdatér generelle oplysninger](#). Lagringen af oplysningerne i databasen bekræftes i en dialogboks, hvori der klikkes OK (eller *Enter*).

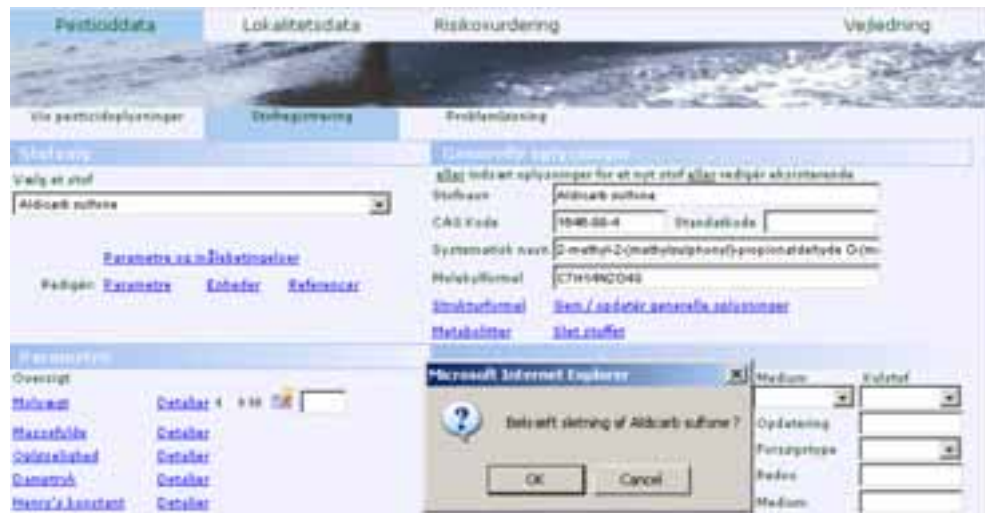


FIGUR 2.5: BEKRÆFTELSE AF DE REDIGEREDE DATA.

Det bemærkes, at tidligere data overskrives og slettes fra databasen, når de redigerede data gemmes.

2.2.3 Sletning af stof

For at slette et pesticid i databasen vælges først stoffet i rullemenuen til venstre. Herefter vælges [Slet stoffet](#). Sletning af et stof i databasen skal bekræftes ved at trykke OK eller *Enter* i den dialogboks, der fremkommer.



FIGUR 2.6: SLETNING AF ET STOF.

Sletningen bekræftes i en dialogboks, hvori der trykkes OK (eller *Enter*).

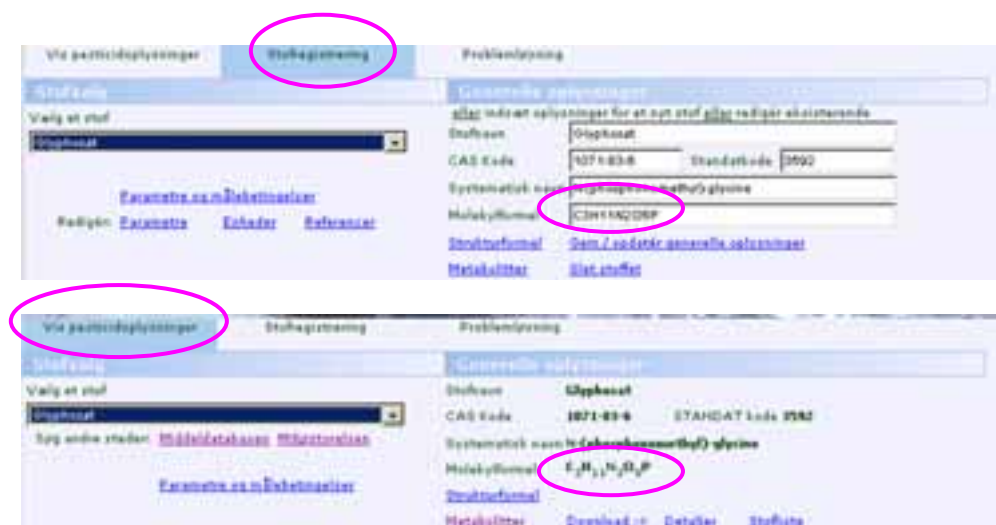


FIGUR 2.7: BEKRÆFTELSE AF SLETNING.

Det skal bemærkes, at slettes et stof fra databasen, slettes samtidig alle data for stoffet, herunder generelle og fysisk-kemiske data.

2.2.4 Molekylformler

Molekylformler indtastes med bogstaverne for elementerne og tal. Under stofregistrering vises tal ikke som sænket skrift, men vælges **Vis pesticidoplysninger**, vises de automatisk med sænket skrift.



FIGUR 2.8: INDTASTNING OG VISNING AF MOLEKYLEFORMLER.

2.2.5 Strukturformler

2-dimensionelle strukturformler for pesticiderne kan indsættes og redigeres under feltet [Strukturformel](#).



FIGUR 2.9: INDSÆTNING AF STRUKTURFORMLER.

Stoffet, for hvilket formelen skal oprettes/redigeres, vælges i det øverste af de tre fremkomne felter fra rullemenuen. Skærbilledet i den nederste del af siden er uafhængigt af stofvalget foretaget på sidens øverste del, hvorfor det er uden betydning, hvilket stof der er vist her. Er et stof valgt i den øverste del af skærbilledet, vil strukturformlen for dette stof (hvis en sådan findes i databasen) dog blive vist nederst til venstre, når feltet [strukturformel](#) vælges.



FIGUR 2.10: VISNING AF STRUKTURFORMLER.

I det midterste felt vælges i rullemenuen den reference, hvorfra strukturformlen haves (findes denne ikke på rullemenuen, skal referencen oprettes under [Referencer](#), se afsnit 2.5). I det nederste felt findes en browse-funktion, hvormed strukturformlen kan hentes ind i databasen. Ved tryk på knappen **Browse**, findes filen med strukturformlen. (filen skal være i jpg-format og ca. af størrelsen h150 x b200).



FIGUR 2.11: BROWSE FUNKTION VED INDSÆTNING AF STRUKTURFORMLER.

Figuren vælges og herefter klikkes på [opdatér](#), hvorved figuren gemmes/opdateres. Stoffets strukturformel og den tilhørende reference er nu gent.



FIGUR 2.12: BEKRÆFTELSE VED INDSÆTNING AF STRUKTURFORMEL.

Den nye strukturformel og den tilhørende reference kan ses ved at vælge det pågældende stof øverst i skærbilledet og trykke [Strukturformel](#).

Såfremt strukturformlen eller referencen skal revideres, gentages proceduren.

2.3 METABOLITTER

Under feltet [Metabolitter](#) kan et pesticid forbindes med et moderstof eller en metabolit i et såkaldt metabolittræ.

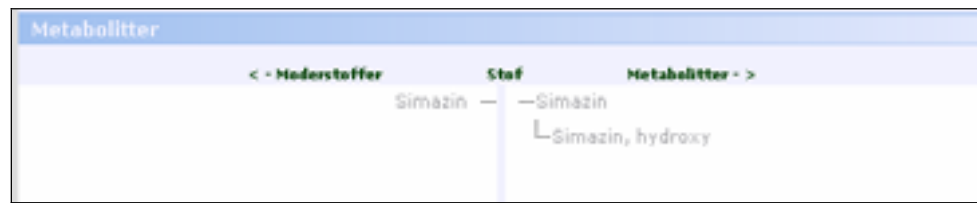
Vælges et pesticid fra rullemenuen i den øverste del af skærbilledet under **Stofvalg**, og herefter [Metabolitter](#), fremkommer et diagram over koblingen mellem stof og moderstoffer hhv. metabolitter i den nederste del af skærbilledet.

I nedenfor viste eksempel med stoffet BAM viser metabolittræet, at moderstoffet, dichlobenil er forbundet til metabolitten BAM.



