



**Miljø- og
Fødevareministeriet**
Miljøstyrelsen

Beregning af erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte miljøkvalitetskrav for 14 stoffer

MST id.nr. 849341

December 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: COWI (Claus C. Rebien, Carsten Lassen, Meta R. Brødsted, Lars G. Jensen, Thomas Ravn Kongerslev, Jesper Kjølholt, Mette M. Petersen, Signe Marie Ingvarsdén, Flemming Dahl)

ISBN: [xxx]

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
English summary	9
1. Indledning	12
2. Formål og metode	13
2.1 Formål	13
2.2 Overordnet metode	13
2.2.1 Inddragelse og interview	15
3. Data og resultater – renseanlæg og virksomheder	16
3.1 Metode, data, forbehold og afgrænsninger	16
3.1.1 Valg af scenarie	16
3.1.2 Afgrænsning af stoffer	16
3.1.3 Skønnede miljøkvalitetskrav og udlederkrav	17
3.1.4 Anvendte data fra databaser	20
3.1.5 Særbidragsmetoden som grundlag for beregningerne	21
3.2 Spildevandsforsyningernes renseanlæg, inkl. virksomheder med tilledning til disse	22
3.2.1 Aktuelle kapaciteter, belastninger og udløbskoncentrationer	22
3.2.2 Eksisterende renseanlægs effektivitet i relation til de omfattede stoffer	23
3.2.3 Bedste tilgængelige teknikker (BAT) i relation til de omfattede stoffer	24
3.2.4 Fælles renseløsning for spildevandsforsyningernes renseanlæg	31
3.2.5 Investerings- og driftsomkostninger	32
3.2.6 Fordeling af omkostninger på miljøfarlige stoffer	36
3.2.7 Økonomiske konsekvenser ved rensning for MFS på et af spildevandsforsyningernes renseanlæg	37
3.2.7.1 Opskalering, hvor der tages højde for recipient og vandtilstand	42
3.2.7.2 Centralisering	42
3.2.8 Følsomhedsanalyser på det gennemsnitlige MFS-renselanlæg	43
3.3 Virksomheder med direkte udledning	44
3.3.1 Aktuelle udløbskoncentrationer og vandmængder	44
3.3.2 Eksisterende renseanlægs effektivitet i relation til de omfattede stoffer	44
3.3.3 Bedste tilgængelige teknikker (BAT) i relation til de omfattede stoffer	46
3.3.4 Teknikker og enhedsomkostninger til at nedbringe koncentrationen til kravværdier	47
3.3.5 Økonomiske konsekvenser ved rensning på virksomhedsniveau	47
3.4 To case-eksempler	54
3.4.1 Case fra et renseanlæg	55
3.4.2 Case fra en virksomhed	56
4. Data og resultater - klapning af havsediment	59
4.1 Metode og afgrænsninger	59

4.2	Forudsætninger og forbehold	60
4.3	Datagennemgang	61
4.4	Analyse og beregninger	62
4.4.1	Geografisk overblik	64
4.4.2	Afstand til spulefelter og landdeponi	65
4.4.3	Restkapacitet for spulefelter og landdeponier	67
4.4.4	Modtagelse af andres sediment i spulefelter	67
4.4.5	Lystbådehavnes situation	68
4.4.6	Efterlevelseseomkostninger for erhvervet	68
4.4.7	Følsomhedsanalyse	69
4.4.8	Afværgeforanstaltninger	69
4.4.9	Teknologier til minimering af spredning under klapning	70
4.4.10	Teknologier i forbindelse med vandbesparelse mm. ved deponering i spulefelter og deponeringsanlæg	71
5.	Samlet konklusion	74
5.1	Renseanlæg, virksomheder med tilladning til disse og virksomheder med direkte udledning	74
5.1.1	Resultaternes nuancer	75
5.2	Klapning af havsediment	78
	Bilag 1.Referencer	80
	Bilag 2.Geografisk overblik	81
	Bilag 3.Afstand fra havn til klapplads, spulefelt og deponi	87
	Bilag 4.Tal der indgår i økonomisk beregning vedr. klapning	95

Forord

Miljø- og Fødevareministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområdets tilstand behov for at fastsætte nye miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS). Ministeriet har med denne rapport ønsket at undersøge de erhvervsøkonomiske konsekvenser af indførelsen af sådanne nye miljøkvalitetskrav.

Formålet med opgaven er at estimere de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte nye, skønnede miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for udvalgte miljøfarlige stoffer, for spildevandsforsyningernes renseanlæg og virksomheder med tilslutningstilladelse til renseanlæg, virksomheder med direkte udledninger samt klappning af havsediment. Der er i undersøgelsen taget udgangspunkt i 14 stoffer og stofgrupper.

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Beregningerne giver dermed Miljøstyrelsen en overordnet benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, når branchen skal leve op til de nye krav.

Undersøgelsen er finansieret af Miljøstyrelsen og blev udarbejdet af COWI A/S i perioden fra marts til december 2020. Undersøgelsen er fulgt af Miljø- og Fødevareministeriet (Miljøstyrelsen) og Miljø- og Fødevareministeriet (Departementet).

Sammenfatning

Formålet med opgaven er at estimere de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte nye, skønnede miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for udvalgte miljøfarlige stoffer, for spildevandsforsyningernes renseanlæg og virksomheder med tilslutningstilladelse til renseanlæg, virksomheder med direkte udledninger samt klappning af havsediment.

Der er i undersøgelsen taget udgangspunkt i 14 stoffer og stofgrupper. Efter en indledende analyse er der for de tre områder, som undersøgelsen vedrører, fokuseret på et mindre antal stoffer. Følgende 12 stoffer indgår i undersøgelsen vedrørende renseanlæg og virksomheder med direkte udledning:

- Tungmetallerne: arsen, bly, kobber, krom, nikkel, zink
- DEHP, som anvendes som repræsentant for blødgørerne, da DEHP findes i de højeste koncentrationer i spildevand, og der er få data på DEHA og DINP, som ellers er de blødgørere, som anvendes i dag
- Benz(a)pyren, som indikator for PAH, og som forekommer sammen med fluoranthen.

Følgende stoffer indgår i undersøgelsen vedrørende klappning:

- Tungmetallerne: cadmium, kviksølv, arsen, krom, kobber, bly, nikkel og zink
- TBT
- PAH'er: benz[a]pyren og fluoranthen
- PCB: 28, 101, 138, 153 og 180.

I opgavens indledende fase er der gennemført en systematisk og iterativ afklarings- og afgrænsningsproces mellem Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriets departement og COWI med henblik på at udarbejde opgavens detaljerede projektbeskrivelse. På den baggrund er der udarbejdet en pragmatisk erhvervsøkonomisk beregningsmodel, som det bedst har kunnet lade sig gøre givet de tidsmæssige rammer og økonomien for projektet samt givet de data, Miljøstyrelsen har kunnet stille til rådighed. Denne beregningsmodel er anvendt, hvad angår renseanlæg, virksomheder med tilladelse til renseanlæg og virksomheder med direkte udledning. For klappning af havsediment er anvendt en metode fastsat af og tidligere anvendt af Miljøstyrelsen.

Rapporten indeholder to casestudier, der viser for henholdsvis et renseanlæg og en virksomhed, hvorledes specifikke forhold spiller ind på de økonomiske konsekvenser af at indføre de nye, skønnede grænseværdier for netop de to. De to casestudier viser da også nogle resultater, der afviger fra gennemsnitsberegningerne.

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Beregningerne giver dermed Miljøstyrelsen et benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, når branchen skal leve op til de nye, skønnede krav.

Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger. Resultaterne siger dermed ikke nødvendigvis noget om konsekvenserne af at indføre de nye, skønnede grænseværdier for de enkelte renseanlæg, virksomheder eller havne. Der vil skulle foretages konkrete og specifikke konsekvensberegninger for hvert renseanlæg, virksomhed eller havn, som tager højde for de særlige forhold, der gør sig gældende i hvert enkelt tilfælde.

Undersøgelsen konkluderer:

Indførelsen af nye kravværdier anslås at medføre betydelige erhvervsøkonomiske omkostninger for renseanlæg, virksomheder og havne.

Den samlede investeringsomkostning til et 4-trins anlæg på alle 289 MBNDK-reseanlæg i Danmark vil beløbe sig til 6,35 milliarder kr. baseret på et gennemsnit anlæg på 250 m³/h. Den årlige meromkostning for driften af disse anlæg vil beløbe sig til 1,44 milliarder kr. svarende til 22,45 milliarder kr. i nutidsværdi over levetiden på 25 år. Samlede omkostninger over levetiden (invest+drift NPV) er 28,8 milliarder, svarende til en årlig omkostning (annuitet) på 1,84 milliarder kr.

Det skal understreges, at omkostningskonsekvenserne er baseret på de foreliggende tal og den valgte metode. Der er flere forhold, der peger på, at den valgte beregningsmetode sandsynligvis fører til en over-estimering af omkostningskonsekvenserne. I rapportens kapitel 2.2 vises en oversigt over de forhold, der peger på, at metoden fører til en over-estimering af de samlede omkostningskonsekvenser.

Resultaterne siger noget om, hvad det maksimalt kan komme til at koste renseanlæg og virksomheder, men ikke hvor store dele af omkostningerne, der kan ende med at blive opkrævet som særbidrag fra virksomheder med tilladning til renseanlæg. Undersøgelsen har ikke opgjort omkostningerne separat for de virksomheder, der allerede i dag har en tilslutningstilladelse med tilladning af et eller flere af de 14 stoffer, og som enten skal betale et særbidrag eller etablere rensning. I rapportens Kapitel 5.1 samles en række af de nuanceringer af konklusionen, som man skal holde sig for øje. Her nævnes de vigtigste af disse:

- Der er en generel tendens til at centralisere spildevandsforsyningen til større renseanlæg. Ledes alt spildevand til anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m³/h, og investeres der i den yderligere 4-trins rensning på denne størrelse anlæg, opnås der stor driftsfordele, hvormed den samlede øgede driftsomkostning vil være lavere end estimeret på det gennemsnitlige renseanlæg. Stordriftsfordelen vil udgøre ca. 2,85 milliarder kr. over de 25 år.
- Renseanlæggenes samlede omkostninger vil afhænge af fortyndingsniveauet. Forskellen mellem basis (10) og fortyndingsfaktor 10 er, at i basis medtages samtlige fire rensetrin for alle 289 anlæg, hvorimod i fortyndingsfaktor 10 er det kun anlæggene, der overskrider miljøkvalitetskravene for tungmetallerne relateret til de specifikke rensetrin, der medtages i beregningerne. Dermed opnås en lavere samlet investeringsomkostning, på trods af at fortyndingsfaktoren er 10 i begge disse scenarier. Den mere detaljerede vurdering af hvert anlæg i forhold til recipient medfører en reduktion i den samlede omkostning (investering og driftsomkostninger) fra 28,8 milliarder kr. til 19,8 milliarder kr. Denne reduktion skyldes, at anlæggene til en fersk recipient helt kan udelade rensetrin 1 og 25 % af anlæggene kan udelade rensetrin 3.

De udgifter, der i rapporten er beregnet for virksomheder med direkte udledning, vil også være retningsgivende for, hvad det reelt vil kunne koste for virksomheder med tilladning til renseanlæg, hvis de vælger selv at rense ved kilden.

Hvis de 29 virksomheder med direkte udledning til recipient anvendes som eksempel, vil det i det benyttede beregningsmæssige princip på baggrund af særbidrag - for en gennemsnitlig virksomhed betyde, at det vil koste 1.305.000 kr./år at tillade til et renseanlæg med de nye

udlederkrav, hvorimod det i gennemsnit vil koste 840.000 kr./år at investere i etablering og drift af eget renseanlæg på virksomheden.

Investorer samtlige 29 virksomheder med direkte udledning til recipient i en lokal end-of-pipe-renseløsning, beløber den samlede investering sig til 157 millioner kr. med en årlig driftsomkostning på 13 millioner kr. Den årlige merudgift (investerings- og driftsbidrag) beløber sig dermed til 23,2 millioner kr. for de 29 virksomheder sammenlagt.

Der er dog stor variation i virksomhederne imellem, hvilket betyder, at tallene ikke kan overføres direkte til alle virksomheder. Der skal foretages virksomhedsspecifikke vurderinger i hvert enkelt tilfælde. For nogle virksomheder vil det fortsat være billigere at tildele til renseanlæg og betale det forhøjede særbidrag, mens det for andre vil være økonomisk fordelagtigt at investere i en lokal renseløsning på virksomheden og dermed slippe for at betale særbidrag. Det er primært forskellen i koncentrationer af tungmetaller og mængden af årlig vandføring, som afgør, om det kan betale sig eller ikke betale sig at investere i lokale virksomhedsløsninger.

I forbindelse med klappning er vurderingen i rapporten alene foretaget på baggrund af de nye, skønnede grænseværdier og koncentrationen i det sediment, der er klappet i perioden 2013 til og med 2018. Der er således ikke set på, om vandområdet i sin helhed bliver påvirket af klappning af sediment, der indeholder koncentrationer over de nye, skønnede grænseværdier. Vurderingen af, hvor meget der i fremtiden kan eller ikke kan klappes er dermed alene en 'worst case'-analyse.

Det er konklusionen, at mængden af sediment, der ved indførelsen af de nye, skønnede grænseværdier ikke længere vil kunne klappes, anslås til at være 3.004.526 tons/2.414.860 m³ pr. år, svarende til 80 % af den gennemsnitlige mængde, der klappes pr. år. Med denne mængde vil de nuværende spulefelters restkapacitet være brugt op i løbet af 4,3 år, mens landdeponierne vil være fyldt op efter 0,8 år. Der vil derfor være et behov for udvidelse af spulefelterne og deponiernes kapacitet.

Forøgelse af landdeponiernes kapacitet kræver en udvidelse af de eksisterende deponier eller etablering af nye. Erfaringsbaserede tal viser, at et deponi koster gennemsnitligt 775 kr./m² at etablere. Dertil kommer en stor omkostning i form af afgift til staten. De samlede omkostninger for at kunne håndtere de øgede mængder beløber sig således til 3,5 milliarder kr. pr. år. Krav om miljøgrab vil øge omkostningerne, men dog ikke signifikant i forhold til de øvrige omkostninger.

Ønsker man i stedet at anvende spulefelter, vil omkostningerne ikke være nær så høje. Der skal etableres nye og/eller udvides eksisterende spulefelter. En indeksreguleret pris for etablering af et spulefelt er oplyst til at være 13,3 kr./m³. De samlede omkostninger for at kunne håndtere de øgede mængder med en spulefeltsløsning beløber sig således til 135 millioner kr. pr. år. Stilles krav om recirkulering af vand vil omkostningen øges med yderligere 5 kr./m³ og den samlede omkostning vil således blive 147 millioner kr. pr. år.

Rapportens kapitel 5 indeholder en række vigtige nuanceringer af konklusionerne, som ikke er indeholdt i denne sammenfatning.

English summary

The study purpose is to estimate the consequences for business economics of defining new, estimated environmental quality requirements for sediment and/or biota for selected environmentally harmful substances applicable to treatment plants operated by wastewater utilities, companies with permit to connect to treatment plants, companies practising direct discharge, as well as dumping of ocean sediments.

The study treats 14 substances and substance groups. Following an initial analysis, focus is on a smaller number of substances. The following 12 substances are part of the study regarding treatment plants and companies practising direct discharge:

- Heavy metals: arsenic, lead, copper, chrome, nickel, zinc.
- DEHP, which is included as a representative of softeners since DEHP is present in the highest concentrations in wastewater, and since there is too little data on DEHA and DINP, which are the softeners used today.
- Benz(a)pyrene, which acts as an indicator of PAH and occurs together with fluoranthene.

The following substances are included in the study on dumping:

- Heavy metals: cadmium, mercury, arsenic, chrome, copper, lead, nickel and zinc
- TBT
- PAHs: benz[a]pyrene and fluoranthene
- PCB: 28, 101, 138, 153 and 180.

The preliminary phase of the project involved a systematic and iterative clarification and scoping process between the Danish Environmental Protection Agency, the department of the Ministry of Food and Environment of Denmark and COWI, with a view to preparing the detailed project description for the project. On that basis, a pragmatic business economics calculation model was prepared as best as possible, given the budgetary and time constraints of the project as well as given the data made available by the Danish Environmental Protection Agency. The calculation model was applied to treatment plants, companies discharging to treatment plants, and companies practising direct discharge. As regards dumping of ocean sediments, a method defined by and previously applied by the Danish Environmental Protection Agency was used.

Present report contains average calculations of the investment and operational costs that it will take to meet the new, estimated environmental quality requirements. Thereby, the calculations provide the Danish Environmental Protection Agency with a benchmark for what costs, on average, will be relevant when the industry will need to meet the new, estimated requirements.

In this context, it is important to stress that the method and the average calculations are based on existing data and the preconditions stated. Consequently, the results do not necessarily reflect the consequences of introducing the new, estimated threshold limits for individual treatment plants, companies or ports. Concrete and specific consequence calculations will have to be carried out for each treatment plant, company or port, taking into consideration the special conditions that apply to each case. At the same time, the calculations contain a number of preconditions and assumptions, some of which are conservative cost estimates, whereas others tend to overestimate the cost consequences. It is important to keep this in mind when reading the findings of the report.

The report contains two case studies – for a treatment plant and a company respectively – which demonstrate how specific issues affect the economic consequences of introducing the new, estimated threshold limits. Indeed, the results of the two case studies deviate from the average calculations.

The findings of the study are:

Introducing new requirements for threshold limits is estimated to have significant business economics costs for treatment plants, companies and ports.

It should be stressed that the method and the average calculations are based on existing data and the preconditions stated. Consequently, the results do not necessarily reflect the consequences of introducing the new, estimated threshold limits for individual treatment plants operated by wastewater utilities, companies or ports. At the same time, the calculations contain a number of preconditions and assumptions, some of which are conservative cost estimates, whereas others tend to overestimate the cost consequences. It is important to keep this in mind when reading the findings of the report.

The total investment costs of establishing a four-step plant at all 289 MBNDK treatment plants in Denmark will amount to DKK 6.35 billion, based on an average plant size of 250 m³/h. The annual additional costs of operating these plants will amount to DKK 1.44 billion, corresponding to DKK 22.45 billion at present day prices, over the course of a 25-year life. The total life costs (investment + operation NPV) will be DKK 28.8 million, corresponding to an annual cost (annuity) of DKK 1.84 billion.

The findings treat the maximum costs to be borne by treatment plants and companies, not how much of the costs may end up being charged, as a special contribution, to companies that discharge to a treatment plant. The method used in the report is likely to over-estimate the total costs. Examples of scenarios that are likely to reduce the estimated costs are (see Ch 5.1 for a full list):

- The general trend is that wastewater treatment plants are centralised, resulting in bigger plants. If all wastewater were to be led to plants with an average size of 1,000 m³/h and if investments were made in four-step treatment at plants of this size, scale advantages could be achieved, rendering the total increased operational costs lower than the estimates for an average treatment plant. The scale advantage would make up around DKK 2.85 billion over the course of the 25-year period.
- The total costs for wastewater treatment plants will depend on the level of dilution. The difference between basis (10) og dilution factor 10 is that in basis, all four treatment steps are included for all 289 utilities. In dilution factor 10, only the utilities that exceeds the new, estimated environmental quality requirements for heavy metals are included in the calculations. This leads to a reduction of the combined costs (investment + operation NPV) from 28,8 milliarder kr. til 19,8 milliarder kr.

If all 29 companies practicing direct discharge to recipient were to invest in a local end-of-pipe treatment solution, the total investment would amount to DKK 157 million, with an annual operational cost of DKK 13 million. The annual additional cost (investment and operational contribution) would thereby amount to DKK 23.2 million for the 29 companies altogether.

The costs calculated in the report for companies practising direct discharge also indicate what it would actually cost companies discharging to treatment plants to treat wastewater at the source.

If the 29 companies practising direct discharge to recipient are used as an example, the calculation principle based on special contribution entails that it would cost DKK 1,305,000 a year – for an average company – to discharge to a treatment plant in light of the new discharge requirements, whereas it would cost an average of DKK 840,000 a year to invest in establishing and operating its own treatment plant at the company.

However, large variations are identified across companies, meaning that the figures cannot be transferred directly to all companies. Company-specific assessments must be carried out in each case. For some companies, it would still be less costly to discharge to treatment plants and pay the increased special contribution, whereas other companies would find it economically advantageous to invest in a local treatment solution at the company and thereby avoid paying the special contribution. Primarily, the difference in concentrations of heavy metals and annual water flow volume determines whether it is worthwhile or not to invest in local company solutions.

Regarding dumping, it is found (as a 'worst-case scenario') that the volume of sediment that can no longer be dumped at the introduction of the new, estimated threshold limits is estimated to 3,004,526 tonnes/2,414,860 m³ per year, corresponding to 80 per cent of the average dumping volume. At that volume, the remaining capacity of the current offshore deposits (spulefelt) will be exhausted in 4.3 years, whereas the onshore waste deposits will be filled after 0.8 year. Consequently, it will be necessary to expand the capacity of the offshore and onshore deposits.

Increasing the capacity of onshore deposits means expanding existing deposits or establishing new ones. According to empirical data, establishing a deposit costs an average DKK 775 per m². To this should be added a large cost through charges to the Danish state. Thereby, the total costs of being able to handle the increased volumes will amount to DKK 3.5 billion a year. A requirement for the use of soil grapples would increase costs, though not significantly compared to the other costs.

If you prefer using offshore deposits instead, costs will not be nearly as high. New offshore deposits must be established or the existing must be expanded. An indexed price of establishing an offshore deposit is stated at DKK 13.3 per m³. Thereby, the total costs of being able to handle the increased volumes in offshore deposits will amount to DKK 135 million a year. If recirculation of water is required, the cost would increase by an additional DKK 5 per m³, reaching a total cost of DKK 147 million per year.

Chapter 5 of the report contains important nuancing of the findings that are not included in this summary.

1. Indledning

Miljø- og Fødevareministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområdets tilstand behov at fastsætte nye miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS). Ministeriet har med denne rapport ønsket at undersøge de erhvervsøkonomiske konsekvenser af fastsættelse af sådanne nye miljøkvalitetskrav.

Formålet med opgaven er at estimere de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte nye miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for

- udvalgte MFS for spildevandsforsyningernes renseanlæg og virksomheder med tilslutningstilladelse til renseanlæg
- virksomheder med direkte udledninger
- klapning af havsediment.

Der er i undersøgelsen taget udgangspunkt i 14 stoffer og stofgrupper. Efter en indledende analyse er der for de tre områder, som undersøgelsen vedrører, fokuseret på et mindre antal stoffer. Følgende 12 stoffer indgår i analysen for renseanlæg og virksomheder med direkte udledning:

- Tungmetallerne: arsen, bly, kobber, krom, nikkel, zink
- DEHP, som anvendes som repræsentant for blødgørerne, da DEHP findes i de højeste koncentrationer i spildevand, og der er få data på DEHA og DINP, som ellers er de blødgørere som anvendes i dag
- Benz(a)pyren, som indikator for PAH, og som forekommer sammen med fluoranthen.

Følgende stoffer indgår i undersøgelsen vedrørende klapning:

- Tungmetallerne: cadmium, kviksølv, arsen, krom, kobber, bly, nikkel og zink
- TBT
- PAH'er: benz[a]pyren og fluoranthen
- PCB: 28, 101, 138, 153 og 180.

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Beregningerne giver dermed Miljøstyrelsen et overordnet benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, når branchen skal leve op til de nye krav. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at det vil være nødvendigt at udarbejde detaljerede og specifikke beregninger relateret til hver enkelt renseanlæg, virksomhed og havn for at kende de præcise omkostningsmæssige konsekvenser af de nye kravsværdier. Rapporten indeholder to casestudier, der viser for henholdsvis et renseanlæg og en virksomhed, hvorledes specifikke forhold spiller ind på omkostningskonsekvenserne for netop de to, hvorfor deres omkostninger da også afviger fra gennemsnitsberegningerne.

Rapporten indeholder to hovedkapitler. Dels kapitel 3 vedrørende renseanlæg, virksomheder med tilladelse til renseanlæg og virksomheder med direkte udledning, dels kapitel 4 vedrørende klapning. Analyserne i de to kapitler er baseret på hver deres metode og tilgang, som præsenteres i kapitlernes indledning. Derudover indeholder rapporten et kort kapitel 2 vedrørende opgavens formål og overordnede tilgang og en samlet konklusion i kapitel 5.

Endelig indeholder leverancen MapInfo-kort med angivelse af placering af spulefelter og landdeponier og Excel-regneark med baggrunden for analyseresultaterne og de anvendte forudsætninger. Begge dele vil Miljøstyrelsen kunne anvende i det videre arbejde.

2. Formål og metode

2.1 Formål

Formålet med opgaven er at estimere de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved at fastsætte nye miljøkvalitetskrav i sediment og/eller biota for udvalgte miljøfarlige stoffer, for spildevandsforsyningernes renseanlæg og virksomheder med tilslutningstilladelse til renseanlæg, virksomheder med direkte udledninger samt klapning af havsediment.¹

De udvalgte miljøfarlige stoffer tilhører stofgrupperne:

- metaller (arsen, kobber, krom, nikkel og zink),
- PAH'er (benz[a]pyren, fluoranthen), ikke-dioxinlignende PCB'er,
- samt blødgørere (butylbenzylphthalat (BBP), di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA), di-2-ethylhexylphthalat (DEHP) og diisononylphthalat (DINP)),
- tributyltin (TBT) og hexachlorcyclohexan (HCH).

2.2 Overordnet metode

Vedrørende den overordnede metode har det været en del af COWIs opgave at bidrage til – i dialog med Miljøstyrelsen - at afgrænse opgaven og fastlægge tilgangen til opgaven. I opgavens indledende fase er der derfor gennemført en systematisk og iterativ afklarings- og afgrænsningsproces mellem Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriets departement og COWI med henblik på at udarbejde opgavens detaljerede projektbeskrivelse.

På den baggrund har COWI i dialog med Miljøstyrelsen udarbejdet en pragmatisk erhvervsøkonomisk beregningsmodel, som det bedst har kunnet lade sig gøre givet de tidsmæssige rammer og økonomien for projektet samt givet de data, Miljøstyrelsen har kunnet stille til rådighed. Denne beregningsmodel er anvendt, hvad angår renseanlæg, virksomheder med tilledning til renseanlæg og virksomheder med direkte udledning. For klapning af havsediment er anvendt en metode fastsat af og tidligere anvendt af Miljøstyrelsen. For de detaljerede metodebeskrivelser henvises til henholdsvis kapitel 3 og 4.

Der har i processen med at udarbejde projektbeskrivelsen blandt andet været fokus på:

- Valg af scenarie ud fra de tids- og budgetmæssige rammer
- Metoden til og forudsætninger for at beregne de erhvervsøkonomiske konsekvenser
- Proces for at anvende eksisterende data til brug for beregningerne
- Forslag til proces for at inddrage relevante aktører
- Tilgangens metodiske begrænsninger
- Hvilke af de 14 miljøfarlige stoffer, der skal fokuseres på
- Skønnede niveauer af miljøkvalitets- og udlederkrav, som skal indgå i beregningerne²
- Renseteknologier, som det er relevant at bringe i anvendelse
- De økonomiske konsekvenser forbundet med at bringe renseteknikkerne i anvendelse.

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Beregningerne giver dermed Miljøstyrelsen et benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, når branchen skal leve op til de nye, skønnede krav. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger. Resultaterne siger dermed ikke nødvendigvis noget om

¹ Havbrug og akvakultur indgår ikke i opgaven

² De endelige miljøkvalitetskrav/kriterier i sediment og biota kendes endnu ikke. Rapporten baserer sig derfor på en tilgang, hvor der angives bedste bud på skønnede niveauer på basis af foreløbige resultater samt eksisterende viden.

konsekvenserne af at indføre de nye, skønnede grænseværdier for de enkelte renseanlæg, virksomheder eller havne. Der vil skulle foretages konkrete og specifikke konsekvensberegninger for hvert renseanlæg, virksomhed eller havn, som tager højde for de særlige forhold, der gør sig gældende i hvert enkelt tilfælde.

Tabel 2-1 Tendens til at over- eller underestimere omkostningskonsekvenser

Tendens til at overestimere omkostningskonsekvenser	Afsnit
Der er en generel tendens til at centralisere spildevandsforsyningen til større anlæg. Ledes alt spildevand til anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m ³ /h, og investeres der i den yderligere 4-trins rensning på denne størrelse anlæg, opnås der stordriftsfordele, hvorved den samlede øgede driftsomkostning vil være lavere end estimeret på det gennemsnitlige renseanlæg. Stordriftsfordelen vil udgøre ca. 2,85 milliarder kr. over de 25 år.	Sammenfatning
Det er i beregningerne valgt konservativt at sætte målt totalindhold lig opløst koncentration vel vidende, at det vil give anledning til en vis overestimering, der varierer fra metal til metal.	3.2.1
Som udgangspunkt har COWI beregnet investering og driftsomkostninger for et anlæg, der kan behandle 100 m ³ /h (denne kapacitet er valgt, fordi det er lykket at skaffe relativt sikre tal for denne type anlæg). Herudfra er udgifter til større anlæg beregnet/estimeret. Mange renseanlæg har et større flow, og det gennemsnitlige flow for alle MBNDK-rensanlæg under NOVANA er 229 m ³ /h. Dette fører til en mindre overestimering af omkostningerne.	3.2.4
Der er en generel tendens til, at mindre renseanlæg nedlægges, og rensningen centraliseres på færre, større anlæg. Mulige stordriftsfordele herved er ikke indregnet. Der er heller ikke i omkostningsberegningerne taget hensyn til de enkelte renseanlægs nuværende tilstand/restlevetid og konfiguration. F.eks. benyttes på mange anlæg allerede tilsætning af jernsalte til fældning af fosfor (der doseres dog næppe tilstrækkeligt til fuld arsen fjernelse), og på nogle anlæg er der efterpoleringsløsninger, som kunne overflødiggøre et sandfiltreringstrin.	3.2.4
De samlede omkostninger til MFS-rensning tager ikke højde for, at der er et antal MBNDK-anlæg, som må forudses at overholde de foreslåede krav til MFS uden særlig MFS-rensning. Det samlede omkostningsestimat er derfor, alt andet lige, overestimeret.	3.2.7
55% af renseanlæggene udleder til salt recipient, hvor der er mulighed for en højere fortyndingsfaktor end 10. Ved en højere fortyndingsfaktor vil renseanlæg, der udleder til en salt recipient, skulle leve op til mindre restriktive krav og kan dermed i visse tilfælde undgå specifikke rensetrin, hvorved de samlede omkostninger bliver lavere. Den mere detaljerede vurdering af hvert anlæg i forhold til recipient medfører en reduktion i den samlede omkostning (investering og driftsomkostninger) fra 28,8 milliarder kr. til 19,8 milliarder kr. Denne reduktion skyldes, at anlæggene til en frisk recipient helt kan udelade rensetrin 1 og 25 % af anlæggene kan undvære rensetrin 3.	3.2.7.1
18 af de 29 virksomheder udleder til salt recipient, hvor der er mulighed for en højere fortyndingsfaktor end 10. Ved en højere fortyndingsfaktor vil virksomheder, der udleder til en salt recipient, skulle leve op til mindre restriktive krav og kan dermed i visse tilfælde undgå specifikke rensetrin, hvorved de samlede omkostninger bliver lavere.	3.3.5
Der er en generel tendens til at centralisere spildevandsforsyningen til større anlæg. Ledes alt spildevand til anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m ³ /h, og investeres der i den yderligere 4-trins rensning på denne størrelse anlæg, opnås der stordriftsfordele, hvorved den samlede investering og øgede driftsomkostning vil være lavere end estimeret på det gennemsnitlige renseanlæg. Investeres der i 4-trins rensning på anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m ³ /h, vil den samlede investering beløbe sig til 5,49 milliarder kr. Meromkostningen for driften vil beløbe sig til 1,39 milliarder kr. årligt. svarende til samlet 19,6 milliarder kr. i nutidsværdi over levetiden på 25 år. Stordriftsfordelen udgør med andre ord ca. 2,85 milliarder kr. over de 25 år (forskellen mellem 22,45 og 19,6 milliarder kr.).	5.1

Tendens til at underestimere omkostningskonsekvenser	Afsnit
Der er i driftsomkostningerne <u>ikke</u> indregnet, at en eventuel forringelse af slamkvaliteten ved de foreslåede rensetrin kan medføre ekstra omkostninger til bortskaffelse af spildevandsslam, hvis udbringning på landbrugsjord ikke længere er mulig. Der er ikke krav til arsen ved udbringning på landbrugsjord, men indholdet i slammet af andre stoffer (bl.a. tungmetaller og miljøfarlige organiske stoffer) kan stige i forbindelse med arsen-fældning. Det skønnes, at forøgelsen af driftsomkostninger til bortskaffelse af renseanlæggenes spildevandsslam som konsekvens af arsen-fældning er ubetydelig.	3.2.5

I ovenstående tabel har vi samlet et overblik over de forudsætninger og forbehold, som fører til en tendens til henholdsvis at over- eller underestimere de samlede omkostningskonsekvenser.

Rapporten indeholder to casestudier, der viser for henholdsvis et renseanlæg og en virksomhed, hvorledes specifikke forhold spiller ind på de økonomiske konsekvenser af at indføre de nye, skønnede grænseværdier for netop de to. De to casestudier viser da også nogle resultater, der afviger fra gennemsnitsberegningerne.

2.2.1 Inddragelse og interview

Undersøgelsen bygger for langt hovedparten på allerede eksisterende datasæt udleveret af Miljøstyrelsen samt datasæt indsamlet i forbindelse med tidligere gennemførte undersøgelser. Disse datasæt er suppleret med indhentning af nye oplysninger fra relevante aktører som baggrund for estimer over omkostninger knyttet til de forskellige renseteknologier til renseanlæg i forbindelse med indsamling af eksisterende datasæt og bekræftelse af validiteten af disse.

Der er gennemført dialog og interview med følgende centrale aktører:

- Miljøstyrelsen
- Danva
- Aarhus Universitet/Ingeniørhøjskolen i Aarhus
- Udvalgte havne
- Entreprenører involveret i klapopgaver.

Derudover er der som nævnt ovenfor udarbejdet to casestudier. I den forbindelse er der gennemført interview med repræsentanter for henholdsvis et renseanlæg og en virksomhed med direkte udledning.

3. Data og resultater – renseanlæg og virksomheder

3.1 Metode, data, forbehold og afgrænsninger

Rapporten indeholder gennemsnitsberegninger for de investerings- og driftsomkostninger, der skal til for at kunne leve op til de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Beregningerne giver Miljøstyrelsen et benchmark for, hvilke omkostninger der gennemsnitligt kan blive tale om, når branchen skal leve op til de nye, skønnede krav. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger (se også afsnit 2.2).

3.1.1 Valg af scenarie

Der er valgt et scenarie, der tager udgangspunkt i at beregne de erhvervsøkonomiske omkostninger ved at sætte en emissionsgrænseværdi for, hvor meget de enkelte virksomheder og/eller renseanlæg skal reducere tilførslen af et eller flere af de relevante stoffer til hhv. spildevandsforsyningernes renseanlæg eller direkte til et vandområde.

3.1.2 Afgrænsning af stoffer

Med henblik på fokusering af opgaven er der i nedenstående tabel givet et overblik over anvendelse og forekomst af stofferne på basis af projektgruppens baggrundsviden, væsentligste kilder til vandmiljøet baseret på oplysninger fra Miljøstyrelsen, tilstedeværelse af analyser for virksomheder i PULS-databasen (ekskl. spildevandsforsyningernes renseanlæg) og angivelse af, hvorvidt stofferne er omfattede af den nyligt færdiggjorte analyse af nøgletal for spildevandsforsyningernes renseanlæg (ikke-publiceret, men stillet til rådighed af Miljøstyrelsen for denne undersøgelse). På den basis er der foretaget følgende afgrænsning af stoffer for de enkelte dele af opgaven:

Spildevandsforsyningernes renseanlæg:

- Tungmetallerne
- DEHP, som repræsentant for blødgørere (højeste koncentrationer for DEHP, og der er for lidt data på DEHA og DINP, som ellers er de som anvendes i dag)
- Fluoranthen (fleste data), som indikator for PAH, og som forekommer sammen med benz(a)pyren.

Direkte udledninger fra virksomheder:

- Tungmetallerne
- Benz(a)pyren, som indikator for PAH, forekommer sammen med fluoranthen.

