



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Jordforureningers påvirkning af over- fladevand

Parametervurdering i forbindelse med
screening af overfladevandstruende foru-
reninger

Miljøprojekt nr. 1816, 2016

Titel:

Parametervurdering i forbindelse med screening af overfladevandstruende forureninger

Redaktion:

Sandra Roost, Orbicon A/S
Sanne Skov Nielsen, Orbicon A/S
Ellen Stærk Nicolajsen, Orbicon A/S

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2016

ISBN nr.

978-87-93435-13-1

Ansvarsfraskrivelse:

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.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1	Indledning	11
1.1	Baggrund	11
1.2	Formål	12
1.3	Læsevejledning til rapporten.....	12
2	Begreber	15
2.1	Standardparametre og -kriterier	15
2.2	Datatilgængelighed	16
2.3	Datakvalitet	16
3	Datatilgængelighed og -kvalitet	17
3.1	Lokalitetsdata.....	17
3.2	Fortyndingsdata i screeningsværktøjet.....	21
3.3	Forbedring af datakvalitet ved eksterne data for overfladevand	25
4	Parameteranalyse	28
4.1	Forureningsflux.....	28
4.2	Opblanding i vandløb	36
4.3	Fortynding i fjorde og ved kyster	41
4.4	Fortynding og ophobning i søer	42
4.5	Erfaringsopsamling på tidligere analyser og testkørsler	43
5	Guide til vurdering af parametre.....	45
5.1	Læsevejledning til beslutningstræ.....	45
5.2	Beslutningstræ i forbindelse med bearbejdet screening	49
5.3	Datablad 1: Tilføjelse eller fjernelse af stof på branche/aktivitet	50
5.4	Datablad 2: Areal til beregning af forureningsfluxen	53
5.5	Datablad 3: Koncentration for stoffer	56
5.6	Datablad 4: Infiltration til beregning af forureningsfluxen	60
5.7	Datablad 5: Eksisterende vandløbsdata i screeningsværktøjet.....	62
5.8	Datablad 6: Eksisterende data for søer	65
5.9	Datablad 7: Eksisterende data for kyster, havne og fjorde.....	68
5.10	Datablad 8: Nye vandløbsdata og data til den avancerede formel	71
5.11	Datablad 9: Nye fortyndingsdata for søer, kyster og fjorde	75
6	Referencer	77

Bilag A	Bruttoliste for parametre i den bearbejdede screening	78
A.1	Bruttoliste for parametre til V1 lokaliteter i den bearbejdede screening.....	79
A.2	Bruttoliste for parametre til V2 lokaliteter i den bearbejdede screening	81
A.3	Bruttoliste for parametre til vandløb	83
A.4	Bruttoliste for parametre til søer.....	84
A.5	Bruttoliste for parametre til fjorde.....	85
A.6	Bruttoliste for parametre til kyster og havne.....	86
Bilag B	Analyse af parametre	87
B.1	Parametre i analysen	87
B.2	Forureningsflux.....	89
B.3	Opblanding i vandløb	98
B.4	Fortynding i søer	102
B.5	Erfaringsopsamling på tidligere testkørsler og analyser	105

Forord

Denne rapport er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Region Syddanmark er kontraktholder og er sammen med de fire øvrige regioner medfinansierende af projektet. Projektet omhandler en parameter vurdering, som kan anvendes i forbindelse med screening af potentiel overfladevandstruende jordforureninger.

Miljøstyrelsen har udarbejdet principper for regionernes screening af jordforureninger, der kan true overfladevand samt en tilhørende vejledning til at bearbejde data, der indgår i screeningen. Det er i forhold til denne bearbejdning af data, at de parameter vurderinger, som er foretaget i nærværende projekt, skal anvendes. Parameter vurderingerne vil også kunne anvendes af aktører, som ikke har adgang til Miljøstyrelsens screeningsværktøj, men som skal foretage en risikovurdering over for nærliggende overfladevand i forhold til de principper, som værktøjet bygger på.

Målgruppen er således professionelle aktører, som skal udføre vurderinger af, om der er en potentiel risiko for overfladevand fra en nærliggende forurenede lokalitet. Det vil sige regioner, rådgivende ingeniørfirmaer, kommuner m.fl.

Parameter vurderingerne bygger på dels en kortlægning af datatilgængelighed og –kvalitet, kombineret med en egentlig analyse af parametrene.

Projektet er udført i samarbejde med de fem regioner og Orbicon med sparring fra Miljøstyrelsen v. Jens Aabling og DTU Miljø v. Poul L. Bjerg. I forbindelse med projektet har der været tilknyttet en arbejdsgruppe bestående af:

- Jan Petersen, Region Syddanmark
- Ulla Bilø, Region Syddanmark
- Helle Larson, Region Midtjylland
- Jacob M. Jacobsen, Region Nordjylland
- Iben Thorsgaard, Region Sjælland
- Thomas I. Villumsen, Region Hovedstaden
- Sandra Roost, Orbicon A/S
- Sanne Skov Nielsen, Orbicon A/S
- Ellen Stærk Nicolajsen, Orbicon A/S

Sammenfatning

Miljøstyrelsen har udviklet et screeningsværktøj til brug ved risikovurdering af jordforureninger, der kan påvirke overfladevand som vandløb, søer, kyster og fjorde. I forbindelse med brugen af dette screeningsværktøj, har det været nødvendigt at afdække parametrenes betydning for screeningens resultat. Da alle data i screeningsværktøjet (bortset fra enkelte parameter for søer) er lineært afhængige, vil det typisk være parametrenes variation, der har betydning for screeningens resultat sammenholdt med datatilgængeligheden og -kvaliteten. En del af arbejdet har derfor været at kortlægge spredningen i disse parametre, for at kunne kvalificere resultatet for den enkelte lokalitet.

De parametre, som indgår i nærværende projekt er stoffer og koncentration heraf, areal af forureningen og infiltrationen, dvs. parametre som indgår i forureningsfluxen. Parametrene, som er styrende for opblandingen i overfladevand omfatter vandføringen i vandløb samt fortynding og opkobning i søer, fjorde og kyster.

Hvis der for vandløb kun eksisterer en defaultværdi for vandføring, vil det for lokaliteter med en lille overskridelsesfaktor være relevant at forsøge at indhente yderligere data fra eksterne kilder. Data for medianminimumsvandføringen er ofte ikke digitaliseret, og hverken Naturstyrelsens eller andre aktørers synkronmålinger findes samlet og kun delvist digitalt. Naturstyrelsen har dog igangsat arbejdet med at digitalisere disse data.

Mere lokalitetsspecifikke data for kyster, søer og fjorde vil kræve en lokalitetsspecifik indhentning af data og kontakt til relevante myndigheder, der ligger inde med data for fortyndingen. Det vil i yderste konsekvens være nødvendigt at opstille en fortyndingsmodel for overfladevandet, hvis der ikke kan indhentes en allerede eksisterende model. Dette vil dog ikke være relevant på screeningsniveau, men kun i forbindelse med yderligere undersøgelser og for de lokaliteter, hvor risikoen kan stå mål med indsatsen.

I en analyse af 347 bearbejdede screeninger er det undersøgt, hvilke parametre, der er ændret, samt hvad de er ændret til. For lokaliteter, hvor der er tilføjet eller fjernet stoffer er der ikke fundet nogle generelle tendenser. På lokaliteter med en V1-kortlægning, hvor arealet er ændret, er der i størstedelen af tilfældene sket en øgning af arealet. Mens arealet for lokaliteter med en V2 kortlægning er reduceret i størstedelen af tilfældene. De lokaliteter, hvor koncentrationen for chlorerede opløsningsmidler er ændret, er denne typisk reduceret væsentligt i forhold til defaultværdien. Kun i få tilfælde er der efter den bearbejdede screening valgt en større koncentration end defaultværdien. Analysen og erfaringsopsamlingen har ført til, at arealet for benzin- og olieoplæg (tanke) er øget, så det er mere dækkende, da der ofte er mere end en tank på en lokalitet. Derudover er defaultkoncentrationen for de chlorerede opløsningsmidler reduceret med ca. en faktor 4, som vurderes at være mere retvisende bl.a. på baggrund af erfaringerne fra de bearbejdede screeninger.

Analysen indeholder en vurdering af betydningen af brug af defaultværdier for vandføringen i vandløb. Her er det fundet, at særligt for type 1 vandløb sker der en overvurdering af risikoen, når der sammenlignes med de vandløb, hvor der er indsamlet en medianminimumsværdi. Betydningen er mindre for type 2 og 3 vandløb. Denne tendens ses både for vandløb i Jylland og på Sjælland, Fyn og de øvrige øer. Der er efterfølgende foretaget en ændring af defaultværdierne således, at der anvendes den samme værdi for type 1 og type 2 vandløbene. Derudover er defaultværdien for type 3 vandløbene reduceret.

For fjorde og kyster er defaultværdien for fortyndingen væsentlig lavere end de modellerede værdier. Hvis man arbejder med en strækning med defaultværdi kan muligheden for at finde et bedre bud på en fortyndingsværdi derfor med fordel undersøges.

I vurderingen af fortyndingen i søer er defaultværdien igen en konservativ vurdering af fortyndingen. I søer med lav gennemstrømning er ophobningen i søen vigtig for den resulterende koncentration i søen, hvorfor denne bør medregnes. I søer, hvor gennemstrømningen ikke er kendt, er det som udgangspunkt antaget, at der ikke sker en ophobning.

Summary

The Danish Environmental Protection Agency has developed a screening tool to assist in the risk assessment of soil contamination that may affect surface water bodies like streams, lakes, coasts and fjords. As this screening tool is used in case management, it has been necessary to unveil the impact of input parameters on the result of the screening. As all data built into the screening tool (except for a one parameter for lakes) will have a linear impact on the screening result, it will usually be the variation, which will influence the result, compared to the data availability and quality. Part of this work has therefore been to map the variance of these parameters in order to qualify the result for each individual case. Parameters included in this project are pollutants and concentrations thereof, area of the pollutants and the infiltration, which all are part of the contaminant flux. Parameters that control the mixing in surface waters includes the discharge of streams and dilution and accumulation in lakes, fjords and coasts.

If, for a stream, only a default value is available in the screening tool, it will be relevant for locations with a low exceedance factor be relevant to try to gather additional data from external sources outside of the screening tool. Data for the median minimum discharge in Danish streams are usually not publicly available or available in a digital format. The data of the Danish Nature Agency and other data-collectors are not found in a common database and only partly digitalized. The Danish Nature Agency has however started making these data public available.

More specific data for coasts, lakes and fjords will imply data collection in each specific case and contacting relevant authorities, which may possess data for the dilution in the surface water bodies. In very special cases, it may be necessary to model the dilution in the surface water body, if no model exists. This will, however, not be relevant at the initial screening level, but only for extended investigations, where the risk match the effort.

In an analysis of 347 adapted screenings it has been investigated which parameters are changed and to which values. For cases where pollutants has been added to or removed from the screening, no particular trend was found. In cases, where potentially polluting activities are registered (V1), the area of the polluted area has usually been increased. For cases where contamination has been detected at the site (V2) the polluted area is decreased in most cases. For cases where the concentration of chlorinated compounds are changed, usually they are significantly reduced. Only in a few cases, a higher concentration than the default concentration has been used.

This analysis also includes an evaluation of the use of default values for discharge in streams. Especially for Type 1 streams (smaller streams), the risk is overestimated when the default values are compared to actual data for the estimated median minimum discharge. The risk of overestimation is less for Type 2 and 3 streams, but found for all geographic regions of Denmark. Subsequently there has been a change of default values so that the value is the for type 1 and type 2 streams. In addition, the default value for the type 3 streams is reduced.

For fjords and coasts, default values for dilution are much smaller, than what is estimated by numerical modeling. It is therefore important to check neighboring coastlines in the screening tool to evaluate if model values are available from nearby areas.

When evaluating the dilution in streams the default value is a very conservative estimate of the dilution, In lakes with little water exchange, accumulation of pollutants may govern the concentra-

tion in the lake water, and this has to be included in the calculations. For lakes with an unknown water exchange, the screening tool assumes no accumulation.

1 Indledning

Denne rapport indeholder en gennemgang af de data og parametre, som indgår i screening af overfladevandstruende jordforureninger. Der er taget udgangspunkt i de standardparametre og -kriterier, som Miljøstyrelsens screeningsværktøj bygger på. I screeningsværktøjet gennemføres der en automatisk screening på baggrund af regionernes indberettede data til den nationale jordforureningsdatabase, DK Jord, samt foruddefinerede standardparametre. Regionerne kan herefter, med deres adgang til værktøjet, foretage en bearbejdning af data på de enkelte lokaliteter og dermed foretage en mere nuanceret screening, der er tilpasset de lokale forhold på den enkelte lokalitet.

Principperne for screening af overfladevandstruende forureninger ligger på Miljøstyrelsens hjemmeside, hvor der ligeledes ligger en vejledning til screening af jordforureninger, der kan true overfladevand. I vejledningen er der beskrevet, hvorledes de enkelte parametre kan justeres i forbindelse med en bearbejdet screening.

I afsnit 1.3 er der udarbejdet en kort læsevejledning til rapporten. Rapporten afsluttes i afsnit 5 med en guide til håndtering af parametrene, som vil kunne læses og anvendes uafhængigt af de foregående afsnit.

1.1 Baggrund

Efter en ændring i Jordforureningsloven omfatter regionernes indsats også lokaliteter, som udgør en potentiel risiko overfor nærliggende overfladevand. Regionernes indsats koordineres med indsatsprogrammet i vandplanerne samt i naturplanerne. Den metode, kriterier og prioritering, som ligger til grund for regionernes indsats er fastlagt i Bek. nr. 1552 af 17/12/2013 ”Bekendtgørelse om fastlæggelse af indsatsområder for den offentlige indsats over for forurenede jord”. Frem til og med 2018 udpeger regionerne de lokaliteter, som vurderes at være potentielt overfladevandstruende. Resultaterne herfra bliver herefter tilgængelige for vandplanernes basisanalyse samt tilstandsvurdering vedrørende vandplanerne og naturplanerne for 2021. Til denne udpegning skal regionerne anvende Miljøstyrelsens screeningsværktøj, herunder en bearbejdning af lokalitetsspecifikke data i det omfang det er muligt.

Der er udpeget standardparametre for forureningsfluxen og for opblanding i nærliggende overfladevand, som ligger fast for den automatiske screening. I den bearbejdede screening kan der justeres på forureningsfluxen fra jordforureningen ved at ændre på areal, koncentration og/eller infiltration. Opblandingen i overfladevand er for vandløb styret af vandføringen, mens opblanding i søer, kyster og fjorde beregnes ud fra en modelleret fortynding. Da der er tale om et større antal lokaliteter, som skal igennem en bearbejdet screening, er der behov for at få foretaget en vurdering af, hvilke af disse standardparametre, som har betydning for screeningsresultatet, og hvilke det ”kan betale” sig at indhente mere lokalspecifikke data for.

Der er allerede igangsat, og også afsluttet, flere projekter i forhold til risikovurdering af overfladevandstruende forureninger. Flere af disse projekter har især fokus på den konkrete risikovurdering fra en lokalitet og ikke direkte i forhold til resultatet fra screeningen. Der er også et projekt (Miljøstyrelsen, 2015a), som fokuserer på, hvad der skal til for, at en indledende undersøgelse også omfatter undersøgelse og risikovurdering i forhold til overfladevand. Flere delelementer fra disse projekter har bidraget med relevante input til nærværende projekt.

1.2 Formål

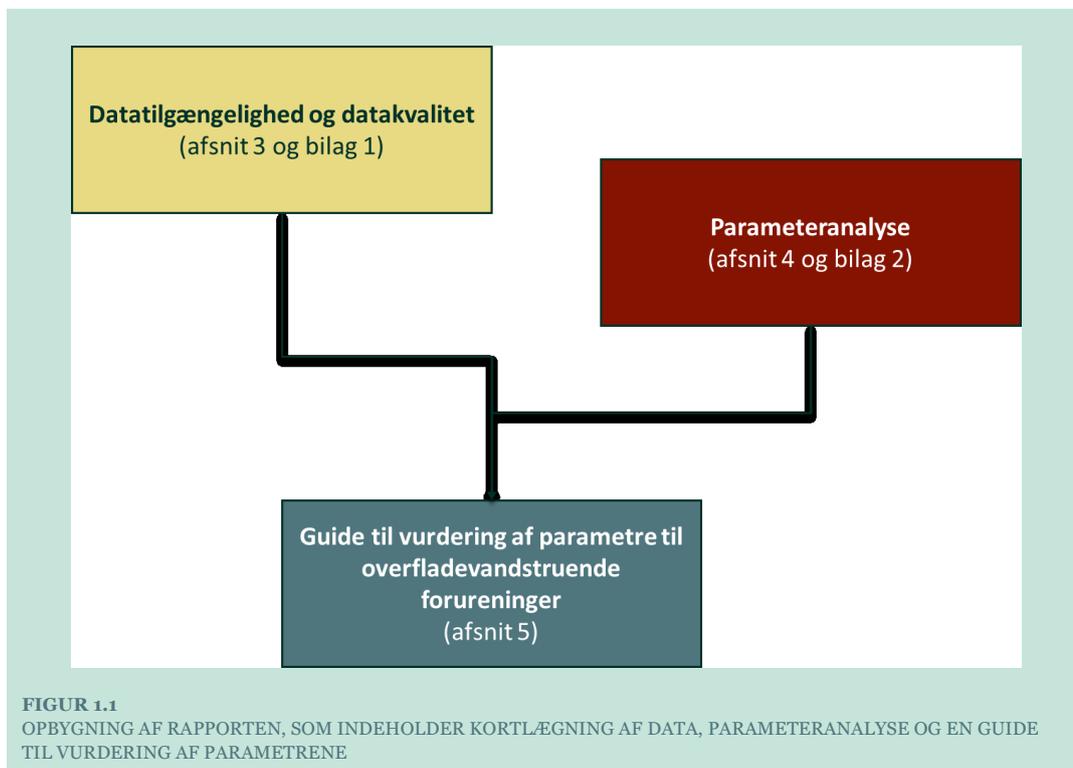
Formålet med nærværende projekt er på baggrund af en vurdering af parametrene i Miljøstyrelsens screeningsværktøj, at skabe overblik over parametrene samt opstille en guide til håndtering af parametre og kriterier i den bearbejdede screening.

Der er i projektet skelnet mellem datagrundlaget for lokaliteter med en kortlægning på vidensniveau 1 og lokaliteter med en kortlægning på vidensniveau 2. Projektet har følgende delmål og aktiviteter:

- Kortlægge datakvaliteten for de udpegede parametre på lokalitetsniveau og i forhold til parametre, som indgår i vurderingen af opblanding i overfladevand.
- Beskrive tilgængeligheden af de datakilder, der er brug for, for at kunne se på parametrene i den bearbejdede screening.
- Vurdere mulige datakilder, som kan supplere kvaliteten af datagrundlaget for den bearbejdede screening og dermed reducere usikkerheden for screeningsresultatet.
- Gennemføre en analyse med det formål at kunne komme med vejledende retningslinjer og anbefalinger til, hvordan parametrene kan vurderes i forbindelse med den bearbejdede screening.
- Udarbejde en guide til vurdering af parametrene, herunder hvornår det kan "betale sig" at vurdere og forbedre grundlaget for de enkelte parametre, bl.a. i forhold til størrelsen af den maksimale overskridelsesfaktor for den pågældende lokalitet.

1.3 Læsevejledning til rapporten

Rapporten indledes med et kort afsnit omkring de vigtigste begreber, som indgår i projektet. Herefter er der en gennemgang af tilgængeligheden og kvaliteten af de data, der ligger til grund for parametrene i screeningsværktøjet. Der er gennemført en analyse af de parametre, som indgår i forureningsfluxen og beregningen af opblandingen i det nærliggende overfladevand. Denne analyse har medført en guide, der skal hjælpe brugeren med at vurdere de parametre, som indgår i en bearbejdet screening af overfladevandstruende lokaliteter. I Figur 1.1 er skitseret et overblik over rapporten.



Datatilgængelighed og -datakvalitet

Der er i nærværende projekt foretaget en detaljeret kortlægning af de data, som indgår i screeningsværktøjet, herunder hvor de stammer fra, hvor nye data kan fremskaffes samt hvad kvaliteten af dataene er. Der er taget udgangspunkt i parallelle projekter, hvor der ligeledes er foretaget en kortlægning af tilgængeligheden af data. Der er udarbejdet en liste med parametre, som er vedlagt i rapportens **Bilag A**, for hhv.

- Forureningsparametre for lokaliteter med en V1-kortlægning
- Forureningsparametre for lokaliteter med en V2-kortlægning
- Vandløb
- Søer
- Fjorde
- Kyster og havne

For hver parameter er der en kort beskrivelse samt listet, hvilke mulige datakilder der er til den enkelte parameter. Herefter er der foretaget en kategorisering af tilgængeligheden og kvaliteten i tre farver; grøn (let tilgængelig/god datakvalitet), gul (mellem tilgængelighed/middel datakvalitet) og rød (ringe tilgængelighed/dårlig datakvalitet).

Hovedkonklusionerne fra Bilag A er samlet i **afsnit 3**, hvor der er foretaget en vurdering af parametrenes betydning for screeningen samt hvor stor en indflydelse tilgængeligheden og kvaliteten har. Derudover er der beskrevet, hvilke datakilder der kan suppleres med i forbindelse med den bearbejdede screening, når der skal vurderes på parametre vedr. overfladevand og man ønsker enten at forbedre datakvaliteten og/eller datatilgængeligheden.

Parameteranalyse

Grundlæggende for den guide, som skal anvendes i forbindelse med den bearbejdede screening og som er en del af produktet i nærværende projekt, er der set på betydningen af og erfaringer med de parametre, som indgår i screeningsværktøjet.

Regionerne har gennemført en række bearbejdede screeninger. Erfaringer herfra er bearbejdet i et sideløbende projekt, Miljøstyrelsen, 2015c. Her er der bl.a. foretaget en opsamling på, hvor ofte og hvor meget, der er justeret på de standardparametre, som indgår i den automatiske screening. Derudover er der i Miljøstyrelsen, 2015c, foretaget en detaljeret analyse i forhold til parametre, som indgår i forureningsfluxen samt for medianminimumsvandføringen, herunder betydningen af defaultværdi versus indsamlet værdi. De vigtigste pointer herfra er kort opsummeret i nærværende rapport i **afsnit 4**.

Der er foretaget en supplerende analyse i nærværende projekt i forhold til betydningen af de standardstoffer, der som default er koblet på brancher og aktiviteter, og som dermed har en vigtig indflydelse på screeningsresultatet. Endelig er der foretaget en mere overordnet analyse af de modellede fortyndinger, der indgår i beregningen af den opblandede koncentration i søer, fjorde og kyster. Dette er samlet og afrapporteret i **Bilag B**, som ligeledes er suppleret med en erfaringsopsamling på tidligere analyser og testkørsler. De vigtigste pointer og resultater fra Bilag B er samlet i **afsnit 4**, som giver en mere overordnet beskrivelse af analysen, der kan anvendes i forbindelse med vurdering af parametrenes indflydelse på screeningsresultaterne.

Guide til vurdering af overfladevandstruende forureninger

Endelig er der i rapportens **afsnit 5** lavet en opsamling på alle de vigtige informationer, som vil være nyttige i forbindelse med en bearbejdet screening og samtidig en guide til, hvordan de enkelte parametre kan håndteres i screeningen. Disse er indbygget i et beslutningstræ med en tilhørende læsevejledning. Fra beslutningstræet er der linket til relevante datablade, som skal guide brugeren igennem den bearbejdede screening. På den måde vil den enkelte bruger få et hurtigt overblik over

effekten af parameterjustering både i forhold til screeningsresultatet, men også i forhold til, hvor tilgængelig data er og kvaliteten heraf. Dette afsnit indeholder således alle hovedkonklusioner og anbefalinger, og vil derfor kunne anvendes som en selvstændig guide, uafhængig af de foregående afsnit.

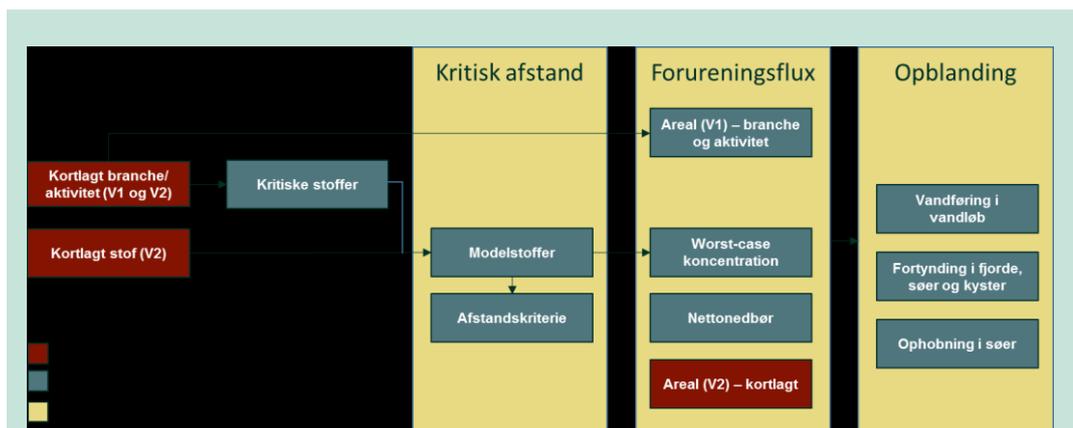
2 Begreber

2.1 Standardparametre og -kriterier

De parametre, som skal vurderes i nærværende projekt, er de *standardparametre*, som er defineret i forbindelse med den automatiske screening i forhold til overfladevand. Derudover er der beskrevet en række *standardkriterier* for vurderingen af den potentielle risiko for nærliggende overfladevand. I forbindelse med udviklingen af screeningsværktøjet for overfladevand, blev der gennemført flere delprojekter.

Der blev her bl.a. udpeget brancher og aktiviteter, hvor der kan have været håndteret kritiske stoffer, som dermed kan udgøre en potentiel risiko for nærliggende overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014a). Da antallet af kritiske stoffer er stort, er der udpeget et antal modelstoffer, hvor der er koblet forskellige egenskaber på, som skulle indgå i screeningen. Disse egenskaber er bl.a. en forventet fanelængde og dermed sandsynligheden for, at en forurening kan nå det nærliggende overfladevand. Til hvert modelstof er der koblet en worst-case koncentration, som indgår i beregningen af forureningsfluxen fra lokaliteten. Arealet til beregning af forureningsfluxen differentieres mellem V1-kortlagte lokaliteter, hvor der er defineret defaultarealer på baggrund af brancher og aktiviteter samt V2-kortlagte lokaliteter, hvor det er arealet af de kortlagte polygoner, som indgår i beregningen. Infiltrationen er defineret som nettonedbøren, der vurderes at være i den pågældende kommune.

Endelig er der udpeget værdier for opblandingen i det nærliggende overfladevand. Det vil sige, at forud for en automatisk screening er der en række standardparametre, der ligger fast og som kobles med de oplysninger, der er på den kortlagte lokalitet i regionernes nationale forureningsdatabase, DK Jord. Dette er illustreret i nedenstående Figur 2.1.



FIGUR 2.1
LOKALITETSSPECIFIKKE DATA, STANDARDPARAMETRE OG STANDARDKRITERIER, SOM INDGÅR I DEN AUTOMATISKE SCREENING FOR OVERFLADEVANDSTRUENDE LOKALITETER

Som det også fremgår af figuren, er der defineret standardkriterier i screeningsværktøjet, som bl.a. beskriver, at en lokalitet kun skal indgå i screeningen såfremt, der er et eller flere stoffer, som på baggrund af det definerede afstandskriterie ligger inden for en kritisk afstand. Forureningsfluxen

beregnes ud fra en konservativ betragtning, hvor der kun tages højde for koncentration, areal og infiltration. Endelig er der i den automatiske screening defineret simple udregninger af den opblandede koncentration, som efterfølgende kan sammenlignes med gældende kvalitetskrav.

2.2 Datatilgængelighed

Når der skal ændres på data i forbindelse med den bearbejdede screening, skal tilgængeligheden af data også tages med i betragtning. Tilgængeligheden kortlægges ved at se på, hvilke muligheder der er for at indhente bedre data og kan det "betale" sig at søge bedre data. Ligesom ved kortlægning af datakvaliteten skelnes der, i det omfang det giver mening, om der er tale om indhentning af data på en lokalitet med en V1-kortlægning eller en lokalitet med en V2-kortlægning.

Datatilgængeligheden anses f.eks. for at være god, når der er tale om data, som regionerne ligger inde med (historiske redegørelser, forureningsundersøgelser mv.). Tilgængeligheden af data i forhold til overfladevand er ofte mere vanskelig, når man ønsker at forbedre data. Der er her flere dataejere, som skal inddrages og tilmed er der ingen sikkerhed for, at det er muligt at forbedre i forhold allerede tilgængelige data i screeningsværktøjet.

2.3 Datakvalitet

Den usikkerhed, der har indflydelse på screeningsresultatet, er ofte styret af den kvalitet, som dataene har. Det vil sige jo bedre datakvalitet, jo mere sikker kan man være på sit screeningsresultat. Faktiske oplysninger fra en forureningsundersøgelse giver f.eks. en bedre datakvalitet i forbindelse med en bearbejdet screening end de foruddefinerede defaultværdier, der indgår i den første automatiske screening.

Der skelnes i analysen, i det omfang det er muligt, mellem om der er tale om data knyttet til en lokalitet med en V1-kortlægning og/eller en lokalitet med en V2-kortlægning.

Et eksempel på en parameter med ringe datakvalitet, kan f.eks. være den worst-case koncentration, der anvendes i forbindelse med beregning af forureningsfluxen fra en V1-kortlagt lokalitet. Denne er udelukkende defineret ud fra branchen og aktiviteten koblet med viden fra litteraturstudie og erfaringsopsamling. Det vil sige, at dataene ikke tager højde for de faktiske forhold på lokaliteten. Det vil dog sjældent være muligt at forbedre kvaliteten af dataene vedr. koncentrationen på de V1-kortlagte lokaliteter, hvor der som regel kun foreligger historiske oplysninger og ikke gennemførte fysiske forureningsundersøgelser. For lokaliteter med en V2-kortlægning, hvor der oftest er gennemført forureningsundersøgelser og der foreligger analyseresultater for de udtagne prøver, kan disse anvendes og dermed indgå i den bearbejdede screening. Datakvaliteten for de koncentrationer, der indgår i forureningsfluxen på lokaliteter med en V2-kortlægning er således bedre.

3 Datatilgængelighed og -kvalitet

Projektets formål er bl.a. at kortlægge de data, der findes indbygget i screeningsværktøjet og dels de data, der kan indhentes fra andre kilder til den bearbejdede screening. Dette afsnit omhandler kortlægning af disse data, samt kvaliteten heraf og hvorledes denne evt. kan forbedres på baggrund af tilgængeligheden af yderligere data. Begreberne, *datatilgængelighed* og *datakvalitet*, er nærmere beskrevet i afsnit 2.3 og 2.2. Grundlaget for standarddata i screeningsværktøjet vil ikke blive beskrevet yderligere i nærværende rapport. Her henvises der til de delprojekter, som har arbejdet med og defineret standardparametrene i forbindelse med udviklingen af screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2014a-e, Miljøstyrelsen 2015c).

Dette afsnit tager først og fremmest udgangspunkt i data for forureningsfluxen, der anvendes til den bearbejdede screening. Det er data, der hentes fra DK Jord og typisk fra historiske redegørelser eller undersøgelsesrapporter, som udgør den første del screeningen. Afsnit 3.1 indeholder en vurdering af tilgængelighed og kvalitet for de indsamlede lokalitetsdata. Efter forureningsfluxen, vil næste trin i en bearbejdet screening være at vurdere de parametre, som indgår i estimeringen af opblandingen i nærliggende overfladevand, som det er beskrevet i afsnit 3.2. Endelig beskrives det i afsnit 3.3, hvilke muligheder der er for at vurdere opblandingen i overfladevand ud over de kriterier, der anvendes i screeningsværktøjet.

3.1 Lokalitetsdata

Lokalitetsdata er de data, der knytter sig til beregningen af en forureningsflux fra en lokalitet. Justering af disse parametre vil typisk være det første skridt i en bearbejdet screening. Datamaterialet til denne vurdering findes oftest internt i regionen, eksempelvis i undersøgelsesrapporter og lignende.

En fuld opgørelse af de kortlagte parametre er at finde i Bilag A.1 for lokaliteter med en V1-kortlægning og Bilag A.2 for lokaliteter med en V2-kortlægning. Lokaliteter med både en V1 og V2-kortlægning, vil således være omfattet af vurderingerne i begge bilag. Bilagene indeholder en samlet kortlægning af datatilgængelighed og -kvalitet for de enkelte parametre. I bilagene er datatilgængelighed og -kvalitet markeret med en farve, hvor grøn = god, gul = mellem og rød = dårlig tilgængelighed/kvalitet.

I de efterfølgende afsnit er der en kort beskrivelse af de kortlagte parametre, som kan justeres i den bearbejdede screening. En yderligere beskrivelse af sammenhængen mellem datatilgængelighed og -kvalitet er foretaget i afsnit 3.1.3.

3.1.1 Lokalteter med en V1-kortlægning

Lokaliteter med en V1-kortlægning er typisk kortlagt som følge af historiske oplysninger om en branche eller aktivitet, der har været på lokaliteten. Til brug i screeningen er der indhentet data fra DK Jord, der er koblet til en række branche- og aktivitetsspecifikke stoffer, som vurderes at kunne være potentielt overfladevandstruende. De lokalitetsdata, som er aktuelle for lokaliteter med en V1-kortlægning er følgende:

- Brancher og aktiviteter
- Specifikke stoffer med tilhørende modelstoffer
- Stofkoncentrationer
- Kildeareal på baggrund af branche/aktivitet

- Nedbør (herunder infiltration)
- Stofspecifikke afstandskriterier på baggrund af typiske fanelængder
- Kvalitetskrav for specifikke stoffer
- Afstand til overfladevand uafhængig af grundvandsretning

En række af disse parametre er ikke mulige at justere på, når en lokalitet er kortlagt på V1-niveau. Det drejer sig om de parametre, der er tilknyttet specifikke stoffer, som er koblet på branchen/aktiviteten. Dette er parametrene koncentration, stofspecifikke fanelængder og kvalitetskrav. I Bilag A.1 er foretaget en vurdering af de enkelte parametres tilgængelighed og kvalitet.

Årsagen til en V1-kortlægning kan være af forskellig kvalitet, og der kan derfor være stor individuel forskel på screeningsresultatet for de enkelte lokaliteter. Dermed er der mulighed for at mindske usikkerheden af screeningsresultatet ved en bearbejdet screening, ved at øge datakvaliteten for den pågældende lokalitet. Kortlægningen kan f.eks. være baseret på indhentet historisk materiale og denne kan efterfølgende være suppleret med yderligere viden i form af besigtigelser af lokaliteten og interview med relevante aktører.

I forbindelse med V1-kortlægningen er grundlaget for at ændre på de standardparametre, der indgår i screeningsværktøjets beregning af forureningsflux (koncentration, areal, infiltration), ofte usikkert, da det baserer sig på historiske oplysninger. Det er dog en vurdering, der bør foretages i forhold til vurdering af den potentielle risiko fra en V1-lokalitet. Der kan være bl.a. fysiske forhold på lokaliteten, som kan bidrage til vurdering af infiltrationen og det areal, som skal indgå i forureningsfluxen. For eksempel kan en større bygning på en lokalitet i nogle tilfælde give en reduceret infiltration, mens oplysninger om flere tanke kan give et større defaultareal. Endelig er en afgørende parametre, som der skal tages stilling til, de standardstoffer, der er knyttet til branchen og aktiviteten. Her kan historiske oplysninger give information om, hvorvidt der bør tilføjes eller fjernes stoffer, som indgår i screeningsresultatet. Disse betragtninger indgår i den efterfølgende parameteranalyse, som er beskrevet i afsnit 4.

3.1.2 Lokalteter med en V2-kortlægning

Tilgængeligheden og kvaliteten af data på lokaliteter med en V2-kortlægning afhænger i høj grad af undersøgelses omfang. Den fulde liste af parametre, der kan justeres i den bearbejdede screening for lokaliteter med en V2-kortlægning er:

- Lossepladser ud fra ”opskrift” i værktøjet (kan også forekomme på lokaliteter med en V1-kortlægning). Opskriften er defineret i Miljøstyrelsen, 2014f, og indeholder en kombination af brancher, aktiviteter, navngivning mv. som vurderes at repræsentere en losseplads i DK Jord.
- Specifikke stoffer med tilhørende modelstoffer
- Stofkoncentrationer
- Kildeareal på baggrund af samlet kortlagt areal
- Nedbør (herunder infiltration)
- Stofspecifikke afstandskriterier på baggrund af typiske fanelængder
- Kvalitetskrav for specifikke stoffer
- Afstand til overfladevand (med og uden kendt grundvandsretning)

I Bilag A.2 er der foretaget en vurdering af de enkelte parametres tilgængelighed og kvalitet.

Kvaliteten af de data, der kan anvendes i forbindelse med en bearbejdet screening for lokaliteter med en V2-kortlægning, er meget varierende. Der er forskel på, hvorvidt data stammer fra en indledende forureningsundersøgelse med få borer eller en mere omfattende undersøgelse, hvor grundlaget for at vurdere udbredelsen og koncentrationen af forureningen er større. Det er således variationen i kvaliteten af dataene, der er afgørende for usikkerheden i screeningens resultat.

I denne kortlægning af datakvaliteten skelnes der mellem fire forskellige scenarier, som har forskellig datakvalitet for parametrene koncentration og areal, alt efter den viden, der ligger til grund for kortlægningen på V2.:

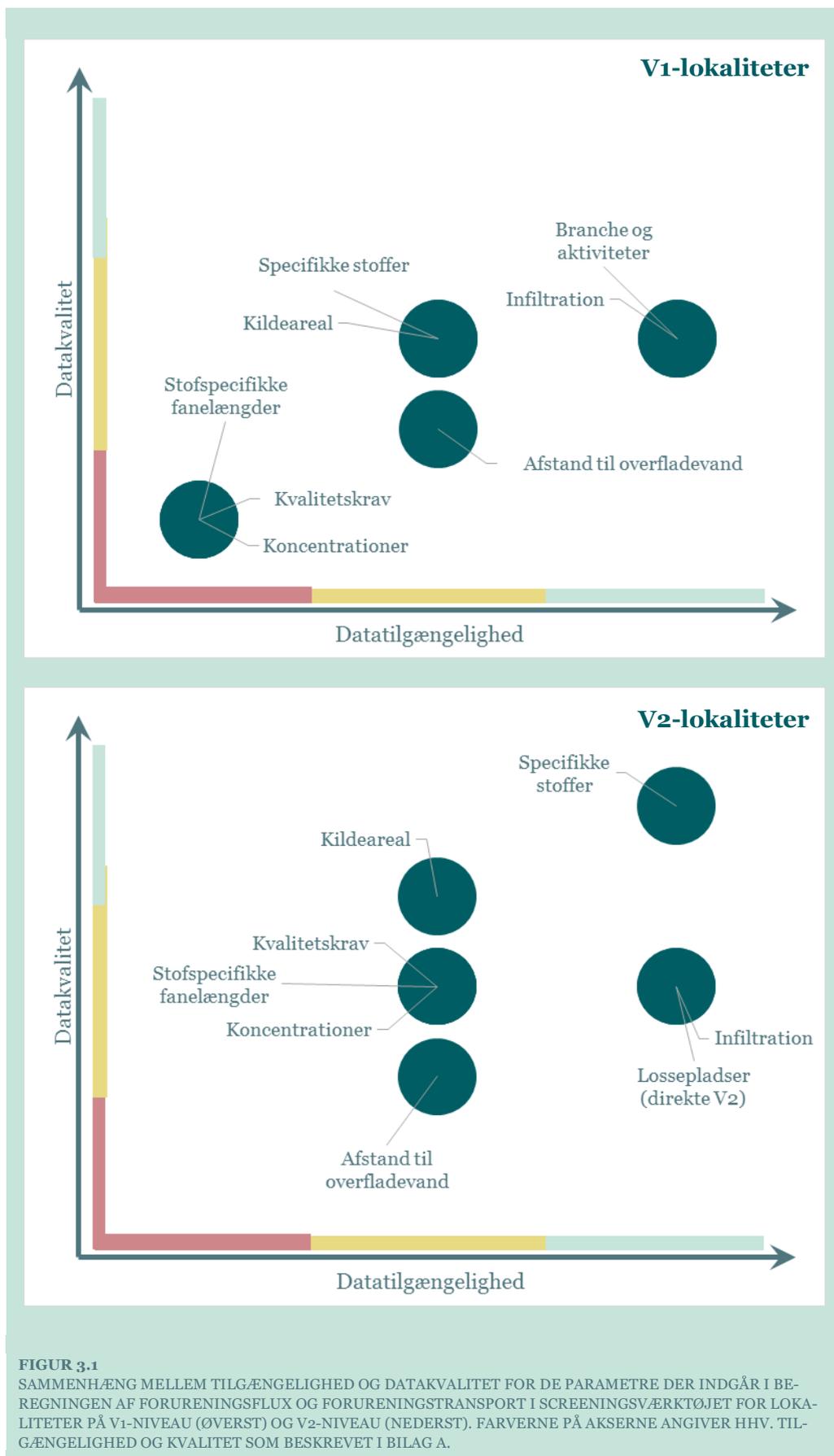
- Lokalt kortlagt direkte på V2-niveau
- Lokalt kortlagt med indledende undersøgelser
- Lokalt kortlagt med videregående eller afgrænsende undersøgelser
- Lokalt kortlagt med efterladt restforurening efter afværgeforanstaltninger

TABEL 3.1
FORSKELLEN I GRUNDLAGET FOR DATAKVALITETEN PÅ LOKALITETER MED EN V2-KORTLÆGNING UD FRA FIRE FORSKELLIGE SCENARIER

Scenarie	Beskrivelse	Datagrundlag	Datakilder
Kortlagt direkte på V2	Typisk lossepladser, deponier og andre lokaliteter, hvor der er konkret viden om forurening, hvilket kan være deponering, udlægning af slagger og flyveaske, spild, uheld eller lignende.	Fysiske observationer, miljøgodkendelse, evt. monitoring af perkolat mv.	Flyfoto, arkiv materiale, tilsynsnotater, miljøgodkendelser mv.
Indledende undersøgelser	Er typisk en undersøgelse af om der er forurening tilstede på lokaliteten ved de udpegede punktkilder.	Ofte én boring pr. punktkilde samt jord-, vand- og poreluftsprøver	Undersøgelserapport, inkl. historisk redegørelse
Videregående/afgrænsende undersøgelse	Ofte beskrivelse af forureningsafgrænsning, masse og dermed fluxbestemmelse samt kortlægning af fanen	Adskillige boringer, vand, poreluft og jordprøver samt andre feltaktiviteter (volumenpumpning mv.)	Undersøgelserapporter, også indledende
Restforurening	Efterladt forurening efter afværgeforanstaltninger, hvor forureningen ikke udgør en risiko	Ofte omfattende undersøgelsesgrundlag og dokumentation for restforureninger	Undersøgelserapporter og rapport over restforureninger

3.1.3 Tilgængelighed og kvalitet for lokalitetsdata

De i afsnit 3.1.1 og 3.1.2 beskrevne parametre og deres datakvalitet samt tilgængelighed er vurderet i Bilag A. I dette afsnit vises en oversigt over forholdet mellem datatilgængelighed og -kvalitet, for de parametre, der indgår i forureningsfluxen ved en bearbejdet screening. Figur 3.1 viser sammenhængen mellem tilgængelighed og datakvalitet, som de er vurderet i Bilag A. Figur 3.1 er opbygget således, at hver parameter er placeret i et koordinatsystem efter en vurdering af datatilgængeligheden og -kvaliteten. Jo længere ud af akserne, jo bedre tilgængelighed og kvalitet. Placeringen af parametrene i diagrammet viser altså, hvordan vidensniveauet er vurderet for den enkelte parameter. Farverne på akserne svarer til den angivelse, som de enkelte parametre har fået i Bilag A.1 og A.2 for henholdsvis tilgængelighed og kvalitet. Der er nogle parametre, som ligger midt i mellem to farver, hvilket kan skyldes at f.eks. datakvaliteten er todelt i Bilag A.1 eller A.2 (f.eks. er datakvaliteten af koncentrationen middel efter en indledende undersøgelse og god efter en mere omfattende undersøgelse).



I forbindelse med bestemmelse af forureningsfluxen er der forskel på lokaliteter med en kortlægning på V1 og en kortlægning på V2. Som det fremgår af Figur 3.1 er der naturligvis flere tilgængelige parametre og en bedre datakvalitet på en lokalitet med en V2 kortlægning i forhold til en lokalitet med en V1 kortlægning. Samlet set afspejler den lidt større spredning for parametre til V1 lokaliteterne, at disse naturligvis ikke er lige så godt bestemt som på V2-niveau, som ikke har parametre i det røde hjørne.

Ved overgangen fra V1 til V2-lokaliteter vil en række parametre naturligvis forbedres, både i forhold til tilgængelighed og kvalitet. For eksempel vil kildearealet vurderes at blive forbedret rent kvalitetsmæssigt, i hvert fald hvis der er tale om en videregående undersøgelse. Der er hverken på V1- eller V2-niveau parametre, som har høj datakvalitet og lav tilgængelighed. Det modsatte (dvs. lav kvalitet og høj tilgængelighed) er til gengæld tilfældet for parametre som infiltration (både V1 og V2).

Nogle parametre ændrer ikke placering afhængig af vidensniveau, det gælder f.eks. afstanden til overfladevandet og infiltrationen. I figuren indgår også lossepladser kortlagt direkte på V2-niveau, idet der som udgangspunkt ingen oplysninger findes om f.eks. koncentrationer eller stoffer på disse lokaliteter. Lossepladser er taget med som en parameter, da disse lokaliteter er udvalgt på baggrund af en "opskrift" i screeningsværktøjet, som indeholder forskellige branche- og aktivitetskoder, navngivning mv. Derfor vil der være tale om en "parameter", og det skal vurderes, hvorvidt den skal justeres i forbindelse med en bearbejdet screening. Denne problematik er dog ikke beskrevet yderligere i nærværende projekt, da det er en noget mere kompleks problemstilling, som håndteres i andre projekter, f.eks. i Miljøstyrelsen, 2014f.

Vurderingen af de øvrige parametre i Figur 3.1 er at finde i Bilag A.1 og A.2.

3.2 Fortyndingsdata i screeningsværktøjet

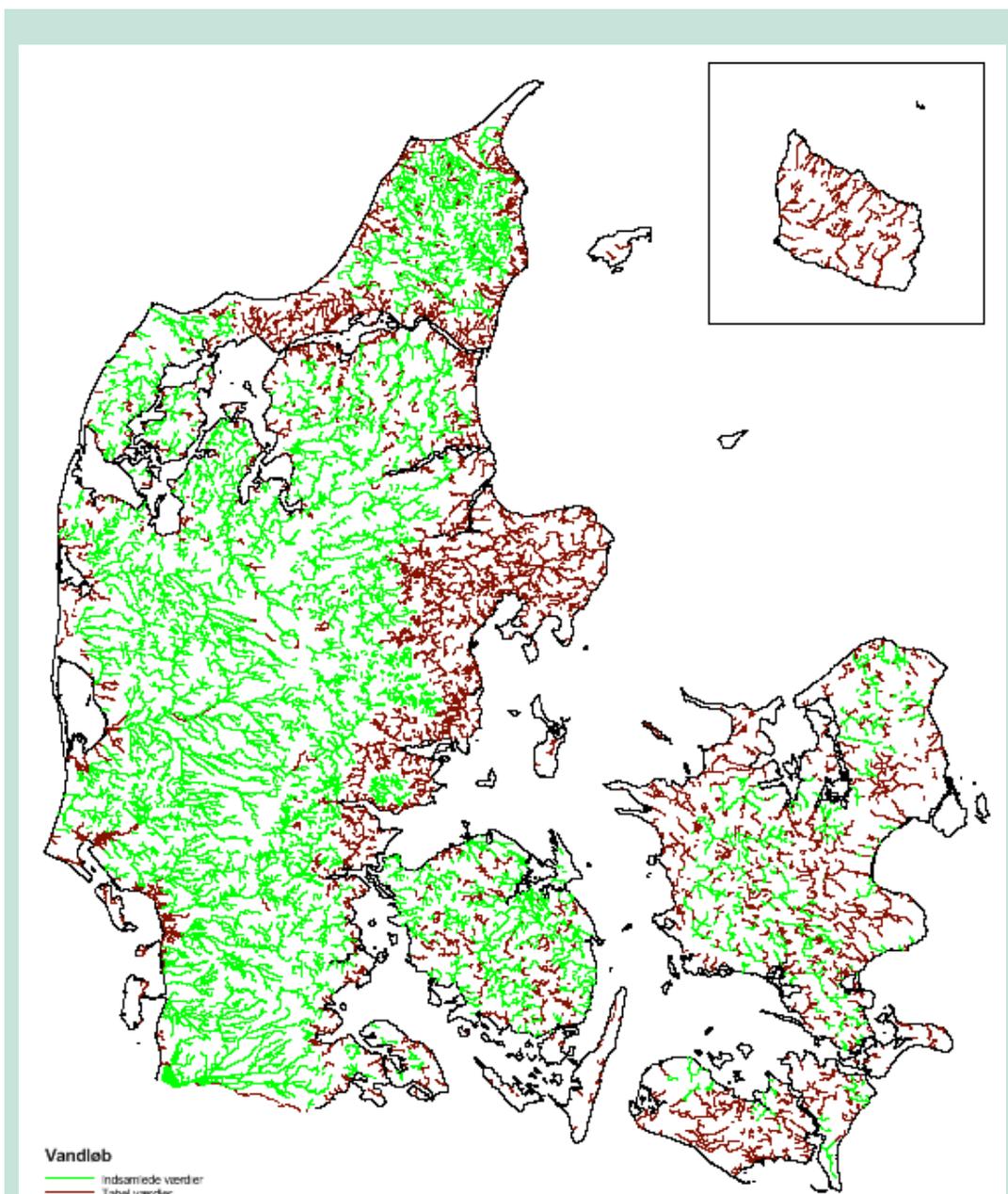
I Bilag A.3-A.6 findes en fuld opgørelse over de parametre, som har indgået i beregningerne af den opblandede koncentration i overfladevand, og som dermed kan være relevante i forhold til en vurdering af, hvordan fortyndingsparameteren kan justeres i den bearbejdede screening.

3.2.1 Opblanding i vandløb

Medianminimumsvandføringen indgår som administrationsgrundlag i spildevandsudledningstilladelser givet på baggrund af Bekendtgørelse 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og udledning af forurenede stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelsen beskriver blandt andet de kvalitetskrav, der er opstillet for vandområderne og udgør en del af det retlige grundlag i screeningsværktøjet.

Alle vandløbsstrenge i screeningsværktøjet er tilknyttet en værdi for vandløbets medianminimumsvandføring. Medianminimumsvandføring defineres som medianen af årsminima for døgnmidlede vandføringer og har en gentagelseshyppighed på 2 år.

Data er primært indsamlet fra amternes hydrometricentre og dele af de eksisterende data i Orbicons arkiver. For de vandløbsstrenge, hvor det ikke har været muligt at finde data, er der på baggrund af vandløbets type tildelt en defaultværdi til vandløbsstregen. Tabel 3.2 viser på hvilket grundlag vandløbene er inddelt i typer. Der er separate defaultværdier for jyske og fynske/sjællandske vandløb, da jordbunds- og nedbørsforholdene i de to landsdele er forskellige, hvilket har en markant effekt på vandløbenes afstrømningsforhold. Figur 3.2 viser, for hvilke vandløb der er anvendt hhv. defaultværdier og indsamlede værdier for medianminimumsvandføringen (Miljøstyrelsen, 2014e).



FIGUR 3.2
 FORDELINGEN AF HHV. INDSAMLEDE (GRØNNE) OG DEFAULT (BRUN)-VÆRDIER FOR MEDIANMINIMUMSVAND-
 FØRINGEN I VANDLØB I SCREENINGSVÆRKTØJET (MILJØSTYRELSEN, 2014E)

For tildeling af defaultværdier, er der valgt at tildele defaultværdier alt efter vandløbenes type. Typerne er defineret i forarbejdet til vandplanerne (Miljøstyrelsen, 2004) og er tildelt efter størrelsen af vandløbenes oplandsareal, afstand til vandløbets udspring (start), vandløbsbredde og medianminimumsvandføring, som defineret i første halvdel af Tabel 3.2.

TABEL 3.2

VANDLØBSTYPERNE OG DERES TYPISKE STØRRELSER OG VANDFØRINGER, SAMT DEFAULTVÆRDIER FOR MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGEN I SCREENINGASVÆRKTØJET I HHV. JYLLAND OG PÅ SJÆLLAND, FYN OG ØVRIGE ØER.

Vandløbs-type ¹	Op-lands-areal ¹	Afstand til vandløbets udspring ¹	Vandløbs-bredde ¹	Median-minimumsvandføring ¹	Default medianminimumsvandføring ^{2/3}	
					Jylland	Sjælland, Fyn og øer
	[km ²]	[km]	[m]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
Type 1	<10	<2	<2	0-10		
Type 2	10-100	2-40	2-10	10-200	130	10
Type 3	>100	>49	>10	200-8000	2300	200

¹Miljøstyrelsen, 2004 ²Miljøstyrelsen, 2014e, ³Miljøstyrelsen, 2015c

Datakvaliteten af de indsamlede medianminimumsvandføringer i screeningsværktøjet er meget varierende, da der ikke er udført datavask på de indsamlede data i forbindelse med udvikling af screeningsværktøjet. Data består primært af ældre synkronmålinger fra amterne, og der kan være data imellem, som er beregnet på baggrund af mere end 30 år gamle synkronmålinger. En medianminimumsvandføring, der er beregnet på baggrund af en synkronmåling og en tidsserie vil have en referenceperiode, og hvis denne er gammel vil, medianminimumsvandføringen ikke være helt retvisende. I datasættet findes desuden medianminimumsvandføringer, som er beregnet fra hydrologiske modeller (Naturstyrelsen, 2012) og punktmålinger fra DMU (2000).

En gammel synkronmåling er dog bedre end ingen synkronmåling, idet medianminimumsværdien formentlig i den nyere måling vil være under en størrelsesorden forskellig fra den ældre. Typisk vil den nyere måling være større på grund af øget nedbør, men den kan også, på grund af lokale forhold som øget vandindvinding og dermed lavere baseflow, være mindre (DMU, 2000).

I screeningsværktøjet er det muligt at anvende en mere avanceret formel til beregning af den opblandede koncentration i vandløb. Der er dog ingen standarddata i screeningsværktøjet for dybde, bredde og fanebredde, som indgår i denne avancerede beregning. Det betyder, at den ikke anvendes i forbindelse med den automatiske screening. Formlen bør anvendes i særlige tilfælde, hvor der tale om forureningsfaner, som vurderes at være bredere end opblandingszonen eller i større vandløb. Yderligere beskrivelse af den avancerede formel og brugen heraf kan ses i (Miljøstyrelsen, 2014d).

Mere information om medianminimumsvandføringerne er at finde i Bilag A.3 og Datablad 5 (afsnit 5.7).

3.2.2 Fortynding i søer, fjorde, kyster og havne

For de øvrige overfladevandstyper, dvs. søer, fjorde, kyster og havne, er fortyndingen beregnet på baggrund af forskellige numeriske modeller. Modellerne er det bedst mulige bud på at vurdere fortyndingen på screeningsniveau.

Til brug i screeningsværktøjet er der lavet to numeriske modeller: Én model for søer og fjorde, hvor der er modelleret 78 fjorde og 140 søer (Miljøstyrelsen, 2015b). Såfremt en havn er en del af en fjord, er den medtaget i fjordmodellen. Dertil kommer en landsdækkende kystmodel, som dækker de åbne kyster.

Fortyndingsfaktorerne, der er udtrukket fra disse modeller repræsenterer 5 %- fraktilen af de beregnede fortyndingsresultater. Det betyder, at der ifølge modellerne, i 95 % af tilfældene, vil forekomme højere fortyndingsfaktorer end i screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2015b). Dette gør, at fortyndingsfaktorer anvendt i screeningsværktøjet, er konservative estimeringer af fortyndingen.

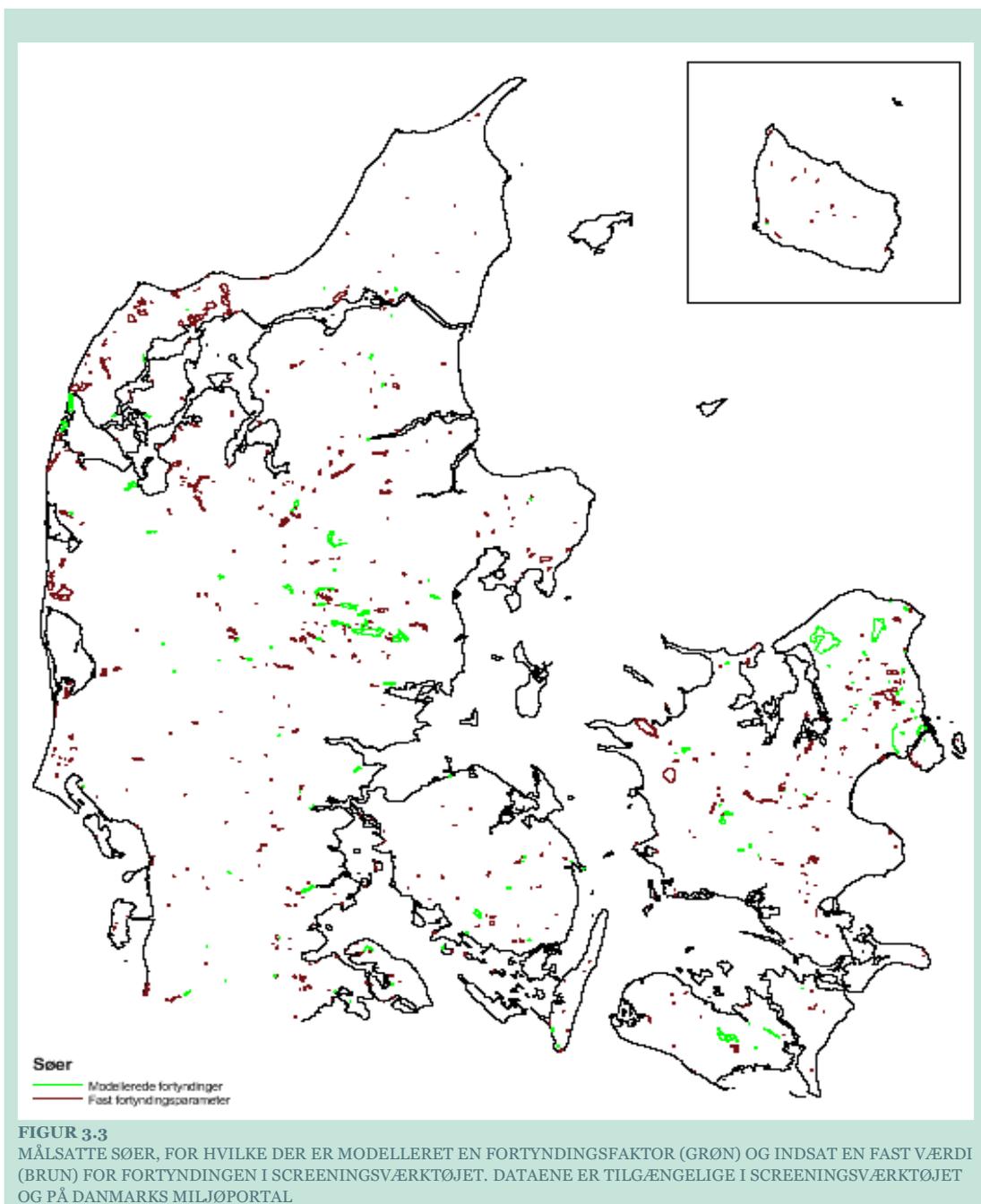
En oversigt over inputdata til modellerne findes i Bilag A.4 for søer, Bilag A.5 for fjorde og Bilag A.6 for havne og kyster.

De fortyndinger, der er anvendes i screeningsværktøjet er samlet i et fælles GIS-tema. Fortyndingen i fjorde og kyster er modelleret med samme numeriske model (Mike 3), men med forskellig modelopsætning og inputdata (Miljøstyrelsen, 2015b; DHI, 2006). Dette kan være forklaringen på, at den modellerede fortynding i fjorde, for en stor del af dataene, er større end den modellerede fortynding ved kyster, hvilket er det modsatte af, hvad man ville forvente (se mere herom i afsnit 4.3).

Da både kyststrækningen og visse fjordstrækninger kan variere meget i fortyndingsfaktor, kan man zoome ud på det konkrete område i GIS-temaet og se på fortyndingen i det omkringliggende område for eventuelle uoverensstemmelser. Ved at zoome ud, kan man også få et bedre overblik over området, terrænet mm., og derved måske finde årsagen til, at en fortynding er høj eller lav. Variationen skyldes typisk, at fortyndingen langs kysten stammer fra et grovere grid, der er projekteret ind på kyststrækningen i GIS-værktøjet (se hvordan dette er gjort i Miljøstyrelsen 2014e). Der er ikke foretaget en egentlig modellering af kyststrækningen, som det er sket for søer og størstedelen af fjordene. Det vil også være relevant at se nærmere på fortyndingsfaktoren, når opblandingszonen er væsentlig mindre end modellernes opløsning.

For fjordene varierer modellens opløsning fra 100 til 500 meter afhængig af fjordens fysiske forhold. Der er mere information om inputdata til modellen for fjorde og større søer i Bilag A.6 og variationen i fortyndingsfaktor for fjordene i Datablad 7 (afsnit 5.9). Opløsningen for kystmodellen er et grid på 6x6 km. I forbindelsen med udarbejdelsen af det samlede GIS-tema har det i mange tilfælde været nødvendigt at projicere nærmeste grid-celle ind på kysten, som beskrevet ovenfor. Dette betyder, at der kan være ganske stor variation i fortyndingen inden for et lille område. Der er mere information om inputdata til modellen for kyster og variationen i fortyndingsfaktor i Bilag A.6 og Datablad 7 (afsnit 5.9).

Fortyndingen i havne stammer dels fra modellering af fjordene, samt en justering af den modellerede fortynding langs kyster, hvor der er skelnet til, hvorvidt der er tale om en åben eller lukket havn (Miljøstyrelsen 2014e; Miljøstyrelsen, 2015b). De fleste havne, som ligger i en fjord, har fået tildelt en modelleret fortynding i forbindelse med modellering af fortyndingerne i fjordene. De resterende havne har fået projekteret en fortynding ind fra kysttemaet (Miljøstyrelsen, 2014e). I screeningsværktøjet skelnes der mellem åbne og lukkede havne. Der er derfor tildelt 20 % af den tildelte fortynding i lukkede havne, mens åbne havne har fået tildelt den fulde fortynding jf. Miljøstyrelsens screeningsprincipper (www.mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/). Visse steder kan der forekomme udtørring i en fjord og dermed sker der ikke en fortynding. Her er det valgt at sætte fortyndingsfaktoren til 1. Ligger der her en lukket havn, betyder det, at der her tildeles en fortynding på 0,2. I disse tilfælde bør sagsbehandleren rette fortyndingen til den oprindelige defaultværdi 1.



Fortyndingen i søer er modelleret med en opløsning på ned til 5 meter i mindre søer og op til en opløsning på 400 meter i åbne dele af de største søer. For de resterende ca. 520 målsatte søer er der ikke opsat en numerisk model, men antaget en konservativ fortyndingsfaktor på 20 (Miljøstyrelsen, 2015b). Figur 3.3 viser hvilke, søer der er opsat en model for og hvilke, der har indsat en fast værdi for fortyndingen.

Der er mere information om modellens inputdata og variationen i fortyndingsfaktor for søerne i Bilag A.4 og Datablad 6 (afsnit 5.8).

3.3 Forbedring af datakvalitet ved eksterne data for overfladevand

For at vurdere fortyndingen i overfladevand kan det være relevant at indhente data fra andre datakilder end dem, der er indbygget i screeningsværktøjet. Dette er der arbejdet videre med i de følgende afsnit.

3.3.1 Medianminimumsvandføring i vandløb

Da medianminimumsvandføringen, som beskrevet ovenfor, typisk bruges som administrationsgrundlag i forbindelse med Bekendtgørelse 1022, findes der landet over, og for langt de fleste vandløb, beregninger af medianminimumsvandføringen. Langt størstedelen af disse data indgår dog allerede i screeningsværktøjet, som beskrevet ovenfor i afsnit 3.2.1. Ligeledes beskrevet ovenfor, er der dog ikke udført en egentlig datavask på disse data, så der kan forekomme misvisende medianminimumsvandføringer i screeningsværktøjet. Som det er beskrevet i afsnit 4 vil det også i nogle tilfælde være relevant at ændre defaultværdierne for medianminimumsvandføringen for visse typer af vandløb. Hvornår dette er relevant og for hvilke vandløbstyper, er beskrevet i afsnit 4.

Hvis defaultværdien for medianminimumsvandføringen i screeningsværktøjet ikke vurderes at være retvisende, f.eks. hvis vandføringen synes størrelsesorden for lille eller for stor til vandløbets størrelse, kan der indhentes supplerende data fra andre datakilder. Dette vil også være tilfældet, hvis defaultværdien vurderes at overestimere vandløbets vandføring og dermed underestimere risikoen.

Indsamlingen af medianminimumsvandføringer ud over de, der er indsamlet til screeningsværktøjet, har dog vist sig at være vanskelig. Desværre eksisterer der ikke en fælles national oversigt over datapunkter med beregnede medianminimumsvandføringer, og der findes ganske mange aktører, som ejer disse data. Dataejerne er typisk Naturstyrelsen, forsyningsselskaber og kommuner samt virksomheder, der søger om indvindingstilladelser eller miljøgodkendelser. Typisk ligger data samlet hos rådgivende ingeniørfirmaer som Orbicon (tidl. Hedeselskabet) og NIRAS. Mens Naturstyrelsen ligger inde med en del af de ældre amtsdata. De til screeningsværktøjet indsamlede data udgør en delmængde heraf, men særligt data for Aarhus Amt, Bornholm og Hovedstadsområdet vil være relevante at forsøge at samle, så screeningsværktøjet kan blive opdateret.

I forbindelse med dette projekt har der været rettet henvendelse til Naturstyrelsen og Miljøportalen om indhentning af data for medianminimumsvandføring, både for at komplettere samlingen af gamle amtsdata og indhente eventuelle nye data. Ligeledes var det ved projektets start tanken at kontakte DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi v. Aarhus Universitet), for at indsamle data herfra. Naturstyrelsen oplyser dog, at de ligger inde med samme datasæt som DCE, og at der derfor ikke vil være yderligere data at indhente herfra.

Desværre findes medianminimumsvandføringerne hos Naturstyrelsen ikke i en samlet database og kun delvist digitalt. Desuden ligger data i flere forskellige elektroniske formater, blandt andet flere forskellige GIS-formater og Excel-ark. Digitaliseringen er igangsat af Naturstyrelsen, men det er endnu uvist hvornår denne forventes afsluttet.

For de vandløbsstrækninger, hvor det ikke er muligt at indhente yderligere data, er der et par andre metoder til at estimere en medianminimumsvandføring ved hjælp af andre hydrometriske data. Medianminimumsafstrømningen kan estimeres på baggrund af tidsserier med vandføringer, eller ved arealkorrektion mellem allerede eksisterende data for medianminimumsvandføringen. Metoderne er beskrevet i datablad 8 og i Miljøstyrelsens guide til indledende undersøgelser for jordforurenninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand (Miljøstyrelsen, 2015a).

Øvrige informationer om de øvrige datakilder til vandføringsdata er at finde i Datablad 8.

3.3.2 Eksterne data for opblanding i søer, fjorde, kyster og havne

Som beskrevet i afsnit 3.2.2 er der i forbindelse med udarbejdelsen af screeningsværktøjet gjort et stort arbejde for at indsamle og beregne fortyndingen i søer, fjorde, kyster og havne. Screeningsværktøjet samler og tilgængeliggør disse fortyndingsdata, som er det bedst mulige bud på en fortyndingsfaktor på dette niveau. Derfor vil det med stor sandsynlighed ikke være muligt, inden for sagsbehandlingsrammen, at indhente yderligere data for fortyndingen i forbindelse med den bearbejdede screening.

Fortyndingen i søer, fjorde, kyster og havne er meget stedspecifik, og kan modelleres på ny med langt højere opløsning og bedre lokalitetsspecifikke inputdata, for at estimere en given forureningsfanens påvirkning af miljøet i og uden for en given blandingszone. Dette vil dog ofte først være relevant efter den bearbejdede screening i forbindelse med yderligere undersøgelser af lokaliteten og efter en prioritering af indsatsen.

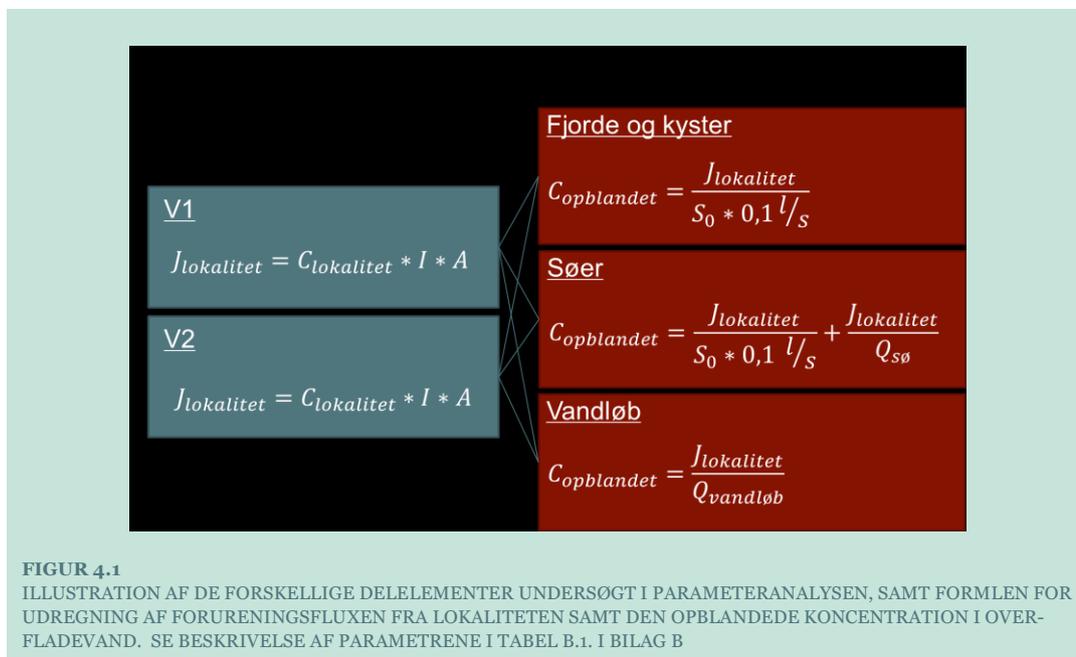
Der kan være sådanne allerede eksisterende modeller tilgængelige, f.eks. hos kommuner eller forsyninger, hvor der i forbindelse med udledningstilladelser er udarbejdet numeriske modeller med høj opløsning. I så fald kan sådanne data formentlig rekvireres hos dataejeren. Både i forhold til udarbejdelsen af nye modeller og indsamlingen af allerede eksisterende, vil indsatsen skulle stå i forhold til den forventede risiko. Det vil derfor ikke være hensigtsmæssigt at indhente eksterne data i forbindelse med den bearbejdede screening, men først på et højere undersøgelsesniveau.

Der er yderligere informationer om numeriske fortyndingsmodeller i Datablad 9, afsnit 5.11.

4 Parameteranalyse

Dette afsnit indeholder et uddrag af en detaljeret parameteranalyse, som dels er udført i nærværende projekt (Bilag B) og i projektet Miljøstyrelsen, 2015c. Parameteranalysen er opdelt i 2 dele. Den første omhandler betydningen af de parametre, der indgår i beregning af forureningsfluxen på V1- og V2-kortlagte lokaliteter, og er beskrevet i afsnit 4.1. Derefter er parametre, der har indflydelse på opblandingen og fortyndingen i forskellige typer af overfladevand, beskrevet i afsnit 4.2-4.4. Erfaringer fra tidligere analyser og tests er beskrevet i afsnit 4.5.

I Figur 4.1 er forskellige parametre tilknyttet beregning af hhv. forureningsflux og fortynding for forskellige typer lokaliteter og overfladevand beskrevet.



4.1 Forureningsflux

Den beregnede forureningsflux fra lokaliteten afhænger af, hvilke stoffer der regnes på, samt koncentrationen af disse stoffer, det forurenede areal og infiltrationen i området. Derudover er det afgørende, hvilke stoffer der er tilknyttet forskellige brancher og aktiviteter på V1-niveau. Forureningsfluxen beregnes ved Ligning 1, hvor $J_{\text{lokalitet}}$ er den beregnede forureningsflux fra lokaliteten, $C_{\text{lokalitet}}$ er forureningskoncentrationen på lokaliteten, I er infiltrationen på lokaliteten og A er kildearealet.

$$J_{\text{lokalitet}} = C_{\text{lokalitet}} * I * A$$

LIGNING 1

Som det fremgår af Ligning 1, er forureningsfluxen lineært afhængig af de tre parametre, og det er således variationen i data, der har størst betydning for forureningsfluxen. Kun de vigtigste konklusioner af analysen er medtaget i sammendrag i dette afsnit. Hele analysen er beskrevet i Bilag B, afsnit B.2 og Miljøstyrelsen, 2015c.

4.1.1 Stoffer tilknyttet brancher og aktiviteter

Som nævnt ovenfor har det stor betydning, hvilke stoffer fluxen udregnes for. På V1-kortlagte lokaliteter er stofferne defineret ud fra brancher og aktiviteter, mens det for V2- kortlagte lokaliteter i større grad er baseret på årsagen til kortlægningen. Betydningen af, hvilke stoffer der er tilknyttet brancher og aktiviteter er derfor undersøgt, og de vigtigste konklusioner er beskrevet i dette afsnit. Mere information om analysen er at finde i Bilag B, afsnit B.2.1.

Der er foretaget en erfaringsopsamling på lokaliteter, hvor der efter en bearbejdet screening er tilføjet eller fjernet stoffer. Der er foretaget en bearbejdet screening på 63 lokaliteter med en kortlægning på V1 ved udarbejdelsen af denne rapport, hvilket svarer til 5 % af de lokaliteter med en V1-kortlægning, som udgør en potentiel risiko for overfladevand. Det betyder, at der er tale om et begrænset datagrundlag i forhold til erfaringsopsamling på stoffer, der fjernes eller tilføjes fra brancher/aktiviteter. Fælles for de gennemførte screeninger er dog, at for alle lokaliteterne, hvor der er fjernet stof(fer), har det resulteret i, at lokaliteten efter den bearbejdede screening ikke længere udgør en potentiel risiko i forhold til kvalitetskravet eller ligger uden for afstandskriteriet. Den foreløbige erfaringsopsamling viser, at det oftest er de chlorerede opløsningsmidler, som fjernes fra brancher og aktiviteter. I Bilag B, afsnit B.2.1 er analysen uddybet i forhold til mulige tendenser ved udvalgte brancher.

Til at vurdere betydningen af de enkelte stoffer er der for en række brancher og aktiviteter udregnet en overskridelsesfaktor, hvor de parametre, som ikke har betydning er konstante. Overskridelsesfaktoren er beregnet ved Ligning 2, hvor $C_{\text{lokalitet}}$ er stoffets definerede defaultkoncentration, I er infiltrationen og sat konstant til 300 mm/år, A er defaultarealet for branchen/aktiviteten, Q_{median} er sat som et fiktivt vandløb på 1 l/s, som går igen i hele analysen og C_{krav} er det generelle ferskvandskrav for det specifikke stof.

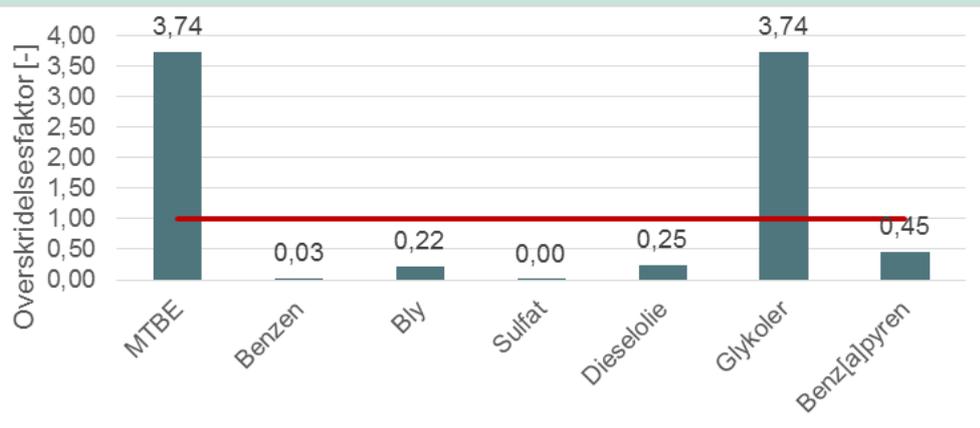
$$\text{Overskridelsesfaktor} = \frac{C_{\text{lokalitet}} * I * A}{Q_{\text{medianminimum}} * C_{\text{krav}}} \quad \text{LIGNING 2}$$

De undersøgte brancher og aktiviteter er udvalgt på baggrund af hyppigheden af en vurderet påvirkning af overfladevand samt erfaringer fra undersøgelser. Følgende brancher er undersøgt: 1) autoreparationsværksteder, 2) maskinindustri, 3) autolakering og 4) overfladebehandling af metal. Følgende aktiviteter er undersøgt: 1) maling og lakering af metal og 2) tjærepladser, tjæring af fiskenet. Desuden er lossepladser undersøgt. Resultaterne for de undersøgte brancher og aktiviteter er kort beskrevet herunder. Baggrunden for udvælgelsen er nærmere beskrevet i Bilag B, afsnit B.2.1.

4.1.1.1 Branchen autoreparationsværksteder

Branchen, autoreparationsværksteder, er som nævnt oven for den hyppigst fundne på lokaliteter, der vurderes at udgøre en risiko for overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014e). I Figur 4.2 er de beregnede overskridelsesfaktorer for hvert stof illustreret ved et søjlediagram. Den røde linje angiver en overskridelse på 1. Stoffer, der giver en overskridelse større end denne værdi, vil i dette regneeksempel vurderes at udgøre en risiko for det fiktive vandløb.

På Figur 4.2 fremgår det, at MTBE og glykoler er de mest betydende stoffer i vurderingen af risikoen for autoreparationsværksteder. For begge stoffer er det den høje defaultkoncentration (50.000 µg/l) som er gældende for denne branche, der giver dette udslag.



FIGUR 4.2
 OVERSKRIDELSESFAKTORNEN VED AUTOREPARATIONSVÆRKSTEDER VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1. I EKSEMPELLET INDGÅR EN MEDIANMINIMUMSVANDFØRING PÅ 1 L/S OG EN INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR. DEFAULT AREALET FOR AUTOREPARATIONSVÆRKSTEDER ER 78,5 M²

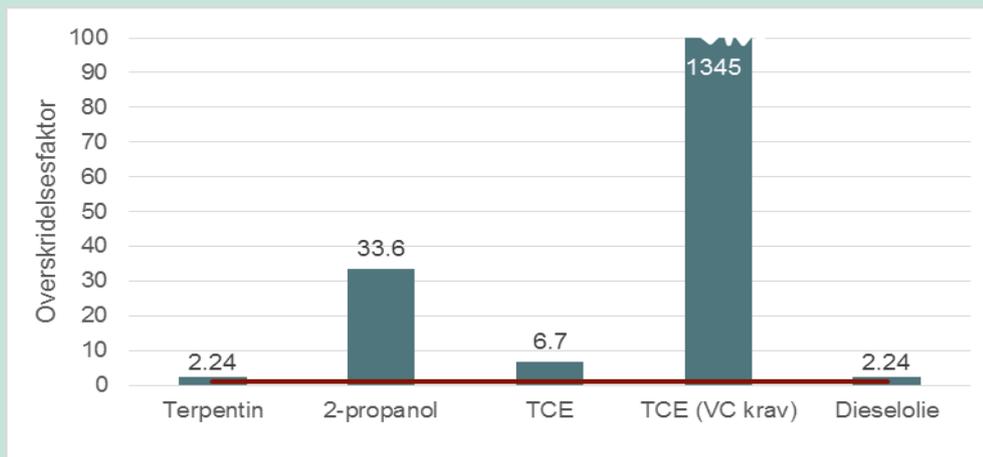
Baseret på erfaringsopsamling for autoværksteder, undersøges der sjældent for glykoler på autoreparationsværksteder og det samme gælder for MTBE, der kun undersøges for, såfremt der har været benzintanke efter 1985 (VMR, 2015a). Hvis disse to stoffer på baggrund af historik ikke medtages i den bearbejdede screening, vil det således have stor indflydelse på overskridelsesfaktoren for lokaliteter med autoværksteder. Læs mere om den detaljerede analyse i Bilag B, afsnit B.2.1.1.

4.1.1.2 Brancherne maskinindustri og autolakering

For brancherne maskinindustri og autolakering er chlorerede opløsningsmidler de mest betydende stoffer. Specielt ved anvendelse af kvalitetskravet for vinylchlorid (VC) på 0,05 µg/l, hvor overskridelsesfaktoren er større end for de øvrige tilknyttede stoffer. Det andet mest betydende stof for begge brancher er opløsningsmidlet 2-propanol, med en defaultkoncentration på 50.000 µg/l og et kvalitetskrav på 10 µg/l såfremt der ikke sammenlignes med kvalitetskravet for vinylchlorid (VC), men i stedet for det kvalitetskravet for det specifikke chlorerede stof.

I Figur 4.3 er indsat resultatet for maskinværksteder, mens en lignende figur for autolakering findes i Bilag B, afsnit B.2.1.3. Den røde linje angiver en overskridelse på 1. Stoffer, der giver en overskridelse større end denne værdi, vil i dette regneeksempel vurderes at udgøre en risiko for det fiktive vandløb. Se hele analysen i Bilag B, afsnit B.2.1.2 og B.2.1.3.

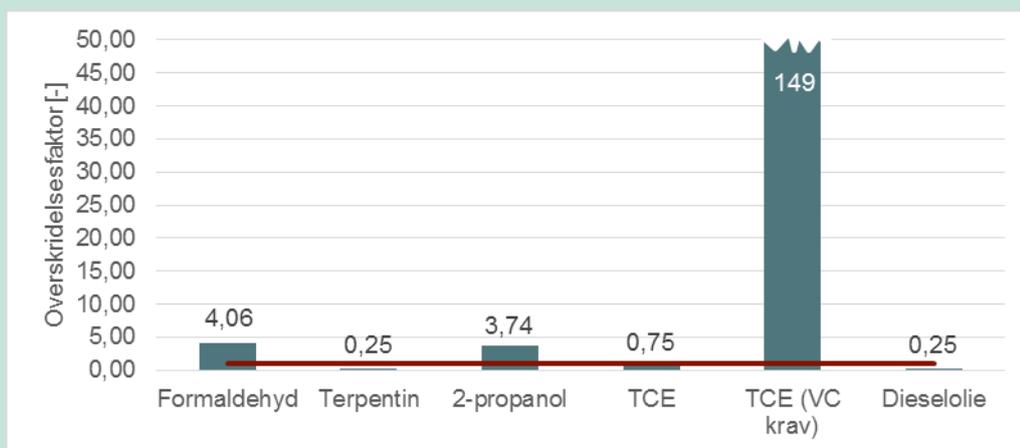
En erfaringsopsamling omkring autolakereri, udført af Region Sjælland, viser at der på langt de fleste autolakererier ikke blev fundet chlorerede opløsningsmidler (Region Sjælland, 2015). Erfaringsopsamlingen viser desuden, at der kun blev fundet grundvandstruende forurening på en lille andel af autolakererierne, som er undersøgt. På baggrund af dette, er det i Region Sjælland besluttet, at autolakererier prioriteres i kategorien "øvrige brancher", der får en lavere prioritering i forhold til undersøgelse, medmindre historikken tyder på, at der er tale om et ældre lakereri eller der er anmærkninger i tilsynsnotaterne for lokaliteten (Region Sjælland, 2015).



FIGUR 4.3
 OVERSKRIDELSESFAKTOREN VED MASKINVÆRKSTEDER VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1. I EKSEMPELET INDGÅR EN MEDIANMINIMUMSVANDFØRING PÅ 1 L/S OG EN INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR. DEFAULT AREALET FOR BRANCHEN ER 707 M²

4.1.1.3 Branchen overfladebehandling af metal og aktiviteten maling og lakering af metal

Branchen, overfladebehandling af metal og aktiviteten maling og lakering af metal, har også chlorede opløsningsmidler tilknyttet, hvilket giver udslag i den største overskridelse ligesom ved maskinindustri og autolakering. Stoffet formaldehyd er tilknyttet denne branche og aktivitet, hvilket med en defaultkoncentration på 50.000 µg/l og et kvalitetskrav på 9,2 µg/l, giver en højere overskridelse end 2-propanol. I Figur 4.4 er vist resultater for overfladebehandling af metal, mens en lignende figur for den anden aktivitet findes i Bilag B, afsnit B.2.1.5. Den røde linje angiver en overskridelse på 1. Stoffer, der giver en overskridelse større end denne værdi, vil i dette regneeksempel vurderes at udgøre en risiko for det fiktive vandløb. Se hele analysen i Bilag B, afsnit B.2.1.4 og B.2.1.5.

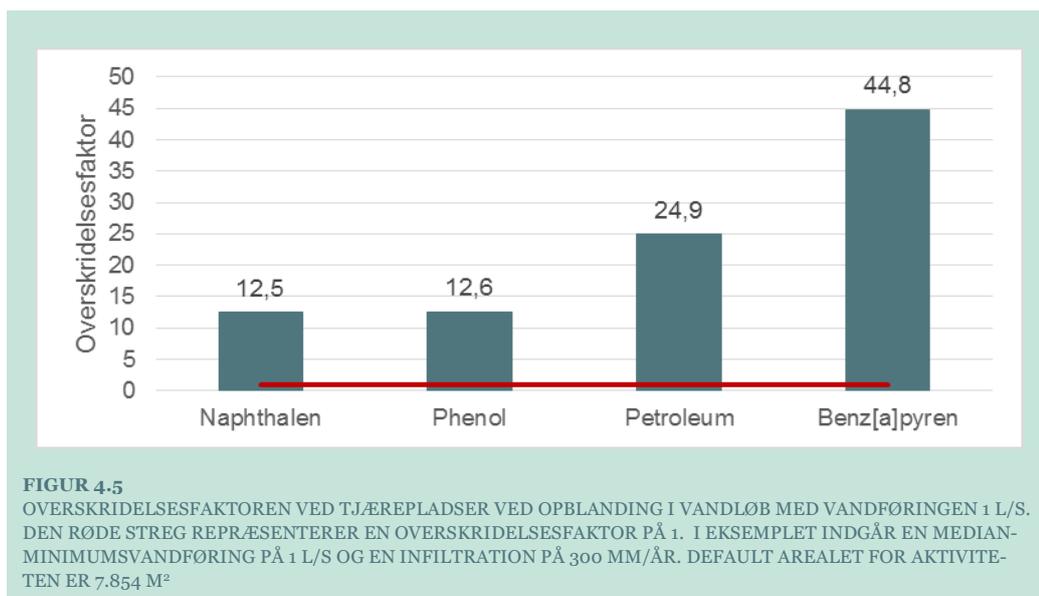


FIGUR 4.4
 OVERSKRIDELSESFAKTOREN VED OVERFLADEBEHANDLING AF METAL VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1. I EKSEMPELET INDGÅR EN MEDIANMINIMUMSVANDFØRING PÅ 1 L/S OG EN INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR. DEFAULT AREALET FOR BRANCHEN ER 78,5 M²

Erfaringsmæssigt undersøges der sjældent for formaldehyd på lokaliteter med branchen overfladebehandling af metal, hvilket sandsynligvis hænger sammen med, at dette ikke anbefales i branchebeskrivelsen for metalforarbejdende virksomheder (VMR, 1997). Derfor vurderes de forskellige stoffers påvirkning på overskridelsesfaktoren på lokaliteter med overfladebehandling af metal at kunne sidestilles med maskinindustri og autolakering.

4.1.1.4 Aktiviteten tjæring af fiskegarn, tjærepladser

Ved aktiviteten, tjæring af fiskegarn/fiskegarn, tjærepladser, giver stoffet benz[a]pyren den største beregnede overskridelsesfaktor (se Figur 4.5). Den røde linje angiver en overskridelse på 1. Stoffer, der giver en overskridelse større end denne værdi, vil i dette regneeksempel vurderes at udgøre en risiko for det fiktive vandløb.



Benz[a]pyren har en defaultkoncentration på 30 µg/l og et kvalitetskrav på 0,05 µg/l. Stoffet benz[a]pyren har et lavt afstandskriterium på 10 m, hvilket betyder, at en lokalitet skal ligge tæt på overfladevand, før der beregnes en overskridelse i forhold til dette stof. Dette kunne eksempelvis være tilfældet på tjærepladser, da de typisk ligger direkte op mod overfladevandsrecipienten.

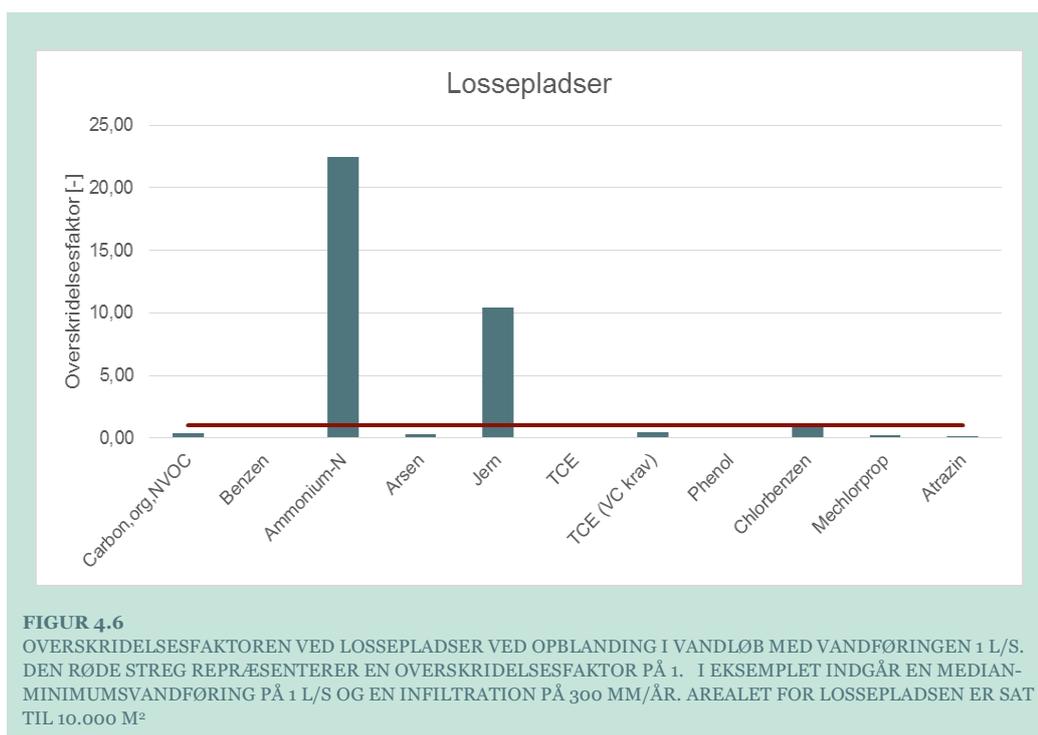
De øvrige stoffer tilknyttet aktiviteten, er de flygtige komponenter naphthalen, phenol og petroleum. Tjæring af garn ophørte for mere end 60 år siden, hvormed andelen af flygtige komponenter forventes at være væsentlig reduceret (fordampet, nedbrudt mv.). Forureningsundersøgelser på tjærepladser har derfor typisk udelukkende omfattet jordprøver, hvorfor erfaringer omkring koncentrationsniveauerne i vandfasen på denne type lokalitet er meget begrænset på nuværende tidspunkt. Se hele analysen i Bilag B, afsnit B.2.1.6.

4.1.1.5 Lossepladser

Lossepladser er medtaget i screeningsværktøjet som en selvstændig branche/aktivitet. Der er koblet 10 stoffer på disse lokaliteter, som dækker lossepladsperskolat, miljøfremmede mobile stoffer og metaller. Udregningen af forureningsfluxen fra lossepladser inkluderer et estimat af kildearealet for de forskellige stoffer ud fra 20 % af det kortlagte areal af lossepladsen for perskolat og de miljøfremmede stoffer samt hele det kortlagte areal for metallerne (Miljøstyrelsen, 2014f).

I en analyse på et fiktivt lossepladsareal på 10.000 m², er det fundet, at det er de to perskolatstoffer ammonium-N og jern, som værende de mest betydende i forhold til overskridelsesfaktoren (se Figur 4.6). Den røde linje angiver en overskridelse på 1. Stoffer, der giver en overskridelse større end denne værdi, vil i dette regneeksempel vurderes at udgøre en risiko for det fiktive vandløb.

Samtidig viser analysen, at de miljøfremmede mobile stoffer og metaller kun har en minimal betydning i forhold til påvirkningen af nærliggende overfladevand.



Det er dog vigtigt at bemærke, at anvendelsen af 20 % af arealet til beregning af fluxen kun gælder for defaultstofferne, som er koblet på lossepladser. For stoffer, der har været årsag til en V2-kortlægning på en losseplads, anvendes det samlede areal samt defaultkoncentrationen, som anvendes på de "traditionelle punktkilder". Se hele analysen i Bilag B, afsnit B.2.1.7.

4.1.2 Arealet i forureningsfluxen

Analysen er delt i to forholdsvis lokaliteter med en V1-kortlægning og lokaliteter med en V2-kortlægning. Dette skyldes, at grundlaget for, hvilket areal, der indgår i forureningsfluxen er forskellig for de to typer kortlægninger. Nedenfor er der en kort opsummering af analysen, men den fulde analyse findes i Miljøstyrelsen, 2015c.

4.1.2.1 V1-kortlagte lokaliteter

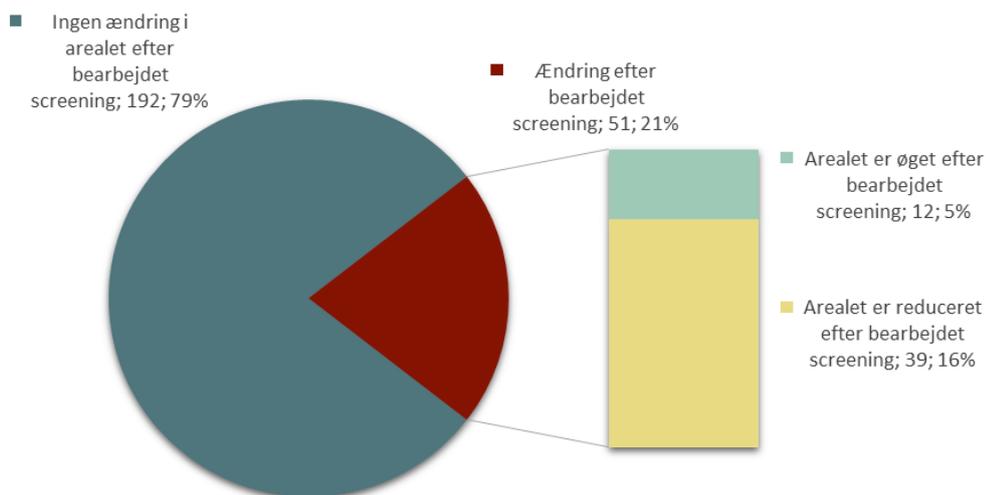
Defaultarealer på lokaliteter med en V1 kortlægning er tildelt på baggrund af de brancher og aktiviteter, der har været på lokaliteten. Defaultarealerne er 7 m² for en lille forurening (f.eks. benzin- og olietanke), 79 m² for en mellem forurening (f.eks. autoværksteder), 709 m² for en stor forurening (f.eks. maskinindustri) og 7854 m² for en meget stor forurening som f.eks. en tjæreplads (Miljøstyrelsen, 2014b). Erfaringer omkring ændringer af areal på V1-kortlagte lokaliteter i udførte bearbejdede screeninger er på nuværende tidspunkt begrænset (Miljøstyrelsen, 2015c).

På de lokaliteter med en V1-kortlægning, hvor arealet er reduceret, er der tale om lokaliteter med det største tildelte defaultareal på 7845 m². Det drejer sig bl.a. om brancher/aktiviteter inden for tjærepladser og fiskeri, hvor en historisk redegørelse sandsynligvis har givet mere konkret viden om kilderne på lokaliteten, herunder, hvor der er foregået tjæring af garn og hvor store tørrepladser har været. Et øget areal ses ofte på lokaliteter, som tidligere har fået tildelt det mindste defaultareal 7 m² med aktiviteter vedrørende benzin- og olieoplag (tanke mv.). Arealet er i forbindelse med de bearbejdede screeninger øget op til mellem 100 og 3.000 m², hvilket kan skyldes, at der ofte er mere end en olie- eller benzintank på en industrilokalitet, hvilket ikke fremgår af aktivitetsangivelsen i regionernes database. På baggrund af Miljøstyrelsen, 2015c, er defaultarealet efterfølgende øget til

79 m², hvilket vurderes mere dækkende i forhold til vurdering af forureningsfluxen på lokaliteter, som er kortlagt på grund af tanke

4.1.2.2 V2-kortlagte lokaliteter

På lokaliteter med en V2 kortlægning er der anvendt det faktiske areal af de(n) kortlagte polygon(er). Ud af de 243 bearbejdede screeninger, der er udført på V2 kortlagte lokaliteter medio 2015, er arealet blevet ændret på 51, hvilket svarer til hver 5. lokalitet. På Figur 4.7 ses fordeling af lokaliteter, hvor arealet er øget eller reduceret i de bearbejdede screeninger. På de V2-lokaliteter, hvor arealet er øget, er dette typisk sket med en faktor 1,5 - 4. Der er dog to lokaliteter, hvor arealet er øget med henholdsvis en faktor 10 og 20 (Miljøstyrelsen, 2015c).



FIGUR 4.7
ANDEL AF LOKALITETER, HVOR AREALET ER ÆNDRET VED EN BEARBEJDET SCREENING. DATAGRUNDLAGET UDGØRES AF 243 LOKALITETER KORTLAGT PÅ V2, HVOR DER ER GENNEMFØRT EN BEARBEJDET SCREENING (MILJØSTYRELSEN, 2015C)

På over halvdelen af de lokaliteter, hvor arealet er blevet mindre, er det sket med en reduktion på mere end 80 % af det kortlagte areal. Dette kan hænge sammen med, at det er summen af de V2 kortlagte arealer, der anvendes, såfremt der er flere V2-polygoner på lokaliteten. Ved en bearbejdet screening er det muligt at differentiere mellem, hvilke og hvor mange polygoner, der skal indgå i arealet til beregning af forureningsfluxen. Det er typisk store kortlagte arealer på mere end 1000 m², hvor der sker en reduktion i arealet efter en bearbejdet screening (Miljøstyrelsen, 2015c).

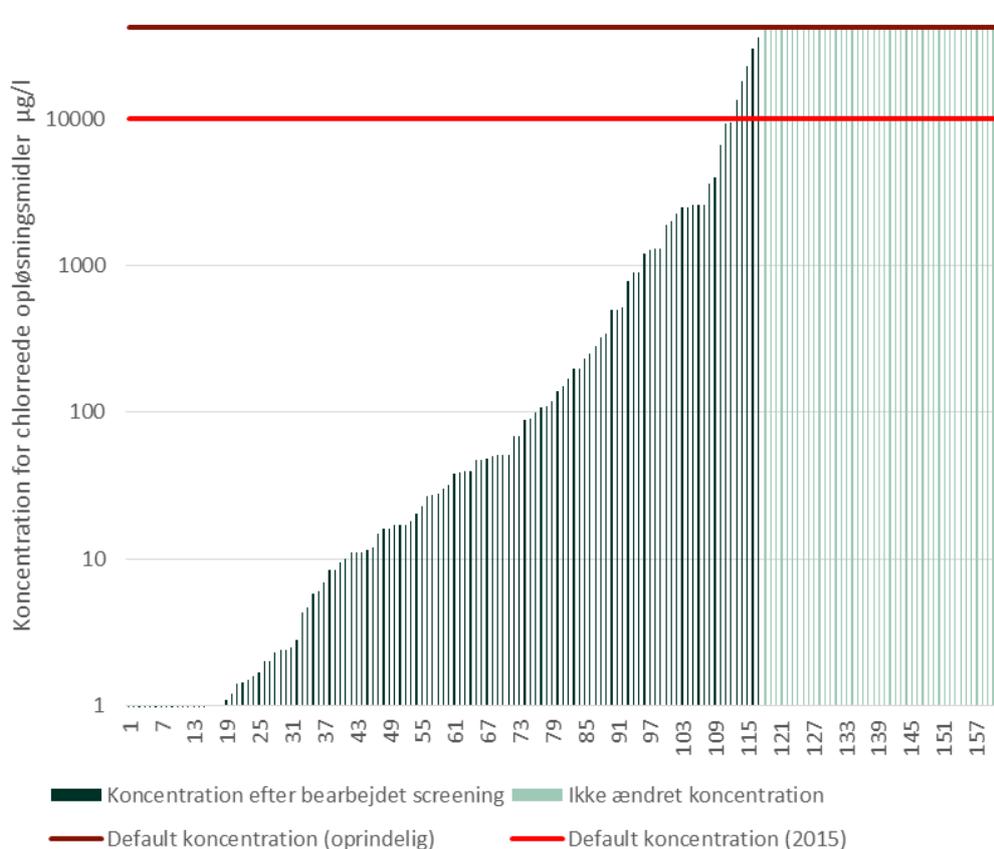
4.1.3 Koncentrationen i forureningsfluxen

Grundlaget for at ændre på koncentrationen, som indgår i forureningsfluxen, er størst når der er gennemført en undersøgelse på lokaliteten. Det vil derfor kun i få tilfælde være muligt på lokaliteter, som er kortlagt på V1 på baggrund af historiske oplysninger. Derfor er der i denne del af analysen taget udgangspunkt i de lokaliteter, som er kortlagt på V2. På mere end halvdelen af de lokaliteter, hvor der er gennemført en bearbejdet screening, er der sket en eller flere ændringer af defaultkoncentrationerne. Dette afsnit omhandler kun de chlorerede opløsningsmidler, som er et uddrag af den fulde analyse, som kan ses Miljøstyrelsen, 2015c, der også indeholder tendenser for de øvrige stoffer.

I screeningsværktøjet er det chlorerede opløsningsmidler, der meget ofte er årsagen til, at lokaliteterne udgør en potentiel risiko for overfladevand. I forbindelse med ca. hver fjerde bearbejdede screening med chlorerede opløsningsmidler, er der ikke foretaget en ændring i den tidligere defaultkoncentration på de 42.000 µg/l, hvilket i nogle tilfælde kan skyldes, at der kun foreligger poreluftskoncentrationer, som ikke vurderes at være retvisende for forureningen i forhold til overfladevand. Det vil sige, at i 3 ud af 4 bearbejdede screeninger, hvor der er chlorerede opløsningsmidler, sker der en eller flere ændringer i koncentrationen for de chlorerede stoffer (Miljøstyrelsen,

2015c). Defaultkoncentrationen er efterfølgende blevet ændret til 10.000 µg/l på baggrund af analysen i Miljøstyrelsen, 2015c.

For de chlorerede opløsningsmidler er der oftest ændret på koncentrationen for moderprodukterne (TCE og PCE) samt samlebetegnelsen "Chlorerede opløsningsmidler". Defaultkoncentrationen på de oprindelige 42.000 µg/l blev reduceret i de fleste tilfælde. Kun på én enkelt lokalitet er koncentrationen for TCE øget i forhold til defaultværdien på 42.000 µg/l til 52.000 µg/l, ligesom koncentrationen for dichlorethan (DCE) på to lokaliteter er øget fra defaultværdien på 100 µg/l til henholdsvis 780 og 23.000 µg/l. Det vil sige, at i 97 % af de bearbejdede screeninger, hvor koncentrationen ændres for chlorerede opløsningsmidler, er der tale om en reduktion af koncentrationen i forhold til den oprindelige koncentration på 42.000 µg/l, som efterfølgende er reduceret til 10.000 µg/l. Figur 4.8 viser, hvilken koncentration, som regionerne har indsat for moderprodukterne TCE og PCE samt samlebetegnelsen "Chlorerede opløsningsmidler" efter en bearbejdet screening (Miljøstyrelsen, 2015c). I figuren indgår både den defaultkoncentration for de chlorerede opløsningsmidler, der blev anvendt i forbindelse med udvikling af screeningsværktøjet og den defaultkoncentration, som der blev ændret til på baggrund af analysen i Miljøstyrelsen, 2015c.



FIGUR 4.8
FORDELING AF DEN VURDEREDE KONCENTRATION FOR TCE, PCE OG "CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER" EFTER EN BEARBEJDET SCREENING I FORHOLD TIL DEN OPRINDELIGE OG DE REVURDEREDE DEFAULTKONCENTRATIONER. DATAGRUNDLAGET UDGØRES AF 162 ÆNDREREDE KONCENTRATIONER (MILJØSTYRELSEN, 2015C). BEMÆRK LOGARITMISK Y-AKSE.

Analysen viser, jf. Figur 4.8, at ca. 65 % af koncentrationerne ligger under 1.000 µg/l med en medianværdi på 160 µg/l efter en bearbejdet screening. Hvis der udelukkende medtages dem, hvor der er sket en ændring i koncentrationen ligger 80 % af koncentrationerne under 1000 µg/l. Der kan således være en tendens til, at koncentrationen for modelstoffet TCE oprindeligt var for høj, hvilket betød, at der i langt de fleste tilfælde skete en overestimering af risikoen for lokaliteter med chlorerede opløsningsmidler, som ligger inden for kritisk afstand til nærliggende overfladevand (Miljøsty-

relsen, 2015c). Defaultkoncentrationen er derfor, som tidligere nævnt, blevet reduceret til 10.000 µg/l på baggrund af analysen i Miljøstyrelsen, 2015c.

I forbindelse med den bearbejdede screening er der mulighed for at sammenligne den opblandede koncentration med det specifikke kvalitetskrav for chlorerede opløsningsmidler i stedet for vinylchlorid (VC), som er defineret som default. Dette er dog kun sket i få tilfælde, hvilket sandsynligvis skyldes, at der ikke er tilstrækkelig information om nedbrydningsforholdene ved overgangen til overfladevandet, som er årsagen til, at der, som en konservativ antagelse, sammenlignes med det noget mere skærpede krav for vinylchlorid (VC) i stedet for moderprodukterne (Miljøstyrelsen, 2015c).

4.2 Opblanding i vandløb

Den opblandede forureningskoncentration i vandløb, $C_{opblandet}$, beregnes på baggrund af forureningsfluxen fra lokaliteten, $J_{lokalitet}$, og medianminimumsvandføringen i vandløbet, $Q_{medianminimum}$, se Ligning 3 (Miljøstyrelsen, 2014d).

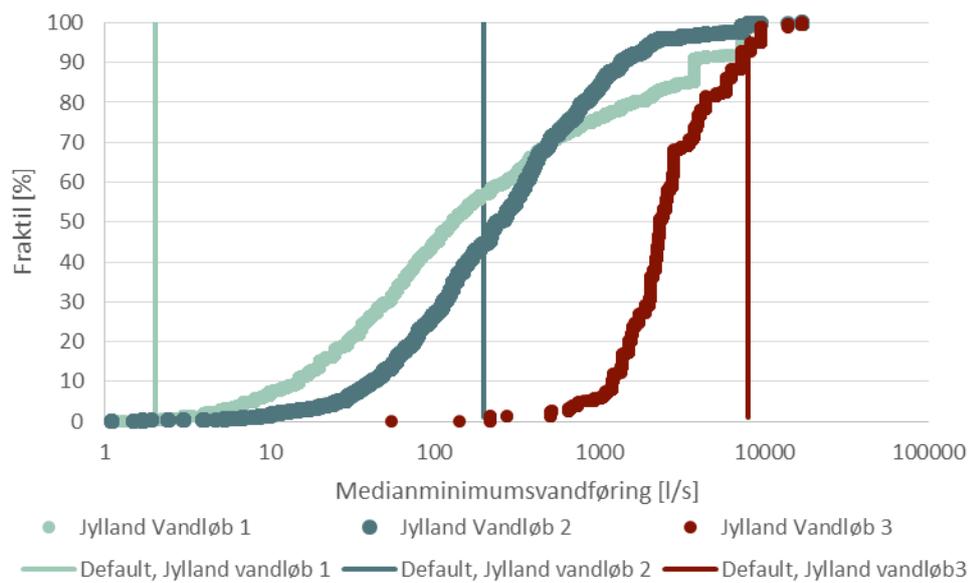
$$C_{opblandet} = \frac{J_{lokalitet}}{Q_{medianminimum}} \quad \text{LIGNING 3}$$

Variationen i de indsamlede medianminimumsvandføringer i vandløb i Jylland samt på Sjælland, Fyn og øvrige øer er undersøgt.

4.2.1 Medianminimumsvandføringer i screeningsværktøjet

I screeningsværktøjet er hver vandløbsstrækning tilknyttet en medianminimumsvandføring. Alle vandløbsstrækninger, hvor det ikke har været muligt at indsamle en værdi for medianminimumsvandføringen, er tildelt en defaultværdi afhængig af vandløbstype og landsdel, se afsnit 3.1.3 i Tabel 3.2.

I Figur 4.9 og Figur 4.10 ses defaultværdier og fraktildiagrammer over medianminimumsvandføringer i de to datasæt for hhv. Jylland samt Sjælland, Fyn og øvrige øer. Denne del af analysen tager udgangspunkt i de oprindelige defaultværdier, som blev vedtaget i forbindelse med udviklingen af værktøjet (Miljøstyrelsen, 2014e), men som i ultimo 2015 er blevet ændret. Derfor vil der til slut i analysen være en opsamling i forhold til de nye defaultværdier. Andelen af vandløbsstrækninger med indsamlede medianminimumsvandføringer relativt til defaultværdierne er beskrevet i Bilag B afsnit B.3.



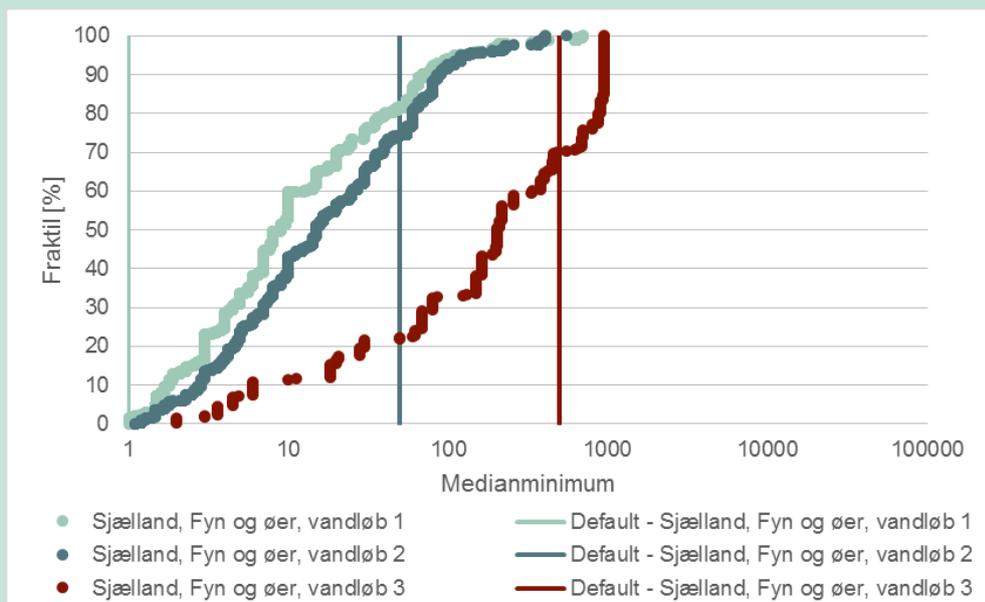
FIGUR 4.9
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG OPRINDELIGE DEFAULTVÆRDIER I JYLLAND. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 23200, 18000 OG 2700 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

For vandløb i Jylland varierer de indsamlede data for medianminimumsvandføringen inden for hver type vandløb. Den største variation ses i type 1 og 2 vandløb, hvor vandføringerne er fordelt i et spænd fra 1 l/s til 10.000 l/s. For type 3 har 98 % af vandløbene variationen fra 500 l/s og 17.000 l/s, se Figur 4.9.

På fraktildiagrammet i Figur 4.9, ses det, at den oprindelige defaultværdi for type 1 vandløb (2 l/s) svarer til 1 % fraktilen for de indsamlede data. 99 % af de indsamlede medianminimumsvandføringer er dermed højere end den oprindelige defaultværdi (2 l/s). Fortyndingen i vandløb med den oprindelige defaultværdi forventes derfor at være underestimeret, hvilket har ført til et overestimat af risikoen.

For type 2 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til 45 % fraktilen for de indsamlede medianminimumsvandføringer. Det betyder, at for 45 % af de vandløbsstrækninger, hvor den oprindelige defaultværdi anvendes, har der været tale om et overestimat af vandføringen og dermed et underestimat af risikoen. Det omvendte vil være tilfældet for de resterende 55 % af vandløbsstrækningerne. For type 3 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til en 90 % fraktil. Brug af denne defaultværdi har dermed ført til et overestimat af vandføringen, og et underestimat af risikoen på 90 % af vandløbsstrækningerne.

Betydningen af disse over- og underestimerer for overskridelsesfaktoren undersøges nærmere i afsnit 4.2.2.



FIGUR 4.10
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG OPRINDELIGE DEFAULTVÆRDIER I SJÆLLAND, FYN OG ØER. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 3700, 3100 OG 300 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

For vandløb på Sjælland, Fyn og øvrige øer varierer de indsamlede data for medianminimumsvandføringen på tilsvarende måde som for Jyllands-datasættet inden for hver type. Der ses her igen en stor variation i alle tre vandløbstyper, se Figur 4.10. Type 1 varierer fra 1 l/s til 700 l/s, type 2 varierer fra 1 l/s til 550 l/s og type 3 varierer fra 2 l/s til 950 l/s.

For datasættet for Sjælland, Fyn og øvrige øer fremgår det, at den oprindelige defaultværdi for type 1 vandløb (1 l/s) svarer til 1 % fraktilen af de indsamlede medianminimumsvandføringer. Brug af denne defaultværdi har dermed ført til et underestimat af vandføringen og dermed et overestimat af risikoen i 99 % af type 1 vandløb på Sjælland, Fyn og de øvrige øer, hvor der har været anvendt den oprindelige defaultværdi.

For type 2 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til 75 % fraktilen for de indsamlede medianminimumsvandføringer. Det betyder at, der for omkring 75 % af vandløbsstrækningerne tilknyttet denne defaultværdi, kan have været tale om et overestimat af vandføringen og dermed et underestimat af risikoen. For type 3 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til en 70 % fraktil af de indsamlede medianminimumsvandføringer. Vandføringen kan derved have været overstimeret og risikoen underestimeret på 70 % af vandløbsstrækningerne, hvor denne defaultværdi er anvendt.

4.2.2 Betydning af anvendte defaultvandføringer

Der er gennemført en analyse af konsekvensen ved at benytte de oprindelige defaultværdier i stedet for indsamlede værdier for medianminimumsvandføringen. For at kunne have et sammenligningsgrundlag er analysen udelukkende baseret på lokaliteter i nærheden af vandløb med en indsamlet værdi (Miljøstyrelsen, 2015c).

For lokaliteter tilknyttet type 1 vandløb, har brugen af den oprindelige defaultværdi for vandføringen i stedet for indsamlede værdier for medianminimumsvandføringen, ført til en overestimering af risikoen, som også er beskrevet i afsnit 4.2.1. Samlet set betyder det, at antallet af lokaliteter i f.eks. Jylland, som udgør en potentiel risiko i forhold til type 1 vandløb, ville kunne reduceres med ca. 27 % ved at anvende en indsamlet værdi i stedet for den oprindelige defaultværdi. Det samme gælder

type 1 vandløb på Sjælland, Fyn og de øvrige øer, hvor antallet forventes at kunne være reduceret med ca. 20 %.

Den oprindelige defaultværdi for type 2 vandløb svarer til 45 % fraktilen af de indsamlede værdier i Jylland, mens det for Sjælland, Fyn og øerne svarer til en 80 % fraktil (Figur 4.9 og Figur 4.10). Ifølge Miljøstyrelsen, 2015c, er det dog kun ca. 4 % af lokaliteterne, hvor screeningsresultatet ville ændres ved anvendelse af de oprindelige defaultværdier frem for indsamlede værdier i Jylland og kun ca. 5 % af lokaliteterne forventes have en øget risiko ved at anvende en indsamlet værdi for vandløb på Sjælland, Fyn og øerne frem for den oprindelige defaultværdi.

For type 3 vandløb i Jylland er den oprindelige defaultværdi højere end 90 % for de vandløb med indsamlede medianminimumsvandføringer, mens fraktilen ligger på 70 % for Sjælland, Fyn og øerne (Figur 4.9 og Figur 4.10), hvorfor det som tidligere nævnt forventes, at risikoen har været underestimeret ved at bruge den oprindelige defaultværdi. Miljøstyrelsen, 2015c, viser dog, at konsekvensen er minimal, da det kun ville have påvirket ca. 4 % af lokaliteterne i Jylland og 8 % af lokaliteterne i Sjælland, Fyn og øerne, som ligger i nærheden af type 3 vandløbene. Da antallet af lokaliteter, som ligger i nærheden af de store vandløb med defaultvandføring ikke er så stort, vurderes det, at der er tale om ca. 20-25 lokaliteter med øget risiko ved brug af medianminimumsvandføring i stedet for den oprindelige defaultværdi.

Den største effekt på antallet af lokaliteter, der vurderes at udgøre en risiko, ses ved type 1 vandløb, både i Jylland samt Sjælland, Fyn og de øvrige øer. Det vurderes derfor, at det er ved disse vandløbstyper, at sagsbehandleren skal være særlig opmærksom på, om der findes en mere passende værdi end den tildelte defaultværdi. Læs mere om muligheden for at finde supplerende data i afsnit 3.3.1.

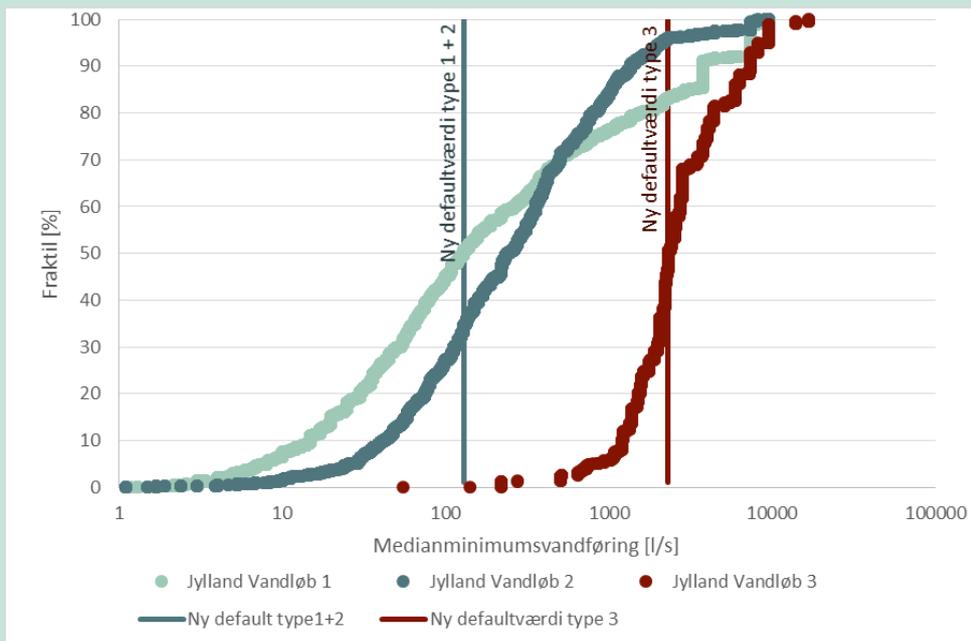
4.2.3 Opdaterede defaultværdier for medianminimumsvandføringer

På baggrund af ovenstående analyse samt notat udarbejdet af Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2015c) er default medianminimumsværdierne for vandløb blevet ændret i screeningsværktøjet som beskrevet i Tabel 4.1.

	Eksisterende defaultværdi		Anbefaling til revideret defaultværdi	
	[l/s]	Fraktil	[l/s]	Fraktil
Jylland				
Type 1	2	2 %	130	50 %
Type 2	200	55 %		38 %
Type 3	8.000	90 %	2.300	46 %
Sjælland, Fyn og øerne				
Type 1	1	1 %	10	50 %
Type 2	50	75 %		40 %
Type 3	500	70 %	200	46 %

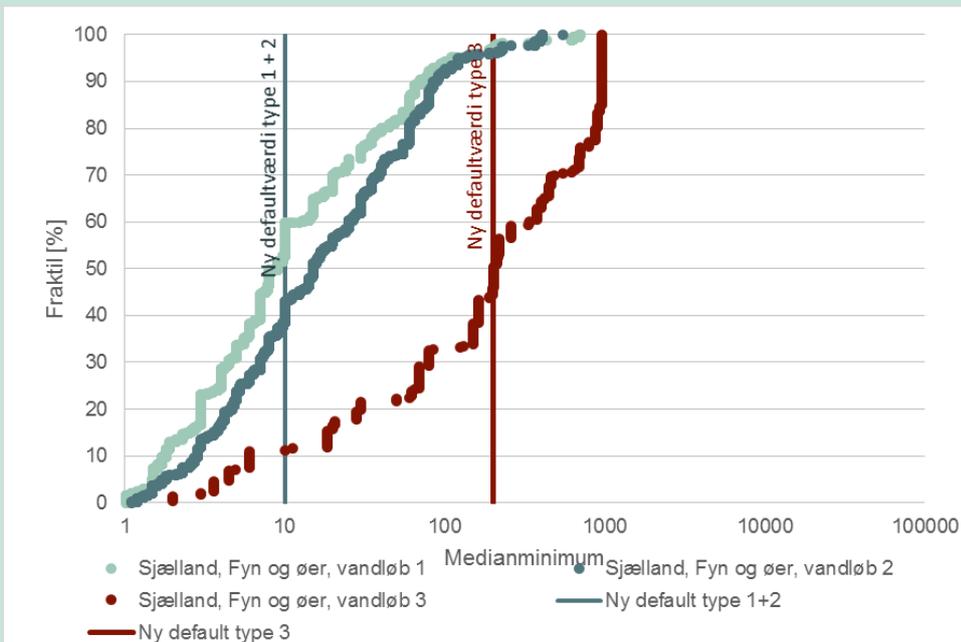
TABEL 4.1 DE OPRINDELIGE OG NYE DEFAULTVÆRDIER FOR MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGEN I SCREENINGSVÆRKTØJET

I Figur 4.11 ses de nye defaultværdier for medianminimumsvandføringer afbilledet med de indsamlede medianminimumsvandføringer for Jylland i hhv. type 1, 2 og 3 vandløb. På figuren ses det, at de nye defaultværdier for type 1 og 2 vandløb svarer til hhv. en 50 % og en 38 % fraktil for de indsamlede data. Den nye defaultværdi for medianminimumsvandføringen for type 3 vandløb svarer til 46 % fraktilen. Der er altså i højere grad tale om middelværdier i forhold til de faktiske indsamlede værdier.



FIGUR 4.11
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG NYE DEFAULTVÆRDIER I JYLLAND. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 23200, 18000 OG 2700 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

I Figur 4.12 ses de nye defaultværdier for hhv. type 1 og 2 samt type 3 vandløb afbilledet med de indsamlede medianminimumsvandføringer for Sjælland, Fyn og de øvrige øer. Defaultværdien for type 1 og type 2 vandløb (10 l/s) svarer til hhv. 50 % og 40 % fraktilen for de indsamlede data. Defaultværdien for type 3 svarer til 46 % fraktilen. Defaultværdierne er derved, ligesom for Jylland, valgt så de repræsenterer en mere retvisende middelværdi for de forskellige vandløbstyper.



FIGUR 4.12
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG DEFAULTVÆRDIER I SJÆLLAND, FYN OG ØER. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 3700, 3100 OG 300 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

4.3 Fortyndning i fjorde og ved kyster

Fortyndningen i fjorde og ved kyster er, som beskrevet i afsnit 3.2.2, angivet ved en modelleret fortyndingsfaktor. De modellerede fortyndingsfaktorer er samlet i et GIS-tema, og variationen i de modellerede fortyndinger er beskrevet i dette afsnit.

Den opblandede koncentration regnes ved Ligning 4, og fortyndingen er således lineært korreleret til forureningsfluxen (Miljøstyrelsen, 2014e). $C_{opblandet}$ er den opblandede koncentration, A er kildens areal, I er infiltrationen, $C_{lokalitet}$ er kildekonsentrationen og S_0 er fortyndingsfaktoren.

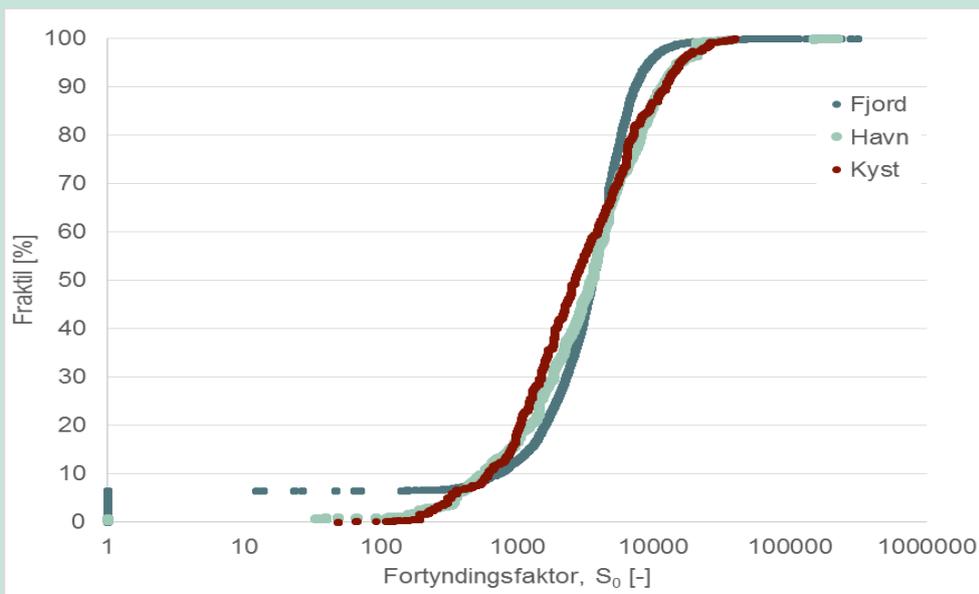
$$C_{opblandet} = \frac{A \cdot I \cdot C_{Lokalitet}}{S_0 \cdot 0,1 \frac{l}{s}} \quad \text{LIGNING 4}$$

I fraktildiagrammer i Figur 4.13 ses variationen i fortyndingsfaktorer for kyster, fjorde og havne. For havne og fjorde er der anvendt hhv. 0,5 % og 6,4 % som defaultværdier. I fjorde repræsenterer den beregnede 5 % frakti i nogle tilfælde, at fjorden i dette punkt er udtørret. For eksempel kan variation i vandstanden føre til udtørring af lavvandede områder (Miljøstyrelsen, 2015b). I disse tilfælde er fortyndingsfaktoren i realiteten lig nul, da det svarer til, at der ingen fortynding sker det pågældende sted. Da screeningsværktøjet ikke kan anvende en nulværdi i beregningen af den opblandede koncentration, er der her tildelt en defaultværdi på 1, se afsnit 3.2.2. Fortyndingsfaktoren varierer for kyster mellem 48 og 40.000, for havne ligger variationen mellem 34 og 220.000, mens fjorde har den største variation på mellem 12 og 310.000, se Tabel 4.2.

TABEL 4.2
ANDELEN AF DEFAULTVÆRDIER I SCREENINGSVÆRKTØJET FOR KYSTER, HAVNE G FJORDE.

	Andel default	Min fortynding	Max fortynding
Kyst	0 %	48	40.000
Havn	0,5 %	34	220.000
Fjord	6,4 %	12	310.000

Nærværende analyse kan være en hjælp til at sammenligne en given værdi for fortyndingen fra et givent screeningsresultat med fordelingen vist i Figur 4.13. Hermed kan man få en idé om der er tale om en høj eller en lav fortynding, når man sidder med en bearbejdet screening.



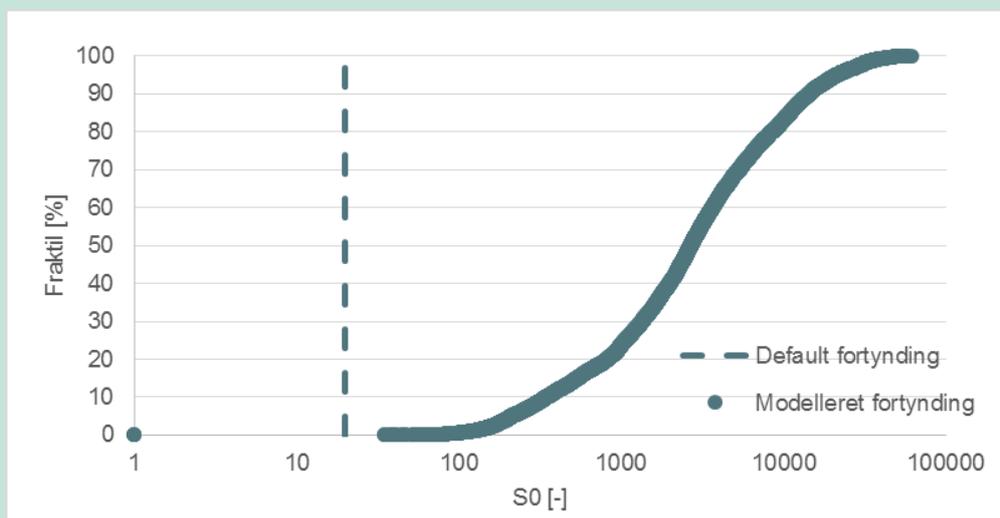
FIGUR 4.13
FRAKTILDIAGRAM FOR FORTYNDING I FJORD, HAVN OG KYST (MILJØSTYRELSEN, 2015)

4.4 Fortyndning og ophobning i søer

I søer er den opblandede koncentration både afhængig af selve fortyndingsfaktoren S_0 og ophobningen af forurenende stof i søen (Miljøstyrelsen, 2015b). Dette er beskrevet ved Ligning 5, hvor $C_{\text{lokalitet}}$ er den opblandede koncentration, $J_{\text{lokalitet}}$ er forureningsfluxen fra lokaliteten, S_0 er fortyndingsfaktoren og Q_{s0} er tilstrømningen til søen fra det øvrige opland (Miljøstyrelsen, 2014e).

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{S_0 * 0,1 \text{ l/s}} + \frac{J_{\text{lokalitet}}}{Q_{s0}} \quad \text{LIGNING 5}$$

For 80 % af søerne er defaultværdien for fortyndingsfaktoren på 20 anvendt, da en modelleret fortyndingsfaktor udelukkende er tilgængelig for 140 af de ca. 660 målsatte søer (Miljøstyrelsen, 2014e). Fortyndingsfaktoren, S_0 , varierer mellem 1 og 60.000, se Figur 4.14. Defaultværdien er generelt lavere end de modellerede fortyndingsværdier, da man ønsker en konservativ vurdering for disse jf. Miljøstyrelsens screeningsprincipper (www.mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/). Det er dog primært de store søer, der er medtaget i modellen, hvorfor det kan forventes, at fortyndingen i de resterende søer er mindre, med en antaget mindre fortynding.



FIGUR 4.14
FRAKTIL DIAGRAM FOR FORTYNDINGEN UDEN OPHOBNING, S_0 . DE MODELLEREDE FORTYNDINGSVÆRDIER ER ANGIVET MED CIRKEL (FED LINIE) MENS DEFAULT FORTYNDINGEN ER ANGIVET MED EN STIBLET LINIE. BEMÆRK LOGARITMISK X-AKSE.

Tilstrømningen til søen, Q_{s0} , er angivet for mere end 100 af de målsatte 140 målsatte søer, hvor der findes en modelleret fortyndingsfaktor. For de øvrige søer, hvor tilstrømningen ikke er bestemt, er ophobningen ikke medtaget i beregningen af den opblandede koncentration. Tilstrømningen til søerne, Q_{s0} , varierer mellem 1 og 20.000 l/s.

En lille tilstrømning til en sø har størst indflydelse på den opblandede koncentration. Den største effekt af tilstrømningen ses ved søer med stor fortynding og lille tilstrømning. Ved en stor tilstrømning til en sø er denne mindre betydende for den opblandede koncentration end fortyndingsfaktoren. Forureningsfluxens størrelse har generelt stor indflydelse på den opblandede koncentration.

Resten af analysen i forhold til ophobning i søer ses i Bilag B, afsnit B.4.

4.5 Erfaringsopsamling på tidligere analyser og testkørsler

I forbindelse med udarbejdelsen af screeningsværktøjet for overfladevand blev der lavet testkørsler, hvor der blev set på konsekvenserne af forskellige scenarier (Miljøstyrelsen, 2014e). Dette er kort samlet i Tabel 4-3, mens i Bilag B, afsnit B.5.1 er en yderligere beskrivelse af resultaterne.

TABEL 4.3
OVERSIGT OVER TESTKØRSLER I FORBINDELSE MED UDVIKLINGEN AF SCREENINGSVÆRKTØJET (MILJØSTYRELSEN, 2014E)

Test	Resultat	Vurdering
Det generelle kvalitetskrav erstattes med korttidskriteriet for alle stoffer.	Vil give en væsentlig reduktion i antallet af lokaliteter, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening, svarende til 26 %.	Korttidskravene anvendes oftest kun i mere akutte situationer. Derfor screenes der som udgangspunkt i forhold til de generelle kvalitetskrav.
Det specifikke kvalitetskrav for de chlorerede stoffer bruges i stedet for kvalitetskravet for vinylchlorid (VC).	Vil give en reduktion på 11 % i antallet, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening.	Fastholder screening i forhold til kvalitetskrav for VC for at tage højde for mulig opsætning ved bl.a. overgangszonen til overfladevand, hvor der kan forekomme anaerobe forhold.
Reducering af kildearealet	Kan give en væsentlig ændring i forhold til antallet af lokaliteter, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening.	Det blev vurderet, at der skal en konkret vurdering til på de enkelte lokaliteter, hvorved der anvendes det fulde areal i den automatiske screening.
Reducering af infiltrationen	Giver kun en mindre reduktion i antallet af lokaliteter, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening.	Det blev vurderet, at der skal en konkret vurdering til på de enkelte lokaliteter, hvorved der anvendes det fulde infiltration i den automatiske screening.
Screening af V2-lokaliteter på aktiviteter og brancher	Giver markant flere lokaliteter, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening, svarende til en stigning på 45 %.	På grund af usikkerhed i forhold til data og forskellige i opdateringspraksis, screenes alle lokaliteter med en V2-kortlægning også med udgangspunkt i brancher og aktiviteter sammen med stoffer, som er årsag til kortlægningen.

Derudover blev der også i forbindelse med udvikling af screeningsværktøjet gennemført en sensitivitsanalyse på en avanceret formel, som blev udviklet til beregning af opblandingen i vandløb (Miljøstyrelsen, 2014d). På baggrund af sensitivitsanalysen, blev det besluttet at anvende en mere simpel formel, som også er beskrevet i afsnit 4.2. Derudover blev der foretaget en sensitivitsanalyse af de parametre, der indgår i den avancerede formel til beregning af den opblandede koncentration.

I Tabel 4.4 er resultatet af sensitivitsanalysen vist i en rangering af parametrene vigtighed i beregningen af den opblandede koncentration (Miljøstyrelsen, 2014d). I Bilag B, afsnit B.5.2 er der en nærmere beskrivelse af de to analyser.

TABEL 4.4
RANGERING AF DE 6 INPUT PARAMETRES BETYDNING FOR BEREGNINGEN AF DEN OPBLNADEDE KONCENTRATION, C_{MAX}

C_{max}	Rangering	Små vandløb	Mellemstore vandløb	Store vandløb
Følsomme parametre	1	Vandføring	Vandføring	Vandføring
	2	Forureningsflux	Forureningsflux	Forureningsflux
	3	Vandløbets dybde	Bundhældning	Forureningsfanens bredde
	4	Bundhældning	Forureningsfanens bredde	Bundhældning
Ikke følsomme parametre		Forureningsfanens bredde	Vandløbets dybde	Vandløbets dybde
		Vandløbets bredde	Vandløbets bredde	Vandløbets bredde

Vurderer brugeren, at vandløbets størrelse ligger inden for kategorierne små og mellemstore vandløb, se Tabel 3.2 i afsnit 3.2.1, er fejlen ved anvendelse af den simple fortyndingsformel lille, og der er derfor ikke behov for at indhente yderligere data.

I de tilfælde, hvor blandingszonen enten ophører før eller efter punktet, hvor der er fuldstændig opblanding i vandløbet (f.eks. større vandløb eller store fanebredder), bør den avancerede formel anvendes. Men som det fremgår af Tabel 4.4, så indgår der følsomme parametre, som kan være vanskelige at fremskaffe. Det drejer sig især om bredden af forureningsfanen, mens de resterende parametre vil kunne fremskaffes ved en fysisk opmåling af vandløbet.

5 Guide til vurdering af parametre

Dette afsnit indeholder en opsamling på rapportens arbejde med kortlægning af datatilgængelighed og -kvalitet for de parametre, som indgår i Miljøstyrelsens screeningsværktøj for potentielt overfladevandstruende forureninger. Det har sammen med en omfattende analyse og erfaringsopsamling resulteret i en guide, som kan anvendes i forbindelse med en bearbejdet screening.

Guiden indledes med et beslutningstræ, som kan anvendes uanset, hvor i processen brugeren er i forbindelse med den bearbejdede screening og uafhængigt af, hvilken kortlægningsstatus, der er på den enkelte lokalitet. På den måde kan beslutningstræet også anvendes af brugere med forskellig viden om screeningsværktøjet og erfaring i brugen heraf.

Nedenfor findes en læsevejledning, som kan anvendes i forbindelse med brugen af beslutningstræet og de tilhørende datablade. Vejledningen vil således fungere som en guide igennem de parametre, som kan justeres i forbindelse med en bearbejdet screening. Fra beslutningstræet er der link til de relevante datablade i forhold til de parametre, der er behandlet i de foregående afsnit. De vil give en kort opsummering af, hvad der er gældende for den enkelte parameter i forhold til datakvalitet og -tilgængelig, hvilke input fra parameteranalysen, der kan anvendes i forbindelse med vurderingen af parameteren samt hvorledes datagrundlaget kan forbedres.

5.1 Læsevejledning til beslutningstræ

Beslutningstræet er tænkt som en hjælp til brugeren, der skal udføre en bearbejdet screening og til at vurdere om de parametre, der er anvendt i den automatiske screening, er passende eller de skal justeres i forhold til mere lokalitetsspecifikke data. Beslutningstræet er bygget op som et flowdiagram, som er vist i afsnit 5.2. Læsevejledningen indeholder nedenstående trin, som svarer til flowet i beslutningstræet:

1. Vurdering af forureningsflux
2. Vurdering af overskridelsesfaktor ved bearbejdet screening på baggrund af forureningsflux
3. Vurdering af opblanding i overfladevand
4. Vurdering af overskridelsesfaktor ved bearbejdet screening på baggrund af overfladevand
5. Forbedring af data for overfladevand

Inden du går i gang med at se på, hvorvidt der skal justeres på parametrene i den bearbejdede screening, bør du gennemgå de geologiske og hydrogeologiske forhold omkring lokaliteten og det nærliggende overfladevand. Dette er især relevant for lokaliteter med en V2-kortlægning, hvor der er en vis sandsynlighed for at data er tilgængelige. Der skal bl.a. være hydraulisk kontakt mellem det grundvand, hvor der er konstateret forurening eller hvor der er mistanke om forurening (typisk terrænnært grundvand) og det nærliggende overfladevand. Derudover skal overfladevandet ligge nedstrøms lokaliteten i forhold til grundvandsstrømningen. I Miljøstyrelsen (2015a) er der en guide til, hvorledes disse forhold kan vurderes.

5.1.1 Vurdering af forureningsflux

Først anbefales det, at du vurderer forureningsfluxen fra lokaliteten og justerer denne på baggrund af historiske redegørelser for lokaliteter med en V1-kortlægning og resultater fra undersøgelsesrapporter for lokaliteter med en V2-kortlægning.

I nedenstående datablad er der oplysninger om datatilgængeligheden, kvaliteten, analyser og erfaringsintervaller for parametrene. Disse kan med fordel anvendes i vurderingen.

Datablad 1: Tilføje eller fjerne stof på branche/aktivitet (afsnit 5.3)

Datablad 2: Areal til beregning af forureningsfluxen (afsnit 5.4)

Datablad 3: Koncentration for stoffer (afsnit 5.5)

Datablad 4: Infiltration til beregning af forureningsfluxen (afsnit 5.6)

Såfremt du har styr på sin forureningsflux, kan du vælge at gå direkte videre til vurdering af fortynding/vandføring (se afsnit 0).

5.1.2 Vurdering af overskridelsesfaktor ved bearbejdet screening på baggrund af forureningsflux

Efter at have taget stilling til de parametre, som indgår i forureningsfluxen, anbefales det at oprette en kladde og justere de relevante parametre, hvorefter der foretages en ny screening. Den udregnede overskridelsesfaktor vil være afgørende for, hvorvidt det anbefales at gå videre til vurdering af parametrene i forhold til overfladevand. Overskridelsesfaktoren vurderes således:

- Lille overskridelsesfaktor** → gå videre til vurdering af vandføring/fortynding (se afsnit 0)
- Stor overskridelsesfaktor** → vandføring og fortynding vil kun have mindre betydning for screeningsresultatet og det vil sandsynligvis ikke kunne betale sig at gøre mere i forhold til forbedring af screeningsresultatet.
- Tvivel om data (f.eks. ved anvendte defaultværdier)** → gå videre til vurdering af din vandføring/fortynding (se afsnit 0)

Hvornår der er tale om en lille eller stor overskridelse afhænger i høj grad af en konkret vurdering for den enkelte lokalitet, hvilket betyder, at der ikke er en nøjagtigt værdi herfor. Vurderingen af, hvor lille eller hvor stor en overskridelsesfaktor skal være for at gå videre med en vurdering i forhold til overfladevandet, afhænger således af flere faktorer. Det kan være datakvaliteten for fluxen (historisk redegørelse, indledende eller omfattende undersøgelse mv.), som er beskrevet i afsnit 3.1 eller andre mere lokale forhold, som kan have indflydelse på risikovurderingen, herunder grundvandsstrømning, hydraulisk kontakt mm. I bl.a. Miljøstyrelsen, 2014ga og Miljøstyrelsen, 2015a kan du læse mere omkring konkrete risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af forurenede grundvand.

5.1.3 Vurdering af opblanding i overfladevand

Der vil i beslutningstræet være en indgang til vurdering af parametrene i forhold til vandløb (vandføring), søer (fortynding og ophobning) samt kyster, havne og fjorde (fortynding). Til hver overfladevandstype vil der være et datablad, som indeholder en beskrivelse af parameteren, betydning i forhold til defaultværdier, hvordan den kan vurderes samt beskrivelse af datatilgængelighed og -kvalitet. Eksempler på faktorer, der bør medtages i vurderingen af fortyndingen i forskellige typer overfladevand er beskrevet herunder:

Vandføring i vandløb:

- Vandføring (default eller målt/indsamlet)
- Type vandløb (1, 2 eller 3)
- Jylland eller Sjælland, Fyn og øvrige øer
- Overskridelsesfaktor

Fortynding i søer:

- Fortynding (default eller modelleret)
- Tilstrømning og ophobning, $Q_{sø}$
- Nærliggende fortyndinger
- Overskridelsesfaktor

Fortynding ved kyster, havne og i fjorde:

- Fortynding (default eller modelleret)
- Nærliggende fortyndinger
- Åben eller lukket havn
- Overskridelsesfaktor

Vurderingen kunne eksempelvis indeholde:

- Tages der højde for over- eller understimering ved anvendelse af defaultværdi for vandløb?
- Vurdering af aktuel medianminimumsvandføring/fortynding i forhold til de fraktildiagrammer, som er optegnet for de indsamlede/modellerede værdier.
- Vurdering af forholdet mellem flux, vandføring og overskridelsesfaktor samt betydningen heraf.
- Datatilgængelighed og -kvalitet - kan det betale sig at arbejde for at fremskaffe nye data?

Nedenstående datablade kan anvendes i forbindelse med vurdering af parametrene i forhold til overfladevand:

Datablad 5: Eksisterende vandløbsdata i screeningsværktøjet (afsnit 5.7)

Datablad 6: Eksisterende data for søer (afsnit 5.8)

Datablad 7: Eksisterende data for kyster, havne og fjorde (afsnit 685.9)

5.1.4 Vurdering af overskridelsesfaktor ved bearbejdet screening på baggrund af overfladevand

Når du har vurderet parametrene, som knytter sig til overfladevand, anbefales det, at der gennemføres endnu en bearbejdet screening i den oprettede kladde, såfremt du har justeret på nogle af parametrene i forhold til overfladevand. På baggrund af resultatet af den nye overskridelsesfaktor, vurderes det, om det kan betale sig at indhente nye data i forhold til overfladevand.

Lille overskridelsesfaktor → gå videre til vurdering af muligheden for at forbedre data (se afsnit 0)

Stor overskridelsesfaktor → nye og /forbedrede data vandføring/fortynding vil kun have mindre betydning for screeningsresultatet og det vil sandsynligvis ikke kunne betale sig at gøre mere i forhold til forbedring af screeningsresultatet.

Tvivl om data (f.eks. ved anvendte defaultværdier) → gå videre til vurdering af din vandføring/fortynding (se afsnit 0)

Som tidligere nævnt, kan der ikke angives en konkret værdi for en stor og lille overskridelsesfaktor. Ud over de faktorer, der er nævnt i afsnit 5.1.2, vil datatilgængeligheden og -kvaliteten af overfladevandsdata nu også have indflydelse på vurderingen af overskridelsesfaktoren (se afsnit 3.2).

5.1.5 Forbedring af data for overfladevand

Hvis der i screeningsværktøjet kun er anvendt defaultværdier for vandføringen i vandløb eller for fortynding i søer, fjorde, havne og kyster, kan der søges mere information om indhentning af nyere data. Ligeledes kan dette være relevant såfremt der er usikkerhed om grundlaget for dataene, og det

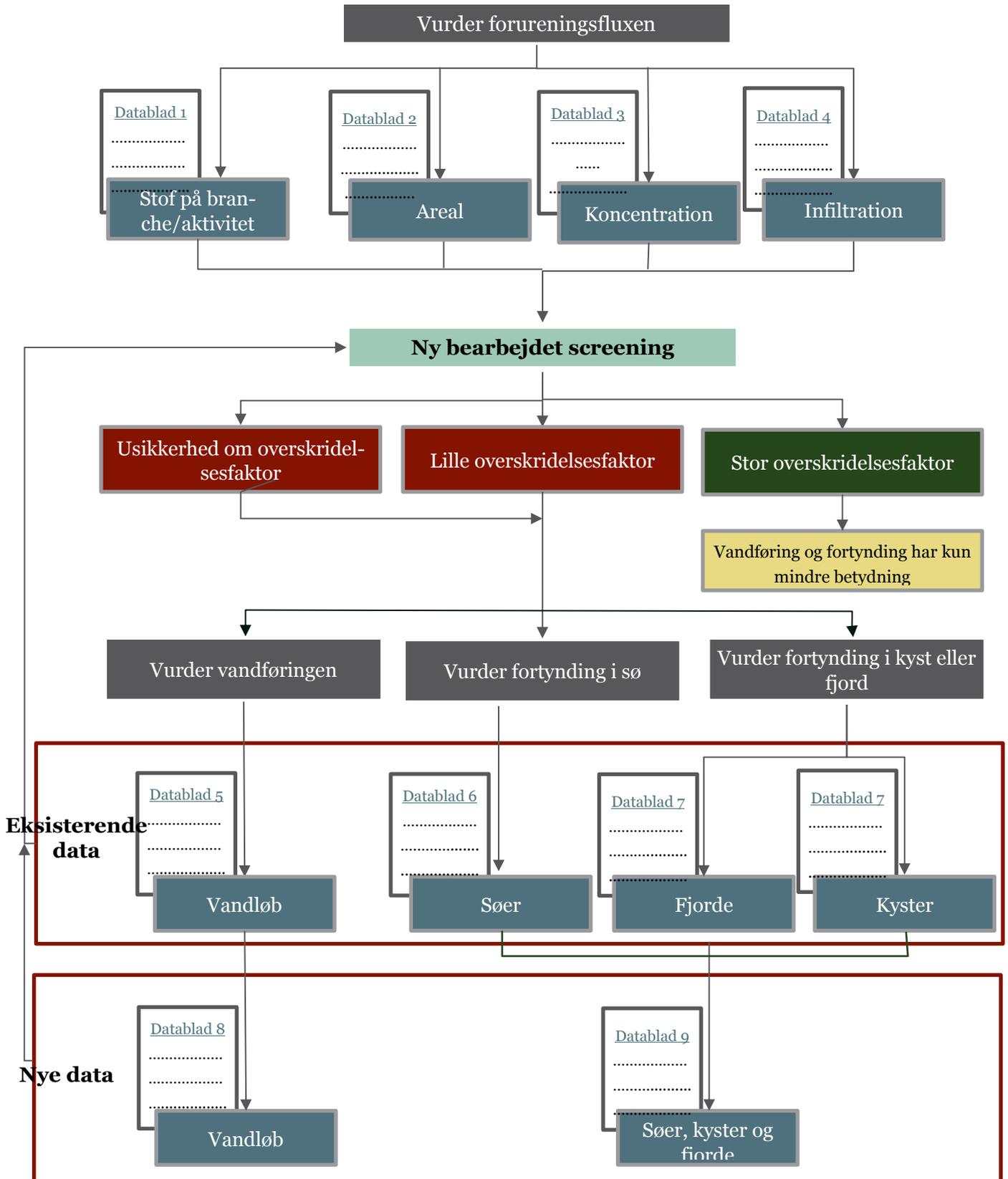
kan være nyttigt at supplere kvaliteten af dataene. Endelig vil det i nogle situationer kunne betale sig at indhente supplerende data ved en mindre overskridelsesfaktor.

Der er i guiden to datablade, som kan anvendes i forbindelse med at vurdere muligheden for at indhente supplerende data, herunder hvem der er dataejere og hvorvidt data er offentlig tilgængelige eller ej:

Datablad 8: Nye vandløbsdata for vandføring og til den avancerede formel (afsnit 5.10)

Datablad 9: Nye fortyndingsdata for søer, kyster og fjorde (afsnit 5.11)

5.2 Beslutningstræ i forbindelse med bearbejdet screening



FIGUR 5.1 BESLUTNINGSTRÆ MED LINK TIL DE ENKELTE DATABLADE. HOLD CTRL-KNAPPEN NEDE OG KLIK PÅ DATABLADET.

5.3 Datablad 1: Tilføje eller fjerne stof på branche/aktivitet

I screeningsværktøjet er der udpeget en række kritiske stoffer, som kan udgøre en potentiel risiko for overfladevand. Derudover er der foretaget en gennemgang af alle brancher og aktiviteter, som er anvendt på lokaliteter i DK Jord. Brancherne og aktiviteterne er herefter vurderet i forhold til, hvorvidt et eller flere af de kritiske stoffer vil kunne forekomme på disse ud fra historiske oplysninger. Det betyder, at i forbindelse med den automatiske screening, vil der som default blive koblet stoffer på de brancher og aktiviteter, der er årsag til kortlægningen.

I screeningsværktøjet kobles der stoffer på både en branche og en aktivitet. Det vil sige, at der kan komme flere resultater i forhold til overskridelsesfaktoren på lokaliteten. Er der en branche eller aktivitet, hvor der ikke vurderes at være håndteret kritiske stoffer, vil branchen og/eller aktiviteten ikke indgå i den automatiske screening.

Betydningen af, hvilke stoffer, der kobles på branchen og/eller aktiviteten i forhold til screeningsresultatet, afhænger bl.a. af defaultkoncentrationen for stoffet, kvalitetskravet i overfladevandet og afstandskriteriet. Er afstandskriteriet større end den faktiske afstand fra lokaliteten til overfladevandet, vil det pågældende stof ikke indgå i screeningen.

5.3.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5.1 er angivet, hvilke datagrundlag, der anvendes i forbindelse med den automatiske screening. Der er taget udgangspunkt i erfaringer fra GISP (GIS-baseret prioriteringssystem), Miljøstyrelsens branchevejledninger og miljøprojekter, branchebeskrivelser fra Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer og andre tilgængelige kilder.

TABEL 5.1
DATAGRUNDLAG FOR STOFFER PÅ BRANCHER OG AKTIVITETER ANVENDT I SCREENINGSVÆRKTØJET

Datagrundlag for stoffer på brancher og aktiviteter

Kritiske stoffer Der er udpeget i alt 232 kritiske stoffer for overfladevand. Hertil er knyttet kvalitetskrav, som sammenlignes med den opblandede koncentration. Derudover er der udpeget 16 modelstoffer for "almindelige punktkilder" og 10 modelstoffer for lossepladser. Modelstofferne anvendes til at koble oplysninger om afstandskriterier og koncentrationer.

Brancher med kritiske stoffer I DK Jord er der i alt 1.298 forskellige brancher, heraf er der koblet kritiske stoffer på i alt 580 brancher, som kan være årsag til en kortlægning.

Aktiviteter med kritiske stoffer Der er i alt 102 aktiviteter i DK Jord, hvoraf der er knyttet kritiske stoffer til i alt 35 aktiviteter, som kan være årsag til en kortlægning.

Vær opmærksom på

Er alle relevante brancher og aktiviteter fra de historiske oplysninger, som årsag til kortlægningen, og som dermed indgår i screeningen medtaget?

Stemmer de historiske oplysninger overens med de standardstoffer, der er koblet til de brancher og aktiviteter, der har været årsag til kortlægningen?

Skal der fjernes eller tilføjes stoffer i forhold til de stoffer, der er knyttet til branchen og/eller aktiviteten som standard på baggrund af konkret viden om aktiviteterne på lokaliteten?

Det er som regel på lokaliteter med en V1-kortlægning, hvor der skal tages stilling til, hvorvidt der skal tilføjes eller fjernes stoffer på brancher og aktiviteter ud fra bl.a. historiske oplysninger.

Datagrundlag for stoffer på brancher og aktiviteter

Lossepladser med kritiske stoffer Lossepladser identificeres inden en screening på baggrund af oplysninger om branchekode, aktivitetskode, navn og/eller stoffer, da der ikke findes en entydig angivelse af disse lokaliteter. Herefter er der udpeget 10 modelstoffer, som kobles på disse lossepladslokaliteter.

I Tabel 5.2 er der listet tilgængeligheden og kvaliteten af de data, som ligger til grund for de parametre, der skal vurderes i forhold til, om der skal fjernes eller tilføjes stoffer. Såfremt det er muligt, at der er angivet en anbefaling til, hvorledes kvaliteten af dataene kan forbedres. Dette er ligeledes noteret i tabellen. Du kan læse mere herom i afsnit 4.1.1 og B.2.1 samt Bilag A.1.

TABEL 5.2
DATATILGÆNGELIGHED OG DATAKVALITET FOR DE PARAMETRE, SOM HAR INDFLYDELSE PÅ DE STOFFER, DER KAN TILFØJES ELLER FJERNES PÅ BRANCHER OG AKTIVITETER

Parameter	Datakilder	Tilgængelighed	Kvalitet	Anbefaling
Brancher/aktiviteter	Historisk materiale Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning og Delprojekt 1	Historisk materiale indsamles hos kommunerne. Det drejer sig både om kortmateriale samt ejer-, og matrikelforhold, areal-anvendelse, aktiviteter mm.	Typisk godt datamateriale, der er anvendt som kortlægningsgrund. Der kan dog være tvivl om tilde-ling af eksakt branche, da mange branchekoder ligner hinanden. Dette får betydning for tildelingen af modelstoffer. Dog kan det være forskellig i forhold til, hvornår kortlægningen er gennemført.	Der kan indhentes supplerende materi-ale, interviews med grundejer, tidligere grundejer eller andre med kenskab til aktiviteterne på lokaliteten
Specifikke stoffer	Historisk materiale evt. suppleret med interviews af lokal-kendte	Vurderes på baggrund af historisk materiale.	Det vil ofte være vanskeligt at få flere oplysninger om anvendelsen af de specifikke stoffer i forbindel-se med historiske redegørelser	Det vurderes at være begrænsede mulig-heder for at forbedre kvaliteten

Nem/God
Mellem/Middel
Ringe/dårlig

5.3.2 Analyse og erfaringer

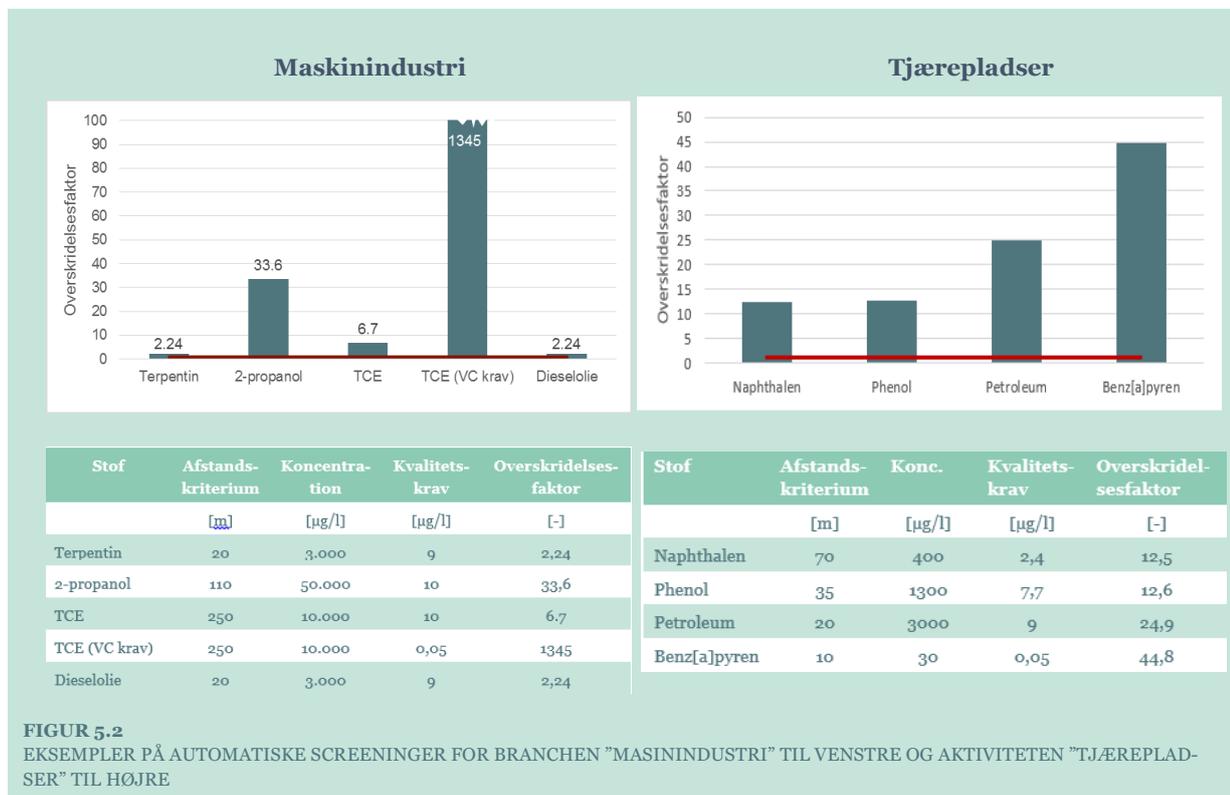
Det er oftest på lokaliteter med en V1-kortlægning, at det giver mest mening at se på de stoffer, der er koblet på brancher og aktiviteter på lokaliteten. Foreløbige erfaringer viser, at der i forbindelse med ca. hver tredje bearbejdet screening på en lokalitet med en V1-kortlægning er fjernet et eller flere stoffer, typisk chlorerede opløsningsmidler. For alle lokaliteterne har de(t) fjernede stof(fer) resulteret i, at lokaliteten efter den bearbejdede screening ikke længere udgør en potentiel risiko, heraf ligger halvdelen uden for afstandskriteriet. Derudover viser de foreløbige erfaringer med de bearbejdede screeninger, at det er mere sjældent, at der tilføjes stoffer til branchen og/eller aktivite-ten.

I Figur 5.2 er der vist to eksempler på, hvor meget betydning de forskellige stoffer har i forhold til screeningsværktøjet for hhv. branchen "Maskinindustri" og aktiviteten "Tjærepladser". Der er i eksemplet anvendt en infiltration på 300 mm/år i beregning af forureningsfluxen, og der vurderes i forhold til opblanding i et lille vandløb med en medianminimumsvandføring på 1 l/s.

Som det fremgår af figuren, er det for maskinindustri først og fremmest afgørende, at der screenes for chlorerede opløsningsmidler, og herefter at der sammenlignes med kvalitetskravet for vinylchlorid (VC). I forbindelse med den bearbejdede screening, er det derfor relevant at vurdere, om der har været anvendt chlorerede opløsningsmidler på lokaliteten. Dette gøres typisk med udgangspunkt i

den historiske redegørelse. Såfremt der ikke har været anvendt chlorerede opløsningsmidler, kan du fjerne disse stoffer og herefter gennemføre en bearbejdet screening.

For tjærepladser er det benz(a)pyren, som først og fremmest har betydning for den maksimale overskridelsesfaktor, hvilket hænger sammen med det lave kvalitetskrav for stoffet. I denne situation kan du overveje, hvorvidt der kan justeres på den præcise afstand fra de egentlige punktkilder i forbindelse med tjæring af garn mv. (tjæregryde, tørreplads mv.) da afstandskriteriet er kort for benz(a)pyren, hvormed mindre justeringer fører til en overskridelse af afstandskriteriet.



I afsnit 4.1.1 og Bilag B, afsnit B.2.1 er der regnet på flere eksempler, hvor du også kan læse mere om de erfaringer, der er opnået i forbindelse med de bearbejdede screeninger, hvor der er fjernet stoffer og, i enkelte tilfælde, tilføjet stoffer til en lokalitet.

Hvis du vil vide mere

Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 1: Relevante stofflister og relationer til brancher/aktiviteter, Miljøprojekt nr. 1564, 2014, Miljøstyrelsen

Risikovurdering af lossepladser påvirkning af overfladevand, Miljøprojekt nr. 16, 2014

<http://miljoeogressourcer.dk/brancher.php> - Branchebeskrivelser og faktaark udarbejdet af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer

<http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/> Liste med standardparametre, hvor det fremgår, hvilke stoffer er knyttet til de enkelte brancher og aktiviteter.

Retur til beslutningstræet

5.4 Datablad 2: Areal til beregning af forureningsfluxen

I screeningsværktøjet anvendes arealet af den formodede (V1) eller kortlagte forurening (V2) i fluxberegningen på lokaliteten. Der er dog forskel på, hvilket areal, der indgår i beregningen af forureningsfluxen i den automatiske screening. Screeningsresultaterne, som baserer sig på brancher og aktiviteter (typisk kortlagt på V1), anvender defaultarealer i fire kildestørrelser:

Lille forurening = 7 m² (f.eks. benzin- og olietanke)
Mellem forurening = 79 m² (f.eks. autoværksteder)
Stor forurening = 707 m² (f.eks. maskinindustri)
Meget stor forurening = 7854 m² (f.eks. tjæreplads)

Screeningsresultater for lokaliteter, hvor der er registreret en forurening (typisk kortlagt på V2), anvender arealet af den kortlagte polygon eller summen af alle kortlagte polygoner, såfremt der er flere på lokaliteten.

For lossepladser anvendes kun 20 % af arealet af den kortlagte polygon for de mobile miljøfremmede stoffer og perkolatstoffer, da perkolatdannelsen kun forventes at ske i en del af lossepladsen. For metaller anvendes hele arealet af den kortlagte polygon.

5.4.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5.3 ses datagrundlaget for defaultarealerne og grundlaget for de kortlagte arealer, som indgår i fluxberegningen.

TABEL 5.3
DATAGRUNDLAG FOR AREALER PÅ BRANCHER OG AKTIVITETER SAMT KORTLAGTE POLYGONER, DER ER ANVENDT I SCREENINGSVÆRKTØJET:

Datagrundlag for arealer i screeningsværktøjet

Defaultværdier på baggrund af brancher og aktiviteter (typisk lokaliteter kortlagt på V1)

Tildelingen af størrelsen af et defaultkildeareal til en lokalitet sker på grundlag af forureningsårsagen, dvs. branchen og/eller aktiviteten. Der er som nævnt ovenfor foretaget en inddeling i fire størrelser; fra en lille forurening til en meget stor forurening. For hvert tildelt areal til en branche og/eller aktivitet, er der angivet en kommentar til forureningsårsagen, som kan findes under standardparametrene i screeningsværktøjet.

Værdier på baggrund af V2 kortlagte arealer

Der anvendes det kortlagte areal af V2-polygonen. Såfremt, der er flere polygoner summeres arealet for dem alle, og det er det summerede areal, der anvendes i fluxberegningen. Den kortlagte polygon svarer til det areal, der er indberettet til Danmarks Miljøportal i forbindelse med en kortlægning på V2.

Værdier for lossepladser

For perkolatstofferne og de miljøfremmede stoffer anvendes 20 % af det kortlagte areal. For metaller regnes der på hele det kortlagte areal. Såfremt, der er flere polygoner på lokaliteten, summeres arealet. Der skelnes ikke mellem, hvorvidt der er tale om en V1-kortlagt og/eller V2-kortlagt lokalitet. Definitio-

Vær opmærksom på

Der regnes både på det areal, der er tildelt branchen og det areal, der er tildelt aktiviteten. Disse defaultarealer er ikke nødvendigvis de samme. På den måde regnes der på den højeste risiko fra lokaliteten

For V2-kortlagte lokaliteter er ofte et godt grundlag for at ændre på det areal, der skal indgå i fluxberegningen – også selvom der kun er gennemført en indledende forureningsundersøgelse.

Vurder, hvorvidt det kortlagte areal gælder for alle forureningskomponenterne samt om det er repræsentativt for din forureningsflux, som risikovurderingen gennemføres på baggrund af.

Begrundelsen for tildeling af defaultarealerne på baggrund af aktiviteter og brancher er beskrevet i standardparametrene, som findes på Miljøstyrelsens hjemmeside

Datagrundlag for arealer i screeningsværktøjet

nen på en losseplads er nemlig uafhængig af kortlægningsstatus på lokaliteten.

I Tabel 5.4 er der listet tilgængeligheden og kvaliteten af de data, som ligger til grund for parameteren areal, som indgår i fluxberegningen. Såfremt det er muligt er der angivet en anbefaling til, hvorledes kvaliteten af dataene kan forbedres. Du kan læse mere herom i afsnit 3.1.1, 3.1.2 og 3.1.3 samt Bilag A.1 og A.2.

TABEL 5.4
DATATILGÆNGELIGHED OG DATAKVALITET FOR PARAMETEREN AREAL PÅ BAGGRUND AF BRANCHE/AKTIVITET OG KORTLAGTE POLYGONER

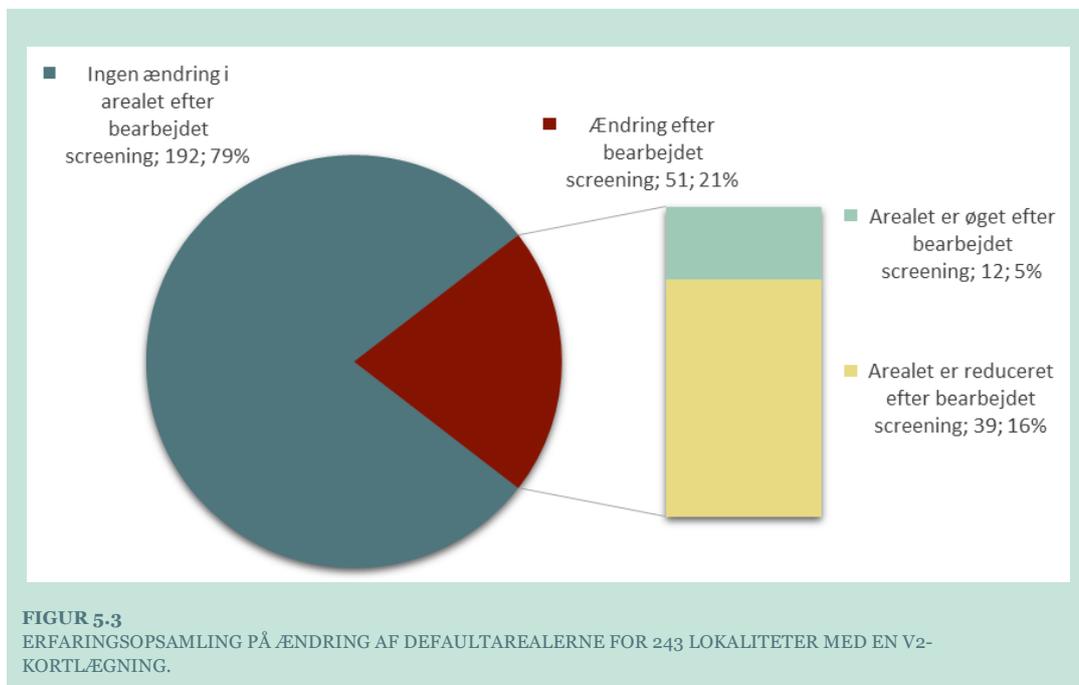
Parameter	Datakilder	Tilgængelighed	Kvalitet	Anbefaling
Areal på baggrund af branche/aktivitet	Historisk materiale. Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning og Delprojekt 2	Historisk redegørelse	Rimelig, såfremt der er en god beskrivelse af omfanget af potentielle kilder, f.eks. antal olietanke, størrelse af produktion mv.	Konkrete udpegede områder med punktkilder kan indgå i vurdering af muligt areal
Areal på baggrund af kortlagt areal (polygon)	Undersøgelserapporter. Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning	Afhænger af undersøgelsens omfang. Typisk begrænset viden efter indledende forureningsundersøgelse.	<p>Hvis baseret på <i>indledende undersøgelser</i>, så er kvaliteten middel, da kildeområdet sjældent er afgrænset</p> <p>Hvis baseret på <i>videregående/afgrænsende undersøgelse</i> så er datadækningen større og kildearealet bedre bestemt.</p>	Når der anvendes et areal med middel datakvalitet, bør der tildeles en vis bufferzone til sikring af resultatet. Ved data med god kvalitet, kan et mere præcist areal anvendes
		Nem/God	Mellem/Middel	Ringe/dårlig

5.4.2 Analyse og erfaringer

I forbindelse med bearbejdede screeninger ændres arealet dels på baggrund af brancher/aktiviteter og dels på baggrund af kortlagte polygoner.

Erfaringer viser, at der i forbindelse med bearbejdede screeninger ofte er sket en øgning af det oprindelige defaultareal, som er knyttet til benzin- og olieoplag (tanke). Dette kan skyldes, at der har været viden om, at der på lokaliteten er flere tanke, som dermed kan give et større areal, der potentielt kan være forurenet. Det tidligere defaultareal for benzin- og olieoplag dækkede kun ca. én tank, men dette er efterfølgende øget, så det svarer til arealet for en mellem forurening (79 m²). Reduktion i defaultarealet på branche og aktiviteter sker typisk for det største defaultareal på 7854 m², hvor det viser sig, at aktiviteterne/branchen ikke forventes at have så stor udbredelse. Dette kan f.eks. være på tjærepladser, hvor der i en historisk redegørelse er en mere konkret viden om kilderne på lokaliteten, herunder, hvor der er foregået tjæring af garn og hvor store tørrepladser har været. Derfor skal du være opmærksom på, hvor godt defaultarealet på branchen og aktiviteten på den pågældende lokalitet stemmer med den viden du har om størrelsen af aktiviteterne på lokaliteten. Du kan læse mere om erfaringerne med ændrede defaultarealer i afsnit 4.1.2.

For arealerne på de V2-kortlagte lokaliteter, er der som nævnt ovenfor, anvendt summen af det V2-kortlagte areal. Erfaringer viser, at der i forbindelse med ca. hver femte bearbejdede screening foretages en ændring i det areal, der skal indgå i fluxen for en lokalitet med en V2-kortlægning (se Figur 5.3). På lokaliteter med en V2-kortlægning, hvor arealet øges, er dette sket med op til en faktor 4 i forhold til det kortlagte areal. Mens det for over halvdelen af de lokaliteter med en V2-kortlægning, hvor arealet er blevet mindre, er sket med en reduktion på mere end 80 % af det kortlagte areal. Du kan læse mere i afsnit 4.1.2 om ovenstående resultater af parametervurdering i forhold til ændrede arealer i de bearbejdede screeninger.



I Miljøstyrelsen, 2015c, er der en uddybende beskrivelse af analysen og de erfaringer, der indtil videre er draget på baggrund af de gennemførte bearbejdede screeninger.

Hvis du vil vide mere

Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 2: Afstandskriterier og fanebredder, Miljøprojekt nr. 1565, 2014, Miljøstyrelsen

Risikovurdering af lossepladser påvirkning af overfladevand, Miljøprojekt nr. 16, 2014

<http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/>

Liste med standardparametre, hvor det fremgår, hvilke stoffer er knyttet til de enkelte brancher og aktiviteter.

Retur til beslutningstræet

5.5 Datablad 3: Koncentration for stoffer

I screeningsværktøjet er der udpeget worst-case koncentrationer for modelstofferne, som skal repræsentere de specifikke kritiske stoffer i forbindelse med den automatiske screening. Med worst-case forstås en koncentration, der enten er lig med eller større end belastningen fra langt størsteparten af de eksisterende forureninger. Det er valgt, at koncentrationen ikke skal dække alle situationer, da f.eks. meget store koncentrationer vil gøre, at screeningsværktøjet bliver for konservativt.

I screeningsværktøjet indgår over 200 kritiske stoffer, som vurderes at kunne udgøre en risiko for overfladevand. Det har derfor været nødvendigt at udpege modelstoffer for at simplificere arbejdet med at koble defaultværdier på stofferne såsom en koncentration, som skal indgå i fluxberegningen. Der er således udpeget 16 modelstoffer, som skal anvendes på de "almindelige punktkilder" og 10 modelstoffer, som skal anvendes på lossepladser.

I det omfang det har været muligt, er der i enkelte tilfælde udpeget mere branchespecifikke koncentrationer for modelstofferne samt specifikke koncentrationer for de modelstoffer, der er knyttet til lossepladser.

Grundlaget for vurdering af worst-case koncentrationerne har været et litteraturstudie og en mere kvalitativ dataindsamling ved interviews. I tillæg til den statistiske og kvalitative dataindsamling er der endvidere anvendt 10 % af opløseligheden af modelstofferne som en absolut worst-case indikator.

5.5.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5.5 er listet de modelstoffer, der har fået tildelt en worst-case koncentration (defaultkoncentration), og hvad grundlaget har været for at tildele koncentrationen.

TABEL 5.5
DATAGRUNDLAG FOR KONCENTRATIONER, SOM INDGÅR I SCREENINGSVÆRKTØJET

Grundlag for koncentrationen i screeningsværktøjet

Defaultværdier med solidt datagrundlag

For de stoffer, hvor datagrundlaget var tilstrækkeligt, er der anvendt en 90 % fraktil som grundlag for worst-case koncentrationen. Det drejer sig om benzen, oliekomponenter, 1,1,1-Trichlorethan, trichlorethylen, chloroform, phenol, 4-nonylphenol, MTBE, chlorbenzen, fluoranthen, merchlorprop, atrazin, arsen, cyanid og COD. Dog er defaultkoncentrationen for trichlorethylen efterfølgende reduceret på baggrund af erfaringer fra og analyse af de bearbejdede screeninger.

Defaultværdier med

Såfremt datasættene er usikre og ikke repræsenterer de relevante brancher,

Vær opmærksom på

Der er for nogle af modelstofferne udpeget branchespecifikke koncentrationer (f.eks. benzen og TCE).

Der er forskel i koncentrationerne for de modelstoffer, der er udpeget for de "almindelige punktkilder" og for lossepladser.

Defaultkoncentrationerne for modelstofferne er worst case-koncentrationer. Derfor skal du i forbindelse med den bearbejdede screening være opmærksom på, om defaultkoncentrationen svarer til det forureningsniveau, der er konstateret på lokaliteten.

For alle chlorerede opløsningsmidler sammenlignes der med kvalitetskravet for vinylchlorid (VC), som er væsentligt lavere end for de chlorerede moderstoffer. Dette sker, fordi det konservativt antages, at de chlorerede moderstoffer nedbrydes helt eller delvist til vinylchlorid (VC) ved overgangen til overfladevand, hvor der ofte kan forekomme reducerede forhold. Der udregnes en flux for hvert stof, dvs. fluxen summeres ikke. Det er derfor muligt at regne på flere stofgrupper på én gang, og vurdere dem i forhold til hinanden

Grundlag for koncentrationen i screeningsværktøjet

usikkert datagrundlag er koncentrationen vurderet konservativt. Det drejer sig om 2,6-dichlorphenol

Stoffer med branchespecifikke koncentrationer Ved et tilstrækkeligt datagrundlag er der for udvalgte stoffer udpeget branchespecifikke koncentrationer, ud over den generelle koncentration. Det drejer sig om benzen (servicestationer), oliekomponenter (villaolietanke) og arsen (træimpregnering)

Defaultværdier for lossepladser Bygger på erfaringer fra mere end 65 lossepladser. Der er modelstoffer, som repræsenterer perkolatparametrene (ammonium-N, jern, organisk stof), miljøfremmede organiske stoffer (benzen, trichlorethylen, phenol, chlorbenzen, merchlorprop, atrazin) og tungmetaller (arsen)

Herefter er der i Tabel 5.6 listet tilgængeligheden og kvaliteten af de data, som ligger til grund for parameteren koncentration på baggrund af de modelstoffer, som indgår i fluxberegningen. Såfremt det er muligt, er der angivet en anbefaling til, hvorledes kvaliteten af dataene kan forbedres. Du kan læse mere herom i afsnit 3.1.2 og 3.1.3 samt Bilag A.1 og A.2.

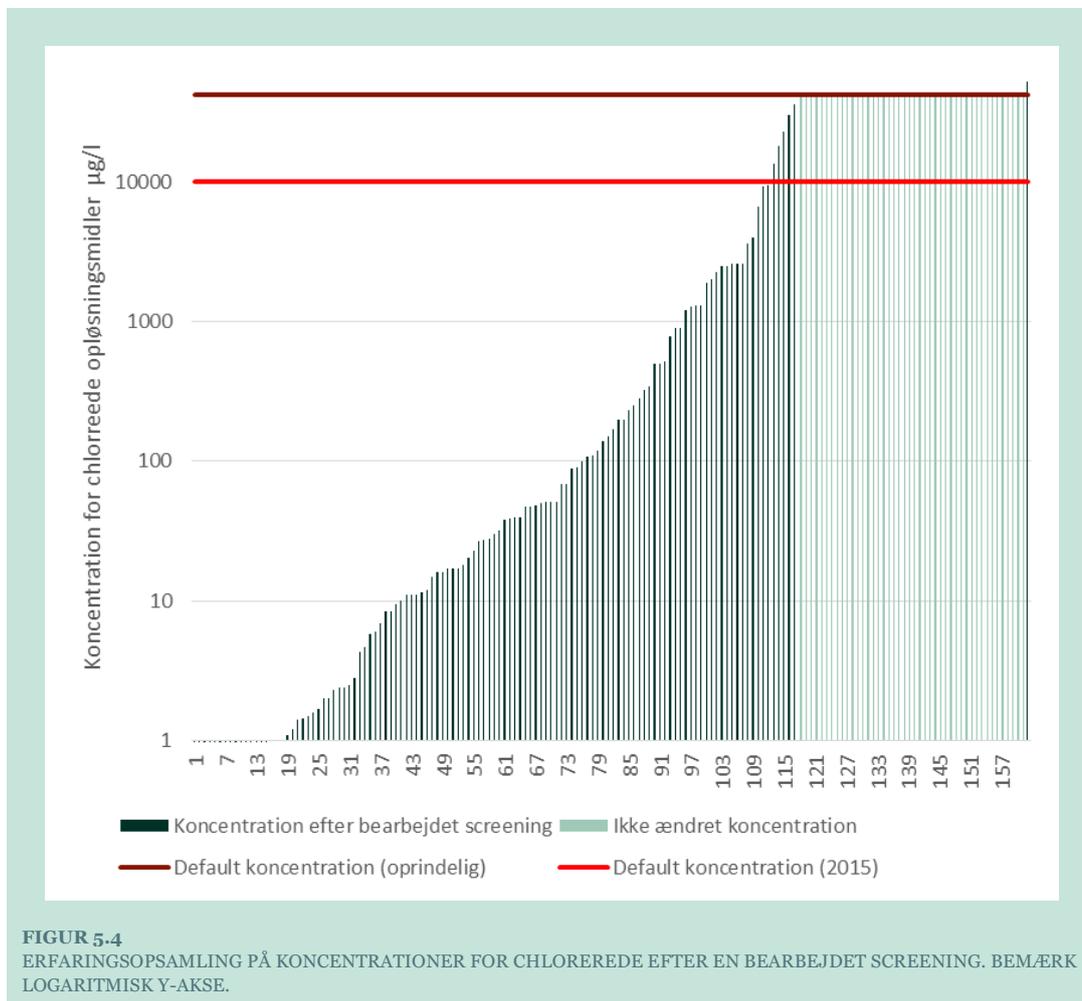
TABEL 5.6
DATATILGÆNGELIGHED OG DATAKVALITET FOR DE KONCENTRATIONER, SOM ANVENDES I FORBINDELSE MED SCREENING AF LOKALITETER MED EN V1 ELLER EN V2-KORTLÆGNING

Parameter	Datakilder	Tilgængelighed	Kvalitet	Anbefaling
Koncentration for lokaliteter med en V1-kortlægning	Historisk materiale. Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning og Delprojekt 2	Kræver data fra en undersøgelse, som i de fleste tilfælde ikke foreligger for lokaliteter med V1-kortlægning	Afhænger af statistiske data	Det vurderes at være begrænsede muligheder for at forbedre kvaliteten
Koncentration for lokaliteter med en V2-kortlægning	Undersøgelserapporter. Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning	Afhænger af undersøgelsesomfang. Derudover skal der anvendes koncentrationer i vandprøver i screeningsværktøjet, hvilket enten er analyseret i forbindelse med undersøgelsen eller kan bestemmes ved fugasitetsberegning i JAGG	Analyserede vandprøver giver en god datakvalitet Skal der ske en omregning fra en jord- eller poreluftsprøve er kvaliteten middel	Anvendes koncentrationer på baggrund af en indledende undersøgelse, bør der anvendes maksimale koncentrationer. Efter mere omfattende undersøgelser bør en gennemsnitskoncentration overvejes
		Nem/God	Mellem/Middel	Ring/dårlig

5.5.2 Analyse og erfaringsopsamling

Der er gennemført en erfaringsopsamling på de bearbejdede screeninger med henblik på at vurdere om der er en tendens til, at koncentrationen ændres og hvorvidt der er tale om en øgning eller reduktion af defaultkoncentrationerne for modelstofferne. Analysen er dog begrænset til de to stofgrupper chlorerede opløsningsmidler og olie- og benzinprodukter, da det kun var her, at datagrundlaget var solidt nok til erfaringsopsamlingen.

Figur 5.4 viser en erfaringsopsamling på, hvad de oprindelige defaultkoncentrationer for chlorerede opløsningsmidler (42.000 µg/l) er ændret til efter en bearbejdet screening. I figuren er ligeledes angivet den nye defaultkoncentration for de chlorerede opløsningsmidler (10.000 µg/l). Du kan anvende diagrammerne til at se, hvor dine koncentrationer ca. ligger i forhold til erfaringstallene. Læs mere herom i afsnit 4.1.3 og Miljøstyrelsen, 2015c.



FIGUR 5.4
ERFARINGSOPSAMLING PÅ KONCENTRATIONER FOR CHLOREDEDE EFTER EN BEARBEJDET SCREENING. BEMÆRK LOGARITMISK Y-AKSE.

Som det fremgår af figuren, er der meget ofte sket en reduktion i defaultkoncentrationen for chlorerede opløsningsmidler. Analysen viser, at ca. 65 % af de reducerede koncentrationer for chlorerede opløsningsmidler ligger under 1.000 µg/l. Hvis der udelukkende medtages dem, hvor der er sket en ændring i koncentrationen for chlorerede opløsningsmidler, ligger 80 % af koncentrationerne under 1000 µg/l. Der kan således være en tendens til, at den oprindelige koncentration for modelstoffet TCE har været så høj, at der i langt de fleste tilfælde sker en overestimering af risikoen for lokaliteter med chlorerede opløsningsmidler, som ligger inden for kritisk afstand til nærliggende overfladevand. Derfor er koncentrationen for de chlorerede opløsningsmidler efterfølgende reduceret til 10.000 µg/l på baggrund af den gennemførte analyse.

Der sammenlignes med kvalitetskravet for vinylchlorid (VC) for at medtage en konservativ betragtning om, at der kan forekomme nedbrydning af de chlorerede moderprodukter hertil på grund af mulige reducerede forhold ved overgangen til overfladevand (rørsump mv.). Der foreligger dog ikke på nuværende tidspunkt tilstrækkelige erfaringer med, hvorvidt der i forbindelse med de bearbejdede screeninger er grundlag for at vælge en sammenligning med kvalitetskravet for det specifikke stof i stedet for kvalitetskravet for vinylchlorid (VC).

Der ses ikke samme variationer i forhold til defaultværdien for benzin- og olieprodukter samt BTEX'erne, hvor der sjældnere ændres på koncentrationen. I de tilfælde, hvor der ændres på koncentrationen for benzin- og olieprodukter samt BTEX'erne, varierer den nye koncentration ikke væsentligt fra defaultkoncentrationen. Du kan læse mere om erfaringsopsamlingen og de øvrige stoffer, som indgår i screeningsværktøjet i Miljøstyrelsen, 2015c.

Hvis du vil vide mere

Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 3: Relationer mellem stoffer, koncentrationer og fluxe, Miljøprojekt nr. 1574, 2014, Miljøstyrelsen

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand, Miljøprojekt nr. 16, 2014

<http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/>
Liste med standardparametre, hvor det fremgår, hvilke stoffer er knyttet til de enkelte brancher og aktiviteter.

[Retur til beslutningstræet](#)

5.6 Datablad 4: Infiltration til beregning af forureningsfluxen

I screeningsværktøjet anvendes infiltrationen som en del af beregningen af fluxen fra lokaliteten. Der tages udgangspunkt i fuld infiltration, hvor nettonedbøren for den pågældende kommune anvendes. Der er mange forhold, der kan have indflydelse på en justering af infiltrationen såsom belægninger, bygninger og tagflader mv. Der er endvidere forskel på, hvornår der foretages en ændring i infiltrationen samt, hvad datagrundlaget er.

Der kan foretages en justering af infiltrationen på baggrund af historiske og fysiske oplysninger på V1-kortlagte lokaliteter. I forbindelse med forureningsundersøgelser kan der opnås konkret viden i forhold til en vurdering af infiltrationen, herunder om forureningens udbredelse og spredning samt påvirkning fra fysiske forhold (belægning, bygning, ledningstraceer mm.) og geologiske forhold (sand, moræne, kalk mm.).

Vær opmærksom på

Ved anvendelsen af defaultværdien for infiltration er det forudsat, at der ikke er befæstede arealer eller andet, der hindrer nedsivningen af nedbøren. Det er desuden antaget, at den fulde nettonedbør vil ende i overfladevandet og ikke fx strømme til dybereliggende magasiner.

Data stammer fra Miljøstyrelsens JAGG og tildeles på baggrund af den kommune, som lokaliteten ligger i.

Husk også at infiltrationen kan ændre sig over tid, f.eks. ved ændring af bebyggelse eller belægninger.

5.6.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Miljøstyrelsens JAGG model er der fastsat en nettonedbør for de enkelte kommuner. Der findes desuden data for nedbør i DK-modellen. Men for at opnå værdier for nettoinfiltrationen via DK-modellen, skal fordampningen trækkes fra. Der er i modellen kun oplysninger om den potentielle fordampning og ikke den aktuelle. Det kan betyde en forskel i nettonedbøren på ca. 10 %. Der er gennemført test af nogle årsmiddelværdier af nedbør minus potentiel fordampning og herefter sammenlignet med værdierne for den kommuneinddelte nettonedbør i JAGG. I forhold til de øvrige usikkerheder i screeningsmodellen blev det vurderet, at det ikke vil have en signifikant betydning om der anvendes nedbørsdata fra DK-modellen eller JAGG. På den baggrund er det besluttet at anvende data for nettonedbøren fra JAGG, dvs. på kommunebasis (Miljøstyrelsen, 2014e).

I nedenstående Tabel 5.7 er listet tilgængeligheden og kvaliteten af de data, som ligger til grund for parameteren infiltration, som indgår i fluxberegningen. Såfremt det er muligt, er der angivet en anbefaling til, hvorledes kvaliteten af dataene kan forbedres. Du kan læse mere herom i afsnit 4.1 og Bilag A.1 og A.2.

TABEL 5.7
DATATILGÆNGELIGHED OG DATAKVALITET FOR INFILTRATION, SOM INDGÅR I SCREENINGSVÆRKTØJET

Parameter	Datakilder	Tilgængelighed	Kvalitet	Anbefaling
Infiltration	Kommunespecifik værdi fra JAGG. Se i øvrigt Miljøstyrelsens vejledning og Delprojekt 6 .	Hentes fra JAGG, og, kan justeres på baggrund af informationer om f.eks. befæstelse	Nettonedbøren er i sig selv en velbestemt parameter, men infiltrationen kan variere ganske meget afhængig af befæstelse, kendskab til nedsivning mm.	At der vurderes på infiltrationen i kildeområdet i forhold til befæstelse og arealanvendelse i stedet for indhentning af nye data.
		Nem/God 	Mellem/Middel 	Ringe/dårlig 

5.6.2 Analyse og erfaringsopsamling

Der er på nuværende tidspunkt kun begrænsede erfaringer med, hvor ofte der ændres på nettonedbøren og dermed infiltrationen. Når nettonedbøren ændres sker der typisk en reduktion. Mere om det i erfaringsopsamlingen i Bilag A.5.

I forbindelse med udviklingen af screeningsværktøjet er der gennemført en række testkørsler, herunder er også effekten af en reduktion af infiltrationen undersøgt. Der er bl.a. foretaget en testkørsel, hvor nettonedbøren blev reduceret med 50 %. Resultatet af denne testkørsel blev, at antallet af lokaliteter, som vurderes at kunne udgøre en potentiel risiko for nærliggende overfladevand, faldt med ca. 6 %. Se mere herom i Bilag A.5.

Hvis du vil vide mere

Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 6: Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger, Miljøprojekt nr. 1573, 2014, Miljøstyrelsen

<http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/>
Liste med standardparametre, hvor det fremgår, hvilke stoffer er knyttet til de enkelte brancher og aktiviteter.

[Retur til beslutningstræet](#)

5.7 Datablad 5: Eksisterende vandløbsdata i screeningsværktøjet

I screeningsværktøjet består data for vandføringen i vandløb af to datatyper, defaultværdier og indsamlede data. Det fremgår af screeningsværktøjet, om der er tale om den ene eller anden type værdi. Vandføringen, $Q_{\text{vandløb}}$, indgår i beregningen af den opblandede koncentration, $C_{\text{opblandet}}$, sammen med forureningsfluxen, $J_{\text{lokalitet}}$:

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{Q_{\text{vandløb}}}$$

De indsamlede værdier er typisk synkronmålinger, der udføres som punktmålinger af vandføringen på det tidspunkt af året, hvor vandføringen er mindst. Der måles på en lang række punkter i oplandet, typisk med nogle kilometers mellemrum og på alle vandløbets forgreninger. På baggrund af synkronmålingerne beregnes en medianminimumsvandføring for alle målepunkter i oplandet. Vandføringen kan kun beregnes, hvis der et sted i oplandet er en målestation med en længere tidsserie for vandføringen i vandløbet. Usikkerheden på medianminimumsvandføringer, beregnet på baggrund af en synkronmåling, er ret lille. Men værdierne kan være gamle, og som følge af øgede nedbørsmængder i de senere år, underestimeres vandføringen. De ældste synkronmålinger er fra en gang i 1970'erne.

De oprindelige defaultværdier blev tildelt på baggrund af vandløbstypen, som består af tre typer. Inddelingen af vandløb i disse typer er sket på baggrund af oplandsstørrelse, afstand til vandløbets udspring og vandløbets bredde. En analyse af de oprindelige defaultværdier har ført til nye defaultværdier, hvor der tildeles samme defaultværdi til type 1 og 2 vandløb samt en reduceret defaultværdi for type 3 vandløb. Den tildelte defaultværdi er afhængig af om vandløbet ligger i Jylland eller på Sjælland, Fyn og de øvrige øer.

5.7.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5-8 er vist datagrundlaget for dels de indsamlede værdier samt defaultværdier for forskellige vandløbstyper.

TABEL 5.8
VÆRDIER FOR VANDLØB ANVENDT I SCREENINGSVÆRKTØJET: DEFAULTVÆRDIER FOR DE FORSKELLIGE VANDLØBSTYPER, SAMT OPRINDELSE AF MÅLTE VÆRDIER

Datagrundlag for vandløb i screeningsværktøjet

Indsamlede data	De indsamlede værdier stammer fra flere af de tidligere amter. Der er ingen data fra bl.a. Århus og Bornholm, og der er flere huller i datasættet. De indsamlede værdier kan på Sjælland stamme fra "Baggrundsnotat om beregningsgrundlag og kravværdier" udgivet af Naturstyrelsen i 2012 og de værdier, der findes heri, er ikke nødvendigvis baseret på synkronmålinger, men kan også være estimerede på baggrund af nærvedliggende synkronmålinger. På Lolland, Falster og Møn er værdierne
------------------------	--

Vær opmærksom på

Ikke alle vandløb har hydraulisk kontakt med det terrænnære grundvand på lokaliteten.

Grundvandets strømningsretning fra lokaliteten i forhold til beliggenheden af vandløbet (opstrøms- eller nedstrøms) har betydning for om forureningen kan udgøre en risiko for overfladevand.

Over- og underestimering af påvirkningen ved brug af defaultværdier.

Alderen på de indsamlede medianminimumsvandføringer kan have indflydelse på kvaliteten. Du kan finde alderen på en stor del af synkronmålingernes alder og målested på www.hydrometri.dk.

Andre forhold med indflydelse på opblandingen: Grødeskæring, bugtninger på vandløbet, tilløb fra kloak, dræn o.a., se Miljøstyrelsen, 2015a.

Datagrundlag for vandløb i screeningsværktøjet

estimeret på baggrund af en hydrologisk model (Naturstyrelsen, 2012).

Defaultværdier

Der er indsat defaultværdier, hvor det ikke har været muligt at indsamle data

Type 1 og 2: Defaultværdien er 130 l/s i Jylland og 10 l/s på Sjælland, Fyn og øerne.

For type 1 svarer det til 50 % fraktilen for alle vandløb, mens det for type 2 svarer til hhv. 38 % fraktilen for vandløb i Jylland og 40 % fraktilen for vandløb på Sjælland, Fyn og øerne.

Type 3: Defaultværdien er 2300 l/s i Jylland, svarende til en vandføring i et meget stort vandløb som Skjern Å eller Gudenåen eller til 46 % fraktilen for de indsamlede data for type 3 vandløb. Defaultværdien er 200 l/s på Sjælland, Fyn og øerne, svarende til 46 % fraktilen for de indsamlede data.

I nedenstående Tabel 5.9 er listet tilgængeligheden og kvaliteten af data, som skal anvendes i forbindelse med beregning af den opblandede koncentration i vandløb. Se også Bilag A.3.

TABEL 5.9
DATATILGÆNGELIGHED OG DATAKVALITET FOR VANDFØRINGSOM INDGÅR I SCREENINGSVÆRKTØJET

Parameter	Datakilder	Tilgængelighed	Kvalitet	Anbefaling
Medianminimumsvandføring	Ældre synkronmålinger fra amterne, hydrologiske modeller fra Naturstyrelsen (2012), og punktmålinger fra DMU (2000)	Via screeningsværktøjet, men ellers ikke offentligt tilgængeligt, da dataene ikke ligger i en fælles offentlig database	Afhænger af referenceperiode og målemetode og om data er målt eller estimeret. Der er ikke gennemført en egentlig datavask i forbindelse med, at de indsamlede data er kommet i screeningsværktøjet	Indhentning af nye data samt mulighed for estimering af vandføring, se datablad 8.
Vandløbsbredde, -dybde og hældning samt fanebredde		Der er ikke medtaget standarddata herfor i screeningsværktøjet		Se datablad 8

Nem/God
Mellem/Middel
Ring/dårlig

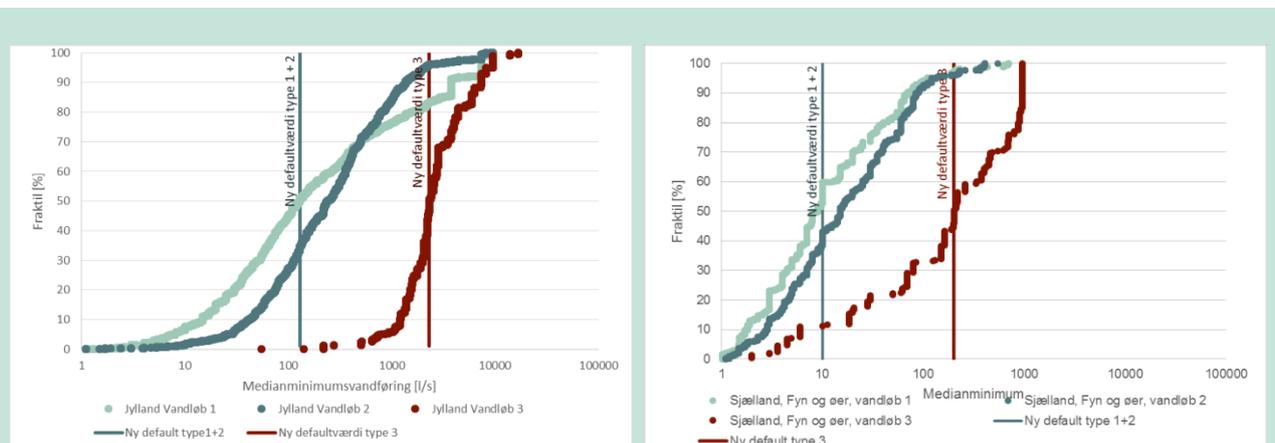
Naturstyrelsen er i gang med at digitalisere data, som vil blive tilgængelige på Miljøportalen (se afsnit 3.3.1 og Datablad 8).

5.7.2 Analyse og erfaringsopsamling

Der er foretaget en analyse af indsamlede værdier for vandløb i Jylland (venstre) og på Sjælland, Fyn og øerne (højre) sammenholdt med de oprindelige defaultværdier i screeningsværktøjet. I analysen indgår fraktildiagrammer, hvoraf det fremgår, at der ved brug af de oprindelige defaultværdier for type 3 vandløb og til dels type 2, har været en risiko for at overestimere medianminimumsvandføringen og dermed *underestimere* risikoen. Mens der for type 1 har været en vis sandsynlig-

hed for at overestimere risikoen. Der skal en meget lille koncentration til at give en overskridelse af kvalitetskravet i forhold til den defaultkoncentration, der indgår for de chlorerede opløsningsmidler. Du kan læse mere om graden af under- og overestimering i afsnit 4.2 og Bilag B, afsnit B.3.

På baggrund af analysen er der udpeget nye defaultværdier for medianminimumsvandføringen, som indgår i screeningsværktøjet. Der er således udpeget fælles defaultværdier for type 1 og 2 vandløb, mens defaultværdierne for type 3 vandløb er reduceret i forhold til de oprindelige defaultværdier. I Figur 5.5 kan du få en fornemmelse af, hvor stor din vandføring er i forhold til typen af vandløb og de øvrige værdier herfor i screeningsværktøjet.



FIGUR 5.5
FRAKTIL DIAGRAM MED INDSAMLEDE VÆRDIER FOR TYPE 1 (GRØN), TYPE 2 (BLÅ) OG TYPE 3 (RØD) VANDLØB I HHV. JYLLAND (VENSTRE) OG SJÆLLAND, FYN OG ØVRIGE ØER (HØJRE). DEFAULT VÆRDIERNE ER AFBILLEDET MED LODRETTE LINIER.

Du kan læse mere om den detaljerede analyse i Bilag B, afsnit B.3 samt en opsamling herpå i afsnit 4.2.

Hvis du vil vide mere

Baggrundsnotat om beregningsgrundlag og kravværdier. Naturstyrelsen, 2012.
Medianminimumsvandføringer (både baseret på synkronmålinger og hydrologiske modeller) for Vanddistrikt Sjælland, der dækker over Sjælland, Lolland, Falster og Møn.

Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 4: Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde, Miljøprojekt nr. 1572, 2014, Miljøstyrelsen

Afstrømningsforhold i danske vandløb - Faglig rapport fra DMU nr. 340. Niels Bering Ovesen m.fl. 2000

Beskriver afstrømningen i en række større danske vandløb. God til at få en basal forståelse af vandløbenes afstrømningsforhold, grundvandsbidrag og de regionale forskelle.

[Retur til beslutningstræet](#)

5.8 Datablad 6: Eksisterende data for søer

I screeningsværktøjet er den opblandede koncentration, $C_{\text{opblandet}}$, i målsatte søer afhængig af en fortyndingsfaktor, S_0 , og vandtilstrømningen til søen, $Q_{sø}$, og forureningsfluxen $J_{\text{lokalitet}}$.

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{S_0 * 0,1 \text{ l/s}}$$

Fortyndingsfaktoren, S_0 er modelleret ved en Mike 3 model for 140 søer, som er de søer, der ligger inden for en afstand af 100 m til nærmeste kortlagte lokalitet. Dette svarer til 20% af den målsatte søstrækning i Danmark modelleret. For de resterende 80 % af søstrækningen, svarende til 521 målsatte søer, er anvendt en skønnet defaultværdi for fortyndingen på 20.

Du skal være opmærksom på, at denne defaultfortynding er væsentlig lavere end størstedelen af de modellerede fortyndinger i søer, hvilket fremgår af bl.a. Figur 5.6 og afsnit B.4 i Bilag B.

Vandtilstrømningen, $Q_{sø}$, er defineret som den gennemsnitlige årlige vandmængdemængde, der strømmer til søen, men som ikke stammer fra forureningslokaliteten. $Q_{sø}$ repræsenterer ophobningen af forureningsstof i søen. Værdien er ikke en del af den modellerede søstrækning, men stammer fra Naturstyrelsens database for søer, der er udarbejdet i forbindelse med belastningsberegninger til vandplanerne.

Der findes værdier for 20 % af de modellerede søer, mens der i de resterende søer ikke tages højde ophobning. Læs mere herom i afsnit 3.2.2 og Miljøstyrelsen (2015c)

5.8.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5.10 er vist datagrundlaget for dels de modellerede værdier samt defaultværdier for søerne. I Bilag A.4 er listet de parametre og datagrundlag, som indgår i forbindelse med de modellerede søer.

Vær opmærksom på

Ikke alle søer har hydraulisk kontakt med det terrænnære grundvand på lokaliteten.

Grundvandets strømningsretning fra lokaliteten i forhold til beliggenheden af søen (opstrøms- eller nedstrøms).

Brug af defaultværdier til fortyndingsfaktoren kan lede til overestimering af risikoen. Defaultværdien på 20 anvendes på 80 % af de målsatte søer.

Der er i beregningen af de modellerede værdier taget højde for en opblandingszone med en radius på 50 m fra udsivningspunktet.

Fortyndingen langs søbredden er meget varierende og afhængig af flere faktorer. Vær derfor opmærksom på vindforholdene, tæt vegetation i udsivningszonen, som kan forårsage yderligere ophobning af forurening, ændrede redoxforhold mv., se Miljøstyrelsen, 2015a.

Antages ingen ophobning for søen, kan dette lede til et underestimat af den opblandede koncentration og dermed risikoen. I forbindelse med en bearbejdet screening bør det vurderes, hvorvidt det er realistisk i forhold til de faktiske forhold (se evt. Miljøstyrelsen, 2015a).

Se datablad 9 for input til nye eller forbedrede fortyndingsdata for søer.

TABEL 5.10

VÆRDIER FOR SØER ANVENDT I SCREENINGSVÆRKTØJET: FORTYNDINGSVÆRDIER, DEFAULT OG MODELLEREDE, OG VANDTILSTRØMNING, DEFAULT OG "MÅLTE" VÆRDIER.

Grundlag for søer i screeningsværktøjet

Fortynding, modelleret Beregnet med Mike 3 model. Der findes en modelleret fortyndingsværdi for 20 % af den målsatte søstrækning, svarende til 140 ud af 661 målsatte søer.

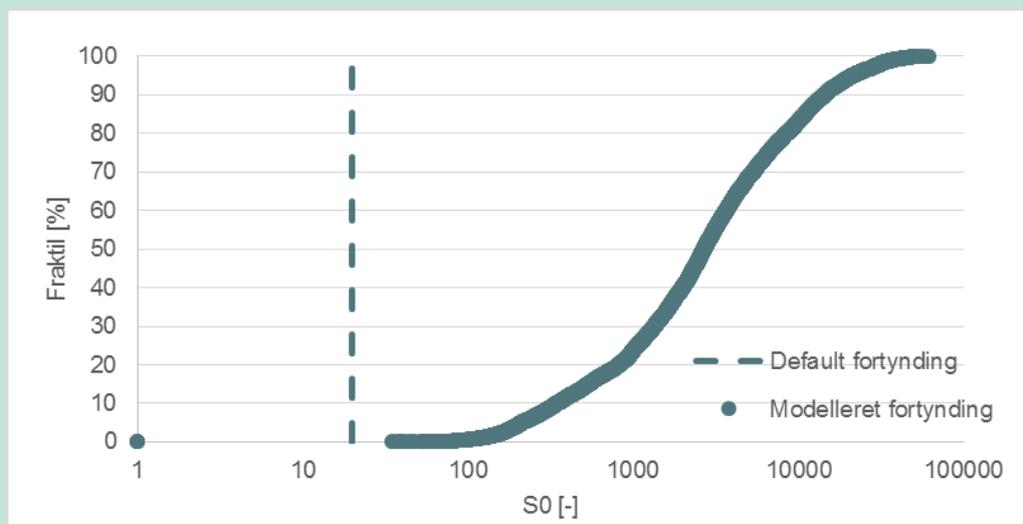
Defaultværdi for fortynding Defaultværdi er sat til 20 for fortynding i søer, hvor der ikke er lavet en Mike 3 model. Denne værdi er lavere end størstedelen af de modellerede værdier, hvilket kan lede til en overestimering af risikoen for søen.

Vandtilstrømning, Q_{s0} Repræsenterer ophobningen af forureningsstof i søen. Vandtilstrømningen for 20 % af søerne findes som en målt værdi i naturstyrelsens databaser. For de resterende 80 % tages ikke hensyn til ophobning.

I søer hvor gennemstrømningen er lille i forhold til udsivning fra den forurenede lokalitet og hvor opholdstiden er lang bør der tages højde for ophobning. I søer hvor der ikke tages hensyn til ophobning bortfalder det sidste led i formlen til beregning af den opblandede koncentration.

5.8.2 Analyse af fortynding i søer

Sammenhængen mellem modellerede data og defaultværdien kan ses i Figur 5.6. I figuren kan du se, hvor din fortynding ligger i forhold til de øvrige fortyndinger, der indgår i screeningsværktøjet.



FIGUR 5.6

FRAKTIL DIAGRAM FOR FORTYNDINGEN UDEN OPHOBNING, S_0 . DE MODELLEREDE FORTYNDINGSVÆRDIER ER ANGIVET MED CIRKEL (FED LINIE) MENS DEFAULT FORTYNDINGEN ER ANGIVET MED EN STIBLET LINIE. BEMÆRK LOGARITMISK X-AKSE.

Der er foretaget en analyse af sammenhængen mellem forureningsflux, fortynding, tilstrømning til søen og den opblandede koncentration. Det viser sig, at jo større tilstrømningen til søen er, jo mindre forureningsstof ophobes der. Fortyndingen har kun lille betydning ved lav tilstrømning til søen. Betydningen af fortyndingen stiger jo større tilstrømning der anvendes. Forureningsfluxen har generelt set stor betydning for den opblandede koncentration.

Læs mere om en sammenfatning af analysen i afsnit 4.4 samt den mere uddybende analyse i Bilag B afsnit B.4.

Hvis du vil vide mere

Miljøstyrelsen, 2015b: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 5 – Fortynding i fjorde og søer, Miljøprojekt nr. 1725

Miljøstyrelsen, 2015a: Guide til indledende undersøgelser af jordforureninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand, miljøprojekt 1658

[Retur til beslutningstræet](#)

5.9 Datablad 7: Eksisterende data for kyster, havne og fjorde

Den opblandede koncentration, $C_{\text{opblandet}}$, ved kyster, havne og i fjorde beregnes på baggrund af forureningsfluxen fra den forurenede lokalitet, $J_{\text{lokalitet}}$ og den modellerede fortyndingsfaktorer, S_0 .

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{S_0 \cdot 0,1 \text{ l/s}}$$

Fortyndingsfaktoren er modelleret vha. en numerisk model kaldet Mike 3 med forskellig modelopsætning og inputdata for hhv. fjorde og kyster. Der er anvendt data for blandt andet vind, bølgehøjde og kystmorfologi i den numeriske model. Modellerne er kørt for et år med faktiske data.

Fortyndingen, der anvendes i screeningsværktøjet, er den såkaldt 5 % minimumsfraktil, altså tæt på den laveste fortynding, der er fundet i et givent modelområde i løbet af det år, der er modelleret i den numeriske model. Fortyndingen vil derfor 95 % af tiden forventes at være større end det ses i screeningsværktøjet.

De fleste havne, som ligger i en fjord, har fået tildelt en fortynding i forbindelse med modellering af fjordene. De resterende havne har fået projiceret en fortynding ind fra kystemaet med fortyndinger. I screeningsværktøjet skelnes der mellem lukkede havne, som har fået tildelt 20 % af den nærliggende fortynding, og åbne havne, som har fået tildelt fuld fortynding jf. Miljøstyrelsens screeningsprincipper ([www. http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/](http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/)). Der er visse steder, hvor der kan forekomme udtørring i en fjord, dvs. at der ikke forekommer fortynding. Her er det valgt at sætte fortyndingsfaktoren til 1. Det betyder samtidig også, at lukkede havne med sandsynlighed for udtørring har fået en fortynding på 0,2. I dette tilfælde anbefales at benytte en defaultværdi på 1.

5.9.1 Datatilgængelighed og -kvalitet

I Tabel 5.11 er vist datagrundlaget for dels de modellerede værdier samt defaultværdier for kyster, havne og fjorde. I Bilag A.5 og A.6 er listet de parametre og datagrundlag, som indgår i forbindelse med de modellerede kyster, havne og fjorde.

Vær opmærksom på

Er der hydraulisk kontakt med det terrænnære grundvand på lokaliteten fra kysten, havnen eller fjorden?

Grundvandets strømningsretning fra lokaliteten i forhold til beliggenheden af kysten, havnen eller fjorden (opstrøms- eller nedstrøms).

Opløsningen af de forskellige numeriske modeller til beregning af fortyndingen er ganske stor for kysterne.

I områder med nedsat fortynding (f.eks. hvis der kan forekomme udtørring af dele af fjorden) kan fortyndingsfaktoren i visse tilfælde være under 1. Da dette ikke giver fysisk mening, skal der i stedet anvendes værdien 1. Vær opmærksom, når du støder på disse lave fortyndinger, herunder om det giver mening i forhold til evt. viden om de faktiske forhold.

Fra en lokalitet skydes der i screeningsværktøjet til korteste afstand og ikke nødvendigvis laveste fortynding. Er du i tvivl om det er den korrekte fortyndingsfaktor til vurdering af risikoen, kan du zoome ud og se på de omkringliggende fortyndinger i forhold til fysiske og geografiske forhold på din lokalitet. Fortyndingen langs en kyst- eller fjordstrækning kan variere inden for korte afstande. Se datablad 9 for input til nye eller forbedrede fortyndingsdata for kyster, havne og fjorde.

TABEL 5.11

VÆRDIER FOR SØER ANVENDT I SCREENINGSVÆRKTØJET: FORTYNDINGSVÆRDIER, DEFAULT OG MODELLEREDE, OG VANDTILSTRØMNING, DEFAULT OG "MÅLTE" VÆRDIER.

Datagrundlag for kyster, havne og fjorde i screeningsværktøjet

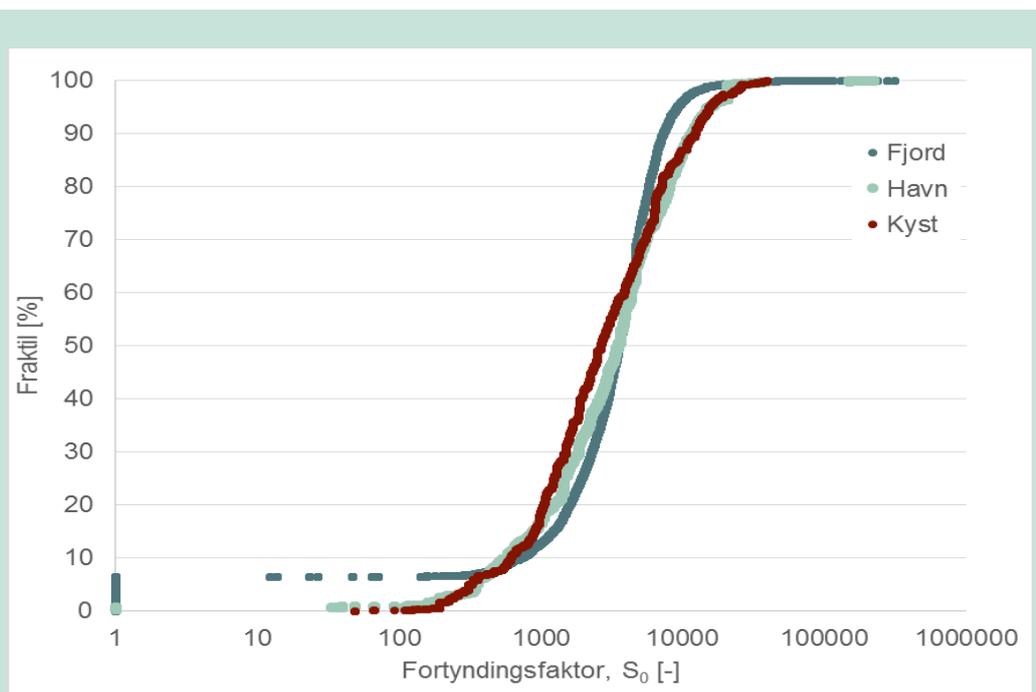
Fortyndning langs fjorde Beregnet med Mike 3 model, se nærmere beskrivelse af inputparametre i Bilag A.5.

Fortyndning langs kyster Beregnet med Mike 3 model, se nærmere beskrivelse af inputparametre i Bilag A.6.

Fortyndning i havne Havne er defineret manuelt i forhold til om de er lukkede eller åbne. Herefter er der foretaget en reducereing på 20 % af den modellerede fortynding i lukkede havne. Mens åbne havne har fået tildelt fuld fortynding.

5.9.2 Analyse af fortynding i kyster, fjorde og havne

Der er foretaget en analyse af fordelingen af fortyndingen i kyster, fjorde og havne. Fordelingen af de modellerede værdier for fortyndingen kan ses i Figur 5.7. Her kan du se din fortynding i forhold til de andre værdier i screeningsværktøjet.

**FIGUR 5.7**

FRAKTIL DIAGRAM MED MODELLEREDE DATA FOR FORTYNDING I FJORDE (BLÅ), VED KYSTER (RØD) OG I HAVNE (GRØM).

Fortyndningsfaktoren varierer for kyster mellem 48 og 40.000, for havne ligger variationen mellem 34 og 220.000, mens fjorde har den største variation mellem 12 og 310.000. Læs mere om fortyndingsfaktoren for fjorde, kyster og i havne i afsnit 3.2.2.

Hvis du vil vide mere

DHI, 2006: Fortynding langs danske kyster, udgivet af Miljøstyrelsen, Projekt nr. 53504
Baggrundsrapporten til Dashboard, der udgør grundlaget for det tema til fortynding langs kyster som anvendes i Screeningsværktøjet

Miljøstyrelsen, 2015b: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 5 – Fortynding i fjorde og søer, Miljøprojekt nr. 1725

Miljøstyrelsen, 2014e: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 6 – Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger, Miljøprojekt nr. 1573

[Retur til beslutningstræet](#)

5.10 Datablad 8: Nye vandløbsdata og data til den avancerede formel

Der kan være forskellige årsager til, at grundlaget for medianminimumsvandføringen ønskes forbedret.

Det kan f.eks. være i det tilfælde, hvor der i screeningsværktøjet anvendes en defaultværdi for vandføringen i et vandløb, hvor forureningsfluxen er så stor, at det ser ud til at være en væsentlig påvirkning af vandløbet. Her kan det være en idé at undersøge, hvorvidt der kan findes en mere troværdig værdi for medianminimumsvandføringen.

Det kan også være i den modsatte situation, hvor screeningsresultatet viser en lille overskridelse af gældende kvalitetskrav. Her kan det være godt at få en indikation af, i hvor høj grad den anvendte vandføring repræsenterer de faktiske forhold omkring lokaliteten.

Nedenfor er beskrevet forskellige myndigheder og andre aktører, som kan ligge inde med bedre data. Derudover er der angivet nogle alternative metoder, såfremt det ikke er muligt at indhente yderligere data. Det kan være en vurdering af tidsserier med vandføringsmålinger og estimering af en vandføring ved en simpel arealkorrektion.

I slutningen af dette datablad er der foretaget en kort gennemgang af de data, som indgår i den avancerede formel til beregning af den opblandede koncentration i vandløb. Dette er især aktuelt ved store forureninger samt i de tilfælde, hvor fanebredden er på størrelse med eller større end opblandingszonen.

5.10.1 Mulige datakilder til vandføringsdata

Der findes ingen samlet digital database med synkronmålinger og de deraf beregnede medianminimumsvandføringer i Danmark. For Sjælland og øerne er synkronmåledata dog samlet i et notat i forbindelse med udarbejdelse af kravværdier for vandindvinding (Naturstyrelsen, 2012), som nævnt i datablad 5. En lignende samling af data er dog ikke digitaliseret og udgivet for Fyn, Jylland og øvrige områder. Disse data ligger i forskellige formater hos Naturstyrelsen (bl.a. ODA-databasen), som har påbegyndt digitaliseringen.

Andre dataejere er vandselskaberne, f.eks. HOFOR, Vandcenter Syd og TREFOR, der indvinder vand og derfor skal leve op til en række kravværdier for medianminimumsafstrømning. I den forbindelse kan de have fået foretaget synkronmålerunder i deres opland. Samtidig er det også ofte typisk i forbindelse med virksomheders udledningstilladelser, at der er foretaget synkronmålinger og beregnet medianminimumsvandføringer, f.eks. i forbindelse med deres miljøgodkendelser. Det er primært de rådgivende ingeniørfirmaer NIRAS og Orbicon (tidl. Hedeselskabet), der har indsamlet disse data, både for forsyningselskaberne og for andre aktører. Målepunkterne for Orbicons data findes på hjemmesiden www.hydrometri.dk.

Vær opmærksom på

Det er en god idé at vurdere den vandføring, der indgår i beregningen af den opblandede koncentration, såfremt du har en lille overskridelsesfaktor efter en screening, hvor du har taget stilling til parametrene i forureningsfluxen.

Der findes flere forskellige dataejere, som har adgang til nyttige data, herunder bl.a. kommuner, Naturstyrelsen og vandselskaber samt virksomheder i forbindelse med miljøgodkendelser.

Der er alternative udregningsmuligheder for vandføringen, såfremt det ikke er muligt at skaffe data.

Simple vandføringsmålinger kan anvendes til bestemmelse af vandføringer i forbindelse med forureningsundersøgelser (se Miljøstyrelsen, 2015a).

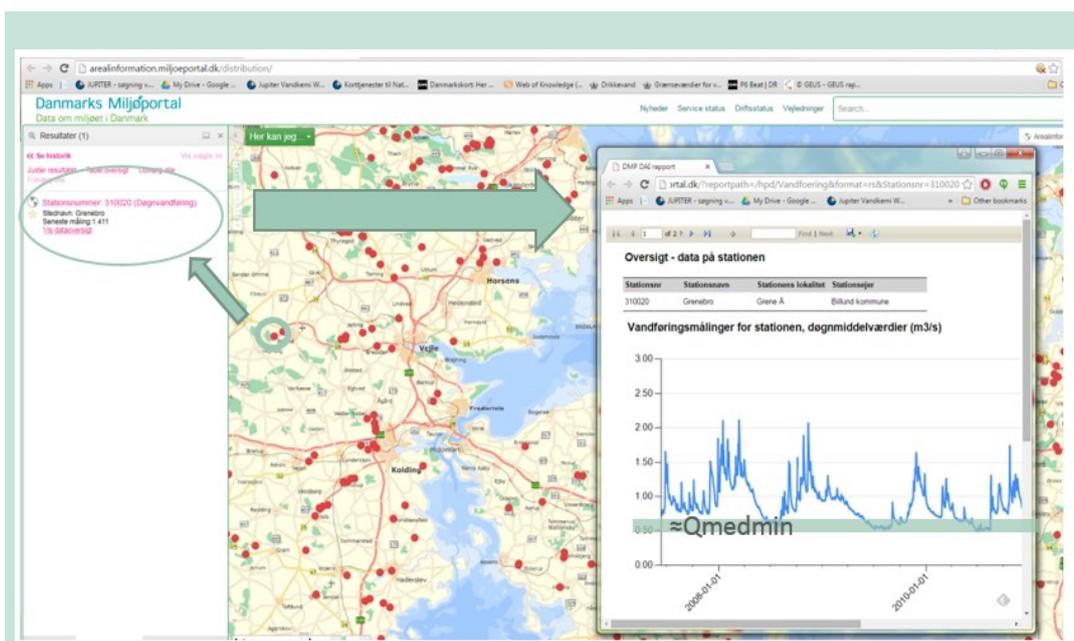
Kommunerne er vandløbsmyndighed og kan derfor i de fleste tilfælde oplyse, hvor der er målestationer, både kommunale og statslige, samt gyldige udledningstilladelser for det givne vandløb eller vandløbsstreng. På Miljøportalen findes oplysninger om, hvor på vandløbsstrækningen, der findes nedbørsbetinget udledning, dvs. udledning fra overløbsbygværk og separat regnvand (med og uden bassin). Derudover findes også udledningpunkter fra renseanlæg. Evt. målesteder i forbindelse med disse udledninger fremgår også (Miljøstyrelsen, 2015a).

Du kan læse mere herom i afsnit 3.3.1 og Bilag A.3.

5.10.2 Alternative metoder til vurdering af vandføring

Hvis ikke det er muligt at finde medianminimumsdata baseret på en synkronmåling for et givent vandløb, kan du i stedet anvende en tidsserie med afstrømningsmålinger og grovestimere en minimumsvandføring herfra.

Naturstyrelsen har videreført en række af amternes målestationer og ligger inde med afstrømningsdata. Dataene for blandt andet døgnvandføring er tilgængelige via Miljøportalen og findes oftest som flerårige tidsserier, hvorfra der kan estimeres en minimumsvandføring. Vær særligt opmærksom på, at vandføringen skal beskrive en minimumssituation og altså være fra en måned med lav afstrømning og uden store nedbørshændelser. Vær også opmærksom på, at vandføringen ændrer sig ned gennem vandløbet, og at målepunktet skal ligge opstrøms og nær udsivningspunktet for forureningen. Metoden gælder kun, hvis årsminima er nogenlunde den samme i en årrække. I Figur 5.8 er vist et eksempel på metoden.



1. Gå ind på <http://arealinformation.dk>
2. Klik af i "Døgnvandføring" under "Overfladevand"
3. Søg ind i kortet og find dit vandløb og nærmeste vandløbsstation under "Her kan jeg..." -> "finde..." -> "Bruge kortet" -> "Zoom ind". Såfremt du kender adressen eller matr.nr. på din lokalitet kan du søge direkte herpå.
4. Vælg "Information (punkt)" og klik på din målestation.
5. Under resultater kan du nu klikke på "Vis dataoversigt" og se de døgnmidlede vandføringsmålinger for stationen.

FIGUR 5.8
EKSEMPEL PÅ VANDFØRINGSDATA, DER KAN GIVE INDIKATION PÅ EN MEDIANMINIMUMS VANDFØRING, SOM KAN INDGÅ I EN BEARBEJDET SCREENING.

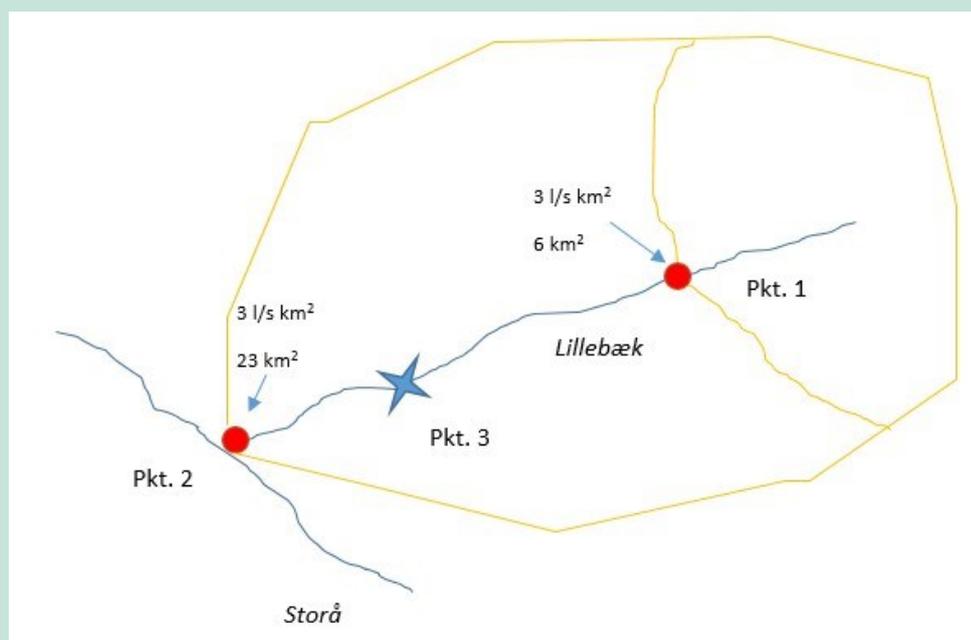
Det er endvidere muligt at foretage en simpel arealkorrektion på baggrund af medianminimums-estimer fra andre nærliggende oplande. Dette arealkorrigerede estimat er dog usikkert, men giver en størrelsesorden for vandføringen i vandløbet, som bl.a. vil kunne anvendes i de områder, hvor der i screeningsværktøjet er anvendt en defaultværdi. I Figur 5.9 er vist et eksempel på en oplandskorrigeret vandføring, som kan indgå i en bearbejdet screening (Miljøstyrelsen, 2015a).

Eksemplet viser et vandløb, hvor medianminimumsafstrømningen er $3 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$. Der er nu behov for at beregne vandføringen i et undersøgelsespunkt (pkt. 3). Det kan ske ud fra viden om medianminimumsafstrømningen ($3 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$) og oplandsstørrelsen (km^2) i et punkt op- og nedstrøms undersøgelsesstedet (6 km^2 i pkt. 1 (opstrøms) og 23 km^2 i pkt. 2 (nedstrøms)).

Oplandsforøgelsen pr. løbende meter kan beregnes, f.eks. hvis der er 25 km mellem pkt. 1 og 2:
Oplandsforøgelsen pr. løbende meter = $(23 \text{ km}^2 - 6 \text{ km}^2) / 25 \text{ km} = 0,68 \text{ km}^2/\text{km}$

Oplandsstørrelsen i pkt. 3 kan beregnes således, hvis afstanden er på 19 km fra pkt. 1 til pkt. 3:
Opland i pkt. 3 = $0,68 \text{ km}^2/\text{km} \cdot 19 \text{ km} = 12,9 \text{ km}^2$

Vandføringen i pkt. 3 kan beregnes ved at gange oplandsstørrelsen med median minimums afstrømningen: Vandføring i pkt. 3 = $12,9 \text{ km}^2 \cdot 3 \text{ l/s km}^2 = 38,7 \text{ l/s}$



FIGUR 5.9
EKSEMPEL PÅ OPLANDSKORRIGERET VANDFØRING, SIMPEL BEREGNING. DEN GULE STREG PÅ SKITSEN ANGIVER VANDLØB MED OPLAND

5.10.3 Anvendelse af den avancerede formel

Der er medtaget de parametre, som indgår i den avancerede beregning af opblandingen i vandløbet, som anbefales anvendt såfremt, der er tale om store vandløb og/eller en forureningsbredde, der er på størrelse med eller større end opblandingszonen. Disse er listet Tabel 5.12 (se mere herom i afsnit 4.5 og Bilag A.3). Betydning af de enkelte parametre i forhold til screeningsresultatet og typen af vandløb er beskrevet i afsnit 0.

TABEL 5.12

PARAMETRE, SOM INDGÅR I DEN AVANCEREDE FORMEL TIL BEREGNING AF EN OPBLANDET KONCENTRATION I VANDLØB

Parameter	Tilgængelighed	Kvalitet
Vandløbsdimension (bredde, dybde og hældning)	Svær, da det kræver beregning af medianminimumssituationen. Beregnes på baggrund af en hydrometrisk model f.eks. VASP eller Mike11. Oftentimes også muligt at finde regulativværdier, som dog ikke nødvendigvis svarer til de faktiske fysiske forhold i vandløbet, men er den geometri, som vandløbet skal opfylde efter en eventuel vedligeholdelse	Afhænger af om værdi er beregnet eller estimeret samt om der er tale om en regulativværdi. Bemærk årstidsvariation.
Fanebredde	Fra V2-rapporter. Er meget sjældent tilgængelig efter indledende forureningsundersøgelser	Afhænger af konceptuel model samt undersøgelsesgrundlaget.
	Nem/God ■ Mellem/Middel ■ Ringe/dårlig ■	

Hvis du vil vide mere

www.miljoportal.dk

På Miljøportalen i temaet overfladevand>døgnvandføring findes de vandløbsstationer, hvor Naturstyrelsen måler vandføringen. Herfra kan estimeres en minimumsvandføring, som beskrevet i boksen ovenfor.

www.hydrometri.dk

Orbicons oversigt over synkronmålepunkter, hvor der i de fleste tilfælde er beregnet en medianminimumsvandføring. Bemærk alder for datapunkterne. Selve medianminimumsvandføringen ligger ikke digitalt, men kan rekvireres ved henvendelse til Orbicon.

Miljøstyrelsen, 2015a: Guide til indledende undersøgelser af jordforureninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand, miljøprojekt 1658

Miljøstyrelsen, 2014d: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 4 – Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde, Miljøprojekt nr. 1572

Retur til beslutningstræet

5.11 Datablad 9: Nye fortyndingsdata for søer, kyster og fjorde

Lokale forhold har en meget stor effekt på fortyndingen i fjorde og til dels ved de åbne kyster. Det kan være for eksempel vind, strøm, tidevandsforhold eller kystmorfologi, der ikke er bekræftet tilstrækkelig detaljeret på lokalitetsniveau i screeningsværktøjets modeller på grund af deres lave opløsning.

For søer vil det lokale strømningsbillede i høj grad være styret af vinden, hvorved den fysiske udformning af søen og placering i forhold til fremherskende vindretninger kan være af stor betydning. Det samme vil være gældende for strækninger med læ fra f.eks. en skov eller anden tæt beplantning. Dette vil i forhold til vurdering af opblandingen især have betydning for mindre søer, som kan indgå i forbindelse med en efterfølgende risikovurdering. I Bilag A.4-A.6 er der listet flere af disse faktorer.

Det er dog ikke umiddelbart tilgængelige data, som kan forbedre grundlaget for screeningen ved simpelt skrivebordsarbejde. Derfor vil næste skridt i en risikovurdering af udsivningen til disse typisk være at vurdere, om fortyndingen kan forventes at være lavere end beskrevet i screeningsværktøjet. Dette gøres ved at vurdere strømningsforhold og morfologi, samt for søers vedkommende lagdeling og dens effekt på opblandingen.

I (Miljøstyrelsen, 2015a) er der angivet simple overvejelser, som kan inddrages i forbindelse med en indledende risikovurdering.

5.11.1 Opsætning af numeriske modeller

En mere avanceret løsning er en numerisk model, der kan tage højde for alle sådanne faktorer og beskrive disse med en opløsning, der er skaleret til opblandingszonen. Normalt er 2D modeller tilstrækkelige for at kunne vurdere fortyndingen omkring et givent udledningspunkt eller en flade. De inputdata, der anvendes i modellerne er for fjorde og kysters vedkommende i høj grad baseret på data fra DMI og bathymetri (dybdeforhold) fra DMI's farvandsmodel. For søer kan dybdeforholdene være vanskelige at finde, da der for de færreste søer findes detaljerede dybdekort.

Ligeledes er tilstrømningen til søer en faktor, der har betydning for den opblandede koncentration i søerne, idet den anvendes i beregning af ophobningen af forurening. Ophobningen vurderes udelukkende at have betydning for vurderingen i søer med lille vandtilstrømning.

Opsætningen af numeriske modeller er dog ganske ressourcekrævende og indsatsen bør modsvare den potentielle risiko, der er i den givne sag.

For det tilfælde, at der kan foreligge en eksisterende numerisk model, som har dannet grundlag for f.eks. en udledningstilladelse, kan disse muligvis inddrages i den bearbejdede screening. Kommunen vil kunne oplyse om gældende udledningstilladelser, og vil i nogle tilfælde kunne oplyse om de

Vær opmærksom på

Det er en god idé at vurdere fortyndingen, der indgår i beregningen af den opblandede koncentration, såfremt du har en lille overskridelsesfaktor efter en bearbejdet screening, hvor du har taget stilling til parametrene i forureningsfluxen.

Det er vigtigt at kunne få tilstrækkelige informationer om forholdene omkring lokaliteten og det nærliggende overfladevand, da det er disse, som kan have indflydelse på forbedring af vurderingen af fortyndingen.

Overvej hvilket niveau screeningsresultatet skal indgå på. Det vil sige, skal det være grundlag for en vurdering af om lokaliteten kan vurderes risikofri eller en udvælgelse til indledende eller mere omfattende undersøgelser. Indsatsen bør svare til det potentielle risikobillede.

data og modeller, der ligger til grund for udledningstilladelsen. Data kan selvfølgelig kun anvendes med tilladelse fra dataejerne, typisk tilladelsens ansøger.

DHI har udviklet programmerne MIKE21 og Mike3, der blandt andet kan anvendes til modellering af fortynding ved kyster og i fjorde. Modellerne kan kobles på DHI's Danmarksmodel for de danske farvande. Modellerne kan også anvendes til søer, som det er gjort i screeningsværktøjet. En konkurrent hertil er CORMIX, som er mere specifikt rettet mod punktkildeudledninger, og derfor typisk har højere opløsning.

Du kan læse mere herom i afsnit 3.3.2 og Bilag A.4, A.5 og A.6

Hvis du vil vide mere

Miljøstyrelsen, 2015a: Guide til indledende undersøgelser af jordforureninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand, miljøprojekt 1658

MIKE21 og MIKE3 - *Link til produktbeskrivelse af DHI's 2D og 3D modeller, der beskriver udbredelsen af stoffer i et givent område med inputdata for bl.a. vind og geometri.*

CORMIX - *Link til produktbeskrivelse af CORMIX, der er en model specifikt designet til opblandingszoner og punktkildeudledninger.*

Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.) - Miljøstyrelsen 2010. *En vejledning, der beskriver risikovurderingen af perkolat og forurenede sedimenter, primært i marine miljøer.*

[Retur til beslutningstræet](#)

6 Referencer

- DMU, 2000: Afstrømningsforhold i danske vandløb - Faglig rapport fra DMU nr. 340. Niels Bering Ovesen m.fl. 2000.
- DHI, 2006: Fortynding langs danske kyster, udgivet af Miljøstyrelsen, Projekt nr. 53504
- Miljøstyrelsen, 2004: Basisanalyse del 1 - Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger, vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2
- Miljøstyrelsen, 2014a: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 1 – Relevante stoflister og relationer til brancher/aktiviteter, Miljøprojekt nr. 1564
- Miljøstyrelsen, 2014b: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 2 – Afstandskriterier og fanebredder, Miljøprojekt nr. 1565
- Miljøstyrelsen, 2014c: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 3 – Relationer mellem stoffer, koncentrationer og fluxe, Miljøprojekt nr. 1574
- Miljøstyrelsen, 2014d: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 4 – Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde, Miljøprojekt nr. 1572
- Miljøstyrelsen, 2014e: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 6 – Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger, Miljøprojekt nr. 1573
- Miljøstyrelsen, 2014f: Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand, Miljøprojekt nr. 16
- Miljøstyrelsen, 2014g: Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt 1575, 2014.
- Miljøstyrelsen, 2015a: Guide til indledende undersøgelser af jordforureninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand, miljøprojekt 1658
- Miljøstyrelsen, 2015b: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, delprojekt 5 – Fortynding i fjorde og søer, Miljøprojekt nr. 1725
- Miljøstyrelsen, 2015c: Jordforurenings påvirkning af overfladevand, Analyse og vurdering af screeningsværktøjets parameterværdier til optimering af regionernes indsats, Miljøprojekt nr. 1789
- Naturstyrelsen, 2012: Baggrundsnotat om beregningsgrundlag og kravværdier. Naturstyrelsen, 2012.
- Region Sjælland, 2015: Mail korrespondance om erfaringsopsamling om autolakerier.
- VMR, 1997, Branchebeskrivelse for metalforarbejdende virksomheder, Teknik og Administration, nr. 8, Amternes Depotenhed, 1997
- VMR, 2015a: Erfaringsopsamling på V2 undersøgelser, Autoværksteder, Orbicon og NIRAS, udgivet af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, september 2015
- VMR, 2015b: Erfaringsopsamling på V2 undersøgelser, Smedeværksteder, Orbicon og NIRAS, udgivet af Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, september 2015

Bilag A Bruttoliste for parametre i den bearbejdede screening

A.1 Bruttoliste for parametre til V1 lokaliteter i den bearbejdede screening

Parameter	Beskrivelse	Datakilder bearbejdet screening	Tilgængelighed	Datakvalitet
Brancher og aktiviteter		Historisk materiale Se i øvrigt vejledningen og Delprojekt 1	Historisk materiale indsamles hos kommunerne. Det drejer sig både om kortmateriale og ejer-, og matrikelforhold, arealanvendelse, aktiviteter mm.	Typisk godt datamateriale, der er anvendt som kortlægningsgrund. Der kan dog være tvivl om tildeling af eksakt branche, da mange branchekoder ligner hinanden. Dette får betydning for tildelingen af modelstoffer. Dog kan det være forskelligt i forhold til, hvornår kortlægningen er gennemført. Indhent evt. yderligere materiale
Specifikke stoffer	Stoffer koblet på brancher og aktiviteter ud fra erfaringsopsamling og litteraturgennemgang	Historisk materiale evt. suppleret med interviews af lokalkendte:	Vurderes på baggrund af historisk materiale.	Det kan ofte være vanskeligt at få flere oplysninger om anvendelsen af de specifikke stoffer i forbindelse med historiske redegørelser
Koncentrationer	Koncentrationen af forureningsstof(fer) i grundvand	Der kan i sjældne tilfælde foreligge undersøgelsesrapporter, som f.eks. på grund af en utilstrækkelig undersøgelse har ført til en V1-kortlægning i stedet for V2	Kræver undersøgelse, som i de fleste tilfælde ikke foreligger for lokaliteter med V1-kortlægning	Afhænger af statistiske data
Kildeareal	Tildelt på baggrund af erfaringsopsamling og litteraturgennemgang	Historisk materiale. Se i øvrigt vejledningen	Historisk redegørelse	Rimelig, såfremt der er en god beskrivelse af omfanget af potentielle kilder, f.eks. antal olietanke, størrelse af produktion mv.
Infiltration	Kommunespecifik værdi fra JAGG	Der kan opnås marginal forbedring ved at bruge infiltrationsdata for DK modellen (kontakt GEUS), se Delprojekt 6 . Overvej om hele nettonedbøren infiltreres (belægning, geologi)	På baggrund af undersøgelsesrapporten kan infiltrationen vurderes i forhold til kildens beliggenhed, befæstelse, beliggenhed af forurening (under bygning mm) osv.	Nettonedbøren er i sig selv en velbestemt parameter, men infiltrationen kan variere ganske meget afhængig af befæstelse mm.
Stofspecifikke fanelængder	Defineret for hvert af modelstofferne, i alt 16 stk.	Ændres formentlig ikke, da det afhænger af konceptuel model, der	Afhænger af oplysninger i den historiske redegørelse såfremt der	Kan ikke vurderes på V1-niveau

Parameter	Beskrivelse	Datakilder bearbejdet screening	Tilgængelighed	Datakvalitet
		ikke er lavet	er gode oplysninger om anvendelse af de specifikke stoffer på lokaliteten	
Kvalitetskrav	Kvalitetskrav afhænger af om kort- eller langtidskrav anvendes. Normalt anvendes det generelle kvalitetskrav	Der kan vælges kvalitetskravet for de specifikke chlorerede opløsningsmidler i stedet for vinylchlorid (VC)	Kan ikke vurderes på V1-niveau	Kan ikke vurderes på V1-niveau
Afstand til overfladevand	Kan justeres i den bearbejdede screening til en maksimal værdi på 500 meter	Ændres formentlig ikke, da det afhænger af konceptuel model, der ikke er lavet	Let at måle direkte i værktøjet.	<p>Det afhænger af lokalitetens størrelse og afstand om der kan gives et kvalificeret bud.</p> <p>Hvis lokaliteten er tæt på overfladevandet og grundvandsretningen er kendt</p>

A.2 Bruttoliste for parametre til V2 lokaliteter i den bearbejdede screening

Parameter	Beskrivelse	Datakilder bearbejdet screening	Tilgængelighed	Datakvalitet
Lossepladser	Er defineret ud fra en "opskrift" på baggrund af aktivitet, brancher, stoffer mv.	Kan ikke umiddelbart justeres i forhold til "opskriften". Der kan dog tilføjes stoffer og brancher/aktiviteter, som ikke indgår i "opskriften"	Historiske redegørelser og undersøgelsesrapporter	Afhænger af undersøgelsesrapporter og om der er målt andre stoffer, end de der indgår i "opskriften".
Specifikke stoffer	Forureningsstoffer, der forekommer er konstateret på lokaliteten. Bemærk brugen af modelstoffer i automatisk screening.	Undersøgelsesrapporter (V2)	Let tilgængeligt materiale	God, hvis de relevante stoffer er målt.
Koncentrationer	Koncentrationen af forureningsstof(fer) i grundvand, herunder fugacitetsberegnete værdier fra f.eks. JAGG	Undersøgelsesrapporter. Se i øvrigt vejledningen og Miljøprojekt om V2-undersøgelser (under udgivelse) Vær opmærksom på, at et stofs maksimale koncentration er opløseligheden	Mellem tilgængelighed, da stoffekoncentrationerne er en afvejning mellem flere analyser og afhænger af den konceptuelle model for forureningen. Hvis der skal analyseres er det en anden sag.	Analyserede vandprøver giver en god datakvalitet Skal der ske en omregning fra en jord- eller poreluftprøve er kvaliteten middel
Kildeareal	Se vejledningen	Undersøgelsesrapporter. Se i øvrigt vejledningen og Miljøprojekt om V2-undersøgelser	Afhænger af undersøgelsens omfang. Typisk ikke kendt efter indledende forureningsundersøgelse.	Hvis indledende undersøgelse er kvaliteten tvivlsom, da man sjældent kender kildestørrelsen Hvis videregående/afgrænsende undersøgelse er datadækningen større og kildearealet bedre bestemt
Infiltration	Kommunespecifik værdi fra JAGG	Der kan opnås marginal forbedring ved at bruge infiltrationsdata for DK modellen (kontakt GEUS), se Delprojekt 6 . Overvej om hele nettonedbøren infiltreres (belægning, geologi)	På baggrund af undersøgelsesrapporten kan infiltrationen vurderes i forhold til kildens beliggenhed, befæstelse, beliggenhed af forurening (under bygning mm) osv.	Nettonedbøren er i sig selv en velbestemt parameter, men infiltrationen kan variere ganske meget afhængig af befæstelse mm.

Parameter	Beskrivelse	Datakilder bearbejdet screening	Tilgængelighed	Datakvalitet
Stofspecifikke fanelængder	Defineret for hvert af modelstofferne, i alt 16 stk.	Kan justeres på baggrund af konceptuel model	Afhænger af konceptuel model (inkl. beliggenhed af forurening, oplysninger om hydraulisk kontakt, strømningsretning mv) og samt de faktisk fundne stoffer	
Kvalitetskrav			BEK. 1022 for kvalitetskrav for mange stoffer (korttids- og langtidskrav) i ferske og marine miljøer. Hvis stof uden kriterie, kontakt Miljøstyrelsen. Der skal tages stilling til om der skal anvendes de specifikke kvalitetskrav for de chlorerede opløsningsmidler i stedet for vinylchlorid (VC) samt om der er grundlag for at anvende det korte kvalitetskrav	Afhænger af den konceptuelle model, herunder om der er grundlag for at se bort fra nedbrydning til vinylchlorid (VC), specielt ved overgangen til overfladevandet, samt om det kan godtgøres at anvende korttidskriterie
Afstand til overfladevand	Kan justeres i den bearbejdede screening til en maksimal værdi på 500 meter	Kan justeres på baggrund af konceptuel model	Let at måle direkte i værktøjet, afhænger dog af konceptuel model og grundvandsrets retning. Afhænger af konceptuel model (inkl. beliggenhed af forurening, oplysninger om hydraulisk kontakt, strømningsretning mv)	Hvis ingen kendt grundvandsretning Hvis grundvandsrets retning er kendt og den konceptuelle model er rimelig sikker

A.3 Bruttoliste for parametre til vandløb

Parameter	Beskrivelse	Tilgængelighed	Datakvalitet
Typologi	Knytter default-værdier til typologierne, type 1, 2 eller 3.	Miljøportalen	Anvendes ikke, ændres ikke
Medianminimum	Vandføringens medianminimum er den vandføring, der underskrides hvert andet år. Tallet er beregnet på baggrund af en synkronmålerunde og tidsserier fra en målestation.	Flere datakilder, herunder Orbicons arkiver, kommunerne, eller forsyningselskaber. På sigt vil data fra DCE og Naturstyrelsen ligge i Miljøportalen. Det er sandsynligvis muligt at indhente dataene ved henvendelse til Miljøportalen, men dataene er endnu ikke offentlige tilgængelige. Der er ingen samlet, digitaliseret database.	Målte værdier hænger af referenceperiode og målemetode og om data er målt eller estimeret. Muligt selv at estimere et kvalificeret bud, enten via arealkorrektion (se rapport om indledende undersøgelser) eller afstrømningsdata.
Vandløbsbredde	Afhænger af vandløbets vandføring og geometri	Svær, da det kræver beregning af medianminimumssituationen. Beregnes på baggrund af hydrometrisk model f.eks. VASP el. Mike11 evt. FOT-kort fra Miljøportalen. Bemærk årstidsvariation.	Afhænger af om værdi er beregnet eller estimeret
Vandløbsdybde	Afhænger stærkt af vandløbets vandføring og geometri	Svær, da det kræver beregning af medianminimumssituationen. Beregnes på baggrund af hydrometrisk model f.eks. VASP el. Mike11	Afhænger af om værdi er beregnet eller estimeret Bemærk årstidsvariation.
Vandløbshældning	Vandløbets hældning. Variationen afhænger af landskabet.	Findes i vandløbets regulativ, men faktiske forhold kan afvige herfra. Varierer meget gennem vandløbet, kræver nok opmåling på stedet. Noget data kan findes regulativer, men der kan være stor lokal variation. Bør nok måles stedspecifikt	Afhænger af om værdien er fundet i regulativet, beregnet eller målt
Fanebredde	Bredden af forureningsfanen, der er med til at afgøre, om der skal anvendes den avancerede formel for fortynding i vandløb	Fra V2-rapporter, undersøgelser. Er meget sjældent tilgængelig efter indledende forureningsundersøgelser	Afhænger af konceptuel model samt undersøgelsesgrundlaget. Er meget sjældent tilgængelig efter indledende forureningsundersøgelser

A.4 Bruttoliste for parametre til søer

Parameter	Beskrivelse	Justering ved bearbejdet screening
S_0	Fortyndingskonstanten, der bliver beregnet på baggrund af de herunder viste parametre	Fortyndingsfaktor beregnet med Mike3 model (se parametre herunder). Kan justere ved stedspecifikke oplysninger og vurdering af værdi fra automatisk screening. Overvej forskellen mellem modellerede og målte værdier. Overvej om lagdeling vil gøre fortyndingsfaktoren mindre.
Q_{s0}	Q_{s0} er den samlede tilstrømning til søen, både grundvand og overfladevand. Stammer fra Naturstyrelsens database for søer, der er udarbejdet i forbindelse med belastningsberegninger til vandplanerne.	Kun betydende for små søer. Kan justere ved stedspecifikke oplysninger og vurdering af værdi fra automatisk screening. Yderligere data kan muligvis indhentes lokalt.

Parameter	Beskrivelse	Datakilder til beregning af S_0 i automatisk screening
Areal		FOT fra Miljøportalen
Volumen		Naturstyrelsens database for søer (se evt. vandplanerne)
Middeldybde	Der er anvendt dybdekort for søernes dybder, hvor muligt	Dybdekort fra Naturstyrelsen eller hypotetisk dybdekort genereret fra Naturstyrelsens data
Max dybde	Brugt til at generere dybdekort, hvor disse ikke fandtes	Naturstyrelsens database (se evt. vandplanerne)
Opholdstid		Naturstyrelsens database for søer (se evt. vandplanerne)
Vindreduktionsfaktor for skov	Faktor der beskriver om søen er omgivet af træer og dermed ligger i læ	Skønnet, Delprojekt 5 (Søer og fjorde)

A.5 Bruttoliste for parametre til fjorde

Parameter	Beskrivelse	Justering til bearbejdet screening
S₀	Fortyndingskonstanten, der bliver beregnet på baggrund af de herunder viste parametre	<p>Mike3 model (se parametre herunder). Kan justere ved stedspecifikke oplysninger og vurdering af værdi fra automatisk screening.</p> <p>Bemærk, at ved vanddybde=0 er fortyndingen fastsat til 1, dvs. udsivningen er ufortyndet; her skal foretages særlig vurdering af faktiske forhold.</p>

Parameter	Data	Beskrivelse	Datakilder til beregning af S ₀ i automatisk screening
Kystlinje	Kortdata		Søkort/C_MAP fra Farvandsæsenet
Dybde	Kortdata	Dybdeforhold i fjorde, kortbaseret	Søkort/C_MAP fra Farvandsæsenet
Vindreduktionsfaktor for skov	Vurderet for den enkelte sø	Faktor, der beskriver om søen er omgivet af træer og dermed ligger i læ	Skønnet på baggrund af AIS-database. Det fremgår ikke helt klart om denne også er benyttet for fjorde
Vinddata	Ikke beskrevet	Data fra 2005 med 0,15x0,15 grads opløsning, tidlig opløsning 1 time	DHI/Fehmern Metocean.
Vandstandsranddata til fjordmodeller	Ikke beskrevet	Randbetingelse til numerisk model af fortynding	DHI's landsdækkende MIKE 3 model DK Coast

A.6 Bruttoliste for parametre til kyster og havne

Parameter	Beskrivelse	Justering til bearbejdet screening
S₀	Fortyndingskonstanten, der er beregnet med numerisk model (Mike3) på baggrund af de herunder viste parametre	<p>Kan justere ved stedspecifikke oplysninger og vurdering af værdi fra automatisk screening.</p> <p>For flere havne er der i screeningsværktøjet antaget en fortynding, der er 20% lavere end ved åbne kyster. Dette kan justeres eller der kan opsøges stedspecifikke fortyndingsdata.</p> <p>Ved forekomsten af nor kan anvendes en defaultværdi på 20 som fortyndingsfaktor, eller der kan opsøges stedspecifikke fortyndingsdata.</p>

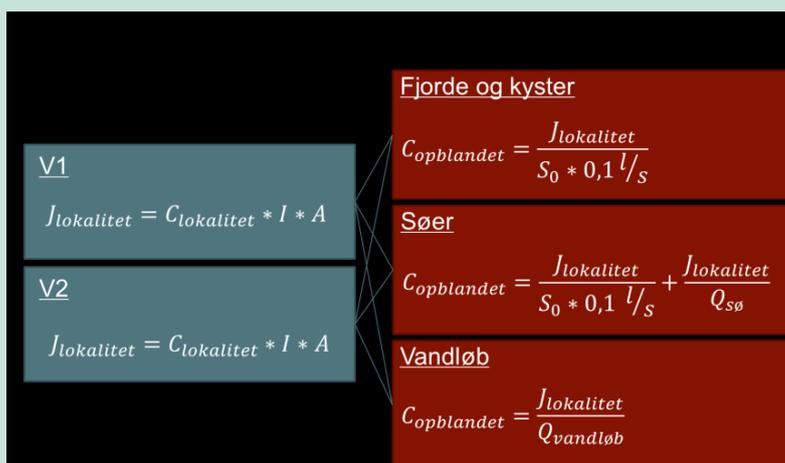
Parameter	Data	Beskrivelse	Datakilder til beregning af S ₀ i automatisk screening
Dybde, areal, etc.	Kortbaseret	Danmarksmodellen, hydrografiske datakoblet med 3D numerisk model (Mike 3). 6 km x 6 km opløsning.	DHI
Vandstand	Ikke beskrevet	Vandstand ved modellens kanter. Randbetingelse.	Ukendt
Vindfelter og lufttryk	Ikke beskrevet	3 timers værdier	DMI
Varmeudveksling i atmosfæres	Ikke beskrevet		Ukendt
Ferskvandsindstrømning	Ikke beskrevet	Tilstrømning af ferskvand fra betydende vandløb. Til modellering af densitetsdrevne lagdelinger	Ukendt
Vanddybde	205x205 m opløsning		Ukendt
Strøm og bølger	Ikke beskrevet		Udtrukket fra Danmarksmodellen

Bilag B Analyse af parametre

For at danne et overblik over betydningen af de parametre anvendt i screeningsværktøjet, er der foretaget en analyse af betydningen af disse forskellige parametre samt en opsamling på tidligere analyser og testkørsler. I afsnit B.1 er der en beskrivelse af parametrene, som indgår i nærværende analyse, i afsnit B.2-B.4 gennemgås resultaterne fra parameteranalysen.

B.1 Parametre i analysen

I screeningen af overfladevandstruende forureninger er der især to styrende faktorer, som har indflydelse på den påvirkning en jordforurening kan have i forhold til nærliggende overfladevand jf. den konceptuelle forståelse i screeningsprincipperne (www.mst.dk). Det drejer sig om forureningsfluxen fra lokaliteten samt den opblanding, der sker i overfladevandet. Derfor er analysen gennemført for forureningsfluxen ved hhv. lokaliteter med en V1 og/eller V2 kortlægning samt opblandingen i vandløb, søer samt fjorde og kyster. Analysen er således opdelt i fem dele, se Figur B.1.



FIGUR B.1
ILLUSTRATION AF DE FORSKELLIGE DELELEMENTER UNDERSØGT I PARAMETERANALYSEN, SAMT FORMLEN FOR UDREGNING AF FORURENINGSFLUXEN FRA LOKALITETEN SAMT DEN OPBLANDEDE KONCENTRATION I OVERFLADEVAND. SE BESKRIVELSE AF PARAMETRENE I TABEL B.1.

I analysen vurderes ændringen i overskridelsesfaktoren i forhold til parameterændringen, for at danne et overblik over de forskellige parametres betydning i forskellige intervaller. Det vil sige, at parameteranalysen vil fokusere på resultatet for den enkelte lokalitet i forbindelse med en bearbejdet screening. Analysen omfatter således ikke en statistisk vurdering eller lignende, af hvad ændring i specifikke parametre betyder for det samlede billede af lokaliteter, som udgør en potentiel risiko for nærliggende overfladevand. Ud over de fem dele, vil betydningen af den *avancerede opblandingsformel* for vandløb også beskrives på baggrund af en tidligere gennemført sensitivitetsanalyse jf. delprojekt 4, som blev udarbejdet i forbindelse med udviklingen af screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2014d).

De parametre, der er inkluderet i analysen for de forskellige elementer er beskrevet i Tabel B.1. Effekten af de forskellige parametre på overskridelsesfaktoren forsøges illustreret vha. figurer og

tabeller for at gøre resultaterne brugbare for brugere af screeningsværktøjet og som skal gennemføre de bearbejdede screeninger.

Forureningsflux

V1-lokaliteter

Stoffer:	Undersøgelse af betydningen af, hvilke stoffer, der som standard er tilknyttet en branche/aktivitet i den automatiske screening. Foruddefineret koncentration, kvalitetskrav og kildeareal bruges i analysen.
Kvalitetskrav:	Effekt af hvilket kvalitetskrav, der anvendes for de chlorerede opløsningsmidler.
A, kildeareal:	Variation i kildeareal baseret på foreløbige erfaringer fra bearbejdede screeninger.
I, infiltration:	Estimeret variation i infiltrationsstørrelsen bl.a. baseret på foreløbige erfaringer fra bearbejdede screeninger.

V2-lokaliteter

A, kildeareal:	Variation i kildeareal baseret på foreløbige erfaringer fra bearbejdede screeninger.
C_{lokalitet}, koncentration:	Intervaller for input koncentration baseres på erfaringstal med udgangspunkt i chlorerede opløsningsmidler.
I, infiltration:	Nedbør: Kendt på kommuneniveau Befæstning: Variation estimeres

Fortynding i fjorde og ved kyster

S_o, fortyndingsfaktor:	Analyse af default værdier og modellerede værdier
--	---

Fortynding i søer

S_o, fortyndingsfaktor:	Analyse af default værdier og modellerede værdier
--	---

Q_{sø}, vandstrømning i sø:	Analyse af default værdier og modellerede værdier
--	---

Fortynding i vandløb

Q_{vandløb}, vandføring:	Analyse af default værdier og indsamlede data. Baseret på erfaringsdata og sammenligning med resultater for tabelværdier i forhold til indsamlede værdier. Der laves analyser for hver vandløbstype (små, mellem og store vandløb).
---	---

TABEL B.1
BESKRIVELSE AF PARAMETRE DER ER INKLUDERET I PARAMETERANALYSEN.

Effekten af udvalgte parametre på overskridelsesfaktoren undersøges ved en simpel parameteranalyse, hvor hver parameter varieres inden for et foruddefineret interval. I det omfang det er muligt inddrages erfaringer fra de til dato gennemførte bearbejdede screeninger med henblik på bl.a. at få en fornemmelse af, hvilke intervaller parametrene justeres inden for. Der er ultimo juni 2015 gennemført en eller flere bearbejdede screeninger på 484 lokaliteter. Der er i forbindelse med projektet gennemført en manuel gennemgang af disse bearbejdede screeninger med henblik på at sikre et så solidt datagrundlag som muligt.

Det vurderes, at 74 af lokaliteterne ikke er egnede til den videre databehandling i denne analyse. Der er bl.a. sket en frasortering af de bearbejdede screeninger, der er gennemført før den 1. oktober

2014, da screeningsværktøjets officielt blev frigivet i drift den 18. september 2014. Der er kommet opdateringer af værktøjet efterfølgende, hvilket dog kun i begrænset omfang vurderes at have indflydelse på denne analyse, som tager udgangspunkt standardværdier, der er koblet på lokaliteten og vandføringen. Det vil sige parametre, hvor der ikke er sket ændringer efter frigivelsen i september 2014. På 63 lokaliteter var der oprettet en kladde, men ikke godkendt en bearbejdet screening. Disse vil ligeledes ikke indgå i nærværende analyse. Det betyder, at 347 lokaliteter med en bearbejdet screening indgår i analyse. De fordeler sig med 63 lokaliteter på V1, 41 lokaliteter kortlagt på V1 og V2 samt 243 lokaliteter kortlagt på V2.

B.2 Forureningsflux

Betydningen af parametrene der indgår i beregningen af forureningsfluxen er undersøgt. Forureningsfluxen beregnes som beskrevet i foregående afsnit ved Ligning 6, hvor $J_{\text{lokalitet}}$ er forureningsfluxen fra den pågældende aktivitet, $C_{\text{lokalitet}}$ er forureningskoncentrationen på lokaliteten, I er infiltrationen og A er kildearealet.

$$J_{\text{lokalitet}} = C_{\text{lokalitet}} * I * A \quad \text{LIGNING 6}$$

Som det fremgår af Ligning 1, er forureningsfluxen lineært afhængig af de tre parametre, og det er således spredningen i data, der har størst betydning for forureningsfluxen. Datakvalitet og tilgængelighed varierer meget mellem de forskellige delelementer, som beskrevet i afsnit 3 i rapporten, hvorfor størrelsen af ændringer, udført på de forskellige parametre indeholdt i fluxberegningen, er undersøgt.

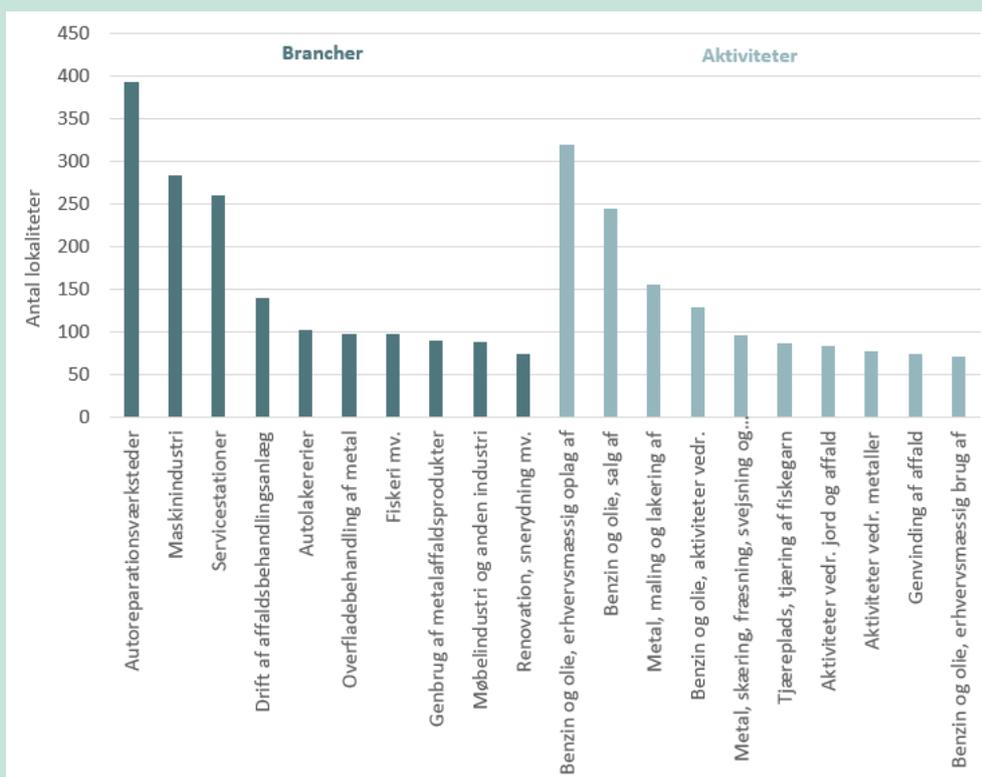
B.2.1 Stoffer på brancher og aktiviteter

Beregning af overskridelsesfaktoren ved de forskellige stoffer, som er tilknyttet en branche eller aktivitet viser, at der kan være stor forskel fra stof til stof. Det er derfor vigtigt, at implementere viden om, hvilke brancher og aktiviteter, der har været på lokaliteten samt mulig viden om, hvilke stoffer der kan have været håndteret på baggrund af bl.a. de historiske oplysninger.

Lokaliteter kortlagt på V1 får i screeningsværktøjet allokeret stoffer på baggrund af de brancher og aktiviteter, som har været årsag til kortlægningen. På baggrund af disse specifikke stoffer kobles der modelstoffer på, som har tilknyttet en koncentration, der dermed kan indgå i en fluxberegning. Der er foretaget en analyse af betydningen af, hvilke stoffer der er koblet på udvalgte brancher og aktiviteter. I screeningsværktøjet foretages der en lignende screening af lokaliteter med en V2-kortlægning samtidig med at der screenes for de stoffer, der er årsag til V2-kortlægningen. Resultatet af analysen kan derfor både anvendes i forbindelse med vurdering af en bearbejdet screening på en lokalitet med en V1-kortlægning og en lokalitet med en V2-kortlægning.

I analysen af betydningen af de standardstoffer, der anvendes på de aktuelle brancher og aktiviteter, er der anvendt en forureningsflux med faste inputparametre ud over de parametre, der ellers knytter sig til branchen/aktiviteten (koncentration og areal). Den er således beregnet på baggrund af en infiltration på 300 mm/år og opblanding i et lille vandløb med en medianminimum på 1 l/s. Den opblandede koncentration er sammenholdt med kvalitetskravet ved beregning af en overskridelsesfaktor for det specifikke stof. De forskellige forureningskomponenter for hver branche/aktivitet sammenholdes for at se betydningen af de enkelte stoffer og deres kvalitetskrav i forhold til hinanden.

De undersøgte brancher og aktiviteter er udvalgt på baggrund af hyppigheden af en vurderet påvirkning af overfladevand samt erfaringer fra undersøgelser jf. Figur B.2 (Miljøstyrelsen, 2014e). Følgende brancher er undersøgt: 1) autoreparationsværksteder, 2) maskinindustri, 3) autolakering og 4) overfladebehandling af metal. Følgende aktiviteter er undersøgt: 1) maling og lakering af metal og 2) tjærepladser, tjæring af fiskenet. Desuden er lossepladser undersøgt.



FIGUR B.2
 DE 10 BRANCHER (MØRKEBLÅ) OG DE 10 AKTIVITETER (LYSEBLÅ), SOM OFTEST FINDES PÅ LOKALITETER, DER VURDERES AT KUNNE PÅVIRKE NÆRLIGGENDE OVERFLADEVAND (MILJØSTYRELSEN, 2014E)

Branchen drift af affaldsbehandling vurderes at være repræsenteret ved lossepladser. Branchen servicestationer samt aktiviteter vedrørende benzin og olie, vurderes repræsenteret ved analysen af autoreparationsværksteder. Branchen møbelindustri og anden industri vurderes repræsenteret ved overfladebehandling af metal. Branchen fiskeri mv. vurderes repræsenteret ved tjæreplads, tjæring af fiskegarn. Aktiviteten metal, skæring, fræsning, svejsning og lodning af har samme stoffer som maskinindustri. De øvrige brancher og aktiviteter er ikke medtaget i analysen, da der er vurderet at være stort overlap med de undersøgte brancher/aktiviteter mht. tilknyttede stoffer samt at datagrundlaget vurderes at være for spinkelt hertil.

B.2.1.1 Brancher: Autoreparationsværksteder

Branchen "Autoreparationsværksteder" er den hyppigst fundne på lokaliteter, der vurderes at udgøre en risiko for overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014e). Der er knyttet syv specifikke stoffer til denne branche, som er allokeret til seks modelstoffer, der dermed er afgørende for den koncentration, som indgår i fluxberegningen. I analysen er der som tidligere nævnt taget udgangspunkt i, at forureningsfluxen opblandes i et vandløb med medianminimumsvandføring på 1 l/s og en infiltration på 300 mm/år. Default arealet for autoreparationsværksteder er 78,5 m². Den udregnede koncentration i vandløbet er sammenlignet med det generelle ferskvandskrav for det specifikke stof. Detaljerne er beskrevet i Tabel B.2 og den beregnede overskridelsesfaktoren for de forskellige forureningsstoffer er sammenlignet i Figur B.3.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
MTBE	MTBE	110	50.000	10	1178	3,7
Benzen	Benzen	70	400	10	9,42	0,03
Bly	Arsen	50	100	0,34	2,36	0,22
Sulfat	Kem.iltf. COD	180	380.000	250.000	8954	0,00
Dieselolie	Dieselolie	20	3.000	9	70,7	0,25
Glykoler	MTBE	110	50.000	10	1178	3,7
Benz[a]pyren	Fluoranthen	10	30	0,05	0,707	0,45

TABEL B.2

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA BRANCHEN AUTOREPARATIONSVÆRKSTEDER JF. MIL-JØSTYRELSEN 2014A-E SAMT INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR OG MEDIANMINIMUMSVANDFØRING I L/S.

På Figur B.3 ses det, at MTBE og glykoler er de mest betydende stoffer i beregning af overskridelsesfaktoren for autoreparationsværksteder med en overskridelse af kvalitetskravet på ca. en faktor 4 i det gennemførte eksempel. Disse har begge et afstandskriterium på 110 m, kun overgået af sulfat og vil dermed være dermed også være de stoffer der udgør en risiko ved lokaliteter placeret lidt længere fra overfladevand. Sulfat resulterer i en meget lav opblandet koncentration under kvalitetskravet, hvorfor MTBE og glykoler samlet vurderes at være de mest betydende stoffer for lokaliteter med branchen autoreparationsværksteder.

Baseret en erfaringsopsamling for autoværksteder, underundersøges der sjældent for glykoler på autoreparationsværksteder og det samme gælder for MTBE, der kun undersøges for, såfremt der har været benzinanlæg (VMR, 2015a). Hvis disse to stoffer på baggrund af historik ikke medtages i den bearbejdede screening, vil det således have stor indflydelse på overskridelsesfaktoren for lokaliteter med autoværksteder.



FIGUR B.3

OVERSKRIDELSESAKTØREN VED AUTOREPARATIONSVÆRKSTEDER VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN I L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESAKTØR PÅ 1.

B.2.1.2 Branche: Maskinindustri

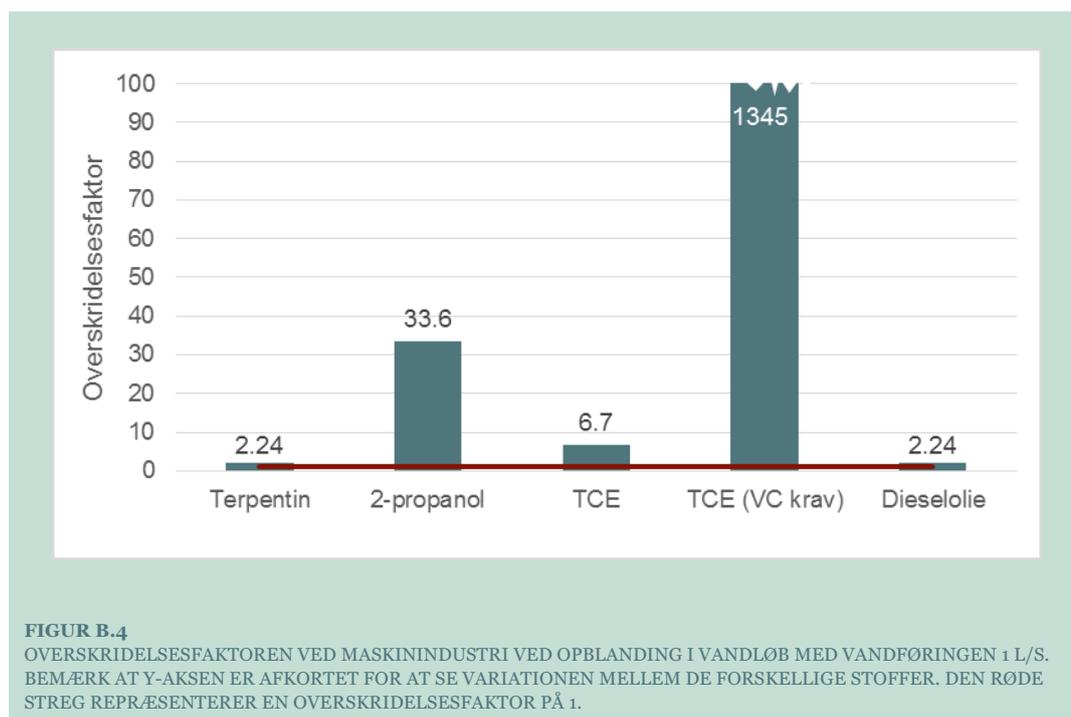
I analysen af branchen "Maskinindustri" illustreres betydningen af de fire standardstoffer, der kobles på branchen, samt hvilket kvalitetskrav der anvendes for de chlorerede opløsningsmidler. Defaultarealet anvendt til branchen maskinindustri er 706,8 m². Detaljerne omkring stoffer ses i Tabel B.3, mens overskridelsesfaktorerne for de forskellige stoffer sammenlignes i Figur B.4. De chlorerede opløsningsmidler repræsenteres ved trichlorethylen (TCE) og indgår i analysen på baggrund af

kvalitetskravet for trichlorethylen (10 µg/l) og vinylchlorid (VC) (0,05 µg/l). I Figur B.4 ses effekten, hvor overskridelsesfaktoren, ved brug af kvalitetskravet for vinylchlorid, er langt højere end de øvrige overskridelsesfaktorer. Der er igen anvendt en infiltration på 300 mm/år i forureningsfluxen og en vurdering i forhold til opblanding i et lille vandløb med en medianminimumsvandføring på 1 l/s.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Koncentration	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
Terpentin	Dieselolie	20	3.000	9	636	2,24
2-propanol	MTBE	110	50.000	10	10.600	33,6
TCE	TCE	250	10.000	10	2120	6,7
TCE (VC krav)	TCE	250	10.000	0,05	2120	1345
Dieselolie	Dieselolie	20	3.000	9	636	2,24

TABEL B.3
INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA BRANCHEN MASKININDUSTRI JF. MILJØSTYRELSEN 2014A-E SAMT INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR OG MEDIANMINIMUMSVANDFØRING 1 L/S

Trichlorethylen er betydende for resultatet, både i kraft af en høj overskridelsesfaktor og det største afstandskriterium. 2-propanol giver en relativ høj overskridelsesfaktor, da denne har en stor standardkoncentration i den automatiske screening i forhold til kvalitetskravet. Et fravalg af TCE på lokaliteten, på baggrund af viden om, at der ikke har været brugt chlorerede opløsningsmidler på lokaliteten, vil kun gøre en forskel i overskridelsesfaktoren, hvis kvalitetskravet for vinylchlorid (VC) er anvendt, idet 2-propanol giver en højere overskridelsesfaktor end TCE hvor kvalitetskravet for TCE anvendes. Et fravalg af 2-propanol (modelstof MTBE) vil derimod sænke overskridelsesfaktoren såfremt der sammenlignes med TCE med kvalitetskravet for vinylchlorid (VC). 2-propanol er en del af stofgruppen polære opløsningsmidler, som kan indgå i analysepakken i undersøgelser på lokaliteter med maskinindustri. Dog vurderes det nogle tilfælde også ud fra størrelsen af værksted, driftsperioden eller konkret viden om anvendelse af de polære opløsningsmidler, hvorvidt der skal analyseres herfor.



FIGUR B.4
OVERSKRIDELSESFAKTOREN VED MASKININDUSTRI VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER AFKORTET FOR AT SE VARIATIONEN MELLEML DE FORSKELLIGE STOFFER. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1.

B.2.1.3 Branche: Autolakering

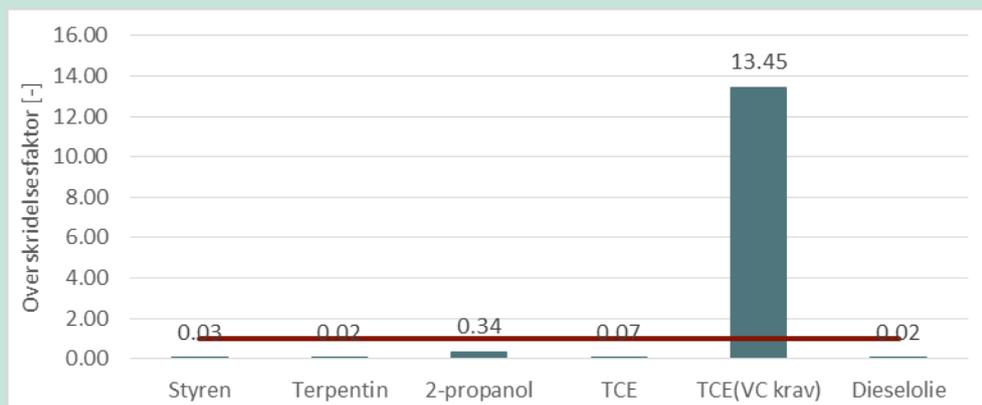
I branchen "Autolakering" er en stor del af stofferne, der medtages i den automatiske screening, identiske med dem for branchen maskinindustri, se afsnit B.2.1.2, ud over stoffet *styren* fra stofgruppen *BTEX og lignende*. Defaultarealet anvendt for branchen autolakerier er 7,07 m². Erfaringsmæssigt prøvetages der sjældent for stoffet styren på lokaliteter med autolakering. Sammenhængen mellem overskridelsesfaktorer er meget ens med den, der er fundet for maskinindustri. Der er igen anvendt en infiltration på 300 mm/år i forureningsfluxen og en vurdering i forhold til opblanding i et lille vandløb med en medianminimumsvandføring på 1 l/s.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
Styren	Benzen	70	400	1	1	0,03
Terpentin	Dieselolie	20	3.000	9	6	0,02
2-propanol	MTBE	110	50.000	10	106	0,34
TCE	TCE	250	10.000	10	21	0,07
TCE (VC krav)	TCE	250	10.000	0,05	21	13.45
Dieselolie	Dieselolie	20	3.000	9	6	0,02

TABEL B.4

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA BRANCHEN AUTOLAKERIER JF. MILJØSTYRELSEN 2014A-E SAMT INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR OG MEDIANMINIMUMSVANDFØRING 1 L/S

Chlorerede opløsningsmidler, repræsenteret ved trichlorethylen, ses at være det mest betydende stof på baggrund af de tildelte stoffer og standard koncentrationer, ved anvendelse af kvalitetskravet for vinylchlorid (VC) (se Figur B.5). 2-propanol og TCE er den næst mest betydende stoffer for autolakerier.



FIGUR B.5

OVERSKRIDELSESAKTØREN VED AUTOLAKERING VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER AFKORTET FOR AT SE VARIATIONEN MELLEM DE FORSKELLIGE STOFFER. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESAKTØR PÅ 1.

En erfaringsopsamling omkring autolakerier, udført af Region Sjælland, vidste dog at der på langt de fleste autolakerier ikke blev fundet chlorerede opløsningsmidler (Region Sjælland, 2015). Erfaringsopsamlingen vidste desuden, at der kun blev fundet grundvandstruende forurening på en lille andel af autolakerierne. På baggrund af dette, er det i Region Sjælland besluttet, at autolakerier prioriteres i kategorien "øvrige brancher", der får en lavere prioritering i forhold til undersøgelse,

medmindre historikken tyder på, at der er tale om et ældre lakereri eller der er anmærkninger i tilsynsnotaterne for lokaliteten (Region Sjælland, 2015).

De øvrige stoffer giver en lille overskridelsesfaktor mellem 0,02 og 0,34 ved opblanding i et lille vandløb. På baggrund af analysen af de udvalgte standardværdier og stoffer for branchen (Miljøstyrelsen 2014a-e), samt erfaringsopsamlingen (Region Sjælland, 2015) vurderes det, at autolakererier alene kun i få tilfælde udgøre en risiko for overfladevand.

B.2.1.4 Branche: Overfladebehandling af metal

Ved branchen "overfladebehandling af metal" er der igen en stor del gengangere i forhold til stoffer fra brancherne maskinindustri og autolakering, kun formaldehyd er tilføjet ved denne branche. Defaultarealet anvendt ved branchen overfladebehandling af metal er 78,5 m².

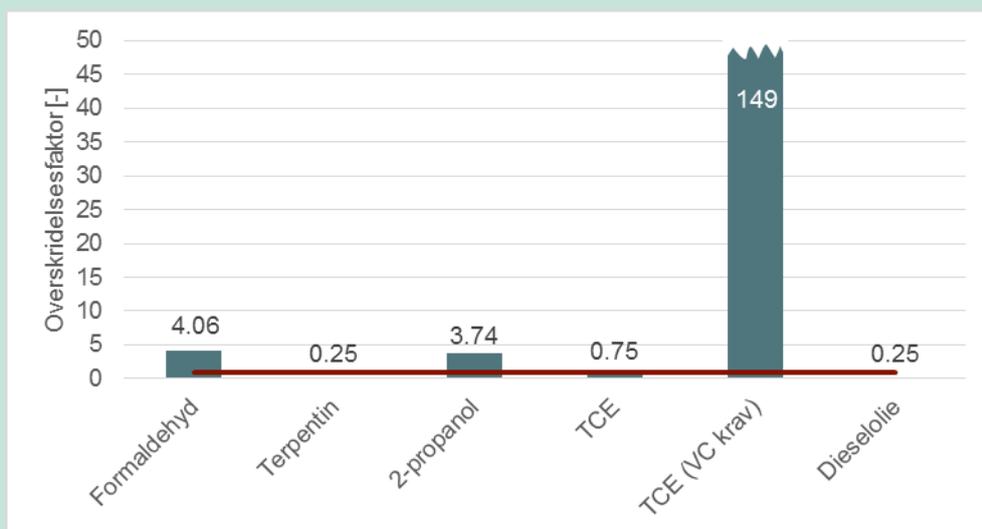
Erfaringsmæssigt undersøges der sjældent for formaldehyd på denne type lokaliteter, hvilket sandsynligvis hænger sammen med, at dette ikke anbefales i branchebeskrivelsen for metalforarbejdende virksomheder (VMR, 1997). Derfor vurderes de forskellige stoffers påvirkning på overskridelsesfaktoren på lokaliteter med overfladebehandling af metal, at kunne sidestilles med maskinindustri og autolakering. Der er igen anvendt en infiltration på 300 mm/år i forureningsfluxen og en vurdering i forhold til opblanding i et lille vandløb med en medianminimumsvandføring på 1 l/s.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
Formaldehyd	MTBE	110	50.000	9,2	1178	4,06
Terpentin	Dieselolie	20	3.000	9	71	0,25
2-propanol	MTBE	110	50.000	10	1178	3,74
TCE	TCE	250	10.000	10	235	0,75
TCE (VC krav)	TCE	250	10.000	0,05	235	149
Dieselolie	Dieselolie	20	3.000	9	71	0,25

TABEL B.5

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA BRANCHEN OVERFLADEBEHANDLING AF METAL

Chloerede opløsningsmidler er, ved brug af kvalitetskravet for vinylchlorid, den mest betydende stofgruppe med høj standardkoncentration, lavt kvalitetskrav og et stort afstandskriterium. Ud over de chlorerede opløsningsmidler, kan også de polære opløsningsmidler, i dette tilfælde 2-propanol, og formaldehyd være afgørende for overskridelsesfaktoren.



FIGUR B.6

OVERSKRIDELSESFAKTORNEN VED OVERFLADEBEHANDLING AF METAL VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER AFKORTET FOR AT SE VARIATIONEN MELLEM DE FORSKELLIGE STOFFER. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1.

B.2.1.5 Aktivitet: Metal, maling og lakering af

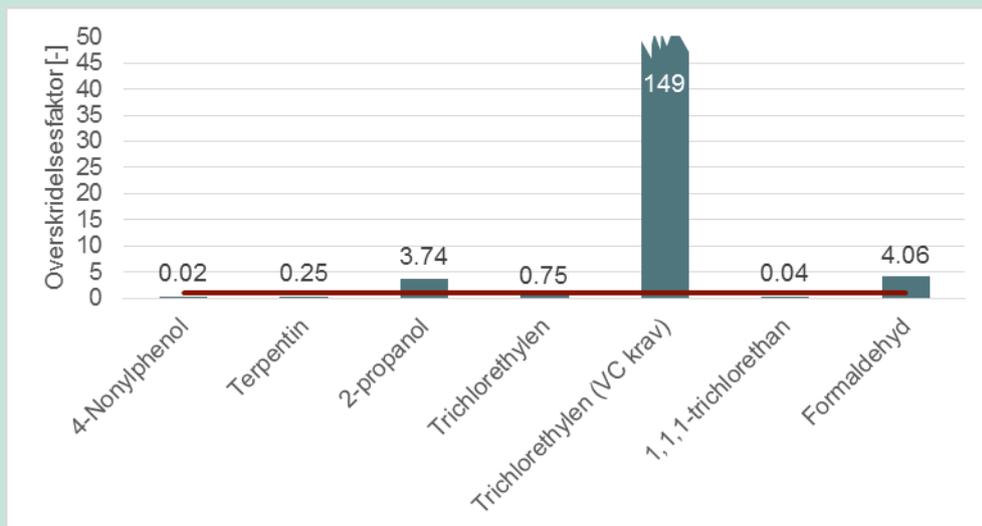
Aktiviteten "maling og lakering af metal" deler stoffer med brancherne maskinindustri, autolakering og overfladebehandling af metal, se

Tabel B.6. Defaultarealet anvendt ved aktiviteten maling og lakering af metal er 78,5 m². Der er igen anvendt en infiltration på 300 mm/år i forureningsfluxen og en vurdering i forhold til opblanding i et lille vandløb med en medianminimumsvandføring på 1 l/s. For denne aktivitet er det, hvis kvalitetskravet for vinylchlorid anvendes, chlorerede opløsningsmidler, der er den mest betydende stofgruppe. Se sammenligning af overskridelsesfaktorer i Figur B.7. Hvis ikke der er grundlag for mistanke om brug af chlorerede opløsningsmidler, er formaldehyd og de polære opløsningsmidler de mest betydende.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
4-Nonylphenol	4-Nonylphenol	90	9	0,3	0	0,02
Terpentin	Dieselolie	20	3.000	9	71	0,25
2-propanol	MTBE	110	50.000	10	1178	3,74
TCE	TCE	250	10.000	10	235	0,75
TCE (VC krav)	TCE	250	10.000	0,05	235	149
1,1,1-trichlorethan	1,1,1-trichlorethan	250	1.000	21	24	0,04
Formaldehyd	MTBE	110	50.000	9,2	1178	4,06

TABEL B.6

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA AKTIVITETEN "MALING OG LAKERING AF METAL".



FIGUR B.7

OVERSKRIDELSESFAKTOREN VED AKTIVITETEN MALING OG LAKERING AF METAL VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER AFKORTET FOR AT SE VARIATIONEN MELLEM DE FORSKELIGE STOFFER. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1.

B.2.1.6 Aktivitet: Tjærepladser, tjæring af fiskenet

For tjærepladser er det interessant at se, hvilken indflydelse de fire specifikke stoffer, der som standard er koblet på denne aktivitet, har på overskridelsesfaktoren. Defaultarealet anvendt ved aktiviteten tjærepladser, tjæring af fiskenet er 7854 m². I Tabel B.7 ses de stoffs specifikke inputdata, der er brugt i beregningen af overskridelsesfaktoren. Standardarealet tilknyttet denne aktivitet er 7850 m². Der er brugt en infiltration på 300 mm/år samt en medianminimumsvandføring på 1 l/s som ved de øvrige brancher og aktiviteter. De fleste tjærepladser ligger ud til især kysterne, men der er taget udgangspunkt i opblanding i et lille vandløb, så forudsætningen er ens i forhold til de øvrige analyser af brancher og aktiviteter. Ved udtørrede kyststrækninger og kyststrækninger, hvor den modellerede fortynding er mindre end 1, anvendes en fortyndingsværdi på 1, som i dette regneeksempel.

Stof	Modelstof	Afstandskriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
		[m]	[µg/l]	[µg/l]	[g/år]	[-]
Naphthalen	Benzen	70	400	2,4	942,0	12,5
Phenol	Phenol	35	1300	7,7	3060,0	12,6
Petroleum	Dieselolie	20	3000	9	7070,0	24,9
Benz[a]pyren	Fluoranthen	10	30	0,05	70,7	44,8

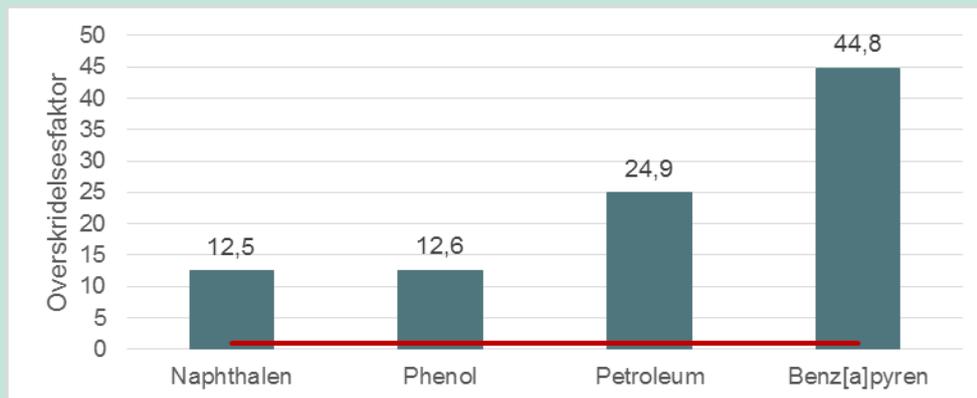
TABEL B.7

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA AKTIVITETEN "TJÆREPLADSER, TJÆRING AF FISKENET"

De stoffer, som kan være særligt interessante at se effekten af ved denne aktivitet, er de flygtige komponenter: Naphthalen, phenol og petroleum. Dette skyldes, at tjæring af garn ophørte for mere end 60 år siden, hvormed andelen af flygtige komponenter forventes at være væsentlig reduceret (fordampet, nedbrudt mv.). Forureningsundersøgelser på tjærepladser har derfor typisk udelukkende omfattet jordprøver, hvorfor erfaringer omkring koncentrationerne i vandfasen på denne type lokalitet er meget begrænset.

Overskridelsesfaktoren på lokaliteter med tjærepladser viser, at benz[a]pyren er det mest betydende stof koblet til denne lokalitet (se Figur B.8). Overskridelsesfaktoren er 80 % større end for petrole-

um, der har det næsthøjeste overskridelsesfaktor. Dette skyldes blandt andet det lave kvalitetskrav for vandopløselige PAH forbindelser (modelstof fluoranthen). Dette skal dog ses i sammenhæng med det lave afstandskriterium, som er knyttet til benz[a]pyren på 10 m, hvilket betyder, at en lokalitet skal ligge forholdsvis tæt på overfladevand, før der beregnes en overskridelse i forhold til dette stof. Det vil sige, at for lokaliteter, som ligger mere end 10 m fra overfladevand, vil det være de mobile stoffer, som har indflydelse på overskridelsesfaktoren. Tjærepladser ligger typisk direkte op mod overfladevandsrecipienten.



FIGUR B.8
OVERSKRIDELSESFAKTORNEN VED TJÆREPLADS VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESFAKTOR PÅ 1.

B.2.1.7 Lossepladser

En del af de lokaliteter, som indgår i screeningsværktøjet, er fyld- og lossepladser. Ifølge Miljøstyrelsen, 2014f, er der i Danmark ca. 3.000 fyld- og lossepladser, som er meget forskellige i forhold til alder, størrelse, affaldstyper og fysisk placering i landskabet. Der er derfor koblet 10 stoffer på disse lokaliteter, som dækker lossepladsperkolat, miljøfremmede mobile stoffer og metaller.

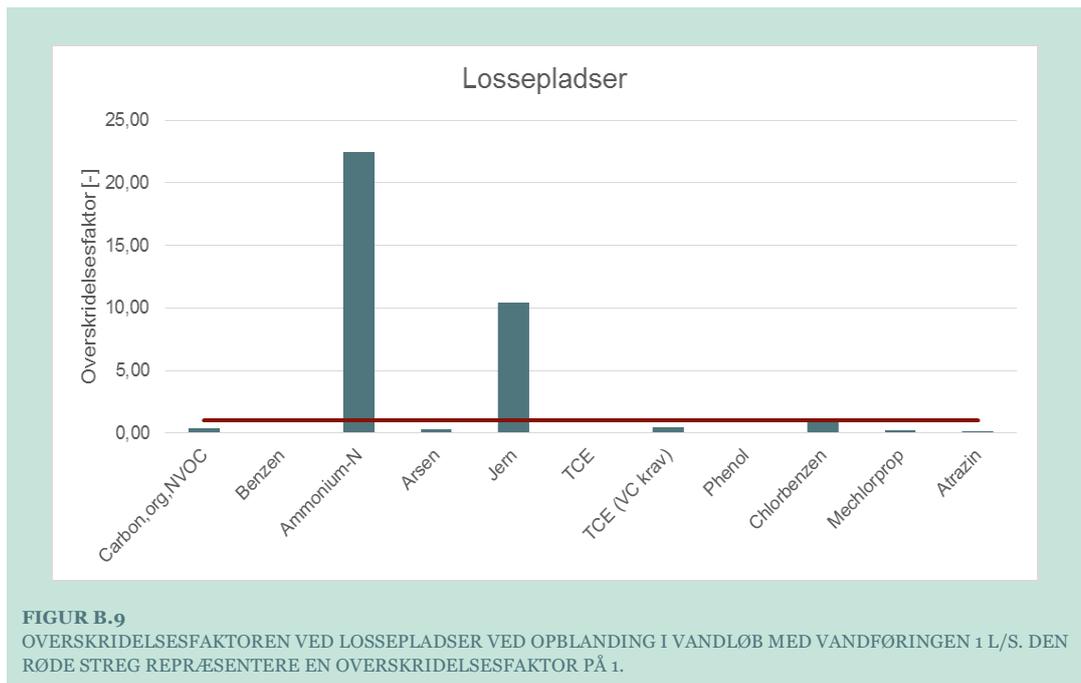
Udregningen af forureningsfluxen fra lossepladser inkluderer et estimat af kildearealet for de forskellige stoffer ud fra 20 % af det kortlagte areal af lossepladsen for perkolat og de miljøfremmede stoffer samt hele det kortlagte areal for metallerne (Miljøstyrelsen, 2014f), se Tabel B.8. I denne testberegning af fluxen fra lossepladser er der brugt et lossepladsareal på 10.000 m², vandføring på 1 l/s og en infiltration på 300 mm/år.

Stof	Afstands-kriterium	Konc.	Kvalitetskrav	Medregnet areal	Udregnet flux	Overskridelsesfaktor
	[m]	[µg/l]	[µg/l]	[%]	[g/år]	[-]
Carbon,org,NVOC	100 m	73.000	4000	20%	43800	0,35
Benzen	70 m	9	10	20%	5	0,02
Ammonium-N	100 m	59.000	50	20%	35400	22,45
Arsen	50 m	13	4,3	100%	38	0,28
Jern	100 m	55.000	100	20%	33000	10,46
TCE	100 m	1	10	20%	1	0,00
TCE (VC krav)	100 m	1	0,05	20%	1	0,42
Phenol	35 m	3	7,7	20%	2	0,01
Chlorbenzen	110 m	50	1	20%	30	0,95
Mechlorprop	180 m	220	18	20%	132	0,23
Atrazin	110 m	3	0,6	20%	2	0,11

TABEL B.8

INPUT DATA TIL BEREGNING AF FORURENINGSFLUX FRA LOSSEPLADSER JF. MILJØSTYRELSEN 2014A-E SAMT INFILTRATION PÅ 300 MM/ÅR OG MEDIANMINIMUMSVANDFØRING 1 L/S

Resultatet af denne analyse ses i Figur B.9, hvor den beregnede overskridelsesfaktor for hvert stof er sammenlignet. Ud fra denne analyse ses det, at det er de to perkolatstoffer, ammonium-N og jern, som er de mest betydende faktorer i forhold til overskridelsesfaktoren. Disse har også begge relativt høje afstandskriterier (100 m). Samtidig viser analysen, at de miljøfremmede mobile stoffer og metaller kun har en minimal betydning i forhold til påvirkningen af nærliggende overfladevand. Det er dog vigtigt at bemærke, at såfremt der er stoffer på en lokalitet med en V2-kortlægning, som har været årsag til kortlægning, så vil screeningen blive gennemført på baggrund af de koncentrationer, der er defineret for de traditionelle punktkilde og ikke de koncentrationer, der er defineret for lossepladser.

**FIGUR B.9**

OVERSKRIDELSESAKTØREN VED LOSSEPLADSER VED OPBLANDING I VANDLØB MED VANDFØRINGEN 1 L/S. DEN RØDE STREG REPRÆSENTERER EN OVERSKRIDELSESAKTØR PÅ 1.

B.2.2 Betydning af fugacitetsberegninger i resultatet af screeningen

I screeningsværktøjet bruges vandkoncentrationer til beregning af risikoen for overfladevand. I de tilfælde, hvor man kun har jordkoncentrationer eller poreluftskoncentrationer for et stof, kan dette omregnes til en vandkoncentration vha. *fugasitet's* modulet i JAGG2. Denne fugacitetsberegning er baseret på generelle betragtninger omkring relationen mellem stof i forskellige medier og inkluderer herunder antagelser omkring sorption mv. Vand-, luft- og jordkoncentrationen skal være i ligevægt for at antagelserne omkring fugacitetsberegningen er gyldig. Beregningen kan dermed ikke tilgodese lokale forhold, hvorved det ikke er muligt at foretage en egentlig analyse af betydningen ved at anvende fugacitetsberegning på en jordkoncentration i forhold til, hvis man havde et konkret analyseresultat i en vandprøve. Sagsbehandleren skal være opmærksom på at der både kan være tale om over- og underestimat af koncentrationen ved anvendelse af fugasitet i stedet for en vandkoncentration. Anvendelse af fugasitet i JAGG2 er yderligere beskrevet på www.mst.dk.

B.3 Opblanding i vandløb

Opblanding af forureningsfluxen i vandløb beregnes ved formlen nedenfor, hvor $C_{opblandet}$ er den opblandede koncentration i vandløbet, $J_{lokalitet}$ er den estimerede forureningsflux fra lokaliteten, og $Q_{vandløb}$ er medianminimumsvandføringen (Miljøstyrelsen, 2015). Alle indsamlede værdier for medianminimumsvandføringen er implementeret i screeningsværktøjet, se mere om hvor dataene kommer fra i afsnit 3. For de vandløbsstrækninger, hvor der ikke findes en målt værdi bruges defaultværdien beskrevet i afsnit 3.1.2 i rapporten.

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{Q_{\text{vandløb}}}$$

LIGNING 7

Ud fra denne opblandede koncentration findes overskridelsesfaktoren på baggrund af kvalitetskra-
vet for det specifikke stof.

Variationen i opblandingen i vandløb i Jylland samt på Sjælland, Fyn og øvrige øer er undersøgt ud
fra indsamlede medianminimumsvandføringer, som er tilgængelige i screeningsværktøjet. I dette
datasæt er hver vandløbsstrækning tilknyttet en medianminimumsvandføring. For de vandløbs-
strækninger, hvor der ikke er en tilgængelig medianminimumsvandføring er der som tidligere
nævnt anvendt en defaultværdi. Analysen omfatter de oprindelige tildelte defaultværdier, som på
baggrund af analysen efterfølgende er blevet ændret. I Tabel B.9 er listet de oprindelige defaultvær-
dier.

Vandløbstype	Defaultværdi for Jylland [l/s]	Defaultværdi for Sjælland, Fyn og øerne [l/s]
Type 1	2	1
Type 2	200	50
Type 3	8.000	500

TABEL B.9

DE OPRINDELIGE DEFAULTVÆRDIER FOR VANDLØB I SCREENINGSVÆRKTØJET (MILJØSTYRELSEN, 2014E)

Vandløbstyperne, brugt til inddeling af vandløb i kategorier, afspejler ikke selve størrelsen på vand-
løbet, men nærmere vandløbets rolle i å-systemet. Dette vanskeliggør at fastsætte defaultværdier for
hver vandløbstype, hvor risikoen ikke over- eller undervurderes. I Tabel B.10 kan procentdelen af
indsamlede data på de forskellige vandløbstyper ses. Generelt er der den mindste andel af indsam-
lede medianminimumsdata for type 1 vandløbene.

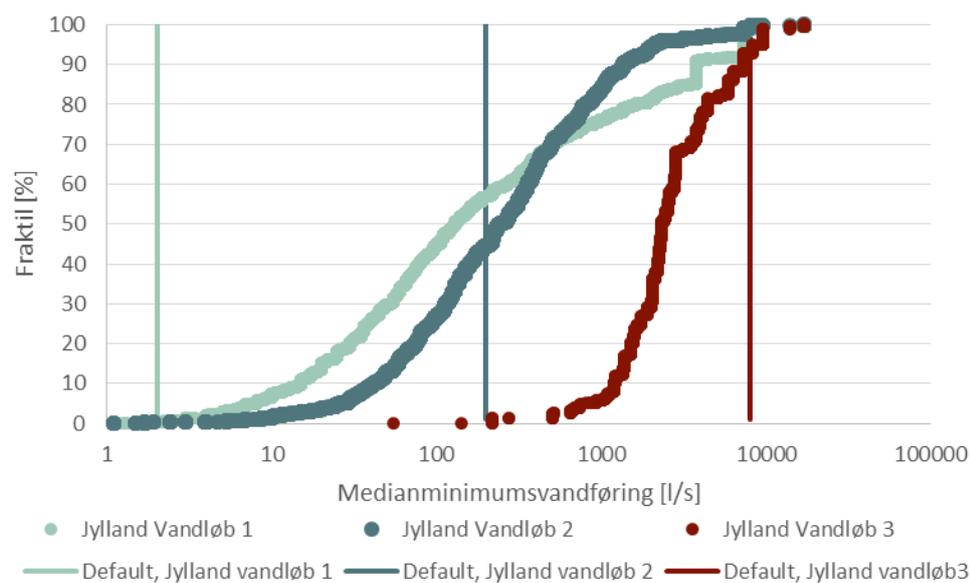
Vandløbstype	Antal vandløb	Andel med default værdi [%]	Andel med medi- anminimums- vandføring [%]
Jylland - Type 1	37.903	38,9	61,1
Jylland - Type 2	23.673	24,2	75,8
Jylland - Type 3	3.661	27,1	72,9
Sjælland, Fyn og Øer - Type 1	10.820	66,0	34,0
Sjælland, Fyn og Øer - Type 2	6.161	48,5	51,5
Sjælland, Fyn og Øer - Type 3	561	47,8	52,2

TABEL B.10

OVERSIGT OVER DATASÆTTET MED MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER DELT OP PÅ JYLLAND OG SJÆLLAND, FYN
OG ØER, SAMT I DE FORSKELLIGE VANDLØBSTYPER. DET KAN I TABELLEN SES HVOR STOR EN PROCENTDEL AF
MEDIANMINIMUMSDATAENE DER STAMMER FRA EN MÅLT VÆRDI KONTRA EN DEFAULTVÆRDI.

Der er konstateret afvigelser i nogle indsamlede medianminimumsvandføringer, hvor der findes
meget høje værdier på 13.950 l/s og 16.900 l/s for disse type 1 og 2 vandløb. Vandløbets størrelse er
undersøgt ved luftfotos. Dette gælder 66 vandløb type 1 vandløb i Jylland og 27 type 2 vandløb i
Jylland. Derudover er der forholdsvis høje vandføringer i 27 type 1 vandløb Sjælland, Fyn og øvrige
øer på 830 – 930 l/s. Disse værdier medtages ikke i den statistiske analyse af medianminimums-
vandføringen i nærværende projekt, da værdierne er vurderet usandsynlig høje for det pågældende
vandløb.

I Figur B.10 og Figur B.11 ses fraktildiagrammer over medianminimumsvandføringer i de to
datasæt, hhv. Jylland og Sjælland, Fyn og øer, også de oprindelige default værdier er vist på figurerne.
I Tabel B.10 er andelen af de oprindelige defaultværdier for forskellige typer vandløb beskrevet.

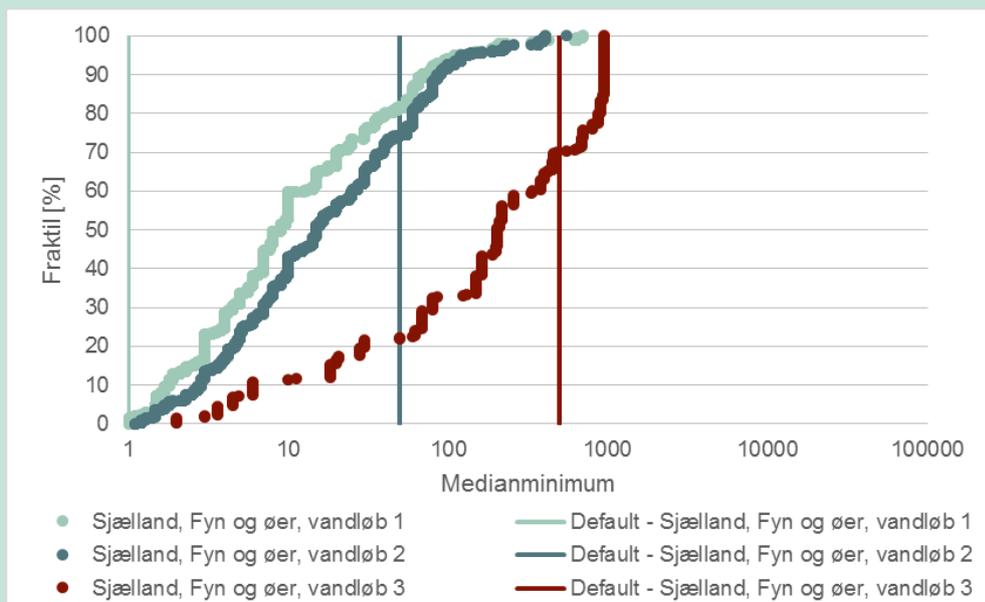


FIGUR B.10
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG OPRINDELIGE DEFAULTVÆRDIER I JYLLAND FOR DE TRE VANDLØBSTYPER. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 23200, 18000 OG 2700 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

For vandløb i Jylland varierer de indsamlede data for medianminimumsvandføringen inden for hver type. Den største variation ses i type 1 og 2 vandløb, hvor vandføringerne er fordelt i et spænd fra 1 l/s til 10.000 l/s. For type 3 har 98 % af vandløbene variationen fra 500 l/s og 17.000 l/s, se Figur B.10.

For datasættet for Jylland ses det, at den oprindelige defaultværdi for type 1 vandløb (2 l/s) svarer til under 1 % af de indsamlede data. I 99% af tilfældene vil medianminimumsvandføringen være højere end 2 l/s, hvorfor brug af denne defaultværdi har ledt til et overestimat af risikoen for størstedelen tilfældene jf. Ligning 7, hvis det antages, at de ikke opmålte vandløb følger samme fordeling. Den maksimale afvigelse på overskridelsesfaktoren i type 1 vandløb svarer til mere end en faktor 5000. For type 2 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til 45 % fraktilen, hvilket betyder, at der i omkring 45 % af tilfældene er sket et overestimat vandføringen maksimal en faktor 50, mens der i 55 % af tilfældene er sket et underestimat af vandføringen på op til en faktor 150. For type 3 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til en 90 % fraktil. Brug af denne defaultværdi kan have ført til et overestimat af vandføringen i 90 % af tilfældene på op til en faktor 150 og et underestimat af vandføringen på op til en faktor 1,5 svarende til 10 % af tilfældene. Det er her vigtigt at have for øje, at et overestimat af vandføringen kan lede til et underestimat af risikoen.

Det er altså for type 1 vandløbene, at vi ser den største variation og dermed også den største afvigelse ved brug af den oprindelige defaultværdi i forhold til medianminimumsvandføringen.



FIGUR B.11
 INDSAMLEDE MEDIANMINIMUMSVANDFØRINGER OG DE OPRINDELIGE DEFAULTVÆRDIER I SJÆLLAND, FYN OG ØER FOR DE TRE VANDLØBSTYPER. FOR DE INDSAMLEDE DATA ER DER HHV. 3700, 3100 OG 300 DATA PUNKTER FOR TYPE 1, 2 OG 3 VANDLØB.

For vandløb på Sjælland, Fyn og øvrige øer varierer de indsamlede data for medianminimumsvandføringen på tilsvarende måde som for Jyllands-datasættet inden for hver type. Der ses her igen en stor variation i alle tre vandløbstyper. Se fraktildiagram i Figur B.11. Type 1 varierer fra 1 l/s til 700 l/s, type 2 varierer fra 1 l/s til 550 l/s og type 3 varierer fra 2 l/s til 950 l/s.

For datasættet for Sjælland, Fyn og øvrige øer fremgår det, at den oprindelige defaultværdi for type 1 vandløb (1 l/s) svarer til under 1 % af de indsamlede data. Brug af denne defaultværdi har ledt til et overestimat af risikoen for størstedelen tilfældene, hvis vi antager, at de ikke opmålte vandløb følger samme fordeling. Den maksimale afvigelse på overskridelsesfaktoren i type 1 vandløb svarer til mere end en faktor 1000. For type 2 vandløb svarer den oprindelige defaultværdi til 75 % fraktilen, hvilket betyder, at der i omkring 75 % af tilfældene er sket et overestimat af vandføringen på op til en faktor 45, mens der i 25 % af tilfældene er sket et underestimat på op til en faktor 10. For type 3 vandløb er den oprindelige defaultværdi svarende til en 70 % fraktil. Brug af denne defaultværdi kan have ført til et overestimat af vandføringen i 70 % af tilfældene på op til en faktor 250 og et underestimat af vandføringen i 30 % af tilfældene på op til en faktor 2.

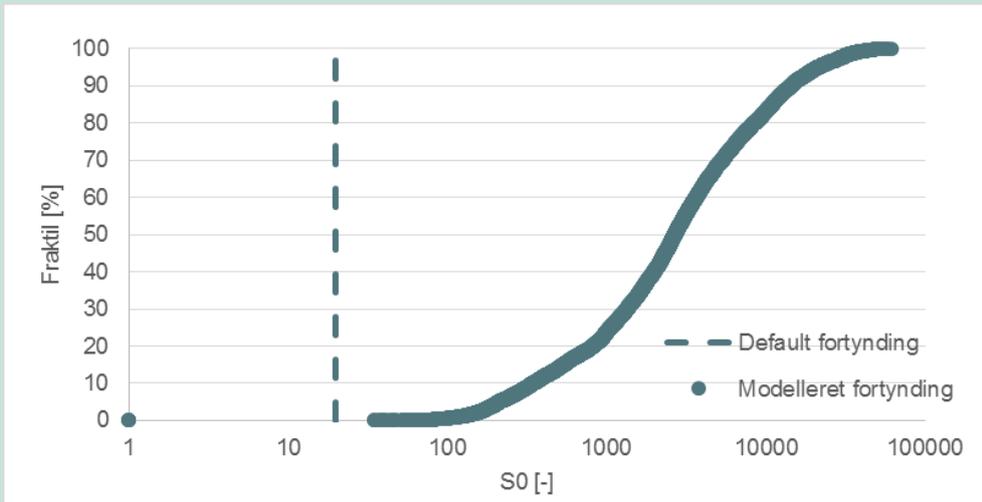
Det er derved også for vandløb på Sjælland, Fyn og øvrige øer type 1 vandløbene, hvor der er den største variation i vandføring og derved den største potentielle fejl ved brug af den oprindelige defaultværdi. Betydningen af under- og overestimat ved brug af defaultværdier på overskridelsesfaktoren er beskrevet i afsnit 4.2.1.

B.4 Fortyndning i søer

I søer er fortyndingen både afhængig af selve fortyndingsfaktoren, S_0 , men også ophobningen i søen (Miljøstyrelsen, 2015b). Dette er beskrevet i ligningen herunder:

$$C_{opblandet} = \frac{J_{lokalitet}}{S_0 * 0,1 \text{ l/s}} + \frac{J_{lokalitet}}{Q_{sø}} \quad \text{LIGNING 8}$$

Hvor $J_{lokalitet}$ er forureningsfluxen fra lokaliteten og $Q_{sø}$ er tilstrømningen til søen fra det øvrige opland (Miljøstyrelsen, 2014e). Fortyndingsfaktoren, S_0 , varierer mellem 1 og 60.000, se Figur B.12.



FIGUR B.12

FRAKTIL DIAGRAM FOR FORTYNDINGEN UDEN OPHOBNING, S_0 . DE MODELLEREDE FORTYNDINGSVÆRDIER ER ANGIVET MED CIRKEL (FED LINIE) MENS DEFAULT FORTYNDINGEN ER ANGIVET MED EN STIBLET LINIE. BEMÆRK LOGARITMISK X-AKSE.

For 80 % af søerne er defaultværdien for fortyndingsfaktoren på 20 anvendt, da en modelleret fortyndingsfaktor udelukkende er tilgængelig for 140 af de ca. 600 målsatte søer (Miljøstyrelsen, 2014e). Default værdien er generelt lavere end de modellerede fortyndingsværdier, da man ønsker en konservativ vurdering for disse, se Figur B.12, og dermed en overstimering af risikoen. Det er dog primært de store søer, der er medtaget i modellen, hvorfor det kan forventes, at fortyndingen i de resterende søer er mindre.

Der er i mere end 100 af de 140 modellerede målsatte søer angivet en værdi for tilstrømningen i søen i screeningsværktøjet, hvorved der her skal tages højde for ophobning af forureningen. I søer, hvor tilstrømningen er ukendt, er der ikke taget højde for ophobning i søen (Miljøstyrelsen, 2015b). Der ses ingen umiddelbart sammenhæng i størrelsen af tilstrømningen og fortyndingen når man kigger på datasættene. For at tydeliggøre sammenhængen mellem opblandet koncentration, fortyndingsfaktor og tilstrømningen til søen, der repræsenterer ophobningen, er den effektive fortynding S_1 defineret som Ligning 9 og Ligning 10:

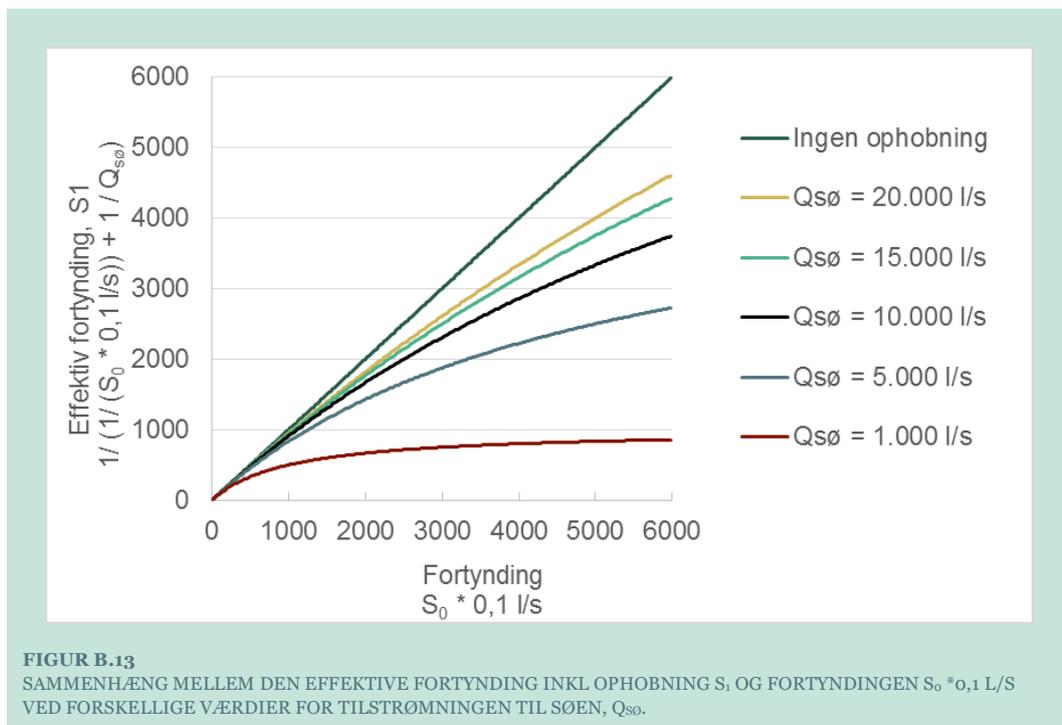
$$\frac{C_{opblandet}}{J_{lokalitet}} \quad \text{LIGNING 9}$$

Hvor den effektive fortynding inkluderer både ophobning og fortynding i søen, se Ligning 10.

$$S_1 = \frac{1}{\left(\frac{1}{S_0 * 0,1 \frac{\text{l}}{\text{s}}} + \frac{1}{Q_{sø}} \right)} \quad \text{LIGNING 10}$$

Tilstrømningen til søen, $Q_{sø}$, varierer mellem 1 og 20.000 l/s for de søer, der er med i screeningsværktøjet. For langt størstedelen af søer, hvor der ikke er modelleret en fortynding, S_0 , antages ingen ophobning.

I Figur B.13 er sammenhængen mellem den effektive fortynding, der inkluderer ophobning, fortyndingsfaktoren og tilstrømningen til søen, illustreret. Sammenhængen mellem fortyndingsfaktoren, S_0 , og den effektive fortynding, S_1 , er afbildet ved forskellige tilstrømning til søen, $Q_{sø}$.

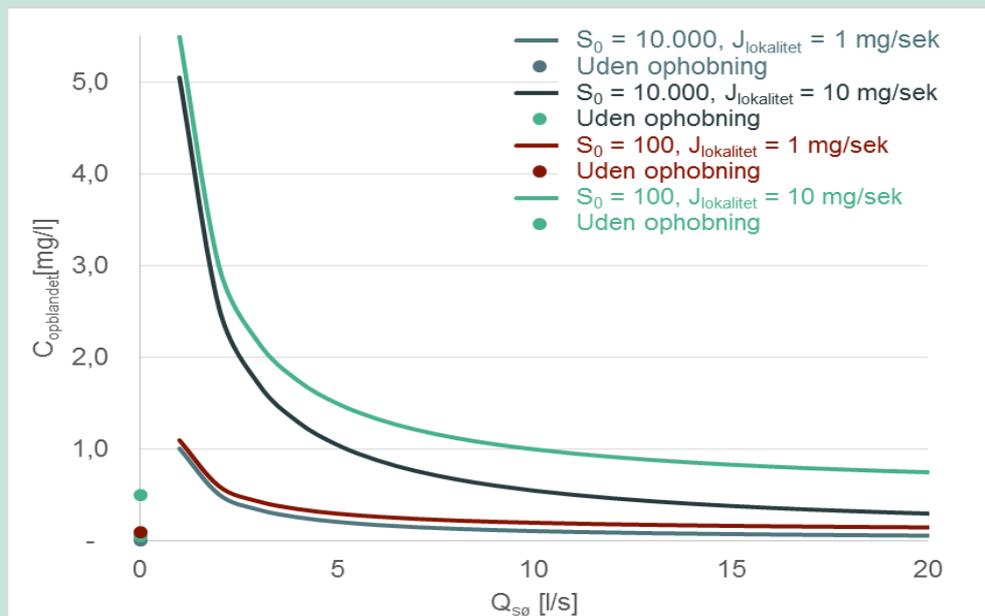


På Figur B.13 ses det, at såfremt der ikke tages højde for ophobning, vil der være en lineær sammenhæng mellem fortyndingen og den effektive fortynding. For søer, hvor der tages højde for ophobningen fremgår det, at jo mindre tilstrømningen er, jo større indflydelse har ophobningen på den effektive fortynding. Det vil med andre ord sige, at jo mindre tilstrømning, $Q_{sø}$, jo højere bliver den opblandede koncentration, $C_{opblandet}$.

I Figur B.14 er sammenhængen mellem forureningsflux, fortynding, tilstrømning til søen og den opblandede koncentration forsøgt illustreret. Den opblandede koncentration er afbilledet som funktion af vandtilstrømningen til søen, for at vurdere, hvornår vandtilstrømningen er en betydende faktor. Den opblandede koncentration uden ophobning er illustreret ved punkter med $Q_{sø} = 0$ l/s.

Figuren indeholder fire scenarier:

- Stor forureningsflux i forhold til lille fortynding (grøn linje)
- Stor forureningsflux i forhold til stor fortynding (sort linje)
- Lille forureningsflux i forhold til lille fortynding (rød linje)
- Lille forureningsflux i forhold til stor fortynding (blå linje)



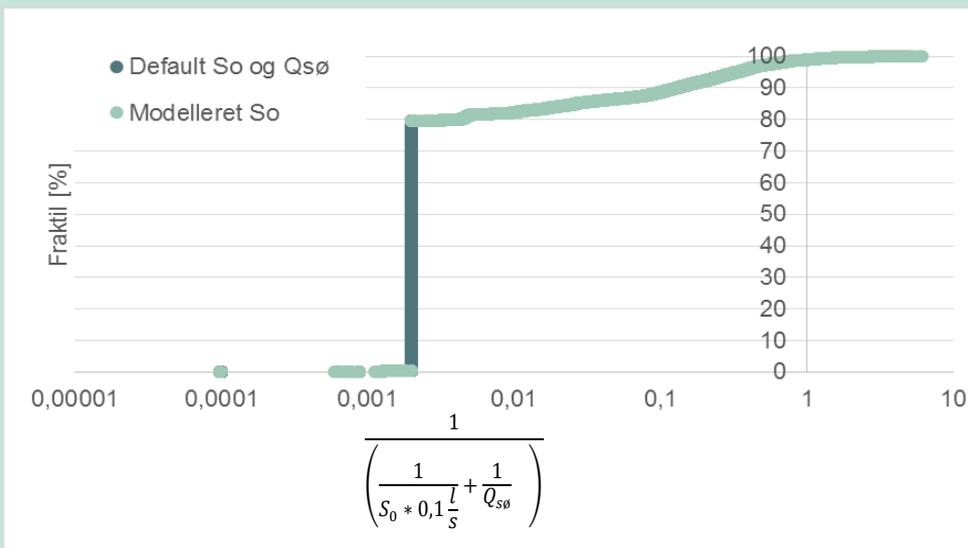
FIGUR B.14

SAMMENHÆNGEN MELLEM FORURENINGSFLUX, FORTYNDING, TILSTRØMNING TIL SØ OG OPBLANDET KONCENTRATION. GRØN: STOR FORURENINGSFLUX (10 MG/SEK) OG LILLE FORTYNDING (100). SORT: STOR FORURENINGSFLUX (10 MG/SEK) OG STOR FORTYNDING (10.000). RØD: LILLE FORURENINGSFLUX (1 MG/SEK) OG LILLE FORTYNDING (100). BLÅ: LILLE FORURENINGSFLUX (1 MG/SEK) OG STOR FORTYNDING (10.000). PRIKKER ILLUSTRERE OPBLANDET KONC. UDEN OPHOBNING. FARVEN ILLUSTRER OMSTÆNDIGHEDERNE.

STØRRELSEN PÅ FORURENINGSFLUX OG FORTYNDING ER VALGT I ET INTERVAL, HVOR BETYDNINGEN AF DE FORSKELLIGE PARAMETRE KAN ILLUSTRERES PÅ EN GRAD OG IKKE MED BAGGRUND I REELLE TAL.

Ud fra Figur B.14 ses det således, at jo større tilstrømningen, $Q_{sø}$, er, jo mindre forureningsstof ophobes der, og jo mindre betyder tilstrømningen i forhold til fortyndingen. Fortyndingen har kun lille betydning ved lav tilstrømning til søen, hvor linjerne for stor og lille fortynding følger hinanden, hhv. mørk blå og grøn, og rød og lys blå. Betydningen af fortyndingen stiger jo større tilstrømning der anvendes, idet afstanden mellem eks. den grønne og mørkeblå stregvokser jo længere man bevæger sig ud af x-aksen. Forureningsfluxen har generelt set stor betydning for den opblandede koncentration.

Et fraktildiagram for størrelsen af den effektive fortynding er vist i Figur B.15. Der er i figuren skelnet mellem værdier baseret på en default eller modelleret værdi for S_0 . Som tidligere beskrevet, er omkring 80 % af søbredden repræsenteret ved default værdier for både S_0 og $Q_{sø}$. Dette er tydeligt på denne figur, hvor omkring 80 % af søbredden har samme effektive fortynding.



FIGUR B.15

FRAKTILDIAGRAM FOR EFFEKTIV FORTYNDINGSFAKTOR INKL. OPHOBNING. DE LYSEGRØNNE PRIKKER INDIKERER EFFEKTIV FORTYNDING BASERET PÅ EN MODELLERET S_0 VÆRDI MENS, PRIKKER I DEN MØRKERE GRØNNE INDIKERER EFFEKTIVE FORTYNDINGSVÆRDIER BASERET PÅ EN DEFAULT VÆRDI FOR S_0 .

B.5 Erfaringsopsamling på tidligere testkørsler og analyser

I forbindelse med udarbejdelsen af screeningsværktøjet for overfladevand blev der lavet testkørsler af screeningsværktøjet til overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014e), samt en sensitivitetanalyse af den avancerede formel brugt i forbindelse med opblanding i vandløb (Miljøstyrelsen, 2014d). Viden fra disse analyser kan være brugbar i vurderingen af parametre i den bearbejdede screening og er derfor opsummeret i de følgende afsnit.

B.5.1 Testkørsler af screeningsværktøjet

Som en del af jordforureningers påvirkning af overfladevand - delprojekt 6 (Miljøstyrelsen, 2014e), er der udført en række testkørsler for at få et indtryk af forskellige parametres indflydelse på antallet af lokaliteter, hvor kvalitetskravet overskrides. De afprøvede parametre er beskrevet nedenfor:

- a) Brug af korttids kvalitetskrav:
Det generelle kvalitetskrav erstattes med korttidskriteriet for alle stoffer.
- b) Kvalitetskravet for de chlorerede opløsningsmidler:
Det specifikke kvalitetskrav for de enkelte stoffer bruges i stedet for kvalitetskravet for vinylchlorid (VC) for chlorerede opløsningsmidler.
- c) Kildeareal:
Oprindeligt antages worst-case koncentrationen over hele arealet. I testkørslen antages det, at 10 % af arealet har worst-case koncentration, mens resten af kildearealet har en koncentration på 1/10 af worst-case koncentrationen.
- d) Infiltration:
Infiltrationen, som er baseret på nettonedbøren i den pågældende kommune, ændres til 50 % af nettonedbøren.

- e) Stoffer på V2-lokaliteter
Udgangspunktet for screeningsværktøjet var, at lokaliteter kortlagt på V2 udelukkede screenes på baggrund af stoffer, mens V1 screenes på baggrund af brancher og aktiviteter. I testkørslen screenes både lokaliteter med V1 og V2 på brancher, aktiviteter og stoffer.

Antallet af lokaliteter der udgør en potentiel risiko for overfladevand og den procentvise ændring fra udgangspunktet er listet i Tabel B.11.

TABEL B.11

OVERSIGT OVER TESTKØRSLE. KOLONNEN "TOTAL" ANGIVER ANTALLET AF LOKALITETER, DER UDGØR EN POTENTIEL RISIKO FOR OVERFLADEVAND, MENS KOLONNEN "ÆNDRING" ANGIVER DEN PROCENTVISE ÆNDRING FRA UDGANGSPUNKTET.

Ændring	Total	Ændring
Udgangspunktet	2.983	
a) Korttidskriteriet	2.210	- 26 %
b) Specifikke kvalitetskrav for chlorerede opløsningsmidler	2.668	- 11 %
c) Ændring af kildearealet	2.219	- 26 %
d) Ændring af nettonedbør	2.818	- 6 %
e) Screening af V2-lokaliteter på aktiviteter og brancher	4.328	+ 45 %

Ud fra denne analyse blev der draget følgende konklusioner (Miljøstyrelsen, 2014e):

- a) Korttidskriteriet
Anvendelse af korttidskriteriet vil give en væsentlig ændring i antallet, som overskrider kvalitetskravene efter en automatisk screening. Årsagen hertil er, at korttidskravene ofte er højere end de generelle kvalitetskrav. Korttidskravenes anvendelse blev dog vurderet til at skulle anvendes i tilfælde af mere akutte situationer (f.eks. uheld), end hvad der er tilfældet for en længerevarende udsivning fra en punktkildeforurening. Det blev derfor besluttet, at det generelle kvalitetskrav for det specifikke stof jf. bek. nr. 1022 skulle anvendes.
- b) Specifikke kvalitetskrav for chlorerede opløsningsmidler
For den bearbejdede screening vil det være relevant at foretage en konkret vurdering af de lokaliteter, hvor der er konstateret forurening med chlorerede opløsningsmidler, herunder hvilke enkeltstoffer, der er tale om. De lokale forhold omkring udløb til overfladevandet og potentialet for nedbrydning af stofferne til vinylchlorid (VC) skal vurderes, såfremt der er sandsynlighed for anaerobe forhold nær rørskov mv.
- c) Ændring af kildearealet
Justering af kildearealet har en stor indflydelse på forureningsfluxen og dermed den opblandede koncentration i overfladevandet. Der bør med den bearbejdede screening foretages en nærmere vurdering af koncentrationsniveauerne i kildearealet og størrelsen heraf.
- d) Ændring af nettonedbør
Trods den lille effekt, bør der foretages en konkret vurdering af nettonedbøren i forbindelse med den bearbejdede screening, da en reduktion på 50 % kun er ment som et eksempel.
- e) Screening af V2-lokaliteter på aktiviteter og brancher
En screening af lokaliteter med en V2-kortlægning på branche og aktiviteter vil give en del flere lokaliteter med overskridelse af kvalitetskravene.

B.5.2 Følsomhedsanalysen af den avancerede fortyndingsmodel for vandløb

I screeningsværktøjet antages opblandingen i vandløb at ske i hele vandløbet og opblandingskoncentrationen kan derfor beregnes ved (Miljøstyrelsen, 2014d):

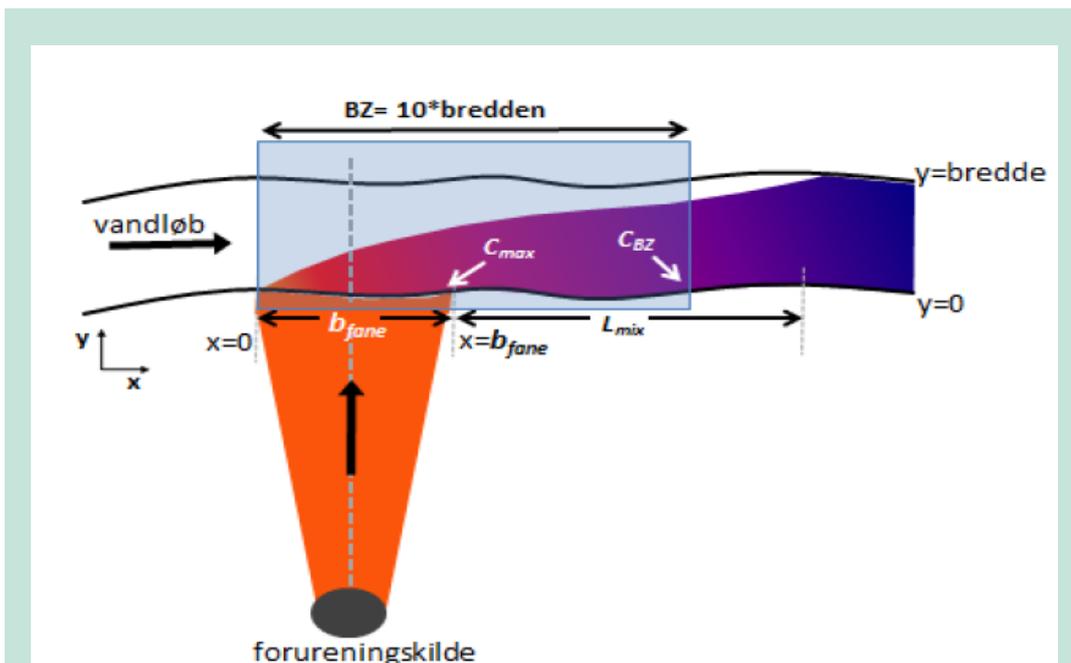
$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J_{\text{lokalitet}}}{Q_{\text{vandløb}}}$$

Denne antagelse har gennem en sensitivitetsanalyse vist sig at være acceptabel for små og mellemstore vandløb (Miljøstyrelsen, 2014d). I denne analyse har man brugt en avanceret fortyndingsformel, ligningen herunder, til at beregne den opblandede koncentration, C_{mix} .

$$C_{\text{mix}} = \int_0^{100} \left[\frac{J}{Q \cdot \sqrt{4\pi \frac{(100-x_0)0,3d_{\text{vandløb}}^2 \sqrt{gd_{\text{vandløb}}S}}{Q \cdot b_{\text{vandløb}}}}} \cdot \sum_{n=-150}^{150} \left\{ 2e^{-\left[\frac{n^2}{(x_0-100)0,3d_{\text{vandløb}}^2 \sqrt{gd_{\text{vandløb}}S}} \right]} \right\} \right] dx_0$$

Hvor Q er vandføringen i vandløbet, J er forureningsfluxen, $d_{\text{vandløb}}$ er vandløbsdybden, g er tyngdeaccelerationen, S er vandløbshældningen og $b_{\text{vandløb}}$ er vandløbsbredden.

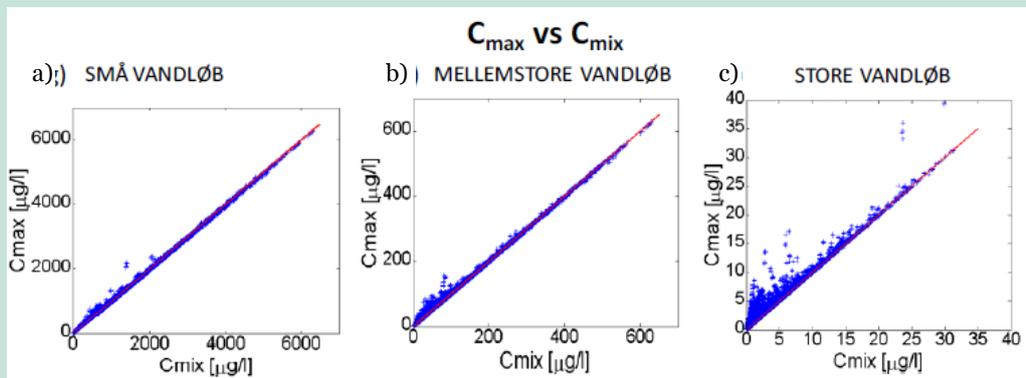
Den forventede maksimale koncentration ved forureningsfanen, C_{max} , og den fuldstændigt opblandede koncentration, C_{mix} , er sammenlignet for de tre vandløbstyper for at undersøge antagelsen om øjeblikkelig opblanding. Se en konceptuel model af opblandingen i vandløb i Figur B.16. Det er administrativt valgt at definere blandingszonen ($L_{\text{mix}}+b_{\text{fane}}$), som 10 gange vandløbsbredden (Miljøstyrelsen, 2014d). Uden for denne opblandingszone skal kvalitetskravet for de pågældende stoffer være overholdt for at en forurening ikke udgør en risiko for vandløbet.



FIGUR B.16
 KONCEPTUEL MODEL AF EN FORURENINGSFANE DER INDSIVER I ET VANDLØB SAMT PLACERINGS-
 KONTROLPUNKTET (X,Y) FOR PRØVETAGNING I VANDLØBET, HVOR DER ER OPNÅET FULDSTÆNDIG OPBLANDING. I
 VANDLØB SMALLERE END 2 M ANBEFALES DET DOG AT UDTAGE VANDPRØVEN VED $Y=B_{\text{VANDLØB}}/2$. VANDLØB-
 BETS STRØMNINGSRETNING ER LIGELEDEN ANGIVET (MILJØSTYRELSEN, 2014D).

Resultatet af denne sammenligning kan ses i Figur B.17, hvor en ret linje imellem beregnede C_{max} og C_{mix} værdier indikerer, at $C_{\text{max}} = C_{\text{mix}}$, hvilket bekræfter antagelsen. For små og mellemstore vandløb er sammenhængen fundet at være lineær i de fleste tilfælde, hvor tendensen er mindre tydelig, når man kigger på de store vandløb med egenskaber beskrevet i Tabel B.12. Det anbefales derfor, at man bruger den avancerede fortynding til beregning af koncentrationen i store vandløb. Desuden

giver antagelsen omkring opblandingszonen en fejl på forureninger med en stor fanebredde, hvorfor den avancerede formel også kan give et bedre estimat i disse sager.



FIGUR B.17

(A, B OG C) VISER PLOTTET AF C_{MAX} VERSUS C_{MIX} FOR TYPISKE DANSKE SMÅ, MELLEMLØB OG STORE VANDLØB. DE RØDE LINJER HAR HÆLDNINGEN 1, SÅLEDES AT PUNKTER OVER DENNE LINJE ILLUSTRERER AT C_{MAX} ER STØRRE END C_{MIX} . DETTE ER LANGT MEST UDTALT FOR DE STORE VANDLØB (MILJØSTYRELSEN, 2014D)

Der er desuden lavet en sensitivitetsanalyse af de seks parametre, der indgår i den avancerede formel til beregning af den opblandede koncentration. Analysen blev oprindeligt lavet med henblik på at undersøge muligheden for evt. at erstatte de mindst betydende parametre med defaultværdier. To relativt simple metoder er brugt i sensitivitetsanalysen; "One factor at a time"-analyse og "Global sensitivity analysis". I denne undersøgelse er der defineret øvre og nedre grænser for de undersøgte parametre, se disse værdier i Tabel B.12. Bemærk, at der ikke er undersøgt for vandløb smallere end 1 m eller vandløb bredere end 15 m, da det blev vurderet, at dette interval ($1\text{ m} < b_{\text{vandløb}} < 15\text{ m}$) dækkede de målsatte vandløb i Danmark. Dog er fanebredden i simuleringerne sat til 100 m og ikke 75 m som i delprojekterne.

TABEL B.12

OVERSIGT OVER DE ØVRE OG NEDRE GRÆNSER FOR DE 6 PARAMETRE I MODELLEN FOR DE TRE DANSKE VANDLØBSTYPER (SMÅ, MELLEMLØB OG STORE), MILJØSTYRELSEN, 2014D

Parameter	Nr.	Små vandløb		Mellemløb vandløb		Store vandløb	
		Nedre grænse	Øvre grænse	Nedre grænse	Øvre grænse	Nedre grænse	Øvre grænse
Vandløb							
Bredde (m)	1	1	2	2	10	10	15
Dybde (m)	2	0,2	0,75	0,75	2	2	5
Vandføring (m ³ /s)	3	0,001	0,01	0,01	0,2	0,2	8
Bundhældning (%)	4	0,1	10	0,1	10	0,1	10
Fane							
Bredde (m)	5	9	100	9	100	9	100
Forureningsflux (kg/år)	6	3	200	3	200	3	200

I Tabel B.13 er resultatet af sensitivitetsanalysen vist i en rangering af parametrenes vigtighed i beregningen af C_{max} . Det ses, at de mest betydende faktorer i beregningen for alle vandløbstyper er vandføringen og forureningsfluxen. For små vandløb er vandløbets dybde og bundhældning desuden følsomme parametre. For store vandløb er vandløbets bundhældning og forureningsfanens bredde følsomme parametre (Miljøstyrelsen, 2014d).

TABEL B.13
RANGERING AF DE 6 INPUT PARAMETRES BETYDNING FOR BEREGNINGEN AF C_{MAX}

C_{max}	Rangering	Små vandløb	Mellemstore vandløb	Store vandløb
Følsomme parametre	1	Vandføring	Vandføring	Vandføring
	2	Forureningsflux	Forureningsflux	Forureningsflux
	3	Vandløbets dybde	Bundhældning	Forureningsfanens bredde
	4	Bundhældning	Forureningsfanens bredde	Bundhældning
Ikke følsomme parametre		Forureningsfanens bredde	Vandløbets dybde	Vandløbets dybde
		Vandløbets bredde	Vandløbets bredde	Vandløbets bredde

Vurderer brugeren, at vandløbets størrelse ligger inden for kategorierne små og mellemstore vandløb, se Tabel 3.2 i afsnit 3.2.1 fejlen ved anvendelse af den simple fortyndingsformel lille, og der er derfor ikke behov for at finde disse data.

I de tilfælde, hvor blandingszonen som tidligere nævnt enten ophører før eller efter punktet, hvor der er fuldstændig opblanding i vandløbet (f.eks. større vandløb eller store fanebredder), bør den avancerede formel anvendes. Men som det fremgår af Tabel B.13, så indgår der følsomme parametre, som kan være vanskelige at fremskaffe. Det drejer sig især om bredden af forureningsfanen, mens de resterende parametre vil kunne fremskaffes ved en fysisk opmåling af vandløbet.

Jordforureningers påvirkning af overfladevand

Regionerne er i gang med at identificere de jordforureninger, der kan true søer, vandløb, fjorde og kystvande. Opgaven løses ved hjælp af Miljøstyrelsens screeningsværktøj. Miljørapporten er en parameter vurdering af de data der indgår i værktøjet.

Da alle data i screeningsværktøjet (bortset fra enkelte parameter for søer) er lineært afhængige, vil det typisk være parametrene variation der har betydning for screenings resultat sammenholdt med datatilgængeligheden og -kvaliteten. En del af arbejdet har derfor været at kortlægge spredningen i disse parametre, for at kunne kvalificere resultatet for den enkelte lokalitet. De parametre som indgår, er, stoffer og deres koncentration, areal af forureningen og infiltrationen, dvs. parametre som indgår i forureningsfluxen, parametre som er styrende for opblandingen i overfladevand, hvilket omfatter vandføringen i vandløb samt fortynding og ophobning i søer, fjorde og kyster.



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk