

Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.)

1 Indledning

Nærværende vejledende udtalelse tager sigte på at beskrive grundlaget for samt indholdet i den miljøkonsekvensvurdering, som skal foreligge, hvis et bestående, kystnært deponeringsanlæg for bortskaffelse af havbundssedimenter (de såkaldte spulefelter) ønskes videreført uden krav om etablering af membran- og perkolatopsamlingssystem jf. deponeringsbekendtgørelsens (nr. 252 af 31. marts 2009) bilag 2, pkt. 3.4.2.2 *Miljøkonsekvensvurdering i forhold til marint overfladevand - yderligere reducerede krav.*

Udtalelsen tager derfor udgangspunkt i revurderingen af miljøgodkendelser for bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter, jf. de overgangsplaner, som skulle indsendes til tilsynsmyndigheden senest den 16. juli 2002, jf. § 7 i bekendtgørelse nr. 650 af 29. juni 2001 om deponeringsanlæg.

Ifølge bilag 2, afsnit 3.4.2.2 i deponeringsbekendtgørelsen er det muligt for et kystnært deponeringsanlæg for havbundssedimenter at opnå "yderligere reducerede krav" til anlæggets membran- og perkolatopsamlingssystem, hvis det ved gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering kan godtgøres, at perkolatet¹ fra de deponerede havbundssedimenter ikke indeholder forurenende stoffer i koncentrationer, der hverken på kort eller lang sigt giver anledning til overskridelse af fastsatte miljøkvalitetskrav for det berørte vandområde². I en miljøkonsekvensvurderingen indgår: 1. de hensyn til aktuelle fortyndingsforhold for vandområdet, 2. nedbrydning af organiske stoffer (specielt TBT) og 3. tilbageholdelse af forurenende stoffer i de dæmningsmaterialer, der afgrænser deponeringsanlægget mod det marine vandområde.

¹ **Perkolat:** Enhver væske, som efter at have strømmet gennem det deponerede havbundssediment udledes fra eller tilbageholdes i et deponeringsanlæg.

² **Miljøkvalitetskrav for det berørte vandområde** er krav værdier til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

Elementer der ikke indgår i denne vejledende udtalelse

Opmærksomheden henledes på, at denne vejledende udtalelse ikke indeholder retningslinjerne for vurdering af overskudsvand³ (også benævnt udskotningsvand) fra deponeringsanlæg for havbundssedimenter. For direkte udledninger fra anlæg godkendt iht. Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 gælder det, at den pågældende udledningstilladelse skal meddeles med hjemmel i miljøbeskyttelseslovens kap. 5, og at vilkår til udledningen skal formuleres i henhold til krav og retningslinjer i miljøbeskyttelseslovens kapitel 4 og herunder bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet (nr. 1022 af 31. august 2010). I medfør af bekendtgørelsen fastsættes miljøkvalitetskrav, der skal overholdes i det vandområde, hvortil udledning eller udsivning sker fra deponeringsanlægget. Bekendtgørelsen indeholder også en bestemmelse om (§ 11, stk. 3), at miljømyndigheden kan give tilladelse til overskridelse af miljøkvalitetskrav i det tilfælde, hvor udledningen har begrænset varighed, og hvor fjernelsen af havbundssedimentet bidrager til en væsentlig forbedring af miljøtilstanden i det pågældende vandområde.

Supplement til denne vejledende udtalelse

Denne vejledende udtalelse suppleres i løbet af de kommende måneder med en vejledende udtalelse der dækker vurdering af miljøkonsekvenser for nye deponeringsanlæg for kystnære deponeringsanlæg (dvs. såvel spulefelter som traditionelle deponeringsanlæg) – med henblik på at opnå ”yderligere reducerede krav” til anlæggets membran- og perkolatopsamlingsystem. Hovedpunkter i den kommende vejledende udtalelse vil overvejende bestå af anbefalinger til dæmningsopbygning og -funktion, samt vejledning til at vurdere de miljømæssige konsekvenser for grundvandsmagasiner nedstrøms deponeringsanlægget.

Det skal bemærkes, at fremgangsmåden og indholdet, der indgår i denne vejledende udtalelse om miljøkonsekvensvurdering, principielt er de samme for den der skal gennemføres for et nyt anlæg hhv. en udvidelse af et bestående anlæg. Det anbefales derfor, at den, der søger om at etablere et nyt deponeringsanlæg for havbundssedimenter, kan anvende principperne i denne vejledende udtalelse indtil da.

2 Baggrund, formål og elementer

Deponeringsanlæg for havbundssedimenter omfattet af direktivet

Spørgsmålet om, hvorvidt bortskaffelse af forurenede og uforurenede havbundssediment på deponeringsanlæg (på landjorden, herunder inddæmmede områder) skal sidestilles med deponering af affald på et deponeringsanlæg omfattet af EU's deponeringsdirektiv, har været forelagt EU-Kommissionen. Kommissionen har konkluderet og fastholdt, at deponeringsanlæg for havbundssedimenter er omfattet af direktivet. Som en konsekvens heraf skal deponeringsanlæg for havbundssedimenter indrettes og drives i overensstemmelse med den danske deponeringsbekendtgørelse, som gennemfører deponeringsdirektivet (inklusive tilhørende EU-rådsbeslutning om acceptkriterier) i dansk ret.

³ Når der indbringes sediment til deponeringsanlægget, vil der være overskudsvand, fordi sedimentet fortrænger en del af vandet i deponeringsanlægget, og/eller fordi der tilføres yderligere vand til brug for indspuling af sedimentet. Når dette vand udledes gennem rør eller skot eller pumpes ud til vandområdet, er der tale om direkte udledning.

Godkendelse af deponeringsanlæg for havbundssedimenter

Godkendelse af nye deponeringsanlæg til havbundssedimenter meddeles af kommunalbestyrelserne. Da størsteparten af anlæggene ejes og drives af kommunalt ejede havne, varetager Miljøministeriets miljøcentre i Århus, Odense og Roskilde tilsynet med anlæggene, ligesom centrene er ansvarlige for at behandle de såkaldte overgangsplaner for alle bestående deponeringsanlæg (dvs. anlæg, som var i drift eller evt. miljøgodkendt uden at være i drift den 1. juli 2001). Planerne skal danne grundlag for, at det kan afgøres, om bestående anlæg kan indrettes og drives i overensstemmelse med kravene i deponeringsbekendtgørelsen, eller om anlæggene skal påbydes nedlukket.

Det er i udgangspunktet et krav efter deponeringsbekendtgørelsen, at et deponeringsanlæg, herunder et deponeringsanlæg for havbundssedimenter skal etableres med membran- og perkolatopsamlingssystem. Bekendtgørelsen åbner mulighed for at dispensere fra dette krav, og denne mulighed er helt afgørende for videreførelse af de bestående anlæg, der er etableret uden membran- og perkolatopsamlingssystem. Dispensation fra kravet om membran- og perkolatopsamlingssystem kan kun ske, hvis der gennemføres en miljøkonsekvensvurdering, det vil sige en vurdering af, at konsekvensen af udledningen fra deponeringsanlægget for havbundssedimenter til det berørte vandområde er acceptabel.

Udtalelsen tager udgangspunkt i anlæg for havbundssedimenter med dæmninger, der udgør en beskyttende effekt således, at der under stoftransporten gennem dæmningen kan foregå en nedbrydningsaktivitet af organiske stoffer samt tilbageholdelse i form af adsorption af forurenende stoffer (primært tungmetaller) til dæmningsmaterialerne. For deponeringsanlæg opbygget af spunsede vægge skal der ses bort fra stoftransportveje til vandområdet dvs. nedbrydning og tilbageholdelse, idet det antages at spunsvægge ikke yder nogen form for beskyttende effekt af det pågældende vandområde. For sådanne anlæg gælder der samme krav som for anlæg med beskyttende dæmninger nemlig, at koncentrationerne af de frigivne stoffer fra det deponerede sediment (kildestyrken⁴) skal kunne overholde vandområdets miljøkvalitetskrav uden for blandingszonen (se afsnit 5.3.1), for at kunne opnå yderligere reducerede krav til anlæggets membran- og perkolatopsamlingssystem.

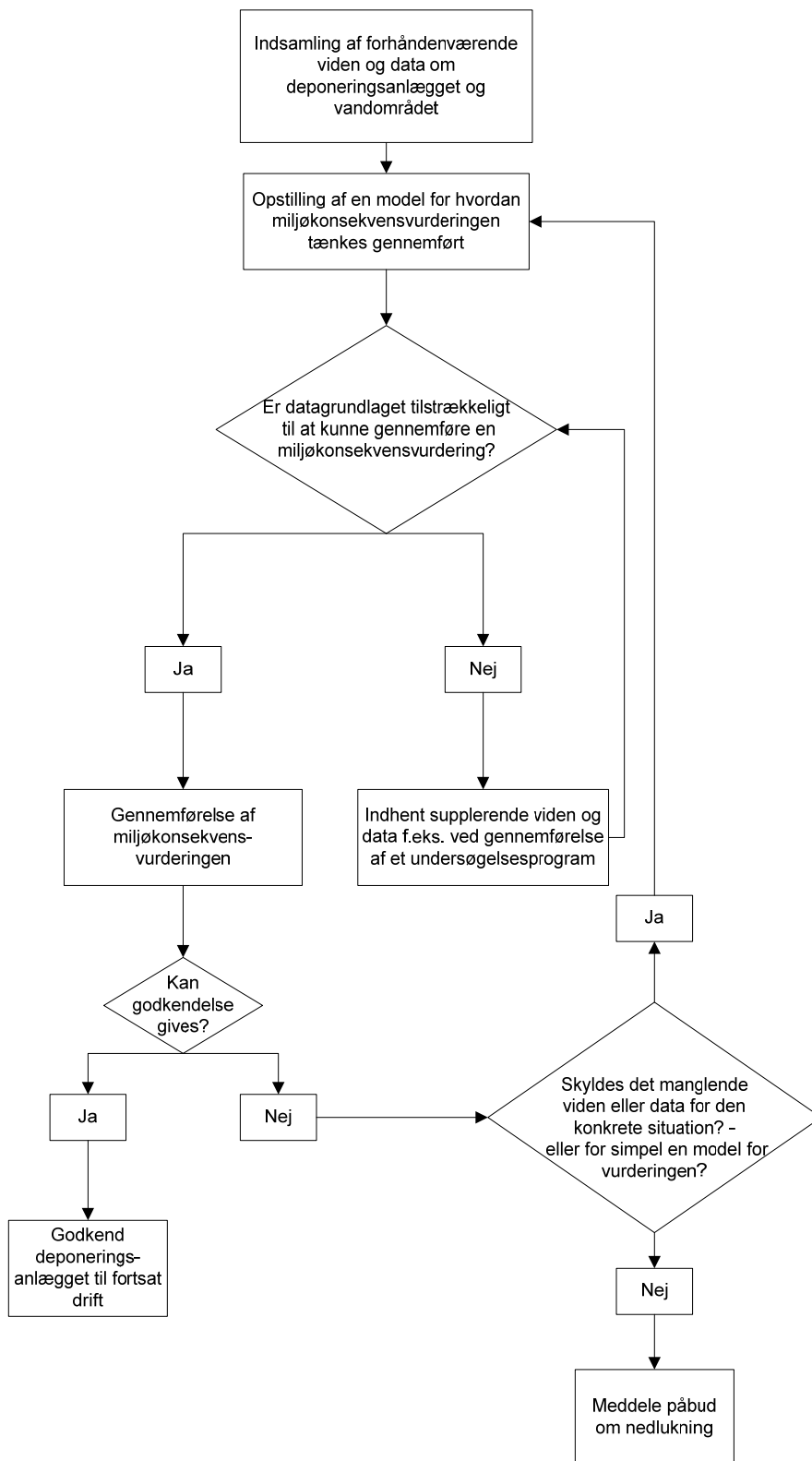
Hvad er en miljøkonsekvensvurdering?

En miljøkonsekvensvurdering er i denne forbindelse en arbejdsmetode, som tilvejebringer et estimat af den mængde eller fluks (mængde per tidsenhed) af forurenende stoffer, som udledningen eller udsivningen af perkolat fra et deponeringsanlæg for havbundssedimenter tilfører et tilstødende vandområde, samt en vurdering af effekten heraf. Miljøkonsekvensvurderingen omfatter etablering af en sammenhæng mellem kildestyrke, transport og miljøeffekt i vandområdet for de relevante forureningskomponenter og baseres normalt på anvendelse af konkrete, målte data som input til matematiske modeller. Effektvurderingen i vandmiljøet kan for eksempel bestå af en simpel sammenligning af de resulterende koncentrationer i en nærmere defineret del af vandområdet med lokale eller generelle grænseværdier for disse. Arbejdsmetoden skal sikre, at vandområdet ikke udsættes for store uacceptable påvirkninger fra deponeringsanlægget, og som i yderste konsekvens kan føre til, at deponeringsanlægget ikke kan videreføres.

⁴ **Kildestyrke:** Værdi for hvor meget forurening der kan frigives fra sedimentet til vandfasen (perkolat).

Grundlaget for bestemmelsen af kildestyrken udgøres af data for det sediment, som på tidspunktet for gennemførelsen af miljøkonsekvensvurderingen er deponeret i det pågældende spulefelt (og baseres altså for bestående deponeringsanlæg ikke på egenskaberne af sediment, som forventes deponeret i fremtiden). Det forudsættes dog, at sediment, der deponeres i fremtiden, vil have egenskaber svarende til det sediment, der allerede er deponeret i deponeringsanlægget.

Tilgangen til at gennemføre en miljøkonsekvensvurdering er overordnet skitseret i nedenstående figur 1. Der er tale om en iterativ arbejdsproces, der begynder med at anvende den eksisterende viden om det konkrete deponeringsanlæg samt for det tilstødende vandområde. Såfremt det viser sig, at grundlaget er utilstrækkeligt til at kunne gennemføre en vurdering indhentes supplerende viden, f.eks. ved at gennemføre konkrete undersøgelser. Beregningsmetoden og datagrundlaget kan således iterativt forbedres på de punkter, hvor det viser sig at være nødvendigt.



Figur 1. Overordnet procesdiagram for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter.

Formål

Formålet med den vejledende udtalelse er at beskrive de forhold, der generelt skal indgå i en vurdering af miljøkonsekvenserne, når et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter ønskes videreført uden krav om membran- og perkolatopsamlingsystem. Herudover er det målet at levere et grundlag for større ensartethed i behandlingen af overgangsplanerne for de bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter.

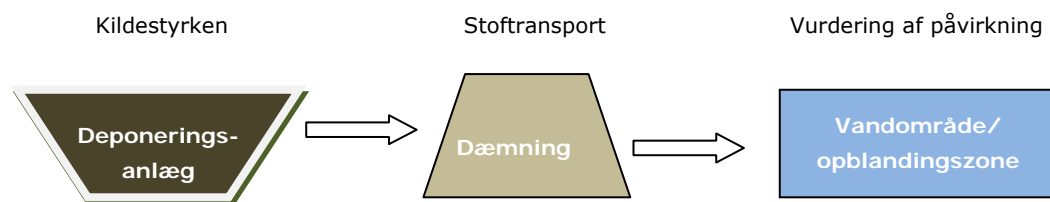
3 Miljøkonsekvensvurderingens tre hovedelementer

En miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter, der ønsker yderligere reducerede krav indeholder følgende 3 hovedelementer (se figur 2):

1. Beskrivelse af deponeringsanlægget og kildestyrken – se også ordlisten.
2. Beskrivelse af transport- og fortyndingsforhold for forureningskomponenter.
3. Beskrivelse af vandområde - herunder forhold, der er af betydning for påvirkning af dette.

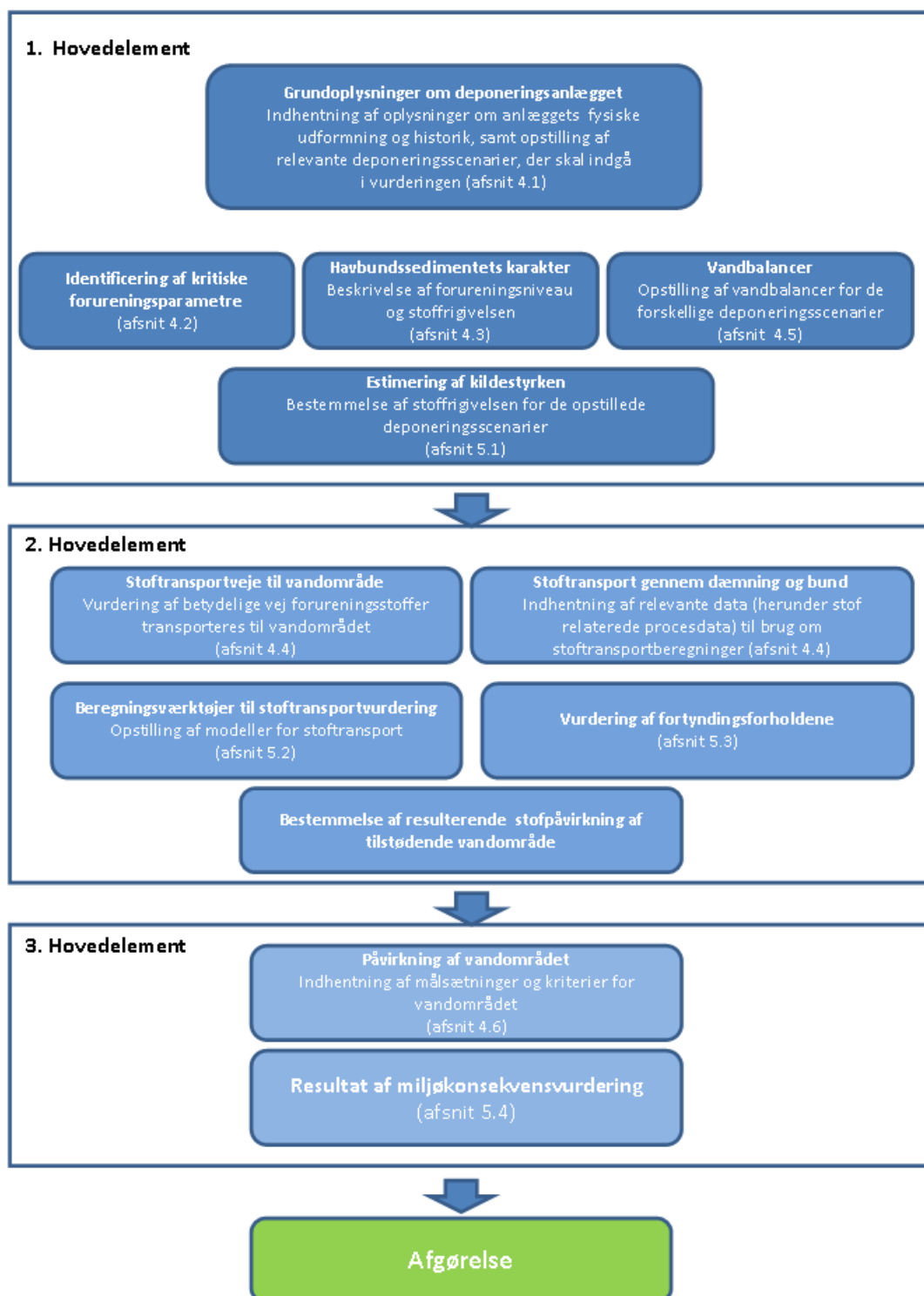
De tre hovedelementer har til formål at samle viden:

- om selve deponeringsanlægget (under opfyldning og efter deponeringsanlægget er fyldt op) samt om stofudledningen som funktion af tiden (kildestyrken).
- om de mekanismer, som har betydning for transport af forureningsstoffer gennem dæmninger, herunder stoftilbageholdelse og nedbrydning.
- om særlige forhold vedrørende blandingszone og om kvalitetskrav til vandområdet umiddelbart uden for blandingszonen.



Figur 2. Hovedelementerne i en miljøkonsekvensvurdering.

På hvert af de tre trin i miljøkonsekvensvurderingen indgår en række oplysninger samt data, som er afgørende for at kunne gennemføre en vurdering. I Figur 3 gives et overblik over de delelementer, der indgår på hvert af de tre trin samt en henvisning til i hvilket afsnit dette behandles nærmere.



Figur 3. Indhold af og sammenhæng mellem delelementer for hvert af de tre hovedelementer i en miljøkonsekvensvurdering for bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter, der ønsker yderligere reducerede krav.

Når hvert af de tre elementer og deres indbyrdes sammenhæng er beskrevet, kan det vurderes, hvorvidt der er behov for supplerende undersøgelser. Eksisterende viden, der er relevant for miljøkonsekvensvurderingen, skal indhentes og indarbejdes i beskrivelsen. Det anbefales i den forbindelse, at den ansvarlige for driften forinden igangsætning af undersøgelser skriftligt orienterer tilsynsmyndigheden, hvorledes miljøkonsekvensvurderingen tænkes gennemført i sin helhed, herunder datagrundlaget, supplerende undersøgelser, forudsatte transportveje, valg af beregningsmodeller, anvendelse af miljøkvalitetskrav m.v.

4 Datagrundlag og dataindsamlingsbehov

4.1 Grundoplysninger om deponeringsanlægget

For at kunne beskrive stoffrigivelsen som funktion af tiden (kildestyrken) er det nødvendigt at indhente oplysninger om deponeringsanlæggets historik og fysiske udformning vedrørende etableringen og driften af deponeringsanlægget. Historikken vil have betydning for omfanget af prøvetagningen af det deponerede sediment, og de fysiske data vil danne grundlag for randbetingelser i forbindelse med vurderingen af udledning af forurenende stoffer gennem dæmninger og bunden.

Informationerne skal udgøre grundlaget for opstilling af en idealiseret beregningsmodel for udsivningen fra et deponeringsanlæg under opfyldning og efter endt opfyldning, et såkaldt deponeringsscenarie. Hertil er følgende oplysninger relevante:

Deponeringsanlæggets historik

- Ibrugtagningstidspunkt.
- Skitsering på kort eller beskriv den rumlige placering af tilførte havbundssedimenter opgjort i årlige mængder.
- Hvorfra sedimentet kommer (hvilket(n) bassin/havn, sejlrender m.m.).
- Om sedimentet er deponeret over eller under vand.
- Deponeringsmetode (indspuling, bagtipning, grabning, klapning).
- Andre oplysninger vedr. historikken.

Deponeringsanlæggets fysiske udformning

- Skitse med anlæggets fysiske opbygning, herunder bassiner og hvordan de indbyrdes er forbundet, placering af dæmningerne og bundforhold (dybde/geologi).
- Deponeringsanlæggets placering i relation til de naturgivne forhold, dvs. vandområde med vanddybder og fortyndingsforhold (Miljøstyrelsen 2006A).
- Viden om geologiske lag (type og rumlig placering) herunder særlige bundforhold.
- Placering af grundvandspotentialiet i forhold til vandområdets vandspejl, evt. tidsserier.

Når deponeringsanlæggets historik samt fysiske udformning er beskrevet, kan det besluttes hvilke(t) deponeringsscenarie(r), der bør indgå i vurderingen. Som minimum bør indgå følgende:

Deponeringsscenarie(r)

- Perioder mellem deponering af sediment, så længe deponeringsanlægget er under opfyldning (Deponeringsmetode; spuling, bagtipning, grabning, klåpning) og deponeringshastighed (jævnt fordelt/i kampagner).
- Efter afslutning på deponeringen.

4.2 Forureningsparametre

Tabel 1 og 2 indeholder en oversigt over de parametre, der som udgangspunkt bør indgå i en miljøkonsekvensvurdering. Såfremt der er dokumentation for at stofparametre i tabel 1 og 2 ikke udgør et miljømæssigt problem, kan disse udelades i vurderingen af miljøkonsekvenserne. Hvis der derimod foreligger viden om eller er risiko for, at havbundssedimentet kan være påvirket af andre forurenende aktiviteter, såsom udledning fra specifikke industrielle aktiviteter eller spildevandsudledning, skal alle relevante forureningsparametre i forhold til disse typer af aktiviteter indgå i analyseprogrammet. Ved spildevandsudledninger bør det f.eks. overvejes at inddrage parametre som DEHP, nonylphenoler, octylphenoler og bisphenol A i analyseprogrammet. For områder hvor havbundssedimentet er under mistanke om at være påvirket af udledninger fra f.eks. metalforarbejdningsvirksomheder, kan det være relevant at inddrage chlorparafiner til analyseprogrammet.

Tabel 1. Analyseparametre for faststofindhold i sedimentprøver.

Stof/parameter
Arsen, Barium, Cadmium, Krom total, Kobber, Kviksølv, Molybdæn, Nikkel, Bly, Antimon, Selen, Zink
Ca, Na, K, Fe, Al, Svovl
Mineralolie (Sum af C6-C40)
Benzen, Toluen, Ethylbenzen, Xylener
Naphtalen, flouranthen, benz(b+j+k)flouranthen, benz(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-c,d)pyren
Tributyltin, Dibutyltin, Monobutyltin
PCB (kongenerer nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, og 180)
Tørstofindhold
TOC
pH-værdi, Alkalinitet,

Tabel 2. Analyseparametre for porevand⁵/eluat⁶ fra udvaskningstest.

Stof / parameter

⁵ **Porevand:** Vand fra sedimentets hulrum (porerne). Det meste af porevandet i det deponerede sediment udskiftes efterhånden som det fortrænges af gennemsivende vand/nedbør.

⁶ **Eluat:** Den væske, som kommer ud af en udvaskningstest.

Arsen, Barium, Cadmium, Krom total, Kobber, Kviksølv, Molybdæn, Nikkel, Bly, Antimon, Selen, Zink
Ca, Na*, K, Fe, Al, Svovl
Klorid*, Sulfat, Sulfid, fluorid,
Mineralolie (Sum af C6-C40)
**Benzen, Toluen, Ethylbenzen, Xylener
Naphtalen, flouranthen, benz(b+j+k)flouranthen, benz(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-c,d)pyren
Tributyltin, Dibutyltin, Monobutyltin
PCB (kongenerer nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, og 180)
Tørstof
DOC,
pH-værdi, ledningsevne, alkalinitet

* I miljøkonsekvensvurderingen skal disse resultater behandles under hensyntagen til vandtypen (f.eks. vil saltvand i mange tilfælde være dominerende for resultatet af disse analyser)

** Benzen, Toluen, Ethylbenzen, Xylener, Naphtalen kan ud fra faststofværdierne beregnes vha. en ligevægtsbetragtning, svarende til en fugacitetsberegning, der fx kan gennemføres ved brug af JAGG⁷-programmet.

For valg af metode til analyse af de i tabel 1 og 2 givne parametre henvises til bilag 8 i deponeringsbekendtgørelsen.

4.3 Havbundssedimentets karakter

En miljøkonsekvensvurdering foretages på baggrund af det havbundssediment, der allerede er bortskaffet i deponeringsanlægget. Der skal derfor indhentes oplysninger om sedimentets forureningstilstand samt kemiske egenskaber, der kan have betydning for frigivelsen af forureningsstoffer til omgivelserne. Følgende oplysninger er relevante:

- Faststofindhold af forureningsstoffer .
- Frigivelse af forureningsstoffer fra faststoffasen til vandfasen som funktion af tid og som funktion af ændring i egenskaber (f.eks. hvis der forekommer pH-ustabilt miljø).
- Sedimentets beskaffenhed generelt (kornstørrelsesfordeling/slam/sand/om det er påvirket af spildevand eller andet).

⁷ JAGG-programmet (Regneark til risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand) er et PC-baseret regneark, der kan lette arbejdet med risikovurderinger. Det brugervenlige regneark kan f.eks. beregne afdampning fra jordforurening og risikoen for forurening af grundvandet.

4.3.1 Prøvetagning af sediment

Udtagning af sedimentprøver, der anvendes til fremskaffelse af et datagrundlag for en miljøkonsekvensvurdering, skal opfylde kravene til prøvetagning som beskrevet i deponeringsbekendtgørelsen bilag 6 og 8. Prøvetagningen planlægges og udføres af kompetente personer⁸, og der skal udarbejdes en prøvetagningsplan i overensstemmelse med DS/EN 14899.

Valg af prøvetagningsmetode samt antal og mængde af prøver, der skal udtages, afhænger dels af formålet med undersøgelsen, dels af den konkrete situation. Det er derfor ikke muligt generelt at foreslå en prøvetagningsmetode ligesom det heller ikke er muligt at angive et nøjagtigt antal prøver, der skal udtages. Dette skal fra gang til gang vurderes af kompetente personer.

Som tommelfingerregel kan det dog bemærkes, at det ofte vil være fordelagtigt at udtage en række primærprøver, f.eks. borekerner af allerede deponeret havbundsmateriale i deponeringsanlægget, som sammenstikkes til en eller flere blandprøver afhængig af historikken for deponeringsanlæggets opbygning. Blandprøver anvendes typisk, når formålet med undersøgelsen er at belyse materialets gennemsnitlige karakter, og det vil give bedre repræsentative resultater, end hvis kun få primærprøver analyseres. Det forudsætter dog, at delprøvetagning og sammenstikning også sker repræsentativt.

Ved prøvetagningen bør der som minimum udtages 2 kg per prøve. Prøverne skal opbevares i passende emballage under nærmere beskrevne forhold (det er oftest nødvendigt at opbevare prøverne på køl). Når prøver udtages skal det så vidt muligt sikres, at både vertikal samt horisontal udbredelse af havbundssedimenterne i deponeringsanlægget bliver repræsenteret i prøverne. Samtidig skal man for de enkelte prøver sikre sig, at der ikke kan forekomme systematiske fejl under prøvetagningen, som f.eks. utilsigtet tab af materiale.

Ved fremstilling af en blandprøve er det oftest hensigtsmæssigt at udtage delprøver fra prøvetagningen. Delprøverne sammenstikkes til såkaldte sekundærprøver. Ved udtagning af delprøver fra prøvetagningen skal det ligeledes sikres, at den vertikale og horisontale prøvetagning er repræsenteret i delprøverne.

En laboratorieprøve til test og analyse bør bestå af minimum 3 kg materiale. Bemærk, at hvis der skal ekstraheres porevand fra materialet til analyse for indhold af organiske stoffer, vil der i nogle tilfælde være behov for større prøvemængder (analyselaboratorier behøver typisk ca. 1 liter væske (porevand) til analyser for organiske forbindelser som TBT og PAH).

4.3.2 Tests og analyser

Omfanget af testningen vil afhænge af den enkelte situation herunder behovet for at forbedre datagrundlaget.

⁸ **Kompetente personer:** Der skal gælde samme krav til prøvetager som dem der gælder i forhold til prøvetagning ifm. grundlæggende karakterisering og overensstemmelsestestning, se § 23 stk. 3 og 4, samt bilag 6 i deponeringsbekendtgørelsen.

Bestemmelse af faststofindhold

På et passende antal⁹ prøver af sediment skal der efter samråd med tilsynsmyndigheden udføres en bestemmelse af totalindholdet af forureningsstoffer i sedimentet. Ved valg af metoder til oplukning og analyse bør man følge de retningslinjer, der er givet i deponeringsbekendtgørelsens bilag 8.

Bestemmelse af stoffrigivelsen

Frigivelsen af forureningsstoffer fra sedimentet til vandfasen er et vigtigt element i estimeringen af kildestyrken. De nedenfor nævnte laboratorietests anvendes til belysning af stoffrigivelsen.

Ekstraktion og analyse af porevand: Ved ekstraktion og analyse af porevand fra sedimentprøverne er det muligt at opnå et estimat for sammensætningen af perkolatet på tidspunktet for beregningen af kildestyrken (svarende til prøvetagningstidspunktet), idet det normalt kan antages, at der for de fleste forureningskomponenter er ligevægt mellem koncentrationen i vandfasen og indholdet i faststoffasen i det deponerede materiale. Porevandet skal som udgangspunkt analyseres for både organiske og uorganiske forureningskomponenter, hvilket der skal tages hensyn til ved valg af ekstraktionsudstyr. For nogle prøver af havbundssediment kan det være forbundet med et betydeligt arbejde at ekstrahere tilstrækkelige mængder porevand til analyse. Man kan i disse tilfælde justere analyseprogrammet for porevandet ud fra indholdet i faststoffasen, f.eks. kan TBT undlades i porevandet, såfremt indholdet i faststoffasen er under den analytiske detektionsgrænse. En reduktion af analyseprogrammet for porevand bør ske i samråd med tilsynsmyndigheden.

For prøver med meget stort vandindhold kan det diskuteres, om væskefasen kan siges at være porevand, da porevand per definition udgør vand fra sedimentets hulrum (porerne).

Udvaskning som funktion af L/S: Frigivelse af forureningsstoffer som funktion af L/S-forholdet beskrives bedst ved en kolonneudvaskningstest (DS/CEN/TS 14405). For havbundssediment viser erfaringerne imidlertid, at det pga. sedimentets fysiske karakter ofte ikke kan lade sig gøre at gennemføre denne type af test. I disse situationer anbefales det at gennemføre flere batchudvaskningstest (DS/EN 12457), hvor L/S forholdet varieres (f.eks. ved 2 l/kg tørstof, 5 l/kg tørstof, og 10 l/kg tørstof). Man skal være opmærksom på, at metode kan lede til en overestimering af frigivelsen af specielt de tungere PAH'er. Metoder til gennemførelse af udvaskningstest er angivet i deponeringsbekendtgørelsens bilag 8. Eluaterne analyseres som minimum for uorganiske forbindelser samt DOC.

Udvaskning som funktion af pH: Udvaskning af en række uorganiske stoffer afhænger i høj grad af pH-værdien i sedimentet. Såfremt der er grund til at antage, at pH i porevandet i det deponerede sediment vil ændre sig (reduceres) som følge af reaktioner i det deponerede materiale eller på grund af udefra kommende påvirkninger, kan det være hensigtsmæssigt at gennemføre en ekstra batchtest ved en fastholdt pH-værdi, som ligger én pH-enhed under det pH, som opnås i eluatet fra en "normal" batchtest. Resultatet kan så anvendes til at modificere kildestyrken i henhold til forventningerne om pH-forholdene. En egentlig pH-statisk udvaskningstests (i henhold til DS/CEN/TS 14429 eller DS/CEN/TS 14997) vil kunne udelades,

⁹ **Antal:** Afhænger af eksisterende viden/analyser og deponeringsanlæggets historik. Der kan derfor i den vejledende udtalelse ikke sættes eksakte tal på, hvor mange prøver der er passende/tilstrækkelig til at dække sedimentundersøgelsen.

med mindre kildestyrkebestemmelsen skal understøttes af hydrogeokemisk ligevægtsmodellering.

Andre former for udvaskningstests:

Det kan overvejes at udføre udvaskningstests også for ikke-flygtige organiske stoffer i henhold til en metode (Ligevægtskolonnetest), som er udviklet for Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2003). Der er i øjeblikket flere danske laboratorier, der er akkrediteret til at gennemføre testen.

For opfyldninger af områder med havbundssedimenter under vandoverfladen kan det være hensigtsmæssigt at udføre specialtests til bestemmelse af effekten af aftagende væskefaststofferforhold. Denne type af tests er ikke standardiseret, men designes efter formålet.

4.4 Stoftransportveje til vandområde

Til vurdering af stoftransport ud af deponeringsanlægget er det relevant at bestemme hvilke transportveje, der er aktuelle i de forskellige faser af deponeringsanlæggets levetid.

4.4.1 Direkte udledning

Når der indbringes sediment i deponeringsanlægget, vil der være overskudsvand, fordi sedimentet fortrænger en del af vandet i anlægget, og/eller fordi der tilføres yderligere vand i forbindelse med indspuling af sedimentet. Når dette vand udledes (evt. pumpes ud) gennem rør, skot etc. eller siver gennem en spuns til vandområdet, er der tale om direkte udledning, og i dette tilfælde kan det antages, at der ikke sker nogen ændring af kildestyrken (fortynding, nedbrydning eller tilbageholdelse), med mindre der direkte iværksættes renseforanstaltninger. Det er i indledningen bemærket, at vurderingen af direkte udledninger, i forbindelse med indfyldning af havbundssedimenter i deponeringsanlæggene, skal vurderes særskilt, idet dette behandles i en særskilt udledningstilladelse.

4.4.2 Udledning gennem dæmning og bund

Når overskudsvand i deponeringsanlægget ikke udledes direkte, vil der ske en stigning i vandspejlet i anlægget, således at der opbygges et vandtryk og dermed en trykgradient rettet fra deponeringsanlægget ud mod det afgrænsende vandområde. Denne trykgradient vil medføre en udstrømning gennem anlæggets dæmning og bund, indtil udstrømningen er i ligevægt med vandområdet. Fordelingen af udstrømningen vil være bestemt af den hydrauliske ledningsevne af materialerne i dæmning og bund samt af trykgradienten i forhold til det omgivende vandområde og grundvand. Afhængigt af hvilke forurenende stoffer, der er tale om, kan der ske en betydende sorption af stofferne under transporten, hvilket vil forsinke stoftransporten og i specielle tilfælde også mindske koncentrationsniveauerne i udsivningspunktet i forhold til kildestyrken. Ligeledes kan der for visse organiske stoffer under transporten ske en nedbrydning, hvis størrelse bl.a. vil afhænge af de aktuelle geokemiske forhold. Nedbrydning vil ligeledes mindske koncentrationsniveauerne i udsivningspunktet i forhold til kildestyrken.

Deponeringen af sedimentet i anlægget sker sjældent jævnt fordelt over tid, men foregår typisk i forbindelse med kortere eller længerevarende oprensningskampagner. For anlæg med direkte udledning i forbindelse med kampagnerne vil der ofte ske udledning gennem dæmning og bund i perioderne mellem kampagnerne. Denne udledning gennem dæmning og bund vil typisk være forøget i forbindelse med sådanne korterevarende oprensningskampagner, idet vandstanden inde i anlægget vil være forøget i disse perioder.

Når deponeringsanlægget er fyldt op, vil transporten af forureningskomponenter ud af anlægget ske ved udledning af overskudsvand eller ved udsivning gennem dæmning og bund.

Stoftransport gennem dæmning og bund

Til vurdering af stoftransporten kan det være nødvendigt at indhente følgende informationer for hver af de transportveje, der indgår i vurderingen:

- Vurdering af dispersivitet.
- Data til bestemmelse af stoftilbageholdelse i materialet, som perkolatet passerer igennem (Vejledende data findes i bilag A).
- Data til inddragelse af biologisk nedbrydning af organiske stoffer (Vejledende data findes i bilag A).

Der bør etableres filtersatte boringer i midten af de dæmninger, der vender mod vandområdet. Antallet af boringer skal som udgangspunkt være proportionalt med længden af de dæmninger, der støder op mod vandområdet. Miljøstyrelsen vurderer, at der som minimum skal etableres én filtersat boring pr. 250 meter dæmning. Dette gælder så længe dæmningen ikke er etableret af forurenede havbundssediment, samt for dæmninger der er kraftigt tidevandspåvirket¹⁰. I de tilfælde vil vurderingen af stoftransporten gennem dæmningen være behæftet med uforholdsmæssigt stor usikkerhed.

Under borearbejdet udtages prøver af dæmningsmateriale, og efter etableringen pejles vandstanden og der udtages vandprøver. Det indsamlede datamateriale anvendes til bestemmelse af strømnings- og transportforholdene samt forureningsgraden i dæmningen, herunder en vurdering af hvilke forureningsstoffer, der er nået frem til boringen, samt af den generelle tilbageholdelsesgrad af de betydende forureningskomponenter. Om muligt gives svar på, om der sker nedbrydning af de organiske stoffer.

I tabel 1 og 2 under afsnit 4.2 fremgår de parametre, der som minimum skal indgå i analysen af dæmningsmaterialet og vandprøverne.

Vurdering af deponeringsanlæggets tæthed

Vandudvekslingen mellem vandområdet og deponeringsanlægget vil afhænge af dæmnings opbygning (materialer, dimensioner og konstruktion). Dæmninger opbygget af en lerkerne vil som oftest være så tætte, at vandudvekslingen alene sker ved gravitation, hvorimod dæmninger bestående af spunsede vægge må forventes at være tidevandspåvirkede, således

¹⁰ **Tidevandspåvirket:** Store tidevandssvingninger kan, hvis dæmningerne er utætte, give en stor vandudveksling mellem deponeringsanlægget og vandområdet, hvilket vil betyde, at der sker udvaskning med forurenede stoffer fra sedimentet gennem dæmningen til vandområdet.

at vandstanden i deponeringsanlægget (deponeringssøen¹¹ eller det mættede sediment indenfor anlægget) følger vandstanden i det omkringliggende vandområde, (medmindre spunsvæggene er specialudført med henblik på at overholde specifikke tæthedskrav). For at få konstateret og kvantificeret tætheden/utætheden af et deponeringsanlægs dæmninger skal der opstilles én vandstandsmåler i enten deponeringssøen eller i det mættede sediment i deponeringsanlægget samt én i vandområdet umiddelbart uden for dæmningen. Pejlinger fra boringer sat i dæmningen, samt eksisterende vandstandsmålere placeret i vandområdet og i umiddelbar nærhed af anlægget for havbundssedimenter vil med fordel kunne indgå i undersøgelsen.

Resultatet fra vandstandsmålingerne og pejlingerne fra boringerne sat i dæmningen, skal anvendes i forbindelse med estimering af såvel strømmingen af forureningsstoffer gennem dæmningen som udsivningen af disse stoffer til vandområdet. Mængden af vand/perkolat, der siver ud, udgør en vigtig parameter i forbindelse med vurdering af både kildestyrke og fortyndingsforholdene for vandområdets nærområde omkring deponeringsanlægget.

4.5 Vandbalancer

Vandbalancedata

Der bør opstilles vandbalancer (som funktion af tiden) for de forskellige situationer, der forekommer for deponeringsanlægget både under dets opfyldning og efter dets afslutning. Ved vurdering af vandbalancerne bør der tages højde for årstidsvariationer.

Relevante data til opstilling af vandbalancer er følgende:

- Anlæggets geometri
- Vandindhold i det deponerede sediment
- Nedbørsoplysninger fra nærliggende klimastation
- Beregnet potentiel evapotranspiration for området
- Vandstandsdata for overfladevand og grundvand

Den samlede potentielle vandtilførsel til deponeringsanlægget udgøres af nedbør, tilstrømmende grundvand, tidevand fra vandområdet (gennem dæmninger etc.), samt vandindholdet i det deponerede/indspulede sediment.

For nettonedbørsforhold kan der eventuelt anvendes normaldata, f. eks uddraget fra JAGG, der har værdier for alle de gamle kommuner. (Bemærk at hovedparten af nettonedbøren finder sted i vinterhalvåret, ikke om sommeren)

For vandfyldte dele af deponeringsanlægget kan der regnes med potentiel fordampning, hvilket betyder at der vil være underskud af nettonedbør i sommerhalvåret (kan medføre indstrømning fra vandområdet) og overskud af nettonedbør i vinterhalvåret.

Hvor udstrømning fra deponeringsanlægget gennem dæmning og bund sker til havet skal man være opmærksom på, at der kan forekomme længerevarende perioder (flere uger) med høj- eller lavvande (som følge af højtryk/lavtryk), hvor vandtrykket vil være ensrettet ud af

¹¹ **Deponeringssø:** De områder indenfor deponeringsanlægget med frit vandspejl.

anlægget eller ind i anlægget. Endvidere bemærkes det, at der er en årstidsvariation på 10-20 cm i normalvandspejlet i de danske farvande, hvilket ligeledes kan medføre årstidsvariation i ud-/indsivning fra anlægget. Dette vil kunne have betydning for udsivningens størrelse.

Strømningsdata

Data til vurdering af strømningsmuligheder:

- Geologi, evt. bundundersøgelser
- Kornstørrelsesfordelinger
- Skøn af eller eventuelt egentlige målinger af hydraulisk ledningsevne af dæmninger (evt. hydrauliske krav som dæmningen er konstrueret efter) og bund.

Det må forventes, at der oftest er etableret viden om nærområdets geologi i forbindelse med etablering af deponeringsanlægget.

Hvis der ikke er stillet krav til dæmningens ensartede hydrauliske ledningsevne må den eventuelt skønnes konservativt høj, fx på baggrund af vandstandsmålinger. Der kan eventuelt foretages målinger af hydraulisk ledningsevne ved slugtest eller prøvepumpninger i borer.

4.6 Påvirkning af vandområdet

Til brug i vurderingen af, om deponeringsanlægget for havbundssediment kan (eller i fremtiden vil) påvirke det omkringliggende vandmiljø i en uacceptabel grad, indhentes følgende oplysninger:

- Oplysninger om målsætninger for vandområdet.
- Miljøkvalitetskrav for relevante forureningskomponenter for det pågældende område (se bilag C).
- Oplysninger om det generelle forureningsbelastningsniveau af det nærliggende vandområde.
- Eventuelle kriterier for den langsigtede belastning af vandmiljøet med forurenende stoffer.

5 Miljøkonsekvensvurdering

5.1 Estimering af kildestyrken

Estimeringen af kildestyrken skal så godt som muligt beskrive de mængder af betydende forurenende stoffer, som udvaskes fra de deponerede sedimenter og efterfølgende transporteres gennem dæmning og bund og ud i et vandområde. Bestemmelsen af kildestyrken bør baseres på de indsamlede data og gennemførte målinger. Kildestyrken vil variere med tiden, både på grund af udviklingen i opfyldningen og opbygningen af deponeringsanlægget og som følge af udviklingen i udvaskningen af forureningskomponenter, og den skal derfor beskrives som funktion af tiden, eventuelt opdelt i faser svarende til de ovennævnte ændringer.

Kildestyrken afhænger til hver en tid dels af sammensætningen (stofkoncentrationerne) af det perkolat, der siver ud fra deponeringsanlægget, dels af mængden af perkolat der siver ud. Det vil derfor være nødvendigt dels at estimere sammensætningen af perkolat som funktion af tiden og/eller gennemstrømmet vandmængde, dels at estimere udstrømningen af perkolat gennem dæmningen (volumen/tidsenhed) som funktion af tiden.

Det kan som nævnt være hensigtsmæssigt at opdele beregningerne i faser, idet der vil være forskel på forholdene under opfyldningen af deponeringsanlægget og efter, at dette er afsluttet. Endvidere kan det være nødvendigt at tage hensyn til forskelle mellem forskellige dele af deponeringsanlægget, både med hensyn til sedimentets egenskaber og med hensyn til opbygning og opfyldningsgrad. Det vil også gøre en forskel om der er tale om opfyldning af et inddæmmede, vandfyldt område, eller om opfyldning af et deponeringsanlæg på land.

Havbundssediment er i mange tilfælde ganske tæt og kan have en lav hydraulisk ledningsevne. For opfyldninger over havniveau med havbundssediment med mere moderat hydraulisk ledningsevne, kan udvaskningsforløbet estimeres ved hjælp af kolonneudvaskningstests. For materialer med lav hydraulisk ledningsevne må der anvendes batchudvaskningstests, målinger af porevandskoncentrationer og/eller granulære kompakterede tankudvaskningstests (sidstnævnte kan beskrive diffusionen af stof ud gennem overfladen af et tæt sediment). For opfyldninger af vandfyldte områder under vandoverfladen kan der anvendes batchudvaskningstests, eventuelt kombineret med specialtests til bestemmelse af effekten af aftagende væske-faststofhold (L/S). Såfremt det skønnes nødvendigt, kan der suppleres med hydrogeokemisk ligevægtsmodellering til afsløring af eventuelle mætningsfænomener.

Perkolat- og/eller porevandssammensætningen bør i videst mulige omfang estimeres ud fra (behandlede) resultater af udvaskningstests, både for organiske og uorganiske stoffer. For uorganiske stoffer vil det ikke være muligt at anvende fasefordelingsmodeller som f.eks. beregninger baseret på Kd-værdier til bestemmelse af kildestyrken. I mangel af bedre kan de dog anvendes til estimering af den efterfølgende stoftilbageholdelse i dæmningen. For organiske stoffer kan det, igen af mangel på bedre data, være nødvendigt at anvende Kd-værdier i begge tilfælde.

Hvis man, som beskrevet ovenfor, ikke kan gennemføre kolonneudvaskningstests, hvilket ofte vil være tilfældet for finkornede havbundssedimenter, kan det være vanskeligt at etablere en beskrivelse af perkolatsammensætningen som funktion af L/S eller tiden. Man kan i så fald gennemføre en beregning med konstant kildestyrke beregnet ud fra porevandssammensætningen (kan formentlig betragtes som konservativ). Alternativt kan man for de uorganiske stoffer anvende resultaterne af en batchudvaskningstest udført ved $L/S = 2$ l/kg, $L/S = 5$ l/kg eller $L/S = 10$ l/kg. Dette vil normalt være væsentligt mindre konservativt, i nogle tilfælde måske endda det modsatte. En anden mulighed vil være at estimere udvaskningsforløbet som funktion af L/S eller tiden for de uorganiske stoffer ved hjælp af resultatet af bestemmelse af porevandskoncentrationen (anvendes enten som C_0 eller ved det L/S-forhold, den svarer til) og/eller resultatet af en udvaskningstest ved $L/S = 2$ l/kg eller 10 l/kg kombineret med de Kappa-værdier¹² (K), der blev anvendt i forbindelse med fastsættelse af grænseværdierne i deponeringsbekendtgørelsen. I bilag B fremgår de beregnede gennemsnitsværdier af K for de stoffer der er stillet udvaskningskrav til i EU-Rådsbeslutningen om acceptkriterier, samt de formeludtryk der gør, at man kan beregne udvaskningsforløbet som funktion af L/S.

5.2 Beregningsværktøjer til brug for vurdering af transport

For at kunne kvantificere transporten af forureningsstofferne ud gennem dæmning og bund skal der indsamles en række data som anvendes i mere eller mindre komplicerede beregningsværktøjer (modeller). Beregningerne kan eventuelt foretages stepvist, hvor man starter med simple beregninger med konservative beregningsforudsætninger. F.eks. indledes med en beregning, hvor der håndberegnes på situationen med størst koncentration i kildestyrken, størst udstrømning (en efterårs regnvejrsdag, hvor der er lavvande uden for anlægget), og hvor der regnes med en høj værdi for dæmningens hydrauliske ledningsevne, samt hvor der ikke sker nogen tilbageholdelse og nedbrydning af forureningsstofferne under transporten. Hvis den følgende vurdering af vandområdet viser acceptable forhold, er mere detaljerede beregninger ikke nødvendige.

Hvis den simple beregning med konservative datainput viser kritiske forhold for vandområdet, kan man i første omgang ændre på datainputtet, så det nærmere beskriver de faktiske forhold. Man kan herefter søge at detaljere beregningsværktøjet, så det nærmere tager højde for variationer i tid og sted af vand- og stofstrømme samt materialeegenskaber i deponeringsanlæggets dæmninger og bund. Beregningsværktøjerne kan spænde fra regnearksmodeller til todimensionale eller tredimensionale beregningsmodeller for vandstrømning og reaktiv stoftransport.

Til gennemførelse af beregningerne skal der indsamles eller estimeres data som anført i afsnit 4. Detaljeringsgraden i tid og sted af dataene kan typisk øges med stigende grad af kompleksitet af beregningsværktøjet. Nogle data kan være indsamlet i forbindelse med kildestyrkevurderingen.

¹² Kappa 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).

5.3 Udpegede områder og fortyndingsforhold i vandområdet

5.3.1 Udpegede områder

Blandingszonen

I de tilfælde, hvor koncentrationerne af et eller flere forurenende stoffer i udsivningen er højere end de relevante miljøkvalitetskrav (bilag C) for vandområdet, kan miljømyndigheden udpege en blandingszone¹³. På kanten af blandingszonen gælder, at koncentrationen af de forurenende stoffer fra deponeringsanlægget alle skal overholde miljøkvalitetskrav for det tilstødende vandområde. Blandingszonens udstrækning skal være begrænset til udsivningsstedets umiddelbare nærhed og være afpasset til de betingelser, der fastsættes i vilkår i godkendelsen af deponeringsanlægget. Blandingszonen afgrænses til at være så lille som mulig og ikke større, end at koncentrationen af det mest kritiske stof lige netop kan opfylde miljøkvalitetskravet på kanten af blandingszonen. For de øvrige forurenende stoffer kan blandingszonens udstrækning ikke benyttes til at 'fylde op', hvis koncentrationen af stofferne som udgangspunkt kan opfylde miljøkvalitetskrave inden for blandingszonens ydre afgrænsning. Den største udstrækning af blandingszonen skal desuden opfylde følgende kriterier:

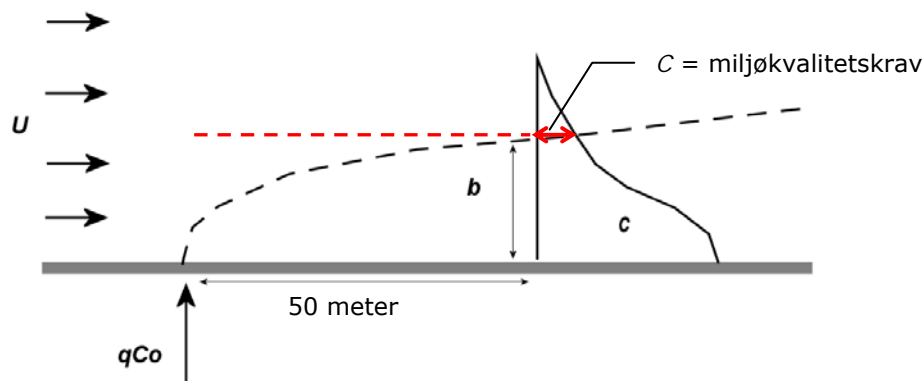
- For udsivning og udledning til vandløb fastlægges blandingszonens længde op til 7-10 gange vandløbets bredde dog maksimalt 100 meter.
- For udsivning og udledning til søer fastlægges blandingszonens udstrækning under hensyn til søens størrelse og opblandingsforhold og således at der ikke er risiko for ophobning af stoffer i søen.
- For udsivning til marine områder fastlægges blandingszonens bredde ud fra kysten som bredden af fortyndingszonen, jævnfør figur 4.
- For udledning af overskudsvand via ledning til marine områder fastlægges blandingszonens udstrækning op til 50-100 meter fra udledningsstedet.

Inden for blandingszonen accepteres overskridelse af miljøkvalitetskravene.

I tilfælde, hvor de aktuelle forurenende stoffer i udsivningspunktet i forvejen forekommer i det pågældende vandmiljø, skal koncentrationerne heraf indgå i vurderingen af, om miljøkvalitetskravet opfyldes.

For prioriterede stoffer under vandrammedirektivet gælder desuden, at der ved udpegning af blandingszoner skal fastsættes vilkår om foranstaltninger med henblik på at mindske udstrækningen af blandingszonen i fremtiden.

¹³ Miljømyndigheden kan udpege en blandingszone omkring udsivningsstedet, jf. § 12 i "Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet", bek. nr. 1022.



Figur 4. Blandingszonens bredde ved udsivning langs kysten

C_0 og C er henholdsvis koncentrationen ved kilden og i fanen fra kysten og ud,
 b er blandingszonens (fortyndingszonen i Figur 5) bredde
 q er den udsivende vandmængde
 U er strømhastigheden langs kysten

Nærområde omkring blandingszonen

Der kan i vandplanen være udpeget et nærområde¹⁴ for ét eller flere forurenende stoffer omkring udsivningen og uden om blandingszonen. For nærområder kan der være fastsat et mindre strengt miljømål for de pågældende forurenende stoffer eller tidsfristen for opfyldelse af miljømålet – dvs. miljøkvalitetskravet - kan være forlænget. I de situationer skal miljøkvalitetskravene for de pågældende stoffer være opfyldt ved nærområdets afgrænsning, og herudover skal følgende være opfyldt:

- Intet sted inden for nærområdet må der forekomme koncentrationer, der kan forårsage akut giftpåvirkning.
- Intet sted inden for nærområdet må forureningspåvirkningen give anledning til ophobning af stoffer i sedimenter, bløddyr, skaldyr eller fisk.
- Forureningspåvirkningen må på intet tidspunkt give anledning til smagsforringelse af fisk og skaldyr.

For de øvrige stoffer, der ikke indgår i udpegningsgrundlaget for nærområdet, gælder, at miljøkvalitetskravene skal være opfyldt på kanten af blandingszonen. Et nærområde kan således ikke 'fyldes op' for disse stoffer uden, at det har været vurderet i vandplanssammenhæng.

Kommer miljømyndigheden i den situation, at en udledning eller en udsivning fra et deponeringsanlæg giver overskridelse af miljøkvalitetskrav uden for en blandingszone, skal myndigheden tage kontakt til det relevante af Statslige miljøcenter, der er ansvarlig for vandplanlægningen for det pågældende vandområde.

Vandområdet generelt

Ved fastsættelse af vilkår for deponeringsanlægget må det i intet tilfælde gøres muligt direkte eller indirekte at forøge forureningen af vandløb, søer eller havet. Hermed menes, at forureningsbidraget fra flere forureningsaktiviteter tilsammen ikke må stige. For at kunne vurdere dette skal effekten af de foranstaltninger, der træffes med henblik på at nedbringe

¹⁴ Nærområder udpeges i vandplanen ved anvendelse af vandrammedirektivets og miljømållovens bestemmelser om undtagelser pligten til at opfylde miljømål i konkrete vandområder.

forureningsbelastningen i udledninger og udsivninger fra deponeringsanlæg, oplyses til vanddistriktsmyndigheden, som skal inddrage effekten fra belastningen fra anlæggene i opgørelser - i relation til opfyldelse af vandrammedirektivets mål - om en progressiv reduktion af den samlede forureningsbelastning af overfladevandområder.

For deponeringsanlæg skal der derfor også redegøres for, at udsivningen af forurenende stoffer til overfladevand reduceres over anlæggets levetid, og at udsivningen af prioriterede farlige stoffer bringes til ophør senest 20 år efter Europa-Parlamentet og Rådets vedtagelse af forslag til regulering af de pågældende stoffer, dvs. i 2020.

5.3.2 Fortyndingsforhold

Efter at perkolat fra deponeringsanlægget er strømmet ud i vandområdet, vil der ske en fortynding af de forurenende stoffer. Vurdering af fortyndingsforholdene er nødvendig, når der er grundlag for at udpege en blandingszone og et eventuelt nærområde. Fortyndingsforholdene skal vurderes og beregnes, således at de resulterende koncentrationer for de kritiske forurenende stoffer kan bestemmes på kanten af blandingszonen, hvor miljøkvalitetskrav skal være opfyldt.

Til vurdering af fortyndingsforholdene kan tages udgangspunkt i generelle fortyndingsfaktorer.

I forbindelse med beregning af fortyndingsforholdene indgår udsivningen, vanddybder, og strømhastigheder. For udsivning til kyster inddrages information om vanddybder og strømhastigheder som regel fra en tredimensional numerisk hydrodynamisk model, der dækker Nordsøen, Kattegat og Østersøen. Alternativt benyttes eksisterende regionale modeller eller direkte målinger. I forhold til udsivningen skal fortyndingen som udgangspunkt beregnes som en punktudledning. Dvs. at den samlede perkolatudsivning fra deponeringsanlægget samles i ét punkt og som mål for udsivningen anvendes mængde pr. tid. I tilfælde af, at beregningen ikke viser, at miljøkvalitetskravene kan opfyldes på kanten af blandingszonen, kan beregningen gentages ved at distribuere udsivningen ud på flere punkter. Afstanden mellem punkterne skal som minimum være 50 meter og udstrækningen af punkterne må ikke overstige deponeringsanlæggets afgrænsning langs kysten.

Søer og vandløb

For vandløb kan fortyndingen estimeres ud på basis af den vandmængde, der siver ud fra deponeringsanlægget og minimumsvandføringen (dvs. forholdet mellem den udsivende/udledende vandmængde og medianminimumsvandføring eller mindste månedsmiddelvandføring) i vandløbet. I de fleste tilfælde er der opnået fuld opblanding 7-10 gange vandløbsbredden nedstrøms udledningen/udsivningen. For søer er der generelt tale om lokalspecifikke fortyndingsforhold, hvor det er nødvendigt at foretage en specifik beregning af fortyndingsforholdene på lokaliteten. Som udgangspunkt vil man dog kunne anvende generelle fortyndingsfaktorer, som for søerne ligger inden for intervallet 5-20.

Marine områder – frie/åbne kyster

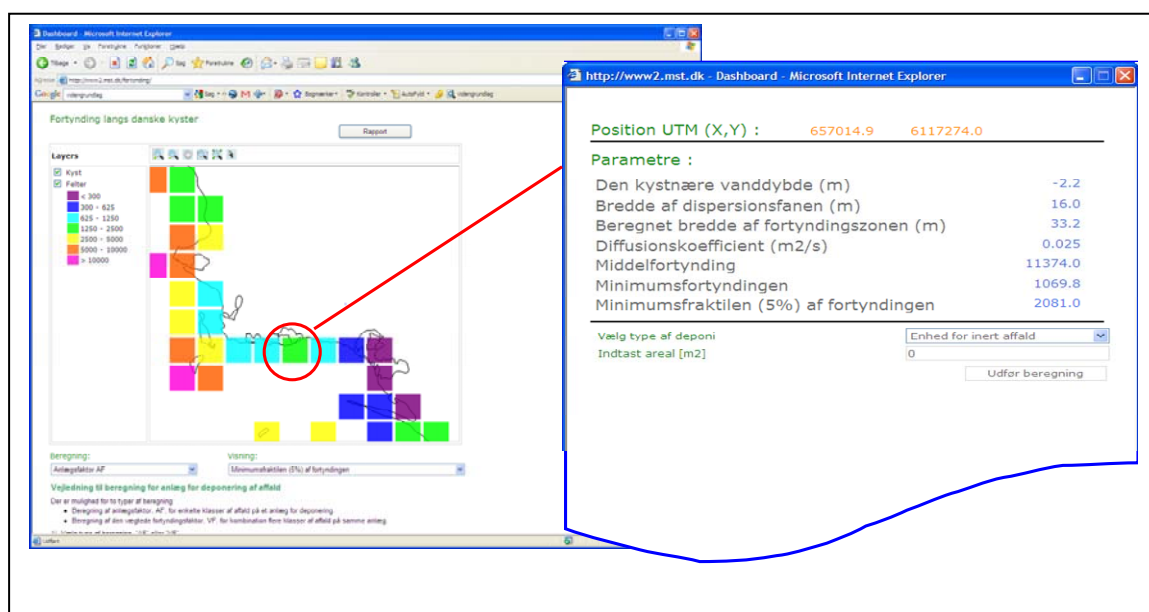
Ved udledning på frie/åbne kyster kan fortyndingsforholdene beregnes ved simple formler, når strøm- og dybdeforhold er kendt (MST 2006a). Fortynding i blandingszonen kan dog som udgangspunkt fastsættes til 10 gange uden yderligere beregning.

Den aktuelle fortynding kan fastsættes til en afvigende faktor fra 10 gange, når der er kendskab til lokale opblandingsforhold, eller når der anvendes beregningsværktøjet (det såkaldte Dashboard) på Miljøstyrelsens hjemmeside, som kan nås via følgende link

<http://www2.mst.dk/fortynding/>¹⁵

, eller når der anvendes lokalspecifikke fortyndingsberegninger for det aktuelle vandområde.

Ved brug af Dashboardet for et konkret område, fås oplysninger, der repræsenterer de gennemsnitlige forhold af 5 % minimumsfortyndinger inden for en 6 km kyststrækning, som vist i figur 5.



Figur 5. Oplysninger ved anvendelse af 'Dashboard'

Den beregnede oplyste værdi for fortyndingen er en standardværdi baseret på en vandmængde der siver ud med 0,1 liter pr. sekund fra et deponeringsanlæg med et standardareal på én hektar (100 x 100 meter) og med en opblandingszone på 50 meter på hver side af et virtuelt udledningspunkt. Værdien er desuden en gennemsnitsværdi for en 6 km kyststrækning i det aktuelle område under forudsætning af, at der er en egentlig brændingszone til stede.

For områder, hvor der er etableret indfatning, befæstningsværker etc., og hvor der som følge heraf ikke er en egentlig brændingszone, kan Dashboardet kun anvendes til at få et første skøn på fortyndingen, og da kan det være nødvendigt at foretage en specifik beregning af fortyndingsforholdene på lokaliteten. I den sammenhæng kan det skøn, som man får ved brug af Dashboardet, imidlertid antages at være konservativt.

¹⁵ Dashboardet kan anvendes for frie/åbne kyster, men ikke for havnebassiner, fjorde eller andre lukkede områder.

For deponeringsanlæg, der er i direkte kontakt med et vandområde, skal det indgå i vurderingen om der er risiko for, at tidevandseffekt kan accelerere en udvaskning fra deponeringsanlægget til vandområdet og i givet fald skal effekten inddrages i miljøkonsekvensvurderingen.

Blandt de beregnede fortyndinger, som oplyses for det aktuelle marine vandområde, er det minimumsfraktilen (5 %) af fortyndingen, der skal vælges for at angive de mest kritiske situationer. (5 % minimumsfraktilen er den beregnede mindste fortynding, der optræder i 5 % af).

For anlæg med areal større end standardanlægget og med en større nettonedbør/afstrømning end ca. 300 mm skal den aktuelle fortynding korrigeres omvendt proportional med den vandmængde der siver ud. Det vil sige:

Aktuel fortynding = $\frac{\text{Fortyndingen (5 \% \text{ fraktilen})} \times 0,1 \text{ l/s}}{\text{Udsivningen [l/s]}}$

En anden aktuel fortynding bør anvendes i det omfang lokal specifikke beregninger for opblanding i blandingszonen dokumenterer afvigelse fra beregningen ved brug af Dashboardet. Udsivningen skal i så fald være introduceret som en punktkilde ved kysten og fortyndingen beregnet i en afstand af 50 meter langs kysten fra udsivningsstedet. Fra resultaterne af denne beregning er det ligeledes fortyndingen beregnet ved 5 % minimumsfraktilen, der skal anvendes.

Marine områder – beskyttede fjorde, havne bassiner m.m.

I mere beskyttede fjorde, bugter, samt større havnebassiner (ex. Københavns Havn) med ringe vandskifte skal der, såfremt fortyndingsforhold på 10-20 i blandingszonen ikke er tilstrækkelig til at leve op til miljøkvalitetskrav opstilles egentlige hydrodynamiske todimensionale eller tredimensionale spredningsmodeller for at kunne bestemme de faktiske fortyndingsforhold. Hvorvidt det er påkrævet med en fuld tredimensional model afhænger af lokale forhold, hvad angår dybde, lagdeling og strømningsmæssige forhold. Modellen skal have en tilpas fin opløsning i en zone (50-200 m) omkring udledningpunktet, således at det er muligt at beskrive variationen i fortynding inden for denne zone. I praksis vil det betyde en opløsning på 10- 20 m i nærområdet. Randbetingelsen til en lokal model for et givet vandområde kan etableres fra eksisterende regionale modeller eller direkte fra målinger.

Beregninger bør dække en kritisk periode (minimum en måned med ringe vandskifte hvilket typisk forekommer i sommermånederne). Beregningsperioden fastlægges ud fra en analyse af historiske data. På den baggrund udvælges en passende periode og modellen gennemregnes med de faktiske forhold (hvad angår dybder, meteorologi, strøm- og vandstandsforhold). Modellen bør kvalitetssikres og verificeres mod målinger, hvis sådanne eksisterer. På baggrund af en statistisk analyse af modelresultaterne etableres minimumsfraktilen (5 %) for fortyndingsforholdene i en 50 til 100 m zone omkring udledningen. Dvs. i 5 % af tiden kan der forventes fortyndinger mindre end en given værdi. Fortyndingen er defineret som forholdet mellem koncentrationen i udledningpunktet og den beregnede koncentration på kanten af en blandingszone henholdsvis et nærområde. Det vurderes herefter, hvorvidt 5 % minimumsfraktilen for fortynding i blandingszonen er tilstrækkelig til at opfylde miljøkravet.

5.4 Resultat af miljøkonsekvensvurderingen

På baggrund af estimering af kildestyrken og beregninger for stoftransport samt fortynding i vandområdet fås resulterende koncentrationer af forureningsstoffer i det fastsatte målepunkt, hvor den forventede vandkvalitet ønskes sammenholdt med vandområdets miljøkvalitetskrav. Ligeledes er det muligt på baggrund af en beskrivelse af kildestyrken at estimere den forventede samlede stofbelastning over en given årrække, som det pågældende deponeringsanlæg for havbundssedimenter vil bidrage med til vandområdet.

Såfremt denne vurdering viser, at der potentielt kan være problemer i forhold til opfyldelse af et miljøkvalitetskrav eller udledningstilladelser, kan mere lokalspecifikke data for de kritiske parametre fremskaffes som grundlag for en ny vurdering, som kan be- eller afkræfte den indledende vurdering.

Med venlig hilsen

Jens Brøgger Jensen, By- og Landskabsstyrelsen
Jørgen G. Hansen, Miljøstyrelsen
Jens Aabling, Miljøstyrelsen

6 Referencer

Miljøstyrelsen 2009. Bekendtgørelsen om deponeringsanlæg. Bekendtgørelse nr. 252 af 31. marts 2009.

Miljøstyrelsen 2009a. Håndtering af lettere forurenede jord, Fase 1. Miljøprojekt nr. 1285 2009.

Miljøstyrelsen 2006. Udsivning fra spulefelter. Udført i 2006 af DHI for Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen 2006a. Fortynding langs danske kyster. Udført juni 2006 af DHI for Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen 2003. Udvaskning af organiske stoffer fra jord: Udvikling og afprøvning af testmetoder. Slutrapport januar 2003.

7 Bilag

BILAG A - Parameterværdier

Anbefalede parameterværdier til beregning af stoftilbageholdelse og nedbrydninger fremgår af tabel nedenfor.

Anbefalede parameterværdier til beregning af stoftilbageholdelse og nedbrydninger (MST 2006).

Stof	Sorption i sediment	Sorption i dæmningsmateriale	Nedbrydning i sediment	Nedbrydning i vand	Bemærkninger
	K_d l/kg	K_d l/kg	$T_{1/2}$ Dage	$T_{1/2}$ dage	
Arsen	100	20	-	-	Kd – værdier for sporelementer i sediment kan relativt nemt og billigt bestemmes ud fra sammenhørende værdier af koncentration i porevand og sediment. Dette anbefales derfor som metode
Bly	4.000	100	-	-	
Cadmium	100	20	-	-	
Kobber	1.000	100	-	-	
Krom	10.000	23	-	-	
Kviksølv	50	20	-	-	
Nikkel	200	20	-	-	
Zink	800	20	-	-	
TBT	$\log K_{oc} = 5$ $K_d = 1.000$	$\log K_{oc} = 5$ $K_d = 100$	1.825 (5 år)	100	Halveringstiden for nedbrydning i vandfasen er usikkert bestemt for relative dybe områder.
PAH ^a	$\log K_{oc} = 5$ $K_d = 1.000$	$\log K_{oc} = 5$ $K_d = 50$	365 ^b	100	Halveringstiden for nedbrydning i vandfasen er usikkert bestemt for relative dybe områder.

a: For anbefalede parameterværdier for enkelt PAH'er, se mst 2006 afs. 5.2.5 og tabel 5.4.

b: Inkludere ikke Benzo(a)pyren og andre tungere PAH'er.

BILAG B – Estimering af udvaskningsforløbet

Til estimering af udvaskningsforløbet som funktion af L/S ud fra porevandskoncentrationen og Kappa værdier anvendes følgende formeludtryk:

$$E_{\max} = \frac{C_0}{\kappa} (1 - e^{-(L/S) \cdot \kappa})$$

Hvor

- E_{\max} er den maksimale udvaskning for det pågældende stof [mg/kg].
 C_0 er porevandskoncentrationen for det pågældende stof [mg/l].
 κ Kappa er den førsteordens konstant, der beskriver den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof aftager som funktion af L/S for et givet materiale [kg/l].
L/S er det akkumulerede væske-/faststofforhold, der svarer til koncentrationen [l/kg].

Gennemsnitsværdier og 95 % konfidensintervaller for Kappa K for en række stoffer (Miljøstyrelsen 2009a)

Stofnavn	Stof Gennemsnitsværdier og 95 % Konfidensinterval for K, (kg/l)
Arsen (As)	0,03 ± 0,05
Barium (Ba)	0,15 ± 0,04
Cadmium (Cd)	0,50 ± 0,10
Krom (Cr)	0,18 ± 0,03
Kobber (Cu)	0,28 ± 0,03
Kviksølv (Hg)	0,05 ± 0,03
Molybdæn (Mo)	0,35 ± 0,04
Nikkel (Ni)	0,29 ± 0,05
Bly (Pb)	0,27 ± 0,06
Antimon (Sb)	0,11 ± 0,07
Selen (Se)	0,38 ± 0,18
Zink (Zn)	0,28 ± 0,05

BILAG C - Miljøkvalitetskrav

I Miljøministeriets bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet er der fastsat miljøkvalitetskrav for en række af de stoffer, der er omfattet af vandrammedirektivet. I bekendtgørelsen indgår også listen af stoffer, der er prioriterede under vandrammedirektivet. Bekendtgørelsens miljøkvalitetskrav er generelt gældende for vandområder. For konkrete vandområder kan der også være fastsat miljøkvalitetskrav for specifikke stoffer regionplaner. Miljømyndigheden skal ved fastsættelse af vilkår i tilladelser til udledning af de stoffer sikre at miljøkvalitetskravene kan opfyldes i de vandområder hvortil udledningen sker.

Relevant for miljøkonsekvensvurderingen er miljøkvalitetskravene i bekendtgørelsen nr. 1022 bilag 2, del A, og bilag 3, del A, der er gengivet nedenfor. Det er By- og Landskabsstyrelsens vurdering, at disse krav i en række tilfælde vil kunne danne grundlag for en miljøkonsekvensvurdering. Hvis stoffet ikke fremgår af tabellerne gennemfører miljømyndigheden proceduren efter bekendtgørelsens § 9 rettes henvendelse til By- og Landskabsstyrelsen.

Tabel 1. Liste over prioriterede stoffer inden for EU's vandpolitik¹⁶

Nr.	CAS-nr. (^a)	EU-nr. (^b)	Det prioriterede stofs navn (^c)	Identificeret som prioriteret farligt stof
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alachlor	
(2)	120-12-7	204-371-1	Anthracen	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazin	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzen	
(5)	anvendes ikke	anvendes ikke	Bromerede diphenylethere (^d)	X (^e)
	32534-81-9	anvendes ikke	Pentabromdiphenylether (congener nummer 28, 47, 99, 100, 153 og 154)	
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium og cadmiumforbindelser	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Chloralkaner, C ₁₀₋₁₃ ()	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos (chlorpyrifosethyl)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-dichlorethan	
(11)	75-09-2	200-838-9	Dichlormethan	
(12)	117-81-7	204-211-0	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranthen (^f)	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexachlorbenzen	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexachlorbutadien	X
(18)	608-73-1	210-158-9	Hexachlorcyclohexan	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	

¹⁶ Bilag til direktiv 2006/60/EF som ændret ved Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken.

Nr.	CAS-nr. (^a)	EU-nr. (^b)	Det prioriterede stofs navn (^c)	Identificeret som prioriteret farligt stof
(20)	7439-92-1	231-100-4	Bly og blyforbindelser	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Kviksølv og kviksølvforbindelser	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naphthalen	
(23)	7440-02-0	231-111-14	Nikkel og nikkelforbindelser	
(24)	25154-52-3	246-672-0	Nonylphenol	X
	104-40-5	203-199-4	(4-nonylphenol)	X
(25)	1806-26-4	217-302-5	Octylphenol	
	140-66-9	anvendes ikke	(4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	
(26)	608-93-5	210-172-5	Pentachlorbenzen	X
(27)	87-86-5	231-152-8	Pentachlorphenol	
(28)	anvendes ikke	anvendes ikke	Polyaromatiske kulbrinter	X
	50-32-8	200-028-5	(Benzo(a)pyren)	X
	205-99-2	205-911-9	(Benzo(b)fluoranthen)	X
	191-24-2	205-883-8	(Benzo(g,h,i)perylene)	X
	207-08-9	205-916-6	(Benzo(k)fluoranthen)	X
	193-39-5	205-893-2	(Indeno(1,2,3-cd)pyren)	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazin	
(30)	anvendes ikke	anvendes ikke	Tributyltinforbindelser	X
	36643-28-4	anvendes ikke	(Tributyltin-kation)	X
(31)	12002-48-1	234-413-4	Trichlorbenzener	
(32)	67-66-3	200-663-8	Trichlormethan (chloroform)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralin	

Tabel 2. Forurenende stoffer med nationale miljøkvalitetskrav for vand¹⁷

CAS nr. ^(g)	Stofnavn	Generelt kvalitetskrav (µg/l)		Korttids kvalitetskrav ^(h) (µg/l)	
		ferskvand	marin	ferskvand	Marin
83-32-9	acenaphthen (PAH)	3,8	0,38	3,8	3,8
208-96-8	acenaphthylen (PAH)	1,3	0,13	3,6	3,6
107-02-08	acrolein (acrylaldehyd)	0,1	0,01	1	1
118-92-3	anthranilsyre	19,4	1,94	194	194
7440-36-0	Antimon	113 (ⁱ)	11,3 ()	177 ()	177 ()
7440-38-2	Arsen (As)	4,3 ()	0,11 () tilføjet(^j)	43 ()	1,1 () tilføjet ()
7440-39-3	Barium	9,3 () tilføjet()	5,8 () tilføjet()	145 ()	145 ()
56-55-3	benz(a)anthracen (PAH)	0,012	0,0012	0,018	0,018
65-85-0	Benzoesyre	90	9	900	900
100-51-6	benzylalkohol	360	36	3.600	3.600
7439-92-1	Bly	0,34 ()	0,34 ()	2,8 ()	2,8 ()
7440-42-8	Bor	94 () tilføjet () 20.000 () øvre værdi	94 () tilføjet () 20.000 () øvre værdi	2.080 tilføjet ()	2.080 tilføjet ()
85-68-7	butylbenzylftalat (BBP)	7,5	0,75	15	15
56-23-5	Tetrachlormethan (^k)	10	10	-	-
79456-26-1	Chlampyr	0,08	0,08	160	160
29091-09-6	chlornibenz (2,4-dichloro-3,5-dinitro-benzotrifluorid)	0,0006	0,00006	0,06	0,06
90-13-1 91-58-7	1-chlornaphtalen; 2-chlornaphtalen	Σ = 2,7	Σ = 0,54	Σ = 3,7	Σ = 3,7
7440-47-3	Chrom	Cr IV 3,4 () Cr III 4,9 ()	3,4 () 3,4 ()	17 () 124 ()	17 () 124 ()
218-01-9	Chrysen	0,014	0,0014	0,014	0,014
7440-48-4	Cobolt	0,28 () tilføjet ()	0,28 () tilføjet ()	18 ()	34 ()
108-39-4; 95-48-7; 106-44-5	m-cresol; o-cresol; p-cresol	Σ = 100	Σ = 10	Σ = 1.000	Σ = 1.000
50-29-3	DDT (herunder metabolitterne DDD og DDE)	0,002	0,002		
103-23-1	di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	0,7	0,07	6,6	6,6
53-70-3	dibenz(a,h)anthracen (PAH)	0,0014	0,00014	0,018	0,018
106-93-4	1,2-dibromethan	0,002	0,002	0,02	0,02
84-74-2	dibutylftalat (DBP)	2,3	0,23	35	35
69045-84-7	Dichlopyr	0,53	0,53	30	30
2008-58-4	2,6-dichlorbenzamid (BAM)	78	7,8	780	780
91-94-1	dichlorbenzidiner (3,3´dichlorbenzidin), (DCB)	0,001	0,001	0,01	0,01

¹⁷ Bilag 2, del A i bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet

CAS nr. ^(g)	Stofnavn	Generelt kvalitetskrav (µg/l)		Korttids kvalitetskrav ^(h) (µg/l)	
		ferskvand	marin	ferskvand	Marin
75-34-3	1,1 dichlorethan	10	10	-	-
540-59-0	1,2-dichlorethylen				
75-35-4	1,1-dichlorethylen	6,8	0,68	68	68
15165-67-0	dichlorprop-p				
120-36-5	(dichlorprop)	34	3,4	34	34
342-25-6	difluorbenzophenon	0,082	0,0082	8,2	8,2
68-12-2	dimethylforamid	22.800	2.280	22.800	22.800
576-26-1					
105-67-9					
108-68-9					
95-65-8					
526-75-0					
95-87-4	dimethylphenol				
1300-71-6	(6 isomere af dimethylphenol)	Σ = 13,1	Σ = 1,31	Σ = 132	Σ = 132
75-18-3	dimethylsulfid	15	15	230	230
72-20-8	endrin ()	0,005	0,005	-	-
57-63-6	ethinyløstradiol	0,000075	0,000075	0,00075	0,00075
100-41-4	ethylbenzen	20	2	180	180
76639-94-6	Florfenicol	9	0,42	21	1,3
79622-59-6	Fluazinam	0,29	0,029	0,36	0,36
462-06-6	fluorbenzen	7,4	0,74	74	74
445-29-4	2-fluorbenzosyre	900	90	9.000	9.000
86-73-7	Fluoren	2,3	0,23	21,2	21,2
88374-05-04	fluorphenyl epoxy ethan (FOX)	0,048	0,0048	4,8	4,8
76674-21-0	Flutriafol	31	3,1	31	31
608-73-1	hexachlorcyclohexan ()				
58-89-9	(herunder alle isomerer og lindan)	0,01	- ()	- ()	- ()
465-73-6	isodrin ()	0,005	- ()	-	-
98-82-8	isopropylbenzen (cumene)	22	2,2	22	6
562-54-9	kaliummethylsulfat	1.000	100	10.000	10.000
68411-30-3	LAS	54	54	160	160
7439-96-5	Mangan	150 () tilføjet ()	150 () tilføjet ()	420 () tilføjet ()	420 () tilføjet ()
16484-77-8	mechlorprop-p				
93-65-2	(mechlorprop)	18	1,8	187	187
90-12-0	Methylnaphtalener (PAH). herunder				
91-57-6	1-Methylnaphthalen				
28804-88-8	2-Methylnaphthalen				
28652-77-9	Dimethylnaphtalener (blanding af isomerer) trimethylnaphthalen	Σ = 0,12	Σ = 0,12	Σ = 2	Σ = 2
1634-04-4	Methyl tertiary-Butyl Ether (MTBE)	10	10	90	90
7439-98-6	molybdæn (Mo)	67 ()	6,7 () tilføjet ()	587 ()	587 ()
110-71-4	Monoglym	500	50	5.000	5.000
81-15-2	moskusxylen	0,11	0,057	0,68	0,68

CAS nr. ^(g)	Stofnavn	Generelt kvalitetskrav (µg/l)		Korttids kvalitetskrav ^(h) (µg/l)	
		ferskvand	marin	ferskvand	Marin
7440-02-0	nikkel og nikkelforbindelser	2,3 () tilføjet () 3 () øvre værdi	0,23 () tilføjet () 3 () øvre værdi	6,8 ()	6,8 ()
85-01-8	Phenanthren (PAH)	1,3	1,3	4,1	4,1
108-95-2	phenol	7,7	0,77	310	310
129-00-0	pyren	0,0046	0,0017	0,023	0,023
124774-27-2	S-triazol	25	2,5	250	250
7440-24-6	strontium	210 () tilføjet ()	210 () tilføjet ()	553 () tilføjet ()	553 () tilføjet ()
7440-22-4	sølv	0,017 () tilføjet ()	0,2 () tilføjet ()	0,36 () tilføjet ()	1,2 () tilføjet ()
13674-84-5	tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphate (TCPP)	640	64	640	640
7440-28-2	thallium	0,48 () tilføjet ()	0,048 () tilføjet ()	1,2 () tilføjet ()	1,2 () tilføjet ()
108-88-3	toluen	74	7,4	380	380
288-88-0	1,2,3-triazol	64	6,4	225	225
12002-48-1	Trichlorbenzener ()	0,1	0,1	-	-
71-55-6	1,1,1-trichlorethan	21	2,1	54	54
112-27-6	triethylenglycol	120.000	12.000	390.000	390.000
126-73-8	tri-n-butylphosphat	82	8,2	170	170
115-86-6	triphenylphosphat (TPP)	0,74	0,074	1,8	1,8
7440-62-2	vanadium	4,1 () tilføjet ()	4,1 () tilføjet ()	57,8 ()	57,8 ()
75-01-4	vinylchlorid	0,05	0,05	0,5	0,5
1330-20-71	xylener (o-, p- og m-xylen)	Σ = 10	Σ = 1	Σ = 100	Σ = 100
7440-66-6	zink (Zn)	7,8 () tilføjet () 3,1 () ^(m) tilføjet ()	7,8 () tilføjet ()	8,4 () tilføjet ()	8,4 () tilføjet ()

Tabel 3. Forurenende stoffer med EU-miljøkvalitetskrav for overfladevandⁿ

Nr.	CAS-nr. (°)	Stoffets navn	Generelt kvalitetskrav (°) µg/l		Korttidskvalitetskrav (°) µg/l	
			ferskvand(°)	marin	ferskvand(°)	marin
(1)	15972-60-8	Alachlor	0,3	0,3	0,7	0,7
(2)	120-12-7	Anthracen (PAH)	0,1	0,1	0,4	0,4
(3)	1912-24-9	Atrazin	0,6	0,6	2,0	2,0
(4)	71-43-2	Benzen	10	8	50	50
(5)	32534-81-9	Bromerede diphenylethere (°)	0,0005	0,0002	anvendes ikke	anvendes ikke
(6)	7440-43-9	Cadmium og cadmiumforbindelser (afhængigt af vandets hårdhedsgrad) (°)	≤ 0,08 (klasse 1) 0,08 (klasse 2) 0,09 (klasse 3) 0,15 (klasse 4) 0,25 (klasse 5) tilføjet (°)	0,2	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5) tilføjet ()	≤ 0,45 (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5) tilføjet ()

Nr.	CAS-nr. (°)	Stoffets navn	Generelt kvalitetskrav (P) µg/l		Korttidskvalitetskrav (Q) µg/l	
			ferskvand(I)	marin	ferskvand()	marin
(6a)	56-23-5	Tetrachlormethan (V)	- (W)	- ()	anvendes ikke	anvendes ikke
(7)	85535-84-8	C10-13-chloralkaner	0,4	0,4	1,4	1,4
(8)	470-90-6	Chlorfenvinphos	0,1	0,1	0,3	0,3
(9)	2921-88-2	Chlorpyrifos (chlorpyrifosethyl)	0,03	0,03	0,1	0,1
(9a)	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Cyclodiene pesticider: aldrin () dieldrin () endrin () () isodrin () ()	Σ = 0,01	Σ = 0,005	anvendes ikke	anvendes ikke
(9b)	anvendes ikke	DDT i alt () (X)	0,025	0,025	anvendes ikke	anvendes ikke
	50-29-3	para-para-DDT()	0,01	0,01	anvendes ikke	anvendes ikke
(10)	107-06-2	1,2-dichlorethan	10	10	anvendes ikke	anvendes ikke
(11)	75-09-2	Dichlormethan	20	20	anvendes ikke	anvendes ikke
(12)	117-81-7	Di(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP)	1,3	1,3	anvendes ikke	anvendes ikke
(13)	330-54-1	Diuron	0,2	0,2	1,8	1,8
(14)	115-29-7	Endosulfan	0,005	0,0005	0,01	0,004
(15)	206-44-0	Fluoranthen (PAH)	0,1	0,1	1	1
(16)	118-74-1	Hexachlorbenzen	0,01 ()	0,01 ()	0,05	0,05
(17)	87-68-3	Hexachlorbutadien	0,1 ()	0,1 ()	0,6	0,6
(18)	608-73-1	Hexachlorcyclohexan	- ()	0,002	0,04	0,02
(19)	34123-59-6	Isoproturon	0,3	0,3	1,0	1,0
(20)	7439-92-1	Bly og blyforbindelser	- ()	- ()	anvendes ikke	anvendes ikke
(21)	7439-97-6	Kviksølv og kvik- sølvforbindelser	0,05 (Y) tilføjet ()	0,05 () tilføjet ()	0,07 tilføjet ()	0,07 tilføjet ()
(22)	91-20-3	Naphthalen	2,4	1,2	anvendes ikke	anvendes ikke
(23)	7440-02-0	Nikkel og nikkel- forbindelser	- ()	- ()	anvendes ikke	anvendes ikke
(24)	104-40-5	Nonylphenol (4-nonylphenol)	0,3	0,3	2,0	2,0
(25)	140-66-9	Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetra- methylbutyl)-phenol))	0,1	0,01	anvendes ikke	anvendes ikke
(26)	608-93-5	Pentachlorbenzen	0,007	0,0007	anvendes ikke	anvendes ikke
(27)	87-86-5	Pentachlorphenol	0,4	0,4	1	1
(28)	anvendes ikke	Polyaromatiskeulbrinter (PAH) (Z)	anvendes ikke	anvendes ikke	anvendes ikke	anvendes ikke
	50-32-8	Benzo(a)-pyren	0,05	0,05	0,1	0,1
	205-99-2	Benzo(b)fluoranthen	Σ = 0,03	Σ = 0,03	anvendes ikke	anvendes ikke
	207-08-9	Benzo(k)fluoranthen				
	191-24-2	Benzo(g,h,i) perylen	Σ = 0,002	Σ = 0,002	anvendes ikke	anvendes ikke
	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd) pyren				
(29)	122-34-9	Simazin	1	1	4	4
(29a)	127-18-4	Tetrachlorethylen()	10	10	anvendes ikke	anvendes ikke
(29b)	79-01-6	Trichlorethylen()	10	10	anvendes ikke	anvendes ikke
(30)	36643-28-4	Tributyltinforbindelser (tributyltin-kation)	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015

Nr.	CAS-nr. (°)	Stoffets navn	Generelt kvalitetskrav (P) µg/l		Korttidskvalitetskrav (Q) µg/l	
			ferskvand(†)	marin	ferskvand(‡)	marin
(31)	12002-48-1	Trichlorbenzener	- ()	- ()	anvendes ikke	anvendes ikke
(32)	67-66-3	Trichlormethan	2,5	2,5	anvendes ikke	anvendes ikke
(33)	1582-09-8	Trifluralin	0,03	0,03	anvendes ikke	anvendes ikke

(a) CAS: Chemical Abstracts Service.

(b) EU-nummer: Den Europæiske Fortegnelse over Markedsførte Kemiske Stoffer (EINECS) eller Den Europæiske Liste over Anmeldte Kemiske Stoffer (ELINCS).

(c) Hvor der er udvalgt en gruppe af stoffer, er typiske enkeltstoffer anført som indikatorer (i parentes og uden nummer). For disse grupper af stoffer skal indikatoren defineres på grundlag af den analytiske metode.

(d) Disse grupper af stoffer omfatter normalt et stort antal enkeltstoffer. Det er ikke i øjeblikket muligt at oplyse egnede indikatorer.

(e) Kun pentabrombiphenylether (CAS-nummer 32534-81-9).

(f) Fluoranthen figurerer på listen som indikator for andre, farligere polyaromatiske hydrocarboner.

(g) CAS: Chemical Abstracts Service.

(h) For et givet overfladevandområde betyder anvendelse af korttidskvalitetskravet, at den koncentration, der er målt ved hvert repræsentativt målepunkt inden for vandområdet, ikke er højere end kravværdien. I vurderingsmetoden kan der indgå statistiske metoder, som f.eks. percentil beregning, for at opnå et acceptabelt konfidensniveau og en acceptabel præcision med henblik på at fastslå, om korttidskvalitetskravet er overholdt. Anvendes statistiske metoder skal de være i overensstemmelse med fastsatte bestemmelser herom

(i) Miljøkvalitetskravet gælder for koncentrationen i opløsning, dvs. den opløste fase af en vandprøve, der er filtreret gennem et 0,45 µm filter eller behandlet tilsvarende.

(j) Ved vurdering af overvågningsresultater eller beregnede koncentrationer i et vandområde tages der hensyn til den naturlige baggrundskoncentration, hvis den gør det umuligt at overholde miljøkvalitetskravet.

(k) Nationalt miljøkvalitetskrav for forurenende stof med EU-miljøkvalitetskrav, jf. tabel 3,

(l) Gældende værdi i tabel 3

(m) Miljøkvalitetskravet gælder for blødt vand ($H < 24$ mg CaCO_3/l):

(n) Stoffer omfattet af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. Bilag 3, del A i bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav.

(o) CAS: Chemical Abstracts Service.

(p) Generelt miljøkvalitetskrav er introduceret som "Maksimum Annual Average Concentration" (AA-EQS) i direktiv 2008/105/EF om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken mv. Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som årgennemsnit... Medmindre andet er angivet, gælder det for den samlede koncentration af alle isomerer.

(q) Korttidskvalitetskrav er introduceret som "Maksimum Acceptable Concentration" (MAC-EQS) i direktiv 2008/105/EF om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken mv. Denne parameter er miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (MAC-EQS). Hvis der i kolonnen under 'Korttidskvalitetskrav' er anført "anvendes ikke", betragtes opfyldelsen af det generelle miljøkvalitetskrav som beskyttelse mod kortvarig høj forurening i kontinuerlige udledninger, da værdien er væsentligt lavere end den værdi, der er afledt af den akutte giftighed.

(r) Ferskvand omfatter vandløb og søer og dertilhørende kunstige eller stærkt modificerede vandområder.

(s) For den gruppe prioriterede stoffer, som bromerede diphenylethere på listen (nr. 5) i beslutning 2455/2001/EF omfatter, er der kun fastlagt et miljøkvalitetskrav for kongener nummer 28, 47, 99, 100, 153 og 154.

(t) For cadmium og cadmiumforbindelser (nr. 6) afhænger EQS-værdierne af vandets hårdhedsgrad, som opdeles i fem klasser (klasse 1: < 40 mg CaCO_3/l , klasse 2: 40 til < 50 mg CaCO_3/l , klasse 3: 50 til < 100 mg CaCO_3/l , klasse 4: 100 til < 200 mg CaCO_3/l og klasse 5: ≥ 200 mg CaCO_3/l).

(u) Jævnfør bilag 3, del B, punkt 3a.

(v) Dette stof er ikke et prioriteret stof, men et af de andre forurenende stoffer, for hvilke der er fastsat miljøkvalitetskravene i EU-lovgivningen.

(w) For dette stof er der fastsat skærpet nationalt krav i tabel 2

(x) DDT i alt udgøres af summen af isomererne 1,1,1-trichlor-2,2 bis (p-chlorphenyl)ethan (CAS-nummer 50-29-3; EU-nummer 200-024-3); 1,1,1-trichlor-2-(o-chlorphenyl)-2-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-nummer 789-02-6; EU-

nummer 212-332-5); 1,1-dichlor-2,2-bis(p-chlorphenyl)ethylen (CAS-nummer 72-55-9; EU-nummer 200-784-6) og 1,1-dichlor-2,2-bis (p-chlorphenyl)ethan (CAS-nummer 72-54-8; EU-nummer 200-783-0).

- (^y) Hvis miljøkvalitetskravene for biota ikke anvendes til vurdering af tilstand i et vandområde, skal der anvendes strengere miljøkvalitetskrav for vand for at opnå samme beskyttelsesniveau som miljøkvalitetskravene for biota i dette bilags del C. By- og Landskabsstyrelsen kan fastsætte et skærpet miljøkvalitetskrav for vand, der tilgodeser dette.
- (^z) For gruppen af polyaromatiske kulbrinter (PAH) (nr. 28) finder hvert enkelt miljøkvalitetskrav anvendelse, dvs. at miljøkvalitetskravet for benzo(a)pyren, miljøkvalitetskravet for summen af benzo(b)fluoranthen og benzo(k)-fluoranthen og miljøkvalitetskravet for summen af benzo(g,h,i)perylen og indeno(1,2,3-cd)pyren skal overholdes.