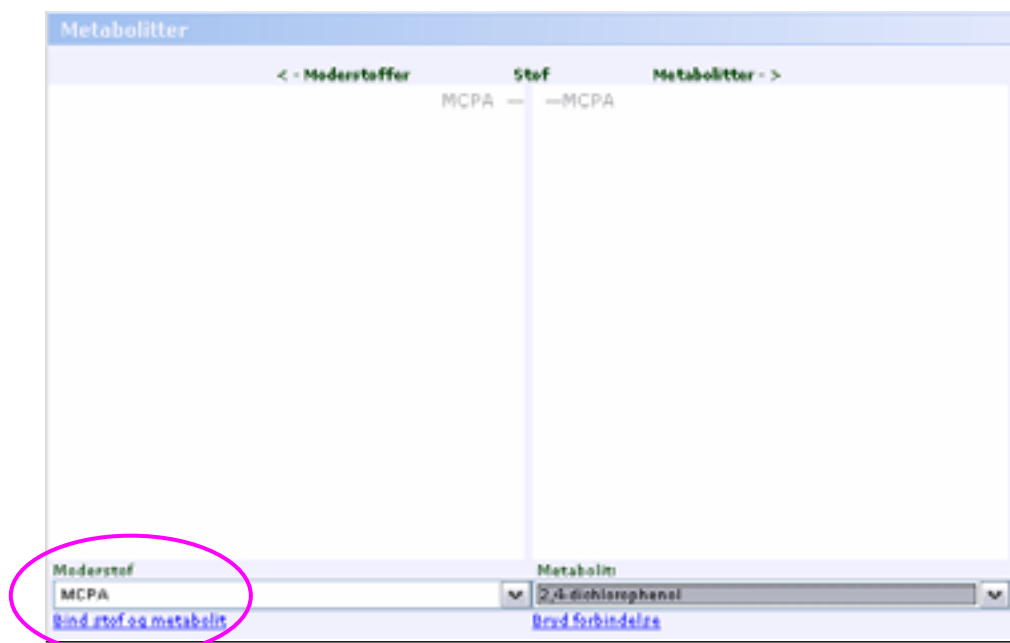
FIGUR 2.13: METABOLITTER AF DICHLOBENIL.

I det næste eksempel ses nedbrydningsproduktet af simazin.

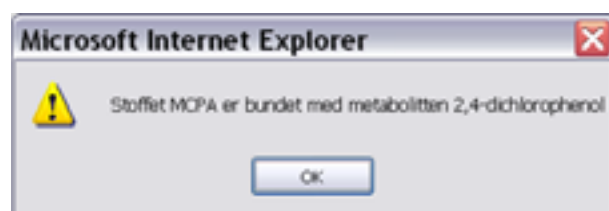


FIGUR 2.14: METABOLITTER AF SIMAZIN.

For at forbinde moderstof og metabolitter, vælges moderstoffet fra rullemenuen i det venstre felt **Moderstof**, og metabolitten, hvormed det skal forbindes, fra listen i det højre felt **Metabolit**. Herefter trykkes på knappen [Bind stof og metabolit](#). Eksemplet nedenfor viser, at moderstoffet, MCPA, (fejlagtigt) bindes til 2,4-dichlorphenol, hvilket efterfølgende bekræftes med en meddelelse.



FIGUR 2.15: SKÆRMBILLEDE SOM VISER HVORDAN MCPA BINDES SOM MODERSTOF TIL 2,4-DICHLORPHENOL.



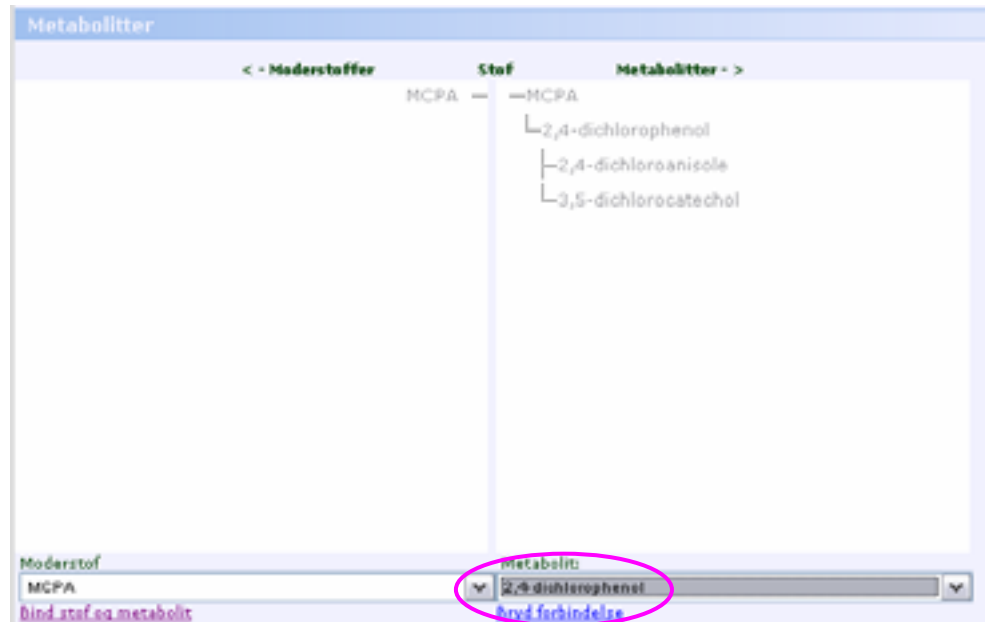
FIGUR 2.16: BEKRÆFTELSE AF BINDING.

Den nye binding kan ses ved at vælge et af de to stoffer i bindingen øverst i skærbilledet. Såfremt metabolitten nedbrydes videre til andre stoffer, og disse nedbrydningsstoffer videre i kæden allerede er bundet til metabolitten, vises disse stoffer automatisk, jf. figur 2.17.

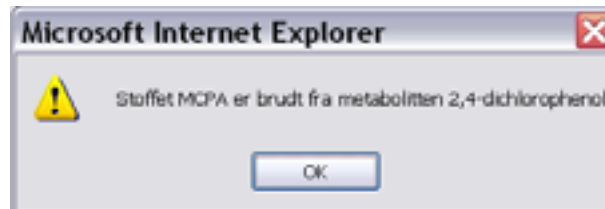


FIGUR 2.17: METABOLITRÆ FOR MCPA.

Såfremt der er foretaget en fejlagtig indtastning, kan forbindelsen afbrydes ved at vælge såvel moderstof som metabolit i felterne nederst i skærbilledet, og trykke [Bryd forbindelse](#).



FIGUR 2.18: FJERNELSE AF BINDING I METABOLITRÆ FOR MCPA.



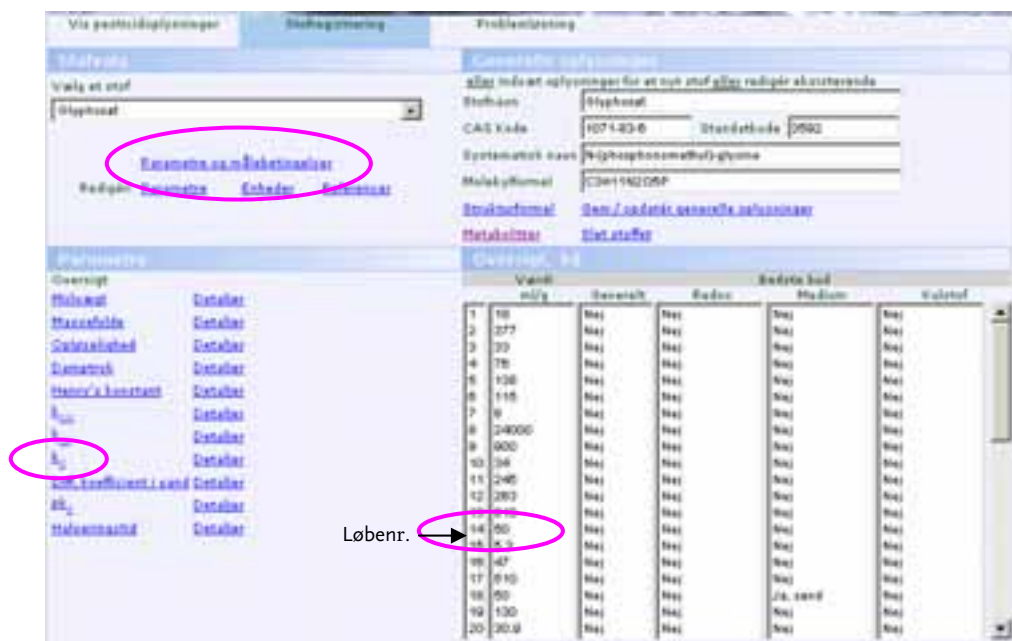
FIGUR 2.19: BEKRÆFTELSE AF AFBRYDELSE PÅ METABOLIT FOR MCPA.

2.4 PARAMETRE OG MÅLEBETINGELSER

2.4.1 Indtastning af værdier

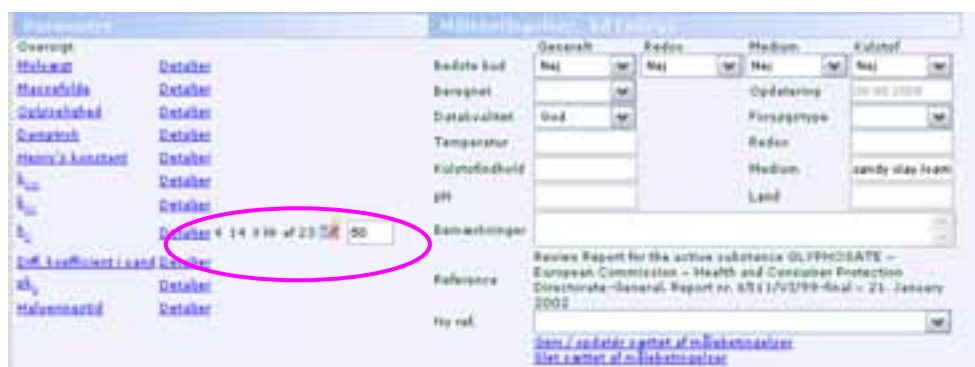
Værdier for forskellige fysisk-kemiske parametre samt målebetingelser kan indtastes og redigeres under menuen [Parametre og målebetingelser](#).

Stoffet, for hvilket data skal indtastes/redigeres, vælges i rullemenuen under **Stofvalg**, og der trykkes på [Parametre og målebetingelser](#). Herved fremkommer nederst til venstre i skærmbilledet en oversigt over de mulige parametre. Allerede indtastede data og forslag til Bedste Bud (se nedenfor) for den valgte parameter kan ses i et skema til højre, der fremkommer ved at trykke på den pågældende parameter. Til venstre i oversigtstabellen ses et løbenr. for de indtastede værdier.



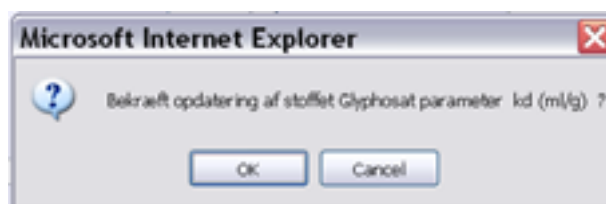
FIGUR 2.20: OVERSIGT OVER DE INDTASTEDE DATA.

For at få adgang til de enkelte værdier og tilhørende målebetingelser, vælges [Detaljer](#) ud for den parameter, der skal redigeres. Herved fremkommer i højre side af skærbilledet et skema til indtastning af de forskellige målebetingelser. Der kan bladres mellem de indtastede værdier ved tryk på piletasterne umiddelbart til højre for feltet [Detaljer](#). Vælges dobbelt-pilen, fremkommer målebetingelser for værdien nederst i skemaet (sidst indtastede værdi), hvilket kan være nyttigt, hvis der er mange værdier at bladre igennem.



FIGUR 2.21: REDIGERING AF DE INDTASTEDE DATA.


Oplysningerne eller værdien ændres og gemmes ved tryk på **Gem/opsæt** sættet af målebetingelser.

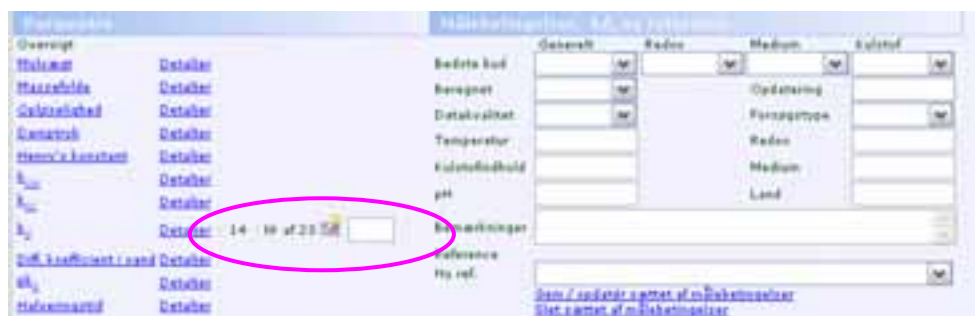


FIGUR 2.22: BEKRÆFTELSE AF OPDATERING.



FIGUR 2.23: KVITTERING AF OPDATERING.

En ny værdi for den valgte parameter kan indtastes ved at trykke på  til højre for piletasterne, og indtaste værdien i det hvide felt til højre herfor.



FIGUR 2.24: INDTASTNING AF NYE DATA.

I skemaet til højre er det muligt, at indtaste/redigere eventuelle informationer om temperatur, kulstofindhold, pH, redoxforhold og medium, samt det land, hvori værdien er opnået. Ved at vælge fra rullemenuen i skemaet angives endvidere referencens datakvalitet og forsøgstype samt om værdien er beregnet. Øverst i skemaet vælges værdiens status i forbindelse med Bedste Bud. En nærmere beskrivelse af mulighederne i rullemenuen fremgår af protokollen for dataindsamling i miljørapporten og i brugermanualen for anvendelse af pesticiddatabasen (Bay et al., 2006). Baggrunden og proceduren for valg af Bedste Bud er nærmere beskrevet i kapitel 2 i hovedrapporten (Bay et al., 2006).

I **Bemærkninger** noteres eventuelle kommentarer til værdien samt en eventuel begrundelse for valg af Bedste Bud.

Ud for feltet **Reference** fremgår det, hvilken reference der er valgt for den pågældende værdi. Referencen kan redigeres ved at vælge en ny reference fra rullemenuen i feltet nedenunder. Findes den ønskede reference ikke i rullemenuen, skal den oprettes under [Referencer](#), (se afsnit 2.5).

Sættet af målebetingelser gemmes/opdateres ved at trykke [Gem/opdatér sættet af målebetingelser](#). Herved fremkommer en dialogboks til bekræftelse af opdateringen af målebetingelserne, hvori der trykkes **OK** (eller *Enter*).

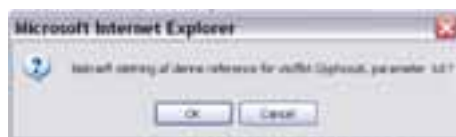




FIGUR 2.25: BEKRÆFTELSE AF INDTASTNING AF NY DATA.

Når målebetingelserne er gemt, er tidligere målebetingelser for den pågældende værdi overskrevet og findes ikke længere i databasen.

Sættet af målebetingelser kan ligeledes slettes ved at vælge [Slet sættet af målebetingelser](#). Herved slettes både værdien og målebetingelserne fra databasen.



FIGUR 2.26: BEKRÆFTELSE AF SLETNING AF DATA.

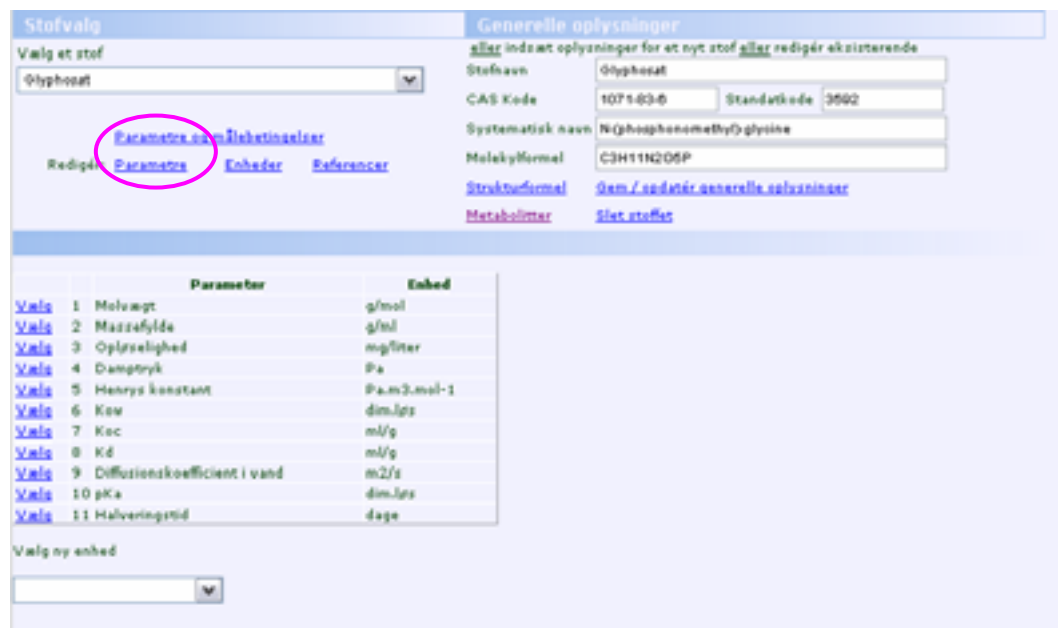
2.4.2 Parametre (inaktivt)

Antallet og udvalget af parametre i databasen kan ikke ændres af Bruger, men det har i forbindelse med den indledende indtastning af data i databasen været muligt at redigere parametrenes enheder.

Denne funktion er nu gjort inaktivt, men kan aktiveres såfremt det ønskes.

Redigering af enheder udføres ved at vælge [Parametre](#), hvorved der nederst til venstre i skærmbilledet fremkommer en liste over parametrene og de valgte enheder.

Det skal bemærkes, at evt. ændringer af parametrenes enheder ikke afhænger af stoffet, og således generelt ændre alle enheder i databasen. Det har således ingen betydning, hvilket stof der er valgt øverst i skærmbilledet.



FIGUR 2.27: REDIGERING AF ENHEDER FOR PARAMETRE (INAKTIVT).

Ændring af stoffets parameter foretages ved at trykke **Vælg** ud for den pågældende parameter, hvorved parameteren fremhæves i listen. Herefter vælges den nye enhed fra rullemenuen nederst på siden. Findes den ønskede enhed ikke på listen, skal denne først oprettes under [Enheder](#) (se afsnit 2.4.2).

2.4.3 Enheder (inaktivt)

I forbindelse med den indledende indtastning af data i databasen har det været muligt at oprette nye enheder.

Dette funktion er nu gjort inaktivt, men kan aktiveres, såfremt det ønskes.

Nye enheder kan oprettes i databasen under feltet [Enheder](#). I det øverste felt i det fremkomne skærbillede findes en rullemenu over de eksisterende enheder. Herunder, i feltet [Ny Måleenhed](#), kan en ny enhed indtastes. Enheden gemmes i databasen ved tryk på [Gem måleenhed](#). Enheder kan slettes fra databasen ved at vælge en måleenhed i rullemenuen og trykke [Slet den valgte måleenhed](#).

FIGUR 2.28: OPRETTELSE AF NYE ENHEDER (INAKTIVT).

Som for ændring af enheder under [Parametre](#), gælder det også for oprettelse/sletning af enheder, at ændringer ikke afhænger af det udvalgte stof, og således er gældende for alle stoffer i databasen. Det har således ingen betydning, hvilket stof der er valgt øverst i skærbilledet.

2.5 REFERENCER

Ved indtastning af strukturformler og målebetingelser for pesticiderne kan angives en reference, der oplyser hvorfra oplysningerne stammer. Disse referencer hentes fra en liste, der opdateres og redigeres under feltet [Referencer](#). Vælges dette felt, fremkommer der i den nederste del af skærbilledet en liste over tidligere registrerede referencer i databasen.

Ved oprettelse af en ny reference i listen, indtastes referenceteksten i feltet nederst til venstre i skærbilledet. I feltet til højre er der mulighed for at angive en web-adresse, hvortil der linkes, når der efterfølgende klikkes på referenceteksten. Referencen og et eventuelt tilhørende web-link gemmes ved tryk på [Gem ny/opdatér/fortryd reference](#).

Stofvalg
Vælg et stof
Olyphosat

Generelle oplysninger
[Slet](#) [indtæt oplysninger for et nyt stof](#) [Slet](#) [redigér eksisterende](#)
 Stofnavn: Olyphosat
 CAS Kode: 1071-83-6 Standarkode: 3592
 Systematisk navn: N-(phosphonomethyl)glycine
 Molekylformel: C₃H₁₁N₂O₅P
[Strukturformel](#) [Gem / opdatér generelle oplysninger](#)
[Metabolitter](#) [Slet stoffer](#)

Redigering af referencer

Slet	Rediér	Referencer
Slet	Rediér	Ahman, R., James, T. K., Rahman, A. og Holland, P. T. 2003. Dissipation of the Herbicide Clopyralid in a Allophanic Soil: Laboratory Na field studies. Journal of Environmental Science and health Part b - Pesticides, Food contaminants, and Agricultural Wastes, Vol 38B, no. 6, pp. 683-695
Slet	Rediér	Albrechtsen, H. J., Mills, M. S., Aamand, J. og Bjerg, P. L. 2001. Degradation of herbicides in shallow Danish aquifers: an integrated laboratory and field study. Pest Management Science, Vol. 57, pp. 341-350
Slet	Rediér	Arildskov, N. P., Pedersen, P. G. og Albrechtsen, H. J. 2001
Slet	Rediér	Atalay, A. og Huang, K.J. 1999. Extractability of 2,4-D, Dicamba and MCPP from soil. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 144, pp. 155-170
Slet	Rediér	Attaway, H. H., Camper, N. D. og Paynter, M. J. B. 1982. Anaerobic Microbial Degradation of Diuron by Pond Sediment. Pesticide Biochemistry and Physiology, Vol. 17, pp. 96-101
Slet	Rediér	Autio, S., Simes, K., Laitinen, P., Rämö, S., Oksanen, S. og Eronen, L. 2004. Adsorption of sugar beet herbicides to

Ny / redigér valgt reference

Navn:

Link:

[Gem ny / opdatér / fortryd reference](#)

FIGUR 2.29: OPRETTELSE AF NYE REFERENCER.

En eksisterende reference redigeres ved at vælge [Redigér](#) ud for den pågældende reference i listen.

Stofvalg
Vælg et stof

Generelle oplysninger
[Slet](#) [indtæt oplysninger for et nyt stof](#) [Slet](#) [redigér eksisterende](#)
 Stofnavn: Olyphosat
 CAS Kode: 1071-83-6 Standarkode: 3592
 Systematisk navn: N-(phosphonomethyl)glycine
 Molekylformel: C₃H₁₁N₂O₅P
[Strukturformel](#) [Gem / opdatér generelle oplysninger](#)
[Metabolitter](#) [Slet stoffer](#)

Redigering af referencer

Slet	Rediér	Referencer
Slet	Rediér	Ahman, R., James, T. K., Rahman, A. og Holland, P. T. 2003. Dissipation of the Herbicide Clopyralid in a Allophanic Soil: Laboratory Na field studies. Journal of Environmental Science and health Part b - Pesticides, Food contaminants, and Agricultural Wastes, Vol 38B, no. 6, pp. 683-695
Slet	Rediér	Albrechtsen, H. J., Mills, M. S., Aamand, J. og Bjerg, P. L. 2001. Degradation of herbicides in shallow Danish aquifers: an integrated laboratory and field study. Pest Management Science, Vol. 57, pp. 341-350
Slet	Rediér	Arildskov, N. P., Pedersen, P. G. og Albrechtsen, H. J. 2001
Slet	Rediér	Atalay, A. og Huang, K.J. 1999. Extractability of 2,4-D, Dicamba and MCPP from soil. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 144, pp. 155-170
Slet	Rediér	Attaway, H. H., Camper, N. D. og Paynter, M. J. B. 1982. Anaerobic Microbial Degradation of Diuron by Pond Sediment. Pesticide Biochemistry and Physiology, Vol. 17, pp. 96-101
Slet	Rediér	Autio, S., Simes, K., Laitinen, P., Rämö, S., Oksanen, S. og Eronen, L. 2004. Adsorption of sugar beet herbicides to
Slet	Rediér	EXTOXNET - ATRAZINE - Extension Toxicology Network - Pesticide Information Profiles - June 1999

Ny / redigér valgt reference

Navn:

Link:

[Gem ny / opdatér / fortryd reference](#)

FIGUR 2.30: RETTELSE AF EN TIDLIGERE REFERENCE.

Referencen slettes ved at vælge [Slet](#) ud for den pågældende reference.

Gemte referencer kan herefter ses og hentes i rullemenuen under [Strukturformel](#) og [Parametre og målebetingelser](#).

3 Referencer

Bay, H.; Møller Christensen, P; Dali, J.; Falkenberg, J.A., Fog, C.; Reinhold Kildeby, M.; Mortensen, A.P.; Persson, B.; Ravn Jensen, A., Rügge, K., Spliid, N.H. og Terkelsen, M. (2006). Pesticidtruslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandskala. Pesticiddatabase og risikovurdering. Miljøstyrelsen, Fyns Amt og Videncenter for jordforurening Miljørapport nr. XXX.