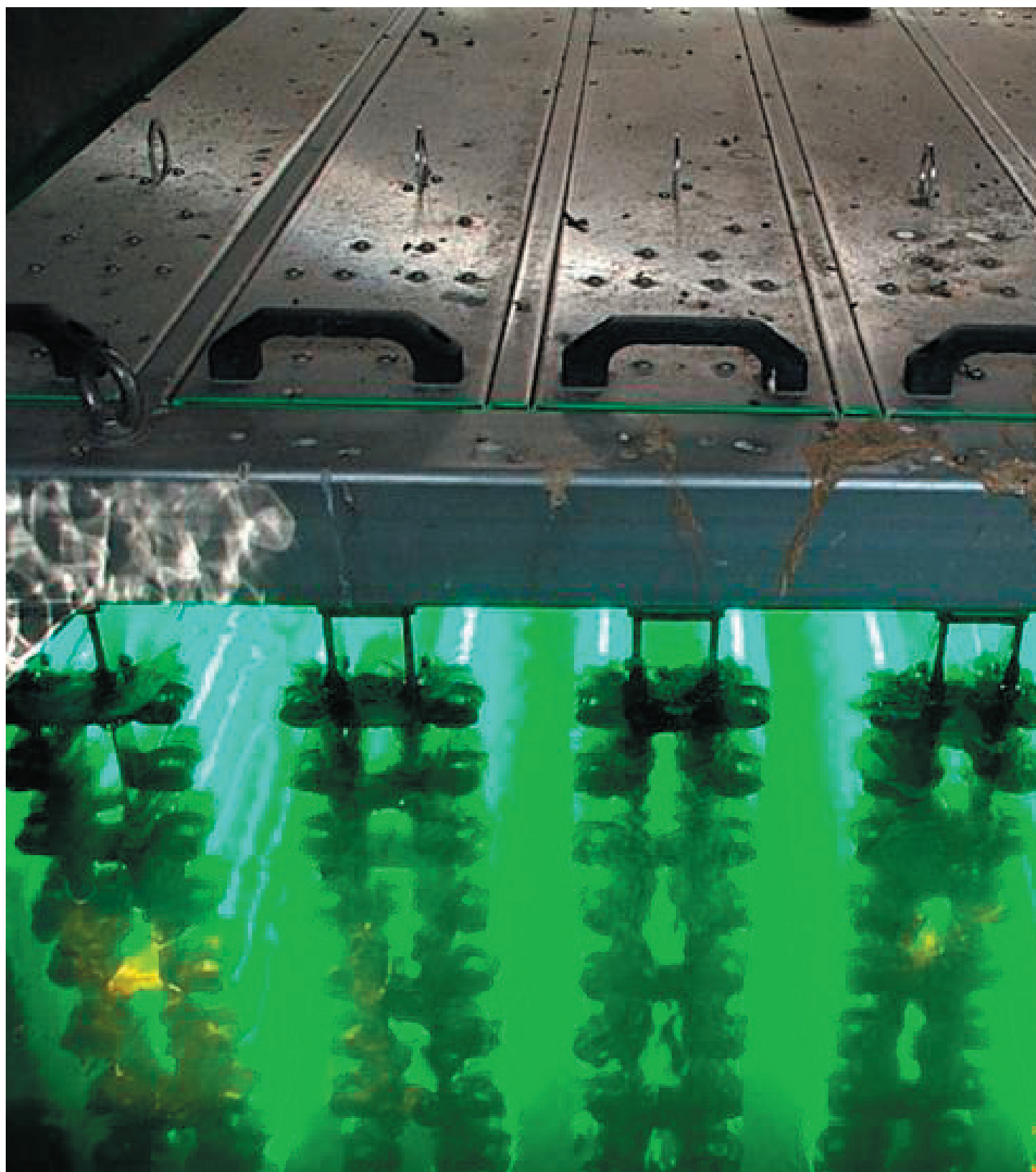


Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand

DANVA Forsknings- og Udredningsprojekt nr. 2



DANVA
Dansk Vand- og
Spildevandsforening



DANVA, Miljøstyrelsen,
Lynettefællesskabet og Spildevandscenter
Avedøre

Videregående
renseteknologier for
kommunalt spildevand

DANVA, Miljøstyrelsen, Lynettefællesskabet
og Spildevandscenter Avedøre

Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand

Maj 2006

Jes Clauson Kaas (COWI)
Flemming Dahl (COWI)
Ole Dalgaard (COWI)
Linda Høibye (COWI)
Jesper Kjølholt (COWI)
Henrik Wenzel (Wenzel Aps)
Henrik Fred Larsen (IPU)

Det skal bemærkes, at konklusionerne i denne rapport ikke nødvendigvis er et udtryk for DANVA, Miljøstyrelsen, Spildevandscenter Avedøre og Lynettefællesskabet's synspunkter.

Indholdsfortegnelse

Forord 6

1	Indledning	12
2	Behov for avanceret rensning	13
3	Behandlet spildevand i Danmark	15
3.1	Forureningskomponenter i dansk spildevand	15
3.2	Renseanlæg	17
3.3	Rnseteknologier	18
3.4	Sammenfatning	19
4	Stoffer og stofgrupper	20
4.1	Tungmetaller	20
4.1.1	Opløselighed og udfældning af tungmetaller	21
4.1.2	Opløste metalkomplekser	22
4.1.3	Adsorption og optagelse i organisk stof	22
4.1.4	Tungmetalfordeling i praksis	22
4.2	Sundhedsskadelige mikroorganismer	24
4.3	Hormonforstyrrende stoffer	25
4.3.1	Typer af østrogene stoffer	25
4.3.2	Stoffernes østrogene aktivitet	26
4.3.3	Østrogenerens forekomst, opførsel og fjernelse i rensenanlæg	26
4.4	PAH	29
4.5	DEHP	29
4.6	Detergenter	30
4.6.1	Fire grupper af detergenter	30
4.6.2	Væsentlige miljøegenskaber	31
4.6.3	LAS	31
4.6.4	Nonylphenol(ethoxylater)	32
4.7	Sammenfatning	32

5	Screening af renseteknologier	33
5.1	Sandfiltrering	33
5.2	Aktivt kul filtrering	34
5.3	Membranfiltrering	35
5.4	Membran BioReaktorer	37
5.5	Ozonbehandling	37
5.5.1	Desinfektion af spildevand	37
5.5.2	Nedbrydning af svært nedbrydeligt organisk stof	38
5.6	UV behandling	38
5.7	Andre iltningsmetoder	39
5.7.1	Kloring af organiske stoffer	39
5.7.2	Iltning med brintperoxid	40
5.7.3	Fenton oxidation	40
5.7.4	Fotokemisk oxidation	40
5.7.5	Andre iltningsmetoder med hydroxylradikaler	41
5.8	Sammenfatning	43
5.9	Fordele og ulemper	44
6	Udvalgte renseteknologier og stoffer/stofgrupper	45
6.1	Stoffer/stofgrupper	45
6.2	Renseteknologier	46
6.2.1	Sandfiltrering	47
6.2.2	Ozon behandling	51
6.2.3	UV behandling	54
6.2.4	UV i kombination med oxidationsmidler	56
6.2.5	Membran BioReaktor (MBR)	59
6.3	Forventede rensegrader	62
6.4	Ressourceforbrug	63
6.5	Energiforbrug	64
6.6	Kemikalieforbrug	65
6.7	Sammenfatning	65
7	Miljøvurdering	67
7.1	System modellering og afgrænsning	67
7.1.1	Funktionel enhed	67
7.1.2	Systemmodellering - metode	68
7.1.3	Geografisk, tidsmæssig og teknologisk afgrænsning	69
7.1.4	Systembeskrivelse og afgrænsning	69
7.2	Opgørelse	72
7.3	Vurdering	74
7.3.1	Karakterisering	76
7.3.2	Normalisering og vægtning	68

7.4	Fortolkning og konklusion	86
8	Konklusion	87
8.1	Projektafgrænsning	87
8.2	Vurderinger	88
8.2.1	Teknisk vurdering	88
8.2.2	Økonomisk vurdering	89
8.2.3	Miljøvurdering	89
8.3	Manglende viden	91
8.4	Sammenfatning	92
9	Referencer	94

Bilagsfortegnelse

Bilag 1: Baggrundsmateriale til valg af rensegrader mv.

Bilag 2: Litteratursøgning

Bilag 3: Datagrundlag for estimering af effektfaktorer

Bilag 4: Inddragelse af miljøpåvirkninger fra hormonforstyrrende stoffer (EDS) i UMIP

Forord

Denne rapport beskriver resultatet af projektet ”Videregående renseteknologier for kommunalt spildevand”. Dette indeholder en teknisk/økonomisk og miljø-/ressourcemæssig vurdering af bæredygtigheden af udvalgte renseteknologier.

Projektet er udført af COWI A/S i samarbejde med Institut for Produktudvikling (IPU), DTU og Henrik Wenzel som konsulent. Ideen til projektet har taget afsæt i en temadag ”Nye/avancerede renseteknologier for miljøfremmede stoffer og sundhedsskadelige mikroorganismer i spildevand” arrangeret af DANVA 25. oktober 2004. Der blev her præsenteret en række renseteknologier samt en metodik til at vurdere disses bæredygtighed.

Finansieringen er foretaget i fællesskab mellem DANVA, Miljøstyrelsen, Lynettefællesskabet I/S og Spildevandscenter Avedøre I/S. Dette omfatter en bevilling fra DANVA’s konto for Forskning og Udredning, Miljøstyrelsens midler til undersøgelses- og udredningsprojekter og fra Lynettefællesskabet’s og Spildevandscenter Avedøre’s fælles udviklingspulje.

En følgegruppe bestående af:

Helle Katrine Andersen, DANVA
Lis Morthorst Munk, Miljøstyrelsen
Kim Rindel, Lynettefællesskabet I/S
Bo Neergaard Jacobsen, Spildevandscenter Avedøre I/S (formand)
Peter Brun Madsen, Hørsholm Kommune
Helle Strandbæk, Aalborg Kommune
Henrik Wenzel, konsulent
Henrik Fred Larsen, IPU
Jes Clauson-Kaas, COWI A/S (projektleder)
Linda Høibye (COWI)
Henrik Rasmus Andersen, DTU og Orbicon, som repræsentant for Hørsholm Kommunes APOP-projekt

har deltaget i projektets gennemførelse i form af bidrag med datamateriale, diskussion af indhold og fremdrift på 4 arbejds møder og kommentering af rapportudkast.

Rapportens teknisk/økonomiske gennemgang af de videregående renseteknologier vil være direkte anvendelig for de kommunale kloakforsyningers overve-

jelser om foreliggende muligheder for at rense kommunalt spildevand udover Vandmiljøplanens og Byspildevands direktivets krav til rensningen. De miljø-/ressourcemæssige vurderinger af udvalgte renseteknologier for miljøfremmede stoffer baserer sig på værktøjer som er kendt inden for livscyklusvurderinger (LCA), men som er relativt nye for anvendelse i spildevandssektoren.

De gennemførte vurderinger er baseret på kendt viden og data, der har været til rådighed for projektet. Der arbejdes ikke kun i Danmark men også internationalt med udvikling af videregående renseteknologier, opbygning af driftserfaringer fra demonstrationsanlæg, udvikling af metoder for risikovurderinger og overvejelser om hvorledes myndighedsreguleringen af f.eks. EU's Vandrammedirektiv skal udmøntes.

På vegne af følgegruppen udtrykkes et håb om, at rapporten kan være en nyttig platform og til inspiration for alle aktører i spildevandssektoren.

Resumé

I EU's Vandrammedirektiv (VRD) (2000/60/EF) er der lagt op til en indsats over for miljøfremmede stoffer i vandmiljøet, som forventes udmøntet konkret i et kommende datterdirektiv til VRD. Sandsynligvis vil der bl.a blive fastsat vandkvalitetskrav for de 33 såkaldte prioriterede stoffer, der er defineret i Parlamentet og Rådets beslutning nr. 2455/2001/EF. Desuden forventes det som følge af datterdirektivet at der fastsættes krav vedrørende kontrol og nedbringelse/ophør af udledninger og andre tilførsler til vandmiljøet.

De forventede kommende krav kan bevirke, at visse renseanlæg måske skal forbedre rensningen. Der kan derfor blive behov for at etablere avancerede renseforanstaltninger som f.eks. ozon, UV, sandfiltrering mv.

Der er mange aspekter, der skal vurderes, når en avanceret renseteknologi udvælges. Det gælder både de tekniske, økonomiske og miljømæssige forhold, som hver især kan spille en stor rolle for valget af renseteknologi.

I dette projekt foretages helhedsvurderinger af udvalgte renseteknologier, hvormed det er muligt at anvende projektet som et værktøj ved udvælgelse af den mest fordelagtige avancerede renseteknologi. Hermed inddrages renseteknologiernes bæredygtighed, hvormed de opnåelige miljøfordele afvejes imod de tilhørende ulemper ved energi- og ressourceforbrug til anlæg og drift af videregående rensning. Arbejdsmiljømæssige aspekter og miljøbelastning ved udledning af sundhedsskadelige mikroorganismer er ikke vurderet.

Den danske spildevandssektor har igennem de sidste årtier været stærkt præget af en øget centralisering og en forbedret renseeffekt på de mere avancerede renseanlæg. I 2004 renses således langt størstedelen af spildevandet på MBDN(K) anlæg på over 10.000 PE. Spildevandsrensningen på forholdsvis store MBDN(K) anlæg med slamforbrænding er valgt som basis for at vurdere de videregående renseteknologier.

Der er foretaget en gennemgang af følgende udvalgte miljøfremmede stoffer samt deres fjernelse i kommunale renseanlæg målt i nationale overvågningsprogrammer NOVA2003 og NOVANA:

- Tungmetaller(Cd, Pb og Ni)
- Sundhedsskadelige mikroorganismer(E.coli, Enterokokker, Coliforme bakterier)
- Hormonforstyrrende stoffer(17 α -ethinyløstradiol og det naturlige østrogen, 17 β -østradiol)
- PAH
- DEHP
- Detergenter (LAS & NPE)

Følgende renseteknologier er udvalgt for viderebehandling af rensed spildevand og beskrevet m.h.t renseeffekt, ressourceforbrug og økonomi.:

- Sandfiltrering
- Membran Bio Reaktor
- Ozonbehandling
- UV behandling
- UV i kombination med oxidationsmidler

Andre iltnings metoder (ren ilt, brintperoxid etc.), aktiv kul filtrering samt membranfiltrering er kun kort beskrevet.

Et overslag over de samlede omkostninger (drift- og anlægsomkostninger ekskl. moms) for de fem avancerede renseteknologier er opgjort til følgende:

Rensemetode	Pris [kr/m ³ rensed spildevand]
Sandfiltrering	0,35
Ozonbehandling	0,20
UV behandling til desinfektion	0,12
UV i kombination med oxidationsmidler	
- Ozon efterfulgt af UV	0,12
- UV og ozon	0,30
- UV og brintoverilte	0,51
MBR	0,65

Sandfiltrering er den avancerede renseteknologi, der har den mindste potentielle miljøpåvirkning ved fjernelse af de udvalgte tungmetaller, hormonforstyrrende stoffer samt organiske miljøfremmede stoffer. Dvs. at forskellen mellem de inducerede og de undgåede miljøpåvirkninger er størst.

En af de vigtigste årsager til, at ozonbehandling og MBR har større potentiel miljøpåvirkning end sandfiltrering i dette projekt skyldes energiforbruget med den deraf følgende miljøpåvirkning.

Et scenarie, der vil pege i retning af mindre undgåede miljøpåvirkninger, vil være udbringning af slam på landbrugsjord. Herved vil f.eks. tungmetallerne bidrage til økotoksiciteten for jord.

Summary

EU's Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EF) includes interventions to reduce environmental toxic compounds in the water environment, which are expected to be formulated in the coming new daughter directive to the WFD. It is expected that water quality demands will be formulated for 33 prioritized compounds, which are defined in the parliament and council decision no. 2455/2001/EF. Further, the daughter directive is expected to demand on control and reduction of discharges to the water environment.

When new effluent criteria are defined, many of the existing wastewater treatment plants will have to improve their treatment efficiency. Therefore, there will be a need to establish tertiary treatment like ozonation, ultra violet treatment, sand filtration, etc.

There are many aspects to be taken into consideration when advanced treatment technology is to be selected. It includes technical, economical and environmental conditions, where each can have a major impact on the selection.

This project comprises a holistic appraisal of selected treatment technologies, whereby it is possible to use the method for selection of the best available technology. The sustainability of the treatment technologies are included where the advantages to the environment are evaluated against the consumption of energy and resources for establishing and operating the treatment technology. Occupational hazards and environmental impacts from discharges of disease carrying microorganisms are not included.

Wastewater treatment in Denmark has during the last decade been through a process of more centralisation including improved treatment efficiency on more advanced wastewater treatment plants. In 2004, most of the wastewater in Denmark is treated on MBDN(K) wastewater treatment plants with a capacity of more than 10,000 p.e. Wastewater treatment plants with sludge incineration are selected as a basis for evaluating the selected tertiary treatment technologies.

The following environmental toxic compounds are selected including their possible reduction in municipal wastewater treatment plants based on the national surveillance programme NOVA2003 and NOVANA:

- Heavy Metals (Cd, Pb, Ni)
- Disease carrying microorganisms (E.coli, Enterococco, Coliform bacteria)
- Endocrine disruptors (17 α -ethinylestradiol and the natural oestrogen, 17 β -estradiol)
- PAH
- DEHP
- Detergents (LAS & NPE)

The following tertiary treatment technologies are selected and described concerning removal efficiency, resource consumption and cost:

- Sand filtration
- Membrane Bio Reactor (MBR)
- Ozonation
- UV treatment
- UV in combination with oxidation

Other methods of using oxidation (pure oxygen, hydrogen peroxide, etc.), activated carbon filtration and membrane filtration are only briefly described.

A cost estimate of the total expenses (capital and operational costs excluding VAT) for the five tertiary treatment technologies are as shown in the following table:

Treatment technology	Cost [DKK/m³ treated wastewater]
Sand filtration	0.35
Ozonation	0.20
UV treatment for disinfection	0.12
UV treatment in combination with oxidation	
- Ozonation followed by UV treatment	0.12
- UV treatment and ozonation	0,30
- UV treatment and hydrogen peroxide	0.51
MBR	0.65

Sand filtration is the tertiary treatment technology that has the lowest potential environmental impact, when removing the selected heavy metals, endocrine disruptors and other selected environmental toxic compounds. This means that the difference between the induced and the avoided environmental impact are the largest.

One of the most important reasons for the larger potential environmental impact from ozone treatment and MBR compared to sand filtration is the very high energy consumption, which is leading to a higher environmental impact.

A scenario that will lead to less avoided environmental impact will be disposal of sludge on agricultural land. Hereby the heavy metals will contribute to ecotoxicity for soil.

1 Indledning

EU's Vandrammedirektiv, der trådte i kraft i 2000, har til formål at beskytte og forbedre vandmiljøet i Europa. I Danmark er vi som følge af Vandrammedirektivet derfor forpligtede til at opnå "god økologisk kvalitet" inden 2015. Dette mål, der konkret udmøntes ved at fastsætte vandkvalitetskrav for specifikke stoffer og samleparametre, stiller bl.a. krav til renseanlæggenes evne til at fjerne organisk materiale, næringssalte og diverse miljøfremmede stoffer.

Vandkvalitetskriteriet for et stof angiver det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket det skønnes, at stoffet ikke vil give anledning til uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Kvalitetskriterier for kemiske stoffer i overfladevand (vandkvalitetskriterier) bruges som udgangspunkt ved de regionale myndigheders fastsættelse af kvalitetskrav i forbindelse med overvågning af vandmiljøers tilstand og i forbindelse med meddelelse af udledningstilladelser til virksomheder i følge miljøbeskyttelseslovens kapitel 4 og 5.

Et kvalitetskrav for overfladevand er det koncentrationsniveau i overfladevand, som skal overholdes eller opnås. Udgangspunktet for fastsættelsen af kravet er vandkvalitetskriteriet, men det er bl.a. også afhængigt af, om der skal udvises særlige beskyttelseshensyn i den konkrete situation.

De forventede kommende krav kan bevirke, at visse renseanlæg måske skal forbedre rensningen. Der kan derfor blive behov for at etablere avancerede rensesforanstaltninger som f.eks. ozon, UV, sandfiltrering mv.

Der er mange aspekter, der skal vurderes, når en avanceret renseteknologi udvælges. Det gælder både de tekniske, økonomiske og miljømæssige forhold, som hver især kan spille en stor rolle for valget af renseteknologi.

I dette projekt foretages helhedsvurderinger af udvalgte renseteknologier, hvormed de opnåelige miljøfordele afvejes imod de tilhørende ulemper ved energi- og ressourceforbrug til anlæg og drift af videregående rensning. Det er muligt at anvende projektet som et værktøj til indledende screening af de(n) mest fordelagtige renseteknologi. Arbejdsmiljømæssige aspekter er ikke vurderet.

2 Behov for avanceret rensning

Forekomsten af miljøfremmede stoffer i miljøet bemærkes stadigt oftere i medierne, og resultater af undersøgelser de seneste år har påvist forekomst af misdannede fisk flere steder - bl.a. i Århus og Vejle amter. Disse fund giver anledning til diskussion mellem politikere, grønne organisationer, borgere mv. I internationalt regi er begrænsning af udledninger af miljøfremmede stoffer til vandmiljøet et prioriteret område, og flere internationale konventioner indeholder forpligtelser om begrænsninger (HELCOM, OSPAR, Stockholm-konventionen m.fl.)

I EU er der gennem Vandrammedirektivet (VRD) (2000/60/EF) lagt op til en indsats over for miljøfremmede stoffer i vandmiljøet, som forventes udmøntet konkret i et kommende datterdirektiv til VRD. Sandsynligvis vil der bl.a. blive fastsat vandkvalitetskrav for de 33 såkaldte prioriterede stoffer, der er defineret i Parlamentet og Rådets beslutning nr. 2455/2001/EF. Desuden forventes datterdirektivet at ville fastsætte krav vedrørende kontrol og nedbringelse/ophør af udledninger og andre tilførsler til vandmiljøet.

Vedtagelse af dette direktiv kan muligvis medføre skærpede udlederkrav til nogle danske renseanlæg. Pt. er der på Miljøstyrelsens foranledning iværksat et udredningsarbejde i Danmark, der har til formål at vurdere om direktivet bevirker behov for supplerende nationale tiltag for at kunne leve op til målsætningerne (Miljøstyrelsen 2006b).

De konventionelle danske aktiv slam anlæg fjerner hovedparten af de miljøfremmede stoffer til et lavt niveau. De eventuelt skærpede krav til udledning af miljøfremmede stoffer har dog sat avancerede renseteknologier på dagsordenen.

Hormonforstyrrende stoffer er en gruppe ud af de mange miljøfremmede stoffer, der er øget fokus på. Denne stofgruppe kan forårsage hormonforstyrrelser og skadelige virkninger hos organismer. Blandt de hormonforstyrrende stoffer har der særligt været fokus på østrogenerne, der opdeles i steroidøstrogener, som er naturlige og syntetisk fremstillede østrogener, samt xenoøstrogener, der er industrielt fremstillede stoffer med (utilsigtet) østrogen virkning.

Den øgede opmærksomhed på problemstillingen har medført, at der er iværksat forskellige projekter, der skal afdække problemstillingerne og dermed øge vidensniveauet. Nærværende projekt er et af disse projekter og har til formål at

afdække fordele og ulemper af udvalgte avancerede rensemetoder mht. teknik, økonomi, miljø og ressourceforbrug.

Forurening med sundhedsskadelige mikroorganismer er en anden problematik, som der er megen fokus på. Fokus på forurening med sundhedsskadelige mikroorganismer er yderligere forstærket af det kommende badevandsdirektiv, der skærper kravene til prøvetagning og antallet af patogener i badevandsområder.

I oktober 2005 indgik EU's ministerråd forlig med Europaparlamentet om det kommende badevandsdirektiv. Dette medfører, at der tidligst fra 2007 vil blive indført skærpede krav. Der vil blive stillet krav til både måling af E. coli og enterokokker, og kravene til recipienterne differentieres, så kravene til badevandskvaliteten i marine recipienter er mere restriktiv end de er i ferske recipienter. De kommende badevandskrav vil derfor bl.a. få betydning for de danske renselanlæg, der udleder til marine områder med badevand og for den indsats, der skal gøres for at reducere de regnbetingede udledninger, hvor urensset spildevand udledes.

Et nyt EU-direktiv om slamdisponering er under udarbejdelse. Dette direktiv stiller krav til indholdet af tungmetaller og en række andre miljøfremmede stoffer i slam der ønskes deponeret på landbrugsjord. Det forventes dog ikke, at de forholdsvis restriktive danske krav til indholdet af tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer vil blive skærpet i den forbindelse.

3 Behandlet spildevand i Danmark

I dette kapitel beskrives kort den eksisterende situation vedrørende spildevandsbehandling i Danmark med hensyn til spildevandsmængder, forureningskomponenter, opbygning af renseanlæg mv. Kapitlet anvendes endvidere som grundlag og udgangspunkt for vurdering af videregående renseteknologier for kommunalt spildevand i de efterfølgende afsnit.

3.1 Forureningskomponenter i dansk spildevand

Indholdet af forureningskomponenter i spildevand til kommunale renseanlæg kan variere betydeligt. I nedenstående tabel 3-1 er der angivet middelværdier for indløbs- og udløbskoncentrationer til kommunale renseanlæg. Værdierne er, på nær hvad angår naturlige og syntetiske østrogen, baseret på målinger fra det nationale overvågningsprogram; NOVANA. De angivne udløbskoncentrationer anvendes i denne rapport som indløbskoncentrationer til de videregående renseteknologier.

Kombineret med rensegrader for de videregående renseteknologier, som er opstillet i afsnit 6.3, beregnes de udledte mængder af miljøfremmede stoffer.

Tabel 3-1 Typiske indløbs- udløbskoncentrationer og rensegrader for udvalgte forureningskomponenter i dansk kommunalt spildevand (overvejende MBNDK-anlæg). Middelværdier er angivet i tabellen. Hvor der ikke er angivet en fodnote, stammer koncentrationerne fra [Miljøstyrelsen, 2005a]

Stof/stofgruppe	Indløbskoncentration	Udløbskoncentration	Rensegrad
COD	600 mg/l	35 mg/l	94 %
BOD	280 mg/l	5 mg/l	98 %
Cadmium	0,56 µg/l	0,1 µg/l	82 %
Kviksølv ¹	0,4 µg/l	0,09 µg/l	78 %
Bly	8,39 µg/l	2,55 µg/l	70 %
Nikkel ¹	11 µg/l	6,4 µg/l	42 %
Chrom	10,1 µg/l	5,97 µg/l	41 %
Zink	213 µg/l	88,5 µg/l	58 %
Kobber ¹	79 µg/l	6,7 µg/l	92 %
Arsen ¹	3,2 µg/l	1,3 µg/l	59 %
E.coli	2,6 * 10 ⁷ CFU/100 ml	9,2 * 10 ⁴ CFU/100 ml	99,5 %
Enterokokker	9,3 * 10 ⁵ CFU/100 ml	1,1 * 10 ⁴ CFU/100 ml	99 %
Fækale colibakterier	8,6 * 10 ⁷ CFU/100 ml	4,5 * 10 ⁵ CFU/100 ml	99,5 %
E1 (østron) ²	70 ng/l	7 ng/l	> 90 %
E2 (17β-østradiol) ²	12 ng/l	1,2 ng/l	> 90 %
EE2 (ethinyløstradiol) ^{2,3}	0,5 ng/l	0,1 ng/l	80 %
PAH	0,00-0,11 µg/l	0-0,01 µg/l	> 90 %
DEHP	9,03 µg/l	1,93 µg/l	79 %
Nonylphenoler	1,35 µg/l	0,52 µg/l	61 %
LAS	826 µg/l	417 µg/l	50 %
Bisphenol A	2,35 µg/l	0,47 µg/l	80 %
Phenol	21,5 µg/l	13,9 µg/l	35 %
AOX	78,6 µg/l	36,1 µg/l	54 %

[Miljøstyrelsen, 2005a] [Miljøstyrelsen, 2005b] [Miljøstyrelsen, 2005c] [Miljøstyrelsen, 2003c].

¹ Data stammer fra [Miljøstyrelsen, 2005b] fra analyser foretaget på danske renselanlæg i perioden 1998-2003.

² Samlet skøn for anlæg med kvælstof-fosfor fjernelse (MBN/MBND) baseret på data fra følgende kilder: [Miljøstyrelsen, 2005c], [Hilbert Nygaard et al, 2004a] [Hilbert Nygaard et al, 2004b] og [Kjølholt et al, 2003].

³ EE2 er ikke påvist i udløb fra MBN/MBND-anlæg og værdien er derfor sat til 0,1 ng/l svarende til detektionsgrænsen for stoffet i rene vandprøver [Miljøstyrelsen 2005c].

Koncentrationerne af tungmetaller, PAH, DEHP, nonylphenol, LAS, Bisphenol-A, phenol og AOX stammer fra NOVANA-målingerne.

Naturlige og syntetiske steroid østrogener indgår p.t. ikke i NOVANA-programmet, og tallene i tabel 3-1 er derfor baseret på en samlet vurdering af kemiske måledata for frie østrogener fra to miljøprojekter (nr. 799 og 977) samt et specialeprojekt [Hilbert Nygaard, 2004a], da disse stoffer ikke indgår i NOVANA-programmet.

Det er valgt at basere vurderingen på frie østrogener da der ikke i alle undersøgelser findes data for totale østrogener (frie + konjugerede) og fordi de konjugerede østrogener har vist sig typisk kun at udgøre en mindre del af den totale mængde [Miljøstyrelsen 2005c].

Rensegraderne er beregnet ud fra ind- og udløbskoncentrationerne. For en række stoffer som f.eks. LAS, vurderes rensegraderne i konventionelle renseanlæg generelt at være væsentligt højere, end de rensegrader der er angivet i tabellen.

3.2 Renseanlæg

Tendensen i Danmark har de seneste år været, at antallet af renseanlæg mindskes og de største af anlæggene bliver endnu større. Dette er en tendens, der givetvis også i de kommende år vil fortsætte, specielt efter kommunalreformen, som gennemføres i januar 2007. Hermed vil en række af de nye storkommuner have flere mindre renseanlæg, som enten skal renoveres eller nedlægges med overpumpning til større anlæg.

Af nedenstående tabel fremgår antallet af kommunale og private renseanlæg større end 30 PE i henholdsvis 1989 og 2004.

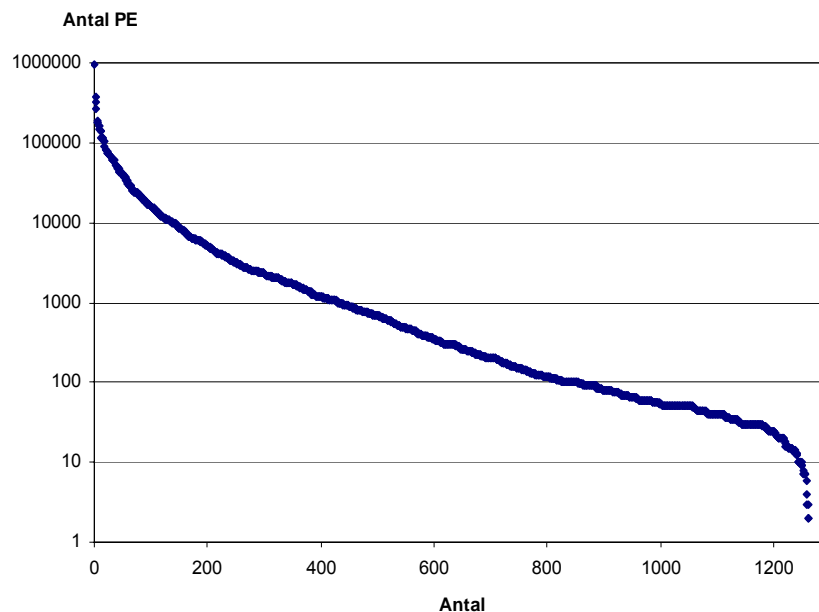
Tabel 3-2 Antal danske renseanlæg > 30 PE i 1989 og 2004

År	Kommunale anlæg	Private anlæg	Total
1989	1.622	358	1.980
2003	1.193	237	1.430

[Miljøstyrelsen, 2005a]

Det ses af ovenstående, at antallet af renseanlæg er faldet markant, og i 2004 er der yderligere blevet nedlagt 47 anlæg. For tiden er der 29 anlæg mellem 50.000 og 25.000 PE og 71 anlæg mellem 25.000 og 10.000 PE.

Renseniveau	Antal anlæg
M	285
MK	16
MB	426
MBK	201
MBND	11
MBNDK	301



Figur 3-1 Fordelingskurve mellem antal af renseanlæg og anlægsstørrelse fra 2003 [Miljøstyrelsen, 2006]

Data fra Miljøstyrelsen viser endvidere, at alle renseanlæg >25.000 PE behandler ca. 73 % af alt spildevand tilledt kommunale anlæg, mens alle renseanlæg >10.000 PE behandler mere end 87 % af alt spildevand tilledt kommunale anlæg. [Miljøstyrelsen, 2006]

I dette projekt anvendes en nedre grænse af renseanlæg på 10.000 PE til beregning af miljøpåvirkning samt opgørelse af økonomi.

3.3 Renseteknologier

I takt med at de store renseanlæg bliver endnu større som følge af, at mindre anlæg bliver nedlagt, er der hermed også en tendens til, at spildevand renses bedre i Danmark.

I nedenstående tabel er angivet %-andele rensset spildevand indenfor 3 kategorier af renseteknologier for de kommunale renseanlæg før Vandmiljøplanen i 1987 samt data for år 2004.

Tabel 3-3 % rensset spildevand indenfor kategorierne M(K), MB(K), MBN(K) og MBND(K) for danske kommunale renseanlæg >30 PE.

		M(K)	MB(K)	MBN(K) og MBND(K)
2004	% rensset spildevandsmængde	1,5	9	90,5
Før Vandmiljøplanen i 1987	% rensset spildevandsmængde ²	20,5	69	0,5

[Miljøstyrelsen, 2005a]

Som det ses af ovenstående blev kun 0,5% af alt spildevand i Danmark rensset på et MBN(K) eller MBND(K)-anlæg før Vandmiljøplanen i 1987.

Med Vandmiljøplanen blev der sat fokus på renseanlæggenes udledning af næringssalte, og kravene til rensning blev forøget. Det har medvirket til en gradvis forbedring af spildevandsrensningen i Danmark. I 2004 blev 90,5% af alt spildevand til kommunale anlæg rensset i MBN(K) og MBND(K)-anlæg.

3.4 Sammenfatning

Den danske spildevandssektor har igennem de sidste årtier været stærkt præget af en øget centralisering og en forbedret renseseffekt på de mere avancerede renseanlæg. I 2004 renses således langt størstedelen af spildevandet på MBDN(K) anlæg på over 10.000 PE.

Spildevandsrensningen på forholdsvis store MBDN(K) anlæg er valgt som basis for de videregående renseteknologier. Som ind- og udløbskoncentrationer på anlæggene bruges de data, der er opstillede i tabel 3.1 og som primært stammer fra Miljøstyrelsens rapport "Punktkilder 2004".

I det efterfølgende kapitel beskrives de specifikke stoffer som inkluderes i analysen.

² 10% af spildevandet blev udledt uden rensning

4 Stoffer og stofgrupper

I dette kapitel gives en kort beskrivelse af de forureningskomponenter, der er udvalgt til projektet og hvor en videregående rensning kan være relevant. Der har ved udvælgelsen været taget hensyn dels til listen over prioriterede stoffer under Vandrammedirektivet i kombination med data om stoffernes forekomst i Danmark (fra NOVANA-programmet), dels til den aktuelle problematik omkring hormonforstyrrende stoffer i vandmiljøet og endelig til rensbehov relateret til Badevandsdirektivet. Følgende komponenter behandles:

- Tungmetaller
- Sundhedsskadelige mikroorganismer
- Hormonforstyrrende stoffer
- PAH
- DEHP
- Detergenter (LAS & NPE)

Ovennævnte stofgrupper beskrives med hensyn til:

- Kilderne til stofferne
- Hvilken form stofferne i kommunalt spildevand findes på
- Stoffjernelsen i konventionelle renseanlæg
- Faktorer der påvirker mulighederne for en øget stoffjernelse
- Metoder til fjernelse.

4.1 Tungmetaller

Tungmetaller bliver tilført kommunalt spildevand igennem industrielle udledninger, private husholdninger og diffuse kilder som regnvand på tagflader/render af kobber eller zink.

De opløste uorganiske stoffer, der behandles i dette projekt er udvalgte tungmetaller. Der fokuseres især på kviksølv (Hg), cadmium (Cd), bly (Pb) og nikkel (Ni), men også kobber (Cu), krom (Cr) og zink (Zn) behandles kort.

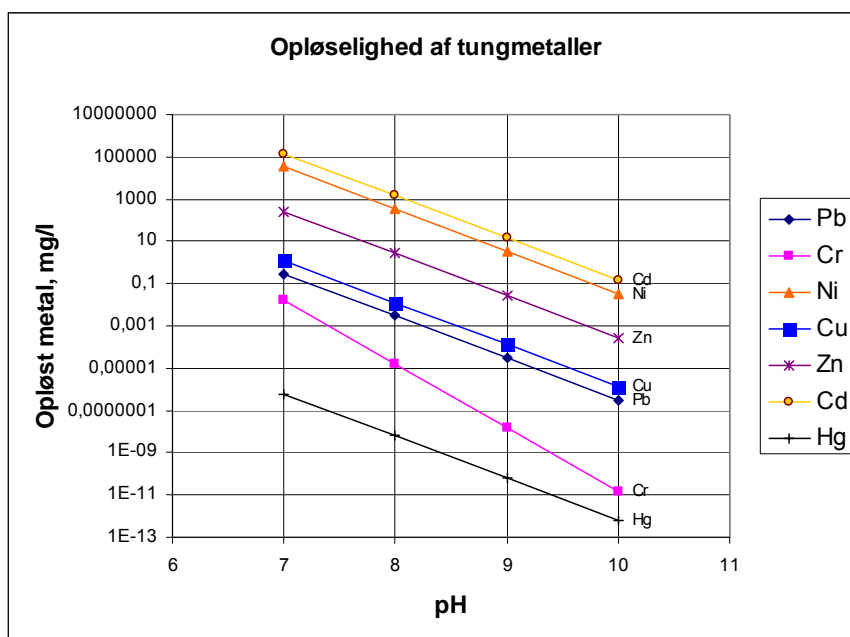
Disse metaller forekommer i varierende koncentrationer i kommunalt spildevand, dels på opløst form og dels på udfældet form som slampartikler. I enkelte tilfælde kan metallerne forekomme på metallisk form.

4.1.1 Opløselighed og udfældning af tungmetaller

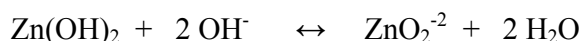
Udfældning af tungmetaller påvirkes af spildevandets pH-værdi, da denne har afgørende indflydelse på, om metallerne er opløst (dvs. på ionform) eller udfældede som hydroxider (dvs. på suspenderet form).

Der er imidlertid mange andre stoffer i spildevand, som har indflydelse på, hvordan metallerne forekommer. Nogle af metallerne kan også udfældes som karbonater, fosfater, sulfater, klorider og sulfider. Kviksølv (Hg), bly (Pb), cadmium (Cd), nikkel (Ni), kobber (Cu) og zink (Zn) udfældes mere effektivt som sulfider end som hydroxider. Hvis der er store mængder sulfid i vandet vil metallerne således typisk foreligge som metalsulfider.

Metallernes udfældning vil i høj grad styres af pH samt karbonat- og sulfidindholdet. I nedenstående figur anføres den teoretiske opløselighed af metallerne (Hg^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2} , Cu^{+2} , Cr^{+3} og Zn^{+2}) ved forskellige pH-værdier beregnet ud fra metallernes opløselighedsprodukter [Dahl, 1997] [Hartinger, 1994].



I figuren er der ikke taget højde for, at visse metalhydroxider er amfotere og genopløses, når der er stor koncentration af hydroxylioner (ved høj pH-værdi). Det gælder f.eks. zink, cadmium og krom. Zink danner således af zinkationer efter følgende reaktionsskema:



Det betyder i praksis, at zink ved høje pH-værdier udfældes mindre effektivt end vist på figuren. Ved $\text{pH} > 11$ vil en betydelig mængde zink findes på opløst form.

Ovenstående figur viser, at indholdet af opløst kviksølv, krom, bly og kobber vil ligge under 0,1 mg/l ved pH = 8. Zink samt især nikkel og cadmium vil være meget begrænset udfældet ved pH = 8.

Normalt findes flere metaller i vandet samtidig, og i så fald gælder de teoretiske opløselighedskurver ikke fuldt ud. Når et metal udfældes sammen med andre metaller, vil man ved fældning af de første metaller "medrive" en del af de metaller, som ellers fælder dårligt ud. Fænomenet udnyttes ved rensning af industrispildevand, hvor man undertiden tilsætter jern- og aluminiumsalte som fældningsmidler. Ved udfældning af jern- og aluminiumhydroxid, vil andre tungmetaller udfældes bedre, end de normalt fældes. Den samme effekt ses i kommunale renselanlæg med fosfatfældning.

4.1.2 Opløste metalkomplekser

Kommunalt spildevand indeholder stoffer, der kan holde metallerne opløst som metalkomplekser (aminer, aminosyre, carboxylsyre, humusstoffer, ammoniak mv.). Dette aspekt er ikke medtaget i nærværende projekt.

4.1.3 Adsorption og optagelse i organisk stof

Kommunalt spildevand indeholder en del organiske partikler, som kan binde tungmetallerne ved en sorption til overfladen eventuelt kombineret med en kemisk binding til overfladen.

Mikroorganismer i spildevand er også i stand til at optage tungmetaller og indbygge tungmetaller i cellerne.

4.1.4 Tungmetalfordeling i praksis

Som det fremgår af ovenstående er der mange faktorer der bestemmer, om tungmetaller i kommunalt spildevand er udfældede eller på opløst form. Af størst betydning er spildevandets pH-værdi samt dets indhold af karbonat og sulfid. De tungmetaller der er udfældede eller knyttet til det suspenderede stof vil bundfældes i efterklaringstanke og fjernes med overskudsslammet. For udløbsvandet kan fjernelse yderligere forbedres ved en filtrering, som fjerner de sidste fine slampartikler.

Kommunalt spildevand indeholder dog mange kompleksdannere, der binder tungmetallerne og dermed holder dem i opløsning. Det kan være kompleksdannere udledt fra industrien, eller det kan være naturligt forekommende kompleksdannere i kommunalt spildevand.

De metaller, som kræver en høj pH-værdi til effektiv udfældning som hydroxiider, vil normalt tilbageholdes forholdsvis dårligt i slammet. Det gælder specielt nikkel og cadmium samt i mindre grad zink. Derfor vil man generelt observere, at en forholdsvis større andel af cadmium, nikkel og zink udledes til recipient sammenlignet med kobber, krom, bly og kviksølv.

Når man skal vurdere mulighederne for at reducere tungmetaludledning fra et kommunalt renselanlæg er det vigtigt at undersøge på hvilken form metallerne foreligger. Hvis koncentrationen af opløst metal er høj, kan man normalt forbedre udfældningen ved at tilsætte fældningskemikalier. Herefter tilstræbes den bedst mulige slamseparation, hvor en effektiv metode til fjernelse af tungmetaller er anvendelsen af sandfilter.

I tabel 4-2 er fordelingen mellem opløste og uopløste tungmetaller i rensed spildevand fra 37 store danske kommunale renselanlæg angivet.

Tabel 4-1 Ind- og udløbskoncentrationer samt rensesgrader for tungmetaller fra 38 store danske kommunale renselanlæg i 2003. [Miljøstyrelsen, 2005a] samt metalkoncentrationer i slam [Miljøstyrelsen, 2005b]. Andelen af opløst og udfældet metal er beregnet i dette projekt.

Metal	Slam Total [mg/kg]	Indløb Total [µg/l]	Metal i udløb *				Renseanlæg Rensegrad
			Total [µg/l]	Udfældet ³ [µg/l]	Opløst ³ [µg/l]	% udfældet	
Hg	1,3	0,4	0,09	0,016	0,07	17,3	78%
Cd	1,7	0,56	0,1	0,020	0,08	20,4	82%
Ni	26	11	6,4	0,312	6,09	4,9	42%
Pb	64	8,39	2,55	0,768	1,78	30,1	70%
Cu	287	79	6,7	3,444	3,26	51,4	92%
Zn	789	213	88,5	9,468	79,03	10,7	58%
Cr	29	10,1	5,97	0,348	5,62	5,8	41%

* Gennemsnitsværdierne inkluderer anlæg der har et sandfilter, hvorved udløbsværdierne bliver lavere end gennemsnittet for anlæg uden sandfilter.

Ovenstående tal i tabel 4-1 stammer fra 38 renselanlæg hvoraf 36 fjerner kvælstof og fosfor MBDN(K), mens et anlæg kun fjerner kvælstof (MBDN) og et kun er mekanisk (M).

Ovenstående tabel giver en række interessante oplysninger og viser tendenser:

- Kviksølv, cadmium, bly, kobber og krom fjernes i gennemsnit 75-92 % på et kommunalt renselanlæg, mens 66 % af zink fjernes. For nikkel er rensesgraden kun 42 %.
- I udløbet fra kommunale renselanlæg foreligger kviksølv, cadmium, nikkel, og zink overvejende på opløst form.
- I udløbet fra kommunale renselanlæg er kviksølv, cadmium, bly, kobber og krom er i væsentligt omfang fjernet i det rensede spildevand.

³ Andelen af opløst og udfældet metal er beregnet på baggrund af 12 mg SS/l i udløbet og en tungmetalkoncentration i udløbet lig indholdet af tungmetalkoncentrationen i slam.

4.2 Sundhedsskadelige mikroorganismer

Bakterier i spildevand stammer primært fra fæces. I Miljøprojekt Nr. 684 fra 2002 er den hygiejniske kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg beskrevet og vurderet på basis af et litteraturstudium og et undersøgelsesprogram på danske renselanlæg. Rapporten beskriver forekomsten af udvalgte mikroorganismer i urensset og rensset spildevand samt renses effekter for de undersøgte mikroorganismer i kommunale renselanlæg. [Miljøstyrelsen, 2002b]

Hovedkonklusionerne fra rapporten gengives i det følgende, idet tallene danner grundlag for vurderingerne af de videregående rensningsteknologier, der behandles i denne rapport.

Følgende bakteriologiske parametre (mikroorganismer) er der arbejdet med i Miljøprojekt Nr. 684:

- Total coliforme bakterier
- E-coli
- Fækale enterokokker
- Campylobacter
- Salmonella
- Protozoerne (*Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*)
- Enterovirus

Disse mikroorganismer er valgt ud fra følgende kriterier:

- 1 Lav infektøs dosis
- 2 Høj koncentration i spildevand
- 3 Smitte via vand

Specielt er Salmonella og Campylobacter valgt, da de regnes for at være de væsentligste årsager til diarré hos mennesker.

Undersøgelsen viser, at fjernelsen af bakterier og virus følger fjernelsen af organisk stof og suspenderet stof. Der er endvidere fundet sammenhæng mellem fjernelsen af bakterier og opholdstiden i efterklaringstanke, idet lavere opholdstid som følge af betydelig nedbør medfører dårligere rensesgrader for både bakterier og traditionelle spildevandsparametre.

Renseeffekten for bakterier og virus i renselanlæg med MBND(K)-opbygning er typisk >99 %. For de to undersøgte renselanlæg var indholdet af enterovirus i det rensede spildevand under detektionsgrænsen, men i litteraturen angives for aktiv slam anlæg rensesgrader for enterovirus varierende mellem 30 og 99,5 %. Litteraturen angiver rensesgrader i aktiv slam anlæg på mellem 83 og 99,3 % for *Giardia intestinalis* og på mellem 90,7 og 96,8 % for *Cryptosporidium parvum*.

De høje rensesgrader for bakterier og virus i MBND(K) anlæg, som større danske renselanlæg typisk er opbygget som, skal dog ses i forhold til de meget høje indløbskoncentrationer. Udløbsværdierne fra renselanlæggene er således stadig

relativt høje og væsentligt højere end eksempelvis badevandskriterier. Både indløbskoncentrationer, udløbskoncentrationer og rensegrader ses i Tabel 3-1.

4.3 Hormonforstyrrende stoffer

Der er indenfor de sidste 10-20 år kommet fokus på hormonforstyrrende stoffer, og i særlig grad på stoffer med østrogen eller østrogenlignende virkning, fordi de har vist sig at kunne påvirke kønsudviklingen hos fisk og andre organismer i vandmiljøet. Der fokuseres i dette projekt på de østrogene stoffer.

4.3.1 Typer af østrogene stoffer

De østrogene eller østrogenlignende stoffer kan inddeles i tre hovedkategorier: Naturlige østrogener, syntetiske østrogener (p-piller) og xeno-østrogener. De naturlige og syntetiske østrogener kaldes også steroidøstrogener. Udvalgte østrogene stoffer beskrives i nedenstående afsnit.

Naturlige østrogener

De naturlige østrogener dannes af alle, men i størst mængde af kvinder i den kønsmodne alder og omfatter følgende:

- Østron (E1)
- 17 β -østradiol (E2) (det primære aktive østrogen)
- Østriol (E3)

Syntetiske østrogener

Syntetiske østrogene stoffer er kemisk meget nært beslægtede med de naturlige østrogener og anvendes bl.a. til svangerskabsforebyggelse.

- Ethinyløstradiol (EE2)

Xeno-østrogener

Ud over steroidøstrogenene findes der et betydeligt antal kemikalier og andre miljøfremmede stoffer, der enten er vist at have østrogen eller østrogenlignende virkning eller mistænkes for det. Disse stoffer betegnes xeno-østrogener. Stofferne kan føre til de samme fysiologiske responser som østrogenene. Andre stoffer kan give en anti-østrogen virkning, hvis de blot blokerer østrogene receptorer uden selv at udløse noget østrogent respons.

Blandt stofferne findes f.eks. dioxiner, PCB og et antal pesticider, men også en række stoffer, der i dag i udstrakt grad anvendes i samfundet. Heriblandt kan særligt nævnes:

- visse phthalater (plastblødgørere)
- visse alkylphenoler, især nonylphenoethoxylater (nonioniske detergenter)
- bisphenol A (forskellige polymerer/resiner og coatings).

4.3.2 Stoffernes østrogener aktivitet

Der er betydelig forskel på den østrogener aktivitet af de forskellige stoffer med østrogen eller østrogenlignende virkning. Det mest aktive stof blandt de naturlige østrogener er 17β -østradiol (E2), der derfor almindeligvis bruges som referencestof, når den relative aktivitet af forskellige østrogener og xeno-østrogener ønskes sammenlignet.

Til sådanne formål benyttes normalt bio-assays baseret på anvendelse af cellekulturer i laboratoriet, såkaldte *in vitro* assays, hvor man måler størrelsen af cellernes respons på en påvirkning fra stoffer med østrogen aktivitet (ofte benyttet er det såkaldte YES-assay, der betjener sig af en genmodificeret gærstamme). Det er imidlertid ikke i dag muligt direkte at "oversætte" resultatet fra *in vitro* assays direkte til effektniveauer på fisk og andre akvatiske organismer idet stoffernes optagelse i organismerne, deres persistens i miljøet og mulige akkumulerende egenskaber vil have stor betydning for, hvordan den potentielle østrogenicitet slår igennem i praksis.

Mennesker og andre pattedyr, der alle selv producerer østrogener, og i øvrigt generelt besidder mere avancerede mekanismer til beskyttelse mod miljøpåvirkninger, vil skulle udsættes for betydeligt højere doser af østrogener end f.eks. fisk for at blive påvirket.

4.3.3 Østrogeners forekomst, opførsel og fjernelse i renseanlæg

Der er inden for de sidste 5 år publiceret et mindre antal danske undersøgelser, hvor man har analyseret for indhold af naturlige og syntetiske østrogener i indløb og udløb fra almindelige renseanlæg for byspildevand. Eksempler fra to publicerede undersøgelser er anført tabel 4-2.

Desuden er der som led i NOVA/NOVANA-programmet monitoreret for en række industrikemikalier på udvalgte anlæg, hvoraf nogle resultater er præsenteret i tabel 4-3.

Tabel 4-2 Naturlige og syntetiske østrogener i indløb og udløb fra Avedøre (MBNDK), Usserød (MBNDKF), Egå (MBNDKS) og Mårslet (MBNDKS) renseanlæg. Koncentrationer i ng/liter. [Miljøstyrelsen, 2003b] [Hilbert Nygaard et al, 2004a] [Hilbert Nygaard et al, 2004b].

Renseanlæg	østron (E1)		17 β -østradiol (E2)		17 α -ethynyløstradiol (EE2)	
	indløb	udløb	indløb	udløb	indløb	udløb
Avedøre ¹	19-75	5-11	6,1-27	<1-4,5	<1-1,7	<1-5,2
Usserød ¹	30-61	<2	8,8-22	<1	1,7-4,8	<1-1,1
Egå ²	97 \pm 28	1,1	18 \pm 7,2	<0,54	-	-
Mårslet ²	73 \pm 11	<DG	20 \pm 2	<DG	-	-

¹: 3 prøverunder.

²: 2 prøverunder.

Tabel 4-3 Koncentrationsintervaller for miljøfremmede stoffer med østrogenlignende virkning i indløb og udløb fra udvalgte, større danske renselanlæg (MBNDK) samt middelværdier for disse stoffer i NOVA 2003's punkt-kildeprogram. Alle værdier er i µg/liter og baseret på 4 flowportionale ugeblandprøver. [Aalborg Kommune, 2004]

Stof	Aalborg Vest (2002)		Esbjerg Vest (2003)		Holstebro (2002)	
	indløb*	udløb	indløb	udløb	indløb	udløb
Bisphenol A	1,4 - 4,3	1,5 - 2,6	0,48 - 3,7	<0,1	<0,1 - 0,89	<0,1
Nonylphenoler	1,6 - 1,7	<0,1 - 0,17	1,7 - 2,6	<0,1 - 1,1	2,6 - 5,3	0,17 - 1,6
NPE, 1-2 EO	<DG - 7,4	<0,1 - 0,2	<0,1 - 4,4	<0,1	<0,1	<0,1
Octylphenol	<0,1	<0,1	<0,1 - 0,14	<0,1 - 0,6	<0,1 - 0,61	<0,1 - <0,5
BBP	0,41 - 0,79	<0,1	0,36 - 1,9	<0,1	<0,1 - 0,42	<0,1
DEHP	13 - 22	0,5 - 1,4	12,5 - 29	0,35 - <1	8,9 - 14	<0,5
DOP	<0,1	<0,1	<0,1 - 0,8	<0,1	<0,1 - <0,2	<0,1
DBP	1,3 - 2,2	<0,5 - 0,55	0,65 - 4,6	0,34 - <0,5	<0,1 - 0,7	<0,5
DEP	4,0 - 7,8	<0,2 - 0,63	3,7 - 8,4	0,32 - 0,73	3,4 - 7,1	<0,2

*: Kun to målinger

Stof	Damhusåen (2001)		Avedøre (2002) (middelværdier)		NOVA2003, middelværdier (1998-2002)	
	indløb	udløb	indløb	udløb	indløb	udløb
Bisphenol A	<0,1 - 0,89	<0,05-0,21	1,74	0,28	1,2	0,32
Nonylphenoler	1,6 - 4,2	<0,1 - 0,16	3,98	0,32	3,4	-
NPE, 1-2 EO	4,8 - 6,2	<0,13-<0,2	i.m.	i.m.	4,1	-
Octylphenol	<0,1	<0,1	i.m.	i.m.	(0,82)**	-
BBP	0,46 - 0,94	<0,1	7,0	<DG	0,89	-
DEHP	14 - 28	<0,5 - 6,6	34	1,3	16,5	2,95
DOP	<0,1 - 0,17	<0,1	i.m.	i.m.	-	-
DBP	<0,5 - 2,4	<0,5 - 0,94	0,99	<DG	1,5	-
DEP	3,2 - 9,2	<0,2 - 0,36	10	<DG	5,3	-

** Middelværdi for de målinger, hvor værdien var større end DG

- : Middelværdi ikke beregnet fordi >50% af målingerne lå under DG.

i.m. = ikke målt; DG = detektiongrænse

NPE = nonylphenoethoxylater med 1-2 ethoxygrupper

BBP = benzylbuthylphthalat

DEHP = di-(2-ethylhexyl)phthalat

DOP = di-n-octylphthalat

DBP = di-n-buthylphthalat

DEP = diethylphthalat

Middelværdierne fra NOVA2003-programmets punktkildeprogram er baseret på målinger på de 38 renseanlæg, der er udvalgt til monitorering for miljøfremmede stoffer. 36 af disse anlæg er MBND/MBNDK-anlæg.

Når steroidøstrogener kommer ud i spildevandssystemet er det altovervejende på inaktiv form. Imidlertid begynder der ret hurtigt at ske en tilbagetransformering til de aktive østrogener. På renseanlæg nedbrydes stofferne af mikroorganismerne og en mindre del af stofferne fjernes desuden fra vandstrømmen med overskudsslammet [Miljøstyrelsen, 2004].

Udenlandske forsøg viser, at primær rensning kun i ringe grad fjerner østrogener fra spildevandet, mens rensning, der tillige omfatter behandling i aktiv slam-systemer, i betydelig grad eliminerer både naturlige og syntetiske steroidøstrogener. Fjernelsen i aktiv slam-anlæg er proportional med slamalderen og formodentlig også med den hydrauliske opholdstid [Miljøstyrelsen, 2004].

Stofferne E2 og E3 elimineres effektivt i aktiv slam-systemer, mens den observerede fjernelse af E1 varierer mere og EE2 nedbrydes endnu langsommere, eftersom det stort set kun er under nitrifikationen at stoffet omdannes [Andersen et al., 2003].

Under anoxiske (denitrificerende) betingelser er nedbrydningen af E1 og EE2 betydeligt langsommere end ved aerobe forhold (10-20 gange), mens nedbrydningen af E2 ikke er væsentligt langsommere. [Miljøstyrelsen, 2004]

Teknologiske muligheder for fjernelse på renseanlæg

Processerne og mekanismerne hvormed steroidøstrogener omdannes og nedbrydes i renseanlæg er endnu ikke fuldt belyst. Der er dog indikationer på forbedrede muligheder for reduktion af disse stoffer på renseanlæg.

Den væsentligste fjernelse af steroidøstrogener på traditionelt opbyggede renseanlæg sker i forbindelse med kvælstoffjernelsen. Det er således en grundlæggende forudsætning, at sådanne renseanlæg er forsynet med et aktivslam-system, mens det ikke med den nuværende viden kan siges, om der er forskel på systemer med serieforbundne tanke og systemer med alternerende drift.

Observationer på fuldskala renseanlæg tegner følgende billede af mulighederne for fjernelse af østrogenlignende stoffer:

- Højere total slamalder
- Længere hydraulisk opholdstid
- Efterpolering (f.eks. ved anvendelse af sandfilter eller ozonanlæg).

Vedrørende sandfiltre har undersøgelser i laboratoriet under kontrollerede forhold [Miljøstyrelsen, 2004] vist, at kun en beskedent del af østrogenerne i rensed spildevand er partikelbundet. Observationer på to fuldskalaanlæg [Hilbert Nygaard et al., 2004a] [Hilbert Nygaard et al., b] indikerer imidlertid, at sandfiltre

tilsyneladende alligevel kan bidrage til fjernelse af restkoncentrationer efter de biologiske omsætningstrin på renseanlægget.

4.4 PAH

PAH (polycykliske aromatiske kulbrinter) dækker over en lang række organiske forbindelser som bl.a. naftalener, phenantrener og pyrener. PAH'er dannes primært ved ufuldstændige forbrændingsprocesser, men findes også som urenheder i nogle olieprodukter, asfalt og creosot. Flere af stofferne er kræftfremkaldende eller under mistanke for at være det. PAH'er er generelt hydrofobe og som sådan næsten uopløselige i vand.

Mens de fleste af stofferne under anaerobe forhold er meget svært nedbrydelige finder nedbrydning sted under aerobe forhold om end de store PAH'er selv under disse forhold også nedbrydes langsomt.

Tilløbskoncentrationen af PAH'er ligger på hårdt belastede renseanlæg typisk på 100-500 ng/l. På de fleste kommunale renseanlæg fjernes >90% af PAH-forbindelserne, så udløbskoncentrationerne normalt ligger under detektionsgrænsen på 10 ng/l. PAH'erne genfindes i slammet, hvor der er målt forholdsvis høje koncentrationer, som viser, at der i højere grad er tale om en fysisk udskillelse (sorption) end en biologisk nedbrydning. I slammet findes PAH-indhold på 1-100 mg/kg TS på hårdt belastede renseanlæg, mens værdier på svagt belastede renseanlæg typisk ligger omkring 0,1-1,0 mg/kg TS.

PAH i udløbet af renseanlæg vil overvejende være knyttet til det suspenderede stof. Derfor vil sandfiltre, som reducerer SS koncentrationen i udløbet kunne reducere udledningerne af PAH. Da koncentrationerne dog i forvejen er meget små, vil reduktionen ofte ikke være målelig.

4.5 DEHP

DEHP (Di-(2-ethylhexyl)phthalat) er en delvis vandopløselig forbindelse, der anvendes som blødgører i PVC og andre plaststoffer, samt i rustbeskyttelsesmiddel, maling og lak. I kommunalt spildevand varierer indløbskoncentrationer til renseanlæggene typisk fra 5 til 25 µg/l, mens koncentrationen i konventionelt rensed spildevand typisk er 0,5 til 5 µg/l. Værdierne afhænger meget af de lokale forhold i kloaklandet, hvor industrien er den største kilde til DEHP.

Fra punktkilder 2003 (Københavns kommune) er der anført følgende tal for Renseanlæg Damhusåen [Miljøstyrelsen, 2005b]:

Vandmængde:	26,1 mill. m ³ /år
Slammængde:	5053 tons TS
DEHP i tilløb:	335 kg/år svarende til 12,8 µg/l
DEHP i udløb:	< 23 kg/år svarende til < 0,9 µg/l
DEHP i slam:	91 kg/år svarende til 18 mg/kgTS

Ud fra ovenstående tal kan det beregnes, at 27 % af den tilførte mængde tilbageholdes i slammet, mens mindre end 7 % udledes til recipienten. Følgelig må 66 % af det tilførte DEHP nedbrydes i renselanlægget. Disse tal må dog tages med et vist forbehold, da tallene er baseret på 4 spildevandsprøver og kun én slamprøve. Slamanalyserne stemmer dog nogenlunde med analyser fra tre fynske renselanlæg (Ejby Mølle, Nyborg Centralrensanlæg og Gislev) hvor man i 1999 og 2001 har fundet DEHP koncentrationer i slam på 13-25 mg/kg TS.

Andre undersøgelser på Hillerød og Herning renselanlæg tyder på, at ca. 50 % af DEHP tilbageholdes i slammet, hvilket er noget højere tilbageholdelse end på Renselanlæg Damhusåen.

4.6 Detergenter

Detergenter er en stofgruppe, der blandt andet anvendes i vaskemidler og rengøringsmidler. Stofferne, der er overfladeaktive stoffer, kaldes også tensider.

Da stofferne indeholder en hydrofob (vandskyende/fedtopløselig) molekyle-ende og en hydrofil (vandopløselig) molekyle-ende nedsætter de vandets overfladespænding. Den fedtopløselige ende vil kunne binde sig til partikler, snavs og olie og vil dermed kunne løsrive dette fra overflader, mens den vandopløselige ende vil holde partiklerne i suspension, hvorved de kan skylles bort med vandfasen.

4.6.1 Fire grupper af detergenter

Detergenterne opdeles i fire grupper - anioniske, kationiske, nonioniske og amfotere (kan optræde som anionisk eller kationisk detergent afhængig af pH). Tabellen giver eksempler på stoffer i de fire grupper - samt deres anvendelsesområde.

Tabel 4-4 Oversigt over de enkelte grupper af detergenter, eksempler på detergenter og deres anvendelse

Detergentgruppe	Stoffer/stofgrupper	Anvendelse
Anioniske	LAS (lineære alkylbenzensulfonater) Alkylsulfonater Tetrapropylbenzensulfonat (TPBS)	Opvaskemidler, vaskpulver, shampoo, flydende sæbe
Kationiske	Kvarternære ammoniumforbindelser DTDMAC Dodecyl(ethylbenzyl)dimethylammoniumchlorid	Tekstilskyllmidler, anti-statiske midler
Nonioniske	Alkylphenoethoxylater (nonyl- og octylphenolpolyethoxylater) Alkohoethoxylater	Maling, lakker, lim, pesticider, shampoo, vaskpulver, cremer, smøreoli-

	Alkylpolyglycosider (under udvikling)	er, isolationsskum
Amfotere	Alkylbetain	Shampoo, tæpperens, hudrenseprodukter

Den vandopløselige ende af de anioniske detergenter er oftest sulfonat, sulfat eller carboxylsyre, mens den hos de kationiske detergenter for hovedparten indeholder kvartenær ammonium. Nonioniske detergenter indeholder den vandopløselige del polyglycol-ethergrupper. Den fedt-opløselige ende af lange lige eller forgrenede alkylkæder eller alkylarylkæder findes hos alle grupper.

Detergenterne fremstilles ofte ud fra en teknisk blanding, hvilket betyder, at de tit vil indeholde en blanding af stoffer.

4.6.2 Væsentlige miljøegenskaber

TPBS har især været anvendt i 1970'erne. Stoffet er svært nedbrydeligt og gav dengang anledning til kraftig skumdannelse i vandløb og søer. Nu anvendes stoffer som LAS, der er lettere nedbrydeligt under iltholdige forhold. De kationiske detergenter udgør den giftigste gruppe, og de nedbrydes langsomt.

Alkylphenoethoxylaterne vil ved nedbrydning danne alkylphenoler (f.eks. nonylphenol), som er giftige og ophobes i miljøet. Derudover har de en østrogenlignende effekt. I Danmark er disse detergentstoffer derfor i stort omfang erstattet af de lettere nedbrydelige alkoholethoxylater.

4.6.3 LAS

LAS står for lineære alkylbenzensulfonater. LAS tilhører gruppen af anioniske detergenter og er det mest almindelige kunstige vaskeaktive sæbestof, som anvendes i de fleste vaskemidler. Derfor findes det i betydelige mængder i kommunalt spildevand. På det kommunale renseanlæg sker dels en nedbrydning og dels en fjernelse af LAS med slammet, men undersøgelser har givet meget forskellige resultater.

I NOVANA målingerne er ind- og udløbskoncentrationer til konventionelle renseanlæg fundet til at være omkring hhv. 0,8 mg/l og 0,4 mg/l. [Miljøstyrelsen, 2005a].

I rapporten Punktkilder 2003 fra Miljøstyrelsen angives det derimod, at LAS på Damhusåen renseanlæg, nedbrydes 87 %, mens 12,5 % tilbageholdes i slammet og kun 0,5 % udledes med det rensede spildevand. Fra Ejby Mølle Renseanlæg har man tilsvarende tal hvor 70 % nedbrydes, 30 % tilbageholdes i slammet og 0,1 % udledes med det rensede vand.

4.6.4 Nonylphenol(ethoxylater)

Stoffet nonylphenol (NP) er det miljømæssigt mest problematiske nedbrydningsprodukt af det non-ioniske tensid, nonylphenol(poly)ethoxylat (NPE) og måles ofte sammen med de beslægtede delvise nedbrydningsprodukter nonylphenol-monoethoxylat og nonylphenol-diethoxylat (NPEO₁₋₂). NPE er blevet anvendt i mange opvaske- og rengøringsmidler samt i farve og lak, lim, bindemidler og kosmetik, og nedbrydningsprodukterne findes derfor i praksis i alt kommunalt spildevand, selv om der i dag er betydelige restriktioner på anvendelsen af NPE.

Det skal nævnes, at NPEO₁₋₂ og NPE danner NP ved en anaerob rensning, mens NP ikke nedbrydes videre i rådnetanken. Derfor kan man undertiden finde mere NP i udrådnet slam, end der er tilført renseanlægget. Ved aerob rensning vil hele gruppen af nonylphenoler og nonylphenolethoxylater kunne nedbrydes i et vist omfang.

Nonylphenol har en ret lav vandopløselighed og forekommer typisk i koncentrationer på ca. 3 µg/l i tilløbet til kommunale renseanlæg (tabel 3-1).

Undersøgelser på Herning og Hillerød renseanlæg viser, at 25-60 % af NP fjernes i primærtanken, mens 5-15 % fjernes med det biologiske slam. Der sker endvidere en vis nedbrydning af NP ved den biologiske rensning, således at kun 5-10 % bliver udledt med det rensede spildevand med typiske koncentrationer på ca. 0,5 µg/l.

4.7 Sammenfatning

Der er foretaget en gennemgang af forekomsten af de udvalgte miljøfremmede stoffer og fjernelse i kommunale renseanlæg målt i nationale overvågningsprogrammer NOVA2003 og NOVANA.

Størstedelen af de miljøfremmede stoffer nedbrydes i renseanlægget. Dog er der restkoncentrationer af persistente og bioakkumulerbare stoffer i det rensede spildevand, som bidrager med potentielle miljøfremmede stoffer.

De større danske renseanlæg, der i hovedsagen er opført eller ombyggede i medfør af Vandmiljøplanens krav, er ikke designede eller dimensionerede til at håndtere miljøfremmede stoffer, men derimod til at omdanne og nedbryde/fjerne organisk stof og næringsstoffer (NPO). Det har imidlertid vist sig, at de meget aktive mikrobielle miljøer og processer anlæggene er opbygget omkring, også i stor udstrækning er i stand til at fjerne mange af de mest problematiske miljøfremmede stoffer fra vandfasen enten ved nedbrydning eller ved at stofferne sorberes til slammet. Ofte er fjernelsen så god, at det rensede spildevand kan overholde de gældende kvalitetskriterier for stofferne i overfladevand enten umiddelbart eller efter en beskeden initialfortynding.

5 Screening af renseteknologier

For senere at fokusere på de mest lovende videregående renseteknologier er der i dette kapitel foretaget en screening af diverse mulige renseteknologier.

Følgende renseteknologier for viderebehandling af rensat spildevand beskrives kort med hensyn til metodebeskrivelse og forventet renseeffekt:

- Sandfiltrering
- Membranfiltrering
- Membran BioReaktor
- Aktiv kul filtrering
- Ozonbehandling
- UV behandling
- UV i kombination med oxidationsmidler
- Andre iltnings metoder (ren ilt, brintperoxid etc.)

5.1 Sandfiltrering

Sandfilteranlæg anvendes på en række danske renseanlæg som sidste rensetrin inden spildevandet udledes til recipienten. Ved sandfiltrering reduceres primært restkoncentrationer af suspenderet stof, hvorved en reduktion i suspenderet fosfor og suspenderet organisk stof opnås. Sandfiltrene har dog også en renseeffekt på andre stoffer der er knyttet til det suspenderede stof, som bl.a. indholdet af bakterier og tungmetaller.

Sandfiltrering kan kombineres med kemikalietilsætning, som primært gøres for at forøge fjernelsen af opløst fosfor (kontaktfiltrering), eller med tilsætning af letomsætteligt kulstof til fjernelse af restkoncentrationer af nitrat (denitrifikation).

Et sandfilter kan opbygges som et konventionelt filter, hvor tilførslen af spildevand stoppes, når filtret skal returskylles. Et alternativ hertil er et kontinuert arbejdende filter, hvor filtret ikke stoppes for returskyllning og rengøring.

Konventionelle filtre er normalt opbygget som gravitationsfiltre med et- eller flerlags filtermedier hvor sand er det mest anvendte filtermateriale. Filtermaterialet kan være sandkorn i forskellig finhed, granuleret kul (anthracit), eller filtergranulat udført i kunststof.

I kontinuert arbejdende filtre tilledes spildevandet ofte nedefra. Det indkommende vand filtreres op gennem filtermaterialet, mens sandet bevæger sig nedad. Samtidig med filtreringsprocessen renses det forurenede sand i en sandvasker, og de udskilte forureningskomponenter fjernes fra filtret sammen med vaskevandet.

5.2 Aktivt kul filtrering

Filtrering på aktivt kul er en renseteknologi, der er meget udbredt specielt i forbindelse med rensning af overfladevand til drikkevandsforsyning. Anvendelsen af aktivt kul filtre giver mulighed for en lang række processer af både fysisk, kemisk og mikrobiologisk karakter. Aktiv kul kan fremstilles med forskellige egenskaber, og valget af aktiv kul type må afpasses efter de konkrete problemstillinger.

Aktivt kul har en stor overflade og dermed en stor adsorptionsevne over for organiske forbindelser. Effektiviteten overfor forskellige organiske forbindelser varierer dog betydeligt. Generelt er aktiv kul mest effektiv til adsorption af stoffer med høj molekylvægt, højt kogepunkt og højt brydningsindeks.

Aktiv kul er hydrofob (vandskyende) og er derfor bedre til at adsorbere hydrofobe stoffer end hydrofile (vandopløselige) stoffer. Lange alifatiske molekyler er hydrofobe og adsorberes derfor bedre end stoffer med korte alkylgrupper.

Svage organiske elektrolytter i form af organiske syrer og aminer adsorberes desuden bedre på udissocieret form end på ionform.

Jo højere koncentrationen af organisk stof er i vand, des mere stof vil der normalt optages i kullene. Det gælder dog ikke for de overfladeaktive stoffer, hvor adsorptionen er konstant og dermed uafhængig af koncentrationen.

Aktiv kul er velegnet til adsorption af mineralolieprodukter, BTEX, PAH, phenoler, aromater, pesticider, overfladeaktive stoffer samt mange halogenerede organiske forbindelser og farvestoffer. Derimod er aktiv kul ikke velegnet til lavmolekylære alkoholer.

Når der i spildevandet findes miljøfremmede stoffer sammen med større mængder andre organiske stoffer, vil kulfiltre adsorbere begge slags stoffer. Kullenes kapacitet til fjernelse af de miljøfremmede stoffer kan herved reduceres kraftigt, hvorved metoden bliver dyr, fordi kullene mættes hurtigere.

Filtre med aktiv kul er normalt trykfiltre, hvor kullene er anbragt i en kolonne med vandgennemstrømning. Når kullene er mættet med organisk stof, hvilket typisk vil være tilfældet når 5-10 % af kullenes vægt er adsorberet, skal de kasseres eller regenereres. Mindre kolonner kan også leveres som engangskolonner i plast, hvor hele plastbeholderen med indhold udskiftes og mættede kul sendes til forbrænding.

I kolonnen skal der være en passende kontaktid mellem vand og kul, så de organiske forbindelser kan blive opfanget på kullenes overflade. En opholdstid på 10-20 minutter er normalt tilstrækkeligt til at sikre en god adsorption.



Figur 5-1

Dobbelt aktivt kulfilter med et flow på 200 m³/h

5.3 Membranfiltrering

Ved traditionel filtrering fjernes typisk partikulært stof og kolloider. Ved membranfiltrering kan rensningen udvides til at fjerne flere stofgrupper - bl.a. opløste stoffer. Membranfiltreringen opdeles typisk i mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) og omvendt osmose (RO, efter det engelske udtryk Reverse Osmosis). I nedenstående tabel er typiske karakteristika for de forskellige membranfiltre angivet.

Tabel 5-1 Generel karakteristik af membranfiltreringsprocesser

Membran filtreringsproces	Drivende kraft for membranfiltret	Typisk separationsmekanisme	Pore størrelse	Typisk driftsområde	Permeat beskrivelse	Komponenter, der typisk fjernes
Mikrofiltrering	Hydrostatisk trykdifferens eller vakuum i åbne tanke	Sigtning	> 50 nm	0,08 - 2,0 µm	Vand + opløste stoffer	TSS, turbiditet, protozoer, nogle bakterier, og vira
Ultrafiltrering	Hydrostatisk trykdifferens	Sigtning	2 - 50 nm	0,005 - 0,2 µm	Vand + små molekyler + opløste stoffer	Store molekyler, de fleste bakterier, nogle vira, proteiner
Nanofiltrering	Hydrostatisk trykdifferens	Sigtning + diffusion + eksklusion	< 2 nm	0,001 - 0,01 µm	Vand + meget små molekyler, ioner+ opløste stoffer	Små molekyler, en del af vandets hårdhed, vira

Membran filtreringsproces	Drivende kraft for membranfiltret	Typisk separationsmekanisme	Pore størrelse	Typisk driftsområde	Permeat beskrivelse	Komponenter, der typisk fjernes
Omvendt osmose	Hydrostatisk trykdifferens	Sigtning + diffusion + eksklusion	< 2 nm	0,0001 - 0,001 μm	Vand + meget små molekyler, ioner+ opløste stoffer	Meget små molekyler, farvestoffer, vandets hårdhed, sulfat, nitrat, calcium og andre ioner

[Metcalf & Eddy, 2003]

Anvendelse af mikro- og ultrafiltrering af spildevand som efterpoleringsenhed er på verdensplan mest brugt i forbindelse med genanvendelse af det rensede spildevand for kunstvanding af afgrøder eller hvor det rensede spildevand genbruges til procesvand i industrien. Mikro- og ultrafiltrering er desuden almindeligt brugt som forbehandling i forbindelse med omvendt osmose anlæg, hvor spildevand eller havvand eksempelvis bruges til fremstilling af drikkevand. Ved anvendelsen af disse teknologier til spildevandsbehandling er der ofte fokus på anlæggenes desinfektionsvirkning, men også anlæggenes reduktion af fosfor har været omtalt.

Producenter af membraner og omvendt osmose anlæg oplyser dog, at mange PAH-forbindelser, nonylphenoler og DEHP også fjernes effektivt.



Figur 5-2 Omvendt osmose anlæg af fabrikat Silhorko, type 03-21. Anlægget er forsynet med to posetrykfiltre til forfiltrering samt 21 RO-moduler. Kapacitet: ca. 30 m^3/h (dog afhængig af fødevandet).

5.4 Membran BioReaktorer

En relativ ny spildevandsteknologi er membran bioreaktorerne (MBR- eller membranlæg), der erstatter såvel processtanke som efterklaringstanke. MBR-anlæg har dykkede membraner, der kombinerer en biologisk rensning med en effektiv separering af slam og vand i én og samme tank. Anlæggene er yderst pladsbesparende, idet efterklaringstanke spares og volumen af processtanke pga. stærkt forøgede koncentrationer af biomasse reduceres betydeligt. Samtidigt er rensningen i MBR-anlæg mere effektiv end konventionelle renseanlæg, fordi membranerne kun i ringe grad lader forureningskomponenter passere sammen med det rensede spildevand.

Erfaringer med MBR-anlæg stammer primært fra Canada, USA og Europa. Indtil videre er der ikke etableret anlæg af denne type i Danmark til rensning af kommunalt spildevand. Anlæggene er specielt velegnede, hvis der er strenge krav til det rensede vands indhold af organisk stof, suspenderet stof, mikroorganismer eller næringssalte samtidigt med begrænset plads til rådighed. Der er således rapporteret om udløbskoncentrationer fra membranlæg, der kan sammenlignes med udløb fra et traditionelt anlæg, hvor der som poleringstrin er inkluderet ultrafiltrering.

5.5 Ozonbehandling

Ozonbehandling af spildevand kan være relevant i forbindelse med nedsættelse af spildevandets indhold af mikroorganismer (desinfektion), og i forbindelse med nedbrydning af svært nedbrydeligt organisk stof.

5.5.1 Desinfektion af spildevand

Ozonanlæg finder anvendelse ved industrielle anlæg samt specielt i svømmehaller, hvor en kombination af ozonering og klorering kan sikre en optimal desinfektion af vandet. Indenfor drikkevandsbehandling, herunder specielt hvor der bruges overfladevand, er ozonering også ofte anvendt. Ved vandindvindingen virker ozoneringen desinficerende men primært formål er ofte at nedbryde svært nedbrydeligt organisk stof, som herefter kan omsættes i biologiske filtre.

Anvendelse af ozon til desinfektion af spildevand er ikke udbredt. Dette skyldes dels forholdsvist høje anlægs- og driftsomkostninger og dels de arbejdsmiljømæssige forhold, der gør sig gældende ved brug af det stærkt korrosive og giftige ozon.

Ozon virker stærkt oxiderende på spildevandet og der findes en række positive referencer, hvor ozon har været anvendt til desinfektion af spildevand. Oxidationen medfører en nedbrydning af celler eller cellemateriale og effekten på vira, sporer og cyster er i høj grad afhængig af doseringen og kontakttiden.

Ved undersøgelser på renseanlæg med forsøgsanlæg er det påvist, at ozonanlæg kan reducere indholdet af termotolerante coliforme bakterier i kommunalt spildevand fra typisk 4×10^5 - 4×10^6 pr. 100 ml til under 1.000 pr. 100 ml, hvilket svarer til renseseffekter på 99,8 - 99,98 %. Denne reduktion er dog meget af-

hængig af doseringsmængden. En dosering i størrelsesordenen 20 g/m^3 giver en betydelig reduktion ($<5.000 \text{ CFU pr. } 100 \text{ ml}$). Det skal bemærkes, at en lang række lokale faktorer har stor indflydelse på resultatet af ozonbehandlingen. [Miljøstyrelsen, 2003a]

5.5.2 Nedbrydning af svært nedbrydeligt organisk stof

Ozon er stærkt oxiderende og kan benyttes ved rensning af spildevand, med en forholdsvis høj industriel belastning. Der er gode erfaringer med rensning af spildevand, hvori COD/BOD forholdet er højt.

I Danmark er Kalundborg Centralrenseanlæg det mest kendte eksempel på anvendelse af ozon i forbindelse med svært nedbrydeligt organisk stof. Omkring halvdelen af det spildevand, der modtages på anlægget stammer fra industrier i området, ikke mindst fra NovoNordisk/Novozymes produktionsanlæg. Ozon bliver tilsat efter det "traditionelle" biologiske rensesanlæg ved hjælp af injektorer. Vandet med ozon bliver ledt til kontakttanke, hvor svært nedbrydeligt COD og kvælstof bliver oxideret, så disses indholdet reduceres med over 50 %.

En ulempe ved ozonbehandling af spildevand er, at ozonen kan være med til at danne giftige klorater og bromater.

5.6 UV behandling

Anvendelse af UV-bestråling til desinfektion af spildevand er en velkendt teknologi, som i en lang årrække har været anvendt i forskellige lande. I Danmark er der indenfor de seneste år også etableret nogle anlæg, bl.a. på Usserød rensesanlæg, Vejle Centralrenseanlæg, Bov rensesanlæg samt ved rensning af overløbsvand fra fællessystem under regn, som ledes til Svanemøllebugten i København.

Bestråling af levende organismer med ultraviolet lys med en bølgelængde mellem 240 og 300 nm er en meget effektiv desinfektionsmetode. Strålerne indeholder energi, som kan ødelægge molekylestrukturen i de centrale molekyler som DNA, hvorved selve basis for de levende organismer ødelægges. Lavtrykssviksølvlamper er den mest anvendte UV-kilde til desinfektion. Disse kviksølvlamper kan producere en stabil stråling med bølgelængder på 254 nm.

Fordelen ved anvendelse af UV-bestråling - i modsætning til kloring af spildevandet, som er den mest anvendte desinfektionsmetode - er, at der ikke produceres toksiske reaktionsprodukter. Desuden er det billigere i drift og man undgår håndtering af kemikalier.

Den nødvendige strålingseffekt er afhængig af indholdet af suspenderet stof og opløst farvet stof i spildevandet. Metoden benyttes derfor oftest på udløb fra en filtreringsenhed med et indhold på suspenderet stof der er mindre end 15-20 mg SS/l. Med nye kraftige UV-rør er det dog også muligt at hygiejniserer udløbsspildevandet uden en forudgående filtrering, som typisk er en dyr anlægsinvestering. UV-anlægget på Vejle Centralrenseanlæg er således etableret uden

en forudgående filtrering. Erfaringerne fra Vejle Centralrenseanlæg viser dog, at lamperne i sommerperioden er påvirket af overfladebelægninger, idet alger sætter sig på lampeglasset. Algebelægningerne fjernes pt. med fosforsyre.

Ved anvendelse af UV-bestråling kan indholdet af coliforme bakterier typisk reduceres mere end 6 størrelsesordener (dekader), hvilket gør det muligt at overholde badevandsdirektivets krav til mikrobiologisk kvalitet direkte ved udløbet fra renseanlægget.

5.7 Andre iltningsmetoder

Ud over ozon, der allerede er blevet beskrevet, kan også andre stoffer bruges til oxidation af spildevand. Blandt de mest almindelige stoffer og metoder kan nævnes klor, brintperoxid og hydroxyl radikaler. Stoffernes oxidationspotentialer, som er vist i nedenstående tabel, er et mål for, hvor kraftigt oxiderende et stof er.

Tabel 5-2 Oversigt over oxidationspotentialer for udvalgte oxidationsmidler

Oxidant	Oxidationspotentialer, Volt
Fluor	3,0
Hydroxyl radikal	2,8
Ozon	2,1
Brintperoxid	1,8
Kalium permanganat	1,7
Klordioxid	1,5
Klor	1,4

Spildevandets pH kan have betydning for oxidationen, og flere iltningsmidler virker bedst i det sure område. Oxidation af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand er vanskelig at gennemføre specifikt, da oxidationsmidlet vil reagere med alle organiske stoffer i vandet. Forbruget af oxidationsmidler til fuldstændig nedbrydning af de organiske stoffer i rensed kommunalt spildevand er stort, hvilket gør metoden dyr. Som beskrevet i afsnit 5.5.2 oxideres nogle af de unedbrydelige organiske stoffer, hvorefter vandet kan efterrenses biologisk.

Nedenfor omtales nogle af de mest almindelige kemiske oxidationsmetoder kort. Metoderne er enten utilstrækkelige eller forholdsvis dyre, og er således uhensigtsmæssige til videregående rensning af spildevand fra kommunale renseanlæg.

5.7.1 Kloring af organiske stoffer

Kloring har i mange år været anvendt til desinficering af spildevand, drikkevand og svømmebade. Som regel tilsættes klor som natriumhypochlorit, der er lettere og mere sikker at håndtere end klor gas. Som det fremgår af tabel 5-2 er

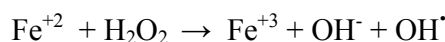
klor det svageste af de almindeligt anvendte oxidationsmidler, og det har den store ulempe, at det som biprodukt kan danne klorerede organiske forbindelser, der kan være meget giftige. Forbruget er ca. 4 kg Cl₂ per kg COD. Den nødvendige opholdstid afhænger af nedbrydeligheden af det specifikke stof der skal oxideres og kan variere fra få minutter til flere timer.

5.7.2 Iltning med brintperoxid

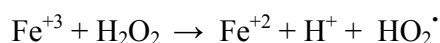
Brintperoxid er et kraftigere iltningmiddel end klor. Derudover har stoffet yderligere den fordel, at der ikke produceres giftige restprodukter. Ved iltningen spaltes brintperoxid i ilt og vand. Brintperoxid leveres normalt i en 35 % opløsning tilsat stabilisator, da brintperoxid selv er ustabil og ved lagring langsomt nedbrydes. Ydermere kan man ikke regne med, at brintperoxid oxiderer alt organisk stof til vand og CO₂. Forbruget er ca. 2 kg H₂O₂ pr. kg COD.

5.7.3 Fenton oxidation

I mange tilfælde opnås ikke en tilstrækkelig iltningseffekt med brintperoxid. Resultatet vil ofte kunne forbedres ved den såkaldte Fenton oxidation, hvor man tilsættes jernsalte, der katalyserer oxidationen.



Ferroioner ilttes til ferriioner under dannelse af hydroxid og hydroxylradikaler. Hydroxylradikalerne reagerer øjeblikkeligt med organisk stof, der nedbrydes. De dannede ferriioner omdannes til ferroioner ved reaktion med brintperoxid:



Processen skal helst gennemføres ved pH = 3-4. Der udfældes ferrihydroxid ved processen, som ved sedimentation eller filtrering skal frasepareres, før spildevandet kan udledes til recipienten. Pga. krav til pH-jusetering vurderes det derfor, at denne metode til iltning af spildevand ikke er et aktuelt alternativ for kommunale renseanlæg.

Selv om Fenton oxidation er kraftigere og hurtigere end oxidation med brintperoxid alene, kan man ikke altid opnå det ønskede resultat. Man kan således ikke forvente, at alt organisk stof nedbrydes til vand og kuldioxid.

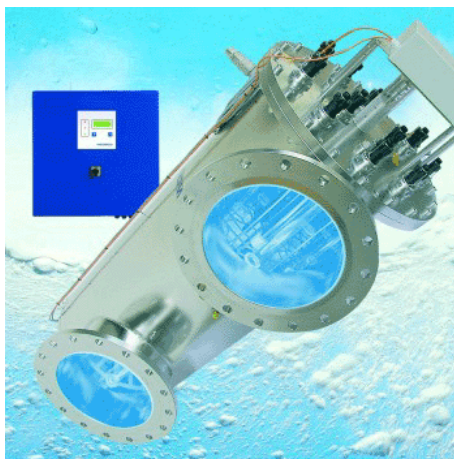
5.7.4 Fotokemisk oxidation

Ved fotokemisk oxidation anvendes brintperoxid, der aktiveres med UV-lys. Ved denne proces dannes hydroxylradikaler, der efterfølgende reagerer med tilstedeværende organisk stof. Processen forudsætter, at vandet er gennemtrængeligt for UV-lys. Processen kræver et passende overskud af brintperoxid samt en tilstrækkelig lang opholdstid i UV-reaktoren. Da hydroxylradikalerne kun lever i brøkdele af et sekund, kræves en lang opholdstid i UV-zonen for at sikre den ønskede omsætning af organisk stof. Opholdstiden ved desinfektion af

spildevand med UV er betydelig kortere end ved fotokemisk oxidation. [Sagamoto, 2006]

Til efterrensning ved fotokemisk oxidation skal der anvendes en UV-effekt på 5-25 kW pr. m³ spildevand og en opholdstid på ca. 1 time (svarende til et energiforbrug på 5-25 kWh pr. m³). Hvor et 2 kW anlæg UV-desinfektion kan behandle op 500 m³/h, så kan det tilsvarende anlæg til fotokemisk oxidation kun behandle 100-500 l/h.

Der anvendes med fordel lavtrykslamper ved 254 nm. En standard lavtrykslampe er på 50 eller 100 W, men der findes i dag lamper op til 365 W. For at opnå en god effekt kræves det, at vandet ikke er mere end 3-4 cm fra lampeglasset, hvilket nødvendiggør brugen af mange lamper. Da en lampe typisk har en levetid på 1-1½ år bliver udgiften til udskiftning af lamper den største driftsudgift. UV-anlægget forsynes endvidere med rensedyr, så man kan fjerne belægninger fra lampeglasset. Pga. de forholdsvis høje udgifter til lamper anvendes i stedet i en del tilælde mellemtrykslamper, som er billigere mht. effekt, men dog lidt mindre energieffektive. Herved bliver driftudgiften til el større end udgiften til lampeudskiftning.



Figur 5-3

UV-anlæg (Wedeco) med UV-lamper samlet i rustfri stålør.

Der eksperimenteres med UV i kombination med oxidationsmidler på APOP-anlægget i Hørsholm Kommune, men driftserfaringen er endnu sparsom. Der findes et stort antal kombinationsmuligheder som er velegnet til forskellige typer spildevand og ønskede reduktioner af forskellige forureningsparametre.

I kapitel 6 beskrives tre metoder, hvor UV kombineres med oxidationsmetoder:

- 1) Ozonering efterfulgt af UV-behandling (O₃+UV).
- 2) Tilsætning af ozon i UV-anlægget (O₃/UV).
- 3) Tilsætning af brintoverilte i UV-anlægget (UV/H₂O₂)

5.7.5 Andre iltningemetoder med hydroxylradikaler

Fotokemisk oxidation og Fenton oxidation er de mest almindelige metoder til fremstilling af hydroxylradikaler. Der findes dog også andre metoder til frem-

stilling af de hydroxylradikaler, som kan anvendes til avancerede iltningprocesser (AOP = advanced oxidation processes). F.eks. kan ozon også spalte brintperoxid i hydroxylradikaler:



Hydroxylradikaler kan også fremstilles ved katalytisk spaltning af brintperoxid med UV-lys og TiO_2 som katalysator. Processen foregår på overfladen af TiO_2 , idet man udnytter, at titandioxid er en halvleder med to valensbånd. I denne rapport beskrives disse mekanismer dog ikke nærmere.

5.8 Sammenfatning

I nedenstående tabel er kort sammenfattet de enkelte renseteknologier samt hvorvidt de kan forventes at have en effekt overfor udvalgte stoffer og stofgrupper.

Tabel 5-3 Videregående rensemetoders effekt på diverse forureningskomponenter

Forureningskomponent	Sandfiltrering	Aktivt kulfiltrering	Membranfiltrering	Membran BioReaktor	Ozonbehandling	UV behandling	UV i kombination med oxidationsmidler	Andre iltningsmetoder
Kolloider og SS - Suspenderet stof (SS) - Kolloider - Partikulært, organisk stof	X X X	X X X	X X X	X X X	X		X	
Tungmetaller - Cadmium (Cd), Kviksølv (Hg) - Zink (Zn), Nikkel (Ni) - Krom (Cr), Kobber (Cu) - Bly (Pb)	X X	X X X X	X X X X	X X X X				
Biologiske parametre - Bakterier - Protozoer (cyster og ocyster) - Virus	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X	X X X
Opløste organiske stoffer - Hormonforstyrrende stoffer - PAH - DEHP - LAS - NP	X X X X X	X X X X X	X X X X X	X X X X X	X X X X X		X X X X X	X X X X X

5.9 Fordele og ulemper

Ud over de avancerede metoders rensetekniske egenskaber er der nogle fordele og ulemper, der ikke kan kvantificeres. Disse ses i nedenstående skema:

Table 5-4 Fordele og ulemper ved de videregående rensemetoder

	Sandfiltrering	Aktivt kul filtrering	Membran filtrering	Membran BioReaktor	Ozonbehandling	UV behandling	UV i kombination med oxidationsmidler	Andre itningsmetoder
Arbejds miljø	Intet væsentligt	Problematisk ved udskiftning af kul	Intet væsentligt. Dog jævnlige tilsyn.	Intet væsentligt. Dog jævnlige tilsyn.	Ozon er kræftfremkaldende	Intet væsentligt. Dog jævnlige tilsyn.	Ozon er kræftfremkaldende	Håndtering af farlige kemikalier
Resipro dukter	Returskyllevand føres retur til indløb	Kasseret kul	Koncentrat	Nej	Chlorater og bromater, som er kræftfremkaldende	Ingen som følge af rensningen. Dog skal lamperne ofte skiftes.	Chlorater og bromater, som er kræftfremkaldende	Nej
Plads påkrævet	Betydelig	Begrænset	Begrænset	Plads besparende	Betydelig	Begrænset	Begrænset da kan reaktionstank for oxidation udelades eller dimensioneres mindre	Begrænset
Andet		Få data eksisterer vedr. rens effektivitet af udvalgte stoffer	Vandet skal ved RO forhandles for at undgå fouling af membranerne	Small footprint	Irrelevant COD oxideres Høje reaktionshastigheder. Fleksibelt mht. spildevands mængder og stoffkoncentrationer. Muligvis mutagen.	Ofte anvendes der ikke kemikalier Kort behandlingstid	Se under ozonbehandling og UV behandling	-

6 Udvalgte renseteknologier og stoffer/stofgrupper

I dette kapitel beskrives de udvalgte stoffer/stofgrupper samt fem af de i forrige kapitel omtalte videregående renseteknologier og deres renseeffektivitet over for udvalgte stoffer/stofgrupper.

6.1 Stoffer/stofgrupper

De udvalgte stofgrupper er:

- PAH
- Cadmium
- DEHP
- Bly
- Nikkel
- Nonylphenol
- LAS
- 17 α -ethinyløstradiol
- Det naturlige østrogen, 17 β -østradiol
- E.coli
- Enterokokker
- Coliforme bakterier

Stofgrupperne er primært udvalgt ud fra én eller flere af nedenstående kriterier:

- at de er opført på listen over prioriterede stoffer under EU's Vandrammedirektiv jf. Parlamentet og Rådets beslutning 2455/2001/EF,
- at de forekommer i miljøkritiske koncentrationer i dansk kommunalt spildevand,
- at de udviser østrogen eller østrogenlignende aktivitet i laboratorietests, eller
- at de er relevante som indikatorer i forhold til EU's Badevandsdirektiv.

Koncentrationerne, der er angivet i tabel 3-1, anvendes for de udvalgte stoffer i ind- og udløb fra renseanlæg.

6.2 Renseteknologier

Renseteknologierne er udvalgt ud fra at de kan være relevante specielt i relation til danske kommunale renseanlæg, hvis der kræves en specifik videregående rensning for de udvalgte miljøfremmede stoffer.

Det er desuden valgt at arbejde videre med følgende renseteknikker:

- Sandfiltrering
- Ozon behandling
- UV behandling (alene til desinfektion af spildevand)
- UV i kombination med oxidationsmidler
- Membran BioReaktor (MBR)

For hver af de videregående renseteknologier der i dette kapitel beskrives er der lavet økonomiske overslag for både anlægsudgifter og driftsomkostninger. Ved hvert af disse overslag er følgende gældende:

- Anlægsudgifterne inkluderer betonkonstruktioner, bygninger, maskin- og el-installationer.
- Der er indregnet 15-20 % til eventuelle ekstra omkostninger afhængig af anlægsstørrelse dækkende terrænregulering, veje, fliser, hegn, ledningsanlæg, brønde, fremføring af el og vand, byggeplads etablering samt uforudseelig.
- Der er regnet med en post til projektering, tilsyn m.v. på 15 %.
- Individuelle forhold på de enkelte renseanlæg som for eksempel pladsforhold, jordbundsforhold o. lign. kan influere prisen betragtelig. Ligeledes vil den aktuelle konkurrencesituation være en meget betydende faktor.
- Driftsomkostningerne skal opfattes som Δ -omkostninger, dvs. ekstra omkostninger for eksisterende anlæg, som udvides renseteknologien. Priserne er inklusiv el, mandskab, vedligeholdelse o.l.
- Prisniveau er ultimo 2005. Alle priser er eksklusiv moms.

For at kunne sammenligne MBR med de andre udvalgte renseteknologier, er det valgt at angive prisen for etablering af MBR på et eksisterende aktiv slam anlæg.

Overslag over de forventede ressource-, energi- og kemikalieforbrug for etablering af hver af de i dette kapitel beskrevne videregående renseteknologier er opstillet i afsnit 6.4, 6.5 og 6.6.

6.2.1 Sandfiltrering