Tabel 3-1 Information om de 14 stoffer anvendt som baggrund for afgrænsningen

Stof	Tilsluttet anvendelse i virksomheder	Utløst tilstedeværelse	Væsentligste udledninger til vandmiljøet (ekskl. klappning)	Analyser af stofferne i PULS-udtræk (ekskl. SFR)	Omfattet af nøgletalsrapport
Arsen	Metalbearbejdning	Sporstof i råvarer og brændsler i kraftvarmeværker, cement prod., glas, isoleringsmaterialer, kemisk industri, fødevarerindustri, mm Affald, skrot	RBU (ubetydeligt fra SFR)	Mange	Ja
Kobber	Metalbearbejdning, kemisk industri		Udledninger fra landbrug største kilde, SFR og RBU direkte industrielle udledninger (ca. 20 % af punktkilder)* Atm. deposition en betydelig kilde	Mange	Ja
Krom	Metalbearbejdning, kemisk industri		SFR (en vis del kan tilskrives industri-tilslutninger) og RBU. Atm. deposition en betydelig kilde	Mange	Ja
Nikkel	Metalbearbejdning, kemisk industri		SFR (en vis del kan tilskrives industri-tilslutninger) og RBU. Atm. deposition en betydelig kilde	Mange	Ja
Zink	Metalbearbejdning, kemisk industri		Udledninger fra landbrug største kilde, SFR og RBU (korrosion af overflader), direkte industrielle udledninger (få % af punktkilder)* Atm. deposition en betydelig kilde	Mange	Ja
Benz[a]pyren	Ingen	Dannes utilsigtet ved forbrændingsprocesser, i råvarer til prod. af tjære, asfalt, olieprodukter, mm	? - under detektionsgrænsen i udløb fra SFR og RBU	Prod. af tjære og asfalt (få over DL), Jorddepot	Ja
Fluoranthren	Ingen			Prod. af tjære, prod. af asfalt (flere over DL), Jorddepot	Ja
Ikke-dioxinliggende PCB'er	Ingen	I byggeaffald	Udledninger formentlig ubetydelige	Skrøthandler (1 måling)	Nej
Butylbenzylphthalat (BBP)	Ingen	I plastaffald	Udledninger ubetydelige	Ingen	Ja, lille sammenlignet med DEHP
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	Plastindustri	I plastaffald	Udledninger ubetydelige	Ingen	Ja, få data
Di-2-ethylhexyl phthalat (DEHP)	Ingen	I plastaffald	SFR (fra husholdninger)	Bryggeri (1 måling lige over DL)	Ja
Diisononyl-phthalat (DINP)	Plastindustri	I plastaffald	SFR	Ingen	Ja, få data
Tributyltin (TBT)			Udledninger formentlig ubetydelige	Skibsværft (1 måling over DL), jorddepot (1 måling over DL)	Nej
Hexachlorcyclohexan (HCH)	Ingen		Udledninger ubetydelige	Ingen	Nej

* Kilde: DCE, 2018. Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning.

Note: RBU=regnvandsbetingede udledninger. SFR=spildevandsforsyningernes rensesanlæg

3.1.3 Skønnede miljøkvalitetskrav og udlederkrav

Der er ved gennemførelse af analysen taget udgangspunkt i gældende eller udkast til nye miljøkvalitetskrav (MKK) for vand, sediment og biota, jf. nedenstående

Tabel 3-2 modtaget fra Miljøstyrelsen.

Tabel 3-2 Gældende og foreslåede miljøkvalitetskrav anvendt i undersøgelsen

	Ferskvand gns.	Ferskvand korttid	Saltvand gns.	Saltvand korttid	Fersk sediment	Fersk sediment tilgæng.	Fersk sediment tilføjet	Marint sediment	Marint sediment tilgæng.	Marint sediment tilføjet	Biota	Biota sekundær forgiftn.	Biota sundhed
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	mg/kg dw	µg/kg ww	µg/kg ww	µg/kg ww
Butylbenzylphthalat (BBP)					2,33			0,233					
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	0,48	6,6	0,048	0,66		18,72			1,87			23900	36800
di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	MKK	n.a.	MKK	n.a.	50			10				1800	6100
Diisononylphthalat (DINP)													
PCB #28, #101, #138, #153, #180					0,000008			0,000008				3	1,22
Arsen	MKK	MKK	MKK	MKK		3,9	3		0,78	3		3,6**	74
Kobber	1*	1	1*	1		2,5	0,76		3,4	3,2		560**	
Krom VI	2,3*	5,4*	2,3*	81*		9,2	9,2		9,2	9,2			
Krom III	0,16*	21*	0,16*	93*		9,2	9,2		9,2	9,2			
Nikkel	MKK	MKK	MKK	MKK		15	15		6,8	6,8		2300	450
Zink	MKK	MKK	MKK	MKK			49			49			
Benz[a]pyren	MKK	MKK	MKK	MKK	0,9			0,9					
Fluoranthen	MKK	MKK	MKK	MKK		0,37			0,37				
Tributyltin (TBT)	MKK	MKK	MKK	MKK	0,0016			0,0016				20	30
Hexachlorcyclohexan (HCH)	MKK	MKK	MKK	MKK	0,0037			0,00138				1,4	610
Prioriteret stof													
Datablad / udkast til datablad													
DCE-rapport (2019)													
Miljøkvalitetskrav i BEK 1625													
* tilgængeligt el. tilføjet													
** musling													

Note: Oplysninger leveret af MST.

Disse kravværdier gælder for tilstanden i miljøet, og det har derfor været nødvendigt for COWI at gøre dem operationelle i forhold til undersøgelsens behov ved at omsætte dem til krav til udledninger fra virksomheder og spildevandsforsyningernes renseanlæg. Dette er gjort ved at benytte miljøkvalitetskravene for stofferne i vand (hhv. ferskvand og saltvand) og supplerende at antage, at disse kravværdier også vil beskytte sedimentlevende organismer mod toksiske effekter, hvis de divideres med en ekstra sikkerhedsfaktor på 10. Denne ekstra sikkerhedsfaktor vurderer COWI også vil kunne dække eventuel eksisterende forurening og mulig stofakkumulation i sedimentet. Denne tilgang er valgt, idet endelige miljøkvalitetskrav i sediment og biota endnu ikke er udviklet. Tilgangen er dermed forbundet med en vis usikkerhed, idet de endelige niveauer endnu ikke er kendt. De estimerede omkostninger vil derfor også være forbundet med en vis usikkerhed.

Ved **god miljøtilstand** for et konkret stof sættes kravet til en virksomheds³ og spildevandsforsyningernes renseanlægs udløbskoncentration lig med den værdi, der svarer til den laveste af følgende to muligheder:

- Den opnåelige udløbskoncentration ved anvendelse af bedste tilgængelige renseteknologi (BAT) eller
- En udløbskoncentration svarende til 1/10 af det generelle miljøkvalitetskrav (MKK) for stoffet i vand (en konservativ antagelse, fordi MKK ikke i sig selv kan forventes at beskytte sediment).

Ved omsætning af dette krav til et udlederkrav tages der hensyn til, at miljøkvalitetskravet først skal være opfyldt efter en fortynding på 10 gange i det modtagende vandområde. Dette svarer til, hvad der gennemsnitligt vil resultere i en acceptabel blandingszone. Samlet set bliver resultatet, at den maksimale, acceptable udløbskoncentration bliver lig det generelle miljøkvalitetskrav for stoffet i vand.

Ved **ikke-god miljøtilstand** sættes virksomhedens eller spildevandsforsyningernes renseanlægs udløbskoncentration for et givet stof lig den værdi, der svarer til enten

³ Virksomheder med egen, direkte udledning til vandmiljøet.

- lavest opnåelige koncentration ved anvendelse af bedste tilgængelige renseteknologi, eller
- lavest mulige analytiske detektionsgrænse for stoffet⁴, afhængigt af hvilken der er lavest.
- Såfremt 1/10 * MKK skulle være lavere end begge disse værdier, benyttes 1/10 * MKK også som udgangspunkt for fastsættelsen af udlederkravet ved ikke-god miljøtilstand (idet der tages hensyn til en fortynding på 10 gange som ved god miljøtilstand).

Miljøkvalitetskravene for de udvalgte stoffer i henholdsvis ferskvand og saltvand fremgår af nedenstående Tabel 3-3. Miljøkvalitetskravene er identiske med de benyttede udlederkrav ved god miljøtilstand, jf. ovenstående. Det bemærkes i øvrigt, at blødgørere repræsenteres alene ved DEHP og DEHA.

Tabel 3-3 Miljøkvalitetskrav for de udvalgte tungmetaller og organiske miljøfarlige stoffer i ferskvand og saltvand.

Stof	Miljøkvalitetskrav for vand (µg/liter)	
	Ferskvand	Saltvand
Arsen	4,3	0,6
Chrom (CrIII)	0,16*	0,16*
Kobber	1*	1*
Nikkel	4 [#]	8,6
Zink	7,8*/3,1**	7,8 ^{##}
DEHP	1,3	1,3
Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	0,48	0,048
Benz[a]pyren	0,00017	0,00017
Fluoranthren	0,0063	0,0063
Tributyltin (TBT)	0,0002	0,0002
* (bio)tilgængeligt eller tilføjet den naturlige baggrundskoncentration		
** for blødt vand, tilføjet den naturlige baggrundskoncentration		
# kun (bio)tilgængeligt, ikke tilføjet den naturlige baggrundskoncentration		
## kun tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, ikke (bio)tilgængeligt		

Konkret har COWI, med udgangspunkt i et igangværende projekt for Miljøstyrelsen om opdatering af nøgletal for miljøfarlige stoffer i spildevand, analyseret, i hvor høj grad renseanlægene (dvs. hvor stor en fraktal af måledata) lever op til de generelle miljøkvalitetskrav (miljøkvalitetskrav udtrykt som gennemsnitsværdier) for hhv. ferskvand og saltvand. Det skal understreges, at der er anvendt det foreliggende udkast til nøgletalsrapporten (per november 2020) og at der tages forbehold for de anvendte tal, da der pågår kvalitetssikring af rapportens resultater. På basis af tallene er det beregnet, i hvilket omfang det kan blive nødvendigt at fastsætte konkrete krav til renseanlæggenes udledning af de pågældende stoffer. Nøgletallene for metaller er målt som totalmetal, mens miljøkvalitetskravene i vandmiljøet er angivet som filtreret metal. En måling på totalmetal vil give et højere resultat end en måling udført på filtreret prøve. Den anvendte tilgang vil medføre, at nogle renseanlæg, hvis udledning muligvis vil opfylde kravet til metalindhold i en filtreret prøve, i nogen grad vil indgå i overvejelserne, som om de overskrider kravene, idet de foreliggende data for anlæggets udledning gælder for en ufiltreret prøve. Det vil alt andet lige medføre, at der opstår en vis usikkerhed for resultatet af den økonomiske analyse. Desuden er der regnet på gennemsnit af renseanlæg og ikke på de specifikke renseanlæg, hvilket ligeledes betyder, at det ikke er de eksakte omkostninger for de enkelte rensningsanlæg, der er beregnet. Det samme gælder for direkte udledninger fra

⁴ Vilkåret om "lavest mulige detektionsgrænse" gøres operationelt ved at fortolke det som detektionsgrænse fastsat for målinger i spildevand i bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (Bek. 1071/2019). Hvor bekendtgørelsen ikke fastsætter sådanne værdier for spildevand, benyttes den laveste værdi, der er rapporteret i NOVANA's punkttildeprogram for spildevand. Hvad angår metaller, er dette en værdi baseret på totalindholdet, mens Miljøkvalitetskrav er baseret på den opløste fraktion (altså en delmængde af totalindholdet). Dette gør dog bare kravet mere konservativt.

virksomheder, hvor analysen er baseret på egenkontrolldata (ufiltreret prøve, dvs. totalindhold) oplyst af Miljøstyrelsen og foretaget for metaller og PAH, da der i begrænset omfang stilles krav til andre miljøfarlige stoffer i direkte industrielle udledninger. For vandområder, hvor tilstanden ikke er kendt, antages det i analysen, at tilstanden er god.

3.1.4 Anvendte data fra databaser

Følgende data fra databaser er anvendt i beregningerne:

Udtræk fra PULS-databasen

Som basis for udvælgelse af virksomheder med direkte udledning har Miljøstyrelsen leveret udtræk fra PULS-databasen for virksomheder med direkte udledninger, som har såvel Miljøstyrelsen som kommunerne som myndighed. Data i PULS-databasen stammer fra virksomhedernes egenkontrol af miljøfarlige stoffer, som der er stillet krav om i virksomhedernes udledningstilladelser.

Data vedrører for hver virksomhed: udledningstype, rensetype, myndighed, vandføring, recipient og gennemsnitskoncentrationer (seneste fem år) for hvert af stofferne.

Langt de fleste data vedrører metaller, og det er på den basis vurderet, at det vil være rensning for metallerne, som vil være udslagsgivende for de samlede omkostninger.

I materialet fra Miljøstyrelsen er der 78 virksomheder, der udleder spildevand direkte til recipient. Heraf er der kun 30 virksomheder, for hvilke der er oplysninger om koncentrationerne i spildevand af et eller flere af de 12 miljøfarlige stoffer og udledte spildevandmængder. Datasættet viser, at virksomhederne anvender 20 forskellige rensetyper og dertil en række forskellige udledningstyper. Det har derfor ikke været intentionen og er ej heller muligt på det foreliggende grundlag at udarbejde en detaljeret analyse for alle virksomheder. Analysen er derfor gennemført, som følger:

- Kun virksomheder med data for koncentration af et eller flere tungmetaller, benz(a)pyren samt vandmængder indgår i beregningen (30 virksomheder).
- For disse virksomheder er data suppleret med data om, hvorvidt der er god eller ikke-god miljøtilstand i vandområdet, som er leveret af Miljøstyrelsen, og virksomhederne er på den basis inddelt i to grupper.
- Det er antaget, at alle virksomheder, uanset konfiguration af eksisterende rensning, som ud fra efterlevelseskriterierne skal reducere udledningerne, vil skulle tilføje et rensetrin med supplerende tungmetalfjernelse.

Data fra PULS er kontrolleret af COWI og tilpasset, hvad angår enhedsangivelser, hvor enhederne ng/l og mg/l er omregnet, så alle koncentrationer er i µg/l, og data for koncentrationer i slam er fjernet. Der er ikke foretaget yderligere datakontrol af datasættet, der omfatter 10.476 enkeltprøver. Der er i datasættet angivet gennemsnit for de seneste fem år. Det er ikke undersøgt, om der for den enkelte virksomhed har været en udviklingstendens i koncentrationerne. Målinger på eller under detektionsgrænsen er regnet som detektionsgrænsen.

Data fra nøgletalsundersøgelse og NOVANA

Der er til analysen anvendt data for 36 "MBNDK" anlæg, som er udvalgt af Miljø- og Fødevareministeriet (Miljøstyrelsen) til at repræsentere denne type af renseanlæg i punktkildeprogrammet for spildevand under NOVANA-programmet (og det forudgående NOVA-program, der startede i 1998). MBNDK-anlæg er vurderet af Miljøstyrelsen til samlet at repræsentere mere end 90 % af Danmarks udledninger af spildevand fra renseanlæg.

Data fra NOVANA-programmet er for nylig blevet analyseret i en endnu ikke publiceret undersøgelse for Miljøstyrelsen, der har til formål at fastsætte opdaterede nøgletal for MFS i spildevand.

I undersøgelsen er der foretaget en statistisk analyse af koncentrationerne af de enkelte stoffer, og det er for de forskellige anlægstyper blandt andet beregnet, hvor stor en andel af anlæggenes måledata (fraktil), der har stofindhold i det rensede spildevand på eller under en given koncentration.

Fraktilerne er baseret på antallet af NOVANA-målinger, så det på den måde kan ses, omtrent hvor stor en del af anlæggene, der ligger hhv. under og over den udløbskoncentration, der svarer til udlederkravet, idet det antages, at fraktilfordelingen for måledata svarer til fraktilfordelingen for spildevandsmængden fra anlæggene.

Anlæggene regnes her at være repræsentative for de store anlæg (MBNDK-anlæg⁵), og det er i undersøgelsen antaget, at fraktilerne, der er baseret på målinger i de undersøgte anlæg, også i grove træk vil være gældende for de samlede spildevandsmængder fra forsyningernes renseanlæg i Danmark.

Data om miljøtilstand i vandområder

Data om miljøtilstanden i de danske vandområder er modtaget fra Miljøstyrelsen. Der er skelnet mellem god og ikke-god tilstand. Bestemmelsen er foretaget ved at sammenholde de aktuelle koncentrationer i sediment og biota i vandområderne med foreslåede (foreløbige) miljøkvalitetskrav for sediment. De benyttede miljøkvalitetskrav fremgår af rapporten "Assessment of hazardous substances in Danish sediment and biota according to Norwegian, Swedish and Dutch quality standards" fra Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE, 2019).

3.1.5 Særbidragsmetoden som grundlag for beregningerne

Virksomheder, der afleder særligt forurenede spildevand til et renseanlæg ejet af et spildevandsforsyningsselskab, skal betale særbidrag, såfremt afledningen giver anledning til særlige foranstaltninger i forbindelse med etablering og drift af et spildevandsanlæg.

Særbidraget skal opkræves i overensstemmelse med reglerne i den til enhver tid gældende bekendtgørelse⁶ om særbidrag for særligt forurenede spildevand.

Ved særlige foranstaltninger forstås i bekendtgørelsen foranstaltninger i forbindelse med etablering og drift af forsyningens spildevandsanlæg med henblik på håndtering af særligt forurenede spildevand.

Ved særligt forurenede spildevand forstås i bekendtgørelsen organisk stof, der er opgjort som COD (organisk stof), total-kvælstof (N) og total fosfor (P) spildevand, der indeholder:

- a) mere end 1.600 mg/l organisk stof, der er opgjort som COD
- b) mere end 100 mg/l total-kvælstof
- c) mere end 15 mg/l total-fosfor.

Til beregning af særbidraget anvendes som udgangspunkt de i virksomhedens tilslutningstilladelse angivne egenkontrolprøver af stofferne COD, N og P.

Princippet i beregningerne er, at samtlige omkostninger forstået som både investeringsomkostninger og driftsomkostninger over renseanlæggets levetid tilbagediskonteres til en

⁵ MBNDK-anlæg er her anlæg med mekanisk-biologisk rensning med nitrifikation og denitrifikation (kvælstoffjernelse) samt anlæg med yderligere rensning som f.eks. biologisk fosforfjernelse, kemisk fosforfjernelse (K), efterpolering i laguner (L) eller i filtre (S, F) eller med kombinationer heraf.

⁶ BEK nr. 1375 af 30/11/2015 - Bekendtgørelse om særbidrag for særligt forurenede spildevand - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet.

nutidsværdi. Dette princip anvendes i denne sammenhæng beregningsmæssigt for alle tilledninger af miljøfarlige stoffer på renseanlægget, selvom det ikke følger af gældende regler. Via en fordelingsnøgle fordeles omkostningerne til rensning ud på de enkelte miljøfarlige stoffer, som opgøres i kr. pr. gram. En virksomhed vil således kunne modtage en regning på antallet af gram nikkel udledt i spildevandet multipliceret med det beregnede 'særbidrag' for nikkel.

I rapporten har COWI anvendt denne metode til at fastsætte en tilnærmet værdi for omkostningerne forbundet med indførelsen af de nye, skønnede kravværdier.

3.2 Spildevandsforsyningernes renseanlæg, inkl. virksomheder med tilledning til disse

3.2.1 Aktuelle kapaciteter, belastninger og udløbskoncentrationer

Der er i undersøgelsen taget udgangspunkt i data for 36 af spildevandsforsyningernes renseanlæg, som der foreligger data for fra NOVANA programmet, og som indgår i den omtalte nøgletalsundersøgelse. Stort set alle disse anlæg er af typen MBND eller bedre og betegnes i det følgende som type MBNDK.

Den samlede spildevandsmængde tilledt spildevandsforsyningernes renseanlæg i Danmark er ca. 614 millioner m³/år. Knap 95 % af dette behandles på 289 renseanlæg med rensning på MBNDK-niveau eller bedre, svarende til ca. 581 millioner m³/år (NOVANA 2018). Der regnes derfor med renseeffekt for de betragtede stoffer svarende til MBNDK-anlæg, uagtet at små spildevandsmængder behandles på mindre avancerede renseanlæg.

Den samlede kapacitet af spildevandsforsyningernes renseanlæg er 11,7 millioner PE (personækvivalenter), og den aktuelle organiske belastning svarer til 7,7 millioner PE (NOVANA 2018). Dvs., at den aktuelle belastning beløber sig til ca. to tredjedele af kapaciteten.

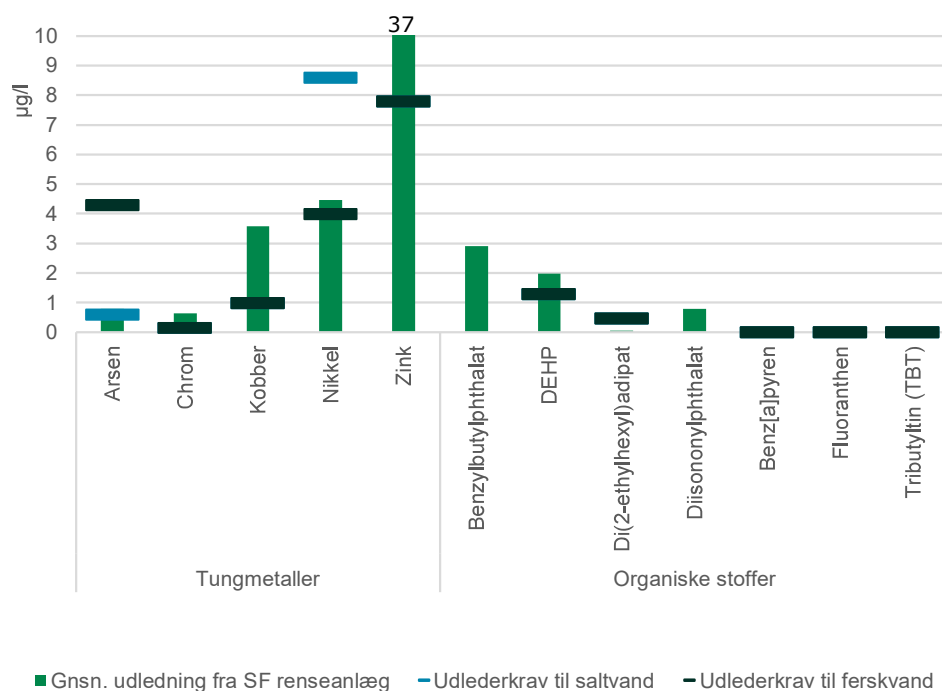
Af ovenstående kan det beregnes, at der er ca. 4,6 PE i én m³ spildevand/døgn tilledt MBNDK-anlæg. Den samlede belastning af de 36 MBNDK-anlæg estimeres herefter til 820.000 m³ spildevand pr. døgn og 3,74 millioner PE.

Den fundne fraktilsammenhæng fra nøgletalsundersøgelsen er opdelt i intervaller, og de udledte stofmængder i hvert interval er beregnet som andelen af spildevand i intervallet multipliceret med gennemsnittet af koncentrationerne i øvre og nedre intervalgrænse.

Alle stoffer i undersøgelsen findes i rensset spildevand fra forsyningsselskabernes renseanlæg. De udledte stofmængder fra spildevandsforsyningernes renseanlæg (mængder tilført forbedret rensning) er beregnet som summen af intervalmængderne. Aktuell udledning er sammenlignet med kravværdierne i Figur 3-3-1. Udledte stofmængder på renseanlæggene er beregnet på baggrund af målinger for totalmetal og sammenlignes med miljøkvalitetskrav i vand, som er baseret på filtrerede analyser. Det er i beregningerne valgt konservativt at sætte målt totalindhold lig opløst koncentration vel vidende, at det vil give anledning til en vis overestimering, der varierer fra metal til metal.

På tilsvarende vis beregnes de tilledte stofmængder. De fundne tilledte og udledte stofmængder fremgår af Tabel 3-4 i næste afsnit.

Figur 3-3-1 Koncentrationer og udlederkrav for udledte tungmetaller og syntetiske organiske stoffer omfattet af denne undersøgelse



Note: COWIs bearbejdning på baggrund af foreliggende data

3.2.2 Eksisterende renselanlægs effektivitet i relation til de omfattede stoffer

I Tabel 3-4 er den forventede udledning af de omfattede stoffer fra spildevandsforsyningernes renselanlæg vist sammen med den maksimale udledning, hvis udledningskravene skal opfyldes. Den maksimale udledning er beregnet som udlederkrav ganget med udledte vandmængder, hvis det antages, at spildevandet udledes til henholdsvis ferskvand og saltvand med god miljøtilstand.

Tallene indikerer, at udlederkravene til ferskvand forventes overskredet for fire (Cr, Cu, Ni og Zn) ud af fem tungmetaller samt ligeledes for fire ud af fem syntetiske organiske stoffer. Di(2-ethylhexyl)adipat er under udlederkravene. Dette billede er også gældende for udlederkravene til saltvand. Dog med den forskel, at for saltvand overskrider As kravet for udledning, mens Ni her er under kravet. De tilgængelige data og de antagelser, der er foretaget på det tilgængelige datagrundlag, indikerer, at kun få af spildevandsforsyningernes renselanlæg, hvis nogen, overholder alle kravværdier.

Tabel 3-4 Nuværende nøgletalsafledte udledningsniveauer fra MBNDK-anlæg sammenholdt med de maksimale udledninger, hvis udlederkravene overholdes. Overskrifter vist med rødt (VKK- og punktkildedata for spildevandsmængde samt fraktilværdier for data fra nøgletalsrapporten)⁷.

Stof		MBNDK		Udlederkrav for vand	
		SFR ind	SFR ud	Fersk	Salt
		kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
Arsen	As	1.466	295	2.496	348
Chrom	Cr	3.497	280	93	93
Kobber	Cu	38.569	1.852	581	581
Nikkel	Ni	4.812	2.586	2.322	4.993
Zink	Zn	130.340	21.757	4.528	4.528
Benzylbutylphthalat	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	486	36	-	-
DEHP	C ₆ H ₄ (CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	8.366	1.132	755	755
Di(2-ethylhexyl)adipat	(CH ₂ CH ₂ CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	185	11	279	279
Diisononylphthalat	C ₂₆ H ₄₂ O ₄	10.024	428	-	-
Benzo[a]pyren	C ₂₀ H ₁₂	50	1,6	0,099	0,099
Fluoranthren	C ₁₆ H ₁₀	178	5,2	3,7	3,7
Tributyltin (TBT)	C ₁₆ H ₁₀	2,2	0,0	0,12	0,12
		m ³ /år			
Flow alle MBNDK		580.541.808			
Flow, 36 Ra		299.364.267			

SFR Spildevandsforsyningernes renseanlæg
MBNDK Renseanlæg med mekanisk-biologisk rensning og kvælstoffjernelse eller bedre.

3.2.3 Bedste tilgængelige teknikker (BAT) i relation til de omfattede stoffer

COWI er ikke bekendt med, at der findes et BREF-dokument⁸ for rensning på spildevandsforsyningernes renseanlæg (se evt.: <https://mst.dk/erhverv/industri/bat-bref/liste-over-alle-bref/>). Ca. 95 % af det opsamlede spildevand undergår rensning for organisk stof, kvælstof og fosfor til et niveau, som mindst svarer til de koncentrationskrav, der gælder for renseanlæg med en godkendt kapacitet på 2000 PE eller derover, jf. § 2 i spildevandsbekendtgørelsen, BEK nr. 1317 af 04/12/2019.⁹

Teknikker og metoder til rensning for tungmetaller

I dette afsnit gennemgås kort de mest relevante rensemetoder for de 12 udvalgte stoffer, som det har været muligt at inddrage givet de tids- og ressourcemæssige rammer.

⁷ Bemærk at beregningerne i Nøgletalsrapporten er under revision. Det er vurderingen, at tallene for tungmetaller ikke kommer til at ændre sig nævneværdigt, mens tallene for enkelte af de organiske kan blive ændret. Det vil dermed næppe påvirke de samlede beregninger vedrørende de erhvervsøkonomiske omkostninger i nærværende rapport, da det er tungmetallerne, som er udslagsgivende.

⁸ BREF: Referencedokument udarbejdet på EU-plan, der beskriver bedste tilgængelige teknikker (BAT) for forskellige brancher omfattet af direktivet for industrielle emissioner 2010/75 EU. Spildevandsforsyningernes renseanlæg er ikke omfattet.

⁹ Udviklingen inden for spildevandsforsyningernes spildevandsrensning går generelt i retning af nye/forbedrede teknologier med bedre energigrekskab og CO₂-aftryk og med en højere grad af ressourcegenindvinding. Desuden er der en vis fokus på fjernelse af miljøfarlige stoffer og mikroplast. Der er i Danmark og på europæisk plan gang i udvikling af teknologier til reduktion af medicinrester i spildevand inden udledning fra renseanlæg til recipient.

Rensemeterne vil være aktuelle og anvendelige for såvel de offentlige renseanlæg som for industrivirksomheder, ligesom metoderne vil rense for andre stoffer end dem, der er omfattet af nærværende undersøgelse, herunder f.eks. medicinrester. Det er dermed en positiv sidegevinst ved at leve op til de nye kravværdier for de 14 stoffer, at der i givet fald også vil blive renset for yderligere stoffer.

Metoder til rensning for tungmetaller i spildevand har primært været anvendt til rensning af spildevand i industrien og vand på vandværker, og det er i høj grad erfaringer herfra, der trækkes på i det følgende. Traditionelt fjernes tungmetaller i spildevand ved en kemisk fældning, hvor der tilsættes base til en passende høj pH-værdi. Herved udfældes tungmetallhydroxider. Arsen kan dog ikke fjernes direkte ved en kemisk fældning med base.

Chrom(III) og kobber udfældes ganske effektivt som hydroxid ved pH mellem 7 og 8, hvorimod zink og nikkel kræver en højere pH-værdi for at opnå en effektiv fældning og dermed en lav restkoncentration af opløst metal. Med stort overskud af jern og/eller aluminium vil der kunne opnås en medfældning af tungmetallerne sammen med ferrihydroxid og/eller aluminiumhydroxid, hvorved der udfældes mere metal end normalt. Visse virksomheder har anvendt denne metode til at nedbringe restkoncentrationen af tungmetaller. Spildevandsanalyser fra et dansk renseanlæg, som tilsætter jernsalt (ca. 15 mg/l jern) til efterfældning af fosfat, tyder dog på, at der ikke opnås nogen væsentlig forbedret fældning af zink og nikkel på spildevandsforsyningernes renseanlæg selv ved en forholdsvis høj tilsætning af jern. Derfor kan der ikke satses på at anvende denne rensningsteknik.

Analysedata fra spildevandsforsyningernes renseanlæg viser helt som ventet, at der vil blive fjernet forholdsvis mindre zink og nikkel i et anlæg med MBNDK, end der vil blive fjernet kobber og chrom, fordi zink og nikkel kræver en højere pH-værdi for at opnå en effektiv fældning.

Arsen adskiller sig fra de andre tungmetaller ved, at der ikke kan udfældes arsen ved tilsætning af base. Arsen kan derimod bindes til jernhydroxid, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ved at tilsætte en passende mængde jernsalt. Metoden anvendes på flere danske vandværker for at fjerne arsen, så grænseværdien for drikkevand på 5 µg/l kan overholdes. Ved en passende høj dosering kan der opnås en restkoncentration af arsen i vandet på ca. 0,4 µg/l.

Filtrering

Fra de fleste af spildevandsforsyningernes renseanlæg vil der udledes små slammængder, og da slammet vil indeholde tungmetaller i varierende omfang, kan der opnås en vis reduktion af tungmetaludledningen ved at etablere en effektiv filtrering som et sidste renses trin. Det må så vurderes for det enkelte renseanlæg, om en filtrering kan fjerne tilstrækkeligt tungmetal til, at anlægget kan overholde grænseværdierne for de enkelte metaller.

Åbne sandfiltre og skivefiltre anvendes allerede i dag på visse af spildevandsforsyningernes renseanlæg, og med begge metoder opnås en ganske god fjernelse af suspenderet stof. På industrirensning anvendes der oftest tryksandfiltre til finrensning efter en bundfældningstank. Tryksandfiltre er dog noget dyrere end åbne sandfiltre og skivefiltre. Filtrering vil have størst effekt på fjernelse af kobber og chrom, som erfaringsmæssigt overvejende findes i slamfasen i rensning af spildevand, hvorimod zink og nikkel overvejende findes på opløst form.

Jerndosering

På spildevandsforsyningernes renseanlæg kan der forventes en betydelig fjernelse af arsen ved tilsætning af et jernsalt. Afhængig af spildevandets pH-værdi og tungmetalkoncentrationer vil der måske også kunne opnås en lidt øget udfældning af andre tungmetaller, når der tilsættes jern. Mange af spildevandsforsyningernes renseanlæg tilsætter allerede et jernsalt for at fælde fosfor, og på disse anlæg kan der måske opnås en lidt bedre udfældning af chrom og kobber, hvis der doseres ekstra jern. Det er dog næppe tilstrækkeligt, hvis de fremtidige

skærpede udlederkrav skal kunne overholdes. Det forventes, at arsen vil komme tæt på de skærpede udlederkrav ved passende dosering af jern, og der forventes også en lille forbedring for kobber og chrom. Det kan dog slet ikke forventes, at nikkel og zink kan fjernes effektivt med denne metode, fordi disse to metaller kræver en højere pH-værdi for at opnå en effektiv udfældning.

Jerndosering kan også bruges på visse typer industrispildevand, men ofte vil man anvende selektiv ionbytning til efterrensning af spildevand fra kemisk fældning. Ved selektiv ionbytning vil det kunne lade sig gøre effektivt at tilbageholde opløst nikkel, zink og kobber.

Selektiv ionbytning (TP207)

I Danmark har der i mange år været anvendt selektiv ionbytning med en ionbytterharpiks fra Lanxess (TP207), der selektivt kan fjerne de fleste divalente tungmetaller i vand og spildevand. På den måde kan der i princippet opnås en meget lav restkoncentration af de enkelte tungmetaller. COWI har gennemført omfattende laboratorieforsøg og pilotforsøg med selektiv ionbytning på drikkevand for at fjerne nikkel, og det var her muligt at reducere nikkelkoncentrationen fra ca. 30 µg/l til ca. 0,5 µg/l. Effektiviteten er nogenlunde lige så god for kobber, nikkel og zink, men praktiske erfaringer viser, at der ikke kan opnås nogen væsentlig fjernelse af chrom, Cr^{+3} i TP207. Arsen kan slet ikke fjernes med TP207.

Der kan forventes nogenlunde samme renseeffekt, hvis der benyttes selektiv ionbytning til at finrense udløbsvandet fra et af spildevandsforsyningernes renseanlæg, men der er, så vidt COWI er orienteret, ingen danske erfaringer med selektiv ionbytning af rensset byspildevand. I industrispildevand er der derimod mange praktiske erfaringer, der viser, at det ikke altid kan lade sig gøre at komme helt ned på de lave restkoncentrationer, som er opnået på drikkevand og grundvand. Det skyldes, at meget industrispildevand indeholder stoffer, der binder tungmetallerne og derved forhindrer en effektiv optagelse i TP207. Selektiv ionbytning vil derfor ikke kunne stå alene som renseforanstaltning til fjernelse af metaller.

Adsorption

Der findes en række stoffer, som er i stand til at adsorbere tungmetaller til stoffernes overflade. De mest kendte er aktivt kul og stoffer coated med jernoxid. I nogle tilfælde kan der også anvendes metallisk jern, som især bliver effektiv, når der dannes rust (jernoxid) på overfladen. Mange naturprodukter kan også adsorbere tungmetaller mere eller mindre effektivt, men de har generelt ikke vundet større industriel udbredelse til rensning af tungmetaller i vand.

Aktivt kul kan ifølge litteraturen adsorbere mange tungmetaller – herunder As, Ni, Cu, Zn og Cr. Der foreligger dog ikke ret meget dokumentation for renseeffekten ved lave metalkoncentrationer (1-50 µg/l) og heller ikke om kapaciteten af kullene. COWI bekendt, findes der ingen praktiske erfaringer i Danmark på dette område. COWI har udført nogle detaljerede laboratorieforsøg med spildevand fra en dansk virksomhed, hvor kemisk fældning efterfulgt af rensning med aktivt kul og selektiv ionbytning med TP207 blev afprøvet. COWI har valgt at vise resultaterne her, da de er særdeles aktuelle for dette projekt, fordi de viser noget om, hvilken renseeffekt der kan forventes med disse metoder. Resultaterne fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 3-5 Effekt af kemisk fældning og kulrensning

		Urenset	Efter kemisk fældning, Al	Efter kul- rensning	SEL-IX uden kulrens- ning	SEL-IX med kulrens- ning
pH			9,20	7,29	7,24	7,14
Ledningsevne	mS/cm	9,80	i.a.	i.a.	10,88	i.a.
Ammoniak, NH ₃	mg/l	860	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
COD	mg/l	i.a.	1500	780	i.a.	i.a.
Arsen, As	µg/l	26,5	3,3	6,9	2,8	6,5
Bly, Pb	µg/l	160	25	<0,13	0,35	<0,13
Cadmium, Cd	µg/l	280	160	120	0,088	0,079
Chrom, Cr	µg/l	74,5	71	8,7	59	5,7
Kobber, Cu	µg/l	455	360	0,98	35	<0,20
Kobolt, Co	µg/l	29	26	19	23	9,6
Nikkel, Ni	µg/l	20,5	26	34	11	<0,15
Zink, Zn	µg/l	57.050	4.300	3.800	<1,5	<1,5

Kilde: upublicerede resultater af forsøg udført af COWI

Det skal bemærkes, at der er et meget stort indhold af ammoniak i vandet, hvilket medfører dannelse af ammoniakkomplekser af kobber, zink, cadmium og nikkel. Disse metal-ammoniakkomplekser vil erfaringsmæssigt blive optaget ganske effektivt (dog afhængig af pH) i den selektive harpiks (TP207). Det fremgår også, at aktivt kul alene giver en betydelig fjernelse (ca. 88 %) af chrom, kobber og bly. Arsen fjernes godt (87 %) ved kemisk fældning, hvor der er anvendt et aluminiumsalt. Det må formodes, at resultatet var blevet endnu bedre, hvis der var anvendt et jernsalt. På grund af det store ammoniakindhold kan resultaterne ikke direkte overføres til traditionelt spildevand, men resultaterne indikerer dog, hvilke resultater der kan forventes med de metoder, som er afprøvet. Hvis kulrensningen optimeres, vil renseeffekten formentlig blive endnu bedre. Det er ganske tydeligt, at den mest effektive fjernelse af tungmetaller opnås med aktivt kul efterfulgt af selektiv ionbytning.

Jernoxid kan adsorbere mange tungmetaller, og der findes adskillige undersøgelser i litteraturen, men de fleste undersøgelser er gennemført med betydeligt højere tungmetalkoncentrationer i vandet. Derfor er det vanskeligt at vide, om metoden kan anvendes i spildevandsforsyningsrensning, hvor den anvendte skønnede kravværdi medfører, at der skal opnås meget lave restkoncentrationer af tungmetaller (fra 0,16 til 5 µg/l afhængig af tungmetal og recipient) før udledning til recipient.

Det hollandske firma Lennotech har et patenteret produkt, Lennsorb101, der benævnes "granuleret ferrihydroxid". Det kan adsorbere mange tungmetaller, bl.a. As, Cu, Cr og Pb. Granulatet fyldes på en filterkolonne, som det også er tilfældet med aktivt kul, og det udskiftes, når kapaciteten er opbrugt.

Det tyske firma Lanxess har et jernoxidpulver, der hedder BayoxideE33, som ifølge firmaet kan bruges til adsorption af mange tungmetaller. Lanxess fremhæver, at produktet bl.a. kan anvendes til rensning af drikkevand for As, Zn, Ni og Cu. Lanxess har oplyst, at de i denne sag vil anbefale selektiv ionbytning til fjernelse af Cu, Ni og Zn, hvorimod Bayoxide vil være en god og effektiv metode til fjernelse af arsen.

Absorption

Ved absorption optages tungmetaller i det absorptionsmiddel, som anvendes. Olivin er et mineral, der består af en blanding af magnesiumsilikat og jernsilikat. Olivin er i stand til at absorbere tungmetaller i krystalgitteret. Olivin vil i kontakt med vand afgive base, så vandets pH stiger, indtil alt base er vasket ud. I Årheim i Norge findes verdens største olivinforekomst, og det er derfor meget naturligt, at Norge har undersøgt mulighederne for at anvende olivin til rensning af vand, der er forurenet med tungmetaller. Det kan f.eks. være minevand, vejvand og spildevand. Når tungmetaltholdigt vand løber igennem et filter med olivin, stiger vandets pH, hvilket betyder, at der ud over absorption af tungmetaller også kan ske en kemisk udfældning af tungmetaller. En del af de udfældede slampartikler vil tilbageholdes i filteret, som derved efterhånden kan stoppe til. Erfaringen viser, at der opnås den laveste restkoncentration af tungmetaller i vandet, når vandets startkoncentration af tungmetaller er meget lav.

COWI har i 2014 for en kunde udført nogle rensforsøg med olivin. Udvalgte resultater fra disse forsøg fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 3-6 Effekt af anvendelse af olivin til rensning af spildevand

	Koncentration før filter (µg/l)	Koncentration efter filter (µg/l)
Arsen	0,92	0,06
Chrom	3,3	3,3-5
Kobber	8500	5-15
Nikkel	61	2-3
Zink	7600	5-10

Kilde: upublicerede resultater af forsøg udført af COWI

Rensningen er en kombination af ionbytning og kemisk fældning, idet udfældede slampartikler forbliver i filteret. Det er værd at bemærke den lave restkoncentration af arsen. Erfaringen viser, at restkoncentrationen i det rensede vand bliver lavere, når startkoncentrationen er lav, hvilket betyder, at metoden måske kan anvendes til at fjerne tungmetaller, hvis kravværdien ligger på 1 µg/l eller lavere. Fjernelse af chrom er problematisk, hvilket nok skyldes, at det anvendte olivingranulat indeholder en cementkerne med chrom. Derfor blev der i enkelte prøver målt lidt forhøjede værdier for chrom i det rensede vand.

Membranprocesser

Nanofiltrering (NF) og omvendt osmose (RO) kan benyttes til at filtrere vand og derved fjerne ioner og molekyler. Generelt er RO mest effektiv til at fjerne stofferne, fordi en RO-membran er tættere end en NF-membran. Ved en membranfiltrering løber der rent vand igennem membranen (permeat), mens de fleste stoffer og ioner tilbageholdes i et koncentrat. Koncentratet kan behandles flere gange i et nyt RO-filter og derved opnås, at der dannes mindre koncentrat og mere permeat. Hvis der skal opnås 90 % permeat, vil det typisk kræve et kompliceret membranlæg. Det vil endvidere medføre det problem, at man skal bortskaffe eller rense de 10 % koncentrat, som indeholder alle de forurenede stoffer, som er blevet fjernet fra vandet. COWI har kendskab til resultater opnået med rensning af perkolat fra en losseplads i et NF-anlæg. Chrom kunne reduceres fra ca. 15 µg/l til ca. 2 µg/l, nikkel kunne reduceres fra ca. 80 µg/l til ca. 5 µg/l, zink kunne reduceres fra ca. 50 µg/l til 5-10 µg/l og kobber fra ca. 5 µg/l til < 1 µg/l. Det må formodes, at renseseffekten vil være endnu bedre, hvis der anvendes en tæt RO-membran.

Selv om metoden synes ret effektiv, er den total set meget kompliceret og ekstremt dyr, hvorfor den vil ikke kunne betegnes som en BAT-metode til rensning af vand fra et af spildevandsforsyningernes rensenanlæg. Dels er metoden ikke afprøvet og udviklet til dette formål, dels er den uforholdsmæssigt dyr. Metoden bruges flere steder internt på virksomheder for at rense

delstrømme af skyllevand og spildevand med mulighed for delvis genvinding af opkoncentrerede kemikalier og rensed vand. Metoden vil normalt aldrig blive brugt på virksomheder til rensning af alt spildevand, fordi der kan opnås langt bedre og mere miljørigtige løsninger ved at anvende membranfiltrering til rensning og genvinding på delstrømme.

Teknikker og metoder til rensning organiske stoffer

COWI skal vurdere mulighederne for at fjerne de syv syntetiske organiske stoffer, som dette projekt omhandler. Det gælder for alle syv stoffer, at de kun er meget begrænset opløselige i vand. COWI vurderer, at der er følgende realistiske rensprocesser:

- Rensning med aktivt kul
- Avanceret kemisk oxidation (AOP)
- Dosering af ozon og aktivt kul på et biologisk renseanlæg.

Aktivt kul

Aktivt kul kan leveres som pulver eller som granulat. I et aktivt kulfilter anvendes normalt et granulat. Aktivt kul er i stand til at adsorbere mange organiske forbindelser (op til 10-20 % organisk stof i forhold til egen vægt). Upolære forbindelser kan normalt fjernes med aktivt kul, mens polære forbindelser (vandopløselige) normalt fjernes dårligt. Stoffer med høj $\log K_{ow}$ (K_{ow} = Opløselighed i octanol i forhold til opløselighed i vand) vil generelt let kunne fjernes med aktivt kul i modsætning til stoffer med lav $\log K_{ow}$.

COWI ved fra tabelværker, at DEHP og andre phthalater (diethylphthalat, og di-n-butylphthalat) kan fjernes ganske effektivt med aktivt kul. Derfor antager COWI, at også benzylbutylphthalat og diisononylphthalat, vil kunne fjernes med aktivt kul, så det rensede vand får en meget lav restkoncentration af disse stoffer. COWI har dog ikke kunnet finde dokumentation for, hvor lav restkoncentration, der kan opnås ved at rense phthalater i et aktivt kulfilter.

PAH-forbindelser vil normalt kunne adsorberes ganske effektivt på aktivt kul, og COWI har erfaringer fra forsøg med aktivt kul og PAH på en norsk virksomhed. Det er dog usikkert, hvilken restkoncentration af benz[a]pyren og fluoranthen der vil kunne opnås ved rensning i et aktivt kulfilter.

Tributyltin (TBT) kan fjernes meget effektivt med aktivt, jf. et EU-projekt (TBT CLEAN - Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbours: prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments, LIFE02 ENV/B/000341)¹⁰. COWI har gjort de samme erfaringer med spildevand fra en dansk virksomhed.

Det er usikkert, om di(2-ethylhexyl)adipat kan fjernes med aktivt kul, da COWI ikke har kunnet finde nogen referencer. Da stoffet har en høj værdi for $\log K_{ow}$ på 6,2 (samme størrelsesorden som PAH'er), forventer COWI, at stoffet vil kunne fjernes effektivt med aktivt kul.

Sammenfattende vurderer COWI, at alle de syv organiske forbindelser, der er set på, sandsynligvis vil kunne fjernes i et aktivt kulfilter med passende lang opholdstid. Det er dog usikkert, hvor lav restkoncentration der kan opnås for de enkelte stoffer.

Avanceret kemisk oxidation (AOP)

Disse processer omfatter oxidationsmetoder, hvor der på forskellig vis dannes nogle meget aktive, kemiske radikaler, der har et højere oxidationspotentiale end traditionelle kemiske oxidationsmidler som chlor, hydrogenperoxid og kaliumpermanganat. På den måde kan der ofte

¹⁰ https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2135&docType=pdf

opnås en nedbrydning af de typer af organiske stoffer, som normalt ikke kan nedbrydes med traditionelle kemiske oxidationsmidler.

Her skal nævnes fem af de mest almindelige AOP-metoder:

- Ozon
- Ozon + H₂O₂
- UV + H₂O₂
- H₂O₂ + faststof katalysator
- H₂O₂ + jernsalt (Fenton proces).

COWI har ikke umiddelbart noget bud på, om én eller flere af de listede metoder kan destruere alle de aktuelle syv syntetiske organiske stoffer. Undersøgelser har vist, at nogle af metoderne er bedst egnede til nedbrydning af bestemte kemiske forbindelser, mens andre metoder er bedre til at nedbryde en anden type forbindelser. Derfor kan der ikke på forhånd udpeges den AOP-metode, der er bedst egnet til anvendelse i spildevandsforsyningernes renseanlæg. Alt tyder da også på, at AOP-metoderne vil være betydeligt dyrere at etablere end rensning i et aktivt kulfilter.

Ozon + kul + biologisk rensning

Suez Water og flere andre spildevandsfirmaer udnytter både ozon og aktivt kul til at fjerne syntetiske organiske stoffer i et biologisk renseanlæg. Ozon tilsættes normalt før den biologiske rensning, hvorved større organiske molekyler ofte kan oxideres til mindre molekyler, som efterfølgende kan nedbrydes i det biologiske rensetrin. På nogle anlæg vil det være en fordel at dosere ozon flere steder. Efter den biologiske rensning kan der tilsættes pulveriseret aktivt kul for at fjerne de små rester af organisk stof. Kulrensningen kan være udformet på forskellig vis, og ved nogle metoder kan kullet delvis genbruges.

Metoden har især været benyttet til rensning af spildevand med medicinrester samt til pesticidholdigt spildevand. Det første danske forsøgsanlæg af denne type blev sat i drift i 2018 i Brædstrup. COWI vurderer, at metoden vil være betydelig dyrere at etablere end rensning i et aktivt kulfilter.

Tekstboks – Dækker estimerterne også aluminium?

Aluminium er ikke omfattet af de metaller, som undersøgelsen oprindeligt skulle analysere. Miljøstyrelsen har efterfølgende bedt om at få *'tilføjet en vurdering af, i hvilket omfang rapportens estimer dækker aluminium'*. Nedenstående vurdering er analytisk og omfatter generelle tal for udledning og altså ikke konkrete data for udledning af aluminium fra renseanlæg eller industrier og heller ikke konkrete udledningskriterier for aluminium.

Indholdet af aluminium i spildevand tilført spildevandsforsyningernes renseanlæg ligger normalt i intervallet 300-1.000 µg/l.

Aluminium tilsættes i form af polyaluminiumklorid på mange renseanlæg for at udfælde fosfor. Strengt krav til udledning af aluminium kan betyde, at forsyningernes renseanlæg må benytte andre fældningskemikalier (jernbaserede), men det er ikke sikkert, at det vil være tilstrækkeligt til at overholde eventuelle krav.

COWI har ikke kendskab til typiske niveauer for aluminium i udløbet fra forsyningernes renseanlæg.

I spildevand ved neutralt pH udfælder aluminium overvejende som aluminiumhydroxid, $\text{Al}(\text{OH})_3$, men der vil være en lille andel af opløst Al^{+++} . En del af de udfældede aluminiumssalte, som ikke fjernes ved de traditionelle renseprocesser, tilbageholdes i sandfiltret. Aluminium udfælder bedst ved pH mellem 5 og 6. Ved pH = 6 kan man teoretisk komme ned på en restkoncentration af opløst aluminium i typisk grundvand på ca. 30 µg/l.

Det formodes, at trivalent aluminium fjernes effektivt i den selektive ionbytter (Lanxess, TP207). Vi har dog ikke erfaring med fjernelse af Al^{+++} ved selektiv ionbytning, og det skal bemærkes, at der findes trivalente metaller, f.eks. Cr^{+++} , som ikke fjernes i nævneværdig grad ved denne ionbytning.

Forudsat at Al^{+++} fjernes effektivt i den selektive ionbytter, formoder vi, at aluminium kan reduceres til et lavt niveau (estimeret til 5-10 µg/l) med den benyttede renseteknologi uden nævneværdig indflydelse på omkostningerne. Det bør dog undersøges, hvor effektivt Al^{+++} kan fjernes med den valgte ionbytter, og om der evt. er et alternativ, hvis man ønsker en meget lav restkoncentration af opløst aluminium.

3.2.4 Fælles renseløsning for spildevandsforsyningernes renseanlæg

Ud fra det tilgængelige materiale om spildevandsforsyningernes renseanlæg er det meget svært at vurdere, hvilke renseanlæg der skal rense for specifikke stoffer for at overholde de skønnede nye grænseværdier for de fem tungmetaller og syv organiske stoffer. Givet opgavens tids- og ressourcemæssige rammer er det i modelberegningerne nedenfor valgt at anvende en kombineret løsning, som har størst mulig effekt på de stoffer, som skal fjernes helt eller delvist. Ud fra kendskab til og vurdering af forskellige rensemetoder og under hensyntagen til BAT-principper foreslår COWI følgende kombinerede løsning som udgangspunkt for beregningerne:

- Trin 1: Dosering af jern for at fælde arsen
- Trin 2: Filtrering i et tryksandfilter
- Trin 3: Rensning i et aktivt kulfilter (2-søjle-anlæg)
- Trin 4: Rensning ved selektiv ionbytning (TP207, 2-søjleanlæg).

Med denne løsning fjernes først arsen ved fældning med jern, hvorefter alle partikler filtreres fra, hvilket er nødvendigt for at undgå tilstopning af kulfiltre og ionbytterkolonner. Kulfilterets primære funktion er at adsorbere syntetiske organiske stoffer, men samtidig vil der i et vist omfang også adsorberes tungmetaller. Det vil dog være spildevandets indhold af andre organiske stoffer (målt som COD), der vil være afgørende for, hvor længe et kulfilter kan anvendes, før det er mættet og derved har nedsat renseseffekt over for de syntetiske stoffer. Slutrensning i et selektivt ionbytningsanlæg vil fjerne de fleste opløste tungmetaller (Zn, Cu, Ni), så der formentlig opnås en restkoncentration, som ligger lavere end de foreslåede nye kravværdier for

recipienten. COWI forventer også, at koncentrationen af arsen ligger så lavt, at den ligger under den foreslåede nye kravværdi, men det er mere tvivlsomt, om chrom kan komme ned på 0,16 µg/l, som er den laveste foreslåede værdi for chrom. COWI vurderer, at den samlede løsning ud fra en BAT-vurdering vil give det bedste resultat.

COWI forudsætter, at der med denne løsning opnås følgende koncentrationer for tungmetallerne:

Arsen = 0,5 µg/l

Chrom = 0,5 µg/l

Nikkel = 1 µg/l

Kobber = 1 µg/l

Zink = 1 µg/l.

Det er dog usikkert, om dette niveau reelt kan opnås, da metoden aldrig har været afprøvet på spildevandsforsyningernes renseanlæg. Der findes ikke umiddelbart en egnet metode, som kan forbedre renseseffektiviteten¹¹. Det skal bemærkes, at ovennævnte løsning renser til samme niveau uanset recipientens miljøtilstand. Der skelnes derfor ikke mellem udledning til god eller dårlig miljøtilstand.

Den foreslåede løsning vil i nogen omfang fjerne tungmetaller og problematiske organiske stoffer, som ikke er blandt de udvalgte stoffer i dette projekt.

Som udgangspunkt har COWI beregnet investering og driftsomkostninger for et anlæg, der kan behandle 100 m³/h (denne kapacitet er valgt, fordi det er lykkedes at skaffe relativt sikre tal for denne type anlæg). Herudfra er udgifter til større anlæg beregnet/estimeret. Mange renseanlæg har et større flow, og det gennemsnitlige flow for alle MBNDK-reseanlæg under NO-VANA er 229 m³/h.

Desuden er det en generel tendens, at mindre renseanlæg nedlægges, og rensningen centraliseres på færre, større anlæg. Mulige stordriftsfordele herved er ikke indregnet. Der er heller ikke i omkostningsberegningerne taget hensyn til de enkelte renseanlægs nuværende tilstand/restlevetid og konfiguration. F.eks. benyttes på mange anlæg allerede tilsætning af jernsalte til fældning af fosfor (der doseres dog næppe tilstrækkeligt til fuld arsenfjernelse), og på nogle anlæg er der efterpoleringsløsninger, som kunne overflødigøre et sandfiltreringsstrin.

Ved udregning af investering for et konkret renseanlæg beregnes prisen forholdsmæssigt ud fra 100 m³/h i forhold til det aktuelle flow. Driftsudgifterne vil alt overvejende afhænge af flowet og i mindre grad af mængden af tungmetaller og syntetiske organiske stoffer, der skal fjernes.

3.2.5 Investerings- og driftsomkostninger

De skønnede investerings- og driftsomkostninger for de to behandlingskapaciteter anvendes til at beregne omkostningerne for et industrianlæg samt et offentligt renseanlæg. Overslagene er baseret på budgetpriser oplyst af udstyrsleverandører suppleret med erfaringstal for øvrige arbejder.

De skønnede investeringsomkostninger for to standardløsninger til rensning af 10 m³/h hhv. 100 m³/h spildevand med miljøfarlige stoffer er vist i Tabel 3-7 nedenfor. Investeringsomkostningerne indeholder ikke omkostninger til myndighedsbehandling og arealerhvervelse og forudsætter normale funderings- og grundvandsforhold. De skønnede investeringsomkostninger

¹¹ Hvad angår de 7 syntetiske organiske stoffer har COWI ikke nogen dokumentation for, om der kan renses ned til de nye skønnede grænseværdier, men det antager COWI.

kan anvende til prissætning af industrianlæg såvel som spildevandsforsyningernes renseanlæg.

Standardløsningerne er baseret på udstyr, som er tilgængeligt med den pågældende kapacitet, og der er indhentet leverandørpriser for de to standardløsninger. Omkostninger for anlæg med anden kapacitet er inter- og ekstrapoleret ud fra omkostningerne til standardløsningerne. Der er desuden indregnet omkostningsmæssige stordriftsfordele ved større anlæg.

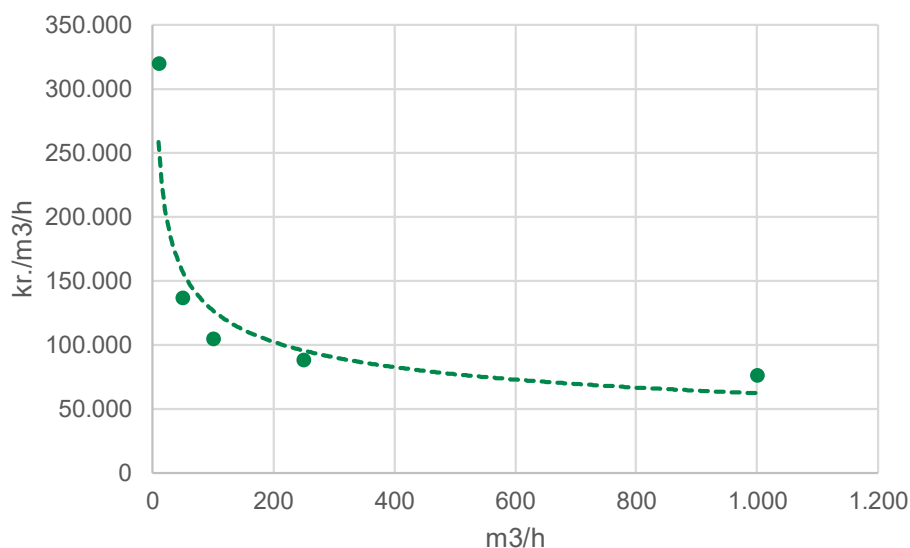
Tabel 3-7 Investeringsomkostninger, kr. ekskl. moms. Omkostningerne er baseret på indhentede priser

Beskrivelse	Trin	Industrianlæg: 10 m³/h	Spildevandsforsynin- gernes renseanlæg: 100 m³/h	Spildevandsforsynin- gernes renseanlæg: 250 m³/h
		Kr.	Kr.	Kr.
Dosering af jernsalt. Palletanke, dose- ringspumpe, rørsystem.	1	25.000	25.000	35.000
Sandfilter total	2	240.759	763.530	1.717.943
Kulanlæg, total	3	275.980	1.055.840	2.507.620
Selektiv IX, total	4	299.290	1.061.590	2.521.276
Forsyningstavle og kommunikationsmo- dul		200.000	250.000	531.250
Forbindelsesrørsystem, PVC		100.000	150.000	318.750
El-montage		100.000	150.000	318.750
Dokumentation		150.000	150.000	281.250
Opstart		76.920	153.840	288.450
Sum 1: Komplet anlæg med sandfilter + 2 kulfiltre + SEL-IX		1.467.949	3.759.800	8.520.289
Øvrige priser				
Eksterne rørforbindelser, montage og el- fremføring (anslået)		300.000	700.000	1.750.000
Bygning, á 10.000 kr./m²		250.000	800.000	2.000.000
Buffertank til peak load		200.000	2.000.000	3.000.000
Rådgivning, 20 % af udstyr og bygning		443.590	1.451.960	3.054.058
Sum 2:		2.661.539	8.711.760	18.324.347
Uforudsete udgifter, 20 %		532.308	1.742.352	3.664.869
Sum 3:		3.193.847	10.454.112	21.989.216
Investering pr. m³/h		319.385	104.541	87.957

For et lille industrirensesanlæg, der kan rense 10 m³/h, er investeringsomkostningen anslået til at være 3,2 millioner kr. eller en pris på 319.000 kr./m³/h. Industrirensesanlægget har en anslået levetid på 25 år, hvorfor enhedsinvesteringsomkostningen¹² set over hele perioden svarer til 2,33 kr./m³. Et større af spildevandsforsyningernes renseanlæg, der kan rense 100 m³/h, er anslået til at koste 10,5 millioner kr. svarende til en enhedspris på 105.000 kr./m³/h eller en enhedsinvesteringsomkostning på 0,76 kr./m³. Enhedsinvesteringsomkostningen falder med ca. to tredjedele ved at øge rensningskapaciteten fra 10 m³/h til 100 m³/h. Nedenfor i Figur 3-2 er vist en approksimation af investeringsomkostningen som funktion af mængden af spildevand indeholdende miljøfarlige stoffer.

¹² Enhedsinvesteringsomkostningen er fundet ved at tilbagediskontere vandmængderne og sætte det i forhold til investeringsomkostningen.

Figur 3-2 Skalering af investeringsomkostninger, kr./m³/h (ekskl. moms)



Driftsomkostningerne for to standardløsninger er vist i Tabel 3-8. Omkostningerne er estimeret ud fra beregnet forbrug og enhedspriser på forbrugsstoffer og bortskaffelse. Desuden er tillagt omkostninger til pasning og vedligehold.

Driftsomkostningerne er opdelt på faste og variable omkostninger. Med faste omkostninger menes her driftsomkostninger, der vil skulle afholdes uanset mængden af spildevand og miljøfarlige stoffer, og med variable omkostninger menes driftsomkostninger, der er afhængige af mængden af spildevand og miljøfarlige stoffer i spildevandet.

Der er i driftsomkostningerne ikke indregnet, at en eventuel forringelse af slamkvaliteten ved de foreslåede rensetrin kan medføre ekstra omkostninger til bortskaffelse af spildevandsslam, hvis udbringning på landbrugsjord ikke længere er mulig. Der er ikke krav til arsen ved udbringning på landbrugsjord, men indholdet i slammet af andre stoffer (bl.a. tungmetaller og miljøfarlige organiske stoffer) kan stige i forbindelse med arsenfældningen. Det skønnes, at forøgelsen af driftsomkostninger til bortskaffelse af renseanlæggenes spildevandsslam som konsekvens af arsenfældning er ubetydelig. Øvrige tungmetaller og miljøfarlige organiske stoffer fjernes med ionbyttermateriale eller kul, som bortskaffes særskilt. Bortskaffelse af kul og ionbyttermateriale er medregnet i driftsudgifterne, se Tabel 3-8.

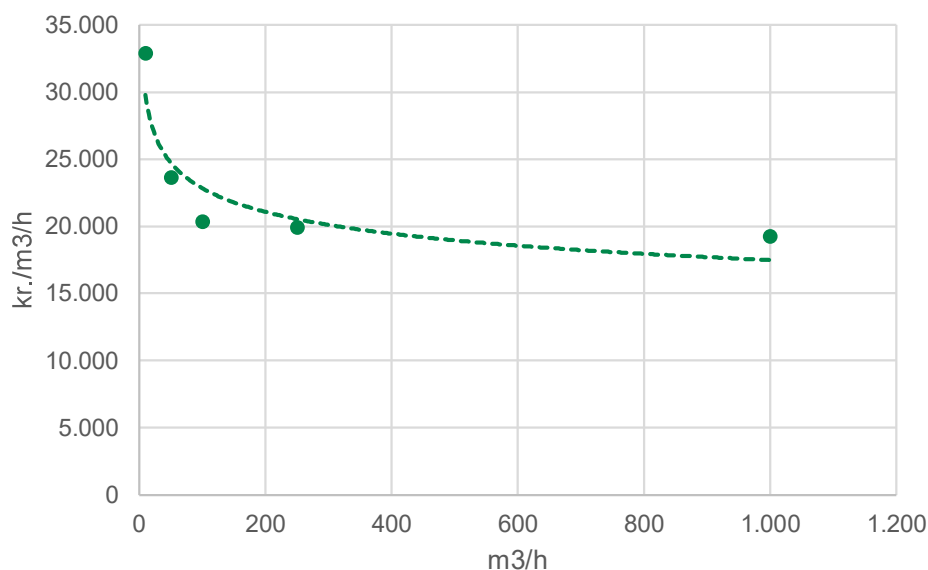
Tabel 3-8 Driftsomkostninger pr. år, kr. ekskl. moms.

	Trin	Industri- anlæg: 10 m ³ /h	Spildevandsforsy- ningernes rense- anlæg: 100 m ³ /h	Spildevandsforsy- ningernes rense- anlæg: 250 m ³ /h
		Kr./år	Kr./år	Kr./år
Elektricitet, 10.000 hhv. 100.000 kWh/år		10.000	100.000	250.000
Skift af kul, 2.737 hhv. 27.375 kg/år	3	94.170	941.700	2.354.250
Bortskaffelse af kul, 2.737 hhv. 27.3752 kg/år	3	5.475	54.750	136.875
Pasning, 240 hhv. 365 h/år		72.000	109.500	164.250
Service og vedligehold, 5 %		73.397	187.990	469.975
Drift og vedligehold af buffertank		5.000	30.000	75.000
Faste driftsudgifter:		260.042	1.423.940	3.450.350
Forbrug af jernchlorid, 3.132 hhv. 62.634 kg/år	1	16.755	335.092	837.730
Skift af harpiks, TP207, 372 hhv. 1.971 liter/år	4	50.931	269.633	674.082
Bortskaffelse af harpiks, 372 hhv. 1.971 kg/år	4	745	3.942	9.855
Variable driftsudgifter:		68.430	608.667	1.521.667
Totale driftsudgifter:		328.472	2.032.607	4.972.017

For et industrirensesanlæg, der kan rense 10 m³/h, er den årlige driftsomkostning anslået til 328.472 kr. eller svarende til en enhedsdriftsomkostning på 3.75 kr./m³. Et af spildevandsforsyningernes rensesanlæg, der kan rense 100 m³/h, vil have en årlig driftsomkostning på 2 millioner kr. svarende til en enhedsdriftsomkostning på 2,32 kr./m³. Der er stadig stordriftsfordele, men besparelsen på driften er ikke helt så stor som for investeringsomkostningen. Nedenfor i Figur 3-3 er vist en approksimation af driftsomkostningen som funktion af mængden af spildevand indeholdende miljøfarlige stoffer.

Et industrirensesanlæg udleder i gennemsnit 85 µg/l Ni+Cu+Zn ud fra PULS-udtræk fra de 30 anlæg, som udleder tungmetaltholdigt spildevand direkte til recipient. Spildevandsforsyningernes rensesanlæg udleder i gennemsnit 45 µg/l Ni+Cu+Zn. Det er forklaringen på, at der bruges forholdsvis mere ionbytterharpiks på det lille industrianlæg end på spildevandsforsyningernes rensesanlæg. Hvad angår forbrug af aktivt kul, er forbruget proportionalt med vandflowet, da det er spildevandets indhold af organiske stof (COD), som bestemmer, hvornår kullene skal skiftes, og ikke mængden af fjernede syntetiske organiske stoffer, da mængden heraf er mange størrelsesordener mindre end de almindelige organiske stoffer (COD) i spildevandet. I mangel af COD-data antages, at COD-niveauet i industrispildevand er det samme som i renset spildevand fra offentlige rensesanlæg.

Figur 3-3 Skalering af driftsomkostninger, kr./m³/h (ekskl. moms)



3.2.6 Fordeling af omkostninger på miljøfarlige stoffer

I dette afsnit redegøres for, hvordan anlægs- og driftsomkostningerne fordeles ud på de udvalgte miljøfarlige stoffer. Fordelingen af omkostningerne foregår i tre dele:

1. Direkte omkostningsfordeling: Fordeling af omkostninger pr. rensetrin i forhold til, om rensningen relaterer til de enkelte stoffer.
2. Variabel omkostningsfordeling: Fordeling af omkostninger efter koncentrationer.
3. Effektivitetsfordeling: Fordeling af omkostninger på baggrund af renseeffektivitet.

Først fordeles omkostninger ud på de miljøfarlige stoffer i forhold til, hvorvidt de frarenses ved det pågældende rensningstrin. F.eks. er det kun arsen, der frarenses ved trin 1, hvorfor den samlede omkostning ved trin 1 tildeles arsen. Derudover angiver vægtene den relative omkostningsfordeling stofferne imellem for det pågældende rensningstrin. For trin 2 tildeles tungmetallerne vægten 1, hvorimod de organiske stoffer fjernes samlet. De organiske stoffer indgår dermed i omkostningsfordelingen som en samlet kategori. Vægtene til den direkte omkostningsfordeling kan ses i Tabel 3-9.

Tabel 3-9 Angivelse af direkte omkostningsfordeling

	As	Cr	Cu	Ni	Zn	Organiske stoffer	Total
Trin 1	1						1
Trin 2	1	1	1	1	1	1	6
Trin 3		1				7	8
Trin 4			1	1	1		3
Øvrige	1	1	1	1	1	1	6

Note: Metallerne er tillagt vægten 1, mens hver enkelt organisk stof tillægges vægten 1/7. De organiske stoffer fremgår af Tabel 3-10.

Herefter fordeles omkostningerne efter koncentrationerne i spildevandet tildelt til rensningen. Såfremt et af stofferne ikke findes i spildevandet, tildeles der ikke omkostninger til dette stof. Dermed fordeles omkostningerne på færre stoffer. Det betyder også, at det for udvalgte stoffer kan være muligt at undgå specifikke rensningstrin og dermed spare anlægs- og

driftsomkostninger. Såfremt der ikke er arsen i spildevandet, er det ikke nødvendigt at investere i trin 1, hvormed denne investering og driftsomkostning kan udgå.

Omkostningsfordelingen justeres til sidst for renseeffektiviteten for de enkelte stoffer. Dermed fordeles omkostningerne efter frarensat mængde af hvert stof.

3.2.7 Økonomiske konsekvenser ved rensning for MFS på et af spildevandsforsyningernes renseanlæg

I det følgende bruges 'renseanlæg' som synonym for spildevandsforsyningernes renseanlæg.

Tilledning af miljøfarlige stoffer til et gennemsnitligt renseanlæg

I Tabel 3-4 vises den samlede belastning af 289 MBNDK-anlæg med miljøfarlige stoffer. Belastningen på gennemsnitsanlægget fremgår af Tabel 3-10 nedenfor. Den organiske belastning af et gennemsnitsanlæg svarer til 25.200 PE.

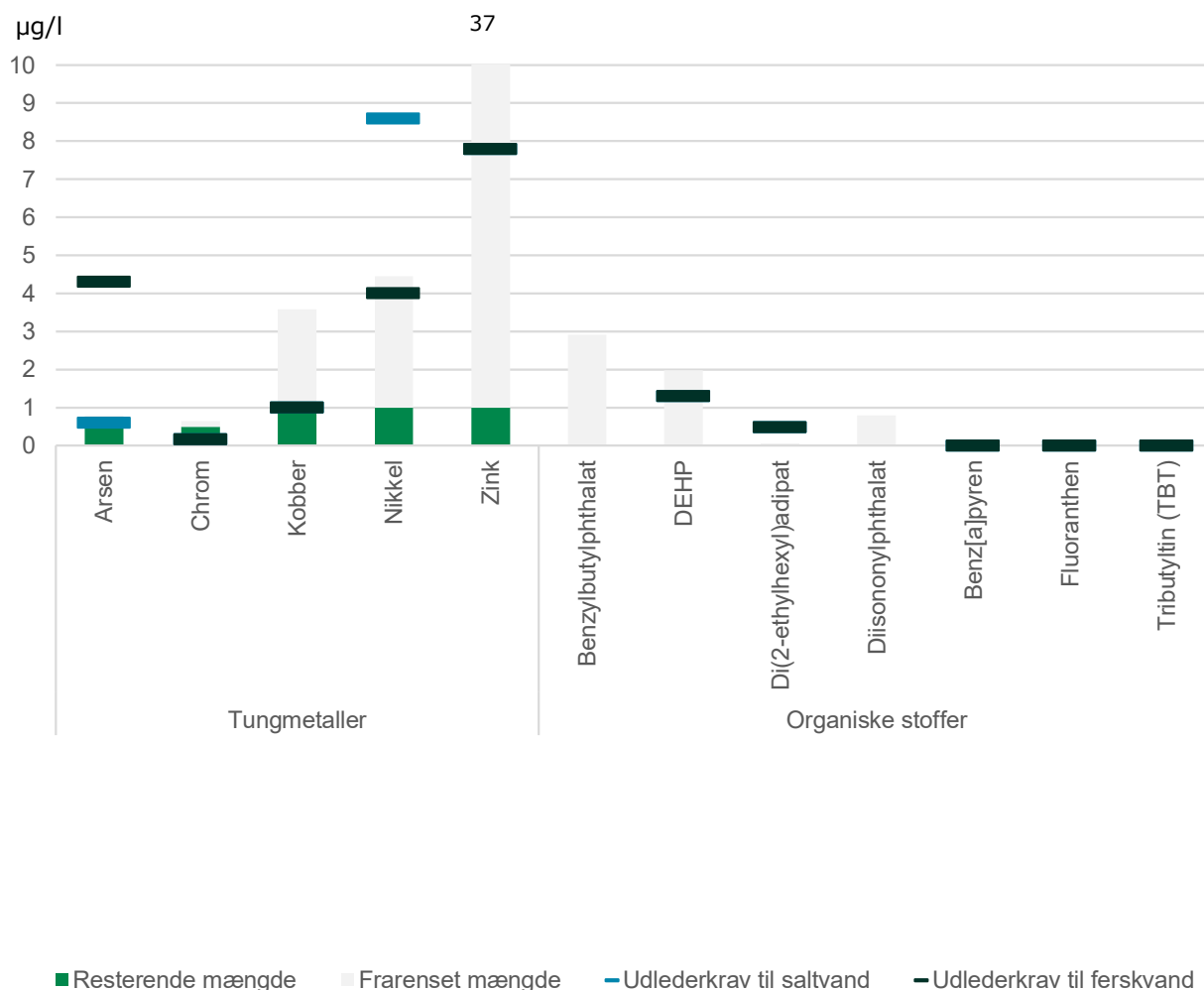
Tabel 3-10 Belastning og udledning for et gennemsnitligt MBNDK-renseanlæg. Udledningen fra MBNDK-anlægget er belastningen af de nye, tilføjede rensetrin (MFS-anlæg) (baseret på udtræk fra PULS)

Stof		Belastning (kg/år)	Udledning (kg/år)
Arsen	As	5,1	1,6
Chrom	Cr	12	1,3
Kobber	Cu	133	7,2
Nikkel	Ni	17	8,9
Zink	Zn	451	75
Benzylbutylphthalat	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	1,7	0,14
DEHP	C ₈ H ₄ (CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	29	4,0
Di(2-ethylhexyl)adipat	(CH ₂ CH ₂ CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	0,64	0,12
Diisononylphthalat	C ₂₆ H ₄₂ O ₄	35	1,6
Benzo[a]pyren	C ₂₀ H ₁₂	0,17	0,0076
Fluoranthren	C ₁₆ H ₁₀	0,62	0,018
Tributyltin (TBT)	C ₁₆ H ₁₀	0,0076	0,0059
		m ³ /år	
Flow (Novana 2018)		2.010.000	

Renseeffektivitet

Den foreslåede MFS-renseløsning medfører en reduktion for alle stoffer på nær chrom til eller under miljøkvalitetskravene for både ferskvand og saltvand. Som tidligere nævnt i afsnit 3.2.4 renses arsen og chrom til 0,5 µg/l og kobber, nikkel og zink til 1 µg/l. De organiske stoffer forventes at kunne fjernes helt.

Figur 3-4 Resterende mængder og udlederkrav, µg/l

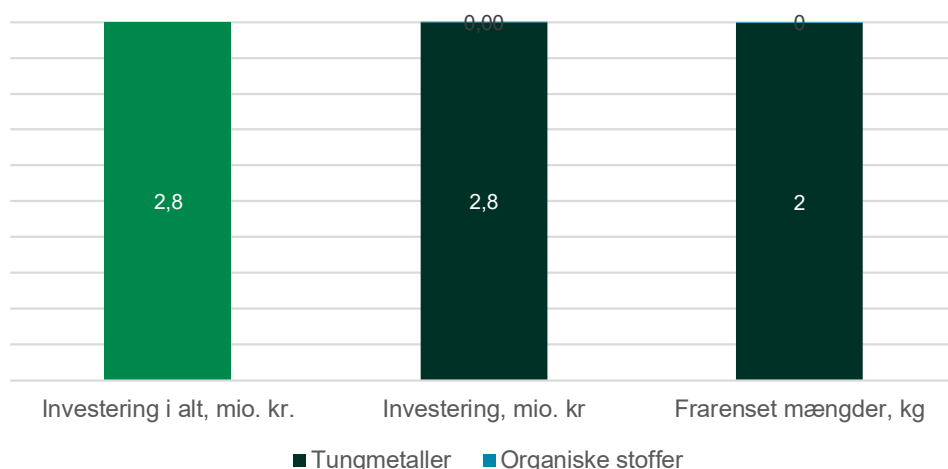


Gennemsnitligt renseanlæg på 250 m³/h

Baseret på investerings- og driftsomkostningerne for MFS-reseanlæg på 10 m³/h og 100 m³/h angivet i afsnit 3.2.5 samt figurerne Figur 3-2 og Figur 3-3 er der udregnet de tilsvarende investerings- og driftsomkostninger for et gennemsnitligt MFS-reseanlæg på 250 m³/h med miljøfarlige stoffer i spildevandet.

Den samlede investeringsomkostning for et gennemsnitligt MFS-reseanlæg, der kan rense 250 m³ pr. time eller 2,2 millioner m³ pr. år, er opgjort til 22 millioner kr., hvoraf 19 millioner kr. tilfalder fjernelse af tungmetaller og de resterende 3 millioner kr. tilfalder fjernelse af organiske stoffer. Andelen for investeringsomkostningerne svarer til de respektive andele for tungmetaller og organiske stoffer, der frarenses. For det gennemsnitlige MFS-anlæg frarenses der årligt 86,3 kg tungmetaller og 11,6 kg organiske stoffer. Dette svarer til 1.348 kg tungmetaller og 181 kg organiske stoffer over anlæggets 25-årige levetid tilbagediskonteret med en rente på 4,5. Enhedsinvesteringsomkostningen set over hele perioden svarer til 0,71 kr./m³ for et MFS-anlæg, der kan håndtere 250 m³ spildevand/time.

Figur 3-5 Investeringsomkostning og frarensede mængder for et gennemsnitligt renseanlæg på 250 m³/h. Bemærk forskellige skalaer på y-aksen.



Note: Fjernede mængder er de tilbagediskonterede mængder over anlæggets 25-årige levetid.

Den gennemsnitlige investeringsomkostning for fjernelse af tungmetaller er 13 kr. pr. tilladt gram. Denne er fundet ved at dividere investeringsomkostningen med den tilbagediskonterede nutidsværdi af det pågældende stof, der bliver fjernet i renseprocessen over en 25 års tidshorison. Der er dog væsentlige forskelle på investeringsomkostningerne ved at fjerne de forskellige typer af tungmetaller, jf. Tabel 3-11. Investeringsbidraget til arsen såvel som chrom udgør 5 kr. pr. gram, hvorimod bidraget for kobber, nikkel og zink udgør 13 kr. pr. gram. Det gennemsnitlige investeringsbidrag for tungmetallerne udgør dermed 13 kr. pr. gram.

Tabel 3-11 Investeringsbidrag i kr./frarensede gram for et gennemsnitligt MFS-reseanlæg på 250 m³/h.

	Investering	Tilladt mængde ¹	Investeringsbidrag
	mio. kr.	kg	kr./g
Arsen	0,08	16	5
Chrom	0,07	15	5
Kobber, nikkel og zink	18,6	1.416	13
Organiske stoffer i alt	3,3	173	19

Note 1. Den tilladte mængde er beregnet som den tilbagediskonterede mængde over 25 år.

Investeringsbidraget for de organiske stoffer udgør 19 kr. pr. gram for samtlige syv organiske stoffer, der er medtaget i analysen.

Nutidsværdien af de årlige driftsomkostninger på ca. 5 millioner kr., jf. Tabel 3-12, til rensning i MFS-anlæggets levetid udgør 78 millioner kr., hvoraf 39,1 millioner kr. tilfalder tungmetallerne, og de resterende 38,6 millioner kr. tilfalder de organiske stoffer. Den høje andel af driftsomkostninger, der tilfalder de organiske stoffer, kommer primært af omkostningen til udskiftning af kul. Udskiftningen af kul udgør alene halvdelen af driftsomkostningerne. Udskiftning af kul udgør også det største driftsbidrag for fjernelsen af chrom. Et MFS-reseanlæg, der kan rense 250 m³/h, vil have en årlig driftsomkostning på ca. 5 millioner kr. svarende til en enhedsdriftsomkostning på 2,27 kr./m³

Tabel 3-12 Driftsbidrag i kr./frarensat gram for et gennemsnitligt MFS-renseanlæg på 250 m³/h.

	Årlig driftsomkostning ¹	Samlet driftsomkostning ²	Tilledt mængde ²	Driftsbidrag ³
	kr.	mio. kr.	kg	kr./g
Arsen	840.000	13,1	16	823
Chrom	38.000	0,6	15	40
Kobber, nikkel og zink	1.621.000	25,3	1.416	18
Organiske stoffer	2.472.000	38,6	173	224

Noter: 1. Den årlige omkostning er afrundet til nærmeste hele tusinde.
2. Den samlede driftsomkostning og tilledt mængde er beregnet som den tilbagediskonterede omkostning/mængde over 25 år.

Driftsbidraget for arsen drives af omkostningen til jernchlorid på 840.000 kr. årligt, på trods af at der i gennemsnit kun er 0,51 µg/l arsen og dermed kun fjernes 0,21 µg/l.

Der er regnet med en dosering på 10 mg/l jern, men hvis koncentrationen af arsen i det urensede vand er meget lav, kan 5 mg/l jern være tilstrækkeligt. Det er valgt at bibeholde den høje omkostning, svarende til en dosering på 10 mg/l, men på nogle anlæg vil behovet måske kun være det halve.

De samlede særbidrag for et gennemsnitligt MFS-renseanlæg bliver 828 kr./g arsen, 45 kr./g chrom, 31 kr./g kobber, nikkel og zink og 243 kr./g organisk stof.

Tabel 3-13 Særbidrag for et gennemsnitligt renseanlæg på 250 m³/h., kr./g

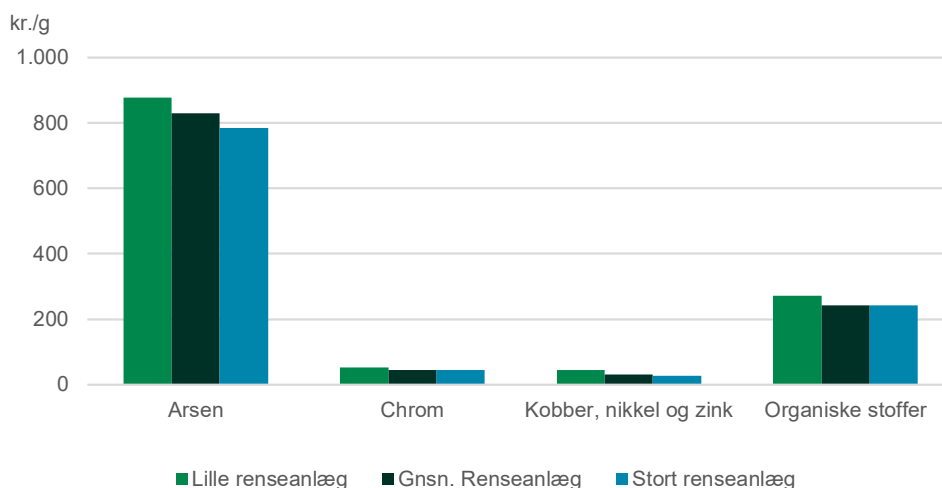
	Investeringsbidrag	Driftsbidrag	Samlet særbidrag
	kr./g	kr./g	kr./g
Arsen	5	823	828
Chrom	5	40	45
Kobber, nikkel og zink	13	18	31
Organiske stoffer	19	224	243

Skalaforskelle

Større renseanlæg kan opnå stordriftsfordele, og dermed er omkostningen pr. m³ vand, der renses, lavere. Det betyder, at omkostningen til at rense tungmetaller og organiske stoffer er lavere pr. m³ og dermed også pr. gram, der frarenses (givet de samme koncentrationer).

Det samlede bidrag bestående af både investerings- og driftsbidraget er vist i Figur 3-6 nedenfor for et lille (50 m³/h), et gennemsnitligt (250 m³/h) og et stort MFS-renseanlæg (1.000 m³/h). Det samlede bidrag for arsen udgør ved et lille renseanlæg 879 kr./g mod 785 kr./g ved et stort MFS-renseanlæg. Dermed er bidraget 12 % højere ved det lille MFS-renseanlæg. For chrom er den samlede bidragssats henholdsvis 52 kr./g og 44 kr./g for et lille og stort MFS-renseanlæg, altså en bidragsforskel på 17 %. Kobber, nikkel og zink har et samlet bidrag på 46 kr./g ved et lille MFS-anlæg og 28 kr./g ved et stort MFS-anlæg. Den relative bidragsforskel er dermed størst her med 64 %. For de organiske stoffer er det samlede bidrag henholdsvis 272 kr./g og 241 kr./g.

Figur 3-6 Samlet særbidrag afhængig af renseanlæggets størrelse, kr./g



Note: De tre renseanlæg har samme koncentrationer af MFS, hvorfor forskellene i ovenstående samlede særbidrag alene skyldes skalfordele.

Totalinvestering for danske renseanlæg

Den samlede omkostning ved investering i 4-trins MFS-rensning på alle 289 MBNDK-anlæg i Danmark vil beløbe sig til 6,35 milliarder kr. baseret på et gennemsnitsanlæg på 250 m³/h. Den årlige meromkostning for driften vil beløbe sig til 1,43 milliarder kr. svarende til 22,5 milliarder kr. i nutidsværdi (levetid 25 år og diskonteringsrente på 4 %).

Tabel 3-14 Samlet investering ved opskalering af gennemsnitlige MFS-anlæg.

	Antal anlæg	Mio. kr./anlæg	Mio. kr.
Investeringsomkostninger	289	22	6.355
Årlige driftsomkostninger	289	5	1.437
NPV af driftsomkostningerne	289	78	22.448

Adderes samtlige omkostninger for nutidsværdien af investeringerne og driftsomkostningerne, fås en samlet omkostning i nutidskroner på 28,8 milliarder kr. Konverteres denne til en årlig annuitet over de 25 år med en diskonteringsrente på 4 %, fås en årlig omkostning på 1,8 milliarder kroner for rensning for de miljøfarlige stoffer. Sættes samtlige omkostninger i nutidskroner i forhold til en nutidsværdi af spildevandsmængden på de 289 renseanlæg, fås en omkostning på 2,91 kr./m³ for rensning af de miljøfarlige stoffer. Dette er baseret på en årlig vandføring på 2,2 millioner m³ på et 250 m³/h time renseanlæg. Den aktuelle vandføring er 9 % lavere, og den samlede vandføring er årligt 580 millioner m³. Det betyder, at omkostningen til rensning for de miljøfarlige stoffer bliver 3,2 kr./m³.

Den beregnede samlede anlægsomkostning er fremkommet ved at opskalere anlægsomkostningerne for et gennemsnitligt MFS-anlæg. Gennemsnitsanlægget behandler en vandmængde svarende til gennemsnittet for 289 MBNDK-reseanlæg. Gennemsnitsanlægget belastes med tungmetaller og miljøfarlige organiske stoffer svarende til den samlede udledning fra MBNDK-anlæg delt ligeligt ud på de 289 renseanlæg. Anlægsomkostningerne for det valgte resekconcept er udelukkende afhængige af den hydrauliske belastning. Et tilsvarende forhold gør sig i nogen grad gældende for driftsomkostninger. Det betyder, at de samlede omkostninger til MFS-rensning ikke tager højde for, at der er et antal MBNDK-anlæg, som må forudses at overholde de foreslåede krav til MFS uden særlig MFS-rensning. Det samlede omkostningsestimater er derfor, alt andet lige, overestimeret.

3.2.7.1 Opskalering, hvor der tages højde for recipient og vandtilstand

Spildevandsforsyningernes renseanlæg med udløb til en fersk recipient eller en salt recipient med dårlig vandtilstand skal leve op til kravene ved en fortynding på 10. Ved udløb til en salt recipient med god vandtilstand kan en højere fortynding dog tillades. I nedenstående tabel er de totale omkostninger opsummeret for samtlige 289 anlæg, hvor der er taget højde for de relative udløb til henholdsvis fersk/salt recipient og god/dårlig vandtilstand. Vandføring til en fersk recipient udgør 19 %, hvor vandføringen til salte recipienter med god og dårlig tilstand udgør henholdsvis 55 % og 26 %. Der regnes dermed kun med en ændret fortyndingsfaktor for 55 % af vandføringen.

Tabel 3-15 Samlet investering ved opskalering af gennemsnitlige MFS-anlæg under hensyntagen til recipient og vandtilstand

Fortyndingsfaktor	Investering mio. kr.	Årlig driftsudgift mio. kr.	NPV af drift mio. kr.	Samlet investering mio. kr.
Basis (10)	6.355	1.437	22.448	28.802
10	5.645	907	14.172	19.817
20	5.441	790	12.334	17.776
30	5.210	746	11.651	16.862
40	5.029	716	11.180	16.209
50	4.907	691	10.794	15.701

Ved en fortynding på 50 for spildevandsforsyningerne renseanlæg med udløb til en salt recipient med god vandtilstand vil den samlede omkostning (investering og driftsomkostninger) beløbe sig til 15,7 milliarder kr. i sammenligning med de 28,8 milliarder kr., hvor samme fortyndingskrav gælder for samtlige anlæg.

Forskellen mellem basis (10) og fortyndingsfaktor 10 er, at i basis medtages samtlige fire rensetrin for alle 289 anlæg, hvorimod i fortyndingsfaktor 10 er det kun anlæggene, der overskrider miljøkvalitetskravene for tungmetallerne relateret til de specifikke rensetrin, der medtages i beregningerne. Dermed opnås en lavere samlet investeringsomkostning, på trods af at fortyndingsfaktoren er 10 i begge disse scenarier. Den mere detaljerede vurdering af hver anlæg i forhold til recipient medfører en reduktion i den samlede omkostning (investering og driftsomkostninger) fra 28,8 milliarder kr. til 19,8 milliarder kr. Denne reduktion skyldes, at anlæggene til en fersk recipient helt kan udelade rensetrin 1 og 25 % af anlæggene kan undvære rensetrin 3. Et anlæg, der udleder til en fersk recipient ved fortynding 10, kan dermed opnå en investeringsreduktion på 1,26 millioner kr. og en årlig driftsreduktion på 1,5 millioner kr. sammenlignet med den gennemsnitlige løsning.

For anlæg der udleder til en salt recipient er det 25 % af anlæggene, der kan undvære rensetrin 1 og 67 % der kan undvære rensetrin 3. Dette medfører en investeringsreduktion på 2,7 millioner kr. i investerings- og 1,9 millioner kr. i årlige driftsomkostninger i sammenligning med et gennemsnitligt MFS-anlæg.

3.2.7.2 Centralisering

Der er yderligere en generel tendens mod centralisering, hvorfor flere af de mindre anlæg lukkes. Investeres der kun i den yderligere 4-trins MFS-rensning på de store anlæg, opnås der stordriftsfordele, hvormed den samlede investering og øgede driftsomkostning vil være lavere. Ledes spildevandet til MFS-anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m³/h, vil den samlede investering kun beløbe sig til 5,49 milliarder kr., og meromkostningen for driften vil beløbe sig til 1,39 milliarder kr./år.

Derudover er der i beregningen af de samlede omkostninger ikke taget højde for anlægsspecifikke forhold. Det betyder, at den samlede investering skal ses som et udtryk for omkostningen, såfremt der investeres i den fulde model på alle MBNDK-anlæg. Nogle MBNDK-anlæg vil dog allerede have sandfiltrering, hvilket kan overflødiggøre trin 2, tryksandfilter, på sådanne anlæg.

Tabel 3-16 Samlet investering ved større MFS-anlæg på 1.000 m³/h

	Mio. m ³ /år	Mio. kr./m ³ /år	Mio. kr.
Investeringsomkostninger	581	9,5	5.494
Årlige driftsomkostninger	581	2,4	1.391
NPV af driftsomkostningerne	581	37,4	21.736

3.2.8 Følsomhedsanalyser på det gennemsnitlige MFS-renseanlæg

Der er foretaget en række følsomhedsanalyser for at teste robustheden af resultatet for det gennemsnitlige renseanlæg. Følgende parametre er analyseret:

- +/- 20 % investeringsomkostning
- +/- 20 % driftsomkostning
- 3 % og 5 % diskonteringsrente.

Tabel 3-17 nedenfor viser konsekvenserne for særbidraget for de enkelte tungmetaller ved variation af ovenstående parametre.

Tabel 3-17 Følsomhedsanalyse af beregnet særbidrag, kr./g

	Arsen	Chrom	Kobber, nikkel og zink	Organiske stoffer
Basis	533	57	31	229
Investeringsomkostning -20 %	531	55	28	226
Investeringsomkostning +20 %	534	58	33	233
Driftsomkostning -20 %	427	46	27	187
Driftsomkostning +20 %	638	67	34	272
Diskonteringsrente 3 %	532	56	29	227
Diskonteringsrente 7 %	533	57	32	231

Det ses, at en ændring i investeringsudgiften på 20 % har den forventede effekt på særbidraget, da bidraget stiger ved stigende investeringsomkostninger og falder ved faldende investeringsomkostninger. Den største procentuelle stigning kommer for bidraget for kobber, nikkel og zink på omkring 9 %, mens der kun er en marginal effekt på de øvrige bidrag.

Ved en tilsvarende stigning eller fald i driftsomkostningerne har det den forventede effekt på bidraget, og effekten på bidraget er tilsvarende større, da nutidsværdien af driftsomkostningerne er ca. tre gange større end investeringsomkostningen.

Anvendes en diskonteringsrente på 3 %, tillægges der større værdi af nutidsværdien af driftsomkostninger samt af mængderne af miljøfarlige stoffer. Det indebærer således, at enhedsomkostningen til at fjerne de miljøfarlige stoffer falder. Anvendes derimod en diskonteringsrente på 5 %, tillægges der mindre værdi af nutidsværdien af driftsomkostningerne samt af mængderne af miljøfarlige stoffer. Det indebærer således, at enhedsomkostningen til at fjerne de

miljøfarlige stoffer stiger, da investeringsomkostningen vægter relativt mere ved høje diskonteringsrenter.

Den samlede omkostning for et renseanlæg/en virksomhed ved ændringer i ovennævnte parametre afhænger af virksomhedens udledning af miljøfarlige stoffer.

3.3 Virksomheder med direkte udledning¹³

3.3.1 Aktuelle udløbskoncentrationer og vandmængder

De aktuelle udløbskoncentrationer og vandmængder er udtrukket af Miljøstyrelsen fra PULS-databasen, som omtalt ovenfor i afsnit 3.1.4.

I materialet fra Miljøstyrelsen er der 78 virksomheder, der udleder spildevand direkte til recipient. Heraf er der 30 virksomheder, for hvilke der er kvantitative oplysninger om koncentrationerne i spildevand af et eller flere af de 12 miljøfarlige stoffer og udledte spildevandmængder. Det drejer sig primært om tungmetaller og i nogle tilfælde PAH. For de øvrige af de 14 udvalgte stoffer foreligger der ikke konkrete data for eventuelle koncentrationer i udledningerne. Miljøstyrelsen har dog ud fra de pågældende virksomheders produktion vurderet, at spildevandet også kan indeholde et eller flere af stofferne ud over dem, der er udlederkrav til i dag.

3.3.2 Eksisterende renseanlægs effektivitet i relation til de omfattede stoffer

For de 30 virksomheder, der foreligger data for, fremgår følgende af materialet:

- Alle 30 virksomheder udleder tungmetaller
- 15 udleder arsen
- 26 udleder chrom
- 28 udleder kobber
- 30 udleder nikkel
- 27 udleder zink
- 8 udleder benz[a]pyren
- 6 udleder fluoranthen
- 1 udleder DEHP
- 1 udleder tributyltin (TBT).

Det udledte vand er opdelt på kategorier for de 29 virksomheder omfattet af analysen¹⁴:

- 21 industrispildevand, 10.053.247 m³/år
- 6 overfladevand, 199.051 m³/år
- 1 kølevand, 7.500 m³/år
- 1 perkolat, 1.847 m³/år.

Ud fra kendskabet til virksomhedernes produktion fremgår det, at der er mange forskellige slags industrispildevand, hvilket gør det meget vanskeligt at angive to til tre relevante rensemetoder, som der kan gennemføres beregninger for. Der kræves et indgående kendskab til de enkelte virksomheder for at finde en egnet løsning.

Af de 29 virksomheder udleder 18 til saltvand, og 11 udleder til ferskvand. En opgørelse fordelt på tungmetaller fremgår af følgende tabel.

¹³ Der er udarbejdet variationer af virksomhedernes omkostninger i kapitel 3.3, hvorfor der ikke er udarbejdet en specifik følsomhedsanalyse i afsnittet.

¹⁴ Da LI. Thorup gaslager udgør en meget stor del af hele vandmængden fra de 30 virksomheder, og da gaslageret på ingen måde kan sammenlignes med industrivirksomhederne, er det vedtaget at se bort fra Torup gaslager ved de økonomiske beregninger. Det kan dog nævnes, at koncentrationen Cu, Ni og Zn i det udledte spildevand fra Torup gaslager ligger inden for de anvendte udlederkrav, mens der er tale om moderate overskridelser for As og Cr.

Tabel 3-18 Udledte mængder af tungmetaller til henh. ferskvand og saltvand

	11 virksomheder til ferskvand			18 virksomhed til saltvand			29 virksomheder
	kg/år	Middel: µg/l	Nye krav, µg/l	kg/år	Middel, µg/l	Nye krav, µg/l	kg/år
As	4,6	1,1	4,3	8,7	1,5	0,6	13
Cr	2,6	0,60	0,16	41	6,9	0,16	44
Cu	14	3,2	1,0	37	6,3	1,0	51
Ni	26	6,2	4,0	113	19	8,6	139
Zn	124	29	7,8/3,1	558	93	7,8	682
Vand, m³/år	4.288.522			5.973.122			10.261.644
Vand, m³/h	490			682			1.171

De 11 virksomheder, der udleder til ferskvand har tilsyneladende lettest ved at overholde de skønnede nye krav for arsen, mens virksomhederne i gennemsnit overskrider de anvendte udlederkrav for de fire øvrige tungmetaller. Der kan dog sagtens være en eller flere virksomheder, der kan overholde de foreslåede nye krav for et eller flere metaller.

De 18 virksomheder, der udleder til saltvand, udleder generelt mere af samtlige fem tungmetaller, og de gennemsnitlige koncentrationer for alle 18 virksomheder ligger betydeligt over de nye, skønnede krav.

I nedenstående tabel er lavet en sammenligning mellem de 29 virksomheders direkte udledninger og udledning fra spildevandsforsyningernes renseanlæg.

Tabel 3-19 Sammenligning mellem virksomhedernes direkte udledning og udledning fra spildevandsforsyningernes renseanlæg.

		Udløb, renseanlæg	Udløb, industri
		kg/år	kg/år
Arsen	As	463	13
Chrom	Cr	376	44
Kobber	Cu	2.081	51
Nikkel	Ni	2.586	139
Zink	Zn	21.757	682
Cu+Ni+Zn		26.424	873
Benzylbutylphthalat	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	42	0
DEHP	C ₆ H ₄ (CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	1.144	0,17
Di(2-ethylhexyl)adipat	(CH ₂ CH ₂ CO ₂ C ₈ H ₁₇) ₂	35	0
Diisononylphthalat	C ₂₆ H ₄₂ O ₄	464	0
Benzo[a]pyren	C ₂₀ H ₁₂	2,2	1,17
Fluoranthren	C ₁₆ H ₁₀	5,2	0,14
Tributyltin (TBT)	C ₁₆ H ₁₀	1,7	0
Sum org. Stoffer		1.693,2	1,5
Flow fra alle anlæg i Danmark, m³/år		580.541.808	
Flow fra 36 anlæg (MBNDK), m³/år		299.364.267	
Flow fra 29 industrianlæg, m³/år			10.261.644

3.3.3 Bedste tilgængelige teknikker (BAT) i relation til de omfattede stoffer

Det er en krævende opgave at finde de bedst egnede løsninger for de enkelte virksomheder, hvilket også er uden for rammerne af nærværende projekt. De optimale løsninger for specifikke virksomheder vil ofte omfatte en række interne foranstaltninger med vandcirkulation, genvinding og substitution. Det mest nærliggende til nærværende formål er at anvende en standardløsning for alle 29 virksomheder, hvad enten de udleder til ferskvand eller saltvand. Det kunne være den samme, som anvendes på de offentlige renseanlæg, men der er ingen tvivl om, at denne metode er uegnet for flere virksomheder, hvor der måske findes simple og billigere løsninger. Denne standardløsning er dog anvendt til de økonomiske beregninger, da det inden for projektets rammer ikke har været muligt at gå i detaljer med de enkelte virksomheder.

Der er 21 virksomheder, der udleder industrispildevand, og da disse virksomheder har en meget forskellig produktion, vil der være mange forskellige mulige BAT-løsninger. Der er først og fremmest tale om løsninger, der er integreret i produktionsprocessen, eller løsninger, hvor det er muligt at behandle delstrømme og genanvende vand og kemikalier og derved nedbringe produktion af affald og udledning af spildevand. Anvendelse af membranprocesser eller andre avancerede metoder på delstrømme vil ofte være en mulig løsning.

En end-of-pipe-løsning vil kun sjældent være en BAT-løsning, hvis den står alene. I denne undersøgelse har COWI – givet de ressourcer der har været til rådighed – valgt at gennemføre økonomiske beregninger for en end-of-pipe-løsning¹⁵.

3.3.4 Teknikker og enhedsomkostninger til at nedbringe koncentrationen til kravværdier

Den standardløsning, COWI har foreslået for spildevandsforsyningernes renseanlæg, vil vi også benytte til de økonomiske beregninger på udledninger fra industrien. Løsningen er:

Trin 1: Dosering af jern for at fælde arsen

Trin 2: Filtrering i et tryksandfilter

Trin 3: Rensning i et aktivt kulfilter (2-søjle-anlæg)

Trin 4: Rensning ved selektiv ionbytning (TP207, 2-søjle-anlæg).

Denne standardløsning er dog uegnet til de vandtyper, som indeholder meget organisk stof (høj COD), da driftsomkostningerne til kul bliver meget høje. For visse typer industrispildevand kan der ikke forventes de samme gode resultater som dem, der kan forventes opnået på spildevand fra offentlige renseanlæg. Faktisk er det meget vanskeligt at angive præcist, hvor meget tungmetal der kan fjernes ved selektiv ionbytning på industrispildevand.

Det er ved beregningerne forudsat, at det med denne løsning kan lade sig gøre at komme ned på følgende koncentrationer af tungmetaller¹⁶:

Arsen = 0,4 µg/l

Chrom = 0,4 µg/l

Nikkel = 1 µg/l

Kobber = 1 µg/l

Zink = 1 µg/l.

Hvad angår de syv syntetiske organiske stoffer har COWI ikke nogen dokumentation for, om det kan lade sig gøre at komme ned på de nye foreslåede grænseværdier ved rensning med aktivt kul, men det er her antaget, at det er tilfældet.

Investering og driftsomkostninger er beregnet for to forskellige anlægsstørrelser – 10 m³/h og 100 m³/h. Modulet på 10 m³/h kan anvendes til beregning for virksomheder op til ca. 30 m³/h. Modulet på 100 m³/h kan anvendes til de større virksomheder over 30 m³/h. Både investering og driftsudgifter beregnes i forhold til det aktuelle flow.

Det er ikke umiddelbart muligt at regulere renseprocessen, så den kan give bedre eller dårligere renseresultat. Der er heller ingen ekstra renseprocesser, som umiddelbart kan kobles på for at opnå bedre rensning. Hvis der på det enkelte anlæg ikke opnås det ønskede resultat med den foreslåede renseløsning, vil det være nødvendigt at gennemgå den enkelte virksomhed i detaljer for at finde frem til en optimal renseløsning, som er mere integreret i hele virksomhedens produktion.

3.3.5 Økonomiske konsekvenser ved rensning på virksomhedsniveau

Der beregnes først omkostninger for en gennemsnitlig virksomhed, der ønsker at etablere spildevandsrensning på virksomheden ved udledning til ferskvand og derefter til saltvand.

¹⁵ Det er ikke utænkeligt, at nogle virksomheder vil kunne løse problemet på en anden og billigere måde, men det har ikke været muligt at regne på sådanne løsninger i denne opgave.

¹⁶ Det er dog usikkert, om man kan nå ned på dette niveau for alle typer industrielle udledninger.

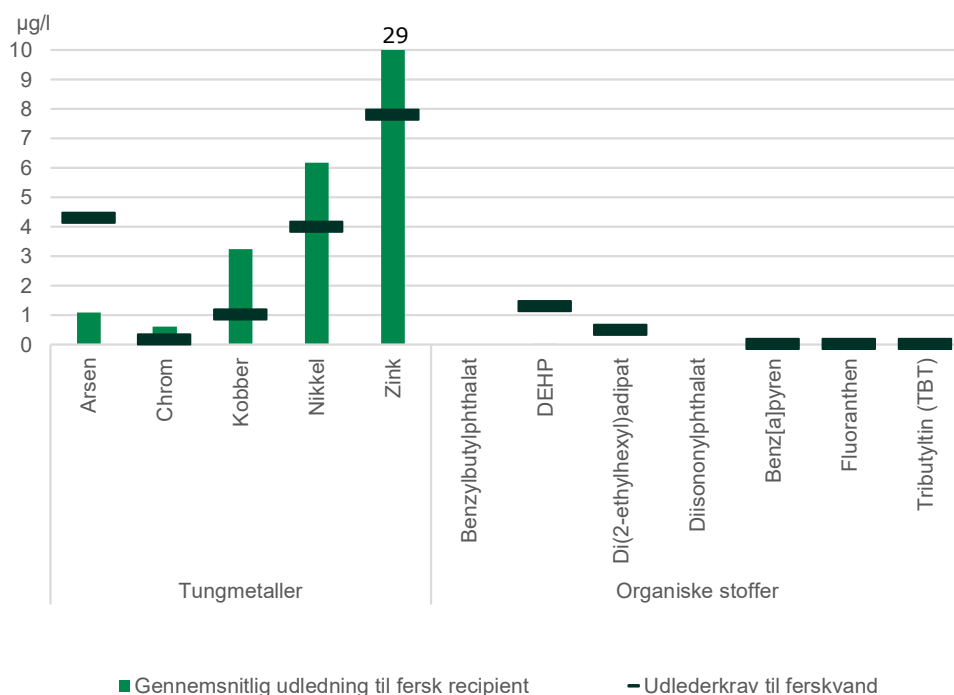
Gennemsnitlig virksomhed med udledning af spildevand til ferskvand

De 11 virksomheder, der udleder spildevand til ferskvand, udleder i gennemsnit 1,1 µg/l arsen, 0,6 µg/l chrom, 3,2 µg/l kobber, 6,2 µg/l nikkel og 29 µg/l zink i spildevandet. De udleder under 0,15 µg/l organisk stof af de syv syntetiske organiske stoffer, der er i fokus i dette projekt. Med undtagelse af arsen udleder virksomhederne i gennemsnit højere koncentrationer af tungmetaller, end de skønnede udlederkrav tilsiger. Den gennemsnitlige virksomhed, forstået som gennemsnittet af de 11 virksomheder, med udledning af spildevand til ferskvand har et middel-flow på 45 m³/h, eller hvad der svarer til ca. 390.000 m³ pr. år.

I gennemsnit overholder virksomhederne arsenkravet. Det er derfor ikke alle virksomheder, der behøver rensetrin 1, som udelukkende udføres for at udfælde arsen. Rensetrinnet og de dertilhørende omkostninger i beregningerne for den gennemsnitlige virksomhed til ferskvand er ikke inkluderet, da det kun er tre af de 11 virksomheder, der udleder arsen i koncentrationer højere end udlederkravene.

Virksomhedernes udledning af organiske stoffer er lav og under de anvendte udlederkrav, hvorfor rensetrin 3 ikke medtages i beregningerne. Dermed beregnes der heller ikke en omkostning ved at fjerne organiske stoffer. Rensetrin 3 frarenses også chrom, hvorfor det kan forekomme, at det ikke er muligt at nå ned på 0,5 µg/l som antaget i beregningerne. Dermed kan det være, at omkostningen til frarensning af chrom undervurderes. Figur 3-7 viser den gennemsnitlige udledning af miljøfarlige forurenende stoffer fra virksomheder til udlederkravene for ferskvand.

Figur 3-7 Gennemsnitlig udledning fra virksomheder til ferskvand og udlederkrav.



Investeringsomkostningen for en gennemsnitlig virksomhed, som udleder til ferskvand, beløber sig til 6 millioner kr. Det svarer også til en enhedsinvesteringsomkostning på 1,09 kr./m³ set over hele renseanlæggets levetid på 25 år. Mængden af de tilladte tungmetaller er over renseanlæggets levetid 244 kg chrom, kobber, nikkel og zink, svarende til et gennemsnitligt investeringsbidrag på 25 kr./g, som illustreret i nedenstående Tabel 3-20.

Tabel 3-20 Investeringsbidrag i kr./frarensat gram.

	Investering	Tilledt mængde	Investeringsbidrag
	mio. kr.	kg	kr./g
Chrom	0,03	4	8
Kobber, nikkel og zink	6,0	234	26

Note: Den tilladte mængde er beregnet som den tilbagediskonterede mængde over 25 år.

Investeringsbidraget for hhv. et gram chrom eller et gram kobber, nikkel og zink varierer således mellem 8 kr./gram for chrom, og 26 kr./gram for kobber, nikkel og zink.

De årlige driftsomkostninger og de tilladte mængder miljøfarlige forurenende stoffer samt det beregnede driftsbidrag til rensning af miljøfarlige stoffer er vist i Tabel 3-21.

Tabel 3-21 Driftsbidrag i kr. pr. gram.

	Årlig driftsomkostning ¹	Samlet driftsomkostning ²	Tilledt mængde ²	Driftsbidrag
	kr.	mio. kr.	kg	kr./g
Chrom	2.000	0,0	4	7
Kobber, nikkel og zink	455.000	7,1	234	30

Note: 1. Den årlige omkostning er afrundet til nærmeste hele tusind.

2. Den samlede driftsomkostning og frarensede mængde er beregnet som den tilbagediskonterede omkostning/mængde over 25 år.

Driftsbidraget for at fjerne hhv. et gram chrom eller et gram kobber, nikkel og zink varierer meget. Driftsbidraget for at fjerne et gram chrom er 7 kr., mens driftsbidraget er 30 kr./g kobber, nikkel og zink.

Samles investeringsbidraget og driftsbidraget til et samlet bidrag for at fjerne tungmetallerne, bliver bidragene som illustreret i Tabel 3-22.

Tabel 3-22 Bidrag eller omkostning for en gennemsnitlig virksomhed, som etablerer et gennemsnitligt renseanlæg, kr./g med udledning til ferskvand.

	Investeringsbidrag	Driftsbidrag	Samlet særbidrag
	kr./g	kr./g	kr./g
Chrom	8	7	15
Kobber, nikkel og zink	26	30	56

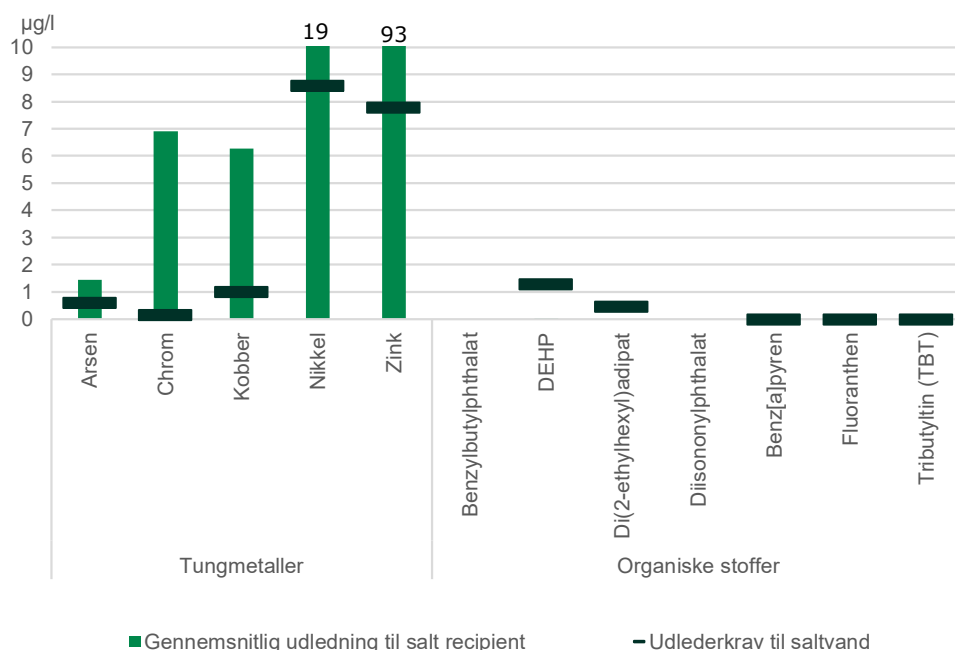
Det samlede bidrag eller omkostning for en gennemsnitlig virksomhed med udledning til ferskvand for rensning for chrom er 15 kr./g, mens det for kobber, nikkel og zink er 56 kr./g. Dette bidrag er en lidt fiktiv størrelse, da det ikke er udtryk for, hvad virksomheden skal betale. Virksomheden skal betale hele investeringsomkostningen og de årlige driftsomkostninger. Det beregnede 'særbidrag' på virksomhedsniveau er et udtryk for, hvad det vil koste virksomheden at fjerne de forskellige tungmetaller udtrykt i kr. pr. gram.

Gennemsnitlig virksomhed med udledning til saltvand

De 18 virksomheder, der udleder til saltvand, udleder i gennemsnit 1,5 µg/l arsen, 6,9 µg/l chrom, 6,3 µg/l kobber, 19 µg/l nikkel og 93 µg/l zink. De udleder under 0,15 µg/l organisk stof.

Virksomhederne udleder i gennemsnit tungmetaller i højere koncentrationer end de nye, skønnede miljøkvalitetskrav. Den gennemsnitlige virksomhed med udledning til saltvand har et middel-flow på 38 m³/h eller 330.000 m³ pr. år.

Figur 3-8 Gennemsnitlig udledning fra virksomheder til saltvand og udlederkrav.



Investeringsomkostningen for en gennemsnitlig virksomhed med udledning til saltvand beløber sig til 6,0 millioner kr. Det svarer også til en enhedsinvesteringsomkostning på 1,28 kr./m³ set over hele rensesanlæggets levetid på 25 år. Nutidsværdien af de tilladte tungmetaller er over anlæggets levetid 658 kg tungmetaller, svarende til et gennemsnitligt investeringsbidrag på 9 kr./g, som illustreret i nedenstående Tabel 3-23.

Tabel 3-23 Investeringsbidrag i kr./frarensat gram.

	Investering	Tilladt mængde ¹	Investeringsbidrag
	Mio. kr.	Kg	kr./g
Arsen	0,1	8	10
Chrom	0,3	36	8
kobber, nikkel og zink	5,7	615	9
Tungmetaller i alt	6,0	658	9

Note: Den tilladte mængde er beregnet som den tilbagediskonterede mængde over 25 år.

Investeringsbidraget for at fjerne et gram af hver af de fem tungmetaller varierer således mellem 8 kr./g for chrom, 9 kr./g for kobber, nikkel og zink, og 10 kr./g for arsen.

De årlige driftsomkostninger og de frarensede mængder miljøfarlige stoffer samt det beregnede driftsbidrag til rensning af miljøfarlige stoffer er vist i Tabel 3-24.

Tabel 3-24 Driftsbidrag i kr./frarensat gram.

	Årlig driftsomkostning ¹	Samlet driftsomkostning ²	Frarensat mængde ²	Driftsbidrag
	kr.	Mio. kr.	kg	kr./g
Arsen	178.000	2,8	8	371
Chrom	16.000	0,2	36	7
Kobber, nikkel og zink	438.000	6,8	615	11

Note: 1. Den årlige omkostning er afrundet til nærmeste hele tusind.
2. den samlede driftsomkostning og frarensede mængde er beregnet som den tilbagediskonterede omkostning/mængde over 25 år.

Driftsbidraget for at fjerne et gram af hver af tungmetallerne varierer meget. Driftsbidraget for at fjerne et gram chrom er 7 kr., og 371 kr./g for arsen, mens driftsbidraget er på 11 kr./g for kobber, nikkel og zink.

Samles investeringsbidraget og driftsbidraget til en samlet omkostning eller et samlet bidrag for at fjerne tungmetallerne, fås bidragene som illustreret i Tabel 3-25.

Tabel 3-25 Særbidrag eller omkostning for en gennemsnitlig virksomhed som etablerer et gennemsnitligt renseanlæg, kr./g med udledning til saltvand

	Investeringsbidrag	Driftsbidrag	Samlet særbidrag
	kr./g	kr./g	kr./g
Arsen	10	371	381
Chrom	8	7	14
Kobber, nikkel og zink	9	11	20

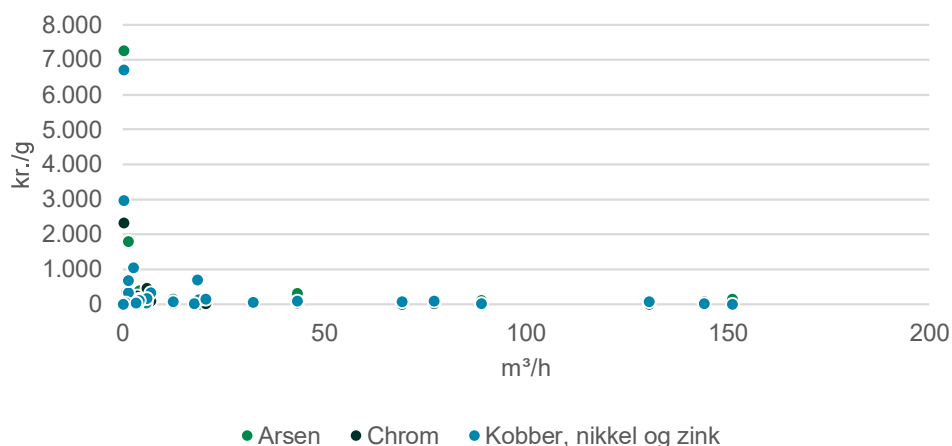
Det samlede bidrag eller den samlede omkostning for en gennemsnitlig virksomhed med udledning til saltvand for rensning for arsen er 381 kr./g, for chrom 14 kr./g, mens det for kobber, nikkel og zink er 20 kr./g. Dette bidrag er som tidligere nævnt en fiktiv størrelse, da det ikke er udtryk for, hvad virksomheden skal betale. Virksomheden skal betale hele investeringsomkostningen og de årlige driftsomkostninger. Det beregnede bidrag på virksomhedsniveau er et udtryk for, hvad det vil koste virksomheden at fjerne de forskellige tungmetaller udtrykt i kr. pr. gram.

Udfaldsrum for samlede bidrag

Beregnes investerings- og driftsomkostninger for samtlige 29 virksomheder med direkte udledning til recipient, opnås bidrag fra få kr. pr. gram frarensat op til flere tusinde kr. pr. gram frarensat. Den store variation skyldes store variationer i virksomhedernes udledninger og koncentrationer af miljøfarlige stoffer.

I denne beregning er der overordnet taget højde for, hvorvidt rensetrin 1 og 3 er nødvendige. Der er dog ikke foretaget en specifik vurdering for hver virksomhed. Udfaldsrummet skal derfor ses som en øvre grænse for hver virksomhed, da der vil kunne iværksættes tiltag i produktionen frem for en end-of-pipe-total løsning.

Figur 3-9 Samlet bidrag kr./g afhængig af anlæggets kapacitet i m³/h



Der er stor forskel på de beregnede bidrag for de analyserede virksomheder. Det ses, at for de fleste virksomheder udgør det beregnede bidrag for tungmetallerne op til 1.000 kr./g. Der er dog for nogle virksomheder med et lavt middel-flow, der er nødt til at foretage relativt store investeringer, hvorfor de opnår høje bidrag på over 1.000 kr./g tungmetal.

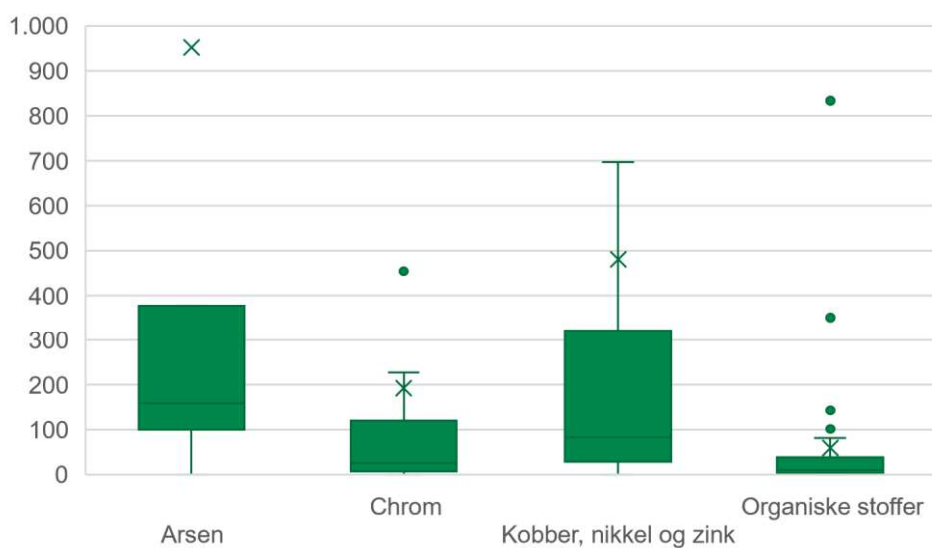
For arsen spænder det samlede bidrag fra en laveste værdi på 33 kr./g til 7.249 kr./g og en median på 159 kr./g. Det gennemsnitlige bidrag er 967 kr./g.

Udfaldsrummet for chrom er både smallere og lavere, idet det laveste bidrag er på kun 3 kr./g og op til 2.315 kr./g. Medianen er beregnet til 32 kr./g.

For kobber, nikkel og zink er medianen 90 kr./g. og med en gennemsnitsværdi på 485 kr./g.

Udledningen af organiske stoffer er lav for de analyserede virksomheder, hvorfor der ikke investeres i et kulfilter. Det samlede bidrag til organiske stoffer tildeles derfor alene fra sandfilteret og de øvrige omkostninger. Gennemsnittet for de samlede bidrag er på 60 kr./g og medianen 11 kr./g.

Figur 3-10 Udfaldsrum for samlede bidrag for de analyserede virksomheder, kr./g frarensat



Note: Bemærk at akseren er skåret ved 1.000 kr./g. Dermed er seks datapunkter ikke vist. De indgår stadig i beregningen af median og kvartiler.

Samlet omkostning for samtlige virksomheder med direkte udledning

Investerer samtlige 29 virksomheder i en lokal end-of-pipe-renseløsning, beløber den samlede investering sig til 157 millioner kr. og en årlig driftsomkostning på 13 millioner kr. Den årlige merudgift (investerings- og driftsbidrag) beløber sig dermed til 23,2 millioner kr. for virksomhederne sammenlagt.

18 af de 29 virksomheder udleder til en salt recipient, hvor der er mulighed for en højere fortyndingsfaktor end 10. Ved en højere fortyndingsfaktor vil virksomheder, der udleder til en salt recipient, skulle leve op til mindre restriktive krav og kan dermed i visse tilfælde undgå specifikke renses trin, hvorved de samlede omkostninger bliver lavere. I tabellen nedenfor viser vi konsekvenserne af forskellige fortyndingsfaktorer.¹⁷

Tabel 3-26 Samlet investeringsniveau for de 29 virksomheder ved højere fortynding ved salt recipient

Fortyndingsfaktor	Total investering mio. kr.	Årlig driftsomkostning mio. kr.	Årlig merudgift mio. kr.
10	157	13	23,2
20	155	13	22,7
30	152	12	21,7
40	150	12	21,2
50	149	11	21,1

Note: tabellen indeholder omkostninger for samtlige 29 virksomheder, selvom det kun er de 18 virksomheder, der berøres af ændringen i fortynding.

Da der ikke foreligger data for de øvrige virksomheder med direkte udledning, er det ikke muligt at ekstrapolere beregningerne til et estimat for de samlede udgifter for alle virksomheder i Danmark med direkte udledning. Derfor handler det her om et underkantsskøn.

On-location rensning eller tilledning til renseanlæg

I dette afsnit beregner COWI omkostningerne ved at investere i en lokal end-of-pipe-renseløsning for virksomheder med direkte udledning. Det antages samtidig, at disse gennemsnitlige omkostninger vil svare til den gennemsnitlige omkostning for en tilsvarende investering for en virksomhed, som i forvejen har tilledning til et renseanlæg.

Ved implementering af de nye udlederkrav antager vi, at virksomheder der er tilsluttet spildevandsforsyningerne renseanlæg, vil kunne vælge enten at investere i lokale renseløsninger på selve virksomheden, hvorved de undgår at betale særbidrag, eller vælge fortsat at tillede stofferne til renseanlægget og betale særbidrag som hidtil.

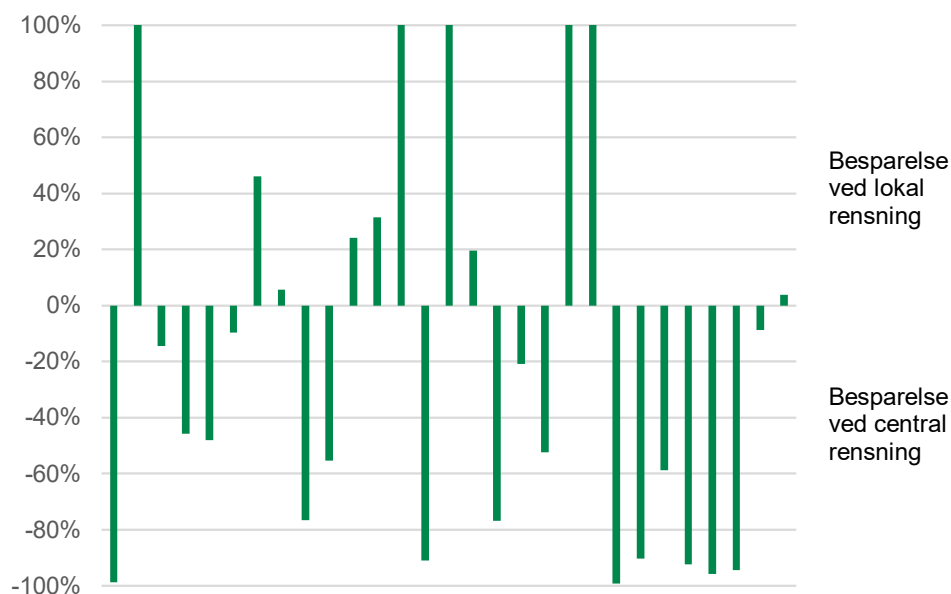
En gennemsnitlig virksomhed med direkte udledning vil have en årlig meromkostning (inkl. investerings- og driftsbidrag) på 840.000 kr. til rensning af tungmetaller og organiske stoffer. I gennemsnit vil prisen for at få rensset spildevandet på spildevandsforsyningens renseanlæg være 1.306.000 kr. Det høje gennemsnit ved at betale særbidrag skyldes, at fire virksomheder vil opleve en markant højere omkostning ved at betale særbidrag frem for selv at investere i en renseløsning.

Der er dog stor forskel på de enkelte virksomheder, med hensyn til om det er mest økonomisk at rense ved kilden eller betale særbidrag. For virksomhederne, der i dag udleder direkte til en

¹⁷ Beregningerne er baseret på foreliggende data og en antagelse om, at alle virksomheder med udledning til salt recipient har god vand tilstand.

recipient, vil det være fordelagtigt for 20 ud af de 29 virksomheder at betale særbidrag frem for at rense lokalt og udlede direkte til miljøet med den foreslåede renseløsning. Besparselsen ved at betale særbidrag frem for selv at rense kommer typisk af, at disse virksomheder udleder en forholdsvis lille årlig vandmængde og/eller kun udleder koncentrationer lige over de nye udlederkrav. For de resterende ni virksomheder vil det være billigst at etablere en lokal løsning.

Figur 3-11 Difference i årlig omkostning ved central løsning i forhold til lokal løsning



Note: Den årlige omkostning er beregnet på særbidragsmetoden og indeholder både investerings- og driftsbidraget. For fire af virksomhederne er det mere end 100 % dyrere at betale særbidrag frem for at etablere en lokal løsning.

Hvis hver virksomhed vælger den for dem billigste løsning, vil den årlige merudgift beløbe sig til 15,5 millioner kr. for samtlige 29 virksomheder. Til sammenligning ville den årlige merudgift beløbe sig til 18,7 millioner kr., hvis alle virksomhederne investerede i egne end-of-pipe-løsninger fremfor at lede til renseanlæg.

3.4 To case-eksempler

Der er udarbejdet to case-eksempler for henholdsvis et renseanlæg (spildevandsforsyning) og en virksomhed med direkte udledning¹⁸. Hensigten med casen er ikke at give et 'repræsentativt' eksempel, men derimod et illustrativt eksempel, som supplerer de kvantitative gennemsnitsberegninger, som i øvrigt er gennemført. Begge case-eksempler indeholder kvalitative beskrivelser af de udfordringer, de konkrete anlæg står overfor i forhold til at leve op til de nye udlederkrav:

- Hvilke overvejelser sætter udsigten til nye udlederkrav i gang?
- Hvilke stoffer giver især udfordringer?
- Hvilke teknologier skal indføres for at kunne leve op til nye udlederkrav?
- Omkostninger forbundet med nødvendige investeringer?
- Investeringshorisont?
- Og for virksomheden: konsekvenser for konkurrencevilkårene?

¹⁸ Virksomhed og renseanlæg er udvalgt ud fra COWIs kendskab til området. For hver case er der gennemført 3-4 interviews med relevante repræsentanter.

3.4.1 Case fra et renseanlæg

Case-rensesanlægget er et MBNDK-anlæg med primærtrin og anaerob udrådning af slam. Anlægget udleder via havledning til saltvand. Slammet komposteres, men er tæt på at opfylde kravene til direkte udbringning på landbrugsjord.

Anlægget er beliggende i byområde nær havnen, og den dominerende andel af belastningen kommer fra husholdninger og bymæssig erhvervsvirksomhed som kontorer og forretninger. Lokal produktion på kendte industrivirksomheder er nedlagt, og kun småindustri belaster i dag renseanlægget.

Anlægsstørrelsen svarer nogenlunde til et gennemsnitligt MBNDK-anlæg. Med den nuværende spildevandssammensætning er renseanlægget vurderet til en kapacitet svarende til ca. 30.000 PE. Den organiske belastning i 2019 var ca. 26.000 PE, og den gennemsnitlige spildevandsbelastning var ca. 300 m³/h (2.600.000 m³/år i 2019). Under kraftig regn aflastes delvist rensat spildevand til recipienten, mens resten, ca. 270 m³/h (2.330.000 m³/år i 2019), udledes til recipienten efter fuld rensning.

Fra PULS har COWI hentet nedenstående data for udledning af fuldt rensat spildevand til recipient (saltvand) fra anlægget.

Tabel 3-27 Samlede koncentrationer og mængder af tungmetaller og syntetiske stoffer før og efter rensning (gennemsnitstal for 2013-2016).

Stof	Før ekstra MFS-rensetrin		Efter ekstra MFS-rensetrin		Fjernet	Udlederkrav
	µg/l	g/år	µg/l	g/år	g/år	Havvand
Arsen, As	1,0	2.330	0,5	1.165	1.165	0,6
Chrom, Cr	1,4	3.340	0,5	1.165	2.175	0,16
Kobber, Cu	23,8	55.458	1	2.330	53.128	1
Nikkel, Ni	4,7	11.029	1	2.330	8.699	8,6
Zink, Zn	86,3	201.170	1	2.330	198.840	7,8
Cu+Ni+Zn	114,9	267.658	3	6.990	260.667	17,4
As+Cr+Cu+Ni+Zn	117,3	273.328	4	9.321	264.007	18,16
Benzylbutylphthalat	0,1	233	0	0	233	
DEHP	2,9	6.649	0	0	6.649	1,3
Di(2-ethylhexyl)adipat	0,1	233	0	0	233	0,048
Diisononylphthalat	0,3	590	0	0	590	
Benz[a]pyren	0,01	23	0	0	23	0,00017
Fluoranthen	0,01	23	0	0	23	0,0063
Tributyltin (TBT)	0,0	7	0	0	7	0,0002
COD (2019)	24.000	55.923.840				

Kilde: PULS-databasen (for data før ekstra MFS-rensetrin (lig med data for nuværende udledning))

I skemaet er indsat den forventede restkoncentration af tungmetal efter den standardrenseløsning, som i eksemplet tænkes anvendt på case-rensesanlægget. Koncentrationen før rensning er de gennemsnitssværdier, som virksomheden har udledt efter fuld MBNDK-rensning fra 2013 til og med 2016. Aflastede mængder er ikke medtaget.

En standardløsning for anlægget vil se således ud:

Trin 1: Dosering af jernchlorid (fældning af arsen + flokkulering)

Trin 2: Filtrering i tryksandfilter (fjernelse af organisk slam og udfældede tungmetaller)

Trin 3: Rensning i et aktivt kulfilter (fjernelse af syntetiske organiske stoffer og Cr)

Trin 4: Rensning ved selektiv ionbytning (fjernelse af Cu, Ni, Zn).

Det skal bemærkes, at det vil være nødvendigt med en buffertank (1.600 m³ total volumen) til udligning af de spildevandsmængder, som tilføres de ekstra rensetrin. Udgifter forbundet hermed er medtaget i økonomioverslaget. På renseanlægget er der installeret udstyr til dosering af fældningskemikalier til fældning af restfosfor. I dag benyttes et aluminiumsbaseret kemikalie til fosforfældningen, men kemikalieanlægget kan benyttes til jernklorid og evt. som ovennævnte trin 1 med små modifikationer.

I efterfølgende tabel er samlet de økonomital (nutidsværdi), der har været til rådighed for den valgte løsning med en kapacitet på 300 m³/h og en belastning på 270 m³/h.

Tabel 3-28 Investering i udstyr, bygning, montage og installation og driftsudgifter på anlægget.

Investering i udstyr, bygning, montage og installation, kr.	24.000.000
Driftsudgifter:	
Faste driftsudgifter (el, vedligehold og drift), kr./år	3.600.000
Variable driftsudgifter (kemikalier, ionbyttermasse, affald), kr./år	2.700.000
Driftsudgifter total, kr./år	6.300.000
Driftsudgifter pr. g fjernet tungmetal, kr./g	23,91

Renseanlægget ligger i bebygget område nær kysten. En udvidelse med nye rensetrin vil kræve udvidelse af anlæggets areal, hvilket pga. beliggenheden er vanskelig. Nye krav om yderligere rensning kan derfor betyde, at anlægget skal flyttes. Desuden kan det forudses, at nye bygværker på det nuværende anlæg skal udføres under hensyntagen til særligt arkitektonisk udtryk, og således at udsigten fra omkringliggende beboelse skæmmes/forringes mindst muligt.

Udgifter til arealerhvervelse eller flytning og særligt arkitektonisk udtryk er ikke indregnet i økonomioverslaget.

3.4.2 Case fra en virksomhed

Fra PULS har COWI hentet nedenstående data for udledning af spildevand til recipient (vandløb) fra den valgte case-virksomhed. Tallene er gennemsnitstal for perioden 2015-2019.

Spildevand til recipient, m ³ /år	164.707
Spildevand til recipient, m ³ /h	18,80

Tabel 3-29 Samlede koncentrationer og mængder af tungmetaller stoffer før og efter rensning (kilde for data før rensning: PULS-databasen).

Indhold i spildevand	Før rensning		Efter rensning		Fjernet
	µg/l	g/år	µg/l	g/år	g/år
As	6,06	998	0,5	82,4	916
Cr	0,32	53	0,5	82,4	0,0
Cu	1,21	199	1	164,7	34,6
Ni	6,21	1.023	1	164,7	858
Zn	10,6	1.746	1	164,7	1.581
Cu + Ni + Zn	18,0	2.968	3	494	2.474
As + Cr + Cu + Ni + Zn	24,4	4.019	4	659	3.390

Skemaet viser den forventede restkoncentration af tungmetal efter den standardrenseløsning, som er inkluderet her. Koncentrationen før rensning er de gennemsnitsværdier, som virksomheden har udledt fra 2015 til og med 2019. Virksomheden udleder ingen af de syv organiske stoffer, som indgår i denne undersøgelse. Ud over de stoffer, som er i fokus i nærværende undersøgelse, har virksomheden problemer med at overholde de gældende udlederkrav for Ba, B, Co og Se samt bisphenol-A. Derfor kan det ikke forventes, at det vil kunne lade sig gøre at overholde alle fremtidige spildevandskrav, hvis den standardløsning, som er foreslået her, etableres. Det kan tilføjes, at det høje indhold af barium og bor og til dels arsen hovedsagelig skyldes det høje indhold af disse stoffer i det drikkevand, som indvindes, idet drikkevandet udgør ca. 25 % af processpildevandet.

Spildevandet stammer fra mange forskellige processer på virksomheden. Spildevandet opsamles i et stort bufferbassin, hvor der sker en vis sedimentation af partikler. I bassinet opsamles regnvand, og der er overløb til recipient. Fra bassinet tappes store mængder vand, der anvendes til køling. Det brugte kølevand blandes med andet spildevand (især rengøringsvand og overfladevand) og ledes retur til bufferbassinet. Virksomheden har egen boring og vandværk til fremstilling af drikkevand. Sanitært spildevand udledes separat til spildevandsforsynings renseanlæg. Den udledte spildevandsmængde udgøres af drikkevand fra egen boring (ca. 25 %) samt overfladevand og regnvand i bassinet (75 %).

En standardløsning vil se således ud:

Trin 1: Dosering af jernchlorid (fældning af arsen + flokkulering)

Trin 2: Filtrering i tryksandfilter (Fjerner organisk slam og tungmetalpartikler)

Trin 3: Selektiv ionbytning (Fjerner Cu, Ni og Zn).

Det vurderes, at der ikke er brug for et kulfilter, da spildevandet ikke indeholder de syv organiske syntetiske stoffer, som er i fokus her, og det forventes heller ikke, at et kulfilter vil kunne reducere koncentrationen af chrom, da den i forvejen er meget lav. Nedenstående tabel viser de samlede økonomital for den valgte løsning med en kapacitet på 20 m³/h.

Tabel 3-30 Investering i udstyr, bygning, montage og installation og driftsudgifter på anlægget

Investering i udstyr, bygning, montage og installation	
Investering i udstyr, bygning, montage og installation, kr.	3.100.000
Driftsudgifter:	
Faste driftsudgifter (el, vedligehold og drift), kr./år	180.000
Variable driftsudgifter (kemikalier, ionbyttermasse, affald), kr./år	50.000
Driftsudgifter total, kr./år	230.000
Driftsudgifter pr. g fjernet tungmetal, kr./g	67,85

I investeringen er ikke medregnet en buffertank, da virksomheden kan benytte eksisterende bundfældningsbassin, der allerede i dag fungerer som buffertank. Det fremgår af tallene, at de faste driftsudgifter er væsentligt større end de variable. Det betyder, at prisen for fjernelse af et g tungmetal vil blive betydelig lavere, hvis der var behov for at fjerne mere tungmetal pr. m³ spildevand.

Virksomheden fremhæver, at den vurderer miljøudgifterne på de enkelte værker, når den beslutter sig for, hvilke værker der skal renoveres og/eller udbygges. Derfor har det stor betydning at holde miljøudgifterne på et konkurrencedygtigt niveau i forhold til andre lignende virksomheder. Når virksomheden ser på udgifter til spildevand på tværs af anlæg i forskellige lande, har den danske fabrik langt de højeste udgifter.

I 2015 foreslog COWI virksomheden at indføre en af to forskellige end-of-pipe-løsninger, hvoraf den ene stort set svarer til den standardløsning, som indgår i beregningerne ovenfor. Siden da har virksomheden undersøgt andre løsningsmuligheder, men den har ikke fundet nogen anden løsning, som vil bringe virksomheden i stand til at overholde alle de forventede nye krav ved udledning til recipient for de undersøgte stoffer.

4. Data og resultater - klapning af havsediment

Til udregning af de erhvervsøkonomiske konsekvenser i forhold til klapområdet er der anvendt en allerede foreliggende beregningsmetode. Dette betyder, at regnemodellen for klapområdet er mere detaljeret og eksplicit end fremgangsmåden anvendt i kapitel 3.

Al data angående klapning er udleveret af Miljøstyrelsen, dog med undtagelse af priser, hvor der har været dialog med enkelte virksomheder (Rohde-Nielsen og VG Entreprenør).

4.1 Metode og afgrænsninger

For klapområdet skal det vurderes, om det fortsat er muligt at give klaptilladelser og estimere efterlevelseseomkostningerne ved fastsættelse af 14 miljøkvalitetskrav.

Det er ikke alle 14 stoffer, der er analyseret i forbindelse med klapning. I projektets opstarts-fase blev det aftalt med Miljøstyrelsen, at analysen vedrørende klapning skal omfatte stoffer, som der foreligger analyser for:

- Tungmetallerne: cadmium, kviksølv, arsen, krom, kobber, bly, nikkel og zink
- TBT
- PAH'er: benz[a]pyren og fluoranthen
- PCB: 28, 101, 138, 153 og 180.

Derfor omfatter analysen nedenfor en genberegning af andelen af sediment, der ikke længere vil kunne klappes, hvis nye miljøkvalitetskrav i sediment for metallerne arsen, kobber, krom, nikkel, zink og for TBT samt for de to PAH'er benz[a]pyren og fluoranthen og PCB fastsættes.

Genberegningerne tager udgangspunkt i samtlige indberetninger af klappet havbundsmateriale fra de af Miljøstyrelsen udleverede datasæt for årene 2013-2018. Det forudsættes således, at datasættene er dækkende for det fremtidige behov.

Til vurdering af, om sedimentet kan klappes, anvendes de nye krav, jf. Tabel 4-1. Der opstilles derfor ikke nye øvre og nedre grænseværdier. I de benyttede grænseværdier er der tilføjet den naturlige baggrundskoncentration, som også er angivet i Tabel 4-1. Den naturlige baggrundskoncentration for stofferne og de nye kravværdier er udleveret af Miljøstyrelsen og hentet fra følgende rapport: *Baggrundsniveau for barium, zink, kobber, nikkel og vanadium i fersk- og havvand. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 2014*. Derudover er data modtaget pr. mail fra Miljøstyrelsen, hvor baggrundsværdierne for arsen og krom er beregnet som 10 %-percentiler af Miljøstyrelsens overvågningsdata.

Tabel 4-1 Benyttede grænseværdier

Stof	Enhed	Nedre aktionsniveau	Øvre Aktionsniveau	Naturlig baggrundskoncentration	Grænseværdier, der benyttes i analysen
Arsen	mg/kg tørstof	20	60	1,8	4,8
Kobber	mg/kg tørstof	20	90	7	10,2
Krom	mg/kg tørstof	50	270	5,339	14,539
Zink	mg/kg tørstof	130	500	41	90
Bly	mg/kg tørstof	40	200	-	163
Cadmium	mg/kg tørstof	0,4	2,5	-	2,5
Nikkel	mg/kg tørstof	30	60	10,4	17,2
Kviksølv	mg/kg tørstof	0,25	1	-	1
TBT	µg/kg tørstof	7	200	-	1,6
PCB1	µg/kg tørstof	20	200	-	0,008
Benz[a]pyren	mg/kg tørstof	-	-	-	0,9
Fluoranten	mg/kg tørstof	-	-	-	0,37

¹Summen af 5 PCB'er: 28, 101, 138, 153 og 180

Til beregning af efterlevelsesomkostninger anvendes en tidligere anvendt beregningsmodel udleveret af Miljøstyrelsen. Mange af tallene i beregningsmodellen er baseret på en rapport fra 2001 (*Bortskaffelses af havnesediment*", *Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll*), hvorfor en opdatering af tallene har været nødvendige.

Nogle af tallene er opdateret med erfaringstal, andre er opdateret ud fra interview med entreprenører, resten er indeksreguleret. Alle tal i beregningen fremgår af Bilag 4.

4.2 Forudsætninger og forbehold

I forhold til beregningen af, om og hvor meget havsediment der kan klappes eller ikke klappes med indførelse af nye miljøkvalitetskrav for havsediment, er det vigtigt at bemærke følgende:

- Der er ikke foretaget en vurdering af nye nedre og øvre aktionsniveauer i beregningen af, om havsediment kan klappes eller ikke klappes med indførelse af nye grænseværdier.
- Der kun er set på, om havsedimentet umiddelbart indeholder koncentrationer over de krav, der er vist i Tabel 4-1.

Der er i beregningerne således ikke taget hensyn og stilling til en række forhold, som naturligt vil indgå i den sagsbehandling, der vil finde sted i en konkrete sag.

I forståelsespapiret "Havne, slusefjorde og sejladsrelaterede aktiviteter i vandplanerne", 2011, fremgår det, at aktiviteten (klapning) vil kunne opretholdes forudsat, at:

- påvirkningen fra aktiviteterne kun har lokal effekt i det vandområde, hvor aktiviteterne foregår.
- den samlede udstrækning af de områder, hvor der finder aktiviteter sted, kun udgør mindre del af det større vandområde.
- aktiviteterne ikke hindrer opfyldelse af miljømålet for vandområdet som helhed.

Det forudsættes, at miljømålene kan overholdes på vandområdeniveau. Miljøstyrelsen har oplyst, at der pt. ikke foreligger præcise retningslinjer for, hvordan lovens regler om aktivitetszoner skal administreres. De nærmeste retningslinjer herfor kan dog findes i et svar til FT på spørgsmål 464 (alm. Del) fra 2015.

Heraf fremgår det, at vandrammedirektivets og den danske vandplanlægnings mål om god tilstand skal vurderes på vandområdeniveau, men god tilstand skal ikke kunne måles alle steder i vandområdet, og at aktiviteter i visse zoner af et vandområde, hvor god tilstand ikke er mulig af forskellige, typisk menneskabte årsager, ikke er til hinder for opfyldelse af målet om god tilstand. Desuden fremgår det, at registrering af aktivitetszoner kan ske, hvor

- 1) den samlede udstrækning af hver enkel aktivitetszone inden for et overfladevandområde kun udgør en mindre del af overfladevandområdets udstrækning
- 2) hvor påvirkningen fra aktiviteterne i hver zone vurderes at være ubetydelig for miljømålet for vandområdet
- 3) hvor aktivitetszonerne hverken er adskilt eller samlet set vedvarende udelukker eller hindrer opfyldelse af miljømålet i overfladevandområdet.

Det har i dette projekt ikke været muligt at medtage ovenstående betragtninger for hver enkelt klapning.

Det er især vigtigt at bemærke følgende forudsætninger:

- Beregningerne tager udgangspunkt i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i sedimentet.
- Vurderingen af om sedimentet kan klappes eller ej tager alene udgangspunkt i de målte koncentrationer i forhold til evt. fremtidige miljøkvalitetskrav.
- Vurderingerne tager ikke hensyn til, hvordan klappningen foretages, klappladsens udstrækning og eller placering i vandområdet, herunder om der er kumulative forhold. Der er således ikke set på, om påvirkningen fra klappningen påvirker hele vandområdets miljøtilstand.
- Der er i beregningerne ikke taget højde for, hvor stor en del af de miljøfarlige stoffer der er stærkt bundet primært til de organiske fraktioner i sedimentet, og hvor meget der potentielt kan frigives fra det klappede materiale.
- Vurderingerne medtager ikke, hvilken effekt afværgeforanstaltninger vil have på muligheden for at opnå klaptilladelse, hvis disse medfører at vandområdet ikke påvirkes i sin helhed.

På denne baggrund skal de foreliggende resultater betragtes som et udtryk for worst case.

4.3 Datagennemgang

Analyse af eksisterende klapdata (mængde og lokalitet) er baseret på data udleveret af Miljøstyrelsen. Der er udleveret data over samtlige klappindberetninger fra 2013 til 2018. Her er også angivet mængder og klappladsnummer. Klappindberetningerne er opdelt i regneark med data øst og vest for Lillebælt.

Klappindberetningerne indeholder værdier for metallerne arsen, kobber, krom, zink, bly, cadmium, nikkel og kviksølv samt TBT. Værdier for PCB og PAH er udleveret separat¹⁹.

¹⁹ Der er få data for PCB og PAH.

UMT-koordinater på de forskellige havne er udleveret af Miljøstyrelsen i et separat regneark (*HavneDK seneste viden*).

Data over klapindberetningerne fra 2013 til 2018 er omregnet til mg/kg og samlet i et enkelt regneark sammen med navn på havne, de klappede mængder, klappladsnummer, havnenummer og UTM-koordinater.

Der er i alt 242 havne repræsenteret analysen. Nogle er medtaget flere gange, dette skyldes anvendelse af forskellige klappladser e.l.

4.4 Analyse og beregninger

I perioden 2013-2018 blev der i alt klappet 22.151.192 tons/16.896.059 m³ sediment.

Mængderne fra 2013 til 2018 blev klappet efter gældende regler. Ved at anvende grænseværdierne i Tabel 4-1 er det udregnet, hvor store mængder der ikke længere kan klappes for hvert af årene 2013-2018, hvis miljøkvalitetskriterierne var gældende på dette tidspunkt. Disse resultater er angivet i Tabel 4-2.

Tabel 4-2 Klapmængder (tons, m³ og procent) i perioden 2013-2018. Der er angivet, hvor store mængder der fortsat kan klappes, og ikke længere kan klappes ud fra grænseværdierne fastsat i Tabel 4-1

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2013-2018
Klapmængder [tons]							
Kan ikke klappes	321.010	2.678.535	2.554.357	3.614.866	1.949.403	6.908.983	18.027.154
Kan klappes	3.083.564	73.663	350.807	299.973	119.089	196.943	4.124.038
I alt	3.404.574	2.752.198	2.905.163	3.914.834	2.068.491	7.105.926	22.151.192
Klapmængder [m³]							
Kan ikke klappes	350.300	2.482.476	2.214.428	2.635.456	1.601.816	5.204.682	14.489.158
Kan klappes	1.648.841	64.020	244.956	215.700	91.578	141.415	2.406.901
I alt	1.999.141	2.546.496	2.459.384	2.851.156	1.693.394	5.346.097	16.896.059
Klapmængder [%]							
Kan ikke klappes	9,4	97,3	87,9	92,3	94,2	97,2	81,4
Kan klappes	90,6	2,7	12,1	7,7	5,8	2,8	18,6

I Tabel 4-2 er det centrale størrelsen af den mængde havnesediment, der ikke længere kan klappes. I perioden 2013-2018 er denne mængde 18.027.154 tons (14.489.157 m³) svarende til 81,4 % af den totale mængde. Tabellen viser endvidere, at mængderne dog svinger med en middel på ca. 3 millioner tons om året.

Når den mængde, der kan klappes i 2013, er større end de følgende år, skyldes det formegentlig, at der generelt er foretaget færre analyser, og at en del af TBT-analyserne ser ud til at være 'antaget' og altså ikke afspejler faktiske analyseresultater.

I Tabel 4-3 ses antal og andel af de analyser, der ikke overholder grænseværdierne i Tabel 4-1. Det er grænseværdien på TBT (1,6 µg/kg), der er årsag til, at så stor en mængde (81,4 %) ikke længere vil kunne klappes. Hvis grænseværdien for TBT fjernes, vil det kun være 6.634.420 tons (6.094.371 m³), svarende til 30 %, der ikke vil kunne klappes (PAH og PCB er ikke medtaget i Tabel 4-3 pga. meget lille datagrundlag). De tre højeste andele for hvert år er angivet med understregning i Tabel 4-3. Koncentrationerne af arsen medfører, at sedimentet med de anvendte grænseværdier ikke kan klappes i 13-40 % af tilfældene fordelt på de enkelte år, mens kobberkoncentrationerne medfører, at sedimentet ikke kan klappes i 21-29 % af tilfældene. Kobber er dermed stadig et betydende stof, som ofte vil føre til overskridelser af den anvendte grænseværdi. Af Tabel 4-3 fremgår, at cadmium muligvis er et fremtidigt problemstof. I 2017 og 2018 kommer cadmium på en tredjeplads og overskrider den anvendte grænseværdi i 40 % af tilladelserne, mens der i årene 2013-2015 slet ikke sås koncentrationer, der medfører begrænsning på, om sedimentet kan klappes ved anvendelse af grænseværdierne fra Tabel 4-1.

Af Tabel 4-3 fremgår ligeledes, at det sjældent er koncentrationer af kviksølv eller bly, der overskrider de anvendte grænseværdier.

Tabel 4-3 Antal (n) og andel (%) af analyser, der overskrider kvalitetskriterierne fra Tabel 4-1 for de enkelte stoffer i årene 2013-2018. PAH og PCB er ikke medtaget pga. meget lille datagrundlag. For hvert år er de tre største andele, der ikke kan klappes markeret med understregning

	Cadmium	Kviksølv	Arsen	Krom	Kobber	Bly	Nikkel	Zink	TBT
2013									
Kan ikke klappes [n]	0	0	26	17	34	1	8	13	45
Kan klappes [n]	116	117	91	100	83	116	109	104	71
I alt [n]	116	117	117	117	117	117	117	117	116
Kan ikke klappes [%]	0,0	0,0	<u>22,2</u>	14,5	<u>29,1</u>	0,9	6,8	11,1	<u>38,8</u>
Kan klappes [%]	100,0	100,0	77,8	85,5	70,9	99,1	93,2	88,9	61,2
2014									
Kan ikke klappes [n]	0	0	16	14	26	0	5	10	112
Kan klappes [n]	120	120	104	106	94	120	115	110	8
I alt [n]	120	120	120	120	120	120	120	120	120
Kan ikke klappes [%]	0	0	<u>13,3</u>	11,7	<u>21,7</u>	0	4,2	8,3	<u>93</u>
Kan klappes [%]	100	100	86,7	88,3	78,3	100	95,3	91,6	6,7
2015									
Kan ikke klappes [n]	0	2	27	23	39	0	10	15	125
Kan klappes [n]	138	136	111	115	99	138	128	123	13
I alt [n]	138	138	138	138	138	138	138	138	138
Kan ikke klappes [%]	0	1,5	<u>19,6</u>	16,7	<u>28,3</u>	0	7,2	10,9	<u>90,6</u>
Kan klappes [%]	100	98,6	80,4	83,3	71,7	100	92,8	89,1	9,4
2016									
Kan ikke klappes [n]	26	1	41	22	40	0	18	13	133
Kan klappes [n]	118	143	103	122	104	144	126	131	11
I alt [n]	144	144	144	144	144	144	144	144	144
Kan ikke klappes [%]	18,1	0,7	<u>28,5</u>	15,3	<u>27,8</u>	0	12,5	9,0	<u>92,4</u>
Kan klappes [%]	81,9	99,3	71,5	84,7	72,2	100	87,5	91,0	7,6
2017									
Kan ikke klappes [n]	55	0	56	19	35	0	27	11	146
Kan klappes [n]	97	152	96	133	117	152	125	141	6
I alt [n]	152	152	152	152	152	152	152	152	152
Kan ikke klappes [%]	<u>36,2</u>	0,0	<u>36,8</u>	12,5	23,0	0,0	17,8	7,2	<u>96,1</u>
Kan klappes [%]	63,8	100,0	63,2	87,5	77,0	100,0	82,2	92,8	3,9
2018									
Kan ikke klappes [n]	63	0	57	15	30	0	28	8	139
Kan klappes [n]	80	143	86	128	113	143	115	135	4
I alt [n]	143	143	143	143	143	143	143	143	143
Kan ikke klappes [%]	<u>44,1</u>	0,0	<u>39,9</u>	10,5	21,0	0,0	19,6	5,6	<u>97,2</u>
Kan klappes [%]	55,9	100,0	60,1	89,5	79,0	100,0	80,4	94,4	2,8

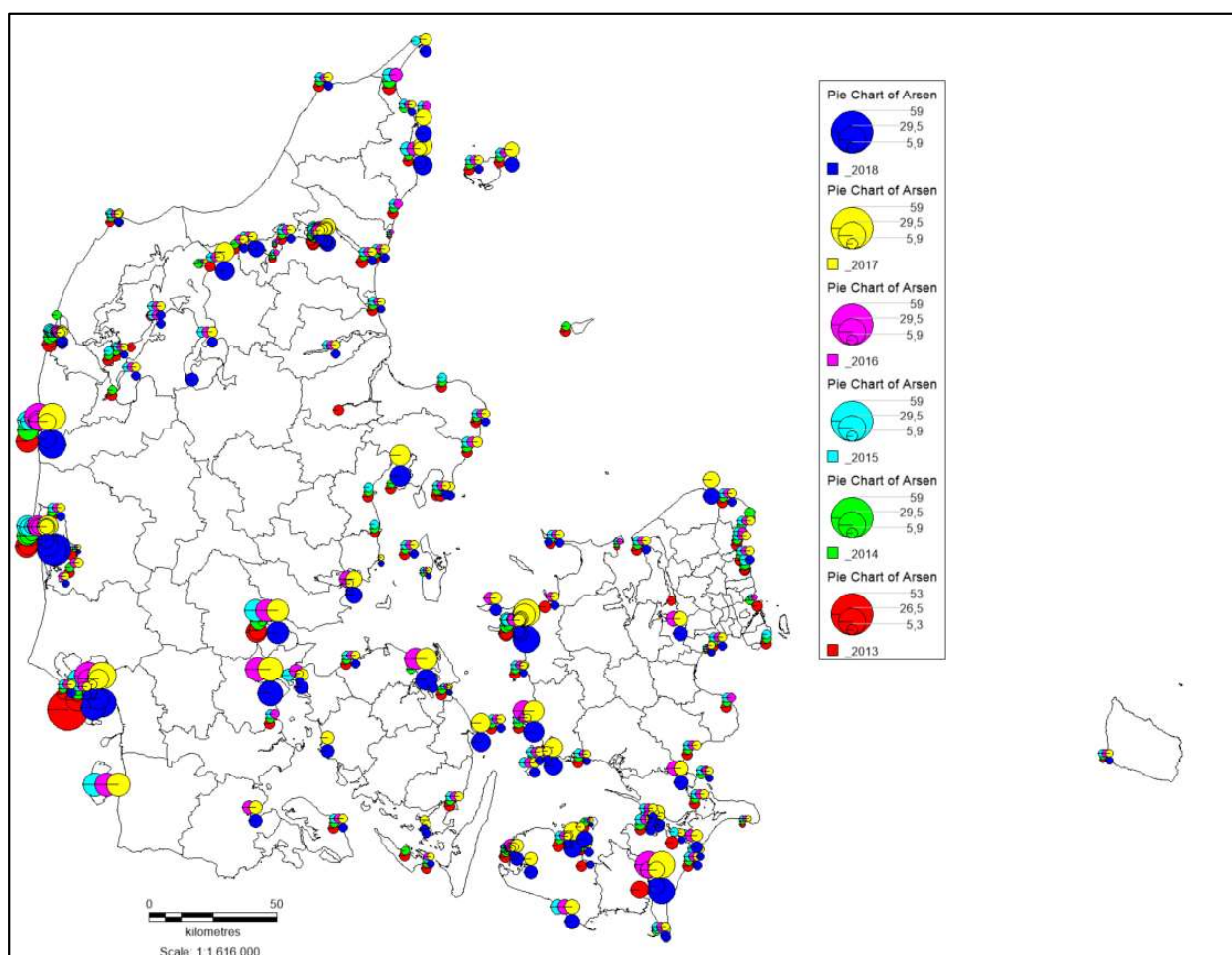
4.4.1 Geografisk overblik

Der er stor forskel på, hvor i Danmark der er høje og lave koncentrationer af cadmium, kviksølv, arsen, krom, kobber, bly, nikkel, zink og TBT. Derfor er der konstrueret et kort for hvert af metallerne og TBT. Disse kan findes i Bilag 2. Kortene er konstrueret ud fra alle

klapindberetninger. Figur 4.1 viser et eksempel på et sådant kort. Figuren viser koncentrationen af arsen i havsedimentet i årene 2013-2018. Det ses, at de højeste koncentrationer findes langs den jyske vestkyst. For arsen skyldes dette formentlig, at der er en højere naturlig baggrundskoncentration i dette område. Det ses også, at koncentrationen også varierer over årene for en enkelt lokalitet.

For at muliggøre konstruktionen af kortene er der for bly og TBT fjernet enkelte outliers med meget høje værdier. For bly er alle koncentrationer over 100 mg/kg fjernet (n=1). For TBT er alle koncentrationer over 100 mg/kg fjernet (n=33). Dette er gjort, da det ellers ikke ville være muligt at se den geografiske fordeling af de lavere (men stadig betydelige) koncentrationer. Den højeste værdi for bly i datasættet er 308,9 mg/kg, mens den for TBT er 233 mg/kg.

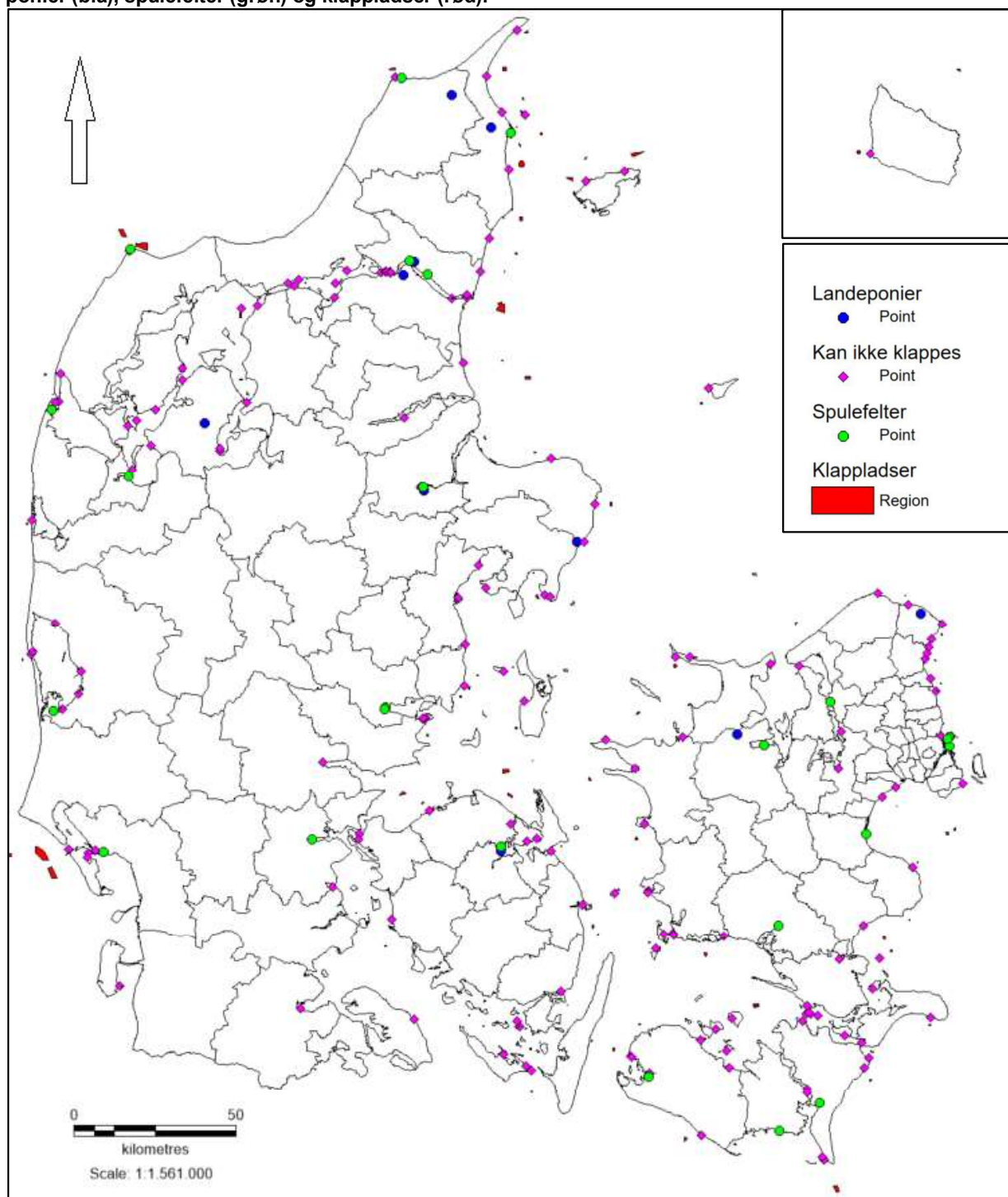
Figur 4-1 Geografisk overblik over mængden af arsen i havnesediment for 2013-18



4.4.2 Afstand til spulefelter og landdeponi

Figur 4-2 viser de havne (lyserød markering), hvis sediment ikke længere vil kunne klappes, hvis grænseværdierne fra Tabel 4-1 benyttes. De røde polygoner angiver klappladsernes placering. Disse stammer fra et GIS-lag udleveret af Miljøstyrelsen (*Klappladser seneste viden*). Eksisterende spulefelter og landdeponier er markeret med henholdsvis grønne og blå prikker. Adresser på spulefelter og landdeponier er også udleveret af Miljøstyrelsen. Koordinater til disse er fundet på www.arealinfo.dk

Figur 4-2 Kort over havne med sediment, der ikke kan klappes (lyserød), landdeponier (blå), spulefelter (grøn) og klappladser (rød).



Afstanden fra de enkelte havne til nærmeste klapplads, landdeponi og spulefelt er målt i Map-Info. Målingen af afstande på vandet er udført, så den følger kystlinjen, altså nogenlunde den vej et skib/pram ville transportere sedimentet. Afstanden til landdeponierne er målt i fugleflugt, på nær når nogle af de større broer skulle krydses. Summen af alle afstande til klapplads,

spulefelt og landdeponi fra de enkelte havne er angivet i Tabel 4-4. I Bilag 3 ses afstanden til klappladser, spulefelter og landdeponier fra de enkelte havne.

Tabel 4-4 Afstande (i km) fra havne til klappladser, spulefelter og landdeponier

	Afstand til klapplads [km]	Afstand til spulefelt [km]	Afstand til landdeponi [km]
Transport på vand	2.185	6.813	7.040
Transport på land	-	1.438	8.835
Total	2.185	8.252	15.875

4.4.3 Restkapacitet for spulefelter og landdeponier

Den samlede restkapacitet for spulefelterne er 13.043.003 tons, mens den for landdeponierne er 2.551.835 tons.

Mængden af sediment, der ikke ville kunne klappes i perioden 2013-2018, er som nævnt 18.027.154 tons, hvis de nye grænseværdier havde eksisteret. Dette svarer til et gennemsnit på 3.004.526 tons/2.414.860 m³ pr. år i perioden. Med dette gennemsnit vil de nuværende spulefelters restkapacitet være brugt op i løbet af 4,3 år, mens landdeponierne vil være fyldt op efter 0,8 år. Der vil derfor være behov for udvidelse af spulefelterne/deponiernes kapacitet.

Hvis landdeponiernes kapacitet skal øges, kræver det en udvidelse af de eksisterende deponier eller etablering af nye. Erfaringstal siger, at et sådant deponi koster 720-870 (gennemsnit 775) kr./m² at etablere. Da sediment ikke umiddelbart kan stakkes højt, vil et landdeponi kræve et stort areal (afhængig af kapacitet). Dertil kommer en stor omkostning i form af afgift til staten. Afgiften er 475 kr. pr. ton, hvor ét ton svarer til 0,56 m³. Dertil kommer udgifter til ansøgninger og omlosning til lastbil. Her har VG Entreprenør oplyst en cirkapris med mobilisering på 35.000 kr., tømning af pram til 25 kr./m³ og transport (0-50 km) til 55 kr./ton (på land). Rohde-Nielsen har oplyst en pris for transport på ca. 2 kr. pr. km pr. m³ (på vand). Oveni kommer håndtering ved deponi samt driftsomkostninger.

Hvis spulefelter skal udvides eller etableres, er omkostningerne ikke nær så store. Her er en indeksreguleret pris for etablering af et spulefelt oplyst til at være 13,3 kr./m³. Det må dog forventes at være dyrere, hvis forholdene er vanskelige (30-50 kr./m³). Driftsomkostningerne er indeksreguleret og sat til 4,7 kr./m³. Dertil kommer transport til og fra spulefeltet.

For de 28 spulefelter/havbundssedimentdepoter, der er vurderet i denne rapport, er der set på, om disse evt. kan udvides i fremtiden. Der er kun vurderet på, om der er plads, og om der er umiddelbare miljøforhold som Natura2000 eller §3-områder mm., der vil gøre en udvidelse vanskelig. Det har vist sig, at ca. halvdelen af havbundssedimentdepoterne umiddelbart vil være vanskelige at udvide ud over det allerede tilladte. Disse havbundssedimentdepoter har i dag en kapacitet på ca. 2 millioner tons. Ses der på de resterende, er der middel til gode muligheder for udvidelse, og disse depoter har i dag en kapacitet på 11. millioner tons. Det har ikke været muligt inden for projektets rammer at give et bud på, hvor meget de enkelte anlæg evt. kan udvides med.

4.4.4 Modtagelse af andres sediment i spulefelter

I princippet kan eksisterende spulefelter modtage andre havnes sediment, hvis det fremgår af deponeringsanlæggets positivliste.

Det er dog ikke altid, at de enkelte havne er villige til at modtage andre havnes sediment. Ofte modtager de enkelte spulefelter sediment fra de omkringliggende lystbådehavne, når disse har behov for at deponere sediment. Når de enkelte havnes depoter (spulefelter) er ved at være fyldte, eller havnene kan se, at de kun har kapacitet til deres eget sediment, falder villigheden

til at modtage andres sediment. Hvis havne i Danmark skal aftage 3 millioner tons om året, vil det medføre en hurtig reduktion af kapaciteten, og at der i løbet af mindre ca. fire år ikke er mere kapacitet til deponering af havnesediment i Danmark, hvis ikke der sker en udvidelse eller udbygning af eksisterende felter.

4.4.5 Lystbådehavnes situation

Omkostningerne til oprensning er ofte en dyr post for de enkelte lystbådehavne. Derfor trækker de ofte tidspunktet for oprensning så langt som muligt, også fordi mobiliseringen ofte er en stor post. Nogle lystbådehavne er afhængige af deres egen økonomi, det vil sige, at medlemmerne selv skal skaffe pengene, mens andre er afhængige af, om deres egen kommune er villige til at betale for en oprensning. Hvis den enkelte lystbådehavn i dag kan klappe sedimentet, vil omkostningen til en mængde på 5.000 m³, og en afstand af 10 km til klappladsen være 115.000 kr. plus omkostninger til analyser (ca. 4.000 kr. pr. analyse, inkl. prøvetagning osv.). Denne omkostning vil for mange havne komme en eller to gange i løbet af 5 til 10 år. Hvis havnen ikke længere kan klappe sediment, men skal have det deponeret, vil det generelt blive mange gange dyrere. I forbindelse med analysen af afstande mellem oprensningsstedet og det nærmeste spulefelt ses det, at nogle havne har over 100 km til spulefelt. Enkelte havne har op til 121 km til nærmeste spulefelt og vil derfor få en omkostning på 1,2 millioner kr.

4.4.6 Efterlevelseseomkostninger for erhvervet

Efterlevelseseomkostningerne for erhvervet er udregnet med udgangspunkt i den udleverede beregningsmodel.

Der er ændret på enkelte tal, så de stemmer bedre overens med prisniveauet i dag. Andre tal er indeksreguleret. Ved indeksregulerede priser er der anvendt årsgennemsnittet for 2019 med nettoprisindeks (2015=100) efter hovedtal og tid (*Statistikbanken.dk, PRIS115, hentet d. 16/6 2019*). Tallene, der er anvendt i beregningerne, ses i Bilag 4. Her ses også kommentarer til de enkelte priser, kilder til tallene, der er anvendt i beregningerne, og om der er anvendt indeksregulerede tal.

I Tabel 4-5 ses de udregnede efterlevelseseomkostninger for erhvervet ved håndtering af 100.000 m³ sediment. Oprensningen af havnesediment koster det samme uanset valg af metode. De økonomiske forskelle mellem metoderne ligger i håndtering, transport, afgifter og etablering og drift af bortskaffelsessteder.

Tabel 4-5 Efterlevelseseomkostninger ved for erhvervet håndtering af 100.000 m³ havnesediment

	Mængde	Transport	Håndtering	Adm. omkostninger	Etablering og drift af bortskaffelsessted	Afgifter	Omkostninger i alt
	mio. m ³	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
Oprensning	0,1		3,1	0,1			3,2
Klapning	0,1	2,00			1,53		3,5
Spulefelt	0,1	2,13	1,53	0,12	1,80		5,6
Spulefelt, inkl. recirk.	0,1	2,13	2,03	0,12	1,80		6,1
Deponi	0,1	4,99	14,9	0,1	38,8	84,82	143,6
Nyttiggørelse på land	0,1	2,0	3,0	0,048	15,0		20,1

Det ses i Tabel 4-5, at omkostningen til klappning af havnesedimentet er bestemt til 3,5 millioner kr. for 100.000 m³. Hvis sedimentet skal deponeres i et spulefelt, stiger omkostningen med en faktor 1,6 til 5,6 millioner kr., hvorimod det er en faktor 40,7 (143,6 millioner kr.), hvis sedimentet skal deponeres på land. Medtages recirkulation af vand i omkostningen af spulefeltdriften (håndteringen), stiger omkostningen med en faktor 1,7.

I perioden 2013-2018 var der i gennemsnit pr. år 2,41 millioner m³ sediment, der ikke ville kunne klappes med de nye grænseværdier. Dette betyder, at der vil være en ekstraomkostning for havnene på henholdsvis 3,5 milliarder kr. pr. år, hvis sedimentet deponeres på land, og 134,8 millioner kr. pr. år, hvis sedimentet deponeres i spulefelter. Benyttes miljøgrab, vil omkostningen til optagning blive tre til fire gange større. Det vil betyde, at 100.000 m³ deponeret sediment vil medføre en meromkostning på 6 til 9 millioner kr. og dermed vil øges med 14,5 til 22 millioner kr. for den gennemsnitlige, årlige mængde.

Hvis sedimentet kan nyttiggøres, anslås dette at koste 20,1 millioner kr. pr. 100.000 m³, afhængig af hvilken form for nyttiggørelse der er tale om.

4.4.7 Følsomhedsanalyse

Til beregningen af erhvervslivets efterlevelsedomkostninger er der kun indhentet få nye priser på de forskellige omkostninger, der er i forbindelse med bortskaffelse af havnesediment. Priserne må forventes at variere mellem de forskellige udbydere alt afhængig af konkurrence, udbud og efterspørgsel, samt om der er tale om store eller små mængder. Dertil er der anvendt indeksregulerede priser, som også kan variere fra de faktiske priser. Der må også forventes at være store prisforskelle alt afhængig af placering, miljøforhold, vejrforhold og myndigheder.

Prissætningen for de forskellige ydelser er altså meget overordnet og vurderes at kunne variere i både negativ, men primært i positiv retning, da flere af de indeksregulerede priser virker lave i forhold til det erfaringsmæssige niveau.

Prisen for oprensning er den samme, uanset om man vælger at bortskaffe sedimentet til en klappads, et spulefelt, til landdeponi eller til nyttiggørelse. Her vurderes det, at prisen vil variere med +/- 10 % svarende en samlet omkostning for oprensning på 2,88-3,52 millioner kr. for 100.000 m³.

Ved at lave følsomhedsanalyse på efterlevelsedomkostningerne for erhvervet ses det, at omkostningerne især bliver påvirket af, hvor langt sedimentet skal transporteres. Ved transport på vand er der en omkostningspris på ca. 2 kr./km/m³. Der er i afstandsregningen fundet et gennemsnit på 10 km fra havn til spulefelt, men spændet ligger mellem 0 og 146 km. Her vil prisen variere fra 0-29 millioner kr. for 100.000 m³. Prisen vil variere på samme måde med transport på land.

I forhold til deponi på land afhænger udgifterne især af, hvor højt sedimentet kan stakkes, da de eksisterende deponier hurtigt vil blive fyldt op, og der vil være brug for etablering af nye. Etableringsprisen for et deponeringsanlæg på land er i gennemsnit 775 kr./m². Hvis sedimentet kan stakkes i tre meter, vil det koste 26 millioner kr. at etablere et landdeponi til 100.000 m³ kontra 39 millioner kr., hvis det kun kan stakkes i to meters højde.

Kravet om anvendelse af miljøgrab vil være en mindre omkostning i forhold til de øvrige omkostninger i forbindelse med deponering på land.

4.4.8 Afværgeforanstaltninger

I forbindelse med klappning findes der flere forskellige afværgeforanstaltninger, der kan begrænse spredning af sediment, når dette optages og klappes.

Ofte er der kun stillet krav i forbindelse med optagning af meget belastet sediment, hvor sedimentet efterfølgende er deponeret i spulefelt eller nyttiggjort på land. Begrænsning af spredningen af sedimentet under selve optagning/bortskaffelse kan være anvendelse af siltgardiner eller boblegardiner og/eller anvendelse af miljøgrab.

Der findes endvidere mere eksotiske metoder, hvor man anvender spuns eller 'gravekasser', som nedsænkes rundt om lokaliteten, der påvirkes. Hermed skabes et område, hvor der ikke kan ske spredning til det omkringliggende miljø.

I forbindelse med opstillingen af afværgeforanstaltninger har det i dette projekt ikke været muligt at medtage disse i forbindelse med vurderingen af, om sedimentet ved benyttelse af disse kunne klappes, på trods af at koncentrationerne af miljøfarlige stoffer var højere end de skønnede grænseværdier. For at vurdere om anvendelse af afværgeforanstaltningerne vil medføre, at en større mængde af sediment kan klappes, vil det kræve en konkret vurdering af de enkelte klappladser, vandområdets tilstand, størrelse og hydrologi samt sedimentmængder og miljøfarlige stofkoncentrationer. Dette har ikke været muligt i dette projekt.

4.4.9 Teknologier til minimering af spredning under klapping

Spredning af sediment ved klapping sker både ved spild og ved resuspension. Størrelsen af de to vil afhænge meget af de lokale hydrologiske forhold og klappemetoden. I det følgende er det beskrevet, hvilke metoder der evt. kan medføre en reduktion af især spild.

Silt og boblegardiner

Brug af silt- og boblegardiner er kendt teknologi og har i udbredt grad været diskuteret i erhvervet.

Siltgardiner har begrænsninger ved brug i områder med strøm og/eller bølgepåvirkning. Der er i visse tilfælde kilder, der beskriver, at disse afværgeforanstaltninger kan skabe mere spredning, end hvis der ikke var opsat gardin. Siltgardiner er derfor anvendelige i områder, hvor der er tale om rolige strøm- og vejrforhold, samt hvor der ikke er meget transport af fartøjer ind og ud af området. Endvidere kan det være svært at tilpasse gardinet, hvis der er tale om områder med store dybdeforskelle.

Boblegardiner har ligeledes begrænsninger i forhold til varierende dybdeforhold, da trykket i den bundliggende rør/slange gerne skal være ens langs hele røret/slangen, ellers vil boblerne være mere intensive i nogle områder og mindre eller fraværende i andre områder. Dette kan medføre, at mere sediment undslipper området og i værste fald danner en strøm ud af området. Boblegardiner har endvidere begrænsninger i områder med stor bundtransport, hvor de kan blive tildækket og dermed miste effekten. Hertil kommer den støj, kompressoren udsender, når den leverer lufttrykket til rør/slange.

Boblegardiner har dog også fordele. F.eks. ved at større fartøjer kan sejle igennem uden forsinkelse, og at boblegardiner i mindre grad bliver påvirket af strøm. Det er dog vigtigt, at boblegardinet tilpasses de lokale forhold både i den kompressor, der anvendes til generering af lufttryk, dybdeforhold og bundsedimenttransport.

Omkostningen for siltgardiner og boblegardiner vil variere meget fra projekt til projekt. Omkostningen vil afhænge af længden af gardinerne samt perioden, der er tale om 100 meter eller flere 1000 meter, og er der tale om få døgn eller uger. Det har derfor inden for rammerne af dette projekt ikke været muligt at medtage omkostninger til disse afværgeforanstaltninger. Men omkostningerne vil forventeligt ligge mellem 50.000 og flere millioner kr.

Klapning med grab eller rør

Brug af metoder, som medfører, at sedimentet bliver udlagt tæt på bunden, benyttes ikke i særligt stort omfang i Danmark.

Fordelen ved metoden er, at den forhindrer, at sedimentet kommer i kontakt med vandet under transport fra overfladen til bunden, hvorved vandsøjlen bliver mindre eksponeret i forbindelse med klapning. Sedimentet kommer dermed først i forbindelse med vandet, når det kommer ud af røret, som ligger tæt på bunden. Teknologien er simpel, men vil kræve tilpasning af røret i forhold til dybden og kan være besværligt i forhold til områder med meget strøm eller bølgepåvirkning. Det vil derfor være forbundet med en øget omkostning og flere vejrligsdage. Spørgsmålet er, om denne ekstraomkostning står mål med gevinsten. Langt det meste af den mængde sediment, der frigives til vandmiljøet, vil ske gennem en kombination af resuspension og spild. Ved klapning med splitpram vil spildet være minimalt, da sedimentet falder som en stor mængde. Det har inden for rammerne af dette projekt ikke været muligt at medtage omkostninger til disse afværgeforanstaltninger.

Tildækning

I forbindelse med anvendelsen af en klapplads kan sedimentet, der er klappet på klappladsen, tildækkes med rent sediment, ofte sand. Dette vil medføre en reduktion af resuspension og dermed spredning af sedimentet til omgivelserne. Metoden er dog usikker i områder med strøm, hvor der vil ske sedimenttransport, som vil omfordele det udlagte sand. Omkostningen til denne metode vil være i størrelsesordenen det dobbelte eller mere af selve oprensning og klapningen, den reelle omkostning vil afhænge af, om leverancen af rent sand til tildækning er tilstede.

4.4.10 Teknologier i forbindelse med vandbesparelse mm. ved deponering i spulefelter og deponeringsanlæg

Når sedimentet skal deponeres, vil der være en miljøgevinst i at reducere vandmængden i spulefelterne. Der findes derudover en række metoder til separering af sediment og vand.

Recirkulering af vand ved indpumpning

I forbindelse med indpumpning bruges ofte procesvand. Dette vand kan i princippet genbruges, så der sker en vandbesparelse, og der ikke skal udledes samme vandmængde. Omkostningen vil være til en ekstra pumpe, der i stedet for at tage vand ind henter vandet fra spulefeltet. Dette kræver udlægning af ekstra rør mellem skib og spulefelt samt en ekstra pumpe. Ifølge interview med entreprenør ligger prisen omkring 5 kr./m³. Der er taget udgangspunkt i et rør med en diameter på 1 meter samt en længde på maksimalt 250 meter. Omkostningen vil afhænge af mængden af sediment, længden af ledningen, og om der tale om gytje eller sand, der skal pumpes ind. Prisen vil typisk variere mellem 2 til 10 kr./m³. Jo grovere materialer, jo mere vand skal benyttes og dermed mere tid og pumpekraft. Ekstraomkostningen for 100.000 m³ sediment vil dermed være mellem 200.000 og 1 million kr. Gennemsnitlig vil det være i størrelsesordenen 500.000 kr.

Ses der på prisforskellen mellem klapning og deponering på spulefelt med recirkulering af vand, vil denne blive 6,1 millioner kr. i forhold til 3,5 millioner kr. for klapning, hvilket øger omkostningerne med en faktor 1,7.

Polymere tilsætning/flokkulering, cementstabilisering, geotube mm.

Ofte er en af udfordringerne, at der sker udledning af overfladevand med forhøjet indhold af suspenderet sediment. En anden udfordring med sediment er, at sediment fra havne ofte ikke kan stakkes. Det areal, der skal benyttes til havbundssediment, bliver derfor ofte den begrænsende faktor. Tilsætning af polymerer kan nedsætte mængden af suspenderet sediment i vandet og dermed give en bedre vandkvalitet, og samtidig vil en geotube kunne holde på sedimentet, så det ikke skrider. Det er uvist, om teknologien er så gennemprøvet i udlandet, at de krav om, at en 'bakke' af geotubes holder formen også set over årtier. Inden der stilles krav om brugen af denne teknologi, bør dette undersøges nærmere.

Sediment kan efter en vis afvanding ligeledes cementstabiliseres. Priser fra 2011, som er indhentet af ARKIL i forbindelse med Kolding spulefelt, gav priser mellem 200 kr./m³ og 500 kr./m³. (Præsentation af Cementstabiliseringsprojekt på Kolding Havn, DGF medlemsmøde 25.10.2012. Indlæg v. Steffen Larsen, Arkil A/S Miljøteknik). Prisen vil afhænge af, hvor stor vandmængden er, og hvor hurtigt man kan anvende arealet, og hvor stabil overfladen skal være. Prisen vil endvidere afhænge af prisen for cement.

For at sikre bedre opbygning af sediment uden brug af f.eks. råstof som cement, kan der ske anvendelse af geotubes i kombination med polymerer. I dette projekt er brug af polymerer og geotubes ikke prissat.

Figur 4-3 **Eksempel på anvendelse af geotubes til afvanding og deponering af sediment²⁰**



Miljøgrab

Hvis sedimentet skal deponeres i deponeringsanlæg på land, kan der ske en reduktion i vandmængden ved brug af miljøgrab. Prisen for dette vil afhænge af størrelsen på grabben samt sejlafstanden. Et estimat for, hvad det vil koste at grabbe sediment op med miljøgrab, vil medføre, at optagningen vil blive tre til fire gange dyrere end ved almindelig slæbesugning.

²⁰ https://www.tencategeotube.com/media/ecc25072-d22c-4619-82d4-d6a896520bc2/-Eb86w/Tencate%20Water%20and%20Environment/Documents/PDF/Brochure-Geotube-Dewatering_tcm28-41522.pdf

I forbindelse med optagning kan det anbefales, at der benyttes miljøgrab for at begrænse vandmængden, så der ikke kommer mere procesvand, der efterfølgende skal håndteres i spulefelt/affaldsdeponeringsanlægget.

5. Samlet konklusion

Indførelsen af nye kravværdier anslås at medføre betydelige erhvervsøkonomiske omkostninger for renseanlæg, virksomheder og havne. Det er vigtigt i den forbindelse at understrege, at metoden og gennemsnitsberegningerne er baseret på foreliggende data og de givne forudsætninger. Resultaterne siger dermed ikke nødvendigvis noget om konsekvenserne af at indføre de nye, skønnede grænseværdier for de enkelte spildevandsforsyningers renseanlæg, virksomheder eller havne. Der vil skulle foretages konkrete og specifikke konsekvensberegninger for hvert renseanlæg, virksomhed eller havn, som tager højde for de særlige forhold, der gør sig gældende i hvert enkelt tilfælde.

5.1 Renseanlæg, virksomheder med tilledning til disse og virksomheder med direkte udledning

Den samlede investeringsomkostning til et 4-trins anlæg på alle 289 MBNDK-reseanlæg i Danmark vil beløbe sig til 6,35 milliarder kr. baseret på et gennemsnitsanlæg på 250 m³/h. Den årlige meromkostning for driften af disse anlæg vil beløbe sig til 1,44 milliarder kr. svarende til 22,45 milliarder kr. i nutidsværdi over levetiden på 25 år. Samlede omkostninger over levetiden (invest+drift NPV) er 28,8 milliarder svarende til en årlig omkostning (annuitet) på 1,84 milliarder kr.

Det skal understreges, at omkostningskonsekvenserne er baseret på de foreliggende tal og den valgte metode. Der er flere forhold, der peger på, at den valgte beregningsmetode sandsynligvis fører til en over-estimering af omkostningskonsekvenserne. I rapportens kapitel 2.2 vises en oversigt over de forhold, der peger på, at metoden fører til en over-estimering af de samlede omkostningskonsekvenser. I konklusionens nuancer nedenfor i afsnit 5.1.1 redegøres for forhold, der peges på det samme.

Investeringsmæssigt svarer de 6,35 milliarder kr. til en fjerdedel af den investering, der skulle finde sted i dag, såfremt alle renseanlæg i Danmark skulle erstattes af nye renseanlæg.

Der er en generel tendens mod at centralisere spildevandsforsyningen til større anlæg. Ledes alt spildevand til anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m³/h, og investeres der i den yderligere 4-trins rensning på denne størrelse anlæg, opnås der stordriftsfordele, hvorved den samlede investering og øgede driftsomkostning vil være lavere end estimeret på det gennemsnitlige renseanlæg. Investeres der i 4-trins rensning på anlæg med en gennemsnitlig størrelse på 1.000 m³/h, vil den samlede investering beløbe sig til 5,49 milliarder kr. Meromkostningen for driften vil beløbe sig til 1,39 milliarder kr. årligt svarende til samlet 19,6 milliarder kr. i nutidsværdi over levetiden på 25 år. Stordriftsfordelen udgør med andre ord ca. 2,85 milliarder kr. over de 25 år (forskellen mellem 22,45 og 19,6 milliarder kr.).

Resultaterne siger noget om, hvad det maksimalt kan komme til at koste renseanlæg og virksomheder, men ikke hvor store dele af omkostningerne der kan ende med at blive opkrævet som særbidrag fra virksomheder med tilledning til renseanlæg.

Investorer samtlige 29 virksomheder med direkte udledning til recipient i en lokal end-of-pipereenseløsning, beløber den samlede investering sig til 157 millioner kr. med en årlig driftsomkostning på 13 millioner kr. Den årlige merudgift (investerings- og driftsbidrag) beløber sig dermed til 23,2 millioner kr. for de 29 virksomheder sammenlagt.

De udgifter, der i rapporten er beregnet for virksomheder med direkte udledning, vil også være retningsgivende for, hvad det reelt vil kunne koste for virksomheder med tilledning til renseanlæg, hvis de vælger selv at rense ved kilden.

Hvis de 29 virksomheder med direkte udledning til recipient anvendes som eksempel, vil det i det benyttede beregningsmæssige princip på baggrund af særbidrag - for en gennemsnitlig virksomhed betyde, at det vil koste 1.305.000 kr./år at tillade til et renseanlæg med de nye udlederkrav, hvorimod det i gennemsnit vil koste 840.000 kr./år at investere i etablering og drift af eget renseanlæg på virksomheden.

Der er dog stor variation i virksomhederne imellem, hvilket betyder, at tallene ikke kan overføres direkte til alle virksomheder. Der skal foretages virksomhedsspecifikke vurderinger i hvert enkelt tilfælde. For nogle virksomheder vil det fortsat være billigere at tillade til renseanlæg og betale det forhøjede særbidrag, mens det for andre vil være økonomisk fordelagtigt at investere i en lokal renseløsning på virksomheden og dermed slippe for at betale særbidrag. Det er primært forskellen i koncentrationer af tungmetaller og mængden af årlig vandføring, som afgør, om det kan betale sig eller ikke betale sig at investere i lokale virksomhedsløsninger.

5.1.1 Resultaternes nuancer

Det samlede resultat giver et overblik over de samlede erhvervsøkonomiske konsekvenser ved indførelsen af nye kravværdier, men resultatet skal samtidig tages med forbehold.

Det skal understreges, at der er tale om gennemsnitsberegninger foretaget på baggrund af de data, Miljøstyrelsen har kunnet stille til rådighed, samt øvrige data, som med relativt kort varsel har kunnet fremskaffes. Der er anvendt metoder baseret på antagelser og forudsætninger, som der er opnået enighed om med Miljøstyrelsen – og som har kunnet gennemføres på en 'enkel og operationel måde'. Der er bl.a. en kompleksitet i forhold til at gøre kravene operationelle for de vandige udledninger, idet kravene hovedsageligt fastsættes i sediment og biota. Det er naturligvis vigtigt at holde sig disse for øje.

For at nå frem til et mere eksakt mål for de samlede erhvervsøkonomiske konsekvenser skal det for hver enkelt virksomhed og renseanlæg undersøges, hvilke konsekvenser kravværdierne får for netop deres investerings- og driftsudgifter.

Ved en række særlige omstændigheder kan omkostningerne vise sig i praksis at være lavere end angivet ovenfor i afsnit 5.1. I rapportens afsnit 2.2 vises en oversigt over beregningsforudsætninger, som fører til henholdsvis over- eller under-vurdering af de samlede omkostninger. Følgende forudsætninger og forhold påvirker de samlede omkostninger:

- Der er stordriftsfordele: store renseanlæg vil gennemsnitligt kunne slippe billigere end små. Det samme gælder virksomheder med tilladning af store mængder spildevand til renseanlæg sammenlignet med virksomheder med små mængder.
- Det bliver billigere pr. rensenhed, jo større renseanlægget er:
 - Enhedsinvesteringsomkostningen falder markant på renseanlæg, når der investeres i større renseanlæg, der kan håndtere større mængder af spildevand.
 - Enhedsdriftsomkostningen falder ligeledes ved større mængder af spildevand.
- Også for virksomheder med direkte udledning til recipient vil der være en stordriftsfordel forbundet med store mængder spildevand:
 - Virksomhedernes udledninger er mere koncentrerede, hvorfor der fjernes flere stoffer pr. m³ vand, der renses. Det betyder, at kr./g frarenses er lavere, selvom kr./m³ renses er højere.

- Enhedsinvesteringen er dog større på de mindre renseanlæg placeret på virksomheden.
- Den gennemsnitlige omkostning til rensning for tungmetaller pr. gram fjernet er højere på spildevandsforsyningernes renseanlæg end på renseanlæg placeret ved kilden, dvs. ved virksomheden. Det skyldes, at koncentrationerne af tungmetaller er højere ved virksomhederne med direkte udledning end ved spildevandsforsyningernes renseanlæg.
- Forskellen mellem basis (10) og fortyndingsfaktor 10 er, at i basis medtages samtlige fire rensetrin for alle 289 anlæg, hvorimod i fortyndingsfaktor 10 er det kun anlæggene, der overskrider miljøkvalitetskravene for tungmetallerne relateret til de specifikke rensetrin, der medtages i beregningerne. Dermed opnås en lavere samlet investeringsomkostning, på trods af at fortyndingsfaktoren er 10 i begge disse scenarier. Den mere detaljerede vurdering af hvert anlæg i forhold til recipient medfører en reduktion i den samlede omkostning (investering og driftsomkostninger) fra 28,8 milliarder kr. til 19,8 milliarder kr. Denne reduktion skyldes, at anlæggene til en fersk recipient helt kan udelade rensetrin 1 og 25 % af anlæggene kan undvære rensetrin 3. Et anlæg, der udleder til en fersk recipient ved fortynding 10, kan dermed opnå en investeringsreduktion på 1,26 millioner kr. og en årlig driftsreduktion på 1,5 millioner kr. sammenlignet med den gennemsnitlige løsning. For anlæg, der udleder til en salt recipient, er det 25 % af anlæggene, der kan undvære rensetrin 1 og 67 % der kan undvære rensetrin 3. Dette medfører en investeringsreduktion på 2,7 millioner kr. i investerings- og 1,9 millioner kr. i årlige driftsomkostninger sammenlignet med et gennemsnitligt MFS-anlæg (se afsnit 3.2.7.1).
- 18 af de 29 virksomheder udleder til en salt recipient, hvor der er mulighed for en højere fortyndingsfaktor end 10. Ved en højere fortyndingsfaktor vil virksomheder, der udleder til en salt recipient, skulle leve op til mindre restriktive krav og kan dermed i visse tilfælde undgå specifikke rensetrin, hvorved de samlede omkostninger bliver lavere (se afsnit 3.3.5).
- Der kan være et incitament for virksomhederne, som i forvejen har tilledning til renseanlæg, til at rense lokalt og selv afholde udgifterne til rensning ned til de nye kravværdier, frem for at lade spildevandsforsyningernes renseanlæg gøre det, fordi virksomheden så efterfølgende vil skulle betale et særbidrag, som er højere.
- En enkelt virksomheds udledninger kan dog variere meget fra de gennemsnitlige udledninger, hvorfor det er individuelt fra virksomhed til virksomhed, om det er mest økonomisk fordelagtigt at investere i egen renseløsning frem for at betale særbidrag til spildevandsforsyningens renseanlæg.
- Omkostningerne varierer også for arsen i forhold til, hvorvidt der udledes til ferskvand eller saltvand, da udlederkravet til saltvand vil være meget lavere end til ferskvand.
- Tungmetaller medfører højere omkostninger end organiske stoffer. Dette påvirker udgiftsprofilen for både renseanlæg og virksomheder.
- Såfremt der er store mængder miljøfarlige stoffer fra diffuse kilder, vil de ikke kunne fjernes ved kilden, men kun på det kommunale renseanlæg. Alle omkostninger til rensning for de miljøfarlige stoffer vil ikke kunne sendes videre til virksomhederne, da de diffuse

kilder ikke kan regningsføres. Disse omkostninger skal så dækkes af alle forsyningens tilslutninger.

- Det er vigtigt at fastsætte for hvert enkelt renseanlæg, hvor store mængder af de pågældende stoffer der stammer fra såkaldte 'diffuse kilder' i forhold til, hvor store mængder der hidrører fra specifikke virksomheder. Såfremt de diffuse kilder udgør en stor eller væsentlig del af de samlede mængder, vil dette ændre på mulighederne for at videreføre omkostningerne til virksomhederne. Det er vigtigt at identificere, om forureningen kommer fra diffuse kilder eller fra specifikke virksomheder. Såfremt det er diffuse kilder, der er årsagen, skal der renses på renseanlægget, hvorimod hvis kilden er fra virksomhederne, vil det være mere økonomisk fordelagtigt, at det renses på virksomhedernes eget anlæg.
- Der er positive miljømæssige sideeffekter forbundet med at indføre og følge de nye kravværdier. Hvis man renses ned til de nye kravværdier for de 14 stoffer, vil man også samtidig renses for øvrige stoffer og f.eks. for medicinrester. Investeringsomkostningerne, som er beregnet i rapporten her, vil altså samtidig reelt dække omkostningerne til rensning for andre stoffer end de 14. Vælger man efterfølgende at lade ekstraomkostningerne dække af særbidrag fra de tilledende virksomheder, vil særbidraget skulle korrigeres for denne rensning for andre stoffer. En yderligere økonomisk sidegevinst kunne være bedre rensning for organiske stoffer og fosfor og dermed sparede spildevandsafgifter. Hvis ikke, ville virksomhederne ende med at skulle betale for rensning af stoffer, som de rent faktisk ikke selv påfører renseanlægget.
- Den faktuelle omkostning til at fjerne de miljøfarlige stoffer er meget stedsspecifik og afhænger af, hvilke mængder af de miljøfarlige stoffer der tilledes. Er der f.eks. ikke kobber i spildevandet, bliver omkostningerne pålagt de andre stoffer, og dermed bliver omkostningen pr. gram af de andre stoffer højere – da enhedsomkostningen er den samme. Der vil ligeledes være en stor afhængighed af det modtagende vandområde, herunder tilstandsvurdering og fortyndingsforhold.
- Der er gennemført en følsomhedsanalyse for beregning af særbidrag på de kommunale renseanlæg, som viser, at tallene kan være endnu lavere. Men de kan jo i sagens natur også være højere.
- Investeringen i de nye renseteknikker betyder, at man vil kunne renses til lavere niveauer end de nye kravværdier. Det vil ikke være muligt at overholde de nye kravværdier med en 'mellemløsning'. Det er et enten-eller: Hvis man investerer i de teknikker, som er analyseret i rapporten, vil man kunne overholde de nye grænseværdier. Hvis man ikke investerer, vil man ikke kunne overholde dem.
- Tilslutning af industrispildevand til forsyningernes renseanlæg reguleres i dag ikke af økonomiske principper men gennem tilslutningstilladelser efter principperne i gældende tilslutningsvejledning. COWI har i denne rapport anvist en metode til beregning af særbidrag, som baserer sig på de ekstraomkostninger, som det enkelte miljøfarlige stof påfører spildevandsforsyningernes renseanlæg. Processen eller metoden til at vurdere, om der skal laves en ekstra rensproces til fjernelse af de miljøfarlige stoffer, er meget stedsspecifik. Det er den, fordi oplandet til hvert renseanlæg er forskelligt – både med hensyn til de diffuse kilder og antallet af virksomheder, der tilleder miljøfarlige stoffer til renseanlægget. Hvis der er store mængder miljøfarlige stoffer i spildevandet fra diffuse kilder,

skal der etableres en ny renseproces på renseanlægget, da der ikke kan renses for diffuse kilder via end-of-pipe-løsninger. Er kilden til de miljøfarlige stoffer i spildevandet hovedsageligt identificerbare virksomheder, står valget stadig mellem, om der skal etableres ekstra spildevandsrensning på renseanlægget og udregning af særbidrag til virksomhederne, eller om virksomhederne billigere vil kunne fjerne de miljøfarlige stoffer ved en end-of-pipe-løsning. Der er dog andre forhold end den beregnede økonomi, som er bestemmende for, om virksomheder skal lede spildevandet til forsyningens renseanlæg eller rense og udlede spildevandet selv. Der er således regler for udtræden af forsyningsselskabet, lempeligere krav end de i rapporten anvendte for tilslutningstilladelse og krav om anvendelse af BAT, som f.eks. er rensning ved kilden.

5.2 Klapning af havsediment

I forbindelse med klapning er vurderingen alene sket på baggrund af de nye, skønnede grænseværdier og koncentrationen i det sediment, der er klappet i perioden 2013 til og med 2018. Der er således ikke set på, om vandområdet i sin helhed bliver påvirket af klapning af sediment, der indeholder koncentrationer over de nye, skønnede grænseværdier. Vurderingen af, hvor meget der i fremtiden kan eller ikke kan klappes er dermed alene en 'worst case'-analyse.

Mængden af sediment, der ved indførelsen af de nye, skønnede grænseværdier ikke længere vil kunne klappes, hvis kriteriet alene er, at sedimentkoncentrationerne skal overholde de nye, skønnede grænseværdier, anslås til at være 3.004.526 tons/2.414.860 m³ pr. år, svarende til 80 % af den gennemsnitlige mængde, der klappes pr. år. Med denne mængde vil de nuværende spulefelters restkapacitet være brugt op i løbet af 4,3 år, mens landdeponierne vil være fyldt op efter 0,8 år. Der vil derfor være et behov for udvidelse af spulefelterne og deponiernes kapacitet.

De 80 % er en 'worst case'-vurdering. Der vil sandsynligvis kunne meddeles tilladelse til mere sediment, da der i hver enkelt klappansøgning skal foretages en vurdering af, om klapningen eksempelvis vil medføre en påvirkning af vandområdet som helhed. Afværgeforanstaltninger kan sammen med klapppladsens placering og vandområdets økologiske og kemiske tilstand samt de lokale hydrologiske forhold medføre, at der i visse tilfælde, selv om de nye, skønnede grænseværdier overskrides, ikke vil være en påvirkning af vandområdet som helhed, så Miljøstyrelsen kan meddele tilladelse til klapning. Det har inden for rammerne for dette projekt ikke været muligt at inkludere disse forhold i vurderingen.

Forøgelse af landdeponiernes kapacitet kræver en udvidelse af de eksisterende deponier eller etablering af nye. Erfaringsbaserede tal viser, at et deponi koster gennemsnitligt 775 kr./m² at etablere. Dertil kommer en stor omkostning i form af afgift til staten. De samlede omkostninger for at kunne håndtere de øgede mængder beløber sig således til 3,5 milliarder kr. pr. år. Krav om miljøgrab vil øge omkostningerne, men dog ikke signifikant i forhold til de øvrige omkostninger.

Ønsker man i stedet at anvende spulefelter, vil omkostningerne ikke være nær så høje. Der skal etableres nye og/eller udvides eksisterende spulefelter. En indeksreguleret pris for etablering af et spulefelt er oplyst til at være 13,3 kr./m³. De samlede omkostninger for at kunne håndtere de øgede mængder med en spulefeltsløsning beløber sig således til 135 millioner kr. pr. år. Stilles krav om recirkulering af vand, vil omkostningen øges med yderligere 5 kr./m³, og den samlede omkostning vil således blive 147 millioner kr. pr. år.

Ca. halvdelen af spulefelterne vurderes at kunne udvide deres kapacitet. Der er i dag ingen modtagerpligt på spulefelterne, som ofte er ejet og drevet af havnen. Det vil derfor kræve statslig regulering, hvis spulefelterne skal forpligtes til at modtage sediment i større omfang.

Bilag 1. Referencer

DCE (2019). *"Assessment of hazardous substances in Danish sediment and biota according to Norwegian, Swedish and Dutch quality standards"*. Teknisk rapport fra nr. 146.

NOVANA og PULS data udleveret af Miljøstyrelsen.

Præsentation af Cementstabiliseringsprojekt på Kolding Havn, DGF medlemsmøde 25.10.2012. Indlæg v. Steffen Larsen, Arkil A/S Miljøteknik

Rambøll (2011) *"Bortskaffelses af havnesediment"*, Miljøprojekt nr. 663, 2001

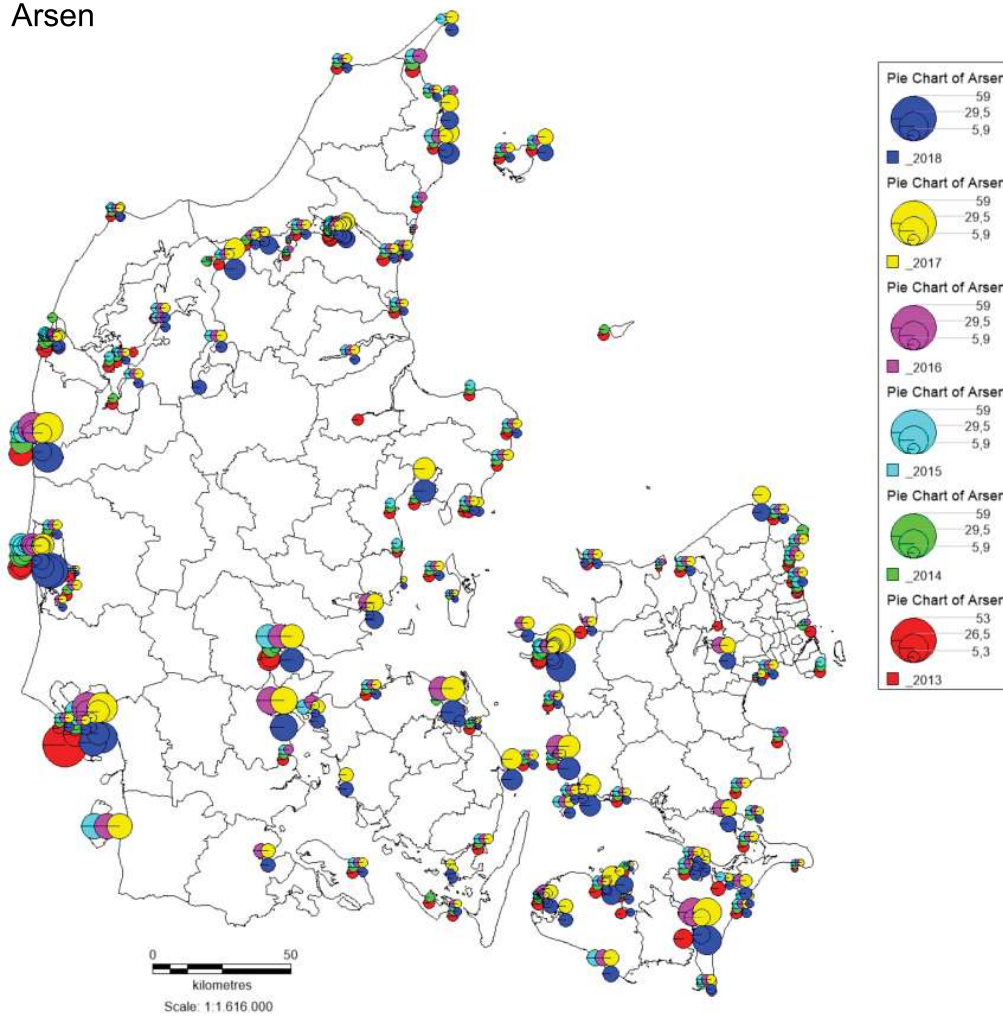
Statistikbanken.dk, *PRIS115*, hentet d. 16/6 2019

https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2135&docType=pdf

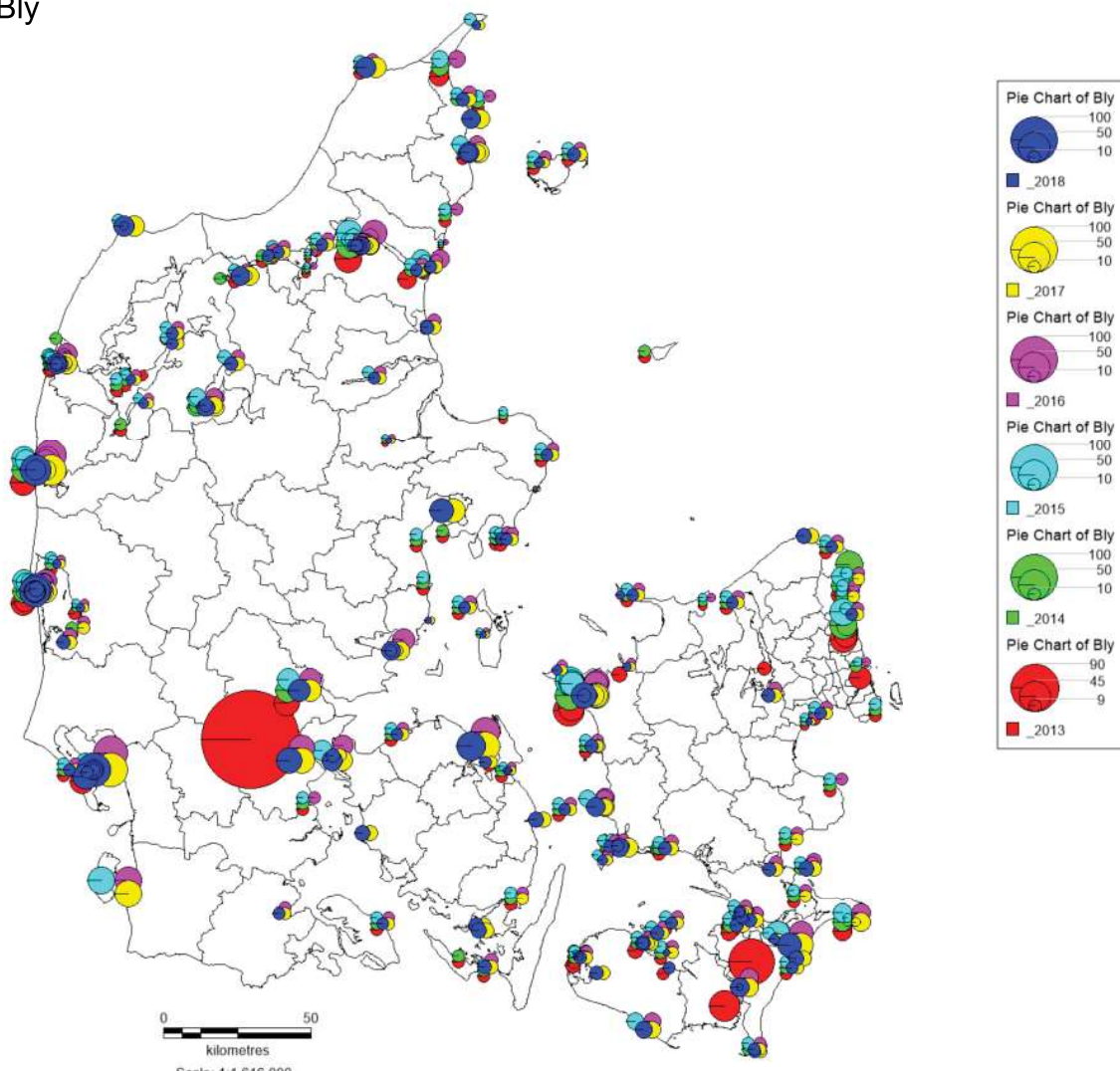
<https://mst.dk/erhverv/industri/bat-bref/liste-over-alle-brefer/>

Bilag 2. Geografisk overblik

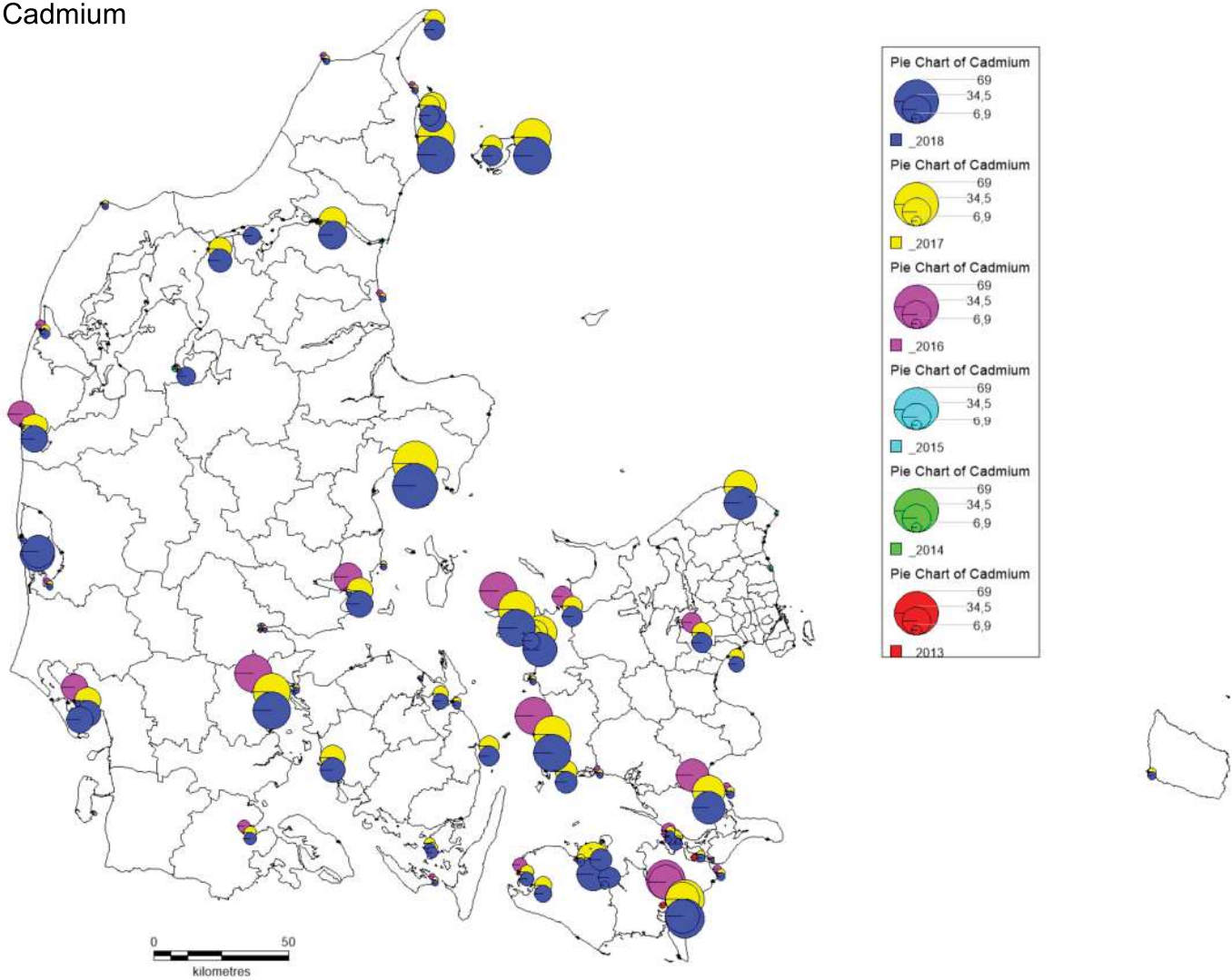
Arsen



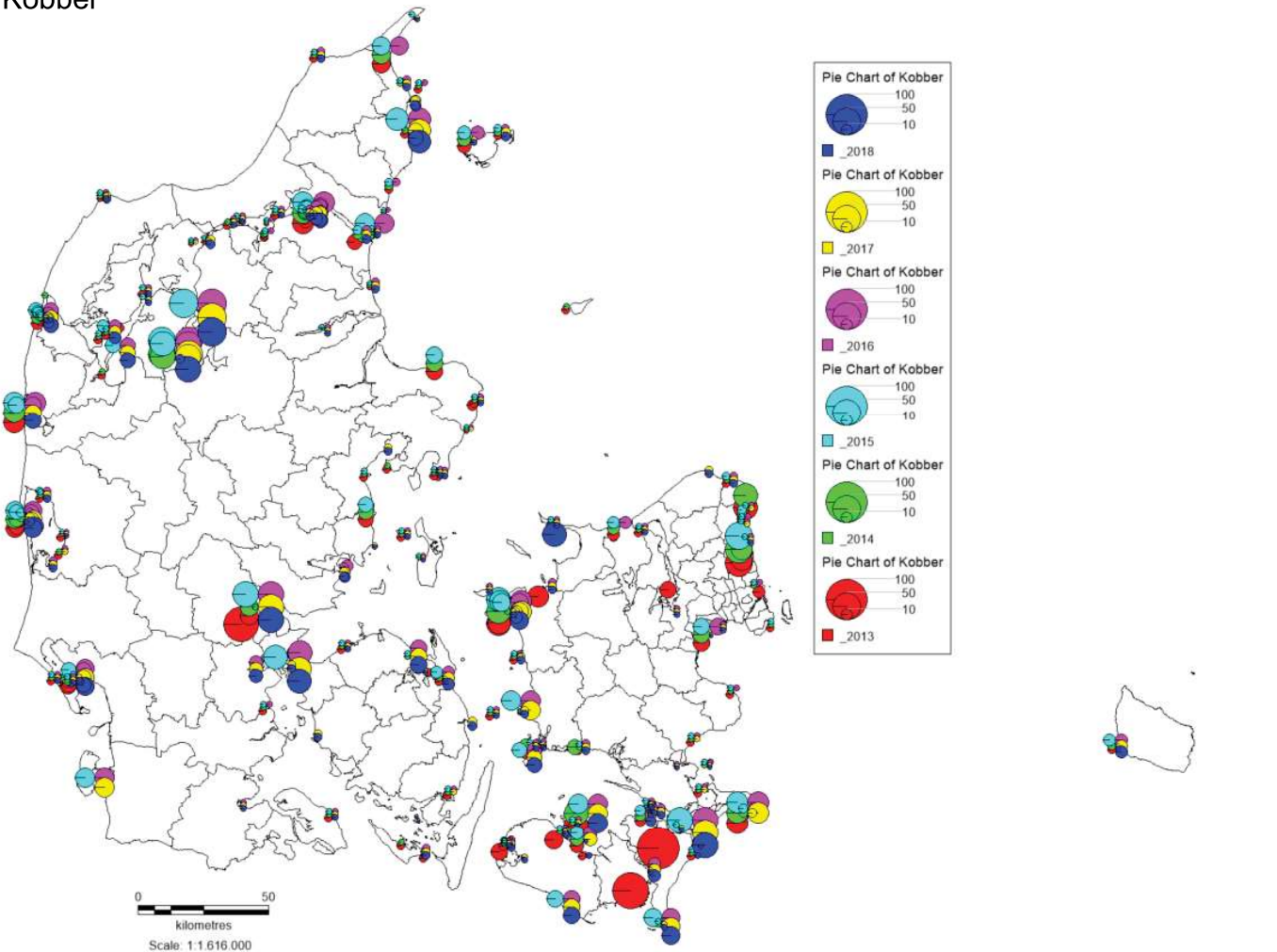
Bly



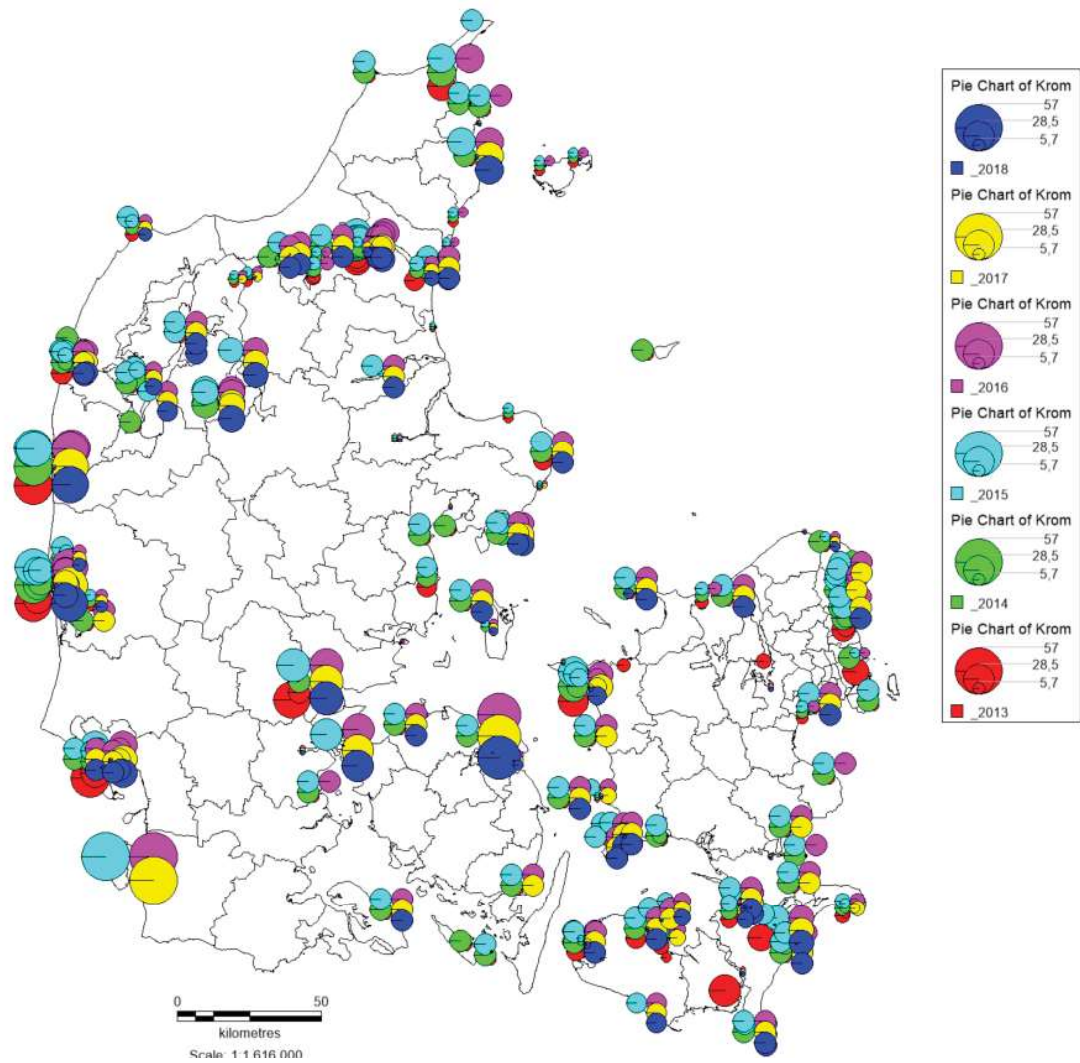
Cadmium



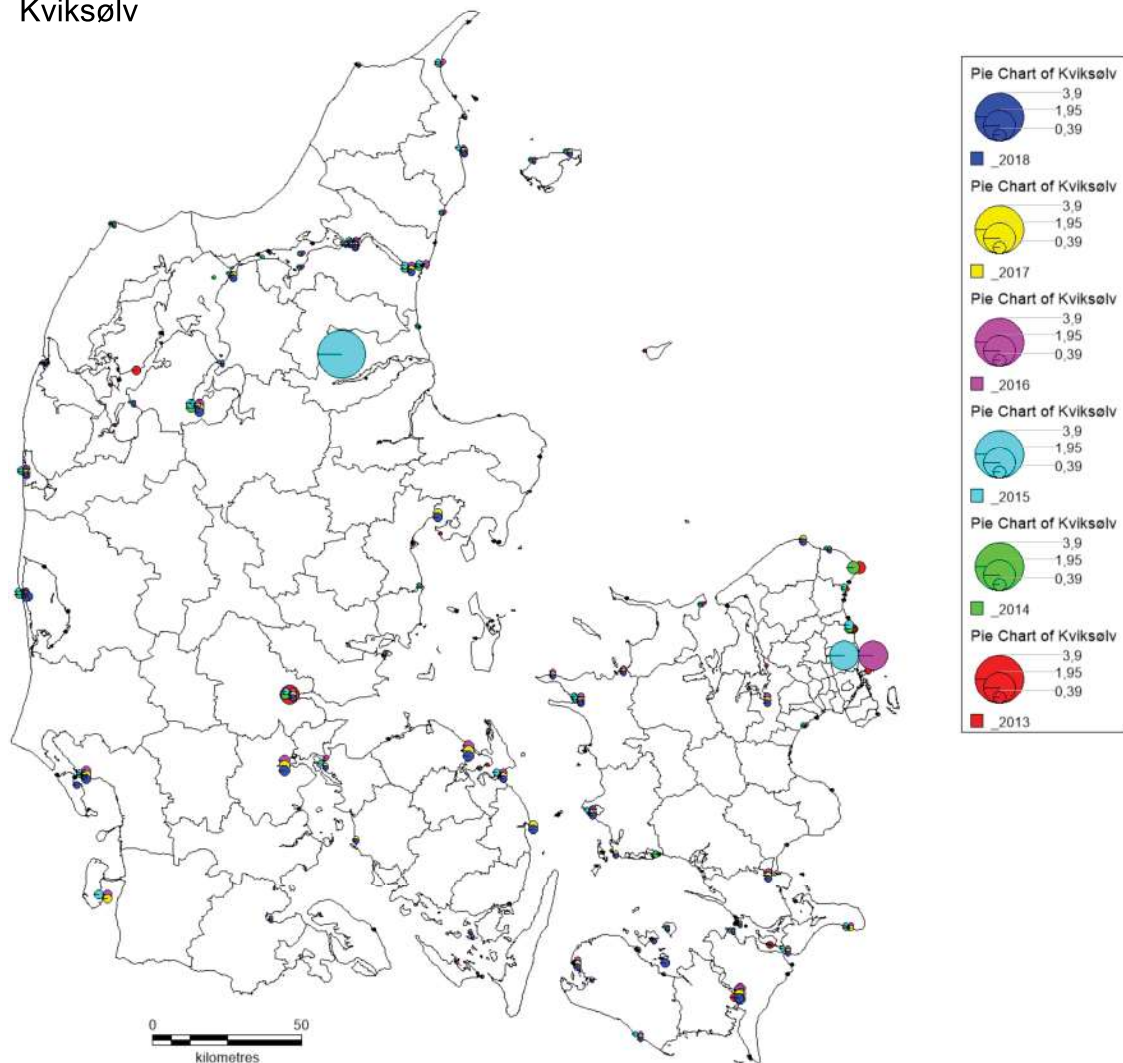
Kobber



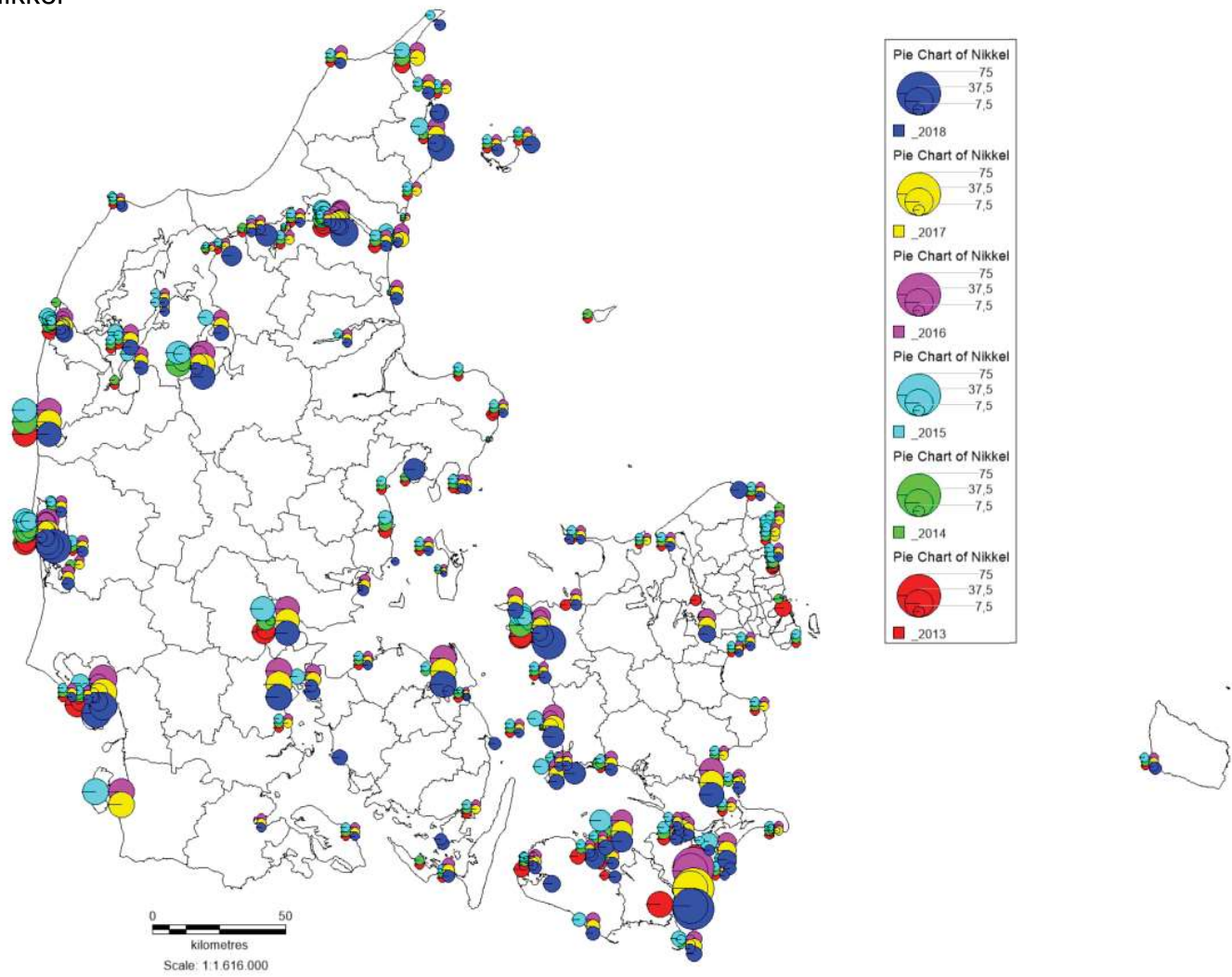
Krom



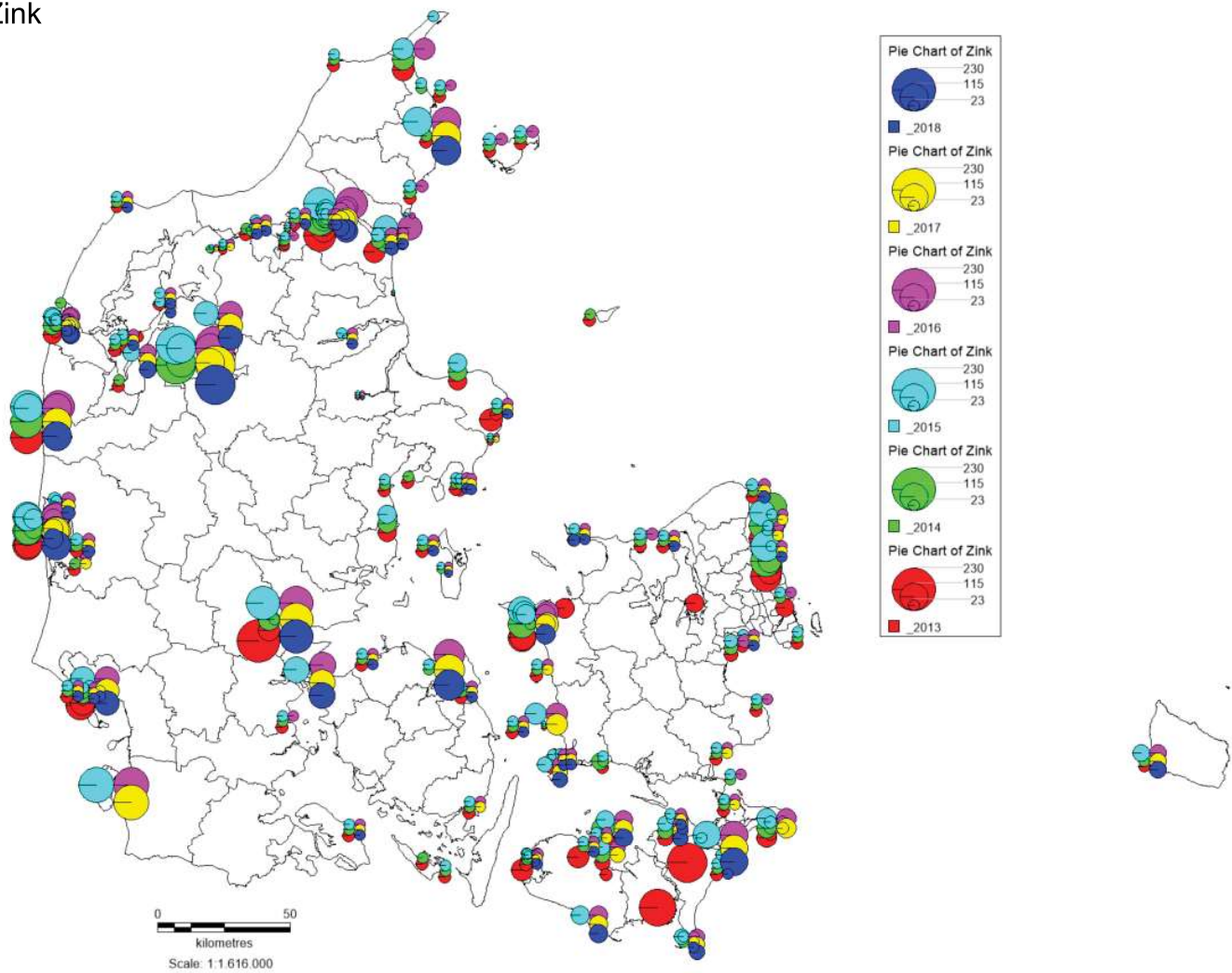
Kviksølv



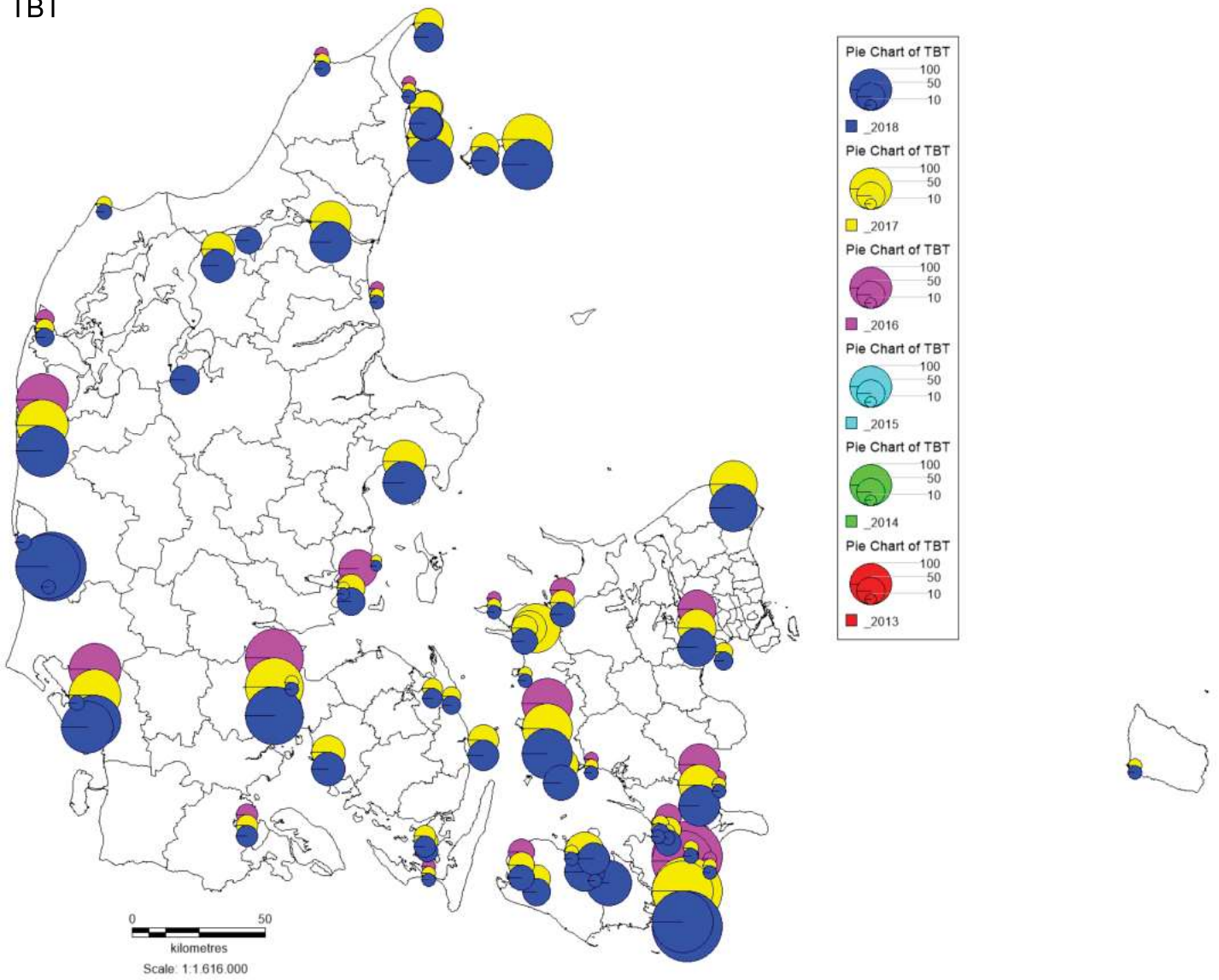
Nikkel



Zink



TBT



Bilag 3. Afstand fra havn til klapplads, spulefelt og deponi

Havn	Klapplads	Afstand til klapplads [km]	Afstand til spulefelt [km]	Afstand til landdeponi [km]
Agersø havn	K_033_02	15,15	38,6	91
Agger Havn og sejltrede til Kasted Å	K_156_14	11,8	13,4	48
Anholt Havn	K_139_01	5,3	94,4	100,4
Askø Havn	k_033_03	19,08	52,2	107,5
Asnæs olieterminal	K_020_01	17,7	54,7	55
Asnæsværket	K_020_01	17,7	54,7	55
Asnæsværkets Kulhavn	K_020_01	17,7	54,7	55
Assens	K_099_01	10,96	40,8	40,8
Asaa Havn	K_155_07	9,66	36,85	43
Attrup Havn	K_156_08	22	36,5	36,5
Attrup lystbådehavn	K_156_09	22	36,5	36,5
Bandholm Havn	K_033_03	22,12	46,4	136,7
Bisserup Havn - Sejltrede	K_033_02	7,6	21,6	118,4
Bisserup Havn - sejltrede	K_033_01	0	21,6	118,4
Bogense Havn & Marina	K_094_01	3,35	47,5	51,5
Bogø havn	K_045_02	11,7	69,1	99
Bogø sejltrede	K_045_02	11,7	69,1	99
Bork Havn	K_132_06	0	17,4	100
Bregør Havn - indsejling	K_088_01	16,1	11,1	11,1
Bøgeskov Fiskerihavn	K_007_03	0	17,8	72,3
Bønnerup Havn	K_141_01	0	50,8	26,1
Bønnerup Havn	K_138_02	0	50,8	26,1
Draget Sejløb	K_156_05	0	24	24
Dragør Havn	K_007_04	22	12,6	60,3
Dybvig Havn Sejltrede	K_033_03	19,2	66,3	146,6
Ebeltoft Færgehavn	K_141_01	3,2	71,7	18,9
Egense Havn - Egense Sejlklub	K_156_11	0	15,2	22,2
Egense lystbådehavn	K_156_04	0	15,2	22,2
Ensted Olieterminal	K_102_01	0	80,9	109,7
Esbjerg Havn	K_121_02/K_121_01	17,6	2	127,4
Esbjerg Havn	K_119_03	17,6	2	127,4
Esbjerg Havn - 5. bassin	K_119_02/K_119_01	17,6	2	127,4
Esbjerg Havn - 5. bassin	K_119_01	17,6	2	127,4

Esbjerg Havn - Sejlrende	K_119_02/K_119_01/K_119_03	17,6	2	127,4
Esbjerg sejlrende	K_119_01, K_119_02	17,6	2	127,4
Esbjerg Strand	K_119_1 & K_119_2	17,6	2	127,4
Esbjerg Østhavn	K_119_01, K_119_02	17,6	2	127,4
Espergærde	K_011_03	0	30,5	9,3
Faxe Ladeplads Havn	K_046_03	7,44	25,3	77,1
Femø Havn	K_033_03	8,8	47,4	128,8
Femø havn	K_034_01/K_034_02	8,8	47,4	128,8
Femø havn	K_034_02	8,8	47,4	128,8
Fjordrenden Hvide Sande Havn	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Flådestation Korsør, klapplads Korsør	K_027_03	0	43	56
Flådestation Korsør-Glænø	K_033_02	0	43	56
Frederikshavn Marina	K_155_05	9,2	37,4	7
Frederikshavn Havn	K_163_04	9,2	37,4	7
Fynshav Bådehavn - Indsejlingen	K_115_01	16,5	121	162
Gedser havn og sejlrende	K_052_01	8,5	17,6	151
Gedser lystbådehavn	K_052_01	8,5	17,6	151
Gilleleje Havn	K_005_02	27,1	35,5	15,3
Gjøl Fiskeri- og Lystbådehavn	K_156_05	6,4	19,6	19,6
Gjøl Havn	K_156_15/16	6,4	19,6	19,6
Glatved havn	K_150_01	14,2	52	2
Glatved moler	K_150_01	14,2	52	2
Glyngøre Havn (sejlrende)	K_156_19	2,2	37,5	16,2
Grenaa Lystbådehavn	K_150_01	5,3	50	22,8
Gyldendal lystbådehavn	K_156_03	0	12,3	18,2
Hals Barre	K_155_09	12,5	15,5	18
Hanstholm Havn	K_161_03	3,5	1	90
Hanstholm Havn Bassin 4	K_161_03	3,5	1	90
Haverslev Havn	K_156_09	15	34	33
Havnsø Havn	K_028_02	15	28	16
Hejlsminde Bådelaug	K_099_01	25,4	73	78,5
Helsingør Nordhavn	K_011_03	3,5	31,5	7,3
Hesnæs	K_044_02	14,8	18,1	120
Hesnæs havn	K_044_03	8,2	18,1	120
Hirsholm Havn	K_155_12	55,5	9	11,2

Hirtshals havn	K_162_01	2,5	1,5	18
Hirtshals Sejlrende	K_162_01	2,5	1,5	18
Hjarnø Havn	K_122_02	0	13,5	95
Hjortø Sejlrende	K_091_02	12,4	58	58
Hornbæk havn	K_013_01	2,8	51	4,5
Hou Havn	K_143_03	20,4	30	61
Hou Lystbådehavn	K_155_08	7	25	33
Humblebæk Havn - Sejlrende	K_011_01	5	30	11
Hundige havn	K_007_01	6,6	17	62
Hvalpsund Havn	K_157_01	9,2	77	68
Hvide Sande Fjordrende	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Hvide Sande Havn	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Hvide Sande Havn - Nord- og Sydhavnsbassiner	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Hvide sande havn, Tyskerhavnen	K_132_01	3,34	20,6	92,3
Højsteneløbet	K_091_02	11	109	62
Hårbølle havn	K_044_02	16,6	69	110
Jegindø fiskerihavn	K_156_03	18	20	150
Jegindø Havn	K_156_03	18	20	150
Jyllinge Lystbådehavn	K_005_01	7,31	10	45
Kalundborg havn	K_020_01	15,7	40,5	35
Kalundborg Ny Vesthavn	K_020_01	15,7	40,5	35
Kalvø Havn	K_102_01	40	30	30
Kanal i Vejle Lystbådehavn	K_164_01	27	24	80
Kerteminde marina	K_096_01	3,6	60	60
Kerteminde Trafikhavn	K_096_01	3,6	60	60
Kerteminde Trafikhavn og Marina	K_096_01	3,6	60	60
Klintholm Havn	K_044_01	3,5	82	123
Klintholm Havn - Vestmole	K_044_01	3,5	82	123
Kolding Havn	K_164_01	20	1	67
Korsør havn, yderhavnen	K_027_03	0,4	85,7	85,7
Korsør Lystbådehavn	K_027_02	1,1	85,7	85,7
Kragenæs Havn	K_033_03	1,5	43,4	135
Kragenæs havn	K_034_01	1,5	43,4	135
Kragenæs havn indsejling	K_034_01	1,5	43,4	135
Kragenæs havn, gamle havnebassin	K_033_03	1,5	43,4	135

Kragenæs havn, indsejling	K_034_02	1,5	43,4	135
Kragenæs sejlrende	K_034_01	1,5	43,4	135
Kriegers Flak	K_046_03	1,5	43,4	135
Kulhuse Havn - Sejlrende	K_024_01	8,8	30	30
Kulhuse sejlrende	K_005_02	8,8	30	30
Københavns Nordhavn	K_010_01/02	14,5	0,6	45,6
Løgstør Grunde	K_156_10	2,2	54	54
Løgstør Kanalhavn	K_156_10	6	50	50
Løgstør Vester Bådhavn og Kanalhavn	K_156_10	6	50	50
Marbjerg Løb	K_156_10	20	37	37
Mariager fjord (sejlrende)	K_155_11	43	69	69
Mariager fjord Sejlrende	K_155_11	43	69	69
Marina Fjordpark Nørresundby	K_156_17	5	11	7
Marstal sejlrende	K_091_01	10	62	185
Masnedø Gødningshavn	K_033_04	4	46	155
Masnedø Havn	K_033_04	4	46	155
Masnedø Kalv arkæologi	K_033_03b	4	46	155
Masnedø Marinecenter	K_045_01	4	46	155
Masnedø Østflak	K_033_03b	4	46	155
Middelfart	K_164_01	20,5	85	85
Middelfart marina	K_164_02	20,5	85	85
Mosedede	K_007_01	22	12	55
Mosedede	K_007_02	4	12	55
Mou lystbådehavn	K_156_04	0,3	12	17
Nakskov Fjord	K_050-01	15	1	151
Nibe Havn	K_157_01	8	30	30
Nibe Havn	K_156_05	8	30	30
Nivå Havn - Sejlrenden	K_011_01	3	25	14
Nordby Havn Fanø	K_119_02	20	6	130
Nordhavnen	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Nordre Bådehavne Nørresundby	K_156_17	1	6	7
Norsminde Lystbådehavn	K_143_03	12	49	68
Nyborg NCC	K_095_01	7,8	83	83
Nykøbing Falster lystbådehavn	K_033_03	30,5	9	9
Nykøbing Falster lystbådehavn	K_052_01	30,5	9	9

Nykøbing Mors Havn	K_156_02	6	42	48
Nykøbing Mors havn	K_156_19	6	42	48
Nyord Havn	K_046_01	17	80	138
Nyt Løb / Hestehoved Dyb	K_045_03	1,8	64,2	64,2
Nyt løb, Grønsund	K_044_02	1,8	64,2	64,2
Odden fiskerihavn	K_032_01	21	62	32
Odden Færgehavn	K_028_01	21	62	32
Odden Havn	K_032_01	21	62	32
Omø havn	K_033_02	15	95	95
Orehoved havn	K_033_03	13	44	44
OST Nord fase 3 + 5	K_088_02	23	13	13
Otterup lystbådehavn	K_088_02	28	15	15
Præstø Havn	K_046_03	19	69	118
Randers Havn, Barren	K_138_01	37,5	0	0
Reersø Havn	K_027_001	7	71	71
Reersø Havn	K_027_01	7	71	71
Ringkøbing havn	K_132_02	1,1	30	78
Ringkøbing havn, sejltrede	K_132_02	1,1	30	78
Roskilde Fjord forbindelsen	K_005-02	62	20	74
Rungsted Havn - Havnebassin	K_011_01	6	20	23
Rungsted Havn - Sejltrede	K_011_2	6	20	23
Rødby havn & sejltrede	K_051_01	6	32	55
Rømø havn, søndre bassin	K_111_01	1	65	163
Rønne	K_058_01	4,7	146	175
Rønne Havn	K_058_01	4,7	146	175
Rørvig Havn - Havnebassin	K_024_01	1,5	26,5	28,3
Røsnæs Havn	K_028_02	13	56	56
Sandhage Rende	K_046_01	4,4	58	136
Sandhage rende (Bøgestrømmen)	K_046_01	4,4	58	136
Sejltrede øst om Masnedø	K_033_03B	4,4	58	136
Sillerslev Havn - Sejltrede	K_156_03	5	14	22
Skagen Havn	K_155_02	2	55	29
Skagen havn sejltrede	K_132_05	0,5	8	110
Skive jollehavn	K_157_01	21	10	28

Skive Søsports Havn	K_157_01	21	10	28
Skudehavnen Nørresundby	K_156_17	2	10	10
Skødshoved Bro Jollehavn	K_147_01	30	47	62
Skårupøre Bådelaug	K_090_01	6	106	106
Sletten	K_011_01	3,5	27	23
Slotsbryggen	K_033_03 Kogrund	32	7	7
Slunden og Fanø Lo	K_121_02/K_121_01/ K_119_02/K_119_01	2	4	147
Slunden og Fanø Lo	K_121_01, K_121_02, K_121_03	2	4	147
Snaptun Havn	K_126_01	7	14	60
Snaptun Lystbådehavn	K_126_01/K_122_02	7	14	60
Sprogø Havn	K_027_02	10	78	78
Statoil Refining Denmark A/S	K_020_01	17	65	65
Stauning havn	K_132_03	1,5	16	84
Stignæs havn	K_033_02	14	95	95
Stignæs Kulhavn	K_033_02	14	95	95
Strandby Havn	K_155_12	8	80	6
Sæby havn	K_155_01	5	100	15
Sæby Havn	K_155_01	5	100	15
Sælhundeholm Løb	K_156_17	4	3	71
Sælhundeholm Løb	K_156_14	4	3	71
Sælvig havn	K_143_01	10	45	61
Søndre Løb (sejlrende mellem Marstal og Østersøen)	K_091_01	6	65	135
Tambohuse Naturhavn	K_156_03	33	17	65
Thorsminde Havn	K_133_01	2	37	80
Thorsminde Jollehavne	K_133_01	2	37	80
Thorsminde Vesthavn	K_133_01	2	37	80
Thyborøn Agger færgehavn	K_156_14	2,3	2,3	78
Thyborøn færgeleje	K_156_14	2,3	2,3	78
Thyborøn havn	K_156_14	2,3	2,3	78
Thyborøn Havn	K_161_02	2,3	2,3	78
Thyborøn Havn - Kølevandskanalen	K_156_14	2,3	2,3	78
Thyborøn Havn - Yderhavn og Sejløb til Sydhavn	K_156_17	2,3	2,3	78

Thyborøn industrihavn	K_156_14	2,3	2,3	78
Thyborøn Kanalen	K_156_14	2,3	2,3	78
Toreby Sejlklub	K_033_03	33	10	10
Tuborg sydhavn	K_011_02	17	2,3	45
Tunø Havn	K_143_02	2	44	55
Tyskerhavn, Hvide Sande	K_134_01	3,34	20,6	92,3
Taar færgehavn	K_050_01	6	0	112
Tårs Fiskeri- og Lystbådehavn	K_050_01	6	0	112
Tårs fiskeri- og lystbådehavn - havnebassin	K_050_01	6	0	112
Tårs Fiskeri- og Lystbådehavn - sejlrende	K_050_01	6	0	112
Tårs Færgehavn	K_050_01	6	0	112
Vedbæk Havn	K_011_02	3	16	28
Vedbæk Havn - Havnebassiner	K_011_02	3	16	28
Vedbæk Havn - Havnebassiner	K_006_01	3	16	28
Vedbæk Havn - Sejlrenden	K_006_01	3	16	28
Vejle Havn	K_164_01	10	80	82
Vejle havn - Kirk Kapital	K_164_01	10	80	82
Venø Havn	K_156_03	37	3	42
Vesterø	K_163_02	5,5	76	76
Vestre Bådehavn	K_091_03	19	65	140
Vestre Bådehavn Nørresundby	K_156_17	2,3	8	8
Vordingborg Vesthan udvidelse	K_033_04	2	45	58
Vordingborg vesthavn	K_033_04	2	45	58
Øer Maritime Havn	K_141_03	1	75	26
Øster Hurup Havn	K_155_10	11	40	40
Østerby	K_163_03	8	95	95
Aalborg Havn	K_156_15/K_156_16	1	8	8
Aalborg havn A/S	K_156_15/16	1	8	8
Aalborg Nørresundby fritidshavne	K_156_17	1	8	8
Ålbæk Havn	K_155_03	6	13	25
Aarhus Havn	K_141_02	44	63	65

Bilag 4. Tal der indgår i økonomisk beregning vedr. klapning

Oprensning – Slæbesugning				
Ydelse	Mængde/strækning	Enhed	Bemærkninger	Kilder
Mængde	100.000	m ³		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Sejlads (fra oprensning til klapplads eller nærmeste havn)	>15	sømil		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Pris pr. m ³ for oprensning	31,3*	kr./m ³		Kilde: "Bortskaffelses af havnesediment", Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll, s. 45
Pris i alt for oprensning af 100.000 m ³	3,1	mio. kr.		
Administrative omkostninger for erhvervet				
Ansøgning om tilladelse til oprensning	30 (20-50)	timer	Meget forskelligt fra opgave til opgave	
Timepris for erhvervet	800	kr./time	Kan varierer alt efter den enkelte rådgiver	https://bygga.dk/raadgivende-ingenioerer/
Administrative omkostninger i alt	24.000	kr.	Bruger her 30 timer, men det kan variere.	
Omkostninger til analyse af sediment	4.000	kr./prøve	Erfaringstal, prøvetagning osv. inkluderet	
Antal prøver pr. m ³	40.000	Kr.	Ved 10 prøver	
Bortskaffelse af oprenset materiale				
Klapning direkte på havbunden				
Ydelse	Mængde/strækning	Enhed	Bemærkninger	Kilder
Mængde	100.000	m ³		
Transport				
<i>Sejlads ud til klappladsen</i>				
Afstand til klapplads	10	km	Gennemsnit fra afstandsberegning	
Pris for transport	2	kr./km/m ³		Pris oplyst af Rohde-Nielsen
Pris i alt for sejlads	2	mio. kr.		
Afstand til klapplads	> 1	Sømil		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Etablering af klapplads (direkte på havbunden)				
Pris pr. klappet m ³	15,3*	kr./m ³		Kilde: "Bortskaffelses af havnesediment", Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll, s. 45
Pris i alt for klapning af materialet	1,5	mio. kr.		
Deponering i spulefelt				
Ydelse	Mængde/strækning	Enhed	Bemærkninger	Kilder
Sedimentet sendes til spulefelt				
Mængde	100.000	m ³		
Transport				
Sejlads	1664,4*	kr./time		Kilde: "Bortskaffelses af havnesediment", Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll, s. 45

Antal timer for sejlads, idet spulefelter ofte er placeret tæt på opgravningsstedet	2,0	timer		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Antal sejladses ved pramkapacitet 1000 m ³	100			Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Pris i alt for sejlads	0,33	mio. kr.		
Afstand til spulefelt	>1	sømil		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Pris for transport fra oprensningssted til spulefelt	13,5	kr./m ³		
Indeksreguleret pris pr. klappet m ³	18*	kr./m ³		Kilde: "Bortskaffelses af havnesediment", Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll, s. 45
Pris i alt for transport fra oprensningssted til spulefelt	1,8	mio. kr.		
Spulefelt				
Pris for indpumpning (monteret rørledning)	15,3*	kr./m ³		Kilde: "Bortskaffelses af havnesediment", Miljøprojekt nr. 663, 2001, Rambøll, s. 45
Pris i alt for deponering i spulefelt	1,5	mio. kr.		
Etablering og drift af spulefelt				
Etablering	13,3*	kr./m ³		
Kapacitet	100.000	m ³		
Drift	4,7	kr./m ³		
Omkostninger i alt for etablering og drift	1.8	mio. kr.		
Administrative omkostninger for erhvervet				
Udarbejdelse af ansøgning om MGK	60	timer		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Udarbejdelse af VVM-oplysninger	90	timer		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Administrative omkostninger i alt for erhvervet	120.000	kr.		
Landdeponi uden behov for ekstra rensning af perkolat				
Ydelse	Mængde/strækning	Enhed	Bemærkninger	
Sedimentet sendes til landdeponi				
Mængde	100.000	m ³		
Omlosning				
Omlosning fra pram til lastbil	30*	kr./m ³		
Udgifter i alt til losning	3	mio. kr.		
Transport				
<i>Kørsel</i>				
Afstand fra losningssted til deponi (i lastbil) (+ returkørsel)	50	km		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019

Kapacitet pr. lastbil	20	m ³		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Antal km i alt i lastbil (+ returkørsel)	500.000	km	Der skal også indregnes tom returkørsel	
Pris pr. km	4*	Kr.		
Pris for kørsel i alt	2	mio. kr.		
Deponering				
Deponering på losseplads	149,1*	kr./m ³		
Pris i alt for deponering	14,9	mio. kr.		
Etablering af deponi på land				
Etablering	775	kr./m ²	Min: 720 kr./m ² , Max: 870 kr./m ² gennemsnit: 775 kr./m ² (COWU erfaringstal)	
Areal krævet, hvis sediment stakkes i 2 m højde	50.000	m ²		
Kapacitet	100.000	m ³		
Omkostninger i alt for etablering og drift	39	mio. kr.	Meget lavt tal – set priser op til 500 mio kr	
Afgift til staten				
Afgift	475	kr./ton		https://www.retsinformation.dk/eli/Ita/2020/503
1 ton sediment svarer til	0,56	m ³	1000 m ³ svarer til ca. 1.800 tons	Kilde: Tilladelse til opgravning af sediment i Hobro Havn, 2019.
Tons i alt der skal svares afgift af	178.571	tons		
Afgift der i alt skal betales	84,82	mio. kr.		
Administrative omkostninger for erhvervet				
Udarbejdelse af ansøgning om MGK	60	Timer		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Udarbejdelse af VVM-oplysninger	90	Timer		Kilde: MST, svar på bestilling modtaget d. 20/8 2019
Administrative omkostninger i alt for erhvervet	120.000	Kr.		

*indeksreguleret i forhold til 2019 tal, Kilde: Statistikbanken.dk, PRIS115, hentet d. 16/6 2019.

[Bagside Overskrift]

[Bagside Tekst]



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk