

Håndtering af lettere forurenede jord Fase 1

Ole Hjelmar, Jesper Holm, Anke Oberender,
Erik Aagaard Hansen og Jette Bjerre Hansen

DHI

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	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	19
1.1 BAGGRUND	19
1.2 FORMÅL	20
1.3 METODIK	20
1.3.1 Overordnet strategi	20
1.3.2 Krav til stofudvaskning fra lettere forurenede jord	20
1.3.3 Krav til faststofindholdet af forureningskomponenter i lettere forurenede jord	21
2 BEREGNING AF GRÆNSEVÆRDIER FOR UDVASKNING	23
2.1 UDVALGTE STOFFER TIL BEREGNING	23
2.2 ANVENDELSEN AF L/S	24
2.3 VURDERING AF OVERHOLDELSE AF GRUNDEVANDSKVALITETSKRAV	25
2.4 AFSTANDSKRAV TIL ANVENDELSE I DENNE SAMMENHÆNG	26
2.5 VURDERING AF FORSKEL I ATTENUERING/FORTYNDING VED ANVENDELSE AF FORSKELLIGE AFSTANDSKRAV	26
2.6 FORUDSÆTNINGER FOR BEREGNINGER	28
2.7 RESULTATER FOR GRUNDSKENARIOER	31
2.8 VARIATION I ANVENDELSESHØJDE- BEREGNINGSMÅDE	33
2.8.1 Datasæt eksklusive organiske stoffer	33
2.8.2 Datasæt inklusive organiske stoffer	35
2.9 RESULTATER FOR VARIATION I ANVENDELSESHØJDE	37
2.10 OVERVEJELSER VEDRØRENDE STØJVOLDE	40
3 SAMMENLIGNING AF STOFUDVASKNING OG FASTSTOFINDHOLD	43
3.1 OVERSIGT OVER DATAGRUNDLAG	43
3.2 UORGANISKE KOMPONENTER	45
3.2.1 Resultater af udvaskning ved $L/S = 2$ l/kg og $L/S = 10$ l/kg	45
3.2.2 Diskussion af resultater	79
3.3 ORGANISKE KOMPONENTER	83
4 DISKUSSION AF BETINGELSER FOR ANVENDELSE AF LETTERE FORURENET JORD	91
4.1 OVERVEJELSER VEDRØRENDE STØRRELSE OG UDSTRÆKNING AF GENANVENDELSESPROJEKTER	91

4.1.1	<i>Maksimal længde/højde</i>	91
4.1.2	<i>Fastsættelse af krav til maksimalt areal</i>	91
4.1.3	<i>Mængder af lettere forurenede jord</i>	93
4.2	BEREGNING AF MAKSIMALT AREAL	93
4.3	ANBEFALING AF ANLÆGSMÆSSIGE BETINGELSER FOR GENANVENDELSE AF LETTERE FORURENET JORD	95
4.4	OVERVEJELSER VEDRØRENDE GRÆNSEVÆRDIER FOR FASTSTOFINDHOLD	96
5	REFERENCER	101

Bilag 1 Forudsætninger for beregning af kriterier for deponering og genanvendelse

Forord

Der skal udarbejdes et nyt regelsæt for genanvendelse af lettere forurenede jord, som for jordens vedkommende vil afløse den eksisterende restproduktbekendtgørelse (Miljøministeriet, 2006b).

Til de nye regler om genanvendelse af lettere forurenede jord skal der udarbejdes et bilag, som angiver, hvilke stoffer jorden må indeholde, og hvilke maksimalkoncentrationer (i jord eller eluat fra udvaskningstests på jord) de må forekomme i. De eksisterende grænseværdier for lettere forurenede jord (afskæringskriterierne) er defineret ud fra hensyntagen til risikoen for indtagelse eller afdampning (opad), men ikke ud fra et hensyn til beskyttelse af grundvandet. I dette projekt, som er udført for Miljøstyrelsen af DHI, vurderes mulighederne for opstilling af kriterier, som sikrer beskyttelsen af grundvandskvaliteten i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord.

Projektarbejdet er udført af Ole Hjelmar (projektleder), Jesper Holm, Erik Aagaard Hansen, Jette Bjerre Hansen og Anke Oberender, DHI.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

Lone Kielberg, Miljøstyrelsen (formand indtil 1. maj 2007)
Ulla Højsholt, Miljøstyrelsen (formand fra 1. maj 2007)
Arne Rokkær, Miljøstyrelsen
Jørgen G. Hansen, Miljøstyrelsen
René Møller Rosendal, RenoSam
Eric Fauli, Herning Kommune
Jens Nord, DSV
Jesper Holm, DHI
Jette Bjerre Hansen, DHI
Ole Hjelmar, DHI

Det arbejde, der er beskrevet i denne rapport, blev gennemført i 2006/2007, og førte til en række efterfølgende undersøgelser, som er beskrevet i følgende rapporter, som er udgivet 2009:

Håndtering af lettere forurenede jord – Supplerende data for udvaskning af uorganiske og organiske stoffer

og

Håndtering af lettere forurenede jord - konsekvensvurdering

Sammenfatning og konklusioner

Til støtte for udarbejdelsen af nye regler om genanvendelse af lettere forurenede jord er der gennemført en undersøgelse af, om der ved opstilling af grænseværdier for faststofindholdet af en række forureningskomponenter i jorden kombineret med kriterier for den måde, hvorpå anvendelsen finder sted, kan opnås en tilstrækkelig sikkerhed for, at grundvandskvaliteten i en given afstand nedstrøms for et genanvendelsesprojekt ikke vil blive påvirket i et uacceptabelt omfang.

Fremgangsmåde

Undersøgelsen, som har været baseret på eksisterende data, har omfattet indsamling og vurdering af sammenhængende bestemmelser af faststofindhold af og udvaskningsegenskaber for en række uorganiske og organiske forureningskomponenter for en stor mængde jordprøver fra Danmark, Sverige og Belgien. Der er endvidere for en række genanvendelsesscenarier udført beregninger af de grænseværdier for stofudvaskning, som kan forventes at sikre, at grundvandskvaliteten i en nedstrøms afstand fra anvendelsesprojektets nedre kant (ved point of compliance, POC) ikke overskrider en af Miljøstyrelsen fastlagt grænse. For uorganiske komponenter refererer grænseværdierne for stofudvaskning for eksempel til testning af jorden med batchudvaskningstesten EN 12457-1 ved $L/S = 2$ l/kg, mens de for udvaskning af organiske komponenter refererer til testning af jorden med en såkaldt ligevægtskolonnetest ved $L/S = \text{ca. } 1$ l/kg. Scenarieregningerne er udført efter de samme principper, som er anvendt i forbindelse med de nye regler om deponering (se bilag 1).

Ud over de forureningsparametre, som i dag indgår i definitionen af lettere forurenede jord, er der i projektet også undersøgt parametre, som indgår i de kommende krav til jord og affald, som ønskes deponeret på en enhed for inert eller mineralisk affald.

Nedenfor ses en oversigt over de gennemregnede scenarier.

Scenarie	Anvendelses-højde	Anvendelseslængde i grundvandets strømningsretning	Afstand til POC fra nedstrøms afgrænsning af genanvendelsesområde
1	1 m	10 m	100 m
2	1 m	10 m	30 m
3	1 m	100 m	100 m
4	1 m	100 m	30 m
5	1 m	500 m	100 m
6	5 m	100 m	30 m
7	1 m	500 m	30 m

Sammenhængen mellem faststofindhold og udvaskningsegenskaber for de indsamlede datasæt for forurenede og uforurenede jord er blevet vurderet og sammenholdt med de beregnede grænseværdier for stofudvaskning af forureningskomponenter for en række forskellige scenarier, hvor blandt andet højden, arealet og infiltrationen af nedbør samt afstanden til POC er blevet

varieret. Ved indsættelse af foreslåede grænseværdier for faststofindholdet af en række forureningskomponenter er det blevet vurderet, om disse under forskellige betingelser menes at kunne sikre, at der ikke vil ske en overskridelse af de af Miljøstyrelsen fastsatte kriterier for nedstrøms grundvandskvalitet ved POC. Nedenfor ses de af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdier for faststofindhold i lettere forurenede jord, som skal genanvendes.

Parameter	Forslag til grænseværdi (mg/kg)	Parameter	Forslag til grænseværdi (mg/kg)
As	20	Olie (C ₆ -C ₃₅)	200
Cd	5	Benzin	35
Cr	1.000	Let olie	75
Cu	1.000	Tung olie	200
Hg	3	BTEX	10
Ni	30	Benzen	1,5
Pb	400	PAH	40
Zn	1.000	Benz(a)pyren	3
		Dibenz(a)pyren	1
Cyanid total	500	Dibenz(a,h)anthracen	3
Cyanid (syreflygtig)	10	Naphthalen	5

De gennemførte aktiviteter har resulteret i en række anbefalinger vedrørende de anlægsmæssige betingelser for genanvendelse af lettere forurenede jord samt en række konklusioner og anbefalinger vedrørende de undersøgte forureningskomponenter, herunder kvaliteten af det tilgængelige datagrundlag. Generelt kan det anbefales, at der i det kommende regelsæt, hvis dette baseres på bestemmelse af faststofindholdet af forureningskomponenter, åbnes mulighed for, hvis en eller flere af grænseværdierne for disse overskrides, i stedet at udføre udvaskningstests og sammenholde resultatet med grænseværdier, som er fastlagt herfor.

Forslag til anlægsmæssige betingelser for genanvendelse af lettere forurenede jord

Med baggrund i ovenstående samt andre overvejelser kan der opstilles en række forslag til anlægsmæssige/vandkvalitetsmæssige hensyn kan knyttes til genanvendelse af lettere forurenede jord:

- Det enkelte genanvendelsesprojekt må maksimalt have en arealmæssig udstrækning på 100x100 m. Herved sikres, at der ikke kan ske overskridelse af kvalitetskriteriet 100 m nedstrøms i nogen retninger fra området (diagonalen på et 100x100 m område vil godt nok være 140 m, men dette er inden for sikkerhedsmarginen på beregningerne)
- Alle genanvendelser, der er større end 100 m på den ene led, skal derfor indsende en ansøgning, som redegør for, at der ikke sker nogen uacceptabel påvirkning af indvindinger fra sekundære eller primære magasiner i området som følge af projektet
- For at sikre enkeltindvindinger må et genanvendelsesprojekt ikke etableres i en afstand mindre end 100 m fra nuværende indvindingsboringer/brønde eller lignende
- Maksimal anvendeshøjde uden reduktion i infiltration og uden separat ansøgning er 1 m

- Hvis man ønsker at anvende større højder end 1 m (uden restriktioner på arealet), skal der redegøres for tilsvarende reduktion i infiltrationen gennem materialet, det vil sige, hvis man ønsker en højde på 2 m, skal nettoinfiltrationen halveres (til 175 mm/år), for eksempel gennem indretningen af toptildækningen. Alternativt skal der indsendes separat ansøgning
- Størrelse og antal af projekter skal ses i sammenhæng med en arealværdi på maksimalt 1% af det samlede areal inden for et indvindingsopland, en kommune, en region eller andre relevante størrelser

Ved anvendelse af ovenstående retningslinier vil der kunne opstå problemer med genanvendelse af lettere forurenede jord i forbindelse med projekter af andre geometrier som for eksempel veje og støjvolde.

Vejene vil være karakteriseret ved at være smalle og lange og vil derfor have en dimension større end 100 m. Man vil altså således ved genanvendelse af lettere forurenede jord til veje kunne risikere, at der i visse retninger 100 m nedstrøms fra vejen vil ske en påvirkning af grundvandet til over grundvandskvalitetskriteriet. Ofte vil genanvendelse i forbindelse med veje medføre en formindskelse af infiltrationen gennem den lettere forurenede jord og derved en formindskelse af grundvandspåvirkningen. Der skal formentlig laves specialbetingelser i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord til vejanlæg.

Det kan ligeledes tænkes at være nødvendigt at lave specialbetingelser i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord i støjvolde. Man vil kunne tillade genanvendelse til for eksempel støjvolde med højder større end 1 m, hvis man lægger restriktioner på den arealmæssige udstrækning af genanvendelsen. Dette krav til den arealmæssige udstrækning af genanvendelsen vil være en funktion af det krav, som endeligt stilles til udvaskningen/faststofindholdet fra jorden, hvilket formentlig igen vil afhænge af, hvilke udvaskningskriterier der sættes i forbindelse med deponering.

Overvejelser og anbefalinger vedrørende grænseværdier for faststofindhold

Uorganiske forureningskomponenter

For **As, Cd, Cu, Ni, og Pb** eksisterer der et omfattende datamateriale, som synes at vise, at risikoen for at overskride udvaskningskriterier svarende til et anvendelsesscenario med 100 m længde i grundvandets strømningsretning, en afstand på 100 m til POC og 1 m tykkelse (scenario 3) og EU's grænseværdier for modtagelse af affald på et deponi for inert affald (Inert-LFD) er meget begrænset, hvis man anvender de af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdier for faststofindhold, specielt hvis disse kombineres med et krav om, at jordens pH ved opslæmning i vand skal ligge mellem 6 og 9. Det samme synes at være tilfældet for **Hg**, om end datagrundlaget her er noget mere begrænset.

For **Cr** og **Zn** eksisterer der også et omfattende datamateriale, men her synes risikoen for overskridelser af udvaskningskriterierne at være noget større, også når der sættes krav til pH. For kroms vedkommende kunne man overveje at sætte kravet til faststofindhold til udvaskeligt Cr(VI). Man kunne også lægge særlige restriktioner på jord fra træimprægneringsgrunde (og andre grunde,

hvor Cr vides at indgå i forureningsbilledet). For Zn kunne man overveje at sætte en lavere grænse for faststofindholdet, for eksempel 100 mg/kg. Dette vil give en langt større sikkerhed for, at udvaskningen vil være acceptabel. Samtidig ses det, at uforurenede jord generelt synes at have faststofindhold af Zn, som ligger under 100 mg/kg.

Der er p.t. ikke opstillet forslag til krav til faststofindhold af **Ba, Mo, Sb og Se** i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord. For **Ba** er datagrundlaget betydeligt, og der synes ikke at være problemer med at overholde grænseværdierne for udvaskning svarende til scenarie 3 (og 4) og Inert-LFD. For **Mo, Sb og Se** er datagrundlaget derimod meget spinkelt. For **Se** ses der – for faststofindhold op til 10 mg/kg – ingen overskridelser af udvaskningsgrænserne svarende til scenarie 3 (og 4) samt Inert-LFD, mens alle datasæt for **Sb** overskrider alle disse grænser. For **Mo** antyder det meget spinkle datamateriale (otte prøver), at en grænseværdi for faststofindholdet på omkring 10 mg/kg måske vil kunne sikre en lav sandsynlighed for overskridelse af de relevante udvaskningskriterier.

Miljøstyrelsen har også opstillet forslag til krav om faststofindhold af **total-cyanid** og **syreflygtig cyanid**. Der er ikke fundet noget grundlag for vurdering af disse.

Det må anbefales, at der tilvejebringes et forbedret datamateriale, specielt for Cr/Cr(VI), Mo, Sb og Se samt total-cyanid og syreflygtig cyanid, såfremt der skal kunne foretages en kvalificeret undersøgelse af muligheden for at sætte en øvre grænse for faststofindholdet, som kan sikre overholdelse af udvalgte udvaskningskriterier for lettere forurenede jord. For Sb bør der måske samtidig foretages en gennemgang af grundlaget for fastsættelse af udvaskningsgrænsen, således at det sikres, at de meget lave grænseværdier er baseret på realistiske forudsætninger (såfremt dette ikke er tilfældet, bør det overvejes, om de skal ændres).

Organiske forureningskomponenter

For de organiske forureningskomponenters vedkommende må det indledningsvis konstateres, at datagrundlaget – specielt for hydrokarbonerne – er for spinkelt til med rimelig sikkerhed at afgøre, om det vil være muligt at etablere øvre grænser for faststofindholdet, som kan sikre, at udvaskningen af disse komponenter sandsynligvis ikke vil overskride nærmere bestemte grænseværdier svarende til udvalgte scenarier.

På det foreliggende grundlag synes dette eventuelt at kunne være problematisk for THC, benzin og let olie med de eksisterende forslag til grænser for totalindhold (men grundlaget er som nævnt meget spinkelt).

For PAH'erne – inklusive naphthalen – vil der muligvis kunne etableres en øvre grænse, som kan sikre, at udvaskningen sandsynligvis ikke vil overskride nærmere bestemte grænseværdier svarende til udvalgte scenarier. Med de valgte grænseværdier for faststofindhold overholder næsten alle datasæt udvaskningsgrænserne defineret af scenarierne 1 og 2, og langt de fleste datasæt overholder også grænserne defineret af scenarierne 3 og 4. Billedet kan forstyrres lidt af det faktum, at PAH'er fra "gamle" forureninger ofte er mindre mobile end PAH fra mere friske forureninger.

For BTEX og benzen er der ikke fundet noget datagrundlag. Det bør bemærkes, at EU har sat en grænseværdi på 6 mg/kg for faststofindholdet af

BTEX i affald (herunder forurennet jord), som skal modtages på et deponi for inert affald (CEC, 2003). Indtil der eventuelt tilvejebringes et grundlag for fastsættelse af en værdi baseret på en analyse af risikoen for udvaskning og efterfølgende påvirkning af grundvand, bør det af hensyn til sammenhængen i lovgivningen overvejes at lade denne værdi (6 mg/kg) erstatte den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 10 mg/kg.

Det må stærkt anbefales, at der tilvejebringes et langt bedre grundlag for vurdering af mulighederne for fastsættelse af forholdsvis sikre grænseværdier for faststofindholdet af både hydrokarboner og PAH'er i lettere forurennet jord, som skal genanvendes.

Summary and conclusions

In order to support the development of new Danish regulations on the utilisation of lightly contaminated soil, a study has been carried out to determine the feasibility of using limit values for the content of contaminants in the soil instead of limit values for leaching of the contaminants, while still maintaining a safe level of protection of the groundwater. The study has investigated whether a combination of a sufficiently low level of solid content of contaminants in the soil and certain requirements on the way the soil is utilised can ensure that a utilisation project will not cause an unacceptable impact on the quality of the downstream groundwater.

Approach

The study, which has been based on existing data, has included collection and evaluation of corresponding determinations of solid content and leaching properties of a number of inorganic and organic contaminants for a substantial number of soil samples from Denmark, Sweden and Belgium. Limit values, which may be expected to ensure that the impact on groundwater at the point of compliance (POC) downstream of the project will not exceed a level determined by the Danish Environmental Protection Agency (DEPA), have been calculated for a number of utilisation scenarios. For inorganic contaminants, the limit values for release from the soil refer, e.g., to batch leaching test EN 12457-1 at $L/S = 2$ l/kg, whereas the limit values for release of organic contaminants refer the so-called equilibrium column test at $L/S =$ approx. 1 l/kg. The scenario calculations have followed the same principles as those upon which the development and implementation of the EU leaching acceptance criteria for waste to be landfilled were based.

In addition to the contamination parameters that are currently included in the definition of lightly contaminated soil, the study has included parameters which will be part of the future requirements on soil and waste to be disposed of at landfills for inert or mineral waste.

The project scenarios considered in the study are listed below:

Scenario no.	Height of the project	Length of the project in the direction of the groundwater flow	Distance to the POC from the downstream edge of the project
1	1 m	10 m	100 m
2	1 m	10 m	30 m
3	1 m	100 m	100 m
4	1 m	100 m	30 m
5	1 m	500 m	100 m
6	5 m	100 m	30 m
7	1 m	500 m	30 m

The relationship between the solid contents and the leaching properties of the contaminants for the collected datasets for contaminated and uncontaminated soil has been evaluated and compared to the calculated limit values for release of contaminants for a number of different project scenarios where the height, surface area and the rate of infiltration, as well as the distance to the POC

have been varied. By showing this relationship and the calculated leaching limit values graphically and inserting the proposed limit values for the solid content of the contaminants, it has been evaluated whether the latter can be expected to ensure, under various conditions, that the downstream criteria for groundwater quality set by the DEPA will not be exceeded at the POC. The limit values for solid content of contaminants in DEPA's proposals for utilisation of lightly contaminated soil are shown below:

Contaminant	Proposed solid content limit value (mg/kg)	Contaminant	Proposed solid content limit value (mg/kg)
As	20	Oil (C ₆ -C ₃₅)	200
Cd	5	Gasoline	35
Cr	1,000	Gas oil	75
Cu	1,000	Heavy oil	200
Hg	3	BTEX	10
Ni	30	Benzene	1.5
Pb	400	PAH	40
Zn	1,000	Benz(a)pyrene	3
		Dibenz(a)pyrene	1
Cyanide (total)	500	Dibenz(a,h)anthracene	3
Cyanide (acid dissociable)	10	Naphthalene	5

The study has resulted in a number of recommendations concerning the conditions for design and location of lightly contaminated soil utilisation projects and a number of conclusions and recommendations concerning the contaminants studied, as well as the quality of the available data upon which the study was based. As a general rule, it is recommended that the future regulation on lightly contaminated soil utilisation, if it is based on solid content of contaminants, includes an option if one or more of the solid content limit values are exceeded instead of using leaching tests and comparing the results with appropriate leaching limit values.

Recommended conditions for design and location of lightly contaminated soil projects

Based on the above as well as other considerations, a number of design and location conditions intended to protect the environment and, in particular, the groundwater quality can be proposed for utilisation of lightly contaminated soil:

- The maximum size of a single utilisation project is 100 m by 100 m. This will ensure that the groundwater quality criteria are not exceeded 100 m downstream in any direction from the project (the diagonal distance of a 100 m by 100 m area will be 140 m, but this falls within the safety margins of the calculations).
- All utilisation projects exceeding 100 m in one direction will, therefore, require submission of a specific permit application which documents that no unacceptable impacts on water extraction wells from secondary or primary aquifers in the area will result from the project.
- In order to protect single groundwater extractions, utilisation projects must not be placed less than 100 m from an existing groundwater extraction wells or installations.

- The maximum project height without infiltration-reducing measures and without a separate permit application is 1 m.
- If it is required to apply greater heights than 1 m (without restrictions of the area size), a corresponding reduction in the rate of infiltration through the material must be accounted for, e.g., for a height of 2 m, the net rate of infiltration must be reduced to half its original value (to 175 mm/year), for example, by changing the properties of the top layer. Alternatively, a separate permit application must be submitted.
- The sizes and number of projects must be seen in the context of a surface area of maximum 1% of the total surface area of a catchment area, a municipality or other relevant segments.

When applying the above listed guidelines, problems may arise with utilisation of lightly contaminated soil for projects of other dimensions such as, e.g., roads and noise barriers.

A road will normally be long and relatively narrow and will generally have a dimension longer than 100 m. Hence, there is a risk that the use of lightly contaminated soil in construction of roads may cause an impact of the groundwater 100 m downstream in certain directions that exceeds the groundwater quality criteria. In many cases the use of lightly contaminated soil for road construction will reduce the rate of filtration through the soil and will, thereby, reduce the impact on the groundwater. It may be necessary to set up special requirements for utilisation of lightly contaminated soil for road construction.

It may also be necessary to set up special requirements for utilisation of lightly contaminated soil for sound barriers. Sound barriers with heights exceeding 1 m could possibly be allowed if the area extension was restricted. The requirement on the area extension of the utilisation project will be a function of the restrictions placed on the leaching of contaminants from and/or the content of contaminants in the soil, which will probably again, to a certain extent, depend on the leaching criteria eventually set for acceptance of soil at landfills for inert or mineral waste.

Considerations and recommendations concerning limit values based on solid content of contaminants

Inorganic contaminants

Extensive data exist for **As, Cd, Cu, Ni, and Pb**, and they seem to indicate that the risk of exceeding leaching criteria that correspond to a utilisation scenario with a 100 m extension in the direction of the groundwater flow, a distance of 100 m to the POC and a height of 1 m (scenario 3) and the EU limit values for acceptance of waste at inert landfills (Inert-LFD) is rather low if the limit values for solid content proposed by the DEPA are used, in particular, if they are supplemented by a requirement that the pH of the soil in a slurry with water must remain between 6 and 9. The same seems to be the case for **Hg**, albeit on the basis of a more limited number of datasets.

Extensive data also exist for **Cr** and **Zn**, but there seems to be a higher risk of exceeding the leaching criteria here, including when there are requirements placed on the pH range. As far as chromium is concerned, it might be worth considering to replace the solid content limit value with a limit value on leachable Cr(VI). It might also be worth considering to place specific

restrictions on soil from sites where the contamination originates from wood impregnation activities (and other sites where Cr is known to be part of the contamination). For Zn, a lower limit value for the solid content, e.g., 100 mg/kg, could be considered. This would provide a far higher probability that the release will be acceptable. At the same time, the data seem to indicate that uncontaminated soil generally has a content of Zn below 100 mg/kg.

At the moment, no proposals for solid content criteria exist for **Ba**, **Mo**, **Sb** and **Se** in connection with utilisation of lightly contaminated soil. For **Ba**, the number of datasets is considerable, and there seem to be no problems for compliance with the leaching limit values corresponding to scenario 3, scenario 4 and Inert-LFD. In contrast, the number of available datasets for **Mo**, **Sb** and **Se** is very low. For solid contents of **Se** of up to 10 mg/kg, no conflicts with the leaching limit values corresponding to scenario 3 and scenario 4 and Inert-LFD are observed, whereas all datasets exceed these limit values for **Sb**. For **Mo**, the small set of data (8 samples) indicates that a solid content limit value of 10 mg/kg could possibly ensure a low probability of exceeding the relevant leaching criteria.

The DEPA has also proposed solid content limit values for **total cyanide** and **acid dissociable cyanide**. No available data for evaluation of these contaminants have been found.

It is recommended that the data material be improved (i.e., that the number of corresponding determinations of solid content and leachability performed on appropriate soil samples be increased), in particular, for Cr/Cr(VI), Mo, Sb and Se, as well as for total cyanide and acid dissociable cyanide, if a qualified investigation has to be carried out in order to determine the possibility of setting an upper limit for the solid content that can ensure compliance with the selected leaching criteria for lightly contaminated soil. For Sb, perhaps a review of the background for establishing the groundwater and leaching criteria should be carried out in order to ensure that the very low limit values are based on realistic information (and if this is not the case, it should be considered if they need to be changed).

Organic contaminants

As far as organic contaminants are concerned, it must be stated, to begin with, that the number of relevant datasets available, particularly for the hydrocarbons, is too limited to provide sufficient information on the possibility of setting an upper limit for the solid content that can ensure compliance with leaching criteria for lightly contaminated soil, that correspond to certain selected utilisation scenarios.

Based on the existing available data, it appears that establishing such an upper limit may be problematic for total hydrocarbons, gasoline and gas oil with the proposed solid content limit values (but as mentioned, the data material is very limited).

For PAHs, including naphthalene, it may be possible to establish an upper limit of solid content that can provide a high probability that the leaching will not exceed certain limit values that correspond to selected scenarios. With the proposed solid content limit values, nearly all datasets comply with the leaching limit values as defined by scenarios 1 and 2, and most datasets also comply with those defined by scenarios 3 and 4. This picture can be upset

somewhat by the fact that PAHs from “old” contaminations are often less mobile than PAHs from “newer” contaminations.

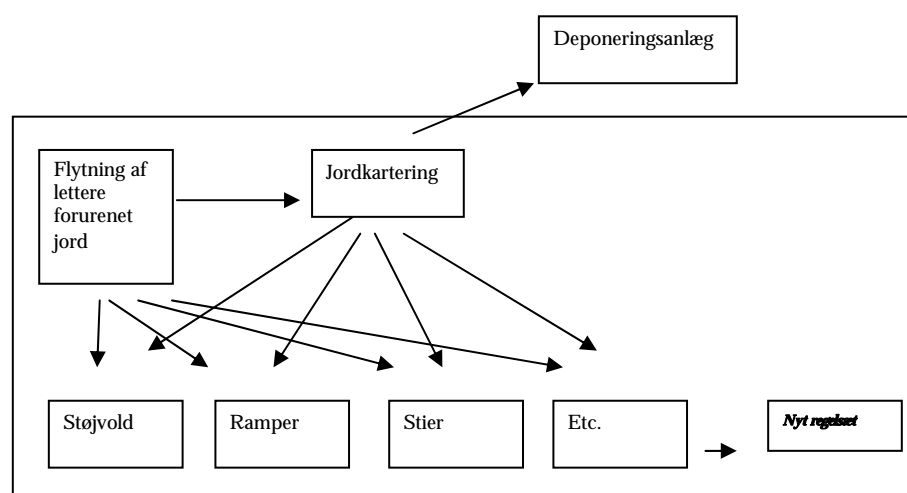
For BTEX and gasoline, no useful data material has been found. It should be noted that the EU has set a limit value of 6 mg/kg for the solid content of BTEX in waste to be accepted at landfills for inert waste. Until a possible background for determining a solid content limit value based on the risk of leaching and subsequent impact on groundwater is established, it is recommended to replace the solid content limit valued for BTEX proposed by DEPA (10 mg/kg) with the EU value (6 mg/kg) in order to preserve the consistency between different regulations affecting soil management.

It is strongly recommended to establish a much better basis for evaluating the feasibility of applying relatively safe solid content limit values for utilisation of lightly contaminated soil for both hydrocarbons and PAHs.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Der skal udarbejdes et nyt regelsæt for genanvendelse af lettere forurenede jord, som for jordens vedkommende skal afløse den eksisterende restproduktbekendtgørelse (Miljøministeriet, 2006a). Modellen for håndtering af den lettere forurenede jord er illustreret i figur 1.1, som er udarbejdet af Miljøstyrelsen.



Figur 1.1
Illustration af model for håndtering af lettere forurenede jord i Danmark.

Lettere forurenede jord er defineret ved, at de forurenende stoffer ligger under Miljøstyrelsens afskæringskriterier, men over jordkvalitetskriterierne (Miljøministeriet, 2006b). Tungere olieforbindelser er i dag ikke omfattet af definitionen af lettere forurenede jord, men der er sideløbende med dette projekt igangsat undersøgelser af, om det er muligt at fastsætte afskæringskriterier for visse tungere olieforbindelser (DHI, 2007).

Til de nye regler om genanvendelse af lettere forurenede jord skal der udarbejdes et bilag, som angiver, hvilke stoffer jorden må indeholde, og hvilke maksimalkoncentrationer (i jord eller eluat fra udvaskningstests) de må forekomme i. De eksisterende grænseværdier for lettere forurenede jord (afskæringskriterierne) er defineret ud fra hensyntagen til risikoen for indtagelse eller afdampning (opad), men ikke ud fra et hensyn til beskyttelse af grundvandet.

I nærværende projekt har Miljøstyrelsen ønsket at få vurderet mulighederne for opstilling af kriterier, som sikrer beskyttelsen af grundvandskvaliteten i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord. Specielt har Miljøstyrelsen ønsket en vurdering af, om det vil være forsvarligt at basere grundvandsbeskyttelsen alene på analyser af faststofindholdet af udvalgte forureningskomponenter i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord.

DHI har for Miljøstyrelsen gennemført en undersøgelse af ovenstående problemstillinger. I denne rapport beskrives de gennemførte aktiviteter og de opnåede resultater.

1.2 Formål

Formålet med undersøgelsen har været at vurdere, om anvendelsen af grænseværdier for faststofindhold i lettere forurenede jord af en række stoffer vil kunne give en tilstrækkelig sikkerhed for, at grundvandskvalitetskriterierne i en given afstand nedstrøms for genanvendelsesprojektet (for eksempel 0 m, 100 m hhv. 300 m) vil kunne overholdes. Undersøgelsen gennemføres på grundlag af eksisterende viden om sammenhængen mellem faststofindhold og stofudvaskning og med udgangspunkt i grænseværdier for faststofindhold, som er foreslået af Miljøstyrelsen.

Det skal vurderes, om det er nødvendigt at stille yderligere miljømæssige krav, og i givet fald foreslås, hvilke supplerende krav der bør stilles i regler om genanvendelse af jord. Kravene kan eksempelvis omfatte monitoringsprogrammer, dræn, infiltrationsbegrænsende overflader, areal-/afstandskrav, etc.

1.3 Metodik

1.3.1 Overordnet strategi

Hovedformålet med undersøgelsen er – som nævnt ovenfor – at vurdere, om der alene på grundlag af krav til faststofindholdet af forureningskomponenter i lettere forurenede jord kan sikres en tilstrækkelig miljøbeskyttelse i forbindelse med genanvendelse af jorden. Da der i denne sammenhæng alene fokuseres på risikoen for, at lettere forurenede jord, når den anvendes til forskellige formål og under forskellige forhold, vil kunne medføre en uacceptabel forurening af grundvand, må der nødvendigvis tages udgangspunkt i udvaskningen af potentielt forurenende stoffer fra jorden og den efterfølgende transport af disse fra et givet genanvendelsesprojekt til grundvandet under eller nedstrøms for dette. Når der på dette grundlag er opstillet krav til stofudvaskningen fra jord, som ønskes nyttiggjort til forskellige formål, undersøges det efterfølgende, om der for en given forureningskomponent kan findes en grænseværdi for faststofindholdet, som, hvis den ikke overskrides, kan sikre, at stofudvaskningskravene overholdes.

1.3.2 Krav til stofudvaskning fra lettere forurenede jord

For at sikre konsistens mellem reglerne for hhv. deponering og genanvendelse er de udvaskningsbaserede anvendelseskriterier for lettere forurenede jord fastlagt efter de samme overordnede principper, som er anvendt ved fastlæggelsen af grænseværdierne for deponering (se bilag 1). Her er der for givne scenarier etableret en kildestyrke (som funktion af tiden) for udvaskningen af udvalgte forureningskomponenter. Kildestyrken er sammenkoblet med modeller, som beskriver den efterfølgende transport af forureningskomponenterne gennem den umættede zone under anvendelsesprojektet og grundvandet nedstrøms for dette, samt den resulterende påvirkning af grundvandskvaliteten i et punkt (POC, point of compliance) i en bestemt afstand fra anvendelsesprojektets eller deponiets nedstrøms kant. Herved skabes der for en given komponent en relation

mellem kildestyrken og grundvandskvaliteten (for eksempel den maksimale observerede koncentration) ved POC, og krav til maksimale koncentrationer i grundvandet ved POC kan derefter ved, at "baglæns" beregning omsættes til krav til kildestyrken, som så igen via en model eller et scenarie (og nogle forenklinger) kan omregnes til resultatet af en udvaskningstest.

Med henblik på gennemførelse af sådanne beregninger for genanvendelse af lettere forurenede jord er der foretaget en række valg, herunder valg af de komponenter, som skal være omfattet af kriterierne. Af hensyn til den større sammenhæng (konsistens i forhold til anden lovgivning), er de samme forureningskomponenter inddraget, som indgår ved fastlæggelse af grænseværdier for deponering. Endvidere er der inddraget stoffer og stofgrupper, som de sjællandske amter tidligere har sat faststofværdier for i Sjællandvejledningen (Amterne på Sjælland, 2001).

Blandt de øvrige forhold, som der er taget stilling til, er følgende:

- På hvilken måde kvaliteten og ændringer i denne ved POC skal beregnes (en middel- eller maksimalværdi over hhv. dybde og tid)
- Indretning af genanvendelsesscenarierne, inklusive diverse restriktioner/krav
- Forudsætninger vedrørende klimatiske forhold (specielt nettoinfiltration)
- Indretning af de hydrogeologiske scenarier for umættet og mættet zone, herunder modelantagelser vedrørende porevolumen, dispersivitet, osv.
- Forudsætninger vedrørende, hvilke processer der skal tages hensyn til/forsøges taget hensyn til ved beregning af stoftransporten

En række af disse forhold er diskuteret i kapitel 2.

Arbejdet med fastsættelse af krav til stofudvaskningen kan føre til opstilling af specifikke krav til indretning og placering af genanvendelsesprojekter med lettere forurenede jord. Det kan overvejes, om der skal være mulighed for at graduere kvalitetskravet ved POC i forhold til en zonerings af grundvandet, og om det eventuelt også skal omfatte marine overfladerecipienter (hvilket ikke nødvendigvis medfører en lempelse af kravene).

1.3.3 Krav til faststofindholdet af forureningskomponenter i lettere forurenede jord

Sideløbende med fastsættelsen af krav til stofudvaskningen er det undersøgt, om det er muligt at opstille krav til faststofindhold i jorden, som uden gennemførelse af en udvaskningstest vil sikre overholdelse af vandkvalitetskravene ved POC. Det skal understreges, at der ikke findes nogen generel direkte mekanistisk sammenhæng mellem faststofindholdet af især uorganiske komponenter og udvaskningen af disse. Hovedproblemet i denne sammenhæng er, at man ved bestemmelse af faststofindholdet i jorden af eksempelvis sporelementer, hvad enten dette bestemmes efter totaloplukning, eller, som det generelt er foreskrevet i danske regler for analysering af jord, efter partiel oplukning (DS 259), ikke nødvendigvis kan skelne mellem den del af sporelementindholdet, der er tilført som forurening (og som i nogen grad kan forventes at kunne udvaskes), og den del, som tilhører det naturlige baggrundsniveau (og som forventes i væsentligt mindre grad at kunne udvaskes). Det naturlige baggrundsniveau kan variere betydeligt afhængigt af lokalitet samt jordens sammensætning og egenskaber.

Som et empirisk grundlag for vurderingen af, om der eksisterer grænseværdier for faststofindhold af forureningskomponenter, under hvilke der med stor sandsynlighed ikke vil ske nogen overskridelse af de grænser for stofudvaskning, som fastlægges på det ovenfor nævnte grundlag, er der indsamlet datasæt, som omfatter undersøgelser af både faststofindhold og udvaskningsegenskaber af uorganiske og organiske komponenter for både uforurenede og forurenede jordtyper. Disse datasæt er præsenteret og diskuteret i kapitel 3.

Såfremt det besluttet at anvende sådanne generelle grænseværdier for faststofindhold i kommende regler for genanvendelse af lettere forurenede jord, vil det være hensigtsmæssigt samtidig at tillade en parallel anvendelse af de grænseværdier for stofudvaskning, som fastlæggelsen af de enkelte grænseværdier for faststofindhold er baseret på. Dette vil betyde, at man i tilfælde, hvor en eller flere af grænseværdierne for faststofindhold er overskredet, har muligheden for at teste for den egentlige risiko, som regelsættet er rettet imod, nemlig udvaskning (og efterfølgende transport) af forureningskomponenter.

2 Beregning af grænseværdier for udvaskning

2.1 Udvalgte stoffer til beregning

Beregningerne af tilladt udvaskning udføres for de uorganiske komponenter (samt DOC og phenoler), for hvilke der opstilles udvaskningsbaserede kriterier i reglerne om deponering af affald. De gennemføres endvidere for en række organiske stoffer/stofgrupper, for hvilke der ønskes opstillet faststofkriterier for jord, der skal genanvendes. Det drejer sig blandt andet om en række stofgrupper, for hvilke der skal bestemmes modelstoffer til anvendelse i beregningerne (BTEX, mineralolie C_{10} - C_{40} , PAH, PCB og phenoler). For hver af disse stofgrupper er udvalgt et eller flere modelstoffer, for hvilke beregningerne udføres. Dette muliggør modelberegninger og kriteriefastsættelse baseret på ét specifikt stof, som så i praksis anvendes til fastsættelse af kriterier for hele stofgruppen. Nedenfor gennemgås udvælgelsen af de stoffer og modelstoffer for de enkelte stofgrupper, for hvilke der gennemføres beregninger.

Uorganiske komponenter og DOC

Der er estimeret grænseværdier for As, Ba, Cd, Cr (opdelt i Cr_{tot} , Cr_{III} og Cr_{VI}), Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl, F og SO_4 samt opløst organisk kulstof (dissolved organic carbon, DOC).

BTEX:

Beregningerne er gennemført for alle stoffer i stofgruppen. Dog gælder grundvandskvalitetskriteriet for xylen for summen af xylener og ethylbenzen, da xylen indeholder ethylbenzen efter den tekniske fremstilling. Derfor samles xylen og ethylbenzen til ét modelstof. Da m-xylen udgør op til 70% af xylenerne, anvendes der kemiske data for m-xylen (Miljøstyrelsen, 1993).

Mineralolie:

For C_{10} - C_{15} er stoffet dekan valgt som repræsentant, ud fra den betragtning, at det ifølge DHI (2004) er den repræsentant for den vægtmæssigt største del af C_{10} - C_{15} i dieselolie og fyringsolie, som viser den mindste tilbageholdelse (retardation). For gruppen C_{15} - C_{35} er pentadekan af samme årsag valgt. Man ser i øvrigt, at selv om disse komponenter begge er konservativt valgt, tilskrives de begge den højeste K_d -værdi på 100 l/kg i modelberegningerne (se afsnit 2.6).

PAH:

For PAH'erne er naphthalen og fluoranthen valgt som repræsentative modelstoffer. Naphthalen er den mest vandopløselige PAH, og det stof som forekommer i størst andel i stenkulstjære (Miljøstyrelsen, 1996), som findes i benzin/dieselolie samtidig med, at der er fastsat et specifikt grundvandskriterium for stoffet på 1 $\mu\text{g/l}$. Desuden er der et grundvandskriterium på 0,1 $\mu\text{g/l}$ baseret på summen af seks PAH'er, hvoraf fluoranthen har størst vandopløselighed.

PCB:

EU (CEC, 2003) angiver en grænseværdi for faststofindholdet i affald, som skal modtages på et deponeringsanlæg for inert affald, for syv kongener af PCB (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180). Blandt disse er PCB-28 valgt som repræsentant, da det er det mest vandopløselige af de syv.

Phenoler:

EU (CEC, 2003) angiver grænseværdier for udvaskningen af phenoler målt som "phenol-indeks". Phenol-indeks dækker over resultatet af en vanddampsdestillat-analysemetode, der indregner alle phenoler, som ikke er para-substituerede (Eurofins A/S, 2006). Dette betragtes ikke som en hensigtsmæssig repræsentation af phenoler i beregningerne, og der er derfor i stedet valgt et modelstof, som dækker ikke-klorerede phenoler (phenol), og to modelstoffer, som dækker de klorerede phenoler (2-chlorphenol og pentachlorphenol).

Modelberegningerne er således udført for nedenstående stoffer:

Uorganiske komponenter	Organiske komponenter
As	Benzen (BTEX)
Ba	Toluen (BTEX)
Cd	Xylen (BTEX)
Cr	Naphthalen (PAH)
Cu	Fluoranthen (PAH)
Hg	Dekan (mineralolie, C ₁₀ -C ₁₅)
Mo	Pentadekan (mineralolie, C ₁₅ -C ₃₅)
Ni	PCB 28 (PCB)
Pb	Phenol (phenoler)
Sb	2-chlorphenol (klorerede phenoler)
Se	Pentachlorphenol (klorerede)
Zn	DOC
Klorid	
Fluorid	
Sulfat	

Opløst organisk kulstof (dissolved organic carbon, DOC) er medtaget i oversigten og også i beregningerne, selv om der ikke sker nogen yderligere diskussion af resultaterne heraf. Det skyldes dels, at Miljøstyrelsen ikke har foreslået grænseværdier for faststofindhold af organisk kulstof (total organic carbon, TOC) i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord, dels at det ikke har været muligt at tilvejebringe en tilstrækkelig mængde samhørende målinger af TOC og DOC for relevante jordtyper.

2.2 Anvendelsen af L/S

I det følgende benyttes begrebet **væske-/faststofforhold (L/S efter liquid to solid ratio)** ofte i beskrivelsen af stofudvaskningen. L/S er et udtryk for den vandmængde (for eksempel i liter), som på et givet tidspunkt har været i kontakt med eller er perkoleret gennem en given mængde jord (for eksempel i kg). Når man udtrykker resultaterne af udvaskningstests i form af koncentrationer (mg/l) eller udvaskede stofmængder (mg/kg) som funktion af

L/S-forholdet (i l/kg), muliggør det indbyrdes sammenligning af resultater fra forskellige udvaskningstests (for eksempel kolonnetests og batchtests), ligesom det under visse omstændigheder muliggør en "oversættelse" og sammenligning af laboratorieresultater med den stofudvaskning, som forventes under feltforhold. Når dimensioner og infiltration er kendt, kan man for en givet anvendelsesprojekt for jord "oversætte" L/S-skalaen til en tidsskala. I bilag 1 er L/S anvendt til fastsættelsen af udvaskningskriterier. En grænseværdi for udvaskning skal altid ses i sammenhæng med den L/S-værdi, hvorved den er fastlagt, og hvorved en test til kontrol af, om grænseværdien overholdes, udføres. I dansk lovgivning har man, i modsætning til situationen i de fleste andre EU-lande, valgt at foreskrive testning ved $L/S = 2$ l/kg, for eksempel i genanvendelsesbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2006b). Der er derfor ved indsamlingen af baggrundsdata for vurderingerne lagt størst vægt på udvaskningsdata bestemt ved $L/S = 2$ l/kg.

2.3 Vurdering af overholdelse af grundvandskvalitetskrav

En gennemførelse af en vurdering af tilladelig udvaskning/infiltration fra den genanvendte jord forudsætter, at det fastlægges, hvilke kvalitetskrav grundvandet i området for genanvendelsen skal overholde, og hvor disse krav skal være overholdt.

Lignende vurderinger af overholdelse af grundvandskvalitetskrav er foretaget i forbindelse med udarbejdelsen af andre bekendtgørelser/vejledninger inden for relaterede områder.

I den eksisterende genanvendelsesbekendtgørelse er der opstillet krav om en mindste afstand på 30 m til indvindingsanlæg for vandforsyning, hvor vandet skal have drikkevandskvalitet. I de modelberegninger, der er udført som grundlag for udarbejdelsen af genanvendelsesbekendtgørelsen, er det ligeledes vandkvaliteten i en tænkt indvindingsboring 30 m nedstrøms fra genanvendelsesstedet, der anvendes som dimensionerende for attenueringen af kildekonzentrationen (Miljøstyrelsen, 1999).

I bekendtgørelsen om deponeringsanlæg (Miljøstyrelsen, 2001) er det specificeret, at man for at kunne opnå reducerede krav til bundmembranen for et deponeringsanlæg ved en miljørisikovurdering skal kunne godtgøre, at koncentrationerne i grundvandet ikke overskrider kvalitetskravene i en afstand, som svarer til grundvandets transportafstand på ét år, dog maksimalt 100 m. Samme afstandskrav findes i Miljøstyrelsens vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter (Miljøstyrelsen, 1998).

I forbindelse med udarbejdelse af nye regler om deponering af affald (se bilag 1) er det foreslået, at grundvandskvalitetskravene skal være overholdt i en afstand på 100 m fra den nedstrøms afgrænsning af deponeringsanlægget. Samtidig er porevandshastigheden (transporthastigheden) i modelberegningerne (foreløbigt) sat til 100 m/år, og de 100 m afstand svarer således til ét års transportafstand for modelscenariet. For deponeringsanlæg i umiddelbar nærhed af kysten er det foreslået, at der i tilgift kan tages hensyn til de marine fortyndingsforhold. I det følgende er det de kravværdier til grundvandskvalitet, som er vist i bilag 1, tabel 3.10, der anvendes.

2.4 Afstandskrav til anvendelse i denne sammenhæng

Som udgangspunkt fastholdes proceduren med overholdelse af vandkvalitetskrav i et punkt nedstrøms genanvendelsesområdet. Der skal dog oven i dette foretages vurderinger af den samlede tilladte flux fra genanvendelsesområder til grundvandet; dette diskuteres i kapitel 4.

Ved fastsættelse af afstandskravet til det punkt, hvor grundvandskvaliteten skal være overholdt i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord, må man sammenholde forholdene ved genanvendelse af lettere forurenede jord med afstandskravene i de øvrige bekendtgørelser og vejledninger.

Afstandskravet (til det sted – point of compliance (POC) – hvor grundvandskvalitetskravet skal være opfyldt) i forbindelse med etablering af deponeringsanlæg forventes at blive på 100 m. Det må tages i betragtning, at der vil være et begrænset antal deponeringsanlæg i Danmark, som hver især optager betydelige arealer, og at disse deponeringsanlæg i udgangspunktet er etableret kystnært og/eller i områder med begrænsede drikkevandsinteresser. Man kan således i forbindelse med deponeringsanlæggene argumentere for en relativ stor zone omkring anlæggene, hvor man tillader grundvandet at have en kvalitet, som ikke opfylder grundvandskvalitetskravet. Derimod kan genanvendelsesprojekter i princippet etableres overalt, og de vil variere meget i størrelse fra anlæg af større veje og pladser til anlæg af stier og ledningsgrave. I udgangspunktet vil man således kunne have store genanvendelsesprojekter i områder med grundvandsindvindingsinteresser. Dette taler for at gøre den zone omkring genanvendelsesprojekterne, hvor grundvandskvaliteten ikke overholdes, forholdsvis lille.

Man kan forestille sig en regulering af placeringen af bestemte typer (størrelser) af genanvendelsesprojekter eller en graduering af afstandskravet, alt efter hvor man befinder sig i forhold til grundvandsreservoirer med indvindingsinteresser. Man bør dog i den sammenhæng være opmærksom på, at nuværende og fremtidige områder med grundvandindvindingsinteresser ikke nødvendigvis er sammenfaldende, og i udgangspunktet må det foretrækkes, at reglerne gælder for alle genanvendelsesprojekter uanset beliggenheden.

For risikovurdering af forurenede grunde gælder som nævnt et afstandskrav på maksimalt 100 m (Miljøstyrelsen, 1998). Denne risikovurdering anvendes i den offentlige indsats over for eksisterende forurening, som skyldes fortidens synder, og hvor der er tale om at prioritere begrænsede offentlige midler. I modsætning hertil er der ved genanvendelse tale om ny udlægning af jord, som kan forurene grundvandet. Der er således som udgangspunkt tale om forskellige situationer, og denne forskel kan begrunde, at der anvendes et kortere afstandskrav ved genanvendelse end ved oprydning.

2.5 Vurdering af forskel i attenuering/fortynding ved anvendelse af forskellige afstandskrav

For at vurdere betydningen af valg af afstandskrav er der indledningsvis foretaget en vurdering af attenueringen i grundvandet i hhv. 30 og 100 m afstand nedstrøms kilden. Ved vurderingen er der anvendt samme forudsætninger og antagelser, som er anvendt ved beregningerne i forbindelse med deponeringsreglerne. Disse forudsætninger er vist i tabel 2.1.

Tabel 2.1

Forudsætninger anvendt ved fastsættelse af regler om deponering af affald.

Parameter	Enhed	Værdi
Nettonedbør	mm/år	350
Tykkelse grundvandsmagasin	m	6
Effektiv porøsitet	-	0,25
Porevandshastighed	m/år	100
Longitudinal dispersivitet	m	1,0
Transversal dispersivitet	m	0,02
Vertikal dispersivitet	m	0,02
Baggrundskoncentration i beregning	mg/l	0
Koncentration i infiltrerende regnvand uden for deponeringsanlæg	mg/l	0

I første omgang foretages en vurdering af attenueringen for de to afstande ud fra den relativt simple opblandingsmodel, som anvendes i Miljøstyrelsens vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter (Miljøstyrelsen, 1998) og i JAGG-modellen (Miljøstyrelsen, 2000). Attenueringsfaktoren defineres ved:

$$f_a = \frac{C_{\max,POC}}{C_{0,depo}} \quad (2-1)$$

hvor

- $C_{0,depo}$ er den maksimale koncentration (kildestyrke) i udslippet fra deponeringsanlægget (mg/l)
- $C_{\max,POC}$ er den maksimale koncentration i det aktuelle vurderingspunkt eller målepunkt eller referencepunkt (benævnt POC, point of compliance) (mg/l)
- f_a er attenueringsfaktoren (dimensionsløs)

Attenueringsfaktoren er den værdi (<1), som udgangskoncentrationen skal multipliceres med, for at beregne koncentrationen i POC. En attenueringsfaktor på for eksempel 0,10 svarer altså til en "10 gange fortynding". Imidlertid er der ved de her gennemførte vurderinger ikke tale om simple fortyndinger, men om både hydrodynamiske og fysisk/kemisk/biologiske processer. Derfor anvendes betegnelsen attenuering samlet som begreb for disse processer og betegnelsen attenueringsfaktor som beregningsdefinition.

Med de i tabel 2.1 givne parameterværdier varierer forholdet mellem attenueringen i hhv. 100 og 30 m afstand nedstrøms fra ca. 1,8 for små udstrækninger af de forurenede område (1-10 m) og ned til ca. 1,4 for en udstrækning af det forurenede område på 100 m (jf. tabel 2.2). Disse forhold gælder for konservative stoffer og er således retningsgivende alene for effekten af øget opblanding som følge af (hydrodynamisk) dispersion. De medtager ikke den mulige effekt af sorption på opblandingen. I de modelberegninger, som ligger til grund for Rådsbeslutning 2003/33/EF, og hvor Kd-værdierne ligger mellem 0 og 100 l/kg, fås forskelle i attenuering i punkter hhv. 20 og 200 m nedstrøms på mellem 1,8 og 2,3, så de ovenfor angivne forskelle mellem afstande på 30 og 100 m virker rimelige.

I tabel 2.2 er der for forskellige nedstrøms afstande fra den nedre afgrænsning af en genanvendelse vist attenueringen beregnet med JAGG-modellen for en udstrækning i strømningsretningen af det forurenede område eller genanvendelsesområdet på 100 m, hvilket er det samme, som er anvendt ved beregningerne i forbindelse med implementeringen af Rådsbeslutning 2003/33/EF i Danmark.

Tabel 2.2

Attenuering beregnet ved hjælp af JAGG-modellen for en genanvendelse med en udstrækning på 100 m i strømningsretningen i forskellige afstande fra områdets nedstrøms afgrænsning.

Afstand nedstrøms (m)	10	30	100	500
Opblandingsdybde, d_m (m)	0,89	1,55	2,82	6,32
Attenueringsfaktor (C/C_0)	0,61	0,47	0,33	0,18

Til sammenligning giver beregningerne udført i forbindelse med implementeringen af EU's regler for modtagelse af affald til deponering (CEC, 2003) attenueringer på fra $C/C_0 = 0,2$ for konservative stoffer ned til $C/C_0 = 0,02$ for stærkt sorberende stoffer for en afstand på 100 m og en udstrækning af deponeringen på 100 m (DHI, 2006). Attenueringsfaktoren beregnet med deponeringsmodellen er altså lidt mindre for konservative stoffer og væsentligt mindre, når sorption inddrages i betragtningen. Resultaterne af de to beregninger af attenuering kan dog ikke sammenlignes direkte, da deponeringsberegningerne indeholder forudsætninger omkring udvikling i kildestyrke og infiltration, som ikke indgår i beregningerne i JAGG-modellen.

Ovenstående betragtninger viser, at POC's afstand nedstrøms anvendelsesområdet har væsentlig betydning. Der regnes i første omgang på resulterende kriterier i både 30 og 100 m afstand nedstrøms fra genanvendelsesområdet.

2.6 Forudsætninger for beregninger

Ideelt set burde der udføres egentlige modelberegninger på alle de scenarier, som opstilles for genanvendelsen af lettere forurenede jord. Dette er af tidsmæssige og økonomiske årsager ikke muligt. Den nedenfor beskrevne fremgangsmåde vil producere vejledende kriterier for udvaskning, som for nogen scenarier og komponenter vil være behæftet med en vis usikkerhed som følge af den tilnærmede beregningsmåde. For at kompensere for denne usikkerhed er der ved vurderingen valgt en konservativ fremgangsmåde. I det omfang de udledte kriterier viser sig at give problemer i forhold til genanvendelsen, bør forudsætningerne undersøges nærmere for eventuelt at gennemføre mere præcise beregninger for disse enkelttilfælde.

DHI har i andre sammenhænge regnet på hhv. deponeringsscenarier og genanvendelsesscenarier (DHI 2006, DHI og Miljøstyrelsen 2006). Beregningerne baseres på en tidsvarierende kildestyrke beskrevet ved:

$$C_{depo} = C_{0,depo} \cdot e^{-\kappa \cdot L/S} \quad (2-2)$$

hvor

- C_{depo} er koncentrationen af det aktuelle stof i perkolatet som funktion af L/S (mg/l)
- $C_{0,depo}$ er startkoncentrationen (den højeste, indledende koncentration) af stoffet i perkolatet (mg/l)
- L/S er det akkumulerede væske-/faststofforhold (l/kg), der svarer til koncentrationen C_{depo}
- κ er en førsteordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof aftager som funktion af L/S for et givet materiale (kg/l)

Kildestyrken anvendes som input til beregninger af attenuering af de pågældende stoffer i umættet og mættet zone. Fremgangsmåden for modelberegninger på deponeringsscenariet, som det er opstillet for implementeringen af Rådsbeslutning 2003/33/EF (DHI og Miljøstyrelsen, 2006), og for modelberegninger på genanvendelsesscenarie som udført i DHI (2006) er præsenteret i bilag 1. Genanvendelsesscenariet adskiller sig fra deponeringsscenariet blandt andet ved, at der ved genanvendelse typisk ikke foregår opsamling af perkolat, mens der ved deponering vil foregå opsamling og rensning (hvis det er nødvendigt) af perkolatet før udledning. I nogle tilfælde (for eksempel ved etablering af asfalterede veje) sker der en reduktion af infiltrationen gennem det genanvendte materiale, mens det ved deponering er praksis ikke at foretage tiltag med det formål at begrænse infiltrationen.

I DHI (2006) er foretaget modelberegninger for de uorganiske komponenter og DOC for et genanvendelsesscenarie med 10 m udstrækning af anvendelsesområdet i grundvandsstrømningens retning, 1 m anvendeshøjde, en infiltration på 350 mm/år (100%) og 100 m afstand til POC. Resultaterne fra disse beregninger anvendes som udgangspunkt for vurderingen af attenueringen af sporelementerne ved de øvrige scenarier.

I DHI (2006) er der endvidere for ovenstående genanvendelsesscenarie foretaget en vurdering af betydningen af udstrækningen af anvendelsesområdet. Konklusionen var, at attenueringsfaktoren tilnærmelsesvis er proportional med længden af genanvendelsesområdet (i grundvandets strømningsretning). Det vil sige, at hvis en 15 m lang udstrækning for en given placering af POC giver en attenueringsfaktor på 0,10, giver en 30 m lang udstrækning for samme placering af POC en attenueringsfaktor på 0,20 (uafhængigt af bidraget fra sorptionen af pågældende komponent).

Der er i DHI og Miljøstyrelsen (2006) udført egentlige modelberegninger for et deponeringsscenarie som præsenteret i bilag 1. Disse modelberegninger er både udført for uorganiske komponenter (sporelementer og salte) og DOC og for de organiske komponenter, som betragtes her, det vil sige BTEX, mineralolie C_{10} - C_{40} , PAH, PCB og phenoler. Scenariet for deponering af inert affald er dog noget anderledes end for genanvendelse, idet der i

deponerings-scenariet sker perkolatopsamling over en periode på 60 år, og den dimensionerende forureningsflux optræder først efter ophør af denne periode. For nogle komponenter (med langsomt aftagende kildekonzentration) er denne perkolatopsamling dog mindre afgørende for attenueringsberegningerne, da koncentrationen aftager relativt lidt i perioden med perkolatopsamling, og man kan således drage paralleller til et genanvendelses-scenarie.

Basisscenarie

Der vælges et grundlæggende basisscenarie:

- i de indledende beregninger antages anvendeshøjden at være 1 m og tørstofdensiteten af jorden at være 1,5 kg/l, svarende til, at L/S med en infiltration på 350 mm/år stiger med 0,23 l/kg per år
- 10 m anvendelseslængde
- POC er placeret 100 m nedstrøms med 100% infiltration, da der i DHI (2006) som nævnt er foretaget modelberegninger for uorganiske komponenter og DOC for dette scenarie

For at ekstrapolere resultaterne fra DHI (2006) til de organiske parametre foretages følgende:

1. For de organiske komponenter, hvor kildestyrken aftager meget langsomt (lave κ -værdier: PCB, pentadekan, dekan, fluoranthen, naphthalen og pentachlorphenol), vil det have en meget begrænset betydning, om der er fuldt gennemslag i år 0 eller i år 60. Derfor kan man med rimelighed anvende de attenueringsfaktorer, der i forbindelse med implementeringen af EU's deponeringsregler (bilag 1) er udregnet for deponeringsenheder for inert affald, divideret med 10, da det antagne genanvendelsesområde er 1/10 længde i grundvandets strømningsretning end deponeringsområdet i DHI og Miljøstyrelsen (2006), se bilag 1.
2. For de resterende organiske komponenter (phenol, 2-chlorphenol, benzen, toluen og xylen), der alle har lave K_d -værdier ($< 0,2$ l/kg) og relativt høje κ -værdier, det vil sige hurtigere aftagende kildekonzentrationer, benyttes attenueringsfaktorerne udregnet for deponeringsenheder for inert affald i forbindelse med implementeringen af Rådsbeslutning 2003/33/EF (DHI og Miljøstyrelsen, 2006), divideret med 5. Denne faktor vælges, da de pågældende komponenter nogenlunde kan sammenlignes med de konservative komponenter, Cl^- , SO_4^{2-} og DOC og det svagt sorberende $Cr(VI)$, og for disse komponenter er forholdet mellem attenueringsfaktorerne ca. 5 (4,0 til 6,7), som beregnet i DHI (2006).

Variation i udstrækning af anvendelse og variation i afstand til POC

Variationen i attenuering for varierende udstrækning og varierende afstand til POC beregnes ud fra de i afsnit 2.5 foretagne vurderinger med JAGG-modellen på grundlag af attenueringen i udgangssituationen a) med 10 m udstrækning og POC placeret 100 m nedstrøms. Dette giver følgende:

- a) 10 m udstrækning – 100 m til POC: Attenueringsfaktor = $f_a = a$ (basisscenarie)
- b) 10 m udstrækning – 30 m til POC: Attenueringsfaktor $b = a$ gange med 1,8
- c) 100 m udstrækning – 100 m til POC: Attenueringsfaktor $c = a$ gange med 10
- d) 100 m udstrækning – 30 m til POC: Attenueringsfaktor $d = b$ gange med 10

- e) 500 m udstrækning – 100 m til POC: Attenueringsfaktor $e = c$ gange med 5
 f) 500 m udstrækning – 30 m til POC: Attenueringsfaktor $f = d$ gange med 5

De parameterværdier, som anvendes, er – ud over enkelte parametre til beskrivelse af kilden – adopteret fra modelberegninger for implementeringen af EU's deponeringsregler (se bilag 1). De endelige parameterværdier for implementeringen i Danmark er p.t. endnu ikke fastlagt. Der kan således forekomme justeringer af disse, hvilket for nogles vedkommende ideelt set burde afspejle sig i beregningerne for genanvendelse af lettere forurenede jord.

2.7 Resultater for grundscenarier

Resultaterne af beregningerne under de i afsnit 2.6 angivne forudsætninger er beskrevet i tabel 2.3 som maksimalt tilladte udvaskninger ved en batchtest udført ved $L/S = 2$ l/kg (for eksempel EN 12457-1). På grund af den tilnærmede beregningsmåde for beregning af attenueringen bliver de estimerede attenueringsfaktorer for visse af komponenterne større end 1 for 500 m udstrækning af genanvendelsesområdet. Disse er sat lig med 1. Tilsvarende resultater for POC beliggende 30 m nedstrøms er gengivet i tabel 2.4.

Tabel 2.3

Maksimalt tilladte udvaskninger ved $L/S = 2$ l/kg batchtest opgivet i mg/kg for forskellige størrelser af genanvendelsesområdet (10, 100 og 500 m) og for at overholde grundvandskriteriet i POC 100 m nedstrøms.

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	Kilde	Sorption	Baggrunds-koncentration	Grundvands-kriterie	10 m	100 m	500 m
		K	K_d	$C_{\text{baggr.}}$	$C_{\text{max.gv}}$	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
		kg/l	l/kg	g/l	g/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	As	0,03	20	0,8	8	0,74	0,076	0,016
Ba	Ba	0,15	14	62	700	121	12	2,5
Cd	Cd	0,5	20	0,008	2	1,0	0,10	0,021
Cr	Cr_{tot}	0,18	23	0,09	20	6,0	0,60	0,12
Cr	Cr_{III}	0,18	100	0,09	19	23	2,3	0,46
Cr	Cr_{VI}	0,18	1	0,09	1	0,061	0,0063	0,0017 ^a
Cu	Cu	0,28	100	0,3	100	171	17	3,4
Hg	Hg	0,05	20	0,0011	1	0,13	0,013	0,0025
Mo	Mo	0,35	15	0,7	20	6,2	0,63	0,13
Ni	Ni	0,29	20	0,5	10	3,6	0,36	0,073
Pb	Pb	0,27	100	0,05	5	8,4	0,84	0,17
Sb	Sb	0,11	7	0,08	2	0,21	0,021	0,0043
Se	Se	0,38	5	0,1	10	1,4	0,14	0,028
Zn	Zn	0,28	20	3	100	36	3,6	0,72
Cl	Cl	0,57	0	25.000	150.000	6.264	626	179 ^a
F	F	0,22	2	500	1.500	121	12	2,4 ^a
SO ₄	SO ₄	0,33	0	50.000	250.000	12.076	1.208	366 ^a
Phenoler	Phenol	3,4	0,005	0	0,5	0,056	0,0056	0,0011
Klorerede phenoler	2-chlorphenol	1	0,028	0	0,1	0,0066	0,00066	0,00013

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	Kilde	Sorption	Baggrunds-koncentration	Grundvands-kriterie	10 m	100 m	500 m
		K	K _d	C _{baggr.}	C _{max,gv}	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
Klorerede phenoler	Pentachlor-phenol	0,0015	12	0	0,01	0,00089	8,9E-05	0,00002 ^a
DOC	DOC	0,17	0	0	3.000	163	16	5,1 ^a
BTEX	Benzen	1,2	0,02	0	1	0,072	0,0072	0,0014
BTEX	Toluen	0,34	0,1	0	5	0,26	0,026	0,0073 ^a
BTEX	Xylen	0,14	0,2	0	5	0,24	0,024	0,0087 ^a
PAH	Naphtalen	0,073	0,5	0	1	0,092	0,0092	0,0018 ^a
PAH	Fluoranthen	0,00086	40	0	0,1	0,0090	0,00090	0,00020 ^a
Kulbrinter (C ₁₀ -C ₁₅)	Dekan	7,30E-05	100	0	5	0,45	0,045	0,010 ^a
Kulbrinter (C ₁₅ -C ₃₅)	Pentadekan	2,40E-07	100	0	5	0,44	0,044	0,010 ^a
PCB	PCB-28	0,00033	100	0	0,01	0,00090	9,0E-05	0,00002 ^a

^a: For disse komponenter bliver den estimerede attenueringsfaktor større end 1 for 500 m udstrækning af genanvendelsesområdet. Faktoren sættes derfor lig 1.

Tabel 2.4

Maksimalt tilladte udvaskninger ved L/S = 2 l/kg batchtest opgivet i mg/kg for forskellige størrelser af genanvendelsesområdet og for POC 30 m nedstrøms.

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	Kilde	Sorption	Baggrunds-koncentration	Grundvands-kriterie	10 m	100 m	500 m
		K	K _d	C _{baggr.}	C _{max,gv}	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
		kg/l	l/kg	g/l	g/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	As	0,03	20	0,8	8	0,41	0,043	0,016 ^a
Ba	Ba	0,15	14	62	700	67	6,8	1,5
Cd	Cd	0,5	20	0,008	2	0,57	0,057	0,011
Cr	Cr _{tot}	0,18	23	0,09	20	3,3	0,34	0,067
Cr	Cr _{III}	0,18	100	0,09	19	13	1,3	0,26
Cr	Cr _{VI}	0,18	1	0,09	1	0,034	0,0035	0,0017 ^a
Cu	Cu	0,28	100	0,3	100	95	9,5	1,9
Hg	Hg	0,05	20	0,0011	1	0,071	0,0071	0,0019 ^a
Mo	Mo	0,35	15	0,7	20	3,5	0,35	0,070
Ni	Ni	0,29	20	0,5	10	2,0	0,20	0,041
Pb	Pb	0,27	100	0,05	5	4,7	0,47	0,094
Sb	Sb	0,11	7	0,08	2	0,12	0,012	0,0036 ^a
Se	Se	0,38	5	0,1	10	0,77	0,077	0,016
Zn	Zn	0,28	20	3	100	20	2,0	0,40
Cl	Cl	0,57	0	25000	150.000	3.480	348	179 ^a
F	F	0,22	2	500	1.500	67	6,7	2,4 ^a
SO4	SO4	0,33	0	50000	250.000	6709	671	366 ^a
Phenoler	Phenol	3,4	0,005	0	0,5	0,031	0,0031	0,00062
Klorerede phenoler	2-chlorphenol	1	0,028	0	0,1	0,0037	0,00037	0,000086 ^a
Klorerede phenoler	Pentachlor-phenol	0,0015	12	0	0,01	0,00050	0,000050	0,000020 ^a

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	Kilde	Sorption	Baggrunds-koncentration	Grundvands-kriterie	10 m	100 m	500 m
		κ	K_d	$C_{\text{baggr.}}$	$C_{\text{max.gv}}$	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
		kg/l	l/kg	g/l	g/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg
DOC	DOC	0,17	0	0	3.000	90	9,0	5,1 ^a
BTEX	Benzen	1,2	0,02	0	1	0,040	0,0040	0,00080
BTEX	Toluen	0,34	0,1	0	5	0,14	0,014	0,0073 ^a
BTEX	Xylen	0,14	0,2	0	5	0,13	0,013	0,0087 ^a
PAH	Naphtalen	0,073	0,5	0	1	0,051	0,0051	0,0019 ^a
PAH	Fluoranthen	0,00086	40	0	0,1	0,0050	0,00050	0,00020 ^a
Kulbrinter (C_{10} - C_{15})	Dekan	7,30E-05	100	0	5	0,25	0,025	0,010 ^a
Kulbrinter (C_{15} - C_{35})	Pentadekan	2,40E-07	100	0	5	0,25	0,025	0,010 ^a
PCB	PCB-28	0,00033	100	0	0,01	0,00050	0,000050	0,000020 ^a

^a: For disse komponenter bliver den estimerede attenueringsfaktor større end 1 for 500 m udstrækning af genanvendelsesområdet. Faktoren sættes derfor lig 1.

2.8 Variation i anvendeshøjde- beregningsmåde

2.8.1 Datasæt eksklusive organiske stoffer

De ovenfor viste beregninger (tabel 2.3 og 2.4) gælder som nævnt for en anvendeshøjde på 1 m. Man kan forestille sig, at der kunne være ønsker om at have anvendeshøjder, der var enten større eller mindre end dette. Det opnåede gennemsnitlige L/S-forhold vil være omvendt proportionalt med anvendeshøjden:

$$\frac{L}{S} = \frac{N \cdot t}{\rho \cdot h} \quad (2-3)$$

hvor

- N** er nettoinfiltrationen (m/år)
- t** er tiden (år)
- ρ** er tørstofdensiteten af materialet (t/m^3)
- h** er anvendeshøjden (m)

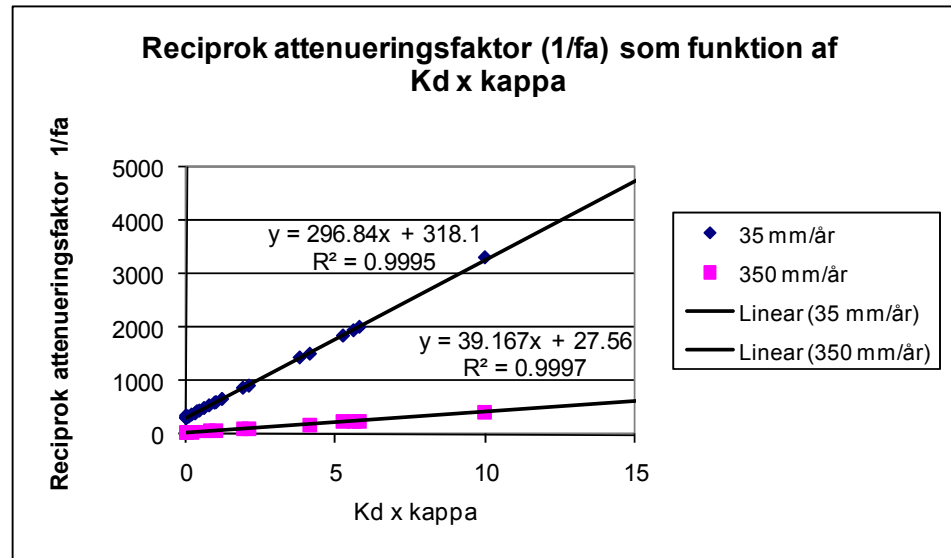
I udtrykket for kildestyrken (2-4)

$$C_{\text{depo}} = C_{0,\text{depo}} \cdot e^{-\kappa \cdot L/S} \quad (2-4)$$

kan man se, at en ændring i L/S vil være ækvivalent med en ændring i κ -værdien. Derfor vil for eksempel en fordobling af anvendeshøjden svarende til en halvering af L/S-værdien til et givent tidspunkt kunne simuleres ved at halvere κ -værdien. Dette vil være fremgangsmåden for vurdering af effekten af ændring i anvendeshøjden.

Det ses af ligning (2-2), at den relative kildekonzentration (C/C_0) til ethvert tidspunkt er proportional med eksponentialfunktionen til κ . Dermed er den naturlige logaritme til C/C_0 proportional med κ -værdien.

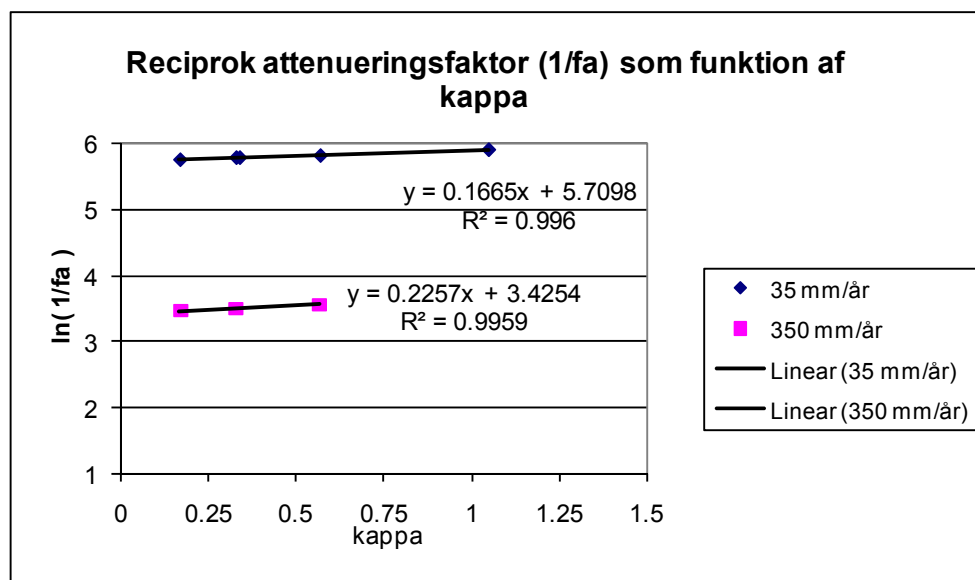
I de opstillede beregningsscenarier defineres de forskellige stoffer alene ved deres værdier for parametrene K_d og κ . For at kunne vurdere effekten af ændringer i parameterværdierne for κ og K_d foretages en analyse af variationen i attenueringen med de to parameterværdier. I DHI (2006) er der foretaget gennemregninger af attenueringen for en række stoffer under forskellige scenarieforsudsætninger. Indledende analyser af dette datasæt viste, at den reciprokke værdi af attenueringsfaktoren ($1/f_a$) udviser en lineær sammenhæng med produktet af K_d og κ ($1/f_a = a \cdot K_d \cdot \kappa + b$). I figur 2.1 er foretaget en afbildning af $1/f_a$ som funktion af produktet af K_d og κ for de to scenarier, som er gennemregnet i DHI (2006), hhv. 10% infiltration og 100% infiltration gennem et genanvendelsesområde på 10 m længde og POC beliggende i afstand på 100 m (samme scenarie som basisscenarie (a) ovenfor).



Figur 2.1

Reciprok attenueringsfaktor ($1/f_a$) som funktion af produktet $K_d \times \kappa$ for to scenarier, hhv. infiltration på 35 mm/år (10%) og 350 mm/år (100%) gennem genanvendelsesområdet.

Man kan muligvis benytte en endnu mere sofistikeret model for sammenhængen mellem attenueringsfaktoren og de to parametre, men den angivne lineære sammenhæng er overbevisende for begge scenarier. Ved at benytte produktet af K_d og κ som bestemmende for attenueringen er det dog samtidig givet, at der for stoffer med $K_d = 0$ (konservative stoffer) ikke vil kunne ses nogen udvikling i attenueringsfaktoren med ændringer i κ (og dermed anvendeshøjden). Følsomhedsanalyser gennemført i DHI (2006) viste, at variationen i attenueringen med ændringer i κ er beskednen for konservative komponenter, men dog findes. Fra ovenstående datasæt er variationen i logaritmen til attenueringsfaktoren som funktion af κ -værdien for de konservative stoffer (Cl , SO_4 og DOC) vist på figur 2.2.



Figur 2.2

Logaritmen til reciprok attenueringsfaktor ($1/f_a$) som funktion af κ for komponenter med $K_d = 0$ for et scenarie med infiltration på 35 mm/år gennem genanvendelsesområdet og for et scenarie med 350 mm/år gennem genanvendelsesområdet.

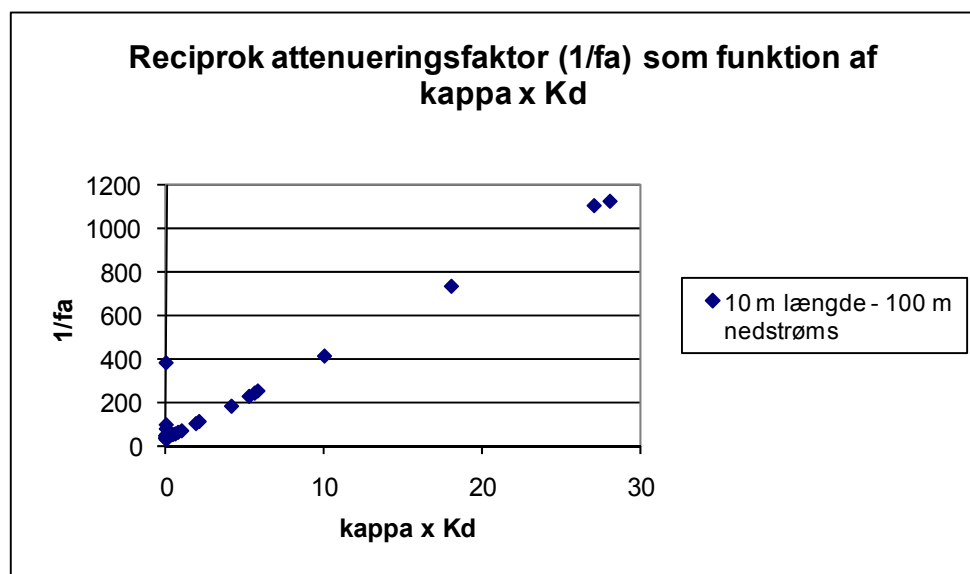
Der ses en lineær sammenhæng mellem logaritmen til $1/f_a$ og κ . Ud fra disse to sammenhænge kan effekten af ændringer i de to parametre nu estimeres. Specielt kan effekten af ændringer i anvendeshøjden estimeres, da denne som beskrevet ovenfor modsvarer en ændring i κ . Denne fremgangsmåde kan nu anvendes på resultaterne i tabellerne 2.3 og 2.4 for at illustrere effekten af ændringer i anvendeshøjden.

2.8.2 Datasæt inklusive organiske stoffer

I figur 2.3 er den reciprokke attenueringsfaktor ($1/f_a$) plottet som funktion af produktet af K_d og κ for scenariet med 10 m længde af genanvendelsesområdet og 100 m afstand til POC (scenarie (a)). Til forskel fra figur 2.1 indeholder dette plot også de i afsnit 2.6 skønnede værdier for de organiske stoffer. Som i figur 2.1 ses en lineær sammenhæng mellem produktet af K_d og κ , men der ses samtidig et antal "outliers" i området omkring $K_d \cdot \kappa = 0$. Disse "outliers" udgøres af de organiske komponenter (på nær DOC), der alle adskiller sig fra sporelementerne ved at have enten meget lave κ -værdier eller meget lave K_d -værdier (større end 0), og de ligger derved i yderområdet af den direkte ekstrapolation af attenueringsfaktoren fra produktet af κ og K_d .

En nærmere analyse viser, at datasættet, når det også omfatter organiske stoffer, må opdeles i fire dele modsat de to dele i afsnit 2.8.1. Én del med K_d -værdier og κ -værdier væsentligt større end nul (svarende til figur 2.1), én del med K_d -værdier lig nul (svarende til figur 2.2), én del med κ -værdier, som er så små, at ændringer inden for det område, som er aktuelt her, ikke har nogen effekt på attenueringen, og én del med stoffer, som har små K_d -værdier. De stoffer, der har så lave κ -værdier, at ændringerne i κ ikke har en effekt, er pentachlorphenol, naphthalen, fluoranthen, dekan, pentadekan og PCB. Disse stoffer vil således ikke mærkbart ændre attenuering med de ændringer i anvendeshøjde, som testes her. De stoffer, som har små værdier af K_d , er

phenol, 2-chlorphenol, benzen, toluen og xylen. Disse analyseres på samme måde som komponenterne med $K_d = 0$ (Cl, SO_4 og DOC), men udviser en anden lineær sammenhæng end de konservative komponenter.



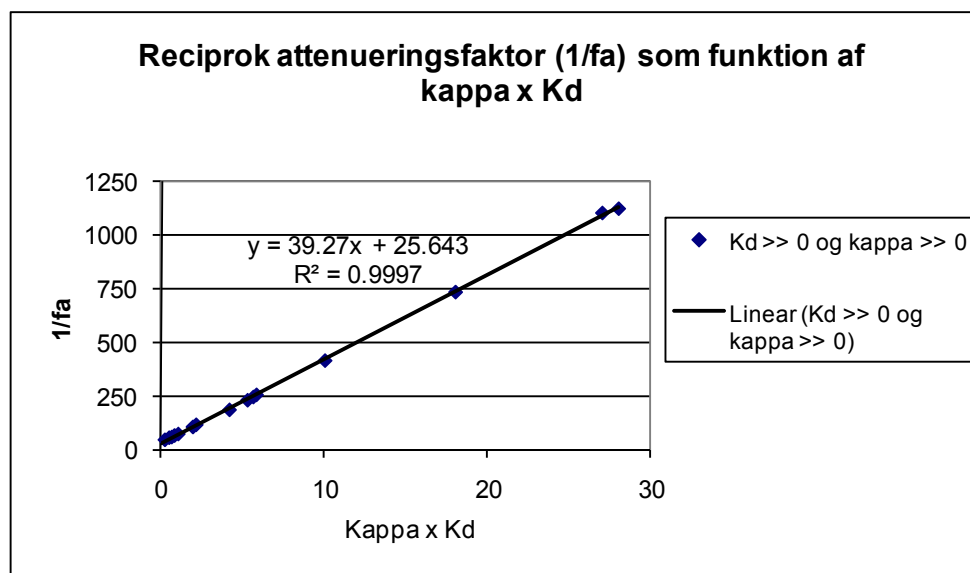
Figur 2.3

Reciprok attenueringsfaktor ($1/f_a$) som funktion af produktet $K_d \times \kappa$ for scenariet med 10 m længde af anvendelsesområdet og 100 m afstand til POC (tal fra tabel 2.4). Inkluderer også de organiske stoffer.

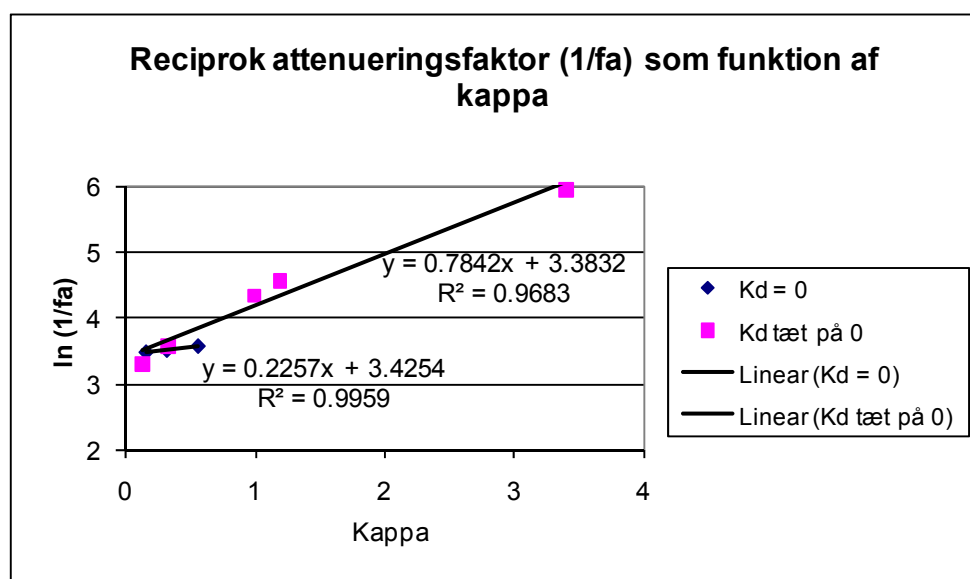
I figur 2.4 er sammenhængen mellem attenueringen og produktet af K_d og κ vist for de komponenter, som har K_d -værdier og κ -værdier væsentligt større end 0.

Figur 2.5 viser sammenhængen mellem logaritmen til $1/f_a$ og κ for de konservative komponenter ($K_d = 0$) og for stofferne med lave K_d -værdier.

Sammenhængen for de komponenter, der har små K_d -værdier, og hvor logaritmen til den reciproke attenueringsfaktor ($1/f_a$) antages kun at variere med κ (de organiske parametre phenol, 2-chlorphenol, benzen, toluen og xylen) er mindre overbevisende end i det første eksempel. Dette skyldes formentlig, at attenueringen for disse komponenter i grundscenariet er skønnede, som angivet i afsnit 2.6 og ikke eksakt beregnet, som de øvrige attenueringer der er anvendt til analysen i figur 2.4. Man skal således være forsigtig med brugen af de udledte sammenhænge for meget små ændringer i κ på grund af usikkerheden i den lineære sammenhæng.



Figur 2.4
 Reciprok attenueringsfaktor ($1/f_a$) som funktion af produktet $K_d \times \kappa$ for scenariet med 10 m længde af anvendelsesområdet og 100 m afstand til POC for stoffer med K_d -værdier noget større end 0.



Figur 2.5
 Logaritmen til reciprok attenueringsfaktor ($1/f_a$) som funktion af κ for komponenter med $K_d = 0$ og for komponenter med K_d tæt på 0.

2.9 Resultater for variation i anvendeshøjde

De udledte lineære tilpasninger benyttes til at estimere attenueringen for grundscenariet med ændring af anvendeshøjden til hhv. 0,5 m og 5 m. Efterfølgende benyttes fremgangsmåden listet i afsnit 2.6 på samme måde som tidligere til at estimere attenueringen for variationerne af scenariet. De resulterende tilladte udvaskninger for $L/S = 2$ l/kg er givet i tabel 2.5 for en anvendeshøjde på 0,5 m og i tabel 2.6 for en anvendeshøjde på 5 m.

Tabel 2.5

Tilladte udvaskninger ved L/S = 2 l/kg batchtest opgivet i mg/kg for forskellige størrelser af genanvendelsesområdet og afstande til POC for en anvendeshøjde på 0,5 m.

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	POC 30 m nedstrøms			POC 100 m nedstrøms		
		Anvendelseslængde			Anvendelseslængde		
		10 m	100 m	500 m	10 m	100 m	500 m
		Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	As	0,57	0,058	0,016 ^a	1,0	0,10	0,022
Ba	Ba	117	12	2,4	210	21	4,3
Cd	Cd	1,1	0,11	0,023	2,0	0,20	0,041
Cr	Cr _{tot}	6,5	0,65	0,13	12	1,2	0,23
Cr	Cr _{III}	25	2,5	0,51	46	4,6	0,91
Cr	Cr _{VI}	0,0	0,0035	0,0017 ^a	0,061	0,0062	0,0017 ^a
Cu	Cu	189	19	3,8	340	34	6,8
Hg	Hg	0,11	0,011	0,0022	0,20	0,020	0,0040
Mo	Mo	6,8	0,68	0,14	12	1,2	0,24
Ni	Ni	3,9	0,39	0,078	6,9	0,69	0,14
Pb	Pb	9,1	0,91	0,18	16	1,6	0,33
Sb	Sb	0,2	0,017	0,0034	0,30	0,030	0,0061
Se	Se	1,3	0,13	0,027	2,4	0,24	0,049
Zn	Zn	38	3,8	0,77	69	6,9	1,4
Cl	Cl	3.953	395	179 ^a	7.115	711	179 ^a
F	F	81	8,1	2,4 ^a	146	15	2,9
SO ₄	SO ₄	7.252	725	366 ^a	13.054	1.305	366 ^a
Phenoler	Phenol	0,50	0,050	0,010	0,90	0,090	0,018
Klorerede phenoler	2-chlorphenol	0,0068	0,00068	0,00014	0,012	0,0012	0,00024
Klorerede phenoler	Pentachlorphenol	0,00050	5,0E-05	2,0E-05 ^a	0,00089	8,9E-05	2,0E-05 ^a
DOC	DOC	94	9,4	5,1 ^a	169	17	5,1 ^a
BTEX	Benzen	0,081	0,0081	0,0016	0,15	0,015	0,0029
BTEX	Toluen	0,20	0,020	0,0073 ^a	0,36	0,036	0,0073 ^a
BTEX	Xylen	0,18	0,018	0,0087 ^a	0,32	0,032	0,0087 ^a
PAH	Naphtalen	0,051	0,005	0,0019 ^a	0,092	0,0092	0,0018
PAH	Fluoranthen	0,0050	0,00050	0,00020 ^a	0,0090	0,0009	0,00020 ^a
Kulbrinter (C ₁₀ -C ₁₅)	Dekan	0,25	0,025	0,010 ^a	0,45	0,045	0,0100 ^a
Kulbrinter (C ₁₅ -C ₃₅)	Pentadekan	0,25	0,025	0,0100 ^a	0,44	0,044	0,0100 ^a
PCB	PCB-28	0,00050	5,0E-05	2,0E-05 ^a	0,00090	9,0E-05	2,0E-05 ^a

^a: For disse komponenter bliver den estimerede attenueringsfaktor større end 1 for 500 m udstrækning af genanvendelsesområdet. Faktoren sættes derfor lig 1.

Tabel 2.6

Tilladte udvaskninger ved L/S = 2 l/kg batchtest opgivet i mg/kg for forskellige størrelser af genanvendelsesområdet og afstande til POC for en anvendeshøjde på 5 m.

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	POC 30 m nedstrøms			POC 100 m nedstrøms		
		Anvendelseslængde			Anvendelseslængde		
		10 m	100 m	500 m	10 m	100 m	500 m
		Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	As	0,24	0,025	0,016 ^a	0,43	0,044	0,016 ^a
Ba	Ba	26	2,7	1,2 ^a	47	4,8	1,2 ^a
Cd	Cd	0,15	0,015	0,0029	0,26	0,026	0,0053
Cr	Cr _{tot}	1,1	0,11	0,034	1,9	0,19	0,039
Cr	Cr _{III}	2,9	0,29	0,059	5,3	0,53	0,11
Cr	Cr _{VI}	0,023	0,0024	0,0017 ^a	0,042	0,0043	0,0017 ^a
Cu	Cu	21	2,1	0,42	37	3,7	0,75
Hg	Hg	0,035	0,0035	0,0019 ^a	0,064	0,0064	0,0019 ^a
Mo	Mo	1,0	0,10	0,029 ^a	1,9	0,19	0,038
Ni	Ni	0,57	0,058	0,015 ^a	1,0	0,10	0,021
Pb	Pb	1,0	0,10	0,020	1,8	0,18	0,036
Sb	Sb	0,061	0,0062	0,0036 ^a	0,11	0,011	0,0036 ^a
Se	Se	0,31	0,031	0,014 ^a	0,56	0,056	0,011
Zn	Zn	5,8	0,58	0,15 ^a	10	1,04	0,21
Cl	Cl	3.135	314	179 ^a	5.640	564	179 ^a
F	F	39	3,9	2,4 ^a	71	7,1	2,4 ^a
SO ₄	SO ₄	6.342	634	366 ^a	11.420	1.142	366 ^a
Phenoler	Phenol	0,0041	0,00041	0,00015 ^a	0,0074	0,00074	0,00015
Klorerede phenoler	2-chlorphenol	0,0017	0,00017	8,6E-05 ^a	0,0030	0,00030	8,6E-05 ^a
Klorerede phenoler	Pentachlorphenol	0,00050	0,000050	2,0E-05 ^a	0,00089	8,9E-05	2,0E-05 ^a
DOC	DOC	88	8,8	5,1 ^a	158	16	5,1 ^a
BTEX	Benzen	0,015	0,0015	0,00076 ^a	0,027	0,0027	0,00076 ^a
BTEX	Toluen	0,13	0,013	0,0073 ^a	0,23	0,023	0,0073 ^a
BTEX	Xylen	0,15	0,015	0,0087 ^a	0,26	0,026	0,0087 ^a
PAH	Naphtalen	0,051	0,0051	0,0019 ^a	0,092	0,0092	0,0018
PAH	Fluoranthen	0,0050	0,00050	0,00020 ^a	0,0090	0,00090	0,00020 ^a
Kulbrinter (C ₁₀ -C ₁₅)	Dekan	0,25	0,025	0,010 ^a	0,45	0,045	0,0100 ^a
Kulbrinter (C ₁₅ -C ₃₅)	Pentadekan	0,25	0,025	0,010 ^a	0,44	0,044	0,0100 ^a
PCB	PCB-28	0,00050	5,0E-05	2,0E-05 ^a	0,00090	9,0E-05	2,0E-05 ^a

^a: For disse komponenter bliver den estimerede attenueringsfaktor større end 1 for 500 m udstrækning af genanvendelsesområdet. Faktoren sættes derfor lig 1.

2.10 Overvejelser vedrørende støjvolde

Muligheden for genanvendelse af lettere forurenede jord i støjvolde belyses her nærmere, da denne type af projekter vil kunne udgøre en væsentlig del af genanvendelsen af lettere forurenede jord. Fra Soilrem/RGS90 er fremsendt eksempler på typiske tværsnit for støjvolde:

- 1) Højde: 4 m, bredde ved fod: 18 m og kronebredde: 2 m
- 2) Højde: 8 m, bredde ved fod: 34 m og kronebredde: 2 m

Ved hjælp af de i de foregående afsnit beskrevne metoder kan det beregnes, hvor lang en støjvold på hhv. 4 og 8 m højde kan være uden at udgøre en risiko for grundvandsforurening. Det antages, støjvolden har samme retning som grundvandsstrømningen, og at grundvandskvalitetskriterierne skal overholdes 100 m nedstrøms for støjvolden.

Med udgangspunkt i scenarie (a) i afsnit 2.6 med en udstrækning på 10 m i grundvandsstrømningens retning beregnes udvaskningen for højderne hhv. 4 og 8 m efter fremgangsmåden angivet i afsnit 2.8.2.

I tabel 2.7 er de estimerede maksimalt tilladelige udvaskninger ved $L/S = 2$ l/kg – for at overholde grundvandskriteriet ved de to højder ved en længde af støjvolden på 10 m – angivet (i kolonne 3 og 4).

Udvaskning fra jorden i støjvolden forudsættes nu at svare til kravene for deponering af inert affald, jf. EU's Rådsbeslutning (CEC, 2003) og for de øvrige (organiske) komponenter (der ikke er medtaget i rådsbeslutningen) anvendes værdierne fra tabel 2.3 for den maksimale udvaskning fra en anvendelse af 100 m længde og 1 m højde og 100 m til POC. På baggrund af disse tal estimeres den maksimalt tilladte længde af støjvolden beregnes som:

$$\text{maksimal længde} = (\text{maksimal udvaskning ved 10 m} / \text{kravværdi}) * 10 \text{ m}$$

Dette gøres ud fra antagelsen om, at belastningen er ligefrem proportional med længden af genanvendelsesområdet i grundvandsstrømningens retning, jf. afsnit 2.6.

Hvis man strammer kravet til maksimal udvaskning fra den genanvendte jord, vil man kunne tillade stigende værdier for den tilladte længde af støjvolde.

Tabel 2.7

Tilladte udvaskninger ved L/S = 2 l/kg batchtest opgivet i mg/kg for genanvendeshøjder på hhv. 4 og 8 m og længder på 10 m. Krav til maksimal udvaskning for deponering af inert affald i henhold til EU's Rådsbeslutning 2003/33/EF for uorganiske parametre og krav til maksimal udvaskning for applikation på 100 m længde og 1 m højde for de organiske komponenter. De maksimalt tilladte længder af genanvendelsesprojekter af højder på hhv. 4 og 8 m er estimeret ud fra resultaterne for 10 m længde og kravene til maksimal udvaskning.

Stof eller stofgruppe	Repræsentativ komponent	Maksimal udvaskning ved 10 m anvendelseslængde		Krav til maksimal udvaskning	Resulterende maksimalt tilladt længde af anvendelse	
		4 m højde	8 m højde	EU + tabel 2.3	4 m højde	8 m højde
		Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. udv.	Maks. længde	Maks. længde
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	m	m
As	As	0,44	0,40	0,1 ^a	44	40
Ba	Ba	51	40	7 ^a	73	57
Cd	Cd	0,31	0,19	0,03 ^a	100	63
Cr	Crtot	2,2	1,5	0,2 ^a	110	77
Cr	CrIII	6,4	3,6	-	-	-
Cr	CrVI	0,042	0,041	-	-	-
Cu	Cu	46	25	0,9 ^a	510	280
Hg	Hg	0,067	0,058	0,003 ^a	225	190
Mo	Mo	2,1	1,4	0,3 ^a	71	48
Ni	Ni	1,2	0,78	0,2 ^a	60	39
Pb	Pb	2,2	1,2	0,2 ^a	110	61
Sb	Sb	0,12	0,10	0,02 ^a	57	51
Se	Se	0,61	0,48	0,06 ^a	100	81
Zn	Zn	12	7,9	2 ^a	60	39
Cl	Cl	5.680	5.590	550 ^a	100	100
F	F	73	67	4 ^a	180	170
SO ₄	SO ₄	11.460	11.350	560 ^a	205	200
Phenoler	Phenol	0,0084	0,0060	0,0056 ^b	15	11
Klorerede phenoler	2-chlorphenol	0,0031	0,0028	0,00066 ^b	47	43
Klorerede phenoler	Pentachlorphenol	0,00089	0,00089	8,90E-05 ^b	100	100
DOC	DOC	160	157	240 ^a	7	7
BTEX	Benzen	0,028	0,025	0,0072 ^b	39	35
BTEX	Toluen	0,23	0,22	0,026 ^b	88	85
BTEX	Xylen	0,26	0,26	0,024 ^b	110	110
PAH	Napthalen	0,092	0,092	0,0092 ^b	100	100
PAH	Fluoranthen	0,0090	0,0090	0,0009 ^b	100	100
Kulbrinter (C ₁₀ -C ₁₅)	Dekan	0,45	0,45	0,045 ^b	99	99
Kulbrinter (C ₁₅ -C ₃₅)	Pentadekan	0,45	0,45	0,044 ^b	100	100
PCB	PCB-28	0,00090	0,00090	9,00E-05 ^b	100	100

^a: Krav til maksimal udvaskning for deponering af inert affald i EU's deponeringsdirektiv.

^b: Krav til maksimal udvaskning for applikation på 100 m længde og 1 m højde (fra tabel 2.3).

Resultaterne i tabel 2.7 viser, at der for de fleste komponenter vil kunne tillades en anvendelseslængde på ca. 40 m eller mere ved støjvoldshøjde på 8 m. For phenol fås kun en tilladt længde på ca. 15 m. Dette skyldes, at phenol er meget følsom for ændringerne i anvendeshøjde (κ -værdi), fordi dens meget høje κ -værdi i udgangsscenariet på 1 m anvendeshøjde sikrer en relativt hurtig udvaskning og dermed en relativ lempelig grænseværdi. For DOC skyldes den beskedne tilladte længde, at kravet til udvaskning af DOC i EU's deponeringsbekendtgørelse er relativt lempeligt sammenlignet med, hvad der kan tillades af hensyn til overholdelse af grundvandskriterier i Danmark.

For en generel anvendelse til støjvolde kan det anbefales at stille skrappe krav til udvaskningen (og dermed faststofindholdet) for phenol (og eventuelt DOC).

3 Sammenligning af stofudvaskning og faststofindhold

3.1 Oversigt over datagrundlag

Med henblik på at kunne sammenholde udvaskning og faststofindhold af de relevante forureningskomponenter er der indsamlet en række datasæt for jord/forurenede jord. Der findes ikke så mange publicerede data af denne type, specielt ikke for organiske stoffers vedkommende. Det er dog lykkedes at få adgang til en svensk og en belgisk database med betydelige mængder brugbare datasæt, ligesom DHI's egen database indeholder en række anvendelige datasæt, herunder en del fra tidligere og igangværende undersøgelser for Miljøstyrelsen.

Hovedkilderne til data har været følgende:

- A. En undersøgelse udført i regi af Naturvårdsverkets forskningsprogram "Hållbar Sanering" af Kemakta Konsult AB i samarbejde med DHI og Statens Geotekniska Institut, SGI (Fanger et al., 2006). Undersøgelsen omfattede blandt andet etablering af en database med karakteriseringsdata (herunder faststofanalyser og resultater af udvaskningstests) for en lang række jordprøver. De fleste af disse jordprøver stammer fra forureningsundersøgelser på svenske industrigrunde (blandt andet anvendt til diverse metalhåndtering, glasindustri, papir/papirmassefremstilling, metalstøbning, træimprægneringsvirksomhed, sulfat- og kloralkaliforurenende industri, jern- og stålproduktion, overfladebehandlingsindustri, fremstilling af svovlsyre mv.). Databasen omfatter i alt 125-150 jordprøver, hvoraf størstedelen har været analyseret for totalindhold af en række uorganiske komponenter (for sporelementernes vedkommende efter oplukning i henhold til metoder, der svarer til den danske partielle oplukningsmetode DS 259) og undersøgt for stofudvaskning med EN 12457-3, det vil sige en batchtest i to trin, først ved $L/S = 2$ l/kg og derefter ved $L/S = 8$ l/kg til en akkumuleret værdi på $L/S = 10$ l/kg. Der foreligger målinger af pH i eluaterne fra de fleste prøver, men desværre ikke fra alle. Det skal bemærkes, at eluatprøverne dækker et forholdsvis bredt pH-område, fra $\text{pH} = \text{ca. } 3$ til $\text{pH} = \text{ca. } 11,5$. Prøverne fra denne database er på figurerne identificeret som "SNV-Kemakta".

Det kan ikke på grundlag af de oplysninger, DHI har adgang til, afgøres i hvilket omfang de jordprøver, som indgår i undersøgelsen, er repræsentative for danske jordtyper. En del af jordprøverne, som er udtaget i forskellige dybder, indeholder betydelige mængder egentligt affald (blandt andet slagge og aske). En række forskellige kilder til forurening med især uorganiske komponenter er dækket, men er i en del tilfælde mere typiske for svensk end for dansk industri. Det er en væsentlig fordel ved databasen, at mange forskellige forureningskomponenter er repræsenteret og beskrevet.

- B. En undersøgelse af 42 danske forurenede (8) og uforurenede (34) jordprøver fra lokaliteter udført for Miljøstyrelsen af VKI/DHI (Lehmann et al., 2002/2007). Rapporten indeholder en omfattende teksturmæssig karakterisering af alle jordprøverne. Prøverne er analyseret for faststofindhold af TOC og et antal sporelementer efter oplukning i henhold til DS 259 samt testet for udvaskning ved prEN 12457-3, første trin (ved L/S = 2 l/kg) med en 0,001 M CaCl₂-opløsning. Eluaterne fra udvaskningstesten er analyseret for pH, ledningsevne, klorid, sulfat, Ca, K, Na og Al, As, Cr, Cd, Cu, Ni, Pb og Zn. Disse prøver er på figureerne identificeret som "DK-uforurenede" og "DK-forurenede".

I indsamlingen af de 34 uforurenede jordprøver, som stammer fra 18 forskellige lokaliteter, er det tilstræbt, at de skulle repræsentere et bredt tværsnit af danske jordtyper med hensyn til partikelstørrelsesfordeling (fra lerjord til sandjord), pH og indhold af organisk stof. Topjord og underjord er nogenlunde ligeligt repræsenteret. De otte forurenede prøver stammer fra fem forskellige lokaliteter og spænder fra lermuld til sand, måske med en overvægt af sandede jorde. Både topjord og underjord er repræsenteret. Med hensyn til forureningskilder er repræsentativiteten af de forurenede prøver begrænset; de fire af prøvetagningslokaliteterne er tidligere træimprægneringsgrunde, mens den femte er en tidligere autoophugningsplads.

- C. En undersøgelse af to forurenede danske jordtyper udført for Miljøstyrelsen af DHI i 2004/2005 (Hansen et al., 2006). De to jordprøver (forurenede byjord og jord, der havde været anvendt til midlertidig afdækning af brændbart affald) er analyseret for indhold af en række uorganiske og organiske komponenter (for de uorganiske komponenter vedkommende efter partiel oplukning i henhold til DS 259). Udvasningen af uorganiske komponenter er undersøgt ved hjælp af kolonnetesten CEN/TS 14405 og batchudvasningstesten EN 12457-1. Udvasningen af organiske forbindelser er undersøgt ved hjælp af en såkaldt ligevægtskolonnetest til ikke-flygtige komponenter og en lukket batchtest til flygtige komponenter. I figurene vedrørende uorganiske komponenter indgår disse prøver i populationen "DK-forurenede". I figurene vedrørende organiske komponenter indgår de i populationen "DHI".
- D. Fra Mieke Quaghebeur fra VITO i Belgien er der modtaget en database med resultater for 42 forurenede og uforurenede jordprøver fra en undersøgelse udført for de flamske miljømyndigheder, VOM. Jordprøverne, som stammer fra Flandern, og som repræsenterer forskellige jordtyper og forskellige grader af forurening i Flandern, er karakteriseret med hensyn til tekstur, CEC, TOC og indhold af et antal sporelementer (ikke alle prøver er analyseret for alle sporelementer). I dette tilfælde er der tale om totalanalyser (efter totaloplukning med H₂SO₄, HCl og HF og ikke efter partiel oplukning som for eksempel DS 259). Prøverne har derudover været underkastet udvasningstests efter EN 12457-2 (L/S = 10 l/kg) og nogle også efter EN 12457-3 (L/S = 2 l/kg og L/S = 8 l/kg, men eluaterne er sammenblandet og analyseret som en samlet prøve ved L/S = 10 l/kg). Endvidere er der gennemført kolonneudvasningstests på nogle af prøverne, bestemmelse af porevandskoncentration samt ekstraktion med en 0,01 M CaCl₂-opløsning. Kun batchforsøgene er blevet anvendt i denne undersøgelse. pH-intervallet for eluaterne i denne undersøgelse er ca. 5 til ca. 8, hvilket er noget snævrere end for prøverne i

den svenske database. Dataene fra denne undersøgelse er på figurerne identificeret som "VITO – EN 12457-2 og 3".

De belgiske jordprøver synes at dække et bredt spektrum med hensyn til partikelstørrelsesfordeling (fra sandjord til lerjord) og indhold af organisk stof. Da forureningskilderne ikke er angivet, kan det ikke vurderes, i hvilket omfang disse er repræsentative for danske forhold.

- E. En undersøgelse af faststofindhold i og udvaskning af organiske stoffer (herunder hydrokarboner og PAH) fra danske prøver af forurenede jord, som DHI p.t. gennemfører for Miljøstyrelsen (DHI, 2007). Udvasningsstestene udføres som ligevægtskolonnetests (recirkulering over en periode på syv dage) ved L/S = ca. 1 l/kg. Undersøgelsen forløber parallelt med dette projekt, og det har indtil nu været muligt at inddrage resultater fra analysering og testning af 14 forskellige prøver (+ en dobbeltbestemmelse). Ud over de i undersøgelsen gennemførte målinger har DHI fået foretaget bestemmelse af DOC i nogle af eluaterne. På figurerne er disse prøver identificeret som "MST/DHI 2006".

De undersøgte jordprøver repræsenterer dels en nogenlunde ligelig fordeling mellem muld, grus, sand og ler, dels et bredt spektrum af forurening med hydrokarboner.

- F. En undersøgelse af faststofindholdet i og udvaskningen af totalindholdet af PAH i tre forskellige prøver af forurenede jord fra Storkøbenhavn. Udvasningen er foretaget med ligevægtskolonnetesten ved L/S = ca. 1 (Hansen et al., 2007). På figurerne indgår prøverne i populationen "DHI".
- G. En undersøgelse af faststofindholdet i og udvaskningen af totalindholdet af PAH fra to forskellige prøver af forurenede jord, nemlig jord fra B&W-grunden i København, og jord fra en militær skydebane forurenede med knuste lerduer (Hansen et al., 2004). Udvasningen blev gennemført med ligevægtskolonnetesten ved L/S omkring 1 l/kg. På figurerne indgår prøverne i populationen "DHI".
- H. Nogle få data vedrørende faststofindhold i og udvaskning fra tre forurenede jordprøver af THC (total hydrokarboner) og PAH fra den oprindelige udvikling af ligevægtskolonnetesten i 2002 (DHI og Miljøstyrelsen, 2006). Disse prøver er på figurerne identificeret som "DHI/DTU".

3.2 Uorganiske komponenter

3.2.1 Resultater af udvaskning ved L/S = 2 l/kg og L/S = 10 l/kg

Med henblik på at undersøge, om det vil være muligt at opstille grænseværdier for faststofindholdet af en række uorganiske forureningskomponenter i lettere forurenede jord, som sikrer eller i det mindste sandsynliggør, at udvasningskravene for en given anvendelse af jorden overholdes, er der i figurerne 3.1 a til 3.1 l foretaget en afbildning af de udvaskede stofmængder mod faststofindholdet for en række jordprøver. Afbildningerne er foretaget for de sporelementer, for hvilke der i Rådsbeslutningen 2003/33/EF er opstillet udvasningskriterier for modtagelse på deponier for inert affald. Figurerne omfatter tre populationer af data, nemlig resultater af faststofanalyser og af

udvaskning ved $L/S = 2$ l/kg (udtrykt som mg/kg) fra datakilde A og tilsvarende resultater fra datakilde B fordelt på "DK-uforurenet" og "DK-forurenet". Ud over datapunkterne er der på hver figur afsat et antal vandrette linjer og på mange af figurerne også en stiplede, lodret linje. De vandrette linjer repræsenterer grænseværdier for stofudvaskningen fastsat for den aktuelle forureningskomponent for forskellige scenarier, mens den lodrette linje repræsenterer den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi for faststofindholdet af den aktuelle forureningskomponent i lettere forurenet jord. Det skal bemærkes, at udvaskningsresultater under detektionsgrænsen er medtaget med detektionsgrænsen som angivet værdi for udvaskningen, da dette vil virke konservativt i forhold til en vurdering af, om udvaskningskriterierne overholdes.

Beregningerne af grænseværdier for stofudvaskning ved $L/S = 2$ l/kg på grundlag af scenarier er beskrevet i kapitel 2. Forskellene mellem de scenarier, som ligger til grund for de på figurerne 3.1 a til l indsatte vandrette linjer, er vist i tabel 3.1. Miljøstyrelsens forslag til grænseværdier for faststofindhold af en række uorganiske og organiske stoffer er vist i tabel 3.2.

Tabel 3.1

Scenarier anvendt til beregning af grænseværdier for stofudvaskning.

Scenarie	Anvendelses-højde	Anvendelseslængde i grundvandets strømningretning	Afstand til POC fra nedstrøms afgrænsning af genanvendelsesområde
1	1 m	10 m	100 m
2	1 m	10 m	30 m
3	1 m	100 m	100 m
4	1 m	100 m	30 m
5	1 m	500 m	100 m
6	5 m	100 m	30 m
7	1 m	500 m	30 m

Tabel 3.2

Oversigt over de af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdier for faststofindhold af både uorganiske og organiske forureningskomponenter (Miljøstyrelsen, 2006a).

Parameter	Grænseværdi (mg/kg)	Parameter	Grænseværdi (mg/kg)
As	20	Olie (C ₆ -C ₃₅)	200
Cd	5	Benzin	35
Cr	1.000	Let olie	75
Cu	1.000	Tung olie	200
Hg	3	BTEX	10
Ni	30	Benzen	1,5
Pb	400	PAH	40
Zn	1.000	Benz(a)pyren	3
		Dibenz(a)pyren	1
Cyanid total	500	Dibenz(a,h)anthracen	3
Cyanid (syreflygtig)	10	Naphthalen	5

Hvis et datapunkt på figur 3.1 ligger under en given vandret linje, overholder den pågældende jordprøve udvaskningskriteriet for den aktuelle parameter under forudsætning af, at jorden udlægges i overensstemmelse med det

scenarie, som ligger til grund for beregningen af udvaskningskriteriet (eller med et mindre belastende scenarie). Hvis alle datapunkter til venstre for den lodrette linje (Miljøstyrelsens forslag til faststofkriterium) ligger under en given vandret linje, kan det – med den grad af sikkerhed, der ligger i repræsentativiteten af den anvendte population af samhörende faststofanalyser og udvaskningsresultater for jordprøver, og den (u)sikkerhed, der generelt ligger i analyserne og udvaskningstestene – siges at være sandsynliggjort, at en jordtype, der overholder det pågældende faststofkriterium også vil overholde det givne udvaskningskriterium. I den sammenhæng er det selvfølgelig af afgørende betydning, i hvilken grad den pågældende population af datasæt kan antages at være repræsentativ for lettere forurenede jord i Danmark.

Afstanden til den valgte vandrette linje og antallet af datapunkter, der ligger tæt ved denne, er også udtryk for den sikkerhed, der ligger i den eventuelle anvendelse af faststofkriteriet. Enkelte overskridelser af udvaskningskriteriet i en stor population kan muligvis ligge indenfor den statistiske usikkerhed, man vil være parat til at acceptere, men det er også muligt, at nogle af disse høje værdier skyldes specielle typer prøver eller andre specielle forhold, som kan identificeres, således at disse prøver eventuelt kan fraskilles på anden vis.

På figurerne 3.2 a til 3.2 l er der på samme måde som i figurerne 3.1 a til 3.1 l for resultater af udvaskning ved $L/S = 10$ l/kg foretaget en afbildning af udvaskede stofmængder mod faststofindhold, dels for en population ("SNV-Kemakta"), der i det væsentlige omfatter de samme prøver fra kilde A, som afbildningerne for $L/S = 2$ l/kg, dels af data fra kilde D. Grænseværdierne for udvaskning svarende til scenarierne i tabel 3.1 er omregnet til $L/S = 10$ l/kg, men er i øvrigt udtryk for præcis samme niveau af miljøbeskyttelse som grænseværdierne beregnet for $L/S = 2$ l/kg sammenlignet med udvaskningsdata fremkommet ved $L/S = 2$ l/kg. Med henblik på at synliggøre en eventuel pH-afhængighed af udvaskningen er der for hver parameter desuden foretaget en afbildning af de samme udvaskningsresultater som funktion af pH (dog noget reduceret i antal datasæt, fordi der desværre ikke findes information om pH i eluatet for alle datasæt i SNV-Kemakta).

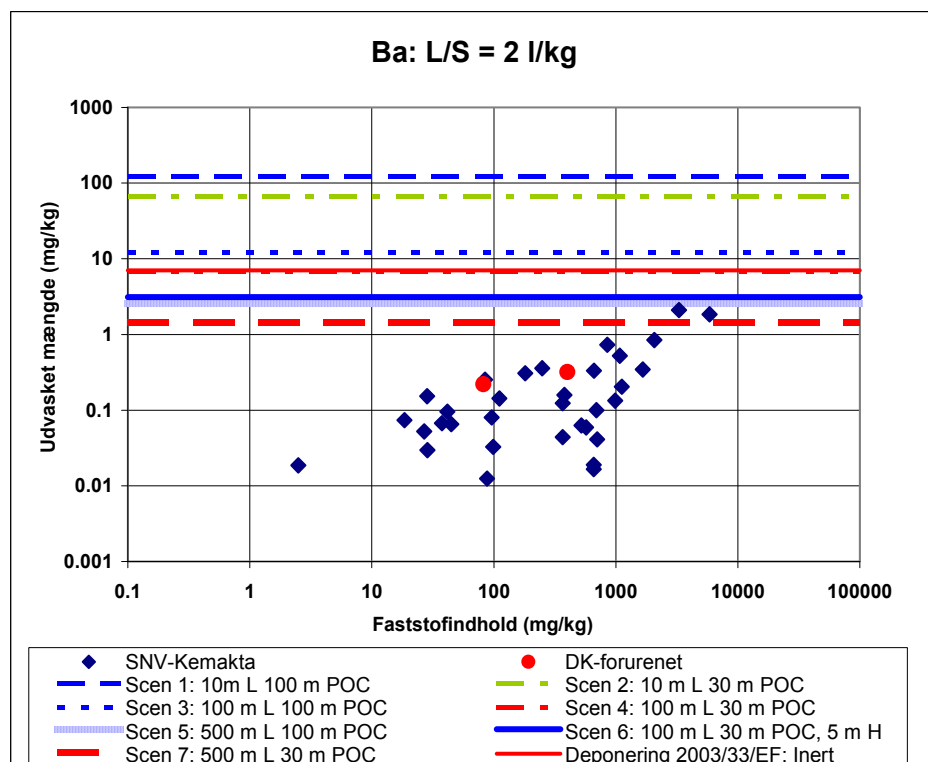
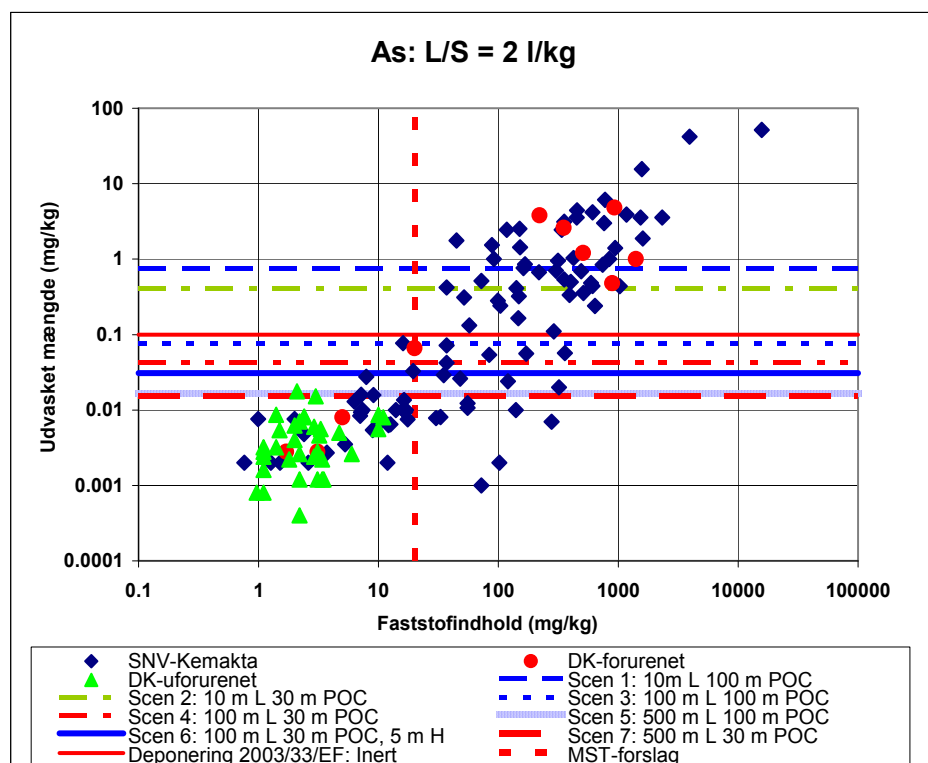
I tabellerne 3.3 a til 3.3 l er der for hver af de uorganiske sporelementer foretaget en nøjere analyse af dataene i de tre populationer, som er vist på figurerne 3.1 a til l. Vurderingen er kun gennemført for udvaskning ved $L/S = 2$ l/kg, da danske udvaskningskrav generelt refererer til $L/S = 2$ l/kg, men en sammenligning mellem figurerne 3.1 a til l og 3.2 a til l viser, at resultaterne for $L/S = 10$ l/kg stort set bekræfter resultaterne for $L/S = 2$ l/kg.

I tabellerne 3.3 a til l er det under punkt 1 for hver af de tre populationer for hvert sporelement først opgjort, hvor mange prøver der totalt findes med samhörende faststofanalyser og udvaskningsdata ved $L/S = 2$ l/kg. Dernæst er opgjort, hvor mange af disse prøver, der har faststofindhold, som overholder Miljøstyrelsens forslag til grænseværdier, og hvor mange der giver udvaskningsresultater, som overholder udvaskningskriterierne for hhv. scenarie 3 (1 m tykkelse, 100 m længde og en placering af POC 100 m nedstrøms), scenarie 4 (1 m tykkelse, 100 m længde og en placering af POC 30 m nedstrøms) samt udvaskningskriteriet for modtagelse af affald på en deponeringsenhed for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.

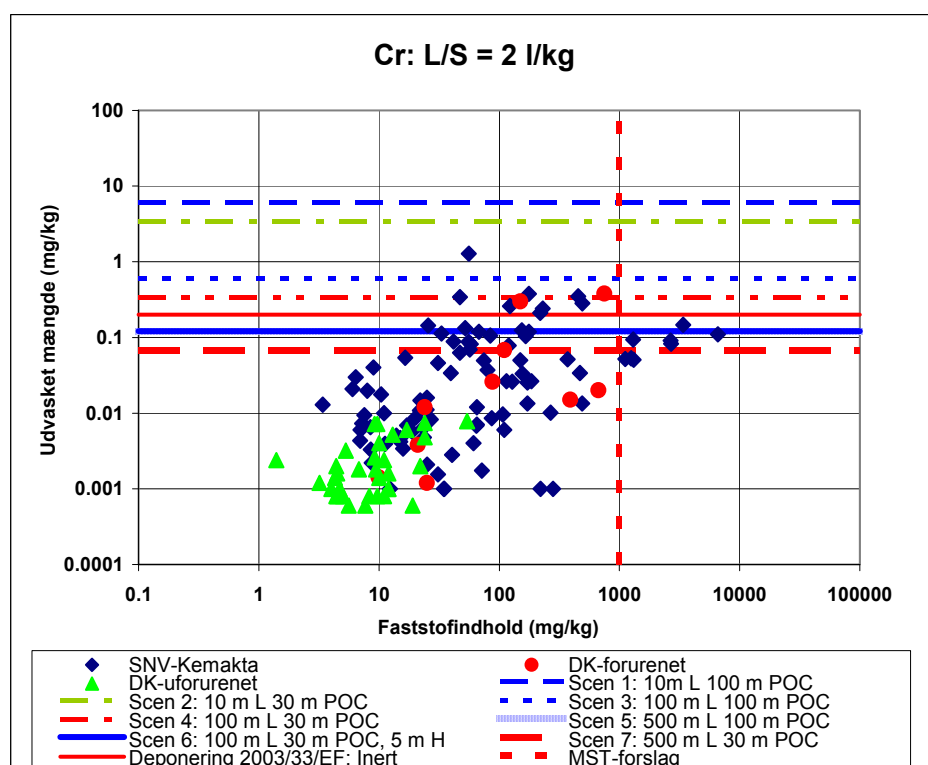
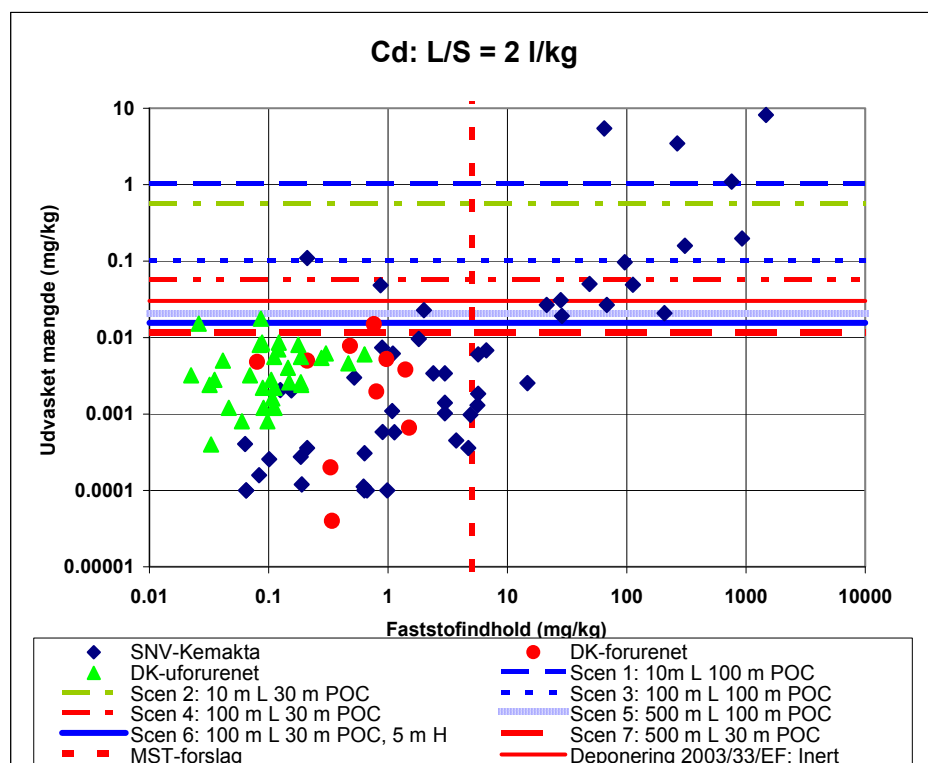
Under punkt 2 foretages samme opgørelse som under punkt 1, men kun for datasæt, som overholder Miljøstyrelsens forslag til kriterier for faststofindhold. Under punkt 3 foretages opgørelsen endnu en gang, men denne gang kun for

de datasæt under punkt 2, for hvilke der foreligger målinger af pH i eluatet fra udvaskningen (det gør der som nævnt desværre ikke for alle prøverne i SNV-Kemakta-populationen). Under punkt 4 foretages en sidste opgørelse, hvor effekten af at fjerne alle datasæt med pH mindre end 6 eller større end 9 undersøges. I de tilfælde, hvor der under punkt 4 fortsat er datasæt, som ikke overholder et eller flere af de tre udvaskningskriterier, er disse oplistet nederst i tabellen med angivelse af prøvetype, faststofindhold og udvasket stofmængde. Resultaterne af beregningerne i tabellerne er angivet både som antal prøver og som procent af det totale antal prøver under hvert punkt. For de sporelementer, for hvilke der p.t. ikke foreligger nogen forslag til grænseværdi for faststofindhold (Ba, Mo, Sb, Se), er beskrivelsen, som svarer til punkterne 2 og 3 i de øvrige skemaer, kombineret i ét punkt 2, der dækker alle datasæt under punkt 1, for hvilke der findes målinger i eluatet fra udvaskningstesten.

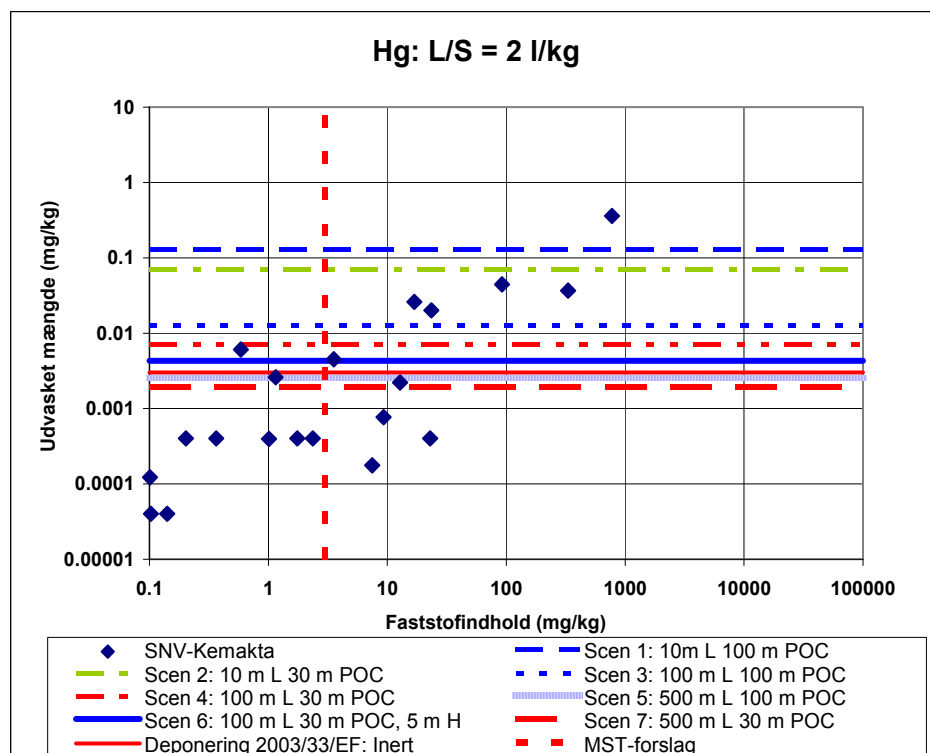
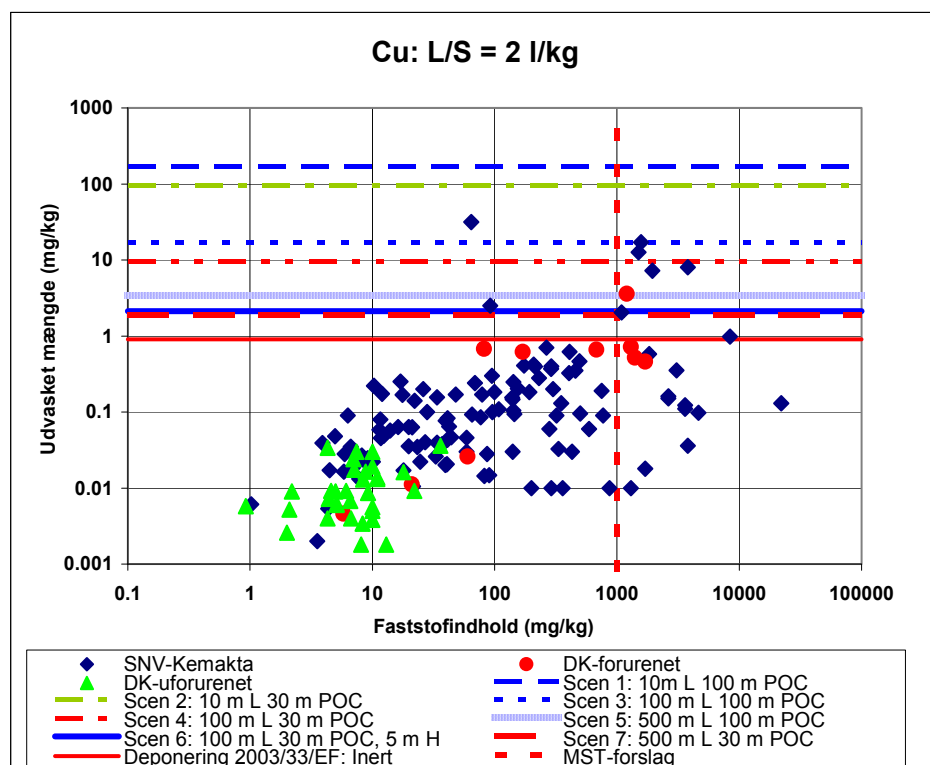
Datamaterialet kan næppe bære en egentlig statistisk vurdering, da der som nævnt i det foregående kan være nogen usikkerhed omkring dets repræsentativitet i forhold til lettere forurenede jord under danske forhold, specielt med hensyn til forureningsstyper. For nogle forureningskomponenter er datamaterialet meget sparsomt, men for en række parametre er der dog ganske mange datapunkter og ganske klare indikationer. I afsnit 3.2.2 er data for de enkelte sporelementer kommenteret enkeltvis.



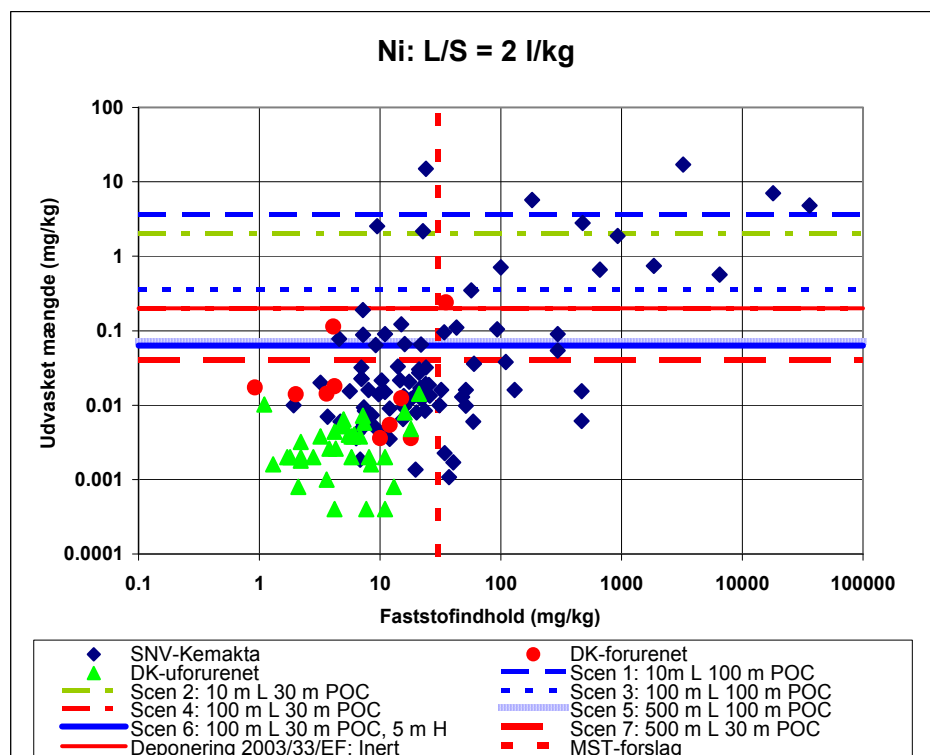
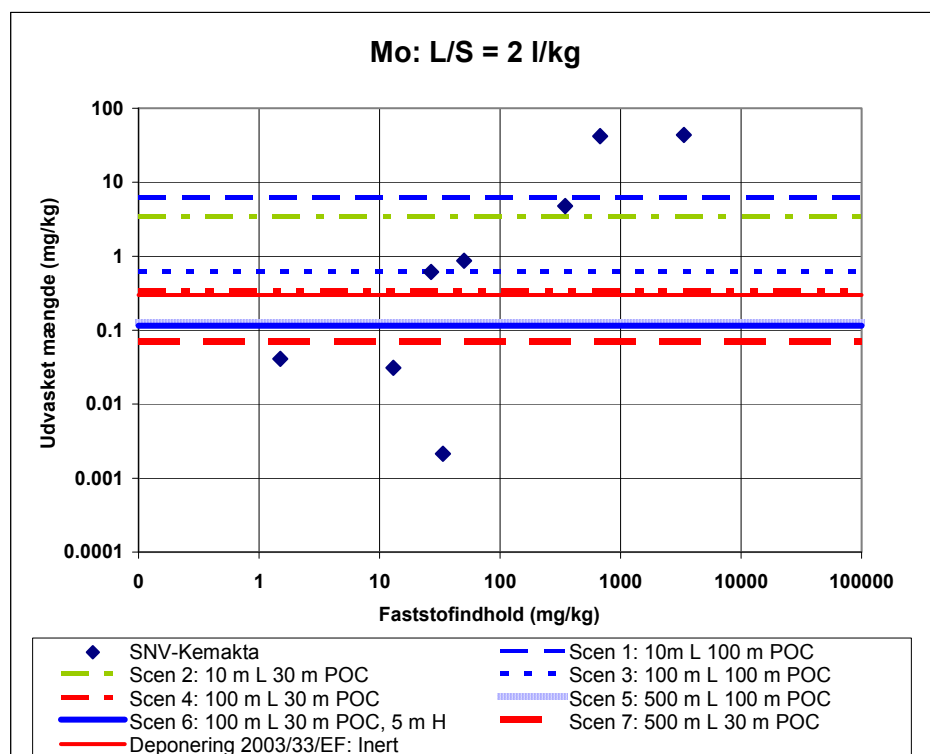
Figur 3.1 a og b
 Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af As og Ba jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.



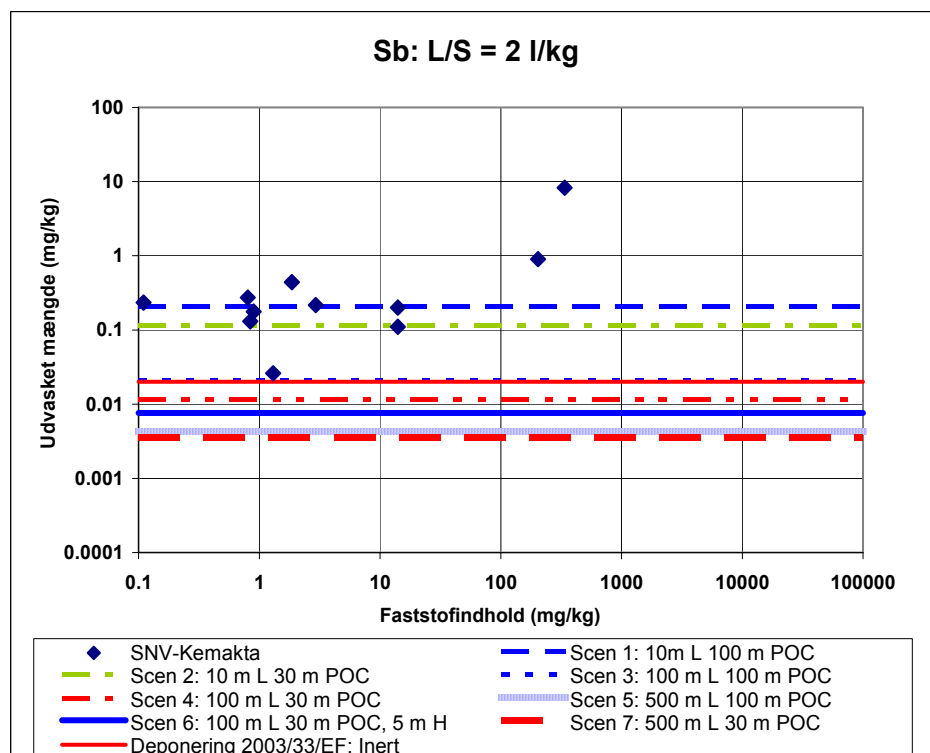
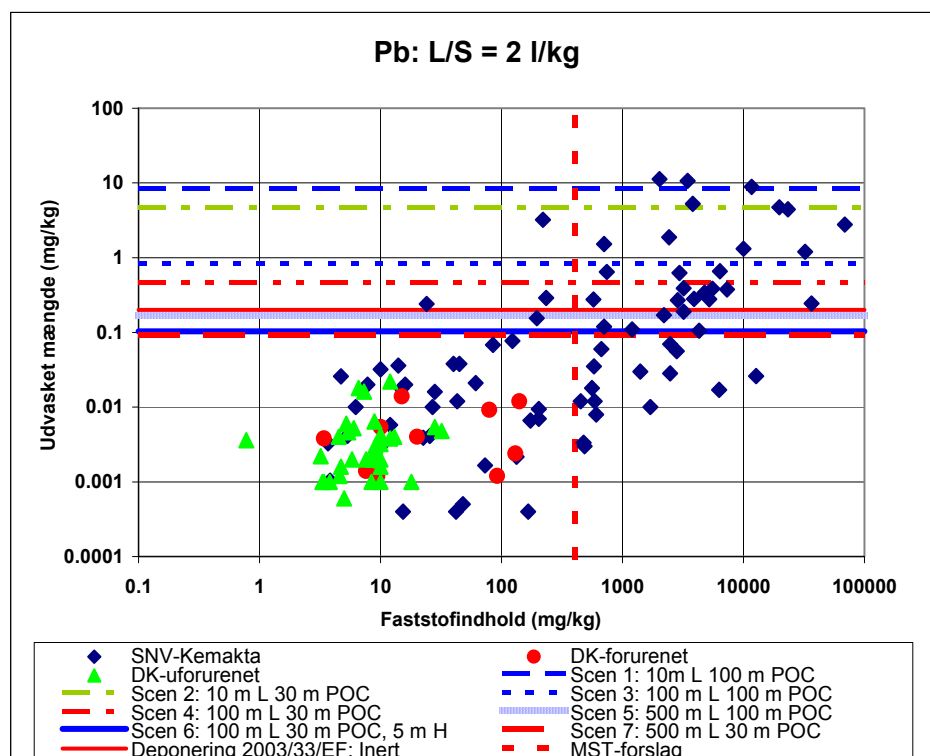
Figur 3.1 c og d
 Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af Cd og Cr for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.



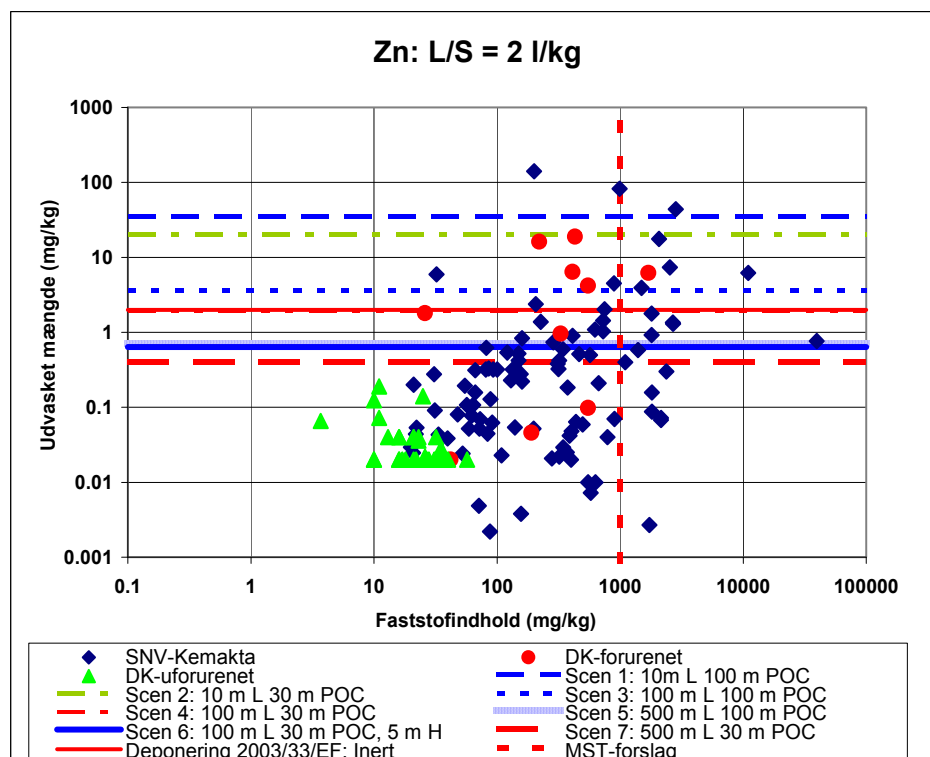
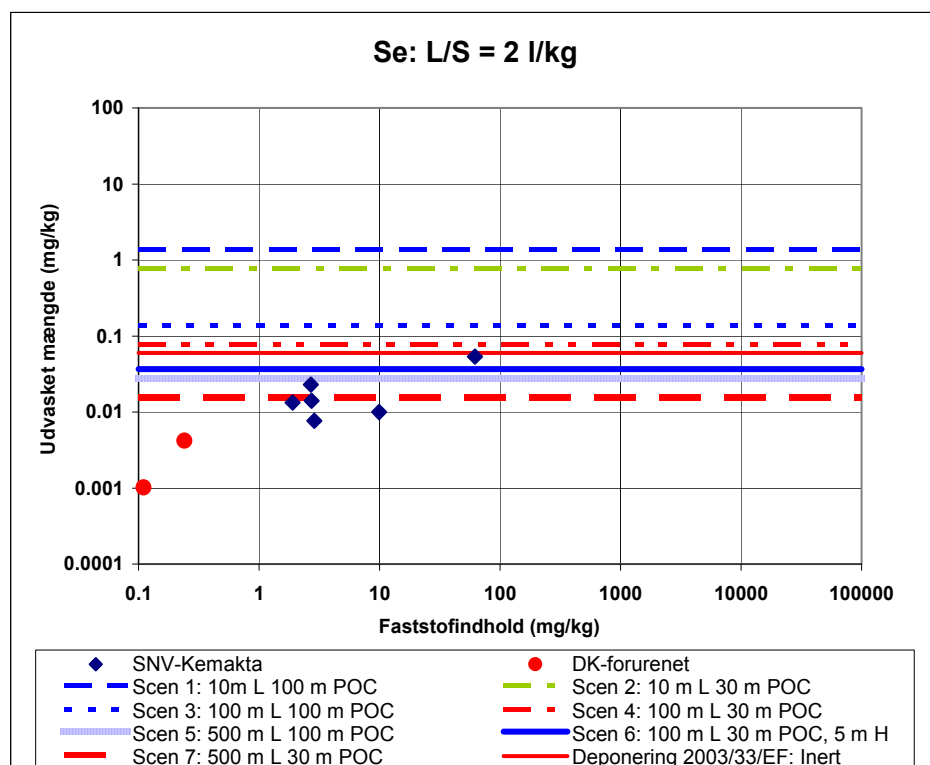
Figur 3.1 e og f
 Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af Cu og Hg for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.



Figur 3.1 g og h
 Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af Mo og Ni for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.

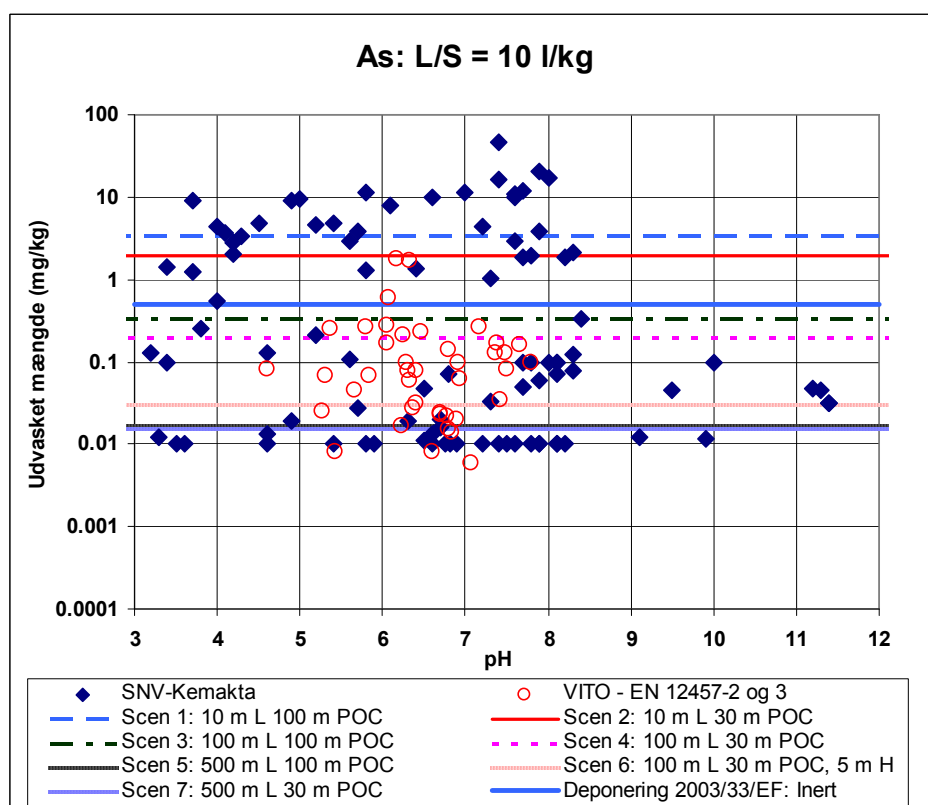
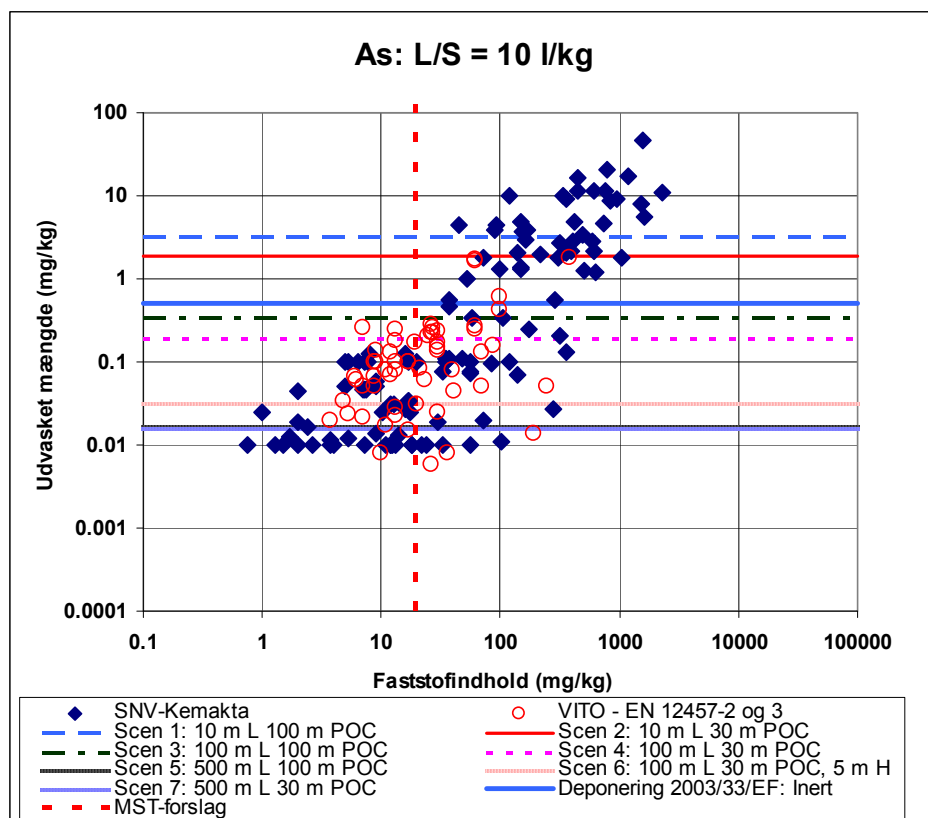


Figur 3.1 i og j
 Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af Pb og Sb for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.

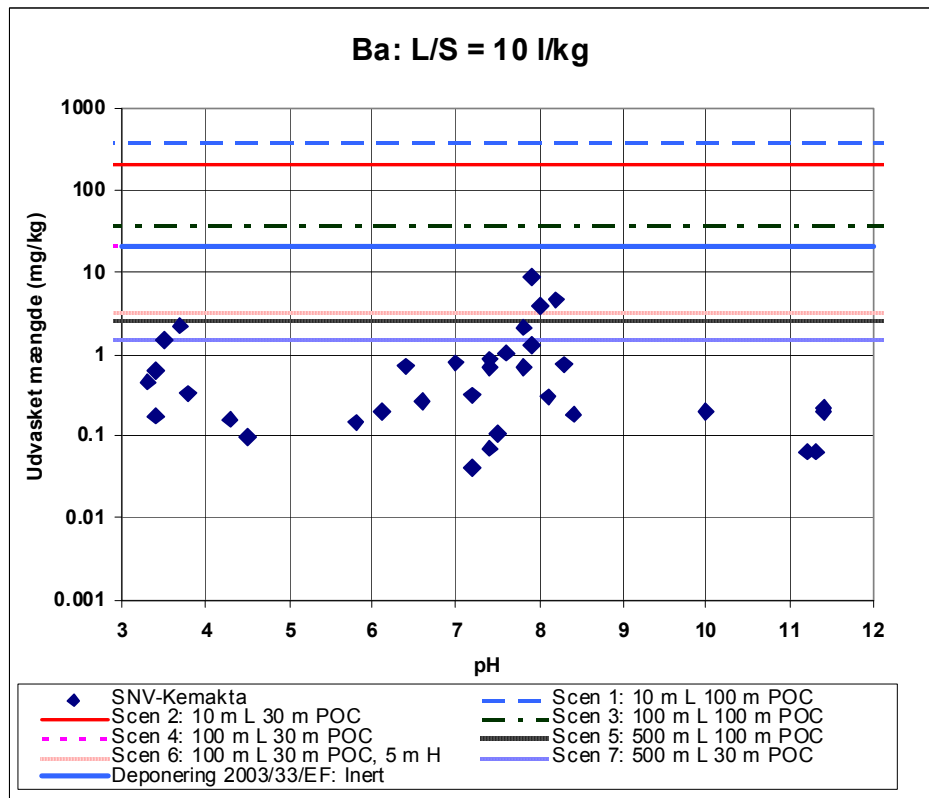
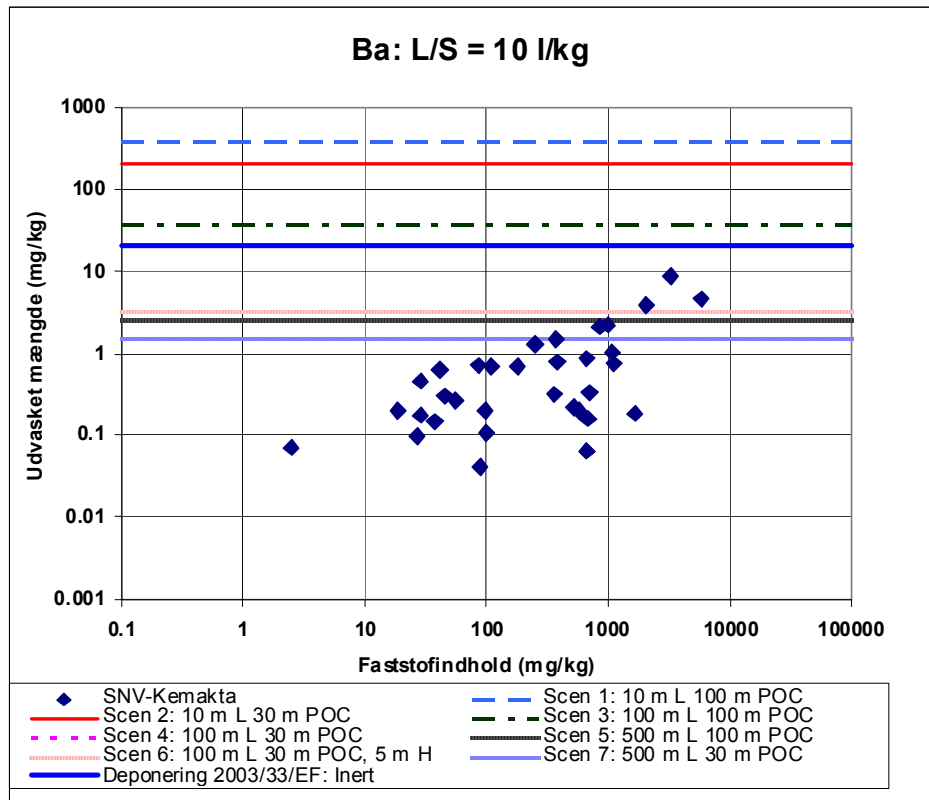


Figur 3.1 k og l

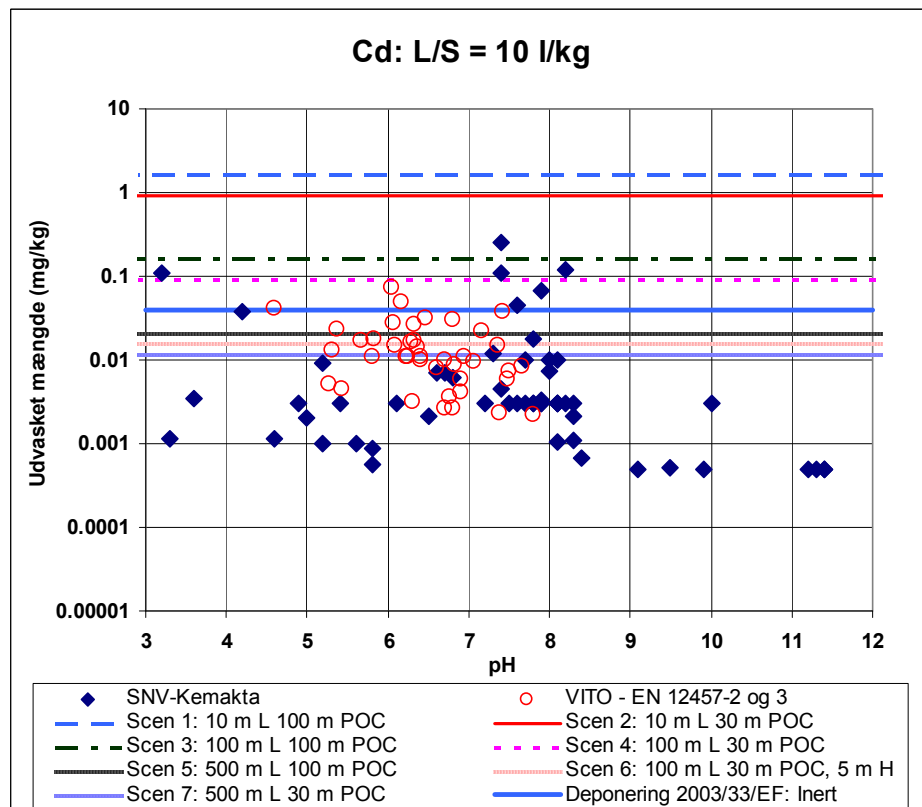
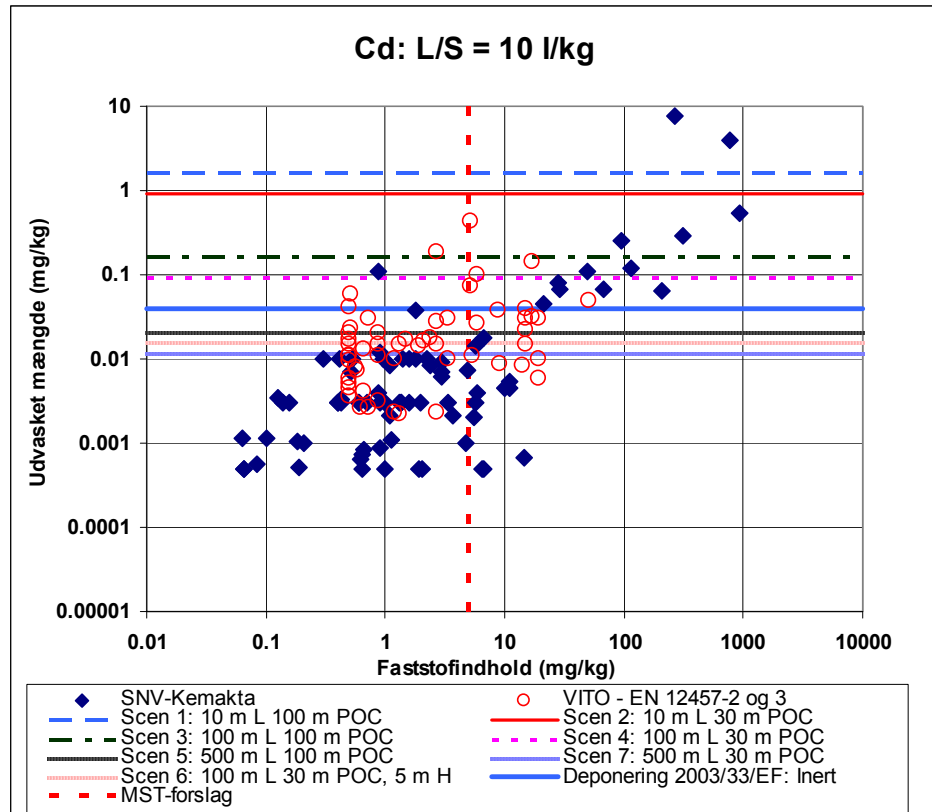
Udvasket mængde ved L/S = 2 l/kg vs. faststofindhold af Se og Zn for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold.



Figur 3.2 a
 Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af As for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder As som funktion af pH i eluatet.

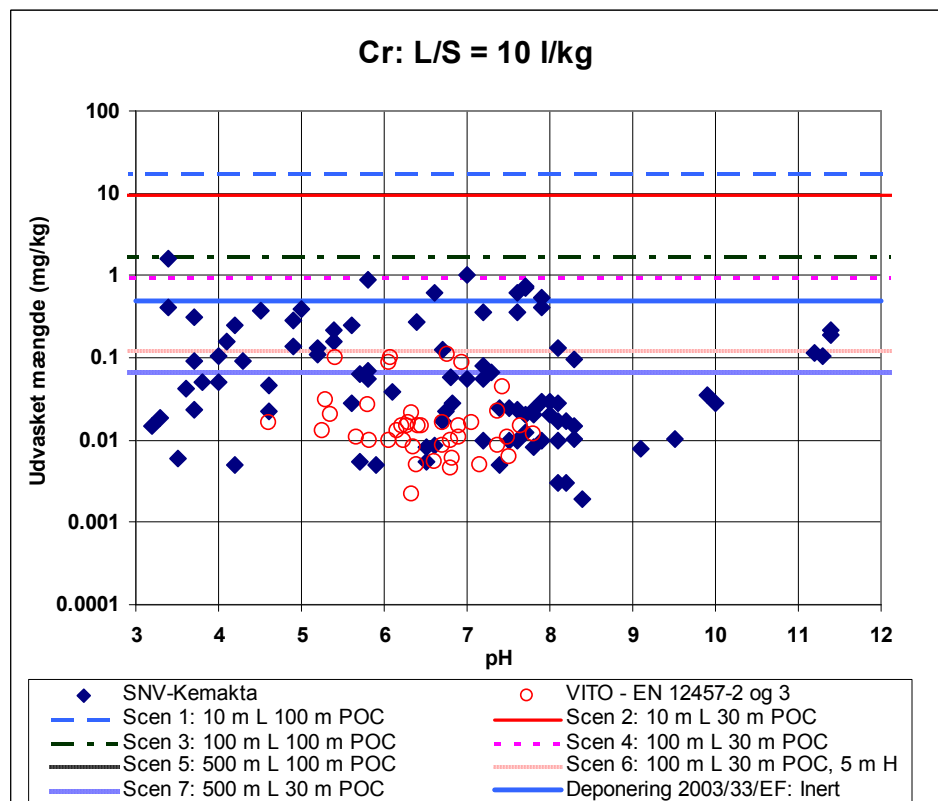
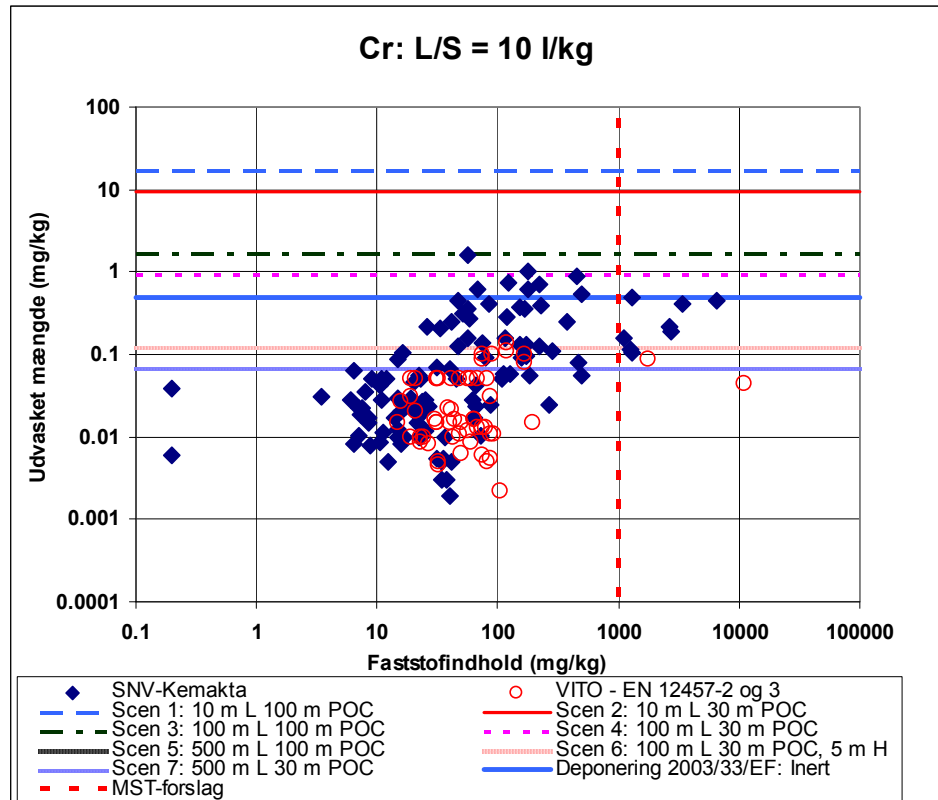


Figur 3.2 b
 Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Ba for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Nederst samme udvaskede mængder Ba som funktion af pH i eluatet.



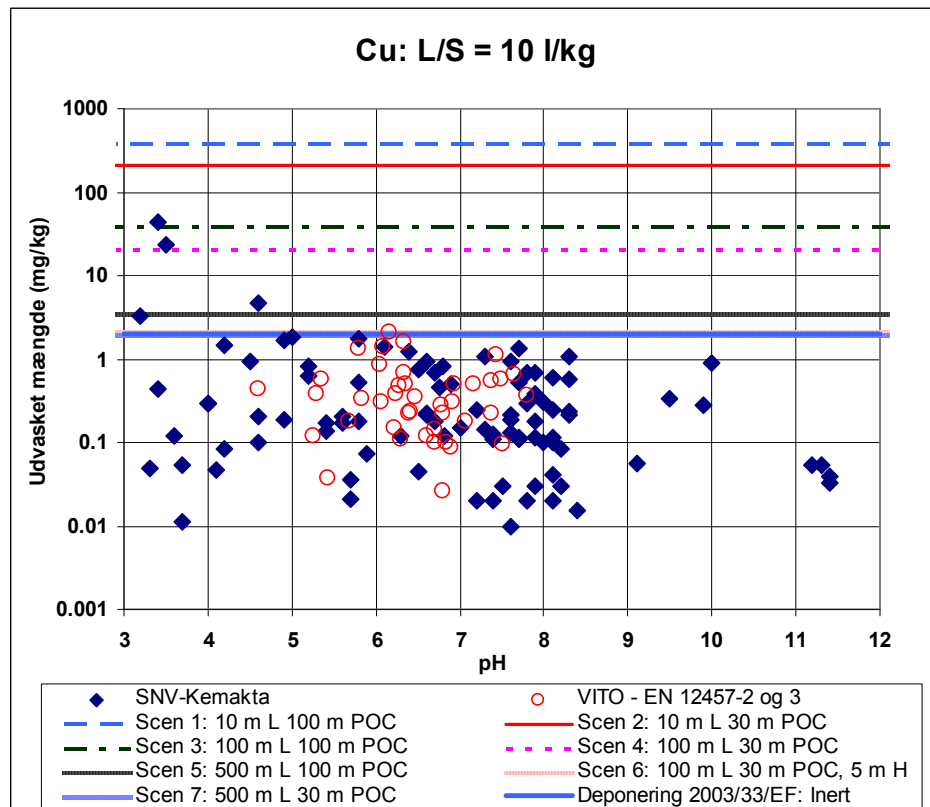
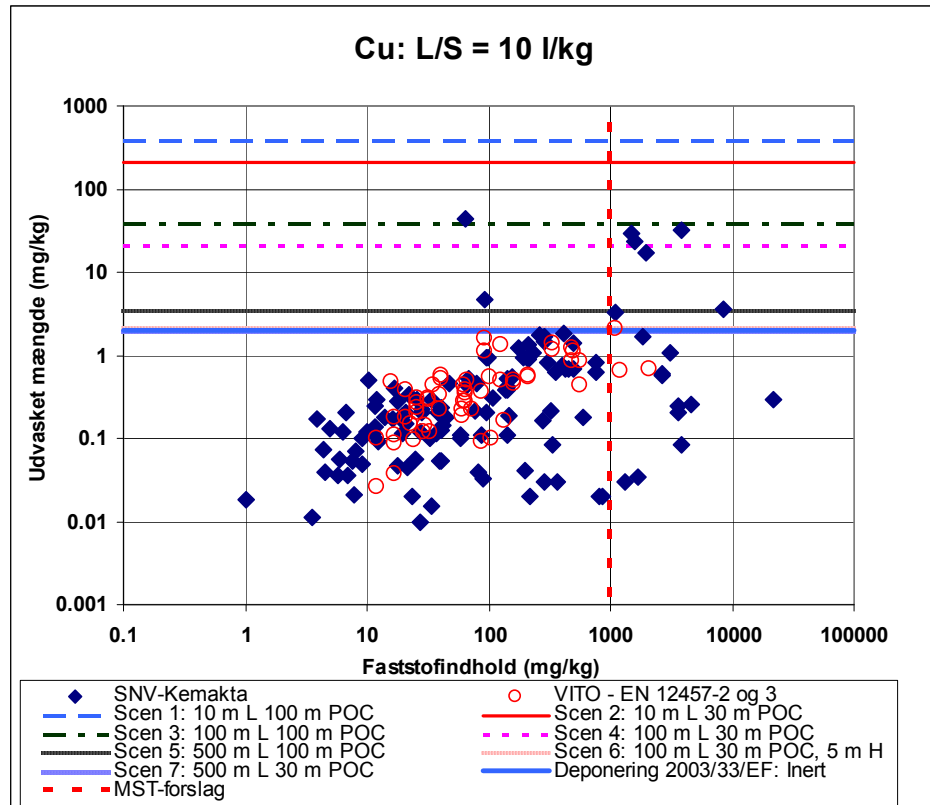
Figur 3.2 c

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Cd for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Cd som funktion af pH i eluatet.



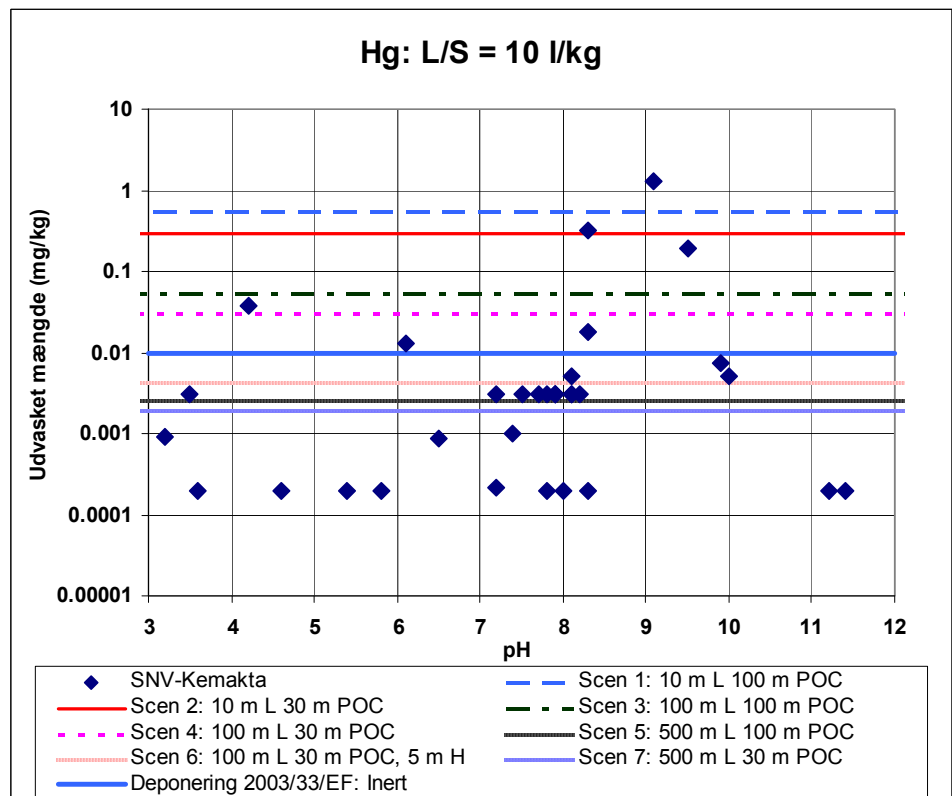
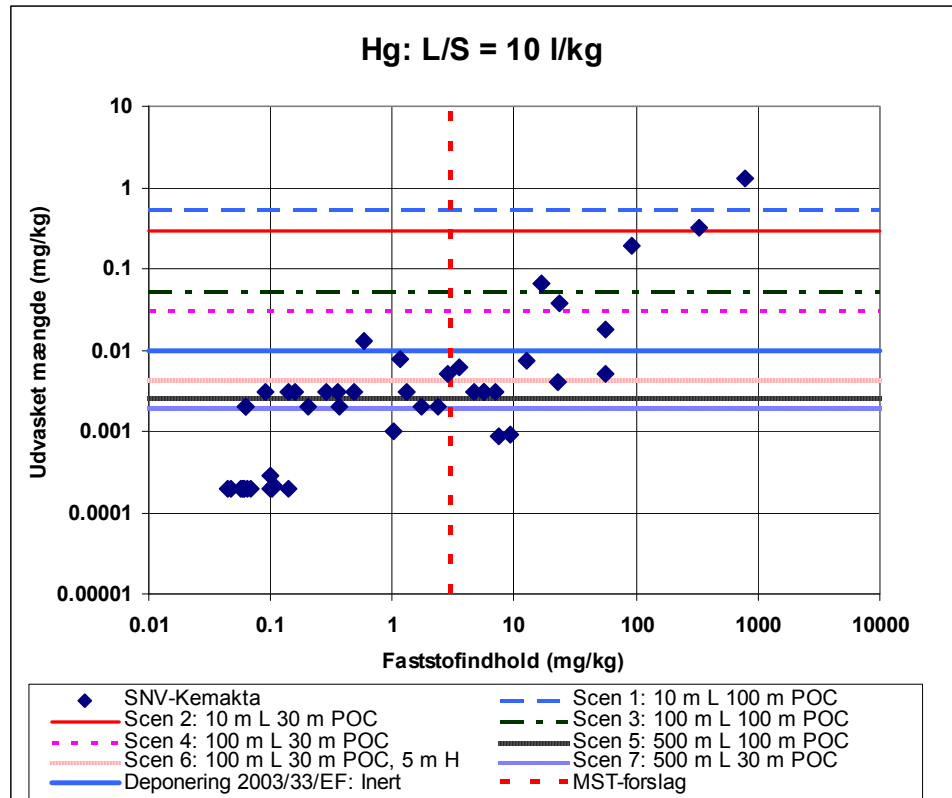
Figur 3.2 d

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Cr for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Cr som funktion af pH i eluatet.

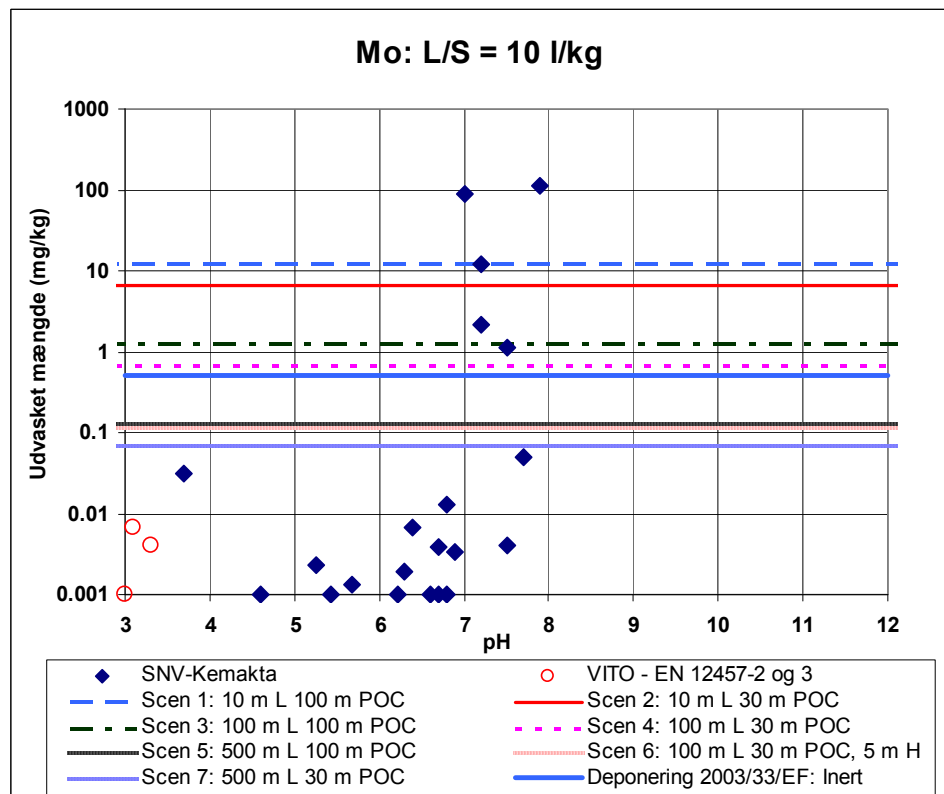
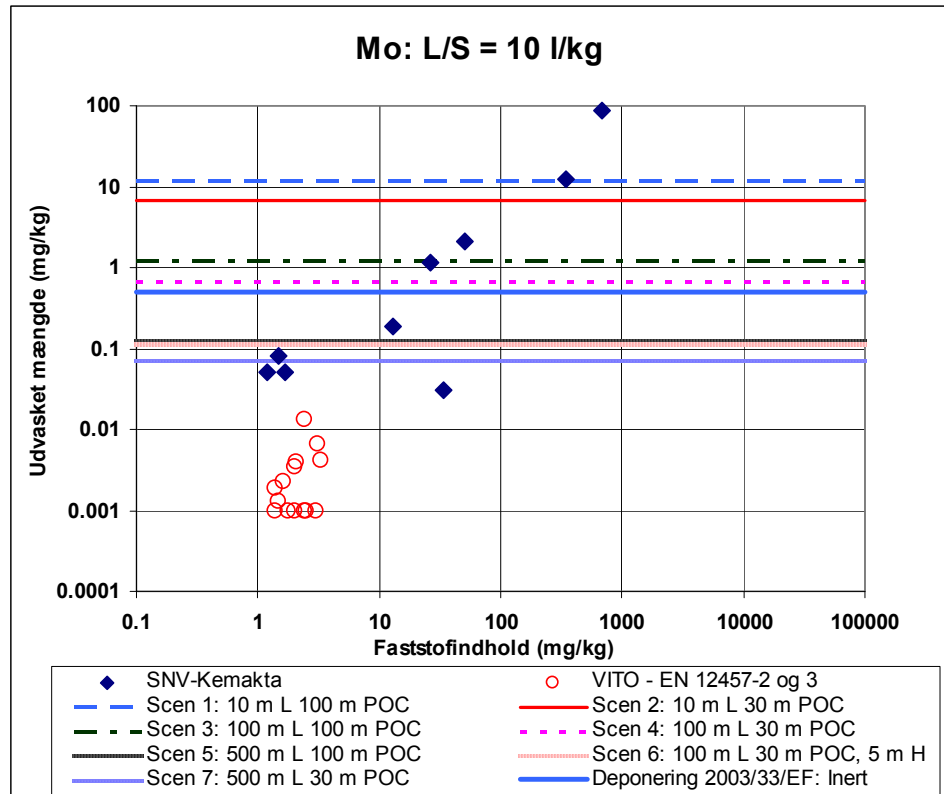


Figur 3.2 e

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Cu for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Cu som funktion af pH i eluatet.

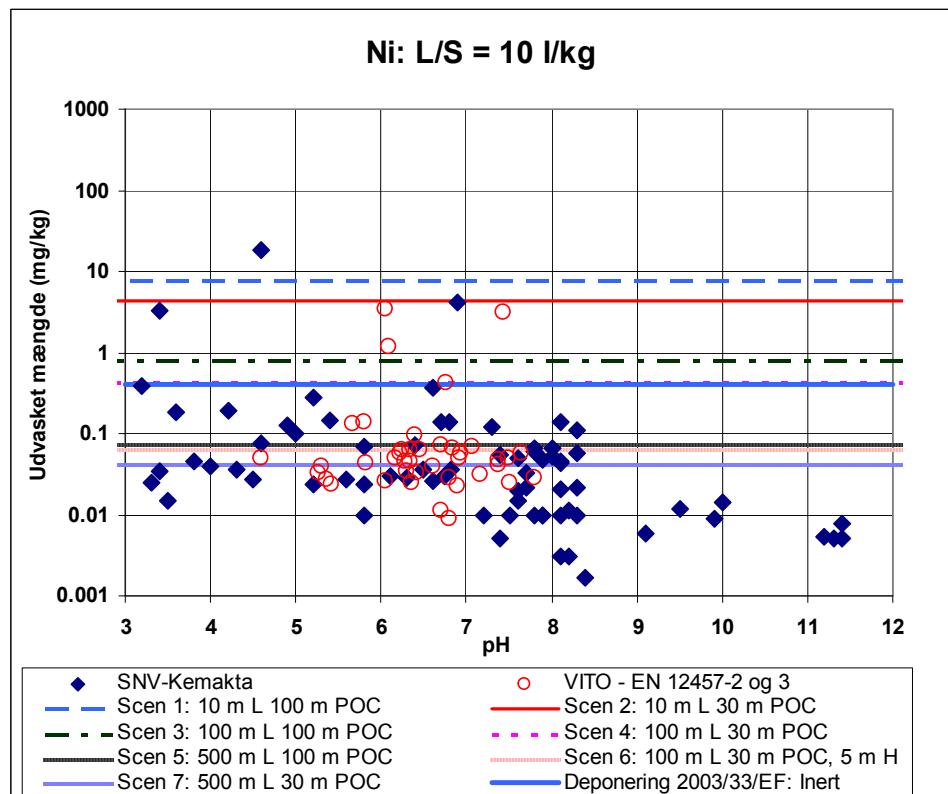
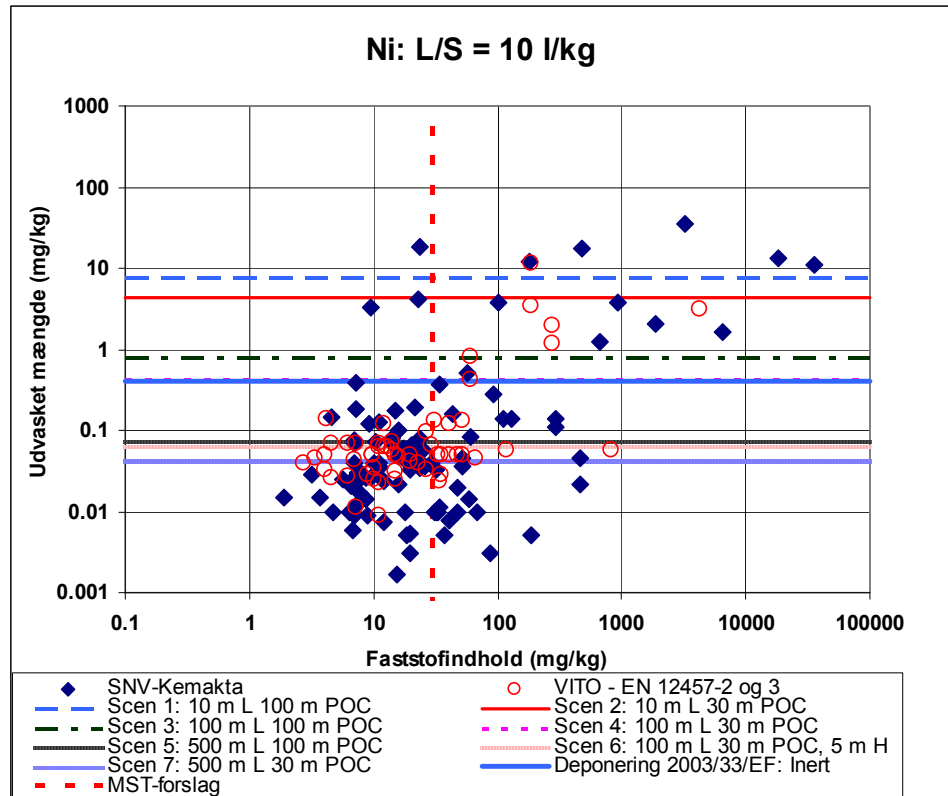


Figur 3.2 f
 Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Hg for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Hg som funktion af pH i eluatet.



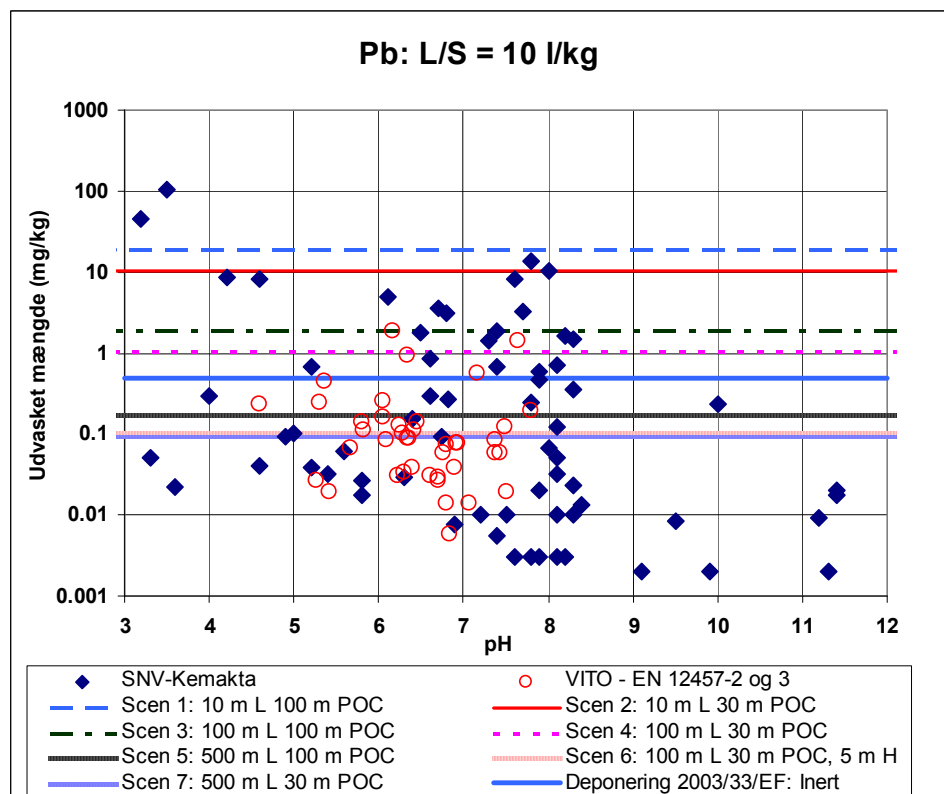
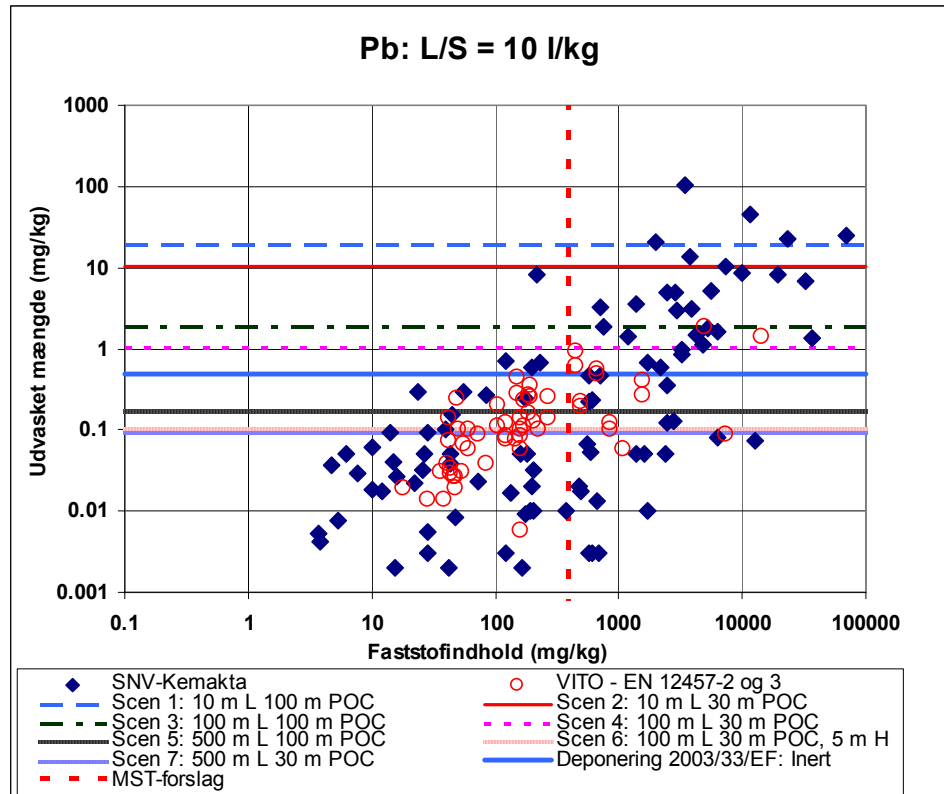
Figur 3.2 g

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Mo for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Mo som funktion af pH i eluatet.



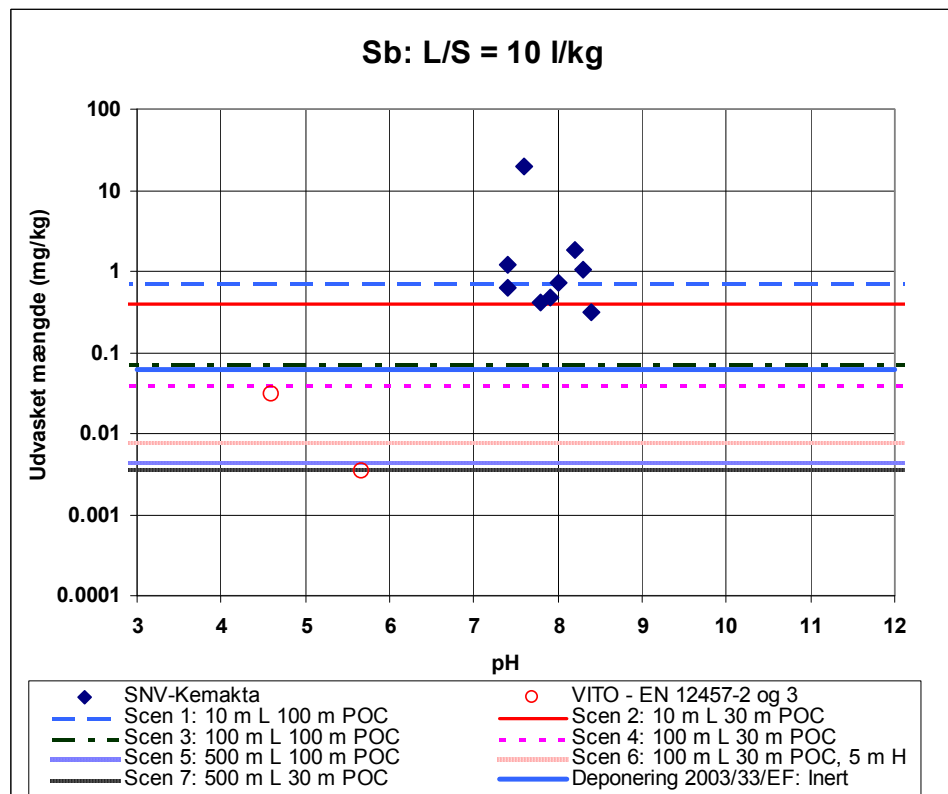
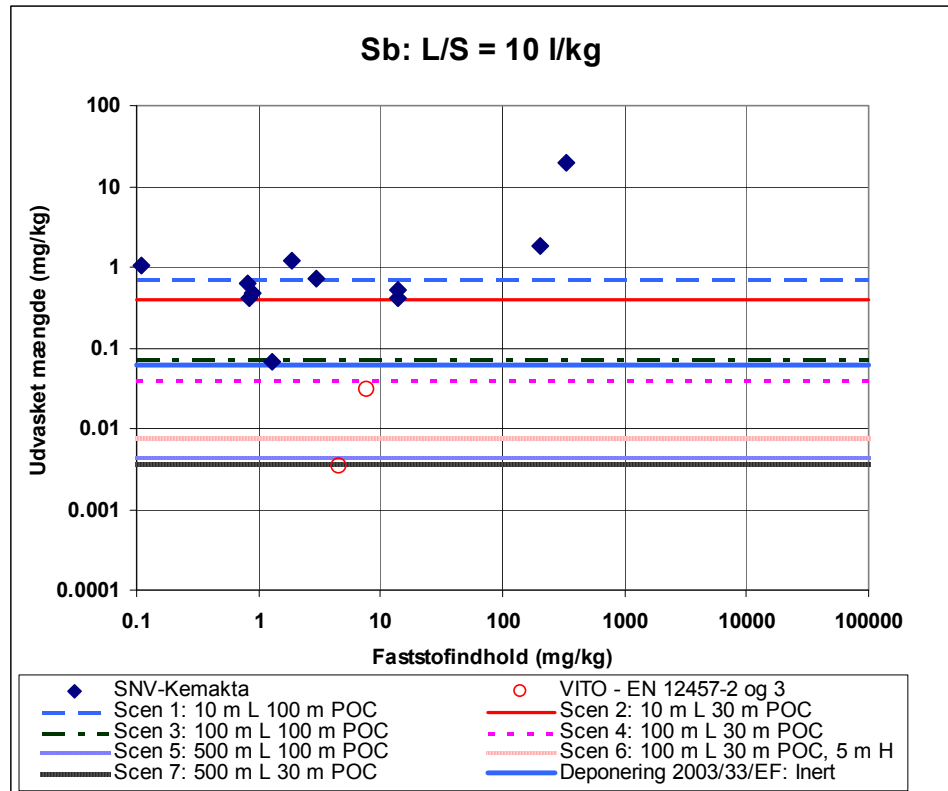
Figur 3.2 h

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Ni for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Ni som funktion af pH i eluatet.



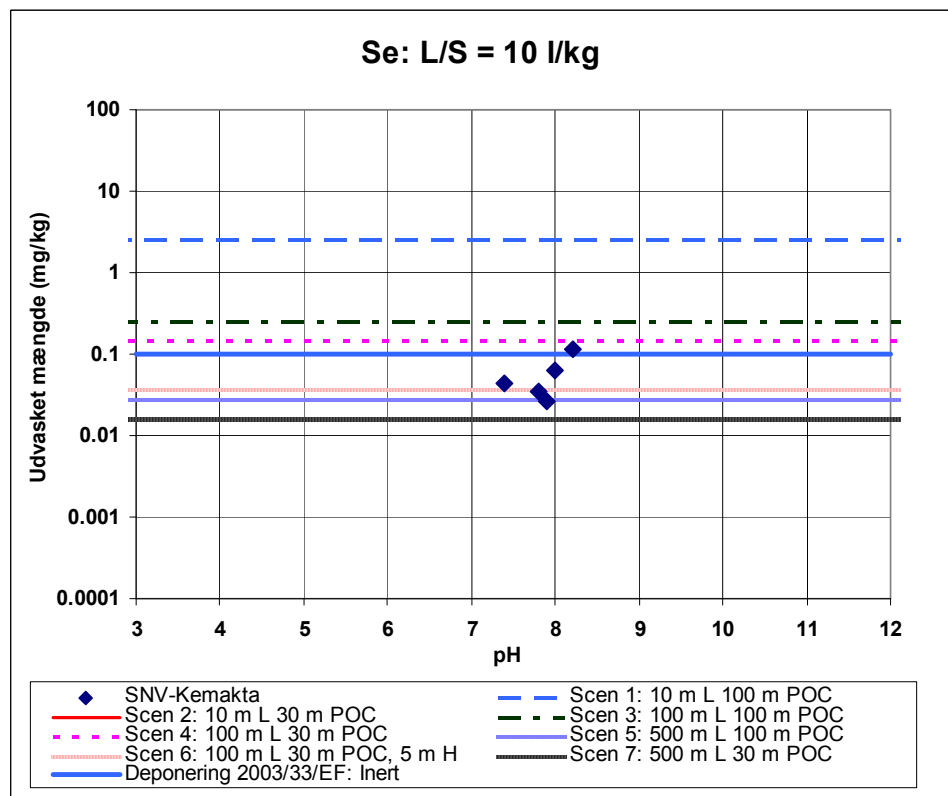
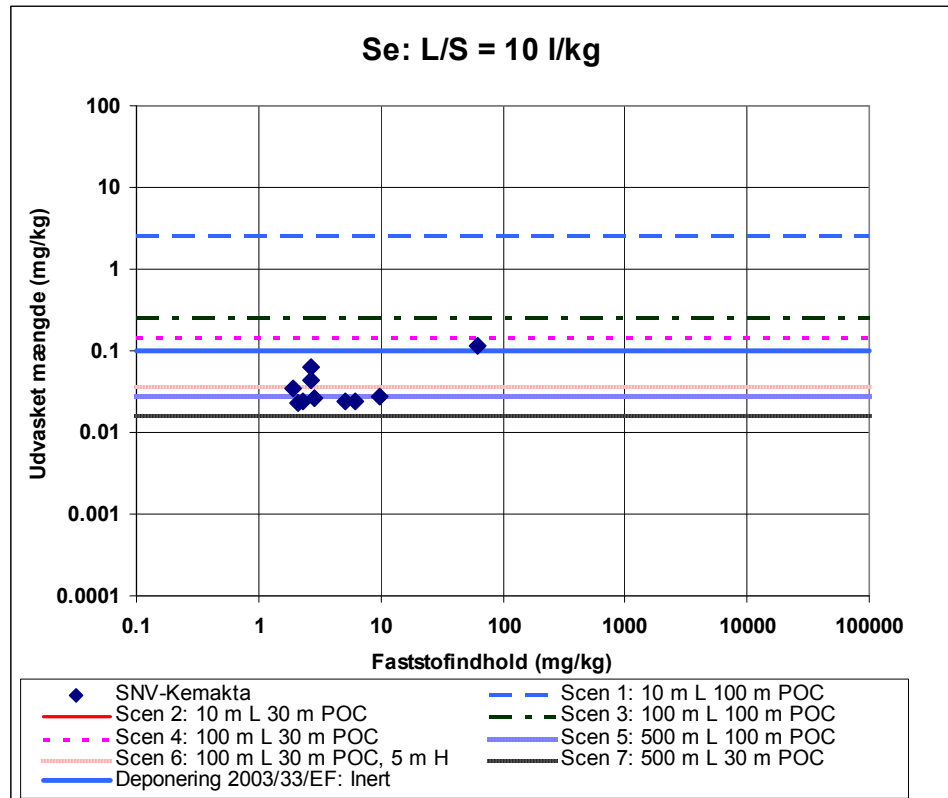
Figur 3.2 i

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Pb for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Pb som funktion af pH i eluatet.



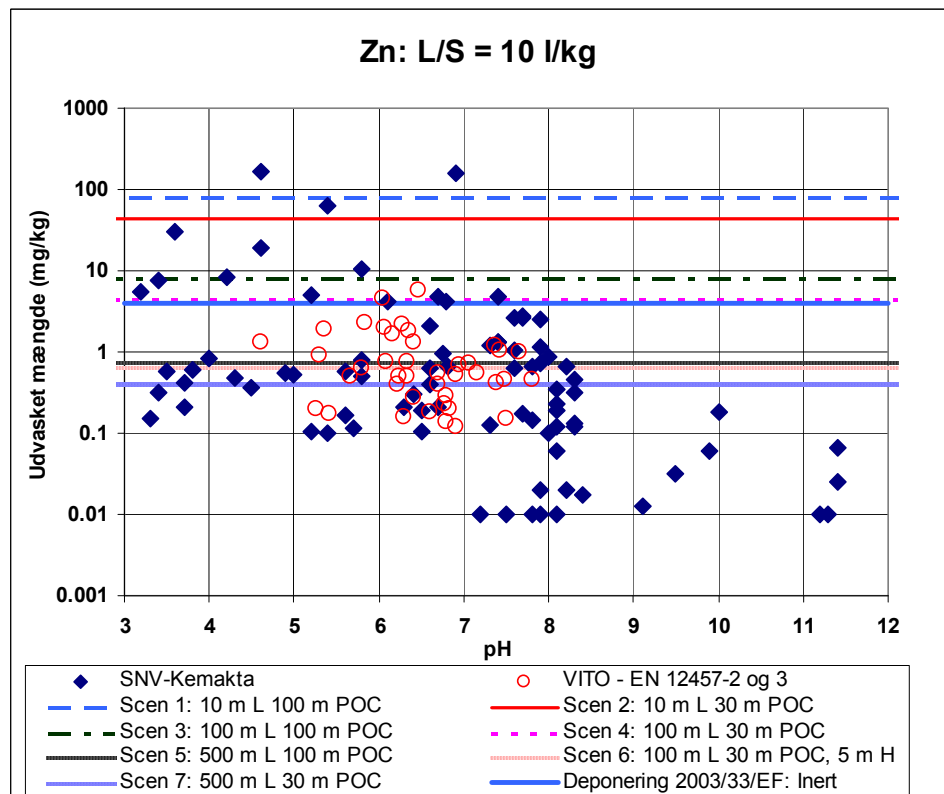
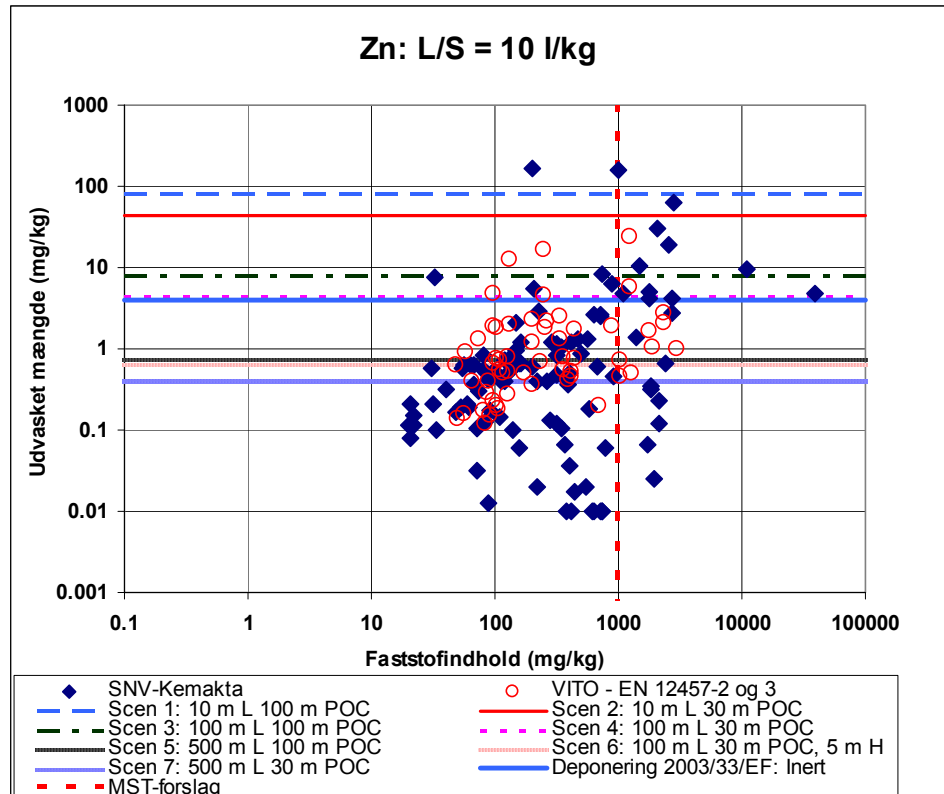
Figur 3.2 j

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Sb for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Sb som funktion af pH i eluatet.



Figur 3.2 k

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Se for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Se som funktion af pH i eluatet.



Figur 3.2 I

Øverst udvasket mængde ved L/S = 10 l/kg vs. faststofindhold af Zn for jordprøver. De vandrette linjer er grænseværdier for stofudvaskning baseret på forskellige scenarier for genanvendelse. Den stiplede, lodrette linje angiver Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi for faststofindhold. Nederst samme udvaskede mængder Zn som funktion af pH i eluatet.

Tabel 3.3 a
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af As.

As	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	94	29	45	40	46
		DK-forurennet	10	3	4	3	4
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	29	29	28	28	29
		DK-forurennet	3	3	3	3	3
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	23	23	22	22	23
		DK-forurennet	3	3	3	3	3
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	9	9	9	9	9
		DK-forurennet	3	3	3	3	3
		DK-uforurennet	33	33	33	33	33
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	31	48	43	49
		DK-forurennet	100	30	40	30	40
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	97	97	100
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	96	96	100
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	100	100
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
<p>MST-F Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 20 mg/kg Scen 3: 0,076 mg/kg Scen 4: 0,043 mg/kg Inert-LFD:0,1 mg/kg</p>							
<p>Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):</p> <p>Ingen</p>							

Tabel 3.3 b
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Ba.

Ba	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	33		33	33	33
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 1, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	33		33	33	33
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	18		18	18	18
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 1, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurenet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: Ingen grænseværdi foreslået for Ba Scen 3: 12,2 mg/kg Scen 4: 6,8 mg/kg Inert-LFD: 7 mg/kg</p>							
<p>Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):</p> <p>Ingen</p> <p>Der er kun data for indhold og udvaskning af Ba i datasættet SNV-Kemakta</p>							

Tabel 3.3 c
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Cd.

Cd	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	52	32	44	43	39
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	32	32	31	31	30
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	25	25	24	24	23
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	11	11	11	11	11
		DK-forurennet	8	8	8	8	8
		DK-uforurennet	33	33	33	33	33
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	62	85	83	75
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	97	97	94
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	96	96	92
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	100	100
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 5 mg/kg Scen 3: 0,10 mg/kg Scen 4: 0,057 mg/kg Inert-LFD:0,03 mg/kg</p>							
<p>Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):</p> <p>Ingen</p>							

Tabel 3.3 d
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Cr.

Cr	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	91	83	90	87	83
		DK-forurennet	10	10	10	9	8
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	83	83	82	79	75
		DK-forurennet	10	10	10	9	8
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	72	72	71	69	65
		DK-forurennet	10	10	10	9	8
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	37	37	37	36	33
		DK-forurennet	8	8	8	7	6
		DK-uforurennet	33	33	33	33	33

	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	91	99	96	91
		DK-forurennet	100	100	100	90	80
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	99	95	90
		DK-forurennet	100	100	100	90	80
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	99	96	90
		DK-forurennet	100	100	100	90	80
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	97	89
		DK-forurennet	100	100	100	88	75
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100

MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse.
Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms.
Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms.
Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.

MST-F: 1.000 mg/kg
Scen 3: 0,60 mg/kg
Scen 4: 0,34 mg/kg
Inert-LFD: 0,2 mg/kg

Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):

Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)	Udvaskn. (mg/kg)
SNV-Kemakta	Exp XC	Jordprøve fra træimpregneringsgrund	220	0,21
SNV-Kemakta	C/016/0,5 Ö åsmaterial	Jordprøve fra træimpregneringsgrund	120	0,26
SNV-Kemakta	Exp A	Jordprøve fra træimpregneringsgrund	490	0,28
SNV-Kemakta	B/050/0,3 åsmaterial	Jordprøve fra træimpregneringsgrund	180	0,38
DK-forurennet	GriForT	Jordprøve fra træimpregneringsgrund (top)	750	0,30
DK-forurennet	GriForU	Jordprøve fra træimpregneringsgrund (under)	150	0,38

Tabel 3.3 e
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Cu.

Cu	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	115	98	113	112	107
		DK-forurenet	10	6	10	10	9
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	98	98	97	97	96
		DK-forurenet	6	6	6	6	6
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	83	83	82	82	81
		DK-forurenet	6	6	6	6	6
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	47	47	47	47	47
		DK-forurenet	5	5	5	5	5
		DK-uforurenet	33	33	33	33	33

	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	85	98	97	93
		DK-forurenet	100	60	100	100	90
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	99	99	98
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	99	99	98
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	100	100
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100

MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurenet jord til genanvendelse.
Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms.
Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms.
Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.

MST-F: 1.000 mg/kg
Scen 3: 17 mg/kg
Scen 4: 9,5 mg/kg
Inert-LFD: 0,9 mg/kg

Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):

Ingen

Tabel 3.3 f
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Hg.

Hg	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	30	20	25	25	23
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	20	20	20	20	19
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	10	10	10	10	9
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	4	4	4	4	4
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	67	83	83	77
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	100	100	95
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	100	100	90
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	100	100
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurenet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 3 mg/kg Scen 3: 0,013 mg/kg Scen 4: 0,0071 mg/kg Inert-LFD: 0,003 mg/kg</p>							
<p>Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):</p> <p>Ingen</p> <p>Der er kun data for indhold og udvaskning af Hg i datasættet SNV-Kemakta</p>							

Tabel 3.3 g
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Mo.

Mo	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	8		4	3	3
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	6		2	1	1
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	5		1	0	0
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100		50	38	38
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
2	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100		33	17	17
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100		20	0	0
		DK-forurenet					
		DK-uforurenet					
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurenet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: Ingen grænseværdi foreslået for faststofindhold af Mo Scen 3: 0,63 mg/kg Scen 4: 0,35 mg/kg Inert-LFD: 0,3 mg/kg</p>							
Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):							
Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)	Udvaskn. (mg/kg)			
SNV-Kemakta	T35:1	Jordprøve fra grund med diverse metalhåndtering	27	0,61			
SNV-Kemakta	T30:1	Jordprøve fra grund med diverse metalhåndtering	50	0,86			
SNV-Kemakta	T4:3	Jordprøve fra grund med diverse metalhåndtering	350	4,8			
SNV-Kemakta	T10:2	Jordprøve fra grund med diverse metalhåndtering	680	42			
SNV-Kemakta	T38:1	Jordprøve fra grund med diverse metalhåndtering	3400	44			
Der er kun data for indhold og udvaskning af Mo i datasættet SNV-Kemakta							

Tabel 3.3 h
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Ni.

Ni	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	85	55	72	71	71
		DK-forurenet	10	9	10	9	9
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	55	55	52	52	52
		DK-forurenet	9	9	9	9	9
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	47	47	44	44	44
		DK-forurenet	9	9	9	9	9
		DK-uforurenet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	23	23	22	22	22
		DK-forurenet	7	7	7	7	7
		DK-uforurenet	33	33	33	33	33
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	65	85	84	84
		DK-forurenet	100	90	100	90	90
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	95	95	95
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	94	94	94
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	96	96	96
		DK-forurenet	100	100	100	100	100
		DK-uforurenet	100	100	100	100	100
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurenet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 30 mg/kg Scen 3: 0,36 mg/kg Scen 4 0,20 mg/kg Inert-LFD:0,2 mg/kg</p>							
Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):							
Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)		Udvaskning (mg/kg)		
SNV-Kemakta	HB 46	Jordprøve fra tungmetalloforurenet grund	23		2,2		

Tabel 3.3 i
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Pb.

Pb	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	78	35	66	63	52
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	35	35	34	34	32
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	28	28	27	27	25
		DK-forurennet	10	10	10	10	10
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	13	13	13	13	12
		DK-forurennet	8	8	8	8	8
		DK-uforurennet	33	33	33	33	33
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	45	85	81	67
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	97	97	91
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	96	96	89
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	100	100	92
		DK-forurennet	100	100	100	100	100
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 400 mg/kg Scen 3: 0,84 mg/kg Scen 4: 0,47 mg/kg Inert-LFD: 0,2 mg/kg</p>							
Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):							
Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)	Udvaskning (mg/kg)			
SNV-Kemakta	Glas A	Jordprøve fra industrigrund (glasbrug)	230	0,29			

Tabel 3.3 j
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Sb.

Sb	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof < MST-F	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
					< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	12		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
2	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	9		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	9		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof < MST-F	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
					< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
2	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluater fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluater ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100		0	0	0
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: Ingen grænseværdi foreslået for faststofindhold af Sb Scen 3: 0,021 mg/kg Scen 4: 0,012 mg/kg Inert-LFD: 0,02 mg/kg</p>							
Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):							
Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)	Udvaskning (mg/kg)			
SNV-Kemakta	AD14	Prøve fra glasbrug	0,84	0,13			
SNV-Kemakta	Glas B	Prøve fra glasbrug	0,90	0,18			
SNV-Kemakta	JW101	Prøve fra glasbrug	2,9	0,22			
SNV-Kemakta	Prov 3	Prøve fra glasbrug, brugsmark	0,11*	0,23			
SNV-Kemakta	Glas XA	Prøve fra glasbrug	0,80	0,27			
SNV-Kemakta	Glas A	Prøve fra glasbrug	1,9	0,44			
SNV-Kemakta	Prov 4	Prøve fra glasbrug, brugsmark	0,071*	0,61			
SNV-Kemakta	Prov 2	Prøve fra glasbrug, deponi	200	0,90			
SNV-Kemakta	Prov 1	Prøve fra glasbrug, deponi	340	8,3			
*: Faststofindholdet er i databasen angivet som mindre end den udvaskede mængde. Der må være tale om fejl eller meget stor usikkerhed, formentlig primært ved faststofanalysen.							
Der er kun data for indhold og udvaskning af Sb i datasættet SNV-Kemakta							

Tabel 3.3 k
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Se.

Se	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	6		6	6	6
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
2	Alle datasæt i 1, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	5		5	5	5
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	5		5	5	5
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
				< MST-F	< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
2	Alle datasæt i 1, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
3	Alle datasæt i 2, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100		100	100	100
		DK-forurennet					
		DK-uforurennet					
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: Ingen grænseværdi foreslået for faststofindhold af Se Scen 3: 0,14 mg/kg Scen 4: 0,077 mg/kg Inert-LFD: 0,06 mg/kg</p>							
<p>Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):</p> <p>Ingen</p> <p>Der er kun data for indhold og udvaskning af Se i datasættet SNV-Kemakta</p>							

Tabel 3.3 I
Analyse af sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Zn.

Zn	Data	Population	Antal prøver				
			Total	Faststof < MST-F	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
					< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	94	76	85	83	83
		DK-forurennet	10	9	5	5	5
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	76	76	72	70	70
		DK-forurennet	9	9	5	5	5
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	60	60	57	55	55
		DK-forurennet	9	9	5	5	5
		DK-uforurennet	34	34	34	34	34
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	34	34	33	33	33
		DK-forurennet	7	7	4	4	4
		DK-uforurennet	33	33	33	33	33
	Data	Population	% af Total				
			Total	Faststof < MST-F	Udvaskning ved L/S = 2 l/kg		
					< Scen 3	< Scen 4	<Inert LFD
1	Alle datasæt, hvor der findes faststofanalyser og udvaskningsdata ved L/S = 2 l/kg	SNV-Kemakta	100	81	90	88	88
		DK-forurennet	100	90	50	50	50
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
2	Alle datasæt i 1, som overholder MST-F	SNV-Kemakta	100	100	95	92	92
		DK-forurennet	100	100	56	56	56
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
3	Alle datasæt i 2, for hvilke der er målt pH i eluatet fra udvaskningen	SNV-Kemakta	100	100	95	92	92
		DK-forurennet	100	100	56	56	56
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
4	Alle datasæt i 3, hvor eluatet ligger i intervallet 6 < pH < 9	SNV-Kemakta	100	100	97	97	97
		DK-forurennet	100	100	57	57	57
		DK-uforurennet	100	100	100	100	100
<p>MST-F: Miljøstyrelsens forslag til kriterium for faststofindhold i lettere forurennet jord til genanvendelse. Scen 3: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 3, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 100 m nedstrøms. Scen 4: Grænseværdi for udvaskning bestemt ved scenarie 4, dvs. 1 m tykkelse, 100 m L, POC 30 m nedstrøms. Inert LFD: Grænseværdien for udvaskning for affald, som ønskes modtaget på et deponi for inert affald i henhold til Rådsbeslutning 2003/33/EF.</p> <p>MST-F: 1.000 mg/kg Scen 3: 3,6 mg/kg Scen 4: 2,0 mg/kg Inert-LFD: 2 mg/kg</p>							
Datasæt, som fortsat giver overskridelser af udvaskningskriterierne for 6<pH < 9 (under punkt 4):							
Population	ID	Type	Indhold (mg/kg)		Udvaskning (mg/kg)		
SNV-Kemakta	HB 46	Prøve fra tungmetalloforurennet grund	990		82		
DK-forurennet	GriForT	Prøve fra træimpregneringsgrund (topjord)	410		6,4		
DK-forurennet	GriForU	Prøve fra træimpregneringsgrund (underjord)	220		16		
DK-forurennet	OveForU	Prøve fra træimpregneringsgrund (underjord)	430		19		

3.2.2 Diskussion af resultater

I det følgende gennemgås resultaterne for de enkelte sporelementer på grundlag af figurerne og tabellerne i afsnit 3.2.1. Diskussionen er især baseret på resultaterne for $L/S = 2$ l/kg.

For **As** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 20 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1, 2, 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald, dog med et enkelt datasæt på grænseværdien sat ved scenarie 3. Denne prøve stammer fra en grund forurenet med kisaske, og ved udvaskningstesten havde eluatet et pH på 3,8, det vil sige, at denne jordprøve sorteres fra, hvis der sættes et krav om, at $6 < \text{pH} < 9$. Af tabel 3.3 a ses det, at samme krav vil fjerne en række andre prøver, som ikke overskrider udvaskningskravene, fra populationen SNV-Kemakta. Alle de uforurenedede prøver overholder alle udvaskningskravene til As i tabel 3.3 a. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning ved $L/S = 2$ l/kg for As er **138** (94+10+34). Fastsættelse af krav til genanvendelse af lettere forurenet jord baseret på en surrogatmåling af faststofindhold synes – med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data – ikke at være problematisk for As.

For **Ba** ligger alle udvaskningsresultater lavere end de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Miljøstyrelsen har p.t. ikke foreslået nogen grænseværdi for faststofindholdet af Ba. Der findes kun et begrænset antal samhörørende datapunkter for faststofindhold og udvaskning af Ba fra jord ved $L/S = 2$ l/kg, nemlig **33** (SNV-Kemakta). 18 af disse datasæt har et pH i eluatet fra udvaskningstesten, der ligger mellem 6 og 9. Det vil – med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data – næppe være problematisk at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenet jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold. Der kan dog være grund til at styrke datagrundlaget.

For **Cd** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 5 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1 og 2, og kun to af disse datasæt ligger over grænser, der defineres af scenarierne 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. De tre prøver med den højeste udvaskning af Cd er hhv. jord fra en grund forurenet med kisaske (samme prøve som nævnt under As), en prøve af forurenet jord fra en grund, hvor der har været træprægneringsvirksomhed og en prøve fra en industrigrund, hvor der blandt andet har været fremstillet svovlsyre. Alle tre prøver udviste meget lave pH-værdier i eluatet fra udvaskningstesten (hhv. 3,8, 3,1 og 3,0) og forsvinder, hvis der stilles krav om, at pH skal ligge mellem 6 og 9. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning ved $L/S = 2$ l/kg for Cd, er **96** (52+10+34). Også for Cd synes det – med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data – at være muligt at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenet jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold.

For **Cr** ligger udvaskningen for alle de prøver, der indgår i undersøgelsen, under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1 og 2, og kun ét

datapunkt ligger over grænseværdien sat af scenarie 3. Knap 10 prøver ligger under den foreslåede faststofgrænse på 1.000 mg/kg, men har en udvaskning, der overskrider EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Seks af disse prøver fjernes ikke af kravet om, at pH i eluatet fra udvaskningen skal ligge mellem 6 og 9. I de undersøgte populationer af jordprøver synes der ikke at være nogen sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskningsniveau, når man har faststofindhold højere end 20-30 mg/kg. Det ville måske være mere hensigtsmæssigt at sætte kravet til "faststofindholdet" til krom, der kan udvaskes som Cr(VI) (benævnes ofte som faststofindhold af Cr(VI)). Det kan dog ikke afprøves med det foreliggende datamateriale, da der kun er bestemt indhold af krom, der kan udvaskes som Cr(VI), for tre prøver. Det skal bemærkes, at alle prøverne med høj udvaskning af Cr stammer fra træimprægneringsgrunde. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning af Cr fra jord ved L/S = 2 l/kg, er **135** (91+10+34). På det foreliggende grundlag synes det for Cr at kunne være problematisk at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenede jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold af total-Cr. Det bør overvejes at styrke datagrundlaget med hensyn til udvaskning af Cr(VI).

For **Cu** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 1.000 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1 og 2, og der ligger kun ét datasæt højere end de grænser, der defineres af scenarierne 3, 4 og 5 – resten af datapunkterne til venstre for grænsen for faststofindholdet ligger under udvaskningsgrænsen defineret af scenarie 5. Yderligere ét datasæt ligger over grænserne defineret af scenarierne 6 og 7 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald, hvor der også ligger to andre datasæt, som samtidig kun er ganske lidt højere end det foreslåede krav til faststofindhold. Prøven med den højeste udvaskning af Cu er den samme prøve, som er nævnt tidligere under Cd og Cr, nemlig jord fra en træimprægneringsgrund med en pH-værdi på 3,1 i eluatet fra udvaskningen. Prøven, som overskrider grænserne sat af scenarierne 6 og 7, er fra en grund forurenede med kisaske, og er også nævnt under As og Cd (pH = 3,8 i eluatet). Et eventuelt krav om, at pH i eluatet fra udvaskningen skal ligge mellem 6 og 9 vil sikre, at ingen af de undersøgte datasæt overskrider nogen af de opstillede udvaskningskrav. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning Cu ved L/S = 2 l/kg, er **159** (115+10+34). Med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data synes det også for Cu at være muligt at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenede jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold.

For **Hg** ligger udvaskningen af alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 3 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1, 2, 3 og 4, dog ligger ét datasæt meget tæt ved grænsen for scenarie 4. Yderligere ét datasæt ligger på eller over grænserne sat af scenarierne 5 og 7, som for Hg er de laveste, og endelig ligger ét datasæt ganske lidt over det foreslåede faststofkriterium med en udvaskning på eller over den, der defineres af scenarierne 5, 6 og 7. Den højest liggende af disse prøver stammer fra en prøve af overfladejord forurenede med papir- og kisaske med en pH-værdi på 6,1 i eluatet. Oplysningerne for de to andre prøver er på grund af anonymisering af den svenske database meget sparsomme, og der foreligger ikke information om pH i eluatet. Det samlede antal jordprøver, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning af Hg

fra jord ved $L/S = 2$ l/kg, er forholdsvis begrænset, nemlig **30** (SNV-Kemakta). Alle prøver, for hvilke der foreligger faststof- og udvaskningsdata, overholder alle grænseværdier for udvaskning, når faststofindholdet af Hg er mindre end den foreslåede grænseværdi på 3 mg/kg, og hvis pH i eluatet ligger mellem 6 og 9. Kun fire datasæt ud af de oprindelige 30 opfylder sidstnævnte kriterier. På dette meget spinkle grundlag og med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data synes det også for Hg at være muligt at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenede jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold. Det må dog anbefales at styrke datagrundlaget.

For det sparsomme datamateriale, som er til rådighed om faststofindhold og udvaskningen af **Mo** fra jordprøver (otte datasæt i alt), ligger udvaskningen fra alle datasæt med faststofindhold på under 10 mg/kg under udvaskningskriterierne defineret af scenarierne 1, 2, 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald, mens den for alle datasæt med faststofindhold under 100 mg/kg ligger under udvaskningsgrænserne defineret af scenarierne 1 og 2. Miljøstyrelsen har p.t. ikke foreslået nogen grænseværdi for faststofindholdet af Mo. En betingelse om, at pH i eluatet fra en udvaskningstest skal ligge mellem 6 og 9, vil næppe have nogen gunstig virkning, idet udvaskningen af Mo ofte er maksimal i det neutrale område. Antallet af datapunkter for udvaskning af Hg fra jord ved $L/S = 2$ l/kg er stærkt begrænset, nemlig **14** (SNV-Kemakta) – kun de **otte** prøver, for hvilke der foreligger bestemmelse af faststofindhold, er dog vist i figur 3.1 g og tabel 3.3 g. Som det fremgår af figur 3.1 g, ser der ud til at være en vis tendens i dataene til, at udvaskningen stiger med stigende faststofindhold, og det kan ikke afvises, at det for Mo vil være muligt at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenede jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold. Det må dog kraftigt anbefales at styrke datagrundlaget.

For **Ni** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 30 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1, 2 og 3, bortset fra tre datasæt, der alle overskrider grænserne sat af scenarie 2 og ét af dem også grænsen sat af scenarie 1. Herudover findes der yderligere to datasæt, som overskrider eller ligger nær grænsen sat af scenarie 4 og EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald, mens de øvrige datasæt med faststofindhold mindre end 30 mg/kg ligger lavere. De to højest liggende datasæt stammer fra prøver, som også er nævnt under As, Cd og Cu, nemlig prøverne fra en grund forurenede med kisaske (pH i eluatet = 3,8) og fra en træimprægneringsgrund (pH i eluatet = 3,1). De vil blive fjernet af et krav om, at $6 < \text{pH} < 9$. Det tredje datasæt, som overskrider grænsen sat af scenarie 2, stammer derimod fra en ikke tidligere identificeret prøve af jord fra en tungmetallforurenede jord med pH = 6,6 i eluatet. Herudover er der en prøve, som har et faststofindhold på 35 mg/kg og som netop overskrider kriteriet sat af scenarie 4. Prøven er dansk (jord, der har været brugt til overdækning af affald), og pH i eluatet var 7,9. Den sidste prøve med faststofindhold under 30 mg/kg, som ligger nær kriteriet defineret af scenarie 4, stammer fra en industrigrund, hvor der blandt andet har været fremstillet svovlsyre. Her var pH i eluatet 3,0. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörørende data for faststofindhold og udvaskning af Ni ved $L/S = 2$ l/kg, er **129** (85+10+34). Med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data synes det også for Ni at være muligt at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenede jord, som ønskes genanvendt, baseret på

en surrogatmåling af faststofindhold. Ved tilføjelse af et krav om $6 < \text{pH} < 9$ bringes 96% af 23 prøver til at overholde kriterierne.

For **Pb** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 400 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1, 2, 3 og 4, bortset fra ét datasæt, der overskrider grænserne sat af scenarierne 3 og 4. Yderligere tre værdier overskrider udvaskningsgrænserne for scenarie 5 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald, og ét datasæt ligger lige under, ellers overholder de øvrige datasæt med faststofindhold mindre end 400 mg/kg alle udvaskningskriterier defineret af scenarierne 1, 2, 3, 4, 5, 6 og 7 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Prøven med den højeste udvaskning af Pb er en gammel kending, som også er nævnt under Cd, Cu og Ni, nemlig prøven fra en grund forurenet med kisaske (pH i eluatet = 3,8). De tre andre prøver, som overskrider udvaskningskriteriet bestemt af scenarie 5, er hhv. en prøve fra en grund, hvor der har været en glasfabrik (pH i eluatet = 8,0), en (dansk) prøve af jord, som har været brugt som afdækningsjord for affald (pH i eluatet = 7,9, også nævnt under Ni) og en prøve af ukendt oprindelse (på grund af anonymiseringen af den svenske database) med en pH-værdi i eluatet på 4,6. Kun prøven fra glasbruget bliver tilbage, hvis der stilles krav om, at $6 < \text{pH} < 9$. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörende data for faststofindhold og udvaskning af Ni ved $L/S = 2 \text{ l/kg}$, er **122** (78+10+34). Med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data synes risikoen – ved for Pb at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenet jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold – at være begrænset.

For det sparsomme datamateriale, som er til rådighed om faststofindhold og udvaskningen af **Sb** fra jordprøver, ligger udvaskningen for stort set alle datasættene på eller over alle grænseværdier defineret af scenarierne i tabel 3.1 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. For faststofindhold af Sb under 100 mg/kg synes der i det spinkle datamateriale ikke at være nogen form for sammenhæng mellem faststofindhold og udvaskning af Sb. Det skal dog bemærkes, at alle de 12 medtagne datasæt (formentlig) stammer fra den samme forurenede glasværksgrund. Miljøstyrelsen har p.t. ikke foreslået nogen grænseværdi for faststofindholdet af Sb. Antallet af datapunkter for udvaskning af Sb fra jord ved $L/S = 2 \text{ l/kg}$ er som nævnt stærkt begrænset, nemlig **12** (SNV-Kemakta). Der er al mulig grund til at styrke datagrundlaget for faststofindhold og udvaskning af Sb fra jord. På grund af de meget betydelige overskridelser af grænseværdierne for udvaskning af Sb, kan der også være grundlag for at undersøge, om de data, som ligger til grund fastsættelsen af disse, er korrekte. Der synes ikke umiddelbart at kunne opstilles nogen meningsfulde surrogatkriterier for faststofindholdet af Sb for lettere forurenet jord, som ønskes genanvendt. Det skal dog nævnes, at SNV-Kemakta-databasen også indeholder 11 prøver af jord, som formentlig ikke er forurenet med Sb. Af disse prøver, som ikke er medtaget, fordi der ikke foreligger målinger af faststofindholdet af Sb, overholder de 10 udvaskningskravene baseret på scenarie 3 og Inert-LFD.

For **Se** er datamaterialet også meget begrænset (**seks** datasæt, alle fra SNV-Kemakta). Her synes der dog at være en vis sammenhæng mellem faststofindhold og stofudvaskning, som på et mere fyldigt datagrundlag måske kunne føre til fastsættelse af en faststofgrænse, som kan sikre, at udvaskningen forbliver under et acceptabelt niveau. For det eksisterende datasæt ligger alle

udvaskningsværdier under grænseværdien defineret af scenarierne 1, 2, 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Det må kraftigt anbefales at styrke datagrundlaget for faststofindhold og udvaskning af Se fra jord.

For **Zn** ligger udvaskningen for alle prøver med et faststofindhold mindre end den foreslåede grænseværdi på 1.000 mg/kg under de udvaskningsgrænser, som sættes af scenarierne 1 og 2, bortset fra to datasæt, der overskrider begge grænser. Fire prøver overskrider udvaskningsgrænserne sat af scenarie 3, og yderligere 4-5 prøver overskrider eller tangerer grænsen sat af scenarie 4. De øvrige datasæt med faststofindhold af Zn mindre end 1.000 mg/kg ligger under udvaskningsgrænserne defineret af scenarierne 1, 2, 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Det højest liggende datasæt stammer fra en prøve, som også er nævnt under Cd, Cu, Ni og Pb, nemlig prøven fra en grund forurenet med kisaske (pH i eluatet = 3,8). Den anden prøve, som overskrider alle udvaskningsgrænser, stammer fra en tungmetallorenet grund og havde en pH-værdi på 6,6 i eluatet. De tre prøver, som ligger mellem udvaskningskriterierne sat af scenarierne 2 og 3, stammer hhv. fra en dansk forurenet grund (pH i eluatet = 5,3), en svensk forurenet grund (ingen oplysninger på grund af anonymisering, ingen data for pH i eluatet) og en træimprægneringsgrund (pH i eluatet = 3,1), som også er nævnt under Cd, Cr, Cu og Ni. 34 prøver fra SNV-Kemakta og syv prøver fra DK-uforurenet overholder et krav om, at $6 < \text{pH} < 9$. Af disse overholder 97% hhv. 57% kriterierne for scenarierne 3 og 4 samt EU's udvaskningsgrænseværdi for deponering af inert affald. Det samlede antal jordprøver i de tre populationer, for hvilke der foreligger samhörende data for faststofindhold og udvaskning af Zn ved $L/S = 2$ l/kg, er **138** (94+10+34). Af figur 3.1 l ses det, at der er en rimelig tendens til voksende udvaskning med stigende faststofindhold af Zn, men det ses også, at der er mange "strejfe", som ikke følger denne tendens. Med forbehold for eventuel manglende repræsentativitet af de tilgængelige data synes risikoen for at undervurdere udvaskningen – ved for Zn at sætte en grænseværdi for stofudvaskning fra lettere forurenet jord, som ønskes genanvendt, baseret på en surrogatmåling af faststofindhold – at være betydelig.

3.3 Organiske komponenter

Datamaterialet vedrørende sammenhængende værdier af faststofindhold og udvaskning af organiske forureningskomponenter fra jord er meget sparsomt, og det har kun været muligt at finde brugbare data for total hydrokarboner (C5-C35), benzin (C5/C6-C10), let olie (C10-C25), tung olie (C25-C35), PAH (MST), naphthalen, benz(a)pyren og dibenz(a,h)anthracen.

Resultaterne er vist i figurerne 3.3 a til 3.3 h, der er opbygget på samme måde som figurerne for de uorganiske parametre. De angivne grænseværdier for udvaskning, som er beregnet for $L/S = 1$ l/kg, svarer til de i tabel 3.1 angivne scenarier 1, 2, 3 og 4. I tabel 3.3 a (THC) er yderligere scenarie 6 inkluderet. Udvasningsdataene stammer primært fra ligevægtskolonneforsøg (se for eksempel Hansen et al., 2004, 2006) udført ved $L/S = \text{ca. } 1$ l/kg.

Hydrokarboner

Hydrokarbonerne er opdelt i fraktionerne total hydrokarboner (THC, C5 – C35), benzin (C6 – C10) let olie (C10 – C25) og tung olie (C25 – C35). Analyserne af totalindhold og de udvaskede stofmængder stammer fra populationerne E og H. Ved beregning af grænseværdierne for udvaskning

(scenarieregninger) er følgende modelstoffer anvendt: dekan (C5 – C35), toluen (C6 – C10), dekan (C10 – C25) og pentadekan (C25 - C35). Antallet af datasæt er som nævnt stærkt begrænset, varierende fra seks for benzin til 18 for total hydrokarboner. For et antal jordprøver findes der udvaskningsdata, mens de tilsvarende faststofindhold – specielt for benzin – ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode. Sådanne data er ikke medtaget.

For total hydrokarboner i figur 3.3 a ses på det foreliggende grundlag, at et faststofindhold, der er mindre end Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi (200 mg/kg) på ingen måde synes at kunne sikre, at udvaskningen overholder nogen af de kriterier, der er baseret på scenarierne 1, 2, 3 eller 4 (eller 6, for den sags skyld).

For benzin i figur 3.3 b ses i lidt højere grad stigende udvaskning med stigende faststofmængde, men for én prøve ud af de kun fire prøver med faststofindhold lavere end Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi (35 mg/kg) ligger udvaskningen højere end samtlige grænseværdier for stofudvaskning. Antallet af datasæt er som nævnt meget lille.

For let olie i figur 3.3 c ses et billede, som for de medtagne data til forveksling ligner billedet for de samme prøver for total hydrokarboner i figur 3.3 a. Som for total hydrokarboner gælder det på det foreliggende (spinkle) grundlag, at et faststofindhold, der er mindre end Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi (i dette tilfælde 75 mg/kg) på ikke ser ud til at kunne sikre, at udvaskningen overholder nogen af de kriterier, der er baseret på scenarierne 1, 2, 3 eller 4. Overensstemmelsen mellem figur 3.3 a og 3.3 c viser, at størstedelen af de udvaskelige hydrokarboner tilhører fraktionen C10-C25 (let olie).

For tung olie i figur 3.3 d ses en forholdsvis ringe udvaskning, uanset faststofindhold (for de få datasæt, som er fundet). Med udgangspunkt i det meget begrænsede datagrundlag er det ikke usandsynligt, at en jord med et indhold af tung olie, der ikke overstiger Miljøstyrelsens forslag til grænseværdi på 200 mg/kg, i store træk vil kunne overholde i hvert fald de udvaskningsgrænseværdier for tung olie, som er baseret på scenarierne 1, 2 og 3.

Sammenfattende må det konstateres, at datagrundlaget for hydrokarboner p.t. er for begrænset til, at der kan drages nogen egentlig konklusion vedrørende muligheden for at etablere grænseværdier for faststofindhold, som kan sikre, at udvaskningen af hydrokarboner fra disse prøver overholder de beregnede eksempler på grænseværdier svarende til scenarierne i tabel 3.1. Især for total hydrokarboner og let olie tyder det eksisterende spinkle datagrundlag på, at det kan blive vanskeligt at overholde disse grænseværdier for udvaskning med de foreslåede grænseværdier for faststofindhold. Det anbefales, at et mere fyldestgørende datagrundlag søges tilvejebragt.

Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Datamaterialet vedrørende faststofindhold i og udvaskning af PAH fra jord er stadig spinkelt, men dog lidt mere omfattende end for hydrokarboner (18-25 datasæt stammende fra populationerne E, F, G og H). Der er data for PAH (MST), som er summen af fluoranthen, benz(b+j+k)fluoranthen, benz(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren, for naphthalen, for benz(a)pyren og for dibenz(a,h)anthracen. Miljøstyrelsen har også foreslået en grænseværdi for faststofindholdet af dibenz(a)pyren, men der er

ikke fundet udvaskningsdata for dette stof, sandsynligvis fordi det ikke indgår i den såkaldte US EPA-pakke på 16 PAH'er.

For PAH (MST) ses i figur 3.3 e på det foreliggende grundlag, at udvaskningen for faststofindhold mindre end den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 40 mg/kg kun for en enkelt prøve, som stammer fra udviklingen af den anvendte testmetode, overskrider grænseværdierne svarende til scenarierne 1 og 2 i tabel 3.1, og kun yderligere én prøve overskrider grænseværdien baseret på scenarie 3. Som modelstof ved beregningen af grænseværdierne for udvaskning af PAH (MST) er anvendt fluoranthen.

For naphthalen ses i figur 3.3 f på det foreliggende grundlag, at udvaskningen for faststofindhold mindre end den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 5 mg/kg ikke overskrider grænseværdierne svarende til scenarierne 1 og 2 i tabel 3.1 og kun for tre datasæt (ud af 18) overskrider grænseværdierne svarende til scenarie 4. Beregningen af grænseværdierne for udvaskning er foretaget med naphthalen selv som modelstof.

For benz(a)pyren ses i figur 3.3 g på det foreliggende grundlag, at udvaskningen for faststofindhold mindre end den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 3 mg/kg kun for et enkelt datasæts vedkommende overskrider grænseværdierne svarende til scenarierne 3 og 4 i tabel 3.1, mens udvaskningen for de øvrige datasæt generelt ligger betydeligt under alle de viste grænseværdier. Beregningen af grænseværdierne for udvaskning er foretaget med fluoranthen som modelstof.

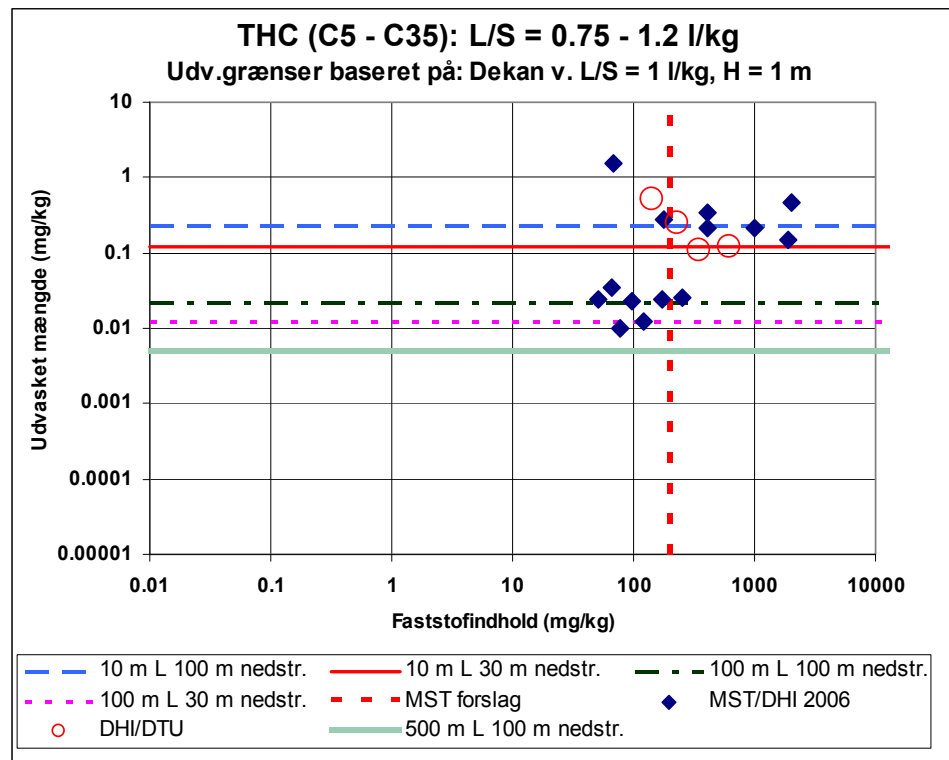
For dibenz(a,h)anthracen ses i figur 3.3 h stort set det samme billede som for benz(a)pyren: Udvasningen for faststofindhold mindre end den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 3 mg/kg overskrider kun for et enkelt datasæts vedkommende grænseværdien svarende til 4 i tabel 3.1, mens udvasningen for de øvrige datasæt generelt ligger betydeligt under alle de viste grænseværdier. Beregningen af grænseværdierne for udvasning er foretaget med fluoranthen som modelstof.

For PAH'er er det meget sandsynligt, at alderen af en given forurening spiller en betydelig rolle for sammenhængen mellem faststofindhold og stofudvasning.

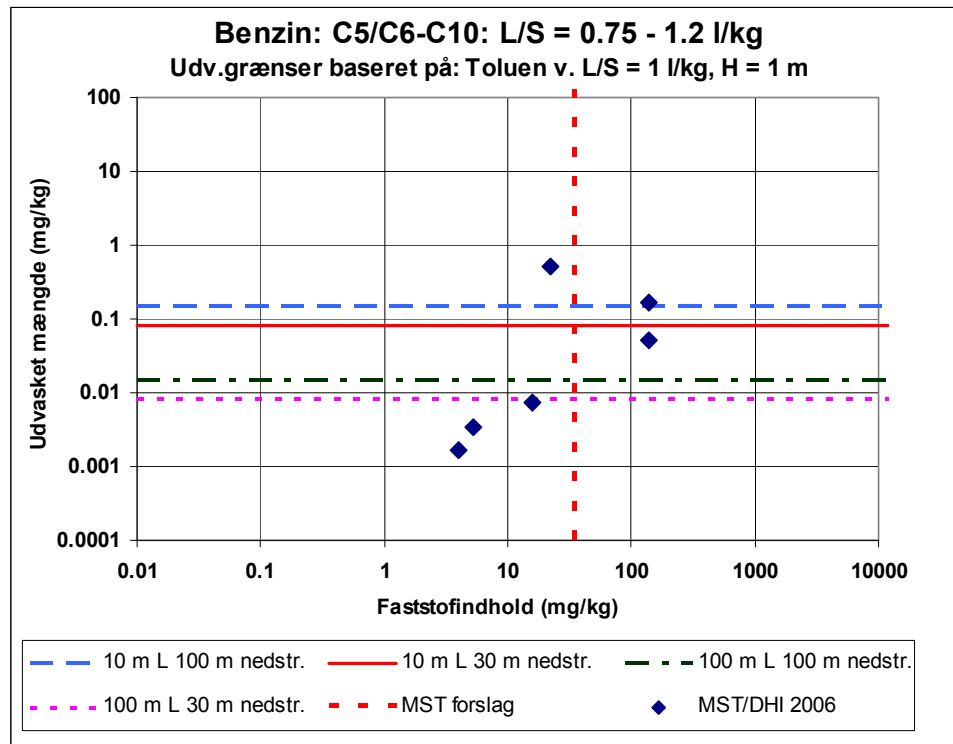
NSO-forbindelser

Såfremt jorden er forurenede med NSO-forbindelser (kvælstof-, svovl- og iltoldige heterocykliske aromatiske forbindelser), og såfremt disse udvaskes, vil man forvente at se dem indgå som en del af analyseresultatet for hydrokarbonerne, der jo ikke er en bestemmelse af specifikke stoffer, men derimod en bestemmelse stoffer i bestemte kogepunktsintervaller. Ud fra molekylstørrelsen placerer de sig i grupperne C6-C10 og C10-C25, men deres kogepunkter er generelt højere end kogepunkterne for de rene hydrokarboner med tilsvarende molekylstørrelse, så det kan ikke umiddelbart udelukkes, at nogle af NSO-forbindelserne vil følge gruppen C25-C35. I en igangværende undersøgelse for Miljøstyrelsen (DHI, 2007) er der på ca. 20 jordprøver gennemført udvaskningstests (ligevægtskolonnetests), hvor såvel faststof som eluater er analyseret for hydrokarboner, PAH og et antal NSO-forbindelser (populationen D, se afsnit 3.2.1). Af resultaterne fremgår det, at i alle de tilfælde, hvor der udvaskes signifikante mængder NSO-forbindelser (10-1.000 µg/kg), udvaskes der væsentligt større mængder hydrokarboner i

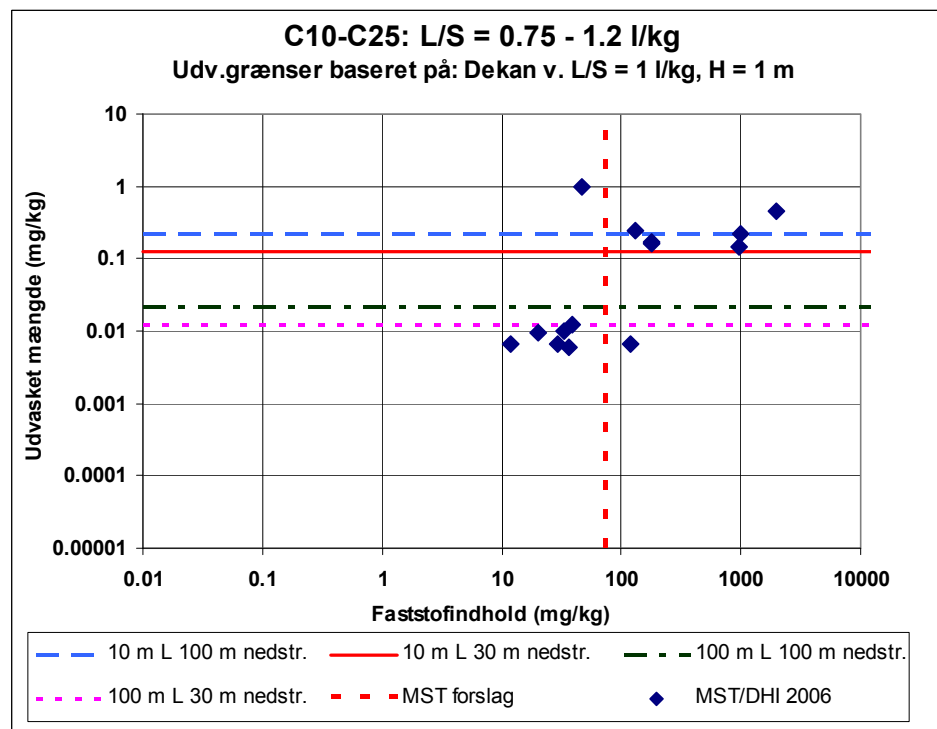
fraktionerne C6-C10 og C10-C25, mens udvaskningen af C25-C35 i næsten alle tilfælde er < ca. 10 µg/kg. Hovedparten af de udvaskede NSO-forbindelserne synes således at følge benzinen og den lette olie i analysen uden at kunne skelnes fra disse. En nøjere granskning af kromatogrammerne fra bestemmelsen af hydrokarboner vil formentlig kunne fortælle, hvor i olieanalysen NSO-forbindelserne slår igennem.



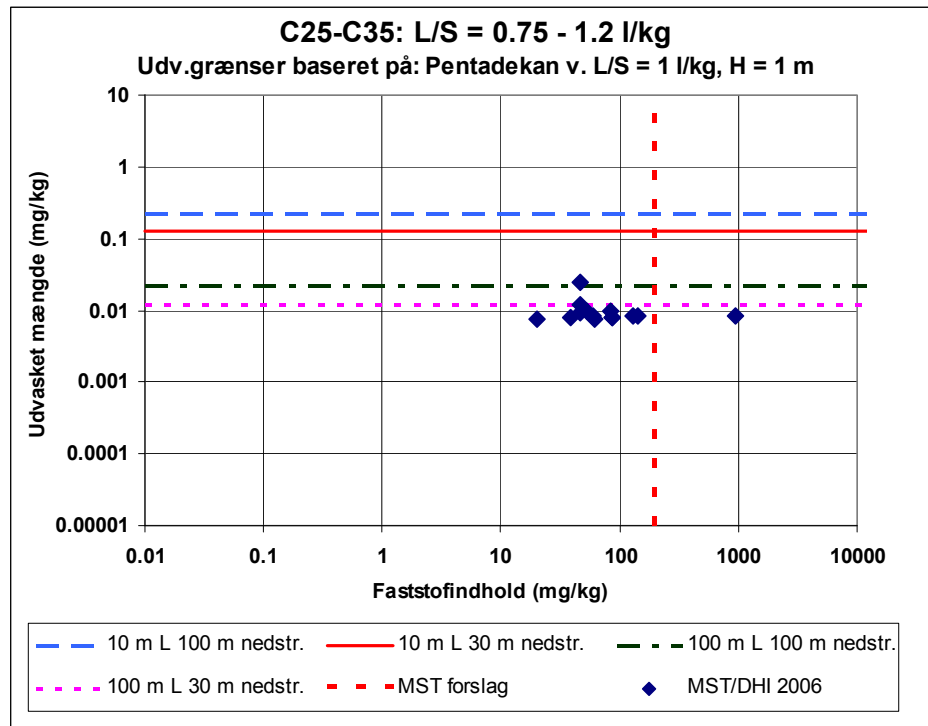
Figur 3.3 a
 Udvaske mængder vs. faststofindhold i jord af total hydrokarboner.



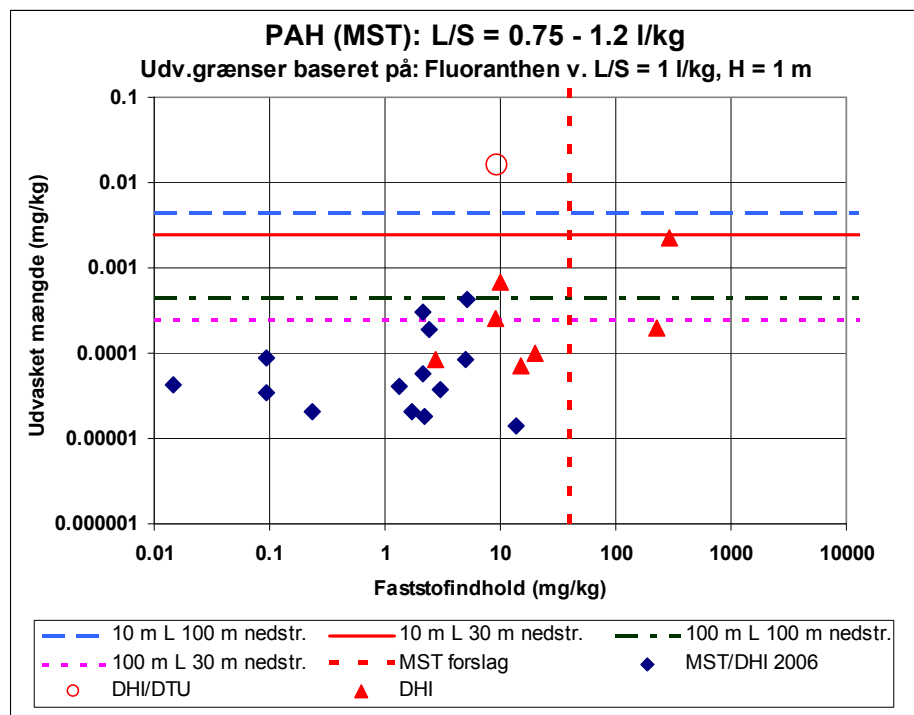
Figur 3.3 b
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af benzin C5/C6-C10.



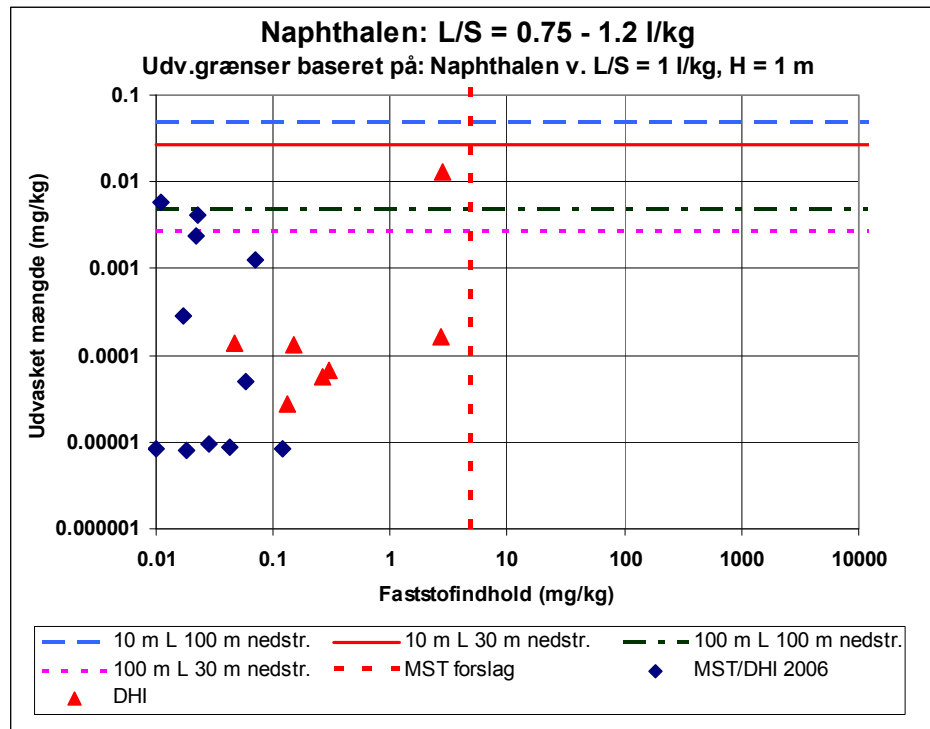
Figur 3.3 c
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af C10-C25.



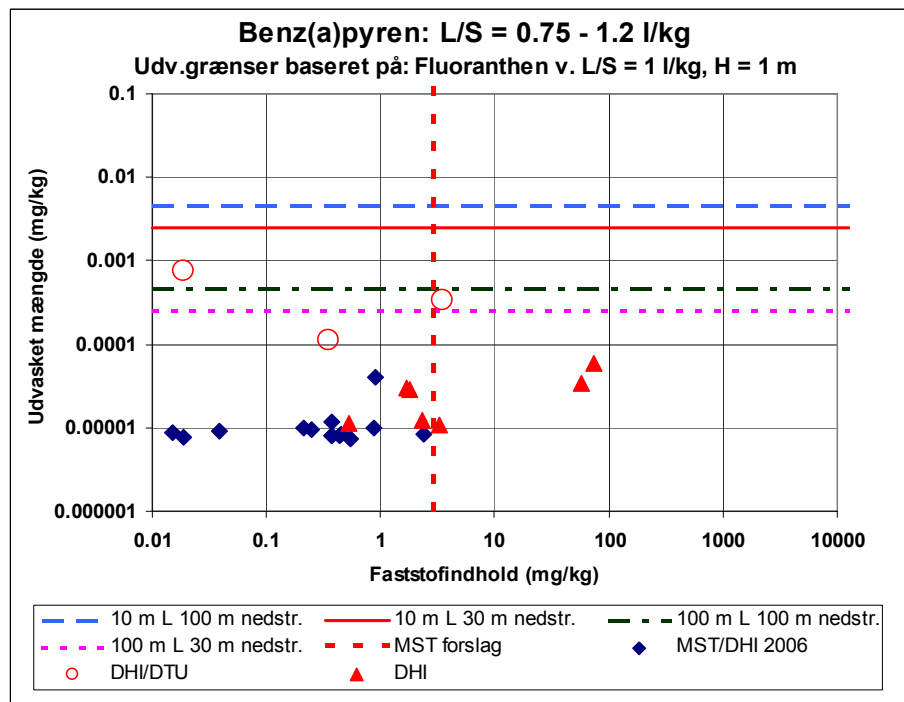
Figur 3.3 d
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af C25-C35.



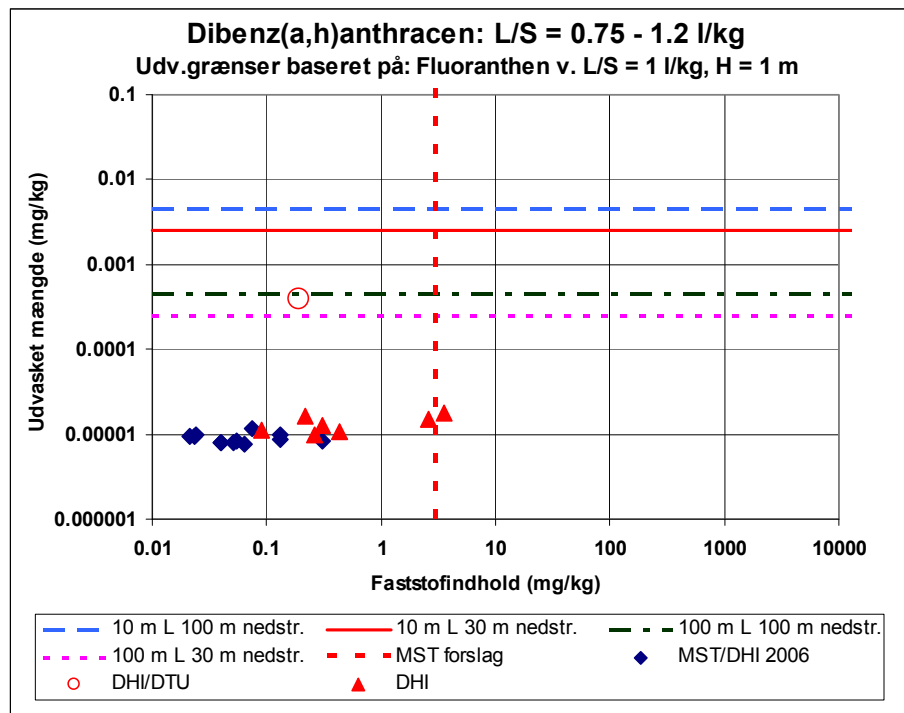
Figur 3.3 e
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af PAH (7 MST).



Figur 3.3 f
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af naphthalen.



Figur 3.3 g
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af benz(a)pyren.



Figur 3.3 h
 Udvaskede mængder vs. faststofindhold i jord af dibenz(a,h)anthracen.

4 Diskussion af betingelser for anvendelse af lettere forurenede jord

4.1 Overvejelser vedrørende størrelse og udstrækning af genanvendelsesprojekter

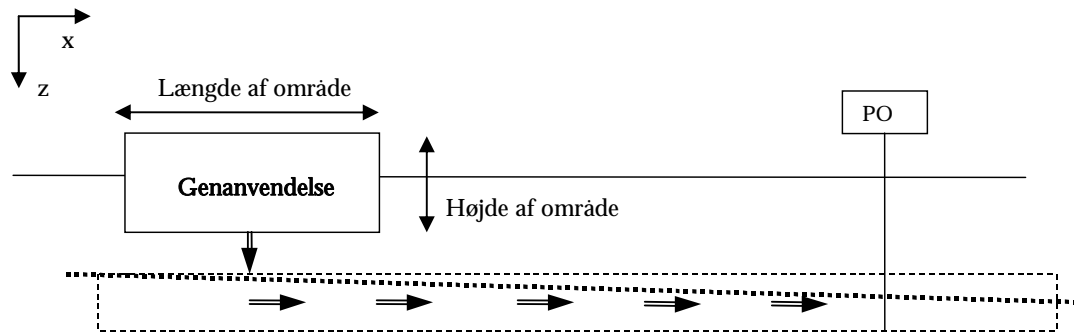
4.1.1 Maksimal længde/højde

Generelt viser plottene i de foregående afsnit, at genanvendelse ud fra de kendte data for udvaskning af sporelementerne synes mulig i en udstrækning på i hvert fald op til en længde på 100 m i grundvandsstrømningens retning med samtidig overholdelse af kravene til grundvandskvalitet i et punkt 30 eller 100 m nedstrøms den nedre afgrænsning af genanvendelsesområdet ved en genanvendeshøjde på 1 m. Ved en simuleret anvendelseslængde på 500 m fås – for de foreslåede faststofgrænser for lettere forurenede jord – overskridelse af grundvandskvalitetskriterierne for et lidt større antal af udvaskningstestene, hvilket ligeledes er tilfældet for en anvendeshøjde på 5 m med en anvendelseslængde på 100 m.

Beregningerne for anvendeshøjder svarende til typiske dimensioner for støjvolde (hhv. 4 og 8 m højde) giver retningslinier for, hvilke anvendelseslængder man vil kunne tillade for sådanne højder, alt efter hvilke krav til udvaskningen fra den lettere forurenede jord man måtte vælge. I overensstemmelse med beregningerne for 5 m anvendeshøjde viste beregningerne, at længden af støjvolde på hhv. 4 og 8 m højde burde være mindre end 100 m med de her antagne krav til faststofindholdet af forureningskomponenter i (og dermed indirekte udvaskningen af disse fra) den lettere forurenede. Jo strengere krav der stilles til udvaskning/faststofindhold, des større applikationer vil kunne tillades.

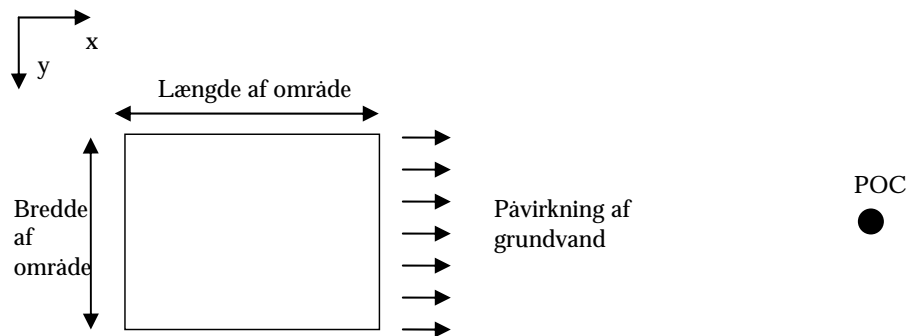
4.1.2 Fastsættelse af krav til maksimalt areal

I de hidtidige betragtninger er der alene taget hensyn til overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet i en given afstand fra den nedstrøms afgrænsning af genanvendelsesområdet. På grund af geometrien i de anvendte scenarier, hvor grundvandsstrømningen antages at være vinkelret på genanvendelsesområdets udstrækning ind i planet (ind i papiret), er udstrækningen af genanvendelsesområdet i den retning ikke af betydning for den attenuering, som beregnes i det nedstrøms punkt (POC). Man tager ved den valgte fremgangsmåde altså ikke hensyn til det samlede areal af genanvendelsen, men kun til udstrækningen i den ene retning (ovenfor omtalte "længde"), som så antages at være parallel med grundvandsstrømningen (se figur 4.1).



Figur 4.1
 Skitse af den 2-dimensionale vurdering af længde og højde af genanvendelsen. Genanvendelsesområdet har en udstrækning (længde) i grundvandsstrømningens retning.

For at kunne vurdere den tilladelige samlede udstrækning af genanvendelse af lettere forurenet jord uden restriktioner på den tilladte infiltration gennem den genanvendte jord, må man vurdere den samlede udvaskning fra genanvendelsen og sammenholde denne med grundvandsressourcen og ændringen i kvaliteten af denne. Man må altså vurdere udvaskningen fra hele arealet/volumenet af genanvendelsesområdet.



Figur 4.2
 Skitse af samme problemstilling som i figur 4.1, men set ovenfra og med den tredje dimension af genanvendelsesområdet ("bredden" eller udstrækningen langs y-aksen) indarbejdet.

En tilgang til dette kunne være, at man forlangte, at der inden for et givet delområde ikke måtte ske en tilførsel af perkolat, som set over hele området førte til, at grundvandstilvæksten (grundvandsdannelsen) havde en kvalitet, der var ringere end grundvandskvalitetskravet. Dette område kunne så udgøres af for eksempel et indvindingsområde, en region eller i princippet af hele landet. En grundvandstilvækst med vandkvalitet bedre end grundvandskvalitetskravet vil isoleret set for genanvendelse af jord sikre, at grundvandskvaliteten på længere sigt forbliver bedre end kvalitetskravet. Effekten af andre forureningskilder inddrages ikke i disse betragtninger.

4.1.3 Mængder af lettere forurenede jord

Miljøstyrelsen har oplyst, at den samlede mængde af lettere forurenede jord, som forventes flyttet i 2008, er ca. 3 mio. m³. For 2001 estimeres det, at ca. 12% af den lettere forurenede jord er blevet genanvendt. Dette vil for 2008-tallene svare til en genanvendelse af ca. 360.000 m³.

4.2 Beregning af maksimalt areal

Ved beregningen af den maksimalt tilladte udvaskning optræder den maksimalt tilladte koncentration i udsivningen (benævnt C_0 i (2-1)). Denne koncentration er den maksimalt tilladte fra genanvendelsen med den beregnede attenuering af udsivningen til det nedstrøms POC. Hvis man stiller det krav, at udsivningen set over et delområde skal overholde grundvandskvalitetskravet, skal denne C_0 attenueres, indtil dette opfyldes. Det forudsættes, at infiltrationen er den samme inden for hele delområdet, det vil sige både inden for og uden for områder med lettere forurenede jord. I tabel 4.1 er C_0 -værdierne for en antaget udstrækning af anvendelsesområdet på 100 m og POC 100 m nedstrøms gengivet. Ud fra grundvandskvalitetskriteriet for det samme stof er den påkrævede attenueringsfaktor angivet. Denne værdi (gange med 100) angiver den procentdel af det samlede oplandsareal, som må være optaget af lettere forurenede jord. Som nævnt tager denne fremgangsmåde ikke hensyn til, at der kan være andre forureninger, og den tager heller ikke hensyn til et muligt baggrunds niveau i den "rene" infiltration.

Man bemærker fra tabel 4.1, at de komponenter, som kræver mest attenuering og dermed de skrappeste arealkrav, logisk nok er de komponenter, der er mest retarderede, det vil sige Cr(III), Cu og Pb, da disse har de mest lempelige krav til udvaskningen på grund af deres store tilbageholdelse i akviferen. Ud fra tabel 3.3 kan man anslå, at maksimalt 1% af arealet inden for ethvert indvindingsopland må udgøres af genanvendt lettere forurenede jord uden restriktioner på infiltrationen. Opgjort for hele Danmark bliver det tilladte areal altså 430 km². Under antagelse af, at der gælder den restriktion, at man generelt kun har tilladelse til genanvendelse i en højde på 1 m, svarer dette til 4,3·10⁸ m³ eller til ca. 150 års produktion af lettere forurenede jord (ud fra 2008-tal). Arealkravet på maksimalt 1% kan således ikke siges at være restriktivt set for Danmark som helhed.

Højden af genanvendelsen spiller – som illustreret i afsnit 2.8 – en rolle for den beregnede C_0 -værdi og dermed ad denne vej også for arealkravet. Højden af genanvendelsen spiller i øvrigt kun en rolle for den periode, hvori styrken af udvaskningen opretholdes og influerer herved kun indirekte på arealkravet. Den maksimalt (generelt tilladte) anvendeshøjde bør således fastsættes ud fra beregningerne for overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet i POC.

Hvis man antager den estimerede bæredygtige indvinding på 10⁹ m³/år for Danmark (GEUS, 2003) jævnt fordelt som infiltration over Danmark, fås en "bæredygtig" infiltration på ca. 25 mm/år. På denne groft forenkede baggrund vil indvindingsoplandet for en mindre indvindingsboring på 100.000 m³/år således estimeres til en udstrækning på 4 km². Inden for dette indvindingsopland må der altså ligeledes kun ske genbrug af 1% lettere forurenede jord, svarende til 40.000 m³ (ved 1 m anvendeshøjde), hvilket igen svarer til ca. 1,3% af den samlede årlige produktion af lettere forurenede jord i Danmark.

Tabel 4.1

Den maksimalt tilladte koncentration, C_0 , ved $L/S = 0$ l/kg beregnet ud fra et anvendelsesområde på 100 m i udstrækning og 100 m til POC, grundvandskvalitetskriteriet for samme stof og den påkrævede attenuering af C_0 for at overholde nedsivning af den påkrævede grundvandskvalitet. Sidste kolonne viser hvor stor en procentdel af et givet område, der må være besat af genanvendelse af lettere forurenede jord, for at målsætningen om tilførsel af vand renere end grundvandskvalitetskriteriet kan overholdes.

Stof	C_0 ($\mu\text{g/l}$)	Grundvands- kvalitetskrav ($\mu\text{g/l}$)	Påkrævet attenueringsfaktor (C_{gv}/C_0)	Tilladt andel af totalt areal (%)
As	39	8	0,204	21
Ba	7.080	700	0,100	10
Cd	82	2	0,024	2
Cr _{tot}	358	20	0,056	6
Cr _{III}	1.380	19	0,014	1,4
Cr _{VI}	3,7	1	0,270	27
Cu	11.170	100	0,009	0,9
Hg	6,7	1	0,149	15
Mo	434	20	0,045	5
Ni	238	10	0,042	4
Pb	544	5	0,009	0,9
Sb	12	2	0,172	17
Se	99	10	0,101	10
Zn	2.330	100	0,043	4
Cl	524.900	150.000	0,286	29
F	7.500	1.500	0,200	20
SO ₄	824.890	250.000	0,303	30
Phenol	19	0,5	0,026	3
2-chlorphenol	0,76	0,1	0,132	13
Pentachlor-phenol	0,045	0,01	0,222	22
DOC	9.600	3.000	0,313	31
Benzen	9,5	1	0,105	11
Toluen	18	5	0,286	28
Xylen	14	5	0,370	37
Naphtalen	5,0	1	0,200	20
Fluoranthen	0,45	0,1	0,222	22
Dekan	22	5	0,222	22
Pentadekan	22	5	0,222	22
PCB-28	0,045	0,01	0,222	22

Hvis man forestiller sig fuld genanvendelse af de ca. $3 \cdot 10^6$ m³ lettere forurenede jord pr. år udlagt i 1 m tykkelse og med fuld infiltration (350 mm/år), vil dette udgøre en årlig vandmængde på $1,05 \cdot 10^6$ m³/år svarende til ca. 1,1‰ af den bæredygtige vandindvinding, som vil være forurenede over grundvandskvalitetskriteriet. Man kan således formentlig godt forestille sig fuld genanvendelse af den lettere forurenede jord. Det skal dog understreges, at udvaskningen fra genanvendelserne vil opretholde en betydelig styrke i udvaskningen i mange år, og at man således bør vurdere den akkumulerede

placering af lettere forurenede jord i hvert fald inden for den næste generation, når man betragter arealkravet. Som beskrevet i afsnit 2.6 stiger L/S for den genanvendte jord ved en infiltration på 350 mm/år og en anvendeshøjde på 1 m ca. med 0,23 l/kg per år. For de hurtigt udvaskende komponenter (høje κ -værdier) som for eksempel Cl og Benzen vil udvaskningen i løbet af 10 år være faldet til 25% af udgangspunktet. For de allersværest udvaskelige komponenter (PCB, dekan, pentadekan og fluoranthen) vil udvaskningen dog (teoretisk set) selv efter 100 år have næsten samme styrke som i udgangspunktet. For de tungere udvaskelige stoffer vil der således ved fortsat fuld genanvendelse af den lettere forurenede jord teoretisk kunne opstå større akkumulerede effekter. Dette kræver dog, at de forskellige forurenede jorde har fælles forureningskomponenter.

Man kan vælge at indføre sikkerhedsfaktorer i ovenstående fremgangsmåde, således at man ikke tillader lige netop en infiltration med grundvandskvalitet, men i stedet kræver overholdelse af for eksempel 25 eller 50% af kvalitetskriteriet, hvorved de givne tilladte arealer forøges tilsvarende. Man skal dog samtidig være opmærksom på, at fremgangsmåden er baseret på, at alle stoffer optræder med den maksimalt tilladte udvaskning i alle genanvendelsesprojekter. Dette vil rimeligvis ikke være tilfældet, da arten og tyngden af forureningen vil variere fra forekomst til forekomst. Dette vurderes i sig selv at udgøre en meget betydelig sikkerhedsfaktor på beregningerne.

Det skønnes ikke umiddelbart i det generelle tilfælde at være hensigtsmæssigt at etablere monitoring i forbindelse med etablering af genanvendelsesprojekter. Det estimerede arealkrav på 1% (eller hvad det endelige tal måtte blive) baserer sig dog på en forudsætning om en ensformig infiltration, hvilket ikke vil være opfyldt i praksis, og man bør ved placeringen af genanvendelsesprojekterne være opmærksom på ikke at placere disse i områder, der har en væsentligt større infiltration end den normale for samme område af Danmark. Inden for indvindingsområder bør man generelt overvåge grundvandskvaliteten, og såfremt denne måtte forværres, kan man stille skærpede krav til genanvendelse af lettere forurenede jord. Der skal her i øvrigt henvises til de krav, som måtte blive indført i forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

4.3 Anbefaling af anlægsmæssige betingelser for genanvendelse af lettere forurenede jord

Med baggrund i ovenstående samt andre overvejelser kan der opstilles en række forslag til anlægsbetingelser, som af miljømæssige/vandkvalitetsmæssige hensyn kan knyttes til genanvendelse af lettere forurenede jord:

- Det enkelte genanvendelsesprojekt må maksimalt have en arealmæssig udstrækning på 100x100 m. Herved sikres, at der ikke kan ske overskridelse af kvalitetskriteriet 100 m nedstrøms i nogen retninger fra området (diagonalen på et 100x100 m område vil godt nok være 140 m, men dette er inde for sikkerhedsmarginen på beregningerne)
- Alle genanvendelser, der er større end 100 m på den ene led, skal derfor indsende en ansøgning, som redegør for, at der ikke sker nogen uacceptabel påvirkning af indvindinger fra sekundære eller primære magasiner i området som følge af projektet

- For at sikre enkeltindvindinger må et genanvendelsesprojekt ikke etableres i en afstand mindre end 100 m fra nuværende indvindingsboringer/brønde eller lignende
- Maksimal anvendeshøjde uden reduktion i infiltration og uden separat ansøgning er 1 m
- Hvis man ønsker at anvende større højder end 1 m (uden restriktioner på arealet), skal der redegøres for tilsvarende reduktion i infiltrationen gennem materialet, det vil sige, hvis man ønsker en højde på 2 m, skal nettoinfiltrationen halveres (til 175 mm/år). Alternativt skal der indsendes separat ansøgning
- Hvis man ikke ønsker at foretage reduktion af nettoinfiltrationen, men stadig have en anvendeshøjde over 1 m, skal der foretages en separat ansøgning
- Størrelse og antal af projekter skal ses i sammenhæng med en arealværdi på maksimalt 1% af det samlede areal inden for et indvindingsopland, en kommune, en region eller andre relevante størrelser

Ved anvendelse af ovenstående retningslinier vil der kunne opstå problemer med genanvendelse af lettere forurenede jord i forbindelse med projekter af andre geometrier som for eksempel veje og støjvolde.

Vejene vil være karakteriseret ved at være smalle og lange og vil således have en dimension større end 100 m. Man vil altså således ved genanvendelse af lettere forurenede jord til veje kunne risikere, at der i visse retninger 100 m nedstrøms fra vejen vil ske en påvirkning af grundvandet til over grundvandskvalitetskriteriet. Ofte vil genanvendelse i forbindelse med veje medføre en formindskelse af infiltrationen gennem den lettere forurenede jord og derved en formindskelse af grundvandspåvirkningen. Der skal formentlig laves specialbetingelser i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord til vejanlæg.

Det kan ligeledes tænkes at være nødvendigt at lave specialbetingelser i forbindelse med genanvendelse af lettere forurenede jord i støjvolde. Som omtalt i afsnit 2.10, kan man tillade genanvendelse til for eksempel støjvolde med højder større end 1 m, hvis man lægger restriktioner på den arealmæssige udstrækning af genanvendelsen. Dette krav til den arealmæssige udstrækning af genanvendelsen vil være en funktion af det krav, som endeligt stilles til udvaskningen/faststofindholdet fra jorden, hvilket formentlig igen vil afhænge af, hvilke udvaskningskriterier der sættes i forbindelse med deponering.

4.4 Overvejelser vedrørende grænseværdier for faststofindhold

Resultaterne af undersøgelsen af mulighederne for at finde grænseværdier for faststofindholdet af en række komponenter, som kan sikre, at udvaskningen af disse komponenter sandsynligvis ikke vil overskride nærmere bestemte grænseværdier svarende til udvalgte scenarier, er opsummeret i tabel 4.2. for uorganiske komponenter og i tabel 4.3 for organiske komponenter. Der tages udgangspunkt i de komponenter, for hvilke Miljøstyrelsen har opstillet forslag til grænseværdier for faststofindhold (tabel 3.2), suppleret således at alle de

sporelementer, for hvilke der i Rådsbeslutningen 2003/33/EF er opstillet grænseværdier for modtagelse på deponier for inert affald, er medtaget. Salte og TOC/DOC er ikke medtaget.

Tabel 4.2

Opsummering af resultater af undersøgelsen af sammenhængen mellem faststofkoncentrationer og stofudvaskning for uorganiske forureningskomponenter i jord.

Parameter	Datagrundlag for L/S = 2 l/kg	Vurdering
As	Omfattende, 138 jordprøver	Alle datasæt < MST-F overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD
Ba	Betydeligt, 33 jordprøver, der er målt pH på dem alle	Alle datasæt overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD
Cd	Omfattende, 96 jordprøver	Næsten alle datasæt < MST-F overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, for 6 < pH < 9 overholdes disse
Cr	Omfattende, 135 jordprøver	80-90% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, der ses ingen forbedring for 6 < pH < 9
Cu	Omfattende, 159 jordprøver	98% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, for 6 < pH < 9 overholdes de af 100%
Hg	Begrænset, 30 jordprøver, der er kun målt pH på 10 ud af de 20 prøver, som overholder MST-F	95% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, for 6 < pH < 9 overholdes de af 100%
Mo	Spinkelt, 8 jordprøver, der er kun målt pH på 6 prøver	Kun 17% af datasættene overholder scenarierne 3 samt Inert-LFD, der opnås ingen forbedring ved 6 < pH < 9
Ni	Omfattende, 129 jordprøver	Mere end 95% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, for 6 < pH < 9 overholdes de af mere end 96%
Pb	Omfattende, 122 jordprøver	89% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, for 6 < pH < 9 overholdes de af mere end 92%
Sb	Spinkelt, 12 jordprøver, der er målt pH på 9 prøver	Ingen af prøverne overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, heller ikke for 0 < pH < 9
Se	Spinkelt, 6 prøver, der er målt pH på 5 prøver	Alle datasæt overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD
Zn	Omfattende, 138 jordprøver	56-92% af de datasæt, som overholder MST-F, overholder scenarierne 3 og 4 samt Inert-LFD, der ses ingen forbedring for 6 < pH < 9
Cyanid total	Ingen data	Intet vurderingsgrundlag
Cyanid (syreflygtig)	Ingen data	Intet vurderingsgrundlag

Tabel 4.3

Opsummering af resultater af undersøgelsen af sammenhængen mellem faststofkoncentrationer og stofudvaskning for organiske forureningskomponenter i jord.

Parameter	Datagrundlag for L/S = 2 l/kg	Vurdering
Olie (C6-C35)	Begrænset, 18 jordprøver	Flere af de prøver, som overholder MST-F, overskrider udvaskningsgrænseværdierne svarende til alle scenarier
Benzin (C5-C10)	Spinkelt, 6 jordprøver	1 af de 4 prøver, som overholder MST-F, overskrider udvaskningsgrænseværdierne svarende til alle scenarier
Let olie (C10-C25)	Spinkelt, 13 jordprøver	6 ud af 7 (86%) af de prøver, som overholder MST-F, overskrider udvaskningsgrænseværdierne svarende til scenarierne 3 og 4, mens den sidste prøve overskrider alle scenarier
Tung olie (C25-C35)	Spinkelt, 13 jordprøver	Alle prøver, som overholder MST-F, overholder udvaskningsgrænseværdierne svarende til scenarierne 1 og 2, og kun én prøve overholder ikke grænseværdien svarende til scenarie 3
BTEX	Intet grundlag	Ingen vurdering
Benzen	Intet grundlag	Ingen vurdering
PAH	Begrænset, 21 jordprøver	Alle prøver, som overholder MST-F, overholder med én undtagelse udvaskningsgrænseværdierne svarende til scenarierne 1 og 2, og kun yderligere fire prøver overholder ikke grænseværdien svarende til scenarierne 3 og 4
Benz(a)pyren	Begrænset, 21 jordprøver	Med to undtagelser overholder alle prøver, som overholder MST-F udvaskningsgrænseværdierne svarende til scenarierne 1, 2, 3 og 4
Dibenz(a)pyren	Ingen data	Ingen vurdering
Dibenz(a)anthracen	Begrænset, 17 jordprøver	Kun en enkelt prøve overholder ikke udvaskningsgrænsen svarende til scenarie 4, de øvrige prøver overholder alle grænserne svarende til scenarierne 1, 2, 3 og 4
Naphthalen	Begrænset, 18 jordprøver	Alle prøver, som overholder MST-F, overholder udvaskningsgrænseværdierne svarende til scenarierne 1, og 2, og kun tre prøver overholder ikke grænseværdien svarende til scenarierne 3 og 4

Uorganiske forureningskomponenter

For **As, Cd, Cu, Ni, og Pb** eksisterer der således et omfattende datamateriale, som synes at vise, at risikoen for at overskride udvaskningskriterier svarende til anvendelsesscenario 3 i tabel 3.1 (100 m L, 100 m til POC, 1 m tykkelse) og EU's grænseværdier for modtagelse af affald på et deponi for inert affald (Inert-LFD) er meget begrænset, hvis man anvender de af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdier for faststofindhold (MST-F), specielt hvis disse kombineres med et krav om, at jordens pH ved opslæmning i vand skal ligge mellem 6 og 9. Det samme synes at være tilfældet for **Hg**, om end datagrundlaget her er noget mere begrænset.

For **Cr** og **Zn** eksisterer der også et omfattende datamateriale, men her synes risikoen for overskridelser af udvaskningskriterierne at være noget større, også når der sættes krav til pH. For kroms vedkommende kunne man overveje at sætte kravet til faststofindhold til udvaskeligt Cr(VI). Man kunne også lægge særlige restriktioner på jord fra træimprægneringsgrunde (og andre grunde, hvor Cr vides at indgå i forureningsbilledet). For Zn kunne man overveje at sætte en lavere grænse for faststofindholdet, for eksempel 100 mg/kg. Dette vil give en langt større sikkerhed for, at udvaskningen vil være acceptabel.

Samtidig ses det, at uforurenet jord generelt synes at have faststofindhold af Zn, som ligger under 100 mg/kg.

Der er p.t. ikke opstillet krav til faststofindhold af **Ba, Mo, Sb og Se**. For **Ba** er datagrundlaget betydeligt, og der synes ikke at være problemer med at overholde grænseværdierne for udvaskning svarende til scenarie 3 (og 4) og Inert-LFD. For **Mo, Sb og Se** er datagrundlaget derimod meget spinkelt. For **Se**, ses der for faststofindhold op til 10 mg/kg ingen overskridelser af udvaskningsgrænserne svarende til scenarie 3 (og 4) samt Inert-LFD, mens alle datasæt for **Sb** overskrider alle disse grænser. For **Mo** antyder det meget spinkle datamateriale (otte prøver), at en grænseværdi for faststofindholdet på omkring 10 mg/kg måske vil kunne sikre en lav sandsynlighed for overskridelse af de relevante udvaskningskriterier.

Miljøstyrelsen har også opstillet forslag til krav om faststofindhold af **total-cyanid** og **syreflygtig cyanid**. Der er ikke fundet noget grundlag for vurdering af disse.

Det må anbefales, at der tilvejebringes et forbedret datamateriale, specielt for Cr/Cr(VI), Mo, Sb og Se samt total-cyanid og syreflygtig cyanid, såfremt der skal kunne foretages en kvalificeret undersøgelse af muligheden for at sætte en øvre grænse for faststofindholdet, som kan sikre overholdelse af udvalgte udvaskningskriterier for lettere forurenet jord. For Sb bør der måske samtidig foretages en gennemgang af grundlaget for fastsættelse af udvaskningsgrænsen, således at det kan sikres, at de meget lave grænseværdier er baseret på realistiske forudsætninger (såfremt dette ikke er tilfældet, bør det overvejes, om de skal ændres).

Organiske forureningskomponenter

For de organiske forureningskomponenters vedkommende må det indledningsvis konstateres, at datagrundlaget, specielt for hydrokarbonerne, er for spinkelt til med rimelig sikkerhed at afgøre, om det vil være muligt at etablere øvre grænser for faststofindholdet, som kan sikre, at udvaskningen af disse komponenter sandsynligvis ikke vil overskride nærmere bestemte grænseværdier svarende til udvalgte scenarier.

På det foreliggende grundlag synes dette eventuelt at kunne være problematisk for THC, benzin og let olie med de eksisterende forslag til grænser for totalindhold (men grundlaget er som nævnt meget spinkelt).

For PAH'erne, inklusive naphthalen, vil der muligvis kunne etableres en øvre grænse, som kan sikre, at udvaskningen sandsynligvis ikke vil overskride nærmere bestemte grænseværdier svarende til udvalgte scenarier. Med de valgte grænseværdier for faststofindhold overholder næsten alle datasæt udvaskningsgrænserne defineret af scenarierne 1 og 2, og langt de fleste datasæt overholder også grænserne defineret af scenarierne 3 og 4. Billedet kan forstyrres lidt af det faktum, at PAH'er fra "gamle" forureninger ofte er mindre mobile end PAH fra mere friske forureninger.

For BTEX og benzen er der ikke fundet noget datagrundlag. Det bør bemærkes, at der i EU's Rådsbeslutning 2003/33/EF er sat en grænseværdi på 6 mg/kg for faststofindholdet af BTEX, som skal modtages på et deponi for inert affald. Indtil der eventuelt tilvejebringes et grundlag for fastsættelse af en værdi baseret på en analyse af risikoen for udvaskning og efterfølgende påvirkning af grundvand, bør det af hensyn til sammenhængen i lovgivningen

overvejes at lade denne værdi (6 mg/kg) erstatte den af Miljøstyrelsen foreslåede grænseværdi på 10 mg/kg.

Det må stærkt anbefales, at der tilvejebringes et langt bedre grundlag for vurdering af mulighederne for fastsættelse af forholdsvis sikre grænseværdier for faststofindholdet af både hydrokarboner og PAH'er.

5 Referencer

Amterne på Sjælland (2001): Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland. ISBN nr: 87-90723-17-1 (med rettelsesblade fra maj 2004).

CEC (1999): Rådets direktiv 1999/31/EF af 26. april 1999 om deponering af affald.

CEC (2000): Rådets direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

CEC (2003): Rådets beslutning 2003/33/EF af 19. december 2002 om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i henhold til artikel 16 og bilag II i direktiv 1999/31/EF (berigtigelse bragt i Den Europæiske Unions Tidende 20.05.2003).

DHI (2004): Kemisk profil for olie og benzin. Rapport udført af DHI for Miljøstyrelsen.

DHI (2006): Vurdering af genanvendelse af restprodukter set i forhold til revision af deponeringsbekendtgørelse. Rapport for DAFONET.

DHI (2007): Analyse for olie i jord: Grundlag for afskæringskriterier. Projekt under udførelse for Miljøstyrelsen.

DHI og Miljøstyrelsen (2006): Notat vedrørende acceptkriterier for deponering: Metoder og forudsætninger. Notat udarbejdet for Miljøstyrelsen.

Eurofins A/S (2006): Personlig kontakt.

Europa-Parlamentet og Rådet (2000): Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

Fanger, G., Elert, M., Höglund, L.O. & Jones, C. (2006): Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 3: Sammenstilling av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter. Rapport 5558, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.

GEUS (2003). NOVA 2003 Temarapport. Ferskvandets kredsløb. Hans Jørgen Henriksen og Alex Sonnenborg (eds.).

Hansen, J.B., Grøn, C., Hjelmar, O., Asmussen, O.W., Klem, S., Mizutani, S., Gamst, J., Wahlström, M., Håkansson, K. and Bredweld, G. (2004): Leaching tests for non-volatile organic compounds – development and testing. Teknisk Rapport, Nordtest.

Hansen, J.B., Hjelmar, O., Oberender, A., Asmussen, A., Klem, S. (2006): Testning af danske affaldstyper, Teknisk Notat til Miljøstyrelsen, København.

Hansen, J.B., Ooment, A.G., Edelgaard, I. and Grøn, C. (2007): Oral bioaccessibility and leaching tests for soil risk assessment, Accepted for publication in Eng.Life Sci.

Helweg, A (1988). Kemiske stoffer i landjordsmiljøer. Teknisk Forlag A/S.

Lehmann, N.K.J., Hjelmar, O. & Spliid, H. (2002): Tilpasning af metode til testning af udvaskningen af uorganiske forureningskomponenter fra jord og etablering af en database med udvaskningsdata for jord. Rapport fra DHI til Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København.

Miljøministeriet (2006): Bekendtgørelse nr. 1635 af 13. december 2006 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Miljøministeriet, 2006 b: Bekendtgørelse nr. 1519 af 14. december 2006 om definition af lettere forurenede jord.

Miljøstyrelsen (1993): Benzin- og dieselolieforurenede grunde. Miljøprojekt nr. 223, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1996): Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 2. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, Nr. 20. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning op forurenede lokaliteter. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 1998. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1999): Restprodukters påvirkning af grund- og indvindingsvand. Miljøprojekt nr. 467. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2000). Manual for program til risikovurderinger – JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand). Miljøprojekt nr. 520.

Miljøstyrelsen (2001): Bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg.

Miljøstyrelsen (2004): Jordstrømme i Danmark. Miljøprojekt nr. 886. Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2006a): Projektbeskrivelse. Notat udarbejdet af Enheden for jord og affald, Miljøstyrelsen, 30. august 2006.

Miljøstyrelsen (2006b): Bekendtgørelse nr. 1635 af 13. december 2006 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder (erstatte bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om samme emne).

Forudsætninger for beregning af kriterier for deponering og genanvendelse

0. FORORD

Det tidligere notat af 11. september 2006, som er udarbejdet af DHI og Miljøstyrelsen, er af DHI blevet konsekvensrettet med hensyn til sprogbrug.

Der er tidligere anvendt betegnelserne fortynding og fortyndingsfaktor. Imidlertid er der ved de gennemførte vurderinger ikke tale om simple fortyndinger, men om både hydrodynamiske og fysisk/kemisk/biologiske processer. Endvidere er anvendelsen af betegnelsen fortyndingsfaktor delvis misvisende, da det faktisk er en divisor.

I denne opdatering anvendes derfor betegnelsen attenuering samlet som begreb for de hydrodynamiske og fysisk/kemisk/biologiske processer, og betegnelsen attenueringsfaktor anvendes som beregningsdefinition.

Attenueringsfaktoren er den værdi (<1), som udgangskoncentrationen (kildestyrken) skal multipliceres med for at beregne koncentrationen i det aktuelle måle-/vurderingspunkt. En attenueringsfaktor på for eksempel 0,10 svarer altså til "10 gange fortynding".

Herudover er der foretaget enkelte rettelser af faktuelle forhold.

Indhold

1. BAGGRUND	109
2. OVERORDNET BEREGNINGSPRINCIP OG OMFANG	111
2.1 VALG AF STOFFER	112
3. MODEL 1: KILDESTYRKEN	115
3.1 DEPONERINGSSCENARIER	115
3.1.1 <i>Oversigt</i>	115
3.1.2 <i>Deponeringsanlæggets geometri (højde, længde og bredde, volumen og overfladeareal)</i>	117
3.1.3 <i>Affaldets fysiske egenskaber (porøsitet, tørrumvægt, tørvægt og permeabilitet)</i>	118
3.1.4 <i>Vandbalance (topmembran/slutafdækning, bundmembran, infiltration, perkolatdannelse, perkolatudsivning)</i>	118
3.2 PERKOLATETS SAMMENSÆTNING	120
3.3 BEREGNING AF KILDESTYRKEN	125
3.4 STOFFPARAMETRE TIL BRUG FOR TRANSPORTBEREGNINGER MV.	125
4. MODEL 2: TRANSPORT I DEN UMÆTTEDE ZONE	129
4.1 OVERSIGT	129
4.2 FLOWBEREGNING	129
4.3 TRANSPORTBEREGNING	130
5. MODEL 3: TRANSPORT I DEN MÆTTEDE ZONE	131
5.1 OVERSIGT	131
5.2 FLOWBEREGNING	131
5.3 TRANSPORTBEREGNING	132
6. BEREGNING AF GRÆNSEVÆRDIER	135
6.1 FASTSÆTTELSE AF MAKSIMAL KONCENTRATION I UDSLIP FRA DEPONERINGSANLÆG	135
6.2 BEREGNING AF GRÆNSEVÆRDIER SVARENDE TIL $L/S = 2 \text{ L/KG}$	135
7. PÅVIRKNING AF MARINE OMRÅDER VED KYSTNÆR DEPONERING	141
8. REFERENCER	145
GENANVENDELSESSCENARIE	147

1. Baggrund

I forbindelse med den danske implementering af Rådsbeslutningen (2003/33/EF) af 19. december 2002 om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i henhold til artikel 16 og bilag II i EU's deponeringsdirektiv (1999/31/EF) har Miljøstyrelsen indgået kontrakt med DHI om gennemførelse af en række modelberegninger, som kan anvendes til opstilling af forslag til danske kriterier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg. Det er forudsat, at metoder og forudsætninger, der ligger til grund for de gennemførte beregninger i størst muligt omfang skal svare til danske forhold, men at der samtidigt – i relevant omfang – tages hensyn til de beregningsforudsætninger, som lå til grund for arbejdet i den nedsatte "modelgruppe" i underkomiteen vedrørende deponeringsdirektivet i den Tekniske Adaptations Komité (TAC) /DHI & ECN – 2003/.

I nærværende notat beskrives både de forudsætninger og parameterverdier, som anvendtes af "modelgruppen" under TAC'en og de tilsvarende forudsætninger og værdier, som tænkes anvendt under danske forhold.

I ovennævnte rapport /DHI & ECN – 2003/ diskuteres de forskellige punkter (points of compliance, POC), hvor der kan stilles grundvandskvalitetskrav, som skal opfyldes for ethvert deponeringsanlæg. Generelt set kunne det være i den umættede zone umiddelbart under deponeringsanlæggets miljøbeskyttelsessystemer, på grænsefladen mellem den umættede zone og den mættede zone eller i forskellige afstande nedstrøms i det først kommende grundvandsmagasin.

Fastsættelsen af grænseværdierne i Rådsbeslutningen er som hovedregel baseret på opfyldelse af grundvands-/drikkevandskvalitetskriterier 20 m nedstrøms, regnet fra deponeringsanlæggets nedstrøms afgrænsning. Miljøstyrelsen (Vandenheden) har vurderet, at de danske grundvandskvalitetskriterier skal være opfyldt 100 m nedstrøms, regnet fra deponeringsanlæggets nedstrøms afgrænsning, i den zone, hvor koncentrationen er højst bestemt over 3 m vertikal udbredelse i magasinet regnet over 1 år. Det betyder, at vurderingen skal fortages for det år, hvor der gennemsnitligt set findes den højeste koncentration i grundvandet uanset, om det er det første år, hvor deponeringsanlægget er i drift, eller om det eventuelt ligger mange hundrede år efter, at deponeringsanlægget er lukket ned.

For at have det bedst mulige vurderingsgrundlag har Miljøstyrelsen besluttet at udføre beregninger, der tager udgangspunkt i overholdelse af grundvandskvalitetskriterierne i 100 m afstand hhv. 30 m afstand – sidstnævnte med henvisning til grundlaget for fastsættelse af udvaskningskrav i bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. Kriteriefastsættelsen skete her med henblik på beskyttelse af ikke-almene vandindvindingsanlæg og enkeltindvindinger.

I modsætning til arbejdet i ovennævnte "modelgruppe" inddrages endvidere overfladevand-områder i beregningerne/vurderingerne. Der kan principielt skelnes mellem to situationer, nemlig tilfælde, hvor afstanden mellem deponeringsanlægget og havet er mindre end 100 m, og tilfælde, hvor denne afstand er større end eller lig med 100 m, og hvor perkolatpåvirket grundvand, som overholder kravene til nedstrøms grundvandskvalitet, afstrømmer til havet. I begge tilfælde skal kriterierne i bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet overholdes.

I notatets kapitel 2 er det overordnede beregningsprincip beskrevet. I kapitlerne 3-5 gennemgås forudsætningerne for de tre anvendte modeller:

- Model 1: Kildestyrkeberegning (inkl. oversigt over deponeringsscenarier, perkolatsammensætning samt valg af stofparametre)
- Model 2: Transport i den umættede zone
- Model 3: Transport i den mættede zone

Kapitel 6 omhandler beregninger af påvirkningen af grundvandskvaliteten – herunder fastsættelse af forslag til ”danske” grænseværdier; mens der i kapitel 7 foretages en gennemgang af, hvorledes også påvirkninger af overfladevandområder (ved kystnær deponering) kan inddrages.

Notatet har til formål at danne grundlag for, om og i givet fald i hvilket omfang der skal ske skærpelser af de fastsatte kriterier i Rådsbeslutningen i forbindelse med den danske implementering af beslutningen.

Det er endvidere hensigten, at notatet efterfølgende – eventuelt i revideret form – sammen med resultaterne af modelberegningerne skal udgøre dokumentationen for fastlæggelsen af kriterier for deponering af affald i Danmark.

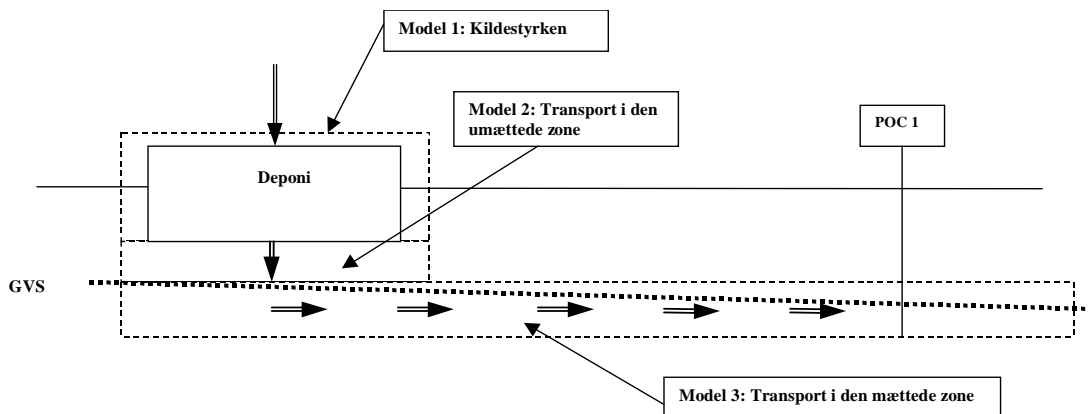
Det skal bemærkes, at den anvendte fremgangsmåde er rettet mod frembringelse af generelle kriterier for deponering og ikke mod stedspecifikke risikovurderinger for konkrete deponier med konkrete affaldstyper. Det har derfor været nødvendigt at foretage en række generaliseringer og forenklinger både af metoder, scenarier og data. Den samme principielle metodik vil kunne anvendes til stedspecifikke vurderinger, hvor de enkelte modelkomponenter kan sofistikeres efter behov, og i det omfang de tilgængelige data retfærdiggør dette, ligesom de generelle informationer i så fald vil kunne erstattes med lokale data.

Notatet er udarbejdet af DHI - Institut for Vand og Miljø i samarbejde med Miljøstyrelsens enhed for Jord og Affald.

2. Overordnet beregningsprincip og omfang

Der foretages en beregning af sammenhængen mellem resultatet af en udvaskningstest foretaget på en prøve af det affald, som ønskes placeret på et deponeringsanlæg og kvaliteten af grundvandet i zonen med højest koncentration, nedstrøms for deponeringsanlægget. Beregningen foretages ved hjælp af tre sammenkoblede (serie-forbundne) modeller (se også figur 2.1):

1. En model, som beskriver stofudvaskningen fra deponeringsanlægget som funktion af tiden. Den er baseret på et deponeringsscenarie, der beskriver deponeringsanlæggets fysiske opbygning, dets hydrauliske egenskaber og de klimatiske forhold (nedbør og infiltration). Stofudvaskningen beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af væske-/faststofforholdet (L/S) og κ (kappa), der er en komponentspecifik konstant. Output fra modellen er flux og koncentration af udvaskede stoffer umiddelbart over deponeringsanlæggets bund som funktion af tiden.
2. En model, som beskriver transporten af udledte stoffer i den umættede zone fra bunden af deponeringsanlægget til den mættede zone. Der tages hensyn til retardationen, R (stofforsinkelsen) ved hjælp af K_d -værdier. Input til modellen er resultatet af beregningerne beskrevet under punkt 1. Output fra modellen er flux og koncentration af udvaskede stoffer ved grænsen til den mættede zone som funktion af tiden.
3. En model, som beskriver transporten af udledte stoffer i den mættede zone fra deponeringsanlægget til referencepunktet (efterfølgende benævnt POC, point of compliance), hvor der stilles krav til grundvandskvaliteten. Modellen baseres på et fysisk og hydrologisk scenarie for området, inklusiv deponeringsanlægget. Som input anvendes resultatet af beregningerne beskrevet under punkt 2. Output fra modellen vil være koncentrationsniveauet af udvaskede stoffer i grundvandet ved POC'en nedstrøms for deponeringsanlægget som funktion af tiden.



Figur 2.1

Oversigt, som viser sammenhængen i de tre serieforbundne modeller.

For hver type deponeringsanlæg (inert, mineralsk samt farligt affald) foretages en beregning for hver stofparameter. For hver stofparameter beregnes herefter attenueringsfaktoren, det vil sige forholdet mellem den maksimale koncentration af stoffet ved POC og den højeste

koncentration af stoffet ved bunden af deponeringsanlægget. Den højeste koncentration registreres, men der er ikke nødvendigvis nogen tidsmæssig sammenfald mellem tidspunktet for den højeste koncentration i deponeringsanlægget og i grundvandet.

Til sidst anvendes de fastsatte krav til de maksimale koncentrationsniveauer i grundvandet sammen med attenueringsfaktorerne til "baglæns" beregning af den maksimalt tilladelige koncentration af stoffet ved bunden af deponeringsanlægget. Ved indsættelse af denne værdi i udtrykket for udvasket stofmængde som funktion af L/S fås en ligning (se afsnit 3.3), som for hvert stof kan anvendes til fastlæggelse af grænseværdier for stofudvaskning som funktion af L/S. Da det i Danmark er valgt at teste ved $L/S = 2$ l/kg (bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg), vil der i denne sammenhæng primært blive fokuseret på $L/S = 2$ l/kg, men metoden og ligningen kan i princippet anvendes til fastsættelse af grænseværdier ved en vilkårlig værdi af L/S.

Såfremt baggrundskoncentrationen af et naturligt forekommende stof i grundvandet (her baseret på 90% fraktilen af landsgennemsnittet) er forskellig fra 0, skal der korrigeres for dette, idet det tilladte bidrag fra deponeringsanlægget så bliver tilsvarende mindre. Baggrundskoncentrationen trækkes fra den maksimalt tilladte grundvandskoncentration, inden denne multipliceres med attenueringsfaktoren til bestemmelse af den maksimalt tilladelige koncentration af stoffet i perkolatet ved bunden af deponeringsanlægget.

Beregningerne foretages for deponeringsanlæg for inert affald, deponeringsanlæg for mineralsk affald (svarende til deponeringsanlæg for ikke-farligt affald, som kan modtage stabilt, ikke-reaktivt farligt affald i Rådsbeslutningen) og deponeringsanlæg for farligt affald. Da der hverken i Rådsbeslutningen eller i bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 er stillet krav til udvaskningen af stoffer fra affald, som ønskes placeret i et deponeringsanlæg for blandet affald, er der ikke gennemført beregninger for denne type af deponeringsanlæg. Årsagen til, at der p.t. ikke stilles udvaskningskrav til blandet affald er, at der ikke findes udvaskningstests, som på en tilfredsstillende måde kan beskrive de processer, som denne type affald forventes at undergå efter deponering.

2.1 Valg af stoffer

I Rådsbeslutningen er angivet flere organiske stoffer, som kan udvaskes fra inert affald, men som også vil kunne udvaskes fra mineralsk eller farligt affald. I forhold til, hvor hyppigt der forekommer grundvandsforureninger med organiske stoffer i forhold til metaller, er det relevant at vurdere, hvad udvaskningskriteriet skal være for at overholde grundvandskriteriet i det givne beregningspunkt nedstrøms.

Beregningerne gennemføres således for de stoffer, for hvilke der er opstillet udvaskningskriterier i Rådsbeslutningen af 19. december 2002 samt for de organiske komponenter, som Rådsbeslutningen angiver, kan udvaskes fra inert affald. De organiske komponenter består blandt andet af en række stofgrupper, for hvilke der skal bestemmes modelstoffer til anvendelse i beregningerne (BTEX, mineralolie C10-C40, PAH, PCB og Phenoler). Dette muliggør modelberegninger og kriteriefastsættelse baseret på et specifikt stof, som så i praksis gælder for stofgruppen.

BTEX:

Beregningerne gennemføres for alle stoffer i stofgruppen. Dog gælder grundvandskvalitetskriteriet for xylen for summen af xylener og ethylbenzen, da xylen indeholder ethylbenzen efter den tekniske fremstilling. Derfor samles xylen og ethylbenzen til et modelstof. Da m-xylen udgør op til 70% af xylenerne, anvendes der kemiske data for m-xylen (Miljøprojekt nr. 223 1993).

Mineralolie:

Der vælges en repræsentant for gruppen C₁₀-C₁₅ og C₁₅-C₃₅ i henhold til retningslinierne for valg af modelstoffer i DHI (2004). For C₁₀-C₁₅ vælges stoffet dekan som repræsentant, og for gruppen C₁₅-C₃₅ vælges pentadecan.

PAH:

For PAH'erne vælges naphthlen og fluoranthen som repræsentative modelstoffer. Naphthalen er den mest vandopløselige PAH, og det stof som forekommer i størst andel i stenkulstjære (miljøprojekt nr. 20 1996 bind 2), som findes i benzin/dieselolie samtidig med, at der er fastsat et specifikt grundvandskriterium for stoffet på 1 ug/l. Desuden er der et grundvandskriterium på 0,1 ug/l baseret på summen af 6 PAH'er, hvoraf fluoranthen har størst vandopløselighed.

PCB:

I Rådsbeslutningen er angivet en grænseværdi for faststofindholdet i inert affald for syv kongenere af PCB. Disse syv kongenere er ifølge analyselaboratorier PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180. Blandt disse vælges PCB-28 som repræsentant, da det er det mest vandopløselige af de syv.

Phenoler:

I Rådsbeslutningen er angivet grænseværdier for udvaskningen af "Phenol-indeks". Phenolindeks dækker over en vanddampsdestillat-analysemetode, som indregner alle phenoler, der ikke er para-substituerede. Dette betragtes ikke som en hensigtsmæssig repræsentation af phenoler i beregningerne, og der vælges derfor i stedet et modelstof, som dækker ikke klorerede phenoler (phenol), og to modelstoffer som dækker de klorerede phenoler (2-chlorphenol og Pentachlorphenol).

Modelberegningerne udføres således for de i tabel 2.1 listede stoffer.

Tabel 2.1

Liste over stoffer som indgår i modelberegningerne.

Uorganiske komponenter	Organiske komponenter
As	Benzen (BTEX)
Ba	Toluen (BTEX)
Cd	Xylen (BTEX)
Cr	Naphthalen (PAH)
Cu	Fluoranthen (PAH)
Hg	Decan (mineralolie)
Mo	Pentadecan (mineralolie)
Ni	PCB 28 (PCB)
Pb	Phenol (Phenoler)
Sb	2-chlorphenol (klorerede phenoler)
Se	Pentachlorphenol (klorerede phenoler)
Zn	DOC
Klorid	
Fluorid	
Sulfat	

3. Model 1: Kildestyrken

3.1 Deponeringsscenarier

3.1.1 Oversigt

I tabellerne 3.1, 3.2 og 3.3 er de fysiske scenarier for hver af de tre typer deponeringsanlæg beskrevet. Tabellerne angiver dels de parameterværdier, som er anvendt til beregningerne under danske forhold, dels de værdier der blev anvendt ved de modelberegninger, som lå til grund for fastsættelsen af grænseværdierne i Rådsbeslutningen. I tabel 3.4 og 3.5 er gengivet de infiltrationsscenarier, som blev anvendt ved de modelberegninger, der lå til grund for fastsættelsen af grænseværdierne i Rådsbeslutningen, og de infiltrationsscenarier som anvendes i de nærværende modelberegninger. Fastsættelsen af værdier for de fysiske og infiltrationsmæssige parametre er kommenteret i afsnittene 3.1.2, 3.1.3 og 3.1.4. For en nærmere beskrivelse af værdierne anvendt af TAC'en til beregning af værdierne i Rådsbeslutningen henvises til rapporten (DHI & ECN - 2003).

Tabel 3.1

Beskrivelse af fysiske parametre anvendt ved deponeringsscenarie i Danmark hhv. i TAC for deponeringsanlæg for inert affald.

Parameter	Enhed	Anvendt værdi i Danmark	Værdi anvendt af TAC	Kommentarer i afsnit
Deponeringshøjde	m	10	20	3.1.2
Deponeringsanlæggets længde	m	100	150	3.1.2
Deponeringsanlæggets bredde	m	100	150	3.1.2
Overfladeareal	m ²	10.000	22.500	3.1.2
Volumen	m ³	100.000	450.000	3.1.2
Affaldets porøsitet	-	0,3	0,3	3.1.3
Tørrumvægt af affald	t/m ³	1,5	1,5	3.1.3
Tørvægt af deponeret affald	T	150.000	675.000	3.1.3
Konduktivitet af toptildækning	mm/år	> 350	> 300	3.1.4
Permeabilitet af affald	m/s	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵	3.1.3
Type af bundmembran	m	Komposit	Ingen	3.1.4
Tykkelse af bundmembran (ler)	m	2	Ingen	3.1.4
Permeabilitet af lermembran	m/s	10 ⁻⁷	-	3.1.4

Tabel 3.2

Beskrivelse af fysiske parametre anvendt ved deponeringsscenarie i Danmark hhv. i TAC for deponeringsanlæg for **mineralsk affald**.

Parameter	Enhed	Anvendt værdi i Danmark	Værdi anvendt af TAC	Kommentarer i afsnit
Deponeringshøjde	m	10	20	3.1.2
Deponeringsanlæggets længde	m	100	200	3.1.2
Deponeringsanlæggets bredde	m	100	200	3.1.2
Overfladeareal	m ²	10.000	40.000	3.1.2
Volumen	m ³	100.000	800.000	3.1.2
Affaldets porøsitet	-	0,3	0,3	3.1.3
Tørrumvægt af affald	t/m ³	1,5	1,5	3.1.3
Tørvægt af deponeret affald	T	150.000	1.200.000	3.1.3
Permeabilitet af affald	m/s	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵	3.1.3
Konduktivitet af slutafdækning/topmembran	mm/år	> 350	Variabel (31,5 – 200)	3.1.4
Type af bundmembran	m	Komposit (plast og ler)	Komposit (plast og ler)	3.1.3
Tykkelse af bundmembran (ler)	m	2	1	3.1.4
Permeabilitet af lermembran	m/s	10 ⁻⁹	10 ⁻⁹	3.1.4

Tabel 3.3

Beskrivelse af fysiske parametre anvendt ved deponeringsscenarie i Danmark hhv. i TAC for deponeringsanlæg for **farligt affald**.

Parameter	Enhed	Anvendt værdi i Danmark	Værdi anvendt af TAC	Kommentarer i afsnit
Deponeringshøjde	m	10	20	3.1.2
Deponeringsanlæggets længde	m	100	200	3.1.2
Deponeringsanlæggets bredde	m	100	200	3.1.2
Overfladeareal	m ²	10.000	40.000	3.1.2
Volumen	m ³	100.000	800.000	3.1.2
Affaldets porøsitet	-	0,3	0,3	3.1.3
Tørrumvægt af affald	t/m ³	1,5	1,5	3.1.3
Tørvægt af deponeret affald	t	150.000	1.200.000	3.1.3
Permeabilitet af affald	m/s	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵	3.1.3
Konduktivitet af slutafdækning/topmembran	mm/år	> 350	Variabel (31,5 – 200)	3.1.4
Type af bundmembran	m	Komposit (plast og ler)	Komposit (plast og ler)	3.1.3
Tykkelse af bundmembran (ler)	m	5	5	3.1.4
Permeabilitet af lermembran	m/s	10 ⁻⁹	10 ⁻⁹	3.1.4

Tabel 3.4

Beskrivelse af infiltrationsscenario anvendt for TAC-modelberegninger for ikke-farligt affald (hvor der samtidigt deponeres farligt affald) og farligt affald. For inert affald blev der i TAC-beregningerne anvendt en konstant infiltration og perkolatdannelse på 300 mm/år.

Periode	Infiltration gennem toplaget	Infiltration gennem bundmembranen	Perkolat, som skal opsamles og behandles/udledes
år	mm/år	mm/år	mm/år
0 – 30	200	Øges fra 2 til 31,5	Aftager fra 198 til 168,5
30 – 60	0	0	0
60 – 80	Øges gradvis fra 0 til 200	Øges gradvis fra 0 til 31,5	Øges gradvis fra 0 til 168,5
80 – 110		31,5	
110 - ∞	200	31,5	168,5
Kommentar	Ingen tildækning i opfyldningsperioden, efter afslutning etableres en kunstig topmembran	Komposit-membran: Lermembranen forbliver effektiv. Den kunstige membran nedbrydes totalt over 200 år	Beregningerne er baseret på fortsat perkolatopsamling ud over de 110 år

Tabel 3.5

Beskrivelse af infiltrationsscenario anvendt under danske forhold for inert, mineralsk og farligt affald.

Periode	Infiltration gennem toplaget	Infiltration gennem bundmembranen	Perkolat, som skal opsamles og behandles/udledes
år	mm/år	mm/år	mm/år
0 – t_{perkolat}	350	3,5	346,5 (3465 m ³ /år)
t_{perkolat} - ∞	350	350	0
Kommentar	Ingen tildækning	I membranens levetid = 1% af infiltration gennem toplag. Efterfølgende = 100% af infiltration gennem toplag.	

t_{perkolat} : Tid med aktiv perkolatopsamling. Denne periode er variabel for de tre affaldstyper:

Inert affald: $t_{\text{perkolat}} = 60$ år

Mineralsk affald: $t_{\text{perkolat}} = 80$ år

Farligt affald: $t_{\text{perkolat}} = 100$ år

3.1.2 Deponeringsanlæggets geometri (højde, længde og bredde, volumen og overfladeareal)

Der regnes i alle tre tilfælde med et deponeringsanlæg, der har en højde på 10 m. Højden på 10 m er valgt med udgangspunkt i en vurdering af, at der i Danmark er stærkt begrænsede muligheder for at etablere deponeringsanlæg med større fyldhøjde. Dette gælder specielt set i sammenhæng med, at nye deponeringsanlæg som hovedregel skal placeres kystnært, Miljøministeriet (1991). Det antages (helt arbitrært), at deponeringsanlægget er indrettet således, at 5 m af fyldhøjden er placeret under terræn og 5 m over terræn. I de europæiske TAC-scenarier blev der for alle tre kategorier af deponeringsanlæg regnet med en deponeringshøjde på 20 m. Der regnes for alle tre kategorier af deponeringsanlæg med en

længde og bredde på 100 m. Arealerne af de danske deponeringsanlæg er mindre end i det europæiske scenarie, hvor der blev anvendt en længde og bredde på 200 m for mineralsk og farligt affald hhv. 150 m for inert affald. Anvendelsen af forskellig geometri under danske forhold sammenlignet med TAC-beregningerne er udelukkende begrundet i, at der forventes deponeret forholdsvis begrænsede mængder affald årligt på danske deponeringsanlæg i fremtiden. Det samlede volumen af hver af de tre kategorier af deponeringsanlæg bliver således 100.000 m³ (svarende til ca. 150.000 tons affald). Overfladearealet bliver 10.000 m². Bredden af deponeringsanlægget har ikke umiddelbart nogen væsentlig indflydelse på størrelsen af de beregnede grænseværdier for udvaskning af stoffer.

3.1.3 Affaldets fysiske egenskaber (porøsitet, tørrumvægt, tørvægt og permeabilitet)

Der er ikke noget specifikt grundlag for at ændre forudsætningerne vedrørende affaldets fysiske egenskaber fra de værdier, der blev anvendt ved beregningerne i TAC. For det første findes der så vidt vides ikke tilgængelige, repræsentative informationer om porøsitet, tørrumvægt, tørvægt og permeabilitet af de forskellige typer affald, som deponeres i Danmark, og for det andet skønnes det, at der vil være en betydelig variation i disse egenskaber, både mellem deponeringsanlæg og inden for samme deponeringsanlæg. Det foreslås derfor, at der regnes med de samme værdier, som blev anvendt af TAC. Dette betyder, at der for alle tre typer deponeringsanlæg regnes med en porøsitet på 0,3 og en gennemsnitlig tørrumvægt efter deponering på 1,5 t/m³, hvilket med den angivne geometri giver en samlet tørvægt af det deponerede affald i hver type deponeringsanlæg på 150.000 tons. På grund af de ovennævnte forskelle i geometri er dette væsentligt mindre end ved TAC-beregningerne, hvor den samlede tørvægt var 675.000 tons for deponeringsanlæg for inert affald, hhv. 1.200.000 tons for deponeringsanlæg for ikke-farligt og farligt affald. Permeabiliteten af affaldet regnes både i TAC-beregningerne og i denne sammenhæng at være 10⁻⁵ m/s for alle affaldstyper, hvilket betyder, at vandtransporten gennem affaldet ikke udgør nogen begrænsende faktor. Disse parametre vil reelt variere mellem de forskellige typer af affald, der måtte blive deponeret på anlæggene, f.eks. vil flyveaske have en lavere permeabilitet, hvilket kan influere på fordampningen fra denne affaldstype. Der er dog ikke taget denne slags type-specifikke hensyn ved beregningerne (nettoinfiltrationen er den samme for alle affaldstyper). Den antagne densitet af affaldet benyttes til at beregne L/S-forholdet som funktion af infiltrationen til anlægget.

3.1.4 Vandbalance (topmembran/slutafdækning, bundmembran, infiltration, perkolatdannelse, perkolatudsivning)

TAC-beregningerne

Ved TAC-beregningerne er der for deponeringsanlæg til inert affald regnet med en effektiv infiltration gennem slutafdækningen (inkl. eventuel ikke-færdigtildækket affald) på 300 mm/år gennem hele beregningsperioden (DHI & ECN, 2003). Da der i TAC-beregningerne ikke er forudsat at være nogen bundmembran for deponeringsanlæg til inert affald, svarer udsivningen i hele beregningsperioden til infiltrationen, det vil sige 300 mm/år.

For deponeringsanlæg til ikke-farligt (hvor der samtidigt deponeres farligt affald) og farligt affald er der regnet med en infiltration på 200 mm/år i opfyldningsperioden (30 år), hvorefter deponeringsanlægget slutafdækkes med jord og en kunstig topmembran med en permeabilitet på 10⁻⁹ m/s, hvilket gennem de næste 30 år, hvor membranen regnes som værende intakt, giver en (maksimal) infiltration på 31,5 mm/år. Herefter antages topmembranens effektivitet gradvis at aftage over de næste 50 år, og efter et samlet tidsforløb på 110 år fra deponeringens start, regnes igen med en infiltration på 200 mm/år. I beregningerne for ikke-farligt og farligt affald regnes med en kompositbundmembran med en initial effektivitet, som svarer til udsivning af 2 mm/år. Plastmembranen antages at miste sin effektivitet i løbet af de første 30 år, således at infiltrationen gennem bundmembranen stiger

til 31,5 mm/år. Fra 30-60 år antages infiltrationen gennem bundmembranen lig 0, da infiltrationen gennem toplaget antages lig 0. Efterfølgende stiger infiltrationen gennem toplaget og følgelig stiger infiltrationen gennem bundmembranen igen til 31,5 mm/år. Udsivningen på 31,5 mm/år modsvarer den hydrauliske ledningsevne af lermembranen, som ikke antages at miste sin effektivitet. Det antages, at forskellen mellem den infiltrerende og udsivende vandmængde opsamles og behandles.

Beregninger under danske forhold

Da det som hovedregel ikke er tilladt at etablere tæt slutfødækning/topmembran på deponeringsanlæg i Danmark, regnes der under danske forhold ikke med nogen vandstandsende effekt af slutfødækningen, hverken i driftsperioden eller efter afslutningen af denne. Perkolatdannelsen antages derfor generelt at svare til nettonedbøren. Valget af nettonedbør på 350 mm/år er baseret på den beregnede nettonedbør opgjort på kommuneplan i Miljøstyrelsen (1995), og GEUS (2003) viser tal i samme størrelsesorden, men opgjort i grovere intervaller. Nettonedbøren varierer på landsplan fra over 700 mm/år og ned til 200 mm/år. I 59% af de 275 kommuner, som opgørelsen er baseret på, ligger nettonedbøren på mellem 200 og 400 mm/år. Da antallet af kommuner, som har en nettonedbør på mellem 200 og 300 mm/år, er 25,5%, mens antallet af kommuner, som har en nettonedbør mellem 300 og 400 mm udgør 33,5%, anvendes der i modelopsætningen en værdi på 350 mm/år.

Det forudsættes, at der anvendes et kompositmembransystem bestående af en geologisk barriere med en tykkelse på 2 m for deponeringsanlæg for inert og mineralsk affald og en tykkelse på 5 m for deponeringsanlæg for farligt affald samt en kunstig membran med en antaget effektivitet, der svarer til tilbageholdelse af 99% af den dannede perkolatmængde. Permeabiliteten af lermembranen for inert affald er 10^{-7} m/s, mens den for de to andre typer deponeringsanlæg er 10^{-9} m/s svarende til kravene i deponeringsbekendtgørelsen. Forskellen mellem den dannede perkolatmængde og den udsivende perkolatmængde opsamles og behandles, så længe systemerne er intakte (og behandling er påkrævet). Der differentieres mellem den periode, hvor det skal garanteres, at perkolatopsamlingen fungerer på de tre typer af deponeringsanlæg (t_{perkolat} i tabel 3.5), således af den tid, som perkolatopsamlingen skal fungere for de tre typer af deponeringsanlæg, vil være:

Inert affald:	$t_{\text{perkolat}} = 60$ år
Mineralsk affald:	$t_{\text{perkolat}} = 80$ år
Farligt affald:	$t_{\text{perkolat}} = 100$ år

I perioden 0 - t_{perkolat} , hvoraf perioden fra 0 til 30 år udgør driftsperioden, antages bundmembran, drænsystem og perkolatfjernelse at fungere (DS, 1999). Gennem denne periode antages mængden af udsivende perkolat at være 1% af 350 mm/år = 3,5 mm/år. Efter ophør af perioden med perkolatopsamling vil vandstanden i deponeringsanlægget (og udsivningen) med de givne forudsætninger gradvis stige for deponeringsanlæg for mineralsk og farligt affald (over hhv. ca. 5,5 og ca. 4,5 år¹), indtil det løber ud over kanten på deponeringsanlægget. For deponeringsanlæg for inert affald vil hele den infiltrerede nedbør med de givne forudsætninger kunne passere gennem membranen i bunden. Miljøet belastes i alle tre tilfælde herefter med en perkolatmængde, der svarer til nettonedbøren, det vil sige med 350 mm/år.

For at simplificere beregningerne regnes der dels, som om deponeringsanlægget er helt opfyldt med affald fra starten, det vil sige til tiden 0 år, dels med en momentan overgang fra en perkolatudsivning på 3,5 mm/år i perioden 0 - t_{perkolat} til en udsivning på 350 mm/år fra t_{perkolat} og fremefter. I perioden efter overløbet af perkolat er begyndt, regnes der, som om

¹Det antages implicit, at grundniveau er 5 m over bunden af deponiet. Når en vandstand på 5 m nås i deponiet, vil vandet løbe over siderne af deponiet. Udregninger af trykhøjder i anlægget kan ses i bilag 3.

perkolatet i deponeringsanlægget fortsat strømmer gennem dette som gennem en kolonne, og at stofudvaskningen fortsat kan beskrives som angivet i afsnit 3.2. Det forsøges altså ikke beskrevet, hvorledes overløbet fra anlæggene for mineralsk og farligt affald måtte ændre nedsvinningszonen. Det skønnes hensigtsmæssigt at forsøge at udarbejde en model for opfyldningen af deponeringsanlæggene over den 30-årige driftsperiode, da det ville være yderst svært at lave en sådan model generel, og fordi man ville opnå en relativ lille ændring af de opnåede resultater set i forhold til indsatsen ved udarbejdelsen af en sådan model.

Levetiden på 60-100 år for et membran- og perkolatopsamlingssystem er ikke meget længere end de 60 år (30 års deponeringsperiode + 30 års efterbehandlingsfase), som i dansk deponeringspolitik – sammen med en intention om, at enhver generation bør tage vare om sit eget affald – er sat som mål for, hvor længe man bør være afhængig af aktive miljøbeskyttende systemer.

I tabel 3.6 er der (ved hjælp af ligning 3.2) foretaget en sammenligning mellem de akkumulerede L/S-værdier, som opnås på forskellige tidspunkter i perioden 0-100 år, under hhv. de foreslåede danske forudsætninger og de forudsætninger, som anvendtes til TAC-beregningerne for deponeringsanlæg for inert affald og for deponeringsanlæg for ikke-farligt og farligt affald. Ved begge beregninger er det antaget, at L/S ved starten af perkolatproduktionen ved bunden er lig med 0, svarende til konventionen for kolonneforsøg. Det ses, at udvaskningen skrider betydeligt hurtigere frem under de danske forudsætninger, end under TAC-forudsætningerne. Dette er en gunstig forudsætning i forhold til at reducere påvirkningen af grundvand og øvrige vandområder, idet man herved udnytter levetiden af de miljøbeskyttende foranstaltninger bedre til hurtigere at reducere forureningsniveauet.

Tabel 3.6

Akkumuleret L/S som funktion af tiden under danske forudsætninger og TAC-forudsætninger.

Forløbetid	Akkumuleret L/S		
	Danske deponeringsanlæg, alle kategorier	TAC – deponeringsanlæg for inert affald	TAC – deponeringsanlæg for ikke-farligt og farligt affald
År	l/kg	l/kg	l/kg
1	0,023	0,010	0,007
10	0,23	0,10	0,07
30	0,70	0,30	0,20
60	1,40	0,60	0,20
70	1,63	0,70	0,21
100	2,33	1,00	0,31

3.2 Perkolatets sammensætning

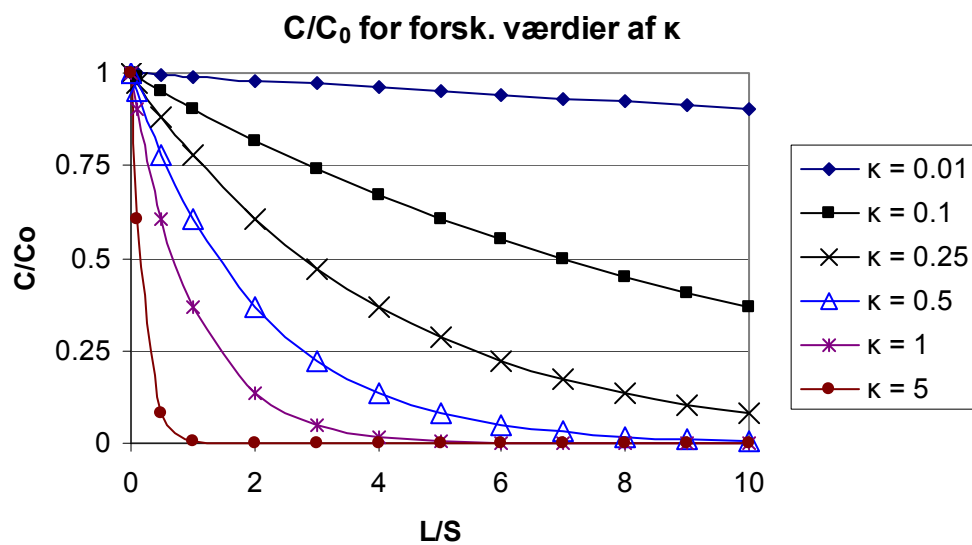
Perkolatsammensætningen vil generelt ændre sig med udvaskningsgraden og dermed med tiden. Med tiden vil udvaskningen af alle stoffer falde, men for nogle stoffer kan udvaskningen dog først stige eller være konstant i en periode. Det vil derfor være særdeles hensigtsmæssigt at beskrive stofudvaskningen som funktion af L/S.

Af hensyn til enkeltheden og gennemsigtigheden er der gjort følgende simplificerende antagelser i beregningerne:

- Udvasningen fra alle affaldstyper og alle enheder i deponeringsanlægget producerer identisk perkolat for så vidt angår modelberegningerne (det vil sige, at affaldet betragtes rent modelmæssigt som ens uanset, hvor på deponeringsanlægget det er deponeret), og kontakten mellem forskellige affaldstyper medfører ingen signifikant påvirkning af perkolat kvaliteten. Når en affaldstype efterfølgende testes i relation til kriterierne,

vurderes resultatet således, som om hele deponeringsanlægget var opfyldt/skulle opfyldes alene med denne affaldstype

- Deponeringsenheden opfører sig på samme måde som en stor kolonne eller et lysimeterforsøg udført på en given (uorganisk) affaldstype, og fluxen ud gennem bunden af deponeringsanlægget kan estimeres på grundlag af resultater af laboratorie- eller lysimeterudvaskningsforsøg og informationer om vandgennemstrømningsforholdene (jf. afsnit 3.1)
- Udvasningen af alle uorganiske stoffer og de her omfattede organiske stoffer kan beskrives som en eksponentielt aftagende funktion af L/S eller tid på basis af en CSTR-model (Hjelmar et al., 2001 samt DHI & ECN, 2003). Se også nedenfor



Figur 3.1
C/C₀ for forskellige værdier af κ baseret på formel 3.1.

CSTR-model for udvaskning

Ved brug CSTR (Continuously Stirred Tank Reactor) modellen beskrives koncentrationen i den udvaskede væske (eluat/perkolat) ved følgende ligning:

$$C = C_0 \times e^{-(L/S) \kappa} \quad (3.1)$$

Hvor

C er koncentrationen af det aktuelle stof i perkolatet som funktion af L/S (mg/l).

C₀ er startkoncentrationen (den højeste, indledende koncentration) af stoffet i perkolatet (mg/l).

L/S er det akkumulerede væske-/faststofforhold, der svarer til koncentrationen C (l/kg).

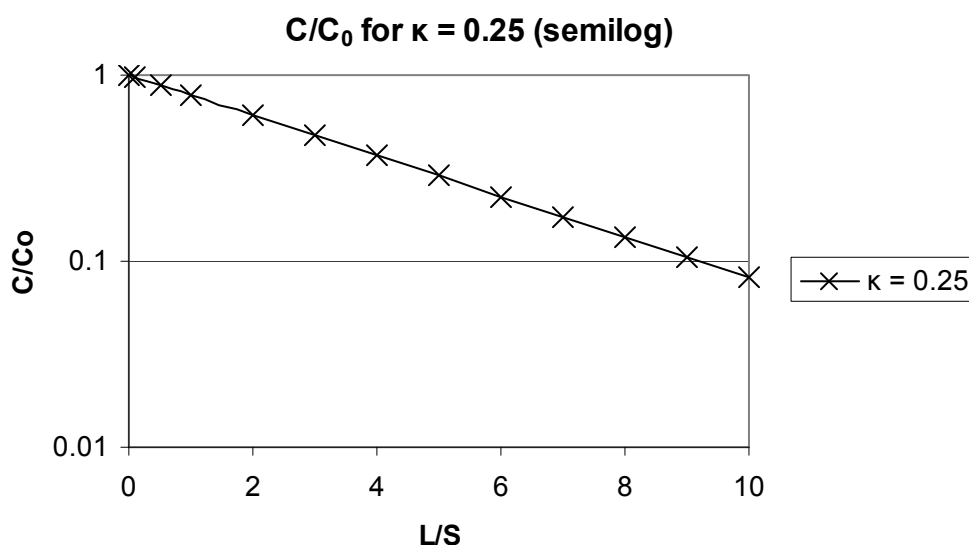
κ er en første-ordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof aftager som funktion af L/S for et givet materiale (kg/l).

CSTR-modellen angiver en eksponentielt aftagende koncentration i eluatet/perkolatet som funktion af L/S. Det samme forløb vil opnås ved beskrivelse af stofudvaskning fra en reaktor med en blanding af sediment, vand og luft under antagelse om ligevægtsfordeling af stoffet mellem de tre faser (og under antagelse af, at der ikke optræder mætning i nogen af

faserne). Modellen inkluderer således ikke i sig selv komplekse fysisk-kemiske reaktioner, men den anvendes til at repræsentere observationer fra udvaskningstests, hvori sådanne reaktioner må antages at kunne foregå, og i den udstrækning, at modellen er kompleks nok til at repræsentere disse data, må den opfattes som opfyldende formålet.

I Figur 3.1 er vist effekten af forskellige κ -værdier på udvaskningsforløbet.

Det ses af figur 3.1, at større κ -værdier betyder en hurtigere aftagen af koncentrationskurven. For $\kappa = 5$ er koncentrationen faldet til ca. 10% af C_0 ved $L/S = 1$, mens den for $\kappa = 0,01$ opretholder ca. 90% af C_0 ved $L/S = 10$. I figur 3.2 er C/C_0 plottet for $\kappa = 0,25$ i semi-logaritmisk plot for at illustrere, at κ bestemmes som hældningen på et plot af $\ln(C/C_0)$ som funktion af L/S .



Figur 3.2

C/C_0 som funktion af L/S for $\kappa = 0,25$ i semilog-plot. K er hældningen på kurven.

Konstanten κ afhænger i princippet både af stoffet og af, hvilket affaldsmateriale udvaskningen sker fra. Det eksperimentelle datamateriale til bestemmelse af κ er på nuværende tidspunkt meget beskedent. For de uorganiske stoffer findes en sammenstilling af hollandske udvaskningsdata for restprodukter/konstruktionsmaterialer (Aalbers et al., 1996), men ikke data for øvrige affaldstyper. For de organiske stoffer findes ikke for nuværende datamateriale til bestemmelse af κ -værdier.

På baggrund af det beskedne datamateriale anvendes følgende fremgangsmåde:

- For de uorganiske komponenter anvendes for hver enkelt komponent gennemsnitsværdier af κ beregnet på grundlag af hollandske udvaskningsdata. Dette er de samme værdier som anvendt ved TAC-beregningerne. På baggrund af det beskedne datamateriale anvendes samme værdier af κ for alle tre kategorier af deponeringsanlæg
- For de organiske komponenter (undtagen DOC) estimeres κ -værdierne på baggrund af beregning af stof-udvaskning fra et deponeringsanlæg med en blanding af sediment, vand og luft under antagelse om ligevægtsfordeling af stoffet mellem de tre faser (og under antagelse af, at der ikke optræder mætning i nogen af faserne). Disse beregninger er gennemført i bilag 2

Tabel 3.7 viser de hollandske beregnede gennemsnitsværdier af κ for de stoffer, der er stillet udvaskningskrav til i Rådsbeslutningen. Foruden gennemsnitsværdierne viser tabellen også 95% konfidensintervaller for bestemmelserne af κ samt antallet (n) af enkeltbestemmelser, som indgår i gennemsnittene. De viste værdier for DOC er beregnet af ECN ud fra egne data. En negativ værdi af κ angiver, at koncentrationen eventuelt kan stige med L/S.

Tabel 3.7

Gennemsnitsværdier og 95% konfidensintervaller for κ for en række stoffer (Albers et al. 1996). Værdierne for phenol og DOC er bestemt af ECN.

Stof	Gennemsnitsværdier og 95% konfidensinterval for κ (kg/l)	Antal enkeltbestemmelser, n
As	0,03 ± 0,05	44
Ba	0,15 ± 0,04	55
Cd	0,50 ± 0,10	37
Cr	0,18 ± 0,03	82
Cu	0,28 ± 0,03	90
Hg	0,05 ± 0,03	5
Mo	0,35 ± 0,04	76
Ni	0,29 ± 0,05	37
Pb	0,27 ± 0,06	52
Sb	0,11 ± 0,07	33
Se	0,38 ± 0,18	10
Zn	0,28 ± 0,05	41
Klorid	0,57 ± 0,07	45
Fluorid	0,22 ± 0,14	6
Sulfat	0,33 ± 0,05	49
DOC	0.17	

Forurenende stoffer, som har en høj værdi af κ , opfører sig generelt udvaskningsmæssigt som salte, det vil sige, de udvaskes forholdsvis hurtigt, hvorimod stoffer med mindre værdier af κ generelt udvaskes langsommere.

I forbindelse med arbejdet i TAC'en er der gennemført en række undersøgelser af følsomheden af de gennemførte beregninger over for ændringer i κ (TAC, 2002). Af disse følsomhedsanalyser fremgår det blandt andet, at for et scenarie med en umættet zone på 1 m tykkelse og et grundvandsflow (darcy-hastighed) på 4 m/år vil den resulterende beregnede grænseværdi for stofudvaskning variere med en faktor på mellem 1,3 og 9,45, når κ varierer med en faktor 10 (mellem 0,1 kg/l og 1 kg/l), hvilket betyder, at valget af κ har en betydelig indflydelse på resultatet.

For de organiske komponenter bestemmes κ -værdierne som ovenfor omtalt ved ligevægtsberegninger for udvaskningen. Beregningerne foretages for et scenarie som beskrevet i tabel 3.8, som med hensyn til infiltration, højde af deponi og rumvægt af affald er lig med de opstillede scenarier for danske forhold.

Tabel 3.8

Parameterværdier anvendt ved beregning af κ for organiske komponenter.

Parameter	Værdi
Infiltration	350 mm/år
Højde deponi	10 m
Tørrumvægt affald	1,5 kg/l
Total porøsitet affald	0,3
V_v (sand)	0,1
V_l (sand)	0,2
V_v (ler)	0,225
V_l (ler)	0,075
f_{oc} (inert)	0,005
f_{oc} (mineralsk)	0,03
f_{oc} (farligt)	0,03

Det antages, at de deponerede affaldstyper kan repræsenteres af jordtyperne sand og ler. Dette gøres, dels fordi der ikke findes specifikke data for andre mulige affaldstyper, og dels fordi en stor del af de organiske forureninger vil optræde i netop disse jordtyper. Beregningerne foretages således på ler og sand med et forventeligt vandindhold som i den umættede zone (givet ved Vejledning 6+7, 1998), og der regnes på tre forskellige f_{oc} -indhold og dermed K_d -værdier givet for de tre forskellige affaldstyper.

Fremgangsmåden for beregningerne er følgende:

1. Startkoncentrationen i vandet sættes lig med opløseligheden for det givne stof (de estimerede \hat{e} -værdier er dog ikke afhængige af startkoncentrationen).
2. Efterfølgende bestemmes den udvaskede mængde som produktet af den estimerede porevandskoncentration og infiltrationen.
3. Den resterende stofmængde fordeles i jordsøjlen.
4. Ved ligevægtsberegninger fordeles stofmængden over de tre faser og punkt 2 gentages.

Ved denne beregning produceres en kurve for koncentrationen som funktion af L/S, og ud fra ligning 3.1 kan κ således estimeres. Dette gøres for hhv. ler og sand og for hvert af de tre deponeringsscenarier (med tilhørende organiske indhold). For hvert scenarie vælges den mest kritiske κ -værdi, som i denne sammenhæng er den værdi, der medfører det langsomste fald i perkolatkoncentrationen, da denne vil føre til de højeste koncentrationer i de nedstrøms observationspunkter. I tabel 3.9 er på denne baggrund gengivet de værdier, som vil blive anvendt ved beregningerne. De bagvedliggende beregninger kan ses i bilag 2.

Tabel 3.9

κ -værdier, som anvendes ved videre beregninger.

Stof	Affaldskategori			Valgt κ -værdi
	Inert ($f_{oc} = 0,005$)	Mineralsk ($f_{oc} = 0,03$)	Farligt ($f_{oc} = 0,03$)	
Benzen	3,8	1,2	1,2	1,2
Toluen	1,6	0,34	0,34	0,34
Xylen	0,74	0,14	0,14	0,14
Naphtalen	0,42	0,073	0,073	0,073
Fluoranthen	0,0052	0,00086	0,00086	0,00086
Decan	0,00043	7,3E-5	7,3E-5	7,3E-5
Pentadecan	1,5E-6	2,4E-7	2,4E-7	2,4E-7
PCB 28	0,0020	0,00033	0,00033	0,00033
Phenol	6,1	3,4	3,4	3,4
2-chlorphenol	0,0087	0,0015	0,0015	0,0015
Pentachlorphenol	3,6	1,0	1,0	1,0

Der benyttes samme κ -værdi for alle affaldstyper, hvilket ikke nødvendigvis præcist afspejler de reelle forhold, men der findes ikke på nuværende tidspunkt et datamateriale, som muliggør yderligere differentiering.

3.3 Beregning af kildestyrken

Kildestyrken vil blive beregnet som fluxen af de i tabel 2.1 anførte komponenter gennem bunden af de forskellige typer deponeringsanlæg som funktion af tiden. Fluxen beregnes ved kombination af de afsnit 3.1 beskrevne beregninger af udsivende perkolatmængder som funktion af tiden og de i afsnit 3.2 beskrevne beregninger af perkolatets indhold af udledte stoffer som funktion af L/S. Sammenhængen mellem L/S og tiden beregnes af følgende ligning (Hjelmar, 1990):

$$t = (L/S) \times d \times H/I \quad (3.2)$$

hvor

t er den tid, der er gået siden starten af perkolatproduktionen (målt i år).

L er det totale volumen af perkolat, der er produceret på tidspunktet t (målt i m^3).

S er den samlede tørvægt af det deponerede affald (her sat til 150.000 tons).

d er den gennemsnitlige tørvægtfylde af deponerede materiale (her sat til $1,5 t/m^3$).

H er højden af deponeringsanlægget (her sat til 10 m).

I er infiltrationen af nedbør i deponeringsanlægget (her sat til $350 \text{ mm/år} = 0,35 \text{ m/år}$).

Nedbrydning af de organiske forureningskomponenter i deponiet medtages ikke ved beregningen af kildestyrken. Dette skyldes manglende datamateriale til kvantificering af nedbrydningen.

3.4 Stofparametre til brug for transportberegninger mv.

I tabel 3.10 ses forslag til værdier af fordelingskoefficienter mellem faststof og væske, K_d , til baggrundskoncentrationer i grundvandet (C_{baggrund}) og til kriterier for grundvandskvaliteten ved POC (100 m nedstrøms for deponeringsanlægget). Baggrunden for de anvendte K_d -værdier, som beskriver stoffernes mobilitet i den umættede og mættede zone, er gennemgået mere detaljeret i bilag 1 for de uorganiske komponenter og DOC. For de øvrige organiske komponenter er anvendt litteraturværdier for K_{ow} som ved anvendelse af Abduls formel er omregnet til K_{oc} -værdier. Under antagelse om en f_{oc} -værdi på 0,1% er efterfølgende udregnet K_d -værdier ud fra $K_d = f_{oc} \times K_{oc}$.

Som beskrevet i bilag 1 er grundlaget for fastlæggelse af K_d -værdier, som er specielt tilpasset danske forhold, temmelig sparsomt. I tabel 3.10 er der for de stoffer, for hvilke der findes danske data, opstillet værdier til anvendelse i modelleringen. For mange af sporstofferne er K_d stærkt afhængig af pH, og for disse viser bilaget variationen i K_d , når pH varierer mellem 4 og 8. Værdierne i tabel 3.6 svarer for disse stoffer til pH = 6. For de stoffer, for hvilke der ikke findes danske værdier, er TAC-værdierne brugt. Tabel 3.6 viser både de "danske" værdier af K_d og de værdier, som anvendtes af TAC. Sammenlignet med TAC-værdierne ses det, at de "danske" K_d -værdier er højere for As, Cu, Hg og Pb, mens der er foreslået lavere værdier for Cr, Ni, Zn, og phenol. For Ba, Cd, Mo, Sb, Se, klorid, fluorid og sulfat anvendes samme værdier, som blev benyttet i TAC-beregningerne.

Mobiliteten i jord og grundvand af et stof vokser med aftagende værdi af K_d , det vil sige, stoftilbageholdelsen eller retardationen er lille for små værdier af K_d og stor for store værdier af K_d . En underestimering af K_d vil derfor være konservativ i forhold til beskyttelsen af miljøet.

En K_d -værdi på 0 l/kg indikerer, at stoffet ikke tilbageholdes/forsinkes i forhold til vandstrømmingen.

I forbindelse med arbejdet i TAC er der gennemført en række undersøgelser af følsomheden af de gennemførte beregninger over for ændringer i K_d (TAC, 2002). Af disse følsomhedsanalyser fremgår det blandt andet, at for et scenarie med en umættet zone på 1 m tykkelse og et grundvandsflow på 4 m/år vil den resulterende beregnede grænseværdi for stofudvaskning variere med en faktor på mellem 1,0 og 2,1, når K_d varierer med en faktor 4 (svarende til intervallet $\frac{1}{2} K_d - 2 K_d$), hvilket betyder, at mindre variationer i værdien af K_d har begrænset indflydelse på resultatet.

Som ved beregning af kildestyrken regnes der ikke med nedbrydning af de organiske komponenter i hverken umættet eller mættet zone.

Tabel 3.10

Forslag til værdier af K_d , $C_{baggrund}$ og $C_{grvkrit}$. For K_d ses både forslag til værdier under danske forhold (se bilag 1) og de værdier, som blev anvendt under TAC-arbejdet. For grundvandskriteriernes vedkommende er angivet både de værdier, som blev anvendt af TAC, og de værdier som anvendes ved nærværende beregninger.

Stof	K_d (l/kg)		$C_{baggrund}$ ($\mu\text{g/l}$)	$C_{grvkrit}$ ($\mu\text{g/l}$)	
	Anvendt i Danmark	Anvendt TAC		Anvendt i Danmark	Anvendt TAC
As	20	50	0,8 ^g	8 ^c	10
Ba	14	2	62 ^g	700 ^e	700
Cd	20	20	0,008 ^g	2 ^c	4
Cr, total	23	100	0,09 ^g	20 ^e	50
Cr III	100	i.b.	0,09	19 ^k	i.b.
Cr VI	1	i.b.	0,09	1 ^b	i.b.
Cu	100 ^a	14	0,3 ^g	100 ^{ce}	50
Hg	20	1	0,0011 ^g	1 ^e	1
Mo	15	10	0,7 ^g	20 ^c	70
Ni	20	50	0,5 ^g	10 ^c	20
Pb	100 ^a	50	0,05 ^g	5 ^e	10
Sb	7	5	0,08 ^g	2 ^e	5
Se	5	5	0,10 ^g	10 ^e	10
Zn	20	30	3,0 ^g	100 ^c	100
Klorid	0	0	25.000 ^h	150.000 ^c	250.000
Fluorid	2	2	500 ^h	1.500 ^e	1.500
Sulfat	0	0	50.000 ^h	250.000 ^c	250.000
DOC	0	0	0	3.000 ⁱ	10.000
Benzen	0,02	i.b.	0	1 ^b	i.b.
Toluen	0,1	i.b.	0	5 ^b	i.b.
Xylen	0,2	i.b.	0	5 ^b	i.b.
Kulbrinter, total (Decan + pentadecan)	100 ^a	i.b.-	0	5 ^e	i.b.
Naphtalen	0,5	i.b.	0	1 ^b	i.b.
Sum PAH'er (Fluoranthen)	40	i.b.	0	0,1 ^e	-
PCB (PCB 28)	100 ^a	i.b.	0	0,01 ^f	i.b.
Phenoler (Phenol)	0,005	i.b.	0	0,5	i.b.
Klorerede phenoler (2-chlorphenol)	0,028	i.b.	0	0,1	i.b.
Klorerede phenoler (Pentachlorphenol)	12	i.b.	0	0,01	i.b.

^a: Disse værdier er af regnetekniske årsager sat til 100 l/kg, da de ellers ville give anledning til ekstremt lange transporttider (og dermed beregningstider).

^b: Vejledning nr. 6/1998 fra Miljøstyrelsen om oprydning på forurenede lokaliteter.

^c: Bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg.

^d: Kriterie for sum af 6 PAH (vejledning nr. 6/1998), for hvilke fluoranthen er modelstof i beregningerne.

^e: Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.

^f: Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet.

^g: Medianværdi for data fra grundvandsovervågning 1993-2002, GEUS (2003).

^h: Skønnet værdi ud fra Grundvandsovervågning 2000, GEUS

ⁱ: Kriterie for NVOC i Bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg.

^j: Kriterie for total mineralolie (Vejledning nr. 6/1998 fra Miljøstyrelsen), som decan og pentadecan er modelstoffer for.

^k: Forskellen i kriterie for Cr total og Cr VI.

i.b. Ikke beregnet i TAC.

4. Model 2: Transport i den umættede zone

4.1 Oversigt

På baggrund af outputtet fra kildestyrkeberegningerne beregnes transporten af stofferne gennem den umættede zone (lermembranen). De anvendte parameterverdier for beregningerne i den umættede zone er givet i tabel 4.1 for scenarierne for hhv. inert, ikke-farligt og farligt affald.

Tabel 4.1

Anvendte parametre for numerisk beregning i umættet zone (lermembran) for danske forhold (DK) og parameterverdier anvendt i TAC.

Parameter	Enhed	Inert affald		Mineralsk affald		Farligt affald	
		DK	TAC	DK	TAC	DK	TAC
Tykkelse umættet zone (lermembran)	m	2	5	2	1	5	5
Hydraulisk ledningsevne umættet zone (lermembran)	m/s	10^{-7}	i.r.	10^{-9}	10^{-9}	10^{-9}	10^{-9}
Baggrundskoncentration (alle stoffer)	mg/l	0	0	0	0	0	0
Dispersivitet	m	0,05	0	0,05	0	0,05	0
Porøsitet	-	0,35	-	0,35	-	0,35	-

i.r.: ikke relevant - konstant infiltration antaget.

4.2 Flowberegning

Beregningerne udføres ved hjælp af den numeriske flow- og transportmodel Mike SHE. Der opstilles én enkelt beregningskolonne, og input til denne kolonne i form af tidsserier for vand- og stofflux opnås fra kildestyrkeberegningerne. Initialbetingelsen for den umættede kolonne udgøres af et vandspejl beliggende lige under den umættede zone, svarende til en dybde lig med tykkelsen af den umættede zone, som angivet i tabel 4.1. Den egentlige simulering af strømningen i den umættede zone startes pr. 1/1 2004, men forud for dette regnes et år med samme input (altså fra 1/1 2003) for at undgå indvirkning af initialbetingelserne på resultaterne. Strømningen gennem den umættede zone genereres af inputtet fra deponeringsanlægget og vil forplante sig som en front gennem den umættede zone.

Uanset hvilket stof, der regnes på, bliver vandstrømningen gennem kolonnen den samme. Der regnes således kun én gang på vandstrømningen gennem kolonnen for hvert scenarie svarende til inert, mineralsk og farligt affald. Denne simulering af vandbevægelsen benyttes efterfølgende til simulering af stoftransporten i den umættede zone for hvert af stofferne.

Tykkelse af den umættede zone (lermembran)

Den umættede zone udgøres af den tykkelse af bundmembran, som er foreskrevet i deponeringsbekendtgørelsen og er angivet i tabel 4.1. Tykkelsen af den umættede zone vil have betydning for transporttiden gennem umættet zone i form af længden af transportvejen.

Hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske ledningsevne vil have betydning for transporttiden gennem den umættede zone. De foreslåede værdier for DK gælder for bundmembraner under deponeringsanlæg, jf. krav i deponeringsbekendtgørelsen og er angivet i tabel 4.1. For hhv. mineralsk og farligt affald er den hydrauliske ledningsevne af lermembranen mindre end den efter ophør af perkolatopsamlingsperioden påtrykte infiltration på 350 mm/år. I perioden efter ophør af

perkolatopsamlingsperioden sættes flowet gennem den umættede zone således lig med infiltrationen.

4.3 Transportberegning

Under transportberegningerne regnes der med ligevægtssorption mellem vandfase og jordfase, og der vil således ske en retardation af sorberende stoffer i den umættede zone. I modellen beregnes denne sorption med fuldstændig massebevaring, det vil sig, at der til enhver tid gøres rede for den del af stoffet som sidder på sedimentet, og koncentrationen i sedimentet er til enhver tid i ligevægt i henhold til ligningen:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (4.1)$$

hvor

C_s er koncentrationen af stoffet på jorden (mg/kg).

C_w er koncentrationen af stoffet i vandfasen (mg/l).

K_d er fordelingskoefficienten for ligevægtssorption for det givne stof (l/kg).

Der regnes ikke med en maksimal sorptionskapacitet for sedimentet, men til enhver tid med overholdelse af ligevægtsbetragtningen givet ved (4.1). Dette skønnes at være en rimelig antagelse for de forureningsniveauer, som må forventes under deponeringsanlæggene. Ligevægtsbetragtningen er i sig selv en tilnærmelse til den virkelige situation, hvor der kan/vil optræde i ikke-ligevægtssituationer, men den anvendes som den bedst mulige inddragelse af sorption i en generelt anvendelig model.

De K_d -værdier, som antages gældende for de pågældende stoffer er gengivet i tabel 3.4. Det antages, at de samme K_d -værdier gælder for hhv. umættet og mættet zone.

Der regnes med tidsintervaller, som er tilstrækkeligt små til at repræsentere variationen i inputfunktionen og med lagtykkelser på 25 cm for at begrænse den numeriske dispersion i form af opblanding over dybden. Der regnes – som for flowberegningerne for den umættede zone – kun på en enkelt kolonne i transportberegningerne for den umættede zone.

Output fra beregningen i den umættede zone er således en tidsserie for vandflux fra den umættede til den mættede zone under deponeringsanlægget og en tidsserie for koncentrationen i det samme vand. Disse tidsserier udvides til at gælde for hele den arealmæssige udbredelse af deponeringsanlægget.

Baggrundskoncentration

Det antages, at baggrundskoncentrationen er lig 0 for de pågældende stoffer i den umættede zone.

Dispersivitet

Dispersion af koncentrationen i den umættede zone vil føre til en "udfladning" af koncentrationskurven ved udløbet fra den umættede zone. Dispersiviteten sættes til ca. 1% af udstrækningen af søjlen = 0,05 m for alle scenarier.

Porøsitet

Porøsiteten sættes til 0,35. Mindre afvigelser af porøsiteten i umættet zone vil ikke influere væsentligt på resultatet.

5. Model 3: Transport i den mættede zone

5.1 Oversigt

Beregningerne for den mættede zone foretages ved hjælp af den numeriske grundvandsmodel Mike SHE, og der foretages kontrolberegninger i MODFLOW og MT3D.

Opsætningen af modelområdet for den tre-dimensionelle model af den mættede zone er gengivet i tabel 5.1.

Tabel 5.1

Parameterværdier for 3D-model af den mættede zone. Betydningen af enkeltparametrene er omtalt i afsnit 5.2 og 5.3

Parameter	Enhed	Anvendt i Danmark	TAC
Bredde modelområde	m	300	500
Længde modelområde	m	250	600
Deponeringsanlæggets afstand fra øvre rand	m	50	100
Afstand fra nedstrøms afgrænsning af deponeringsanlæg til beregningspunkt (POC)	m	100	20/200
Nettonedbør	mm/år	350	300
Tykkelse grundvandsmagasin	m	6	ca. 6
Fastholdt trykniveau øvre rand	-	6,65	Lukket rand
Fastholdt trykniveau nedre rand	m	5,65	Ca. 4,1
Hydraulisk ledningsevne i horisontalt plan $K_x=K_y$	m/s	10^{-4}	$K_x=K_y=K_z=1,4 \cdot 10^{-4}$
Hydraulisk ledningsevne i vertikalt plan K_z (DK: $1/10 K_x$)	m/s	10^{-5}	$K_x=K_y=K_z=1,4 \cdot 10^{-4}$
Effektiv porøsitet	-	0,25	0,3
Longitudinal dispersivitet	m	1,0	20
Transversal dispersivitet	m	0,02	4
Vertikal dispersivitet	m	0,02	2
Baggrundskoncentration i beregning	mg/l	0	0
Koncentration i infiltrerende regnvand uden for deponeringsanlæg	mg/l	0	0
Cellestørrelse x-y	m	2	10
Antal beregningslag	-	8	6

5.2 Flowberegning

Da vandstrømningen er den samme for alle stoffer, regnes der kun én gang på denne for hvert scenarie, og resultaterne fra disse flowberegninger anvendes videre ved transport-simuleringerne. Input til den mættede zone er nettonedbøren i området uden for deponeringsanlægget og vand- og stoffluxen ud af den umættede zone under deponeringsanlægget.

Bredde af modelområde

Bredden af modelområdet er sat til samme værdi som for TAC. Størrelsen har ingen betydning for resultatet, da strømningen stort set er parallel med siderne af området.

Længde af modelområde

Længden af modelområdet skal være tilstrækkelig til at repræsentere det ønskede beregningspunkt nedstrøms for den nedre afgrænsning af deponeringsanlægget .

Trykrandbetingelser og flowhastighed

Der er tidligere regnet med en øvre lukket rand og justering af den nedre trykrand, indtil en gradient i størrelsesorden 1-3‰ blev opnået, resulterende i porevandshastigheder mellem 10 og 30 m/år. I kommentarer til de tidligere beregningsforudsætninger i Christensen (2006) anslås porevandshastigheder i Danmark at ligge mellem 10 og 1.000 m/år, og der foreslås anvendt en porevandshastighed på 200 m/år i beregningerne. En porevandshastighed på 200 m/år skønnes at være en meget høj værdi set i forhold til, at hastigheden skal repræsentere en generelt gældende (konservativ) porevandshastighed i et sekundært grundvandsreservoir i Danmark. Derfor anvendes i stedet en porevandshastighed på 100 m/år, hvilket stadig skønnes at være i den høje ende, men som kan retfærdiggøres med, at en stor del af de berørte deponier ligger relativt kystnært, hvor grundvandsstrømningen typisk er kraftigere end længere inde i landet. Porevandshastigheden opnås ved at åbne den øvre rand og hæve gradienten over længderetningen af området til 4‰, øge den horisontale hydrauliske ledningsevne til $2 \cdot 10^{-4}$ m/s og sænke den effektive porøsitet fra 0,3 til 0,25.

Afstand fra nedstrøms afgrænsning af deponeringsanlæg til beregningspunkt (POC)

Afstanden sættes til både 30 m og 100 m, jf. kapitel 1. Jo større afstand til POC jo større attenuering (fortynding) i form af infiltrerende regnvand og dispersion af fanen og dermed mindre restriktive grænseværdier.

Nettonedbør

Nettonedbøren i området uden for deponeringsanlægget sættes til samme værdi som nettonedbøren på deponeringsanlægget. Fortyndingen af perkolatet fra deponeringsanlægget vil stige med stigende nettoinfiltration uden for deponeringsanlægget, da det producerede perkolat således vil blive opblandet med en større mængde rent vand.

Tykkelse af grundvandsmagasin

Tykkelsen af grundvandsmagasinet sættes tilstrækkelig stor til at rumme udsivningen fra deponeringsanlægget. Der regnes ikke med, at der vil ske stofspredning til den nederste del af grundvandsmagasinet på grund af den korte afstand fra deponeringsanlægget til POC. Tykkelsen af grundvandsmagasinet er således af mindre betydning for resultatet af beregningerne på grund af lille vertikal dispersion.

Hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske ledningsevne sættes til en rimelig værdi for et sandmagasin. Højere hydraulisk ledningsevne vil under samme gradient føre til større grundvandsstrømning og dermed større attenuering af stofkoncentrationen. Erfaringsmæssigt er den vertikale hydrauliske ledningsevne i størrelsesordenen en faktor 10 mindre end den horisontale hydrauliske ledningsevne (her er anvendt en faktor 20).

Diskretisering

Diskretiseringen i x, y og z-retningen i modellen vælges, således at den numeriske dispersion begrænses mest muligt. Tilstrækkeligheden af den anvendte diskretisering vurderes ved sammenligning af resultaterne (de beregnede maksimumkoncentrationer) opnået med finere diskretisering.

5.3 Transportberegning

Transportberegningen udføres på grundlag af flowberegningerne ved anvendelse af transportmodulet i den numeriske beregningsmodel Mike SHE.

Som for den umættede zone inkorporeres sorption af stofferne i beregningerne, og der tages yderligere hensyn til den hydrodynamiske dispersion af stofferne. Der regnes – som for den umættede zone – med ligevægtssorption mellem vandfase og sediment, og der vil således

ske en retardation af sorberende stoffer i den mættede zone. Der regnes ikke med en maksimal sorptionskapacitet for sedimentet, men til enhver tid med overholdelse af ligevægtsbetragtningen givet ved (4.1). I modellen regnes der – som for den umættede zone – med fuldstændig massebevaring, det vil sige, at der til enhver tid gøres rede for den del af stoffet, som sidder på sedimentet, og koncentrationen i sedimentet er til enhver tid i ligevægt med koncentrationen i vandfasen.

For beregningspunkterne POC, 30 m hhv. 100 m nedstrøms den nedre afgrænsning af deponeringsanlægget, optegnes gennembrudskurven for det pågældende stof over de 3 m dybde af akviferen, hvor den højeste koncentration opnås, og den maksimalt opnåede koncentration set over et års simulering, samt tidspunktet for denne noteres. Tidligere har den maksimale koncentration over 1 m akvifer været anvendt, men dette er ændret i lyset af kommentarer til de tidligere anvendte forudsætninger i Christensen (2006).

Porøsitet

Det antages, at den effektive porøsitet, det vil sige den del af porøsiteten, som medvirker i vandbevægelsen, er 0,25. Denne værdi har tidligere været sat til 0,3, men er sænket ud fra et ønske om at opnå en højere porevandshastighed i beregningerne.

Dispersivitet

Tidligere er ud fra transportafstanden på 100 m og retningslinier i Miljøstyrelsen (1996) valgt en longitudinal dispersivitet på 0,45 m, en transversal dispersivitet på 1/450 af dette og en vertikal dispersivitet på 1/900 del af dette. Ud fra kommentarer omkring de valgte værdier af dispersiviteterne i Christensen (2006) vælges en longitudinal dispersivitet på 1,0 m og transversale og vertikale dispersiviteter på 0,02 m (1/50 af den longitudinale dispersivitet). Den vigtigste parameter for beregningsresultaterne er den vertikale dispersivitet, da man har relativt langsomt varierende koncentrationer i den langsgående retning, og den transversale opblanding er uden særlig betydning, da POC ligger midt for det forurenede område. Den forøgede vertikale dispersivitet vil sikre en større dybdeopblanding og vil sammen med midlingen over 3 m akvifer give lavere peak-koncentrationer end tidligere. Ved TAC-beregningerne blev anvendt betydeligt højere dispersiviter. Dette blev gjort for at sikre, at fanen blev opblandet over hele dybden af akviferen.

Baggrundskoncentration

Som forklaret i kapitel 2 sættes baggrundskoncentrationen under beregningerne i den mættede zone lig 0 for alle stoffer. De egentlige baggrundskoncentrationer er gengivet i tabel 3.10. De egentlige baggrundskoncentrationer inddrages i beregningen af den maksimalt tilladelige udvaskning som beskrevet i afsnit 6.1.

Koncentration i nettonedbør

Koncentrationen af de aktuelle stoffer i nettonedbøren uden for deponeringsanlægget antages at være lig 0.

6. Beregning af grænseværdier

De ovenfor beskrevne beregninger af udslip fra deponeringsanlæg og transport gennem umættet og mættet zone gennemføres for alle de stoffer, for hvilke der skal beregnes grænseværdier. Nedenfor er beskrevet, hvorledes de udregnede værdier anvendes til fastsættelse af grænseværdier for stofudvaskning ved udvaskningstests.

6.1 Fastsættelse af maksimal koncentration i udslip fra deponeringsanlæg

Ud fra gennembrudskurverne i POC findes en maksimal koncentration $C_{max,POC}$. Forholdet mellem den maksimale koncentration i perkolatet og denne koncentration udtrykker attenueringen som følge af transporten gennem umættet og mættet zone:

$$f_a = \frac{C_{max,POC}}{C_{0,depo}} \quad (6.1)$$

hvor

$C_{0,depo}$ er den maksimale koncentration i udslippet fra deponeringsanlægget (mg/l).
 $C_{max,POC}$ er den maksimale koncentration i POC (mg/l).
 f_a er den resulterende attenueringsfaktor (-).

Ud fra attenueringsfaktoren, f_a , og den maksimalt tilladte koncentration i POC (grundvandskvalitetskriteriet) kan den maksimalt tilladelige koncentration i udslippet fra deponeringsanlægget beregnes. Da beregningerne er udført med baggrundskoncentrationer lig 0 i den mættede zone, korrigeres der for den reelle baggrundskoncentration i grundvandet, og beregningen af den maksimalt tilladelige koncentration, $C_{0,max}$, foretages ved:

$$C_{0,max,depo} = 1/f_a \cdot (C_{grvkrit,POC} - C_{bagg}) + C_{bagg} \quad (6.2)$$

hvor

$C_{0,max,depo}$ er den maksimalt tilladelige C_0 for udslipkurven fra anlægget (mg/l).
 f_a er attenueringsfaktoren fra (6.1) (-).
 $C_{grvkrit,POC}$ er grundvandskvalitetskriteriet for det givne stof (mg/l).
 C_{bagg} er baggrundskoncentrationen for det givne stof (mg/l).

6.2 Beregning af grænseværdier svarende til $L/S = 2$ l/kg

Ved integration af ligning 3.1 fås et udtryk for den stofmængde E (i mg/kg), som er blevet udvasket i løbet af det tidsrum, som det tager for L/S at øges fra 0 til en given værdi, svarende til en given værdi af C :

$$E = (C_0/\kappa)(1 - e^{-(L/S)\kappa}) \quad (6.3)$$

Ud fra beregningen af $C_{0,max,depo}$ givet ved (6.2) kan den maksimale udvaskning fra en batch-test ved $L/S = 2$ l/kg udregnes ved omskrivning af (6.3):

$$E_{max,L/S=2} = \frac{C_{0,max,depo}}{\kappa} (1 - e^{-(L/S)\cdot\kappa}) \quad (6.4)$$

hvor

$E_{max, L/S=2}$ er den maksimalt tilladte udvaskning ved $L/S = 2$ for den pågældende komponent (mg/kg).

$C_{0,max,depo}$ er den maksimalt tilladelige C_0 for udslipkurven fra deponeringsanlægget (mg/l), jf. (6.2).

Nedenfor illustreres fremgangsmåden for bestemmelse af grænseværdier ved gennemregning af et tænkt eksempel. For det pågældende eksempel er der anvendt en perkolatopsamlingsperiode på 70 år.

Eksempel: Beregning af grænseværdi for Cd i farligt affald

Dette eksempel tjener alene som beskrivelse af den praktiske brug af det opstillede modelapparat. De anvendte parameterverdier er således ikke i alle tilfælde de samme som opgivet i de foregående afsnit.

For Cd gælder følgende parameterverdier (tabel 3.7 og 3.10):

Stof	K_d (l/kg)	K (kg/l)	$G_{baggrund}$ (μ g/l)	$C_{grvkrit}$ (μ g/l)
Cd	20	0,50	0,008	2

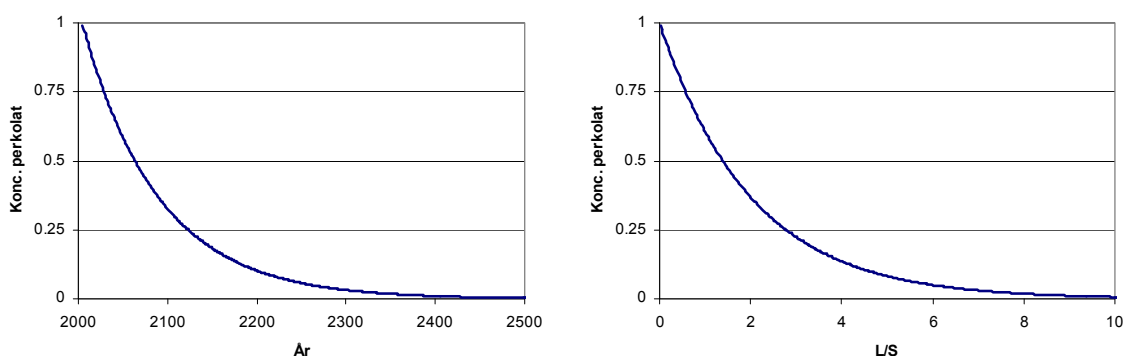
Kildestyrke:

Ud fra oplysninger omkring deponeringsanlæggets højde, infiltrationen og tørrumvægten af affaldet i deponeringssceneriet for farligt affald kan udviklingen i L/S i deponeringsanlægget med tiden beregnes. I beregningerne antages al affaldet at være deponeret fra begyndelsestidspunktet ($t=0$), infiltrationen ind i deponeringsanlægget sættes konstant lig med 350 mm/år, og tørrumvægten regnes konstant. Dermed kan udviklingen i L/S med tiden beregnes ved:

$$L/S(t) = \frac{0,35m^3 / \text{år}}{1,5t / m^3 \cdot 10m \cdot 1m^2} = 0,023(l / kg / \text{år}) \quad (E1)$$

Ud fra den anvendte κ -værdi og en arbitrær C_0 - værdi på 1 kan koncentrationen i perkolatet efterfølgende beregnes som funktion af L/S og dermed tiden ud fra (3.1):

$$C = C_0 \cdot e^{-(L/S)\kappa} \quad (E2)$$



Figur E1

Koncentrationen i perkolatet (C) som funktion af hhv. tiden og L/S for Cd.

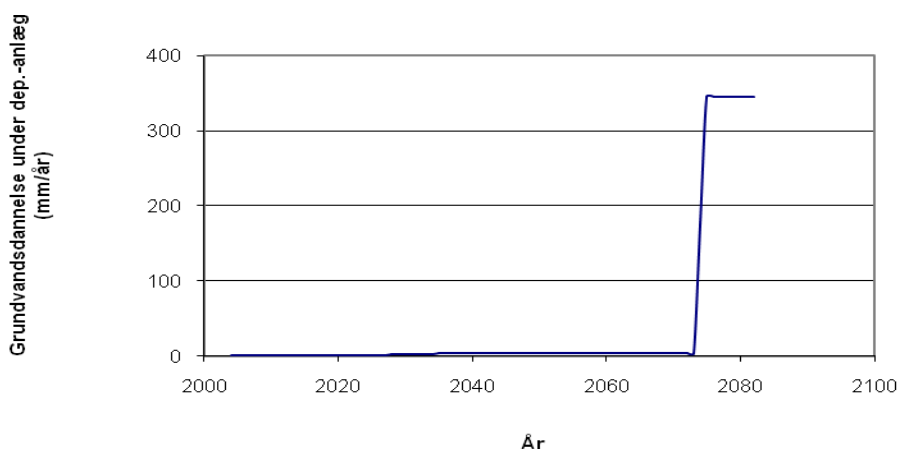
Med de givne parameterværdier kommer kurven for koncentrationen i perkolatet som funktion af hhv. L/S og t til at se ud som i figur E1.

Umættet zone (lermembran):

Kurven for koncentrationen i perkolatet som funktion af tiden (figur E1) benyttes sammen med infiltrationen som funktion af tiden (mm/år) givet i tabel 3.3 som input til beregningerne for strømmingen gennem lermembranen. Infiltrationen fra deponeringsanlægget til membranen er:

Tidsrum	Infiltration fra deponeringsanlæg til umættet zone
0-70 år	3,5 mm/år
> 70 år	350 mm/år

I figur E2 er vist den beregnede grundvands-/perkolatdannelse under deponeringsanlægget som funktion af tiden beregnet ved hjælp af modellen for lermembranen. Denne grundvandsdannelse anvendes som input til beregningerne for den mættede zone i alle beregningsceller, som ligger under deponeringsanlægget. I perioden efterfølgende den afbildede er strømmingen gennem lermembranen stationær, og denne stationære strømning kan således benyttes i transportsimuleringerne for den efterfølgende periode.

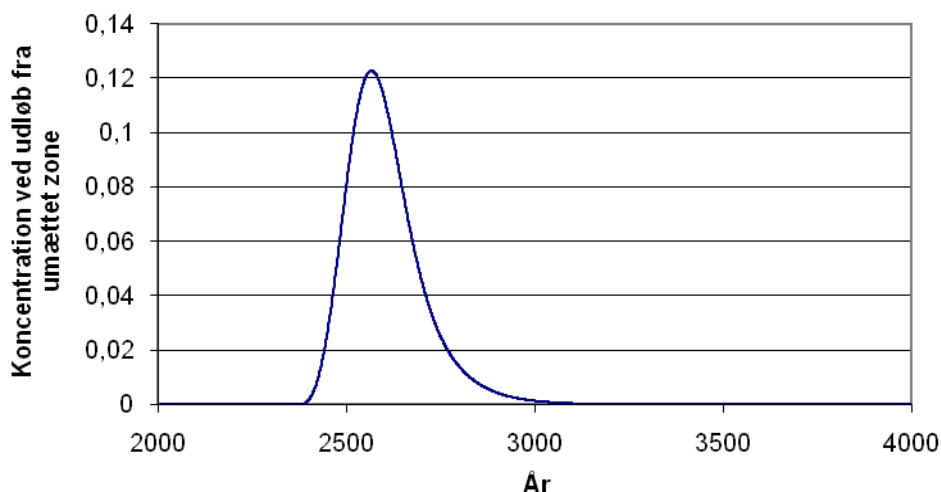


Figur E2

Grundvandsdannelse under deponeringsanlægget som funktion af tiden. I tiden efter det afbildede opretholdes en grundvandsdannelse på 350 mm/år.

På baggrund af flowberegningen foretages beregningen af transporten gennem den 5 m tykke lermembran under deponeringsanlægget. I lermembranen regnes transporten af det givne stof med ligevægtssorption i henhold til (4.1), men uden dispersion, det vil sige, at transporten gennem lermembranen primært vil medføre en forsinkelse af stoftransporten mod den mættede zone. I de første 70 år af simuleringen, hvor infiltrationen til den umættede zone under deponeringsanlægget er 3,5 mm/år vil transporttiden gennem lermembranen være over 500 år. Efter 70 års simulering stiger infiltrationen til 350 mm/år, og flowhastigheden gennem den umættede zone stiger umiddelbart til den samme værdi (den umættede zone bliver mættet). Transporttiden for et ikke sorberende stof gennem membranen er nu ca. 5 år. For Cd, som har en K_d -værdi på 20 l/kg og dermed en retardationsfaktor på ca. 90 vil transporttiden gennem membranen ca. være 450 år under den høje infiltrationsrate.

På grund af det initielt meget lave input af vand til den umættede zone bliver stoffet i de første 70 år af simuleringen fortyndet relativt kraftigt i den umættede zone (opblandet i det oprindelige vand i umættet zone). Når infiltrationen stiger til 350 mm/år, sker der stort set ingen fortynding i den umættede zone. For stoffer hvor kildestyrken aftager hurtigt med tiden (høje κ -værdier), vil dette betyde et relativt stort fald i den maksimalt observerede koncentration allerede efter udløbet fra den umættede zone. For stoffer, hvor kildestyrken opretholdes i en længere periode, vil attenueringen i den umættede zone være mere beskeden. I figur E3 er vist den beregnede outputkurve for Cd-koncentrationen i det vand, som infiltrerer fra lermembranen til den mættede zone under deponeringsanlægget. Som det ses, opnås en reduktion af maksimumkoncentrationen fra 1 ved indløbet til den umættede zone til ca. 0,12 ved udløbet fra den umættede zone. Det ses samtidig, at den maksimale koncentration opnås omkring år 2550 svarende til transporttiden på ca. 450 år efter år 2074.



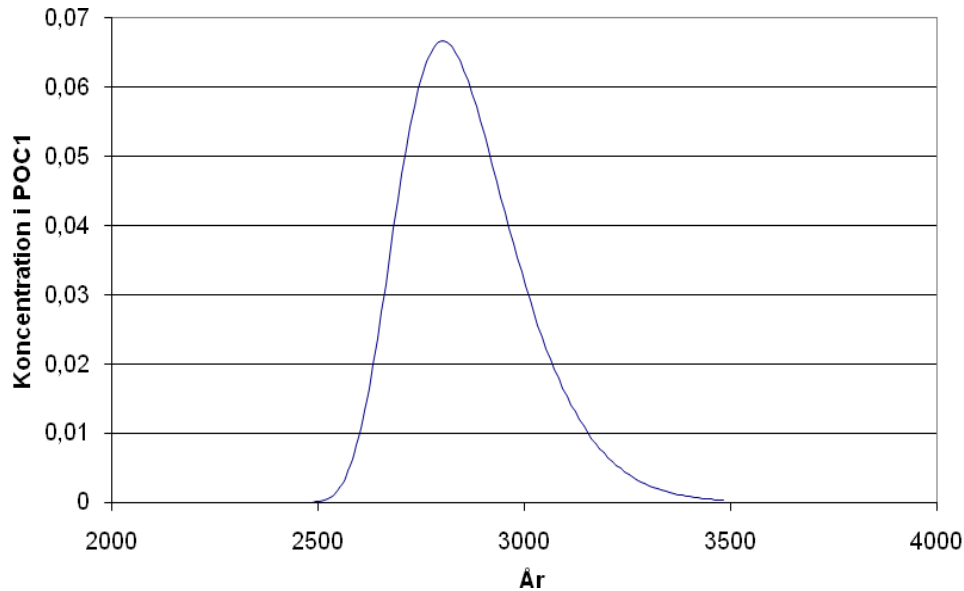
Figur E3
Koncentrationen af Cd i det vand, som infiltrerer fra lermembranen til den mættede zone.

Mættet zone:

På baggrund af beregningerne for lermembranen og de øvrige inputparametre for beregningerne i den mættede zone listet i tabel 5.1 foretages flow- og transportberegningen i den mættede zone.

Flowberegningerne baseres på de givne randbetingelser beskrevet i tabel 5.1 og på den beregnede grundvandsdannelse under deponeringsanlægget (figur E2). I resten af området regnes med en konstant grundvandsdannelse på 350 mm/år. Flowberegningerne for den

mættede zone køres fra år 2004 og frem, til der er nået en stationær strømning efter år 2074. Denne stationære løsning kan efterfølgende bruges i transportberegninger for perioden efter år 2074.



Figur E4
Beregnet gennembrudskurve for Cd i POC1.

På baggrund af den beregnede flowløsning foretages der en transportberegning for den mættede zone. I transportberegningen er koncentrationen i det infiltrerende vand under deponeringsanlægget givet ved figur E3, mens koncentrationen i det infiltrerende vand uden for deponeringsanlægget antages at være lig 0. I transportberegningen antages baggrundskoncentrationen af det givne stof ligeledes at være lig 0. I transportberegningerne i den mættede zone regnes med ligevægtssorption af stoffet og med dispersion af fanen med dispersiviteter givet i tabel 5.1. Resultatet fra transportberegningerne vil være en gennembrudskurve i POC1 og POC2 (det vil sige 30 m hhv. 100 m nedstrøms for den nedre afgrænsning af deponeringsanlægget). Koncentrationen i POC'erne vil variere med dybden, og gennembrudskurven udtages over den ene meter af akviferen, hvor de højeste koncentrationer opnås. I figur E4 er den beregnede gennembrudskurve for POC1 optegnet for gennemsnittet af Cd-koncentrationen i beregningslag 4 og 5, hvor de højeste koncentrationer opnås i POC1. Som det ses, opnås en maksimal koncentration på 0,067 i POC1.

Attenueringsberegning:

Den maksimale koncentration i perkolatet i deponeringsanlægget (C_0) på 1 er altså blevet til en maksimal koncentration på 0,067 i POC. Dermed kan attenueringsfaktoren, f_a , beregnes ved:

$$f_a = \frac{C_{\max,POC}}{C_{0,depo}} = \frac{0,067}{1} = 0,067 \quad (E3)$$

Da den maksimale koncentration, som kan tillades opnået i POC, er grundvandskriteriet, bliver den maksimalt tilladte C_0 tilsvarende ' $1/f_a$ x grundvandskriteriet'. Dog er det i beregningen af attenueringen antaget, at baggrundskoncentrationen er lig 0. Dette er ikke tilfældet i virkeligheden, og derfor beregnes den maksimalt tilladte C_0 ud fra (6.2), som i det givne tilfælde bliver:

$$C_{0,\max,depo} = f_a \cdot (C_{grvkrit,POC} - C_{bagg}) + C_{bagg} = 14,9x(2 - 0,008) + 0,008 \mu\text{g} / \text{l} = 29,7 \mu\text{g} / \text{l} \quad (\text{E4})$$

Beregning af grænseværdier for udvaskningstest:

Da den maksimalt tilladte C_0 nu er kendt fra beregningerne, og κ er kendt fra tabel 3.7, kan den maksimalt tilladte udvaskning ved en given L/S-værdi beregnes ud fra (6.3). Dette kan gøres ved at indsætte det ønskede L/S-forhold i formlen. Som eksempel beregnes her den maksimalt tilladte udvaskning ved L/S = 2 l/kg for Cd:

$$E_{\max,L/S=2} = \frac{C_{0,\max,depo}}{\kappa} (1 - e^{-(L/S)\kappa}) = 30 \mu\text{g} / \text{l} / 0,5 \text{ l/kg} \times (1 - e^{(-2) \times 0,5}) = 0,038 \text{ mg/kg}. \quad (\text{E5})$$

7. Påvirkning af marine områder ved kystnær deponering

Ved placering af et deponeringsanlæg nær overfladevandområder – vandløb, søer eller kystvande – kan en vurdering af påvirkningen af vandområdet ofte være mere relevant end en vurdering af risikoen for påvirkning af grundvandet set i forhold til dettes funktion som drikkevandsressource. Som følge heraf gennemføres beregninger, der kan anvendes til udarbejdelse af forslag til kriterier, som er relaterede til risikoen for forurening af saltvandsområder ud for deponeringsanlægget.

Dette kan i praksis gøres ved at koble et trin 4 på sekvensen af transportmodeller. Slutpunktet i trin 3, POC, er så startpunktet for en fortyndingsmodel, der med udgangspunkt i fluxen af stoffer fra grundvandet og ud i vandområdet kan beregne de resulterende koncentrationer i vandet. Til vurdering af, om de resulterende koncentrationer i vandområdet er acceptable, anvendes de kvalitetskrav, som er angivet i bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Desuden kan udmeldte vandkvalitetskriterier fra Miljøstyrelsen anvendes i tilfælde, hvor der ikke foreligger fastsatte kvalitetskrav.

Af de stoffer, der i henhold til Rådsbeslutningen skal testes for, er der i ovennævnte bekendtgørelse stillet kvalitetskrav for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn samt for en række organiske stoffer. For de resterende stoffer skal der enten opstilles krav for maksimale resulterende koncentrationer, eller det kan besluttes, at de grundvandsbaserede krav er tilstrækkelige (for eksempel for komponenter, som vurderes ikke at udgøre nogen væsentlig risiko i overfladevandområder). Kravene til klorid og sulfat er mindre relevante ud fra et forureningssynspunkt ved udledninger til havvand, men måske ikke ud fra hensynet til deres mobiliserende effekt på andre stoffer. En eventuel mobiliserende effekt på metaller bør dog ses i udførte udvaskningstests, hvorfor dette bør tages i betragtning ved fastsættelse af grænseværdier for klorid og sulfat. Udledning af høje klorid- og sulfatkoncentrationer til ferskvandsområder kan have en negativ betydning.

I henhold til deponeringsbekendtgørelsen skal der ved risikoberegninger for deponeringsanlæg tæt på vandområder regnes med udsivningen som en punktkilde, og initialfortyndingen må højst sættes til 10 gange. Hvis der foreligger detaljerede oplysninger, kan initialfortyndingen tillægges en fortynding på maksimalt 20 gange svarende til en samlet fortynding på maksimalt 200 gange, jf. side 50 i vejledningen om overgangsplaner (Miljøstyrelsen 2002). Det gør i første omgang fortyndingsmodellen simpel ($\times 10$), og det vil derfor være interessant at sammenligne de ovennævnte krav til resulterende koncentrationer i saltvand med de grundvandskriterier ($\times 1/10$), som er vist i tabel 3.10. Dette er gjort i tabel 7.1.

Af tabel 7.1 fremgår det, at hvis der regnes med en POC placeret enten 30 m eller 100 m nedstrøms, det vil sige med en afstand på enten 30 m eller 100 m fra kanten af deponeringsanlægget til kysten eller brinken af et ferskvandsområde, og der samtidig regnes med en initialfortynding på 10 gange, vil de fleste krav til maksimalkoncentrationer være overholdt, hvis de grundvandsrelaterede grænseværdier for stofudvaskning overholdes. Dette gælder dog ikke for Ba, Cr og Cu, hvor der kræves yderligere 2-7 gange fortynding eller en tilsvarende sænkning af grundvandskriterierne (og grænseværdierne for udvaskning).

Det vil naturligvis være muligt at gennemføre andre scenarieberegninger, hvor der f.eks. regnes med en direkte udledning til det marine miljø. I så fald bortfalder beregningerne med model 2 og model 3. Også andre scenarier kunne tænkes.

Tabel 7.1

Sammenligning af kvalitetskrav til resulterende koncentrationer ved udledning i saltvand og grundvandskriterierne (værdier anvendt i Danmark hhv. i TAC) fortyndet med en faktor 10.

Parameter	C _{Marin max} (Bek. nr. 921) (µg/l)	1/10 x C _{grvkrit} (µg/l)	
		Anvendt i Danmark	Anvendt TAC
As	4	0,8	1
Ba	10 ^{a)}	70	70
Cd	0,8-0,25 opløst, tilføjet ^{b)} 2,5 ^{c)}	0,2	0,4
Cr	1,0 0,1 (Cr VI) ^{a)}	2,5	5
Cu	1,0 tilføjet ^{b)} 2,9 ^{c)}	10	5
Hg	0,036 opløst, tilføjet ^{b)} 0,3 ^{d)}	0,01	0,1
Mo	10 ^{a)}	2	7
Ni	0,6 tilføjet, maks. 1,3 ^{b)} 8,3	1	2
Pb	1,0 tilføjet, maks. 2 ^{b)} 5,6	0,1	0,1
Sb	0,4 ^{f)}	0,2	0,5
Se	1 ^{a)}	1	1,0
Zn	86 ^{e)}	10	10
Klorid*	-	15.000	25.000
Fluorid	150 ^{l)}	150	15
Sulfat*	-	25.000	25.000
DOC	j)	300	1000
Benzen	2	0,1	i.b.
Toluen	10	0,5	i.b.
Xylen	10	0,5	i.b.
Napthalen	1	0,1	i.b.
Fluoranthen	0,001 ^{g)}	0,02	i.b.
Decan + Pentadecan	k)	0,9	i.b.
PCB (PCB 28	0,01	0,001	i.b.

*: Ringe relevans for saltvand.

i.b. Ikke beregnet i TAC.

a) Miljøstyrelsens udmeldte forslag til kvalitetskriterium (med anledning i konkrete henvendelser eller klagesager, jf. Miljøstyrelsens database om kvalitetskrav i henhold til bekendtgørelsen).

b) Udkast til EU-kvalitetskrav, som forventes vedtaget i henhold til Vandrammedirektivet vedrørende prioriterede stoffer. "Tilføjet" betyder en værdi, der føjes til den naturlige baggrundskoncentration, det vil sige, at tilføjet-værdien kan bruges som grundlag for vurdering, såfremt der ikke er andre kilder, som forårsager forøgede koncentrationer i det vandområde, der udledes til.

c) Eksisterende værdi, som forventes revideret til maksimumværdi i relation til kortvarige udledninger.

d) Eksisterende værdi, som forventes revideret til maksimumværdi i relation til kortvarige udledninger (til 0,07 µg/l tilføjet baggrundsværdi).

e) En første kvalitetsvurdering til en kommende udmelding viser grundlag for skærpelse med en 10-faktor!

f) Gælder kun for lugt og smag.

g) Krav til enkelt PAH'er i bekendtgørelse nr. 921, 1996.

h) Der er ikke fastsat et dansk kvalitetskriterium, og i mangel heraf benyttes kriterium fastsat af Nederlandene i: Environmental Quality Standards in the Netherlands, 1999.

- i) Der er ikke fastsat et dansk kvalitetskriterium, og i mangel heraf benyttes kriterium for MPC (Maksimal Tilladelig Koncentration) divideret med 10 som fastsat af Nederlandene i: Environmental Quality Standards in the Netherlands, 1999.
- j) Der fastsættes ikke kvalitetskrav for samleparametre i henhold til Bekendtgørelse nr. 921. For velfungerende renseanlæg, som opfylder krav til udledninger af organisk stof, ligger TOC typisk på 10-20 mg/l. DOC udgør størstedelen heraf, og i beregninger kan et koncentrationsniveau på 10-15 mg/l derfor anvendes.
- k) Der fastsættes ikke kvalitetskrav for samleparametre i henhold til Bekendtgørelse nr. 921. For mineralolie anvendes for spildevandsudledninger et udlederkrav på maksimalt 5 mg/l. Desuden skal det opfyldes, at der ikke må være synlig olirfilm efter udledningen, og koncentrationen i vandområdet må ikke være så høj, at den giver afsmag i fiskekød eller giver anledning til skadelige virkninger på fisk.

8. Referencer

Aalbers, Th.G., de Wilde, P.G.M., Rood, G.A., Vermij, P.H.M., Saft, R.J., van de Beek, A.I.M., Broekman, M.H., Masereeuw, P., Kamphuis, Ch., Dekker, P.M. and Valejtijn, E.A. (1996): Environmental quality of primary and secondary construction materials in relation to re-use and protection of soil and surface water. RIVM-report no.: 771402007. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

Christensen, T.H. (2006). Kommentarer til det faglige grundlag for fastsættelse af deponeringskriterier for affald. Udført for Miljøstyrelsen, 5. version, 28. februar 2006.

DHI & ECN (2003): Development of acceptance criteria for landfilling. Draft report for Miljøstyrelsen.

DS – Dansk Standard (1999): Membraner til deponeringsanlæg. DS/INF 466, 1.udg.

Geus (2003): Ferskvandets Kredsløb, NOVA 2003 Temarapport

Hjelmar, O. (1990): Leachate from land disposal of coal fly ash. Waste Management & Research, 8, pp 429-449.

Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA, Vol. III, pp. 712-721, CISA.

Miljøministeriet (1991): Miljøministeriets skrivelse af 27. december 1991 vedrørende lokalisering af lossepladser.

Miljøstyrelsen (1995): Kortlægning af den maksimalt tilladelige nitratudvaskning, nr. 10 1995.

Miljøstyrelsen (1996): Kemiske stoffers opførelse i jord og grundvand: Bind 1.nr. 20 1996.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning på forurenede lokaliteter nr. 6 1998, Vejledning fra Miljøstyrelsen 1998.

Miljøstyrelsen (2002): Vejledning nr. 5/2002 om overgangsplaner.

DHI (2004). Kemisk profil for olie- og benzin. Rapportudkast fra DHI for Miljøstyrelsen.

TAC (2002): CD med alle officielle tekniske dokumenter produceret af den Tekniske Adaptationskomité, undergruppen vedrørende Deponeringsdirektivet. Findes i Miljøstyrelsen.

Genanvendelsesscenarie

Genanvendelsesscenariet er på alle punkter undtagen det nedenstående lig med det ovenfor beskrevne deponeringsscenarie:

- Der regnes ikke med perkolatopsamling, det vil sige, at der regnes med fuld infiltration (350 mm/år) igennem hele simuleringsperioden.
- Som udgangspunkt er udstrækningen af genanvendelsesområdet i grundvandsstrømningens retning kun lig 10 m i genanvendelsesscenariet mod 100 i deponeringsscenariet.
- Anvendeshøjden i genanvendelsesscenariet er kun 1 m mod 10 m i deponeringsscenariet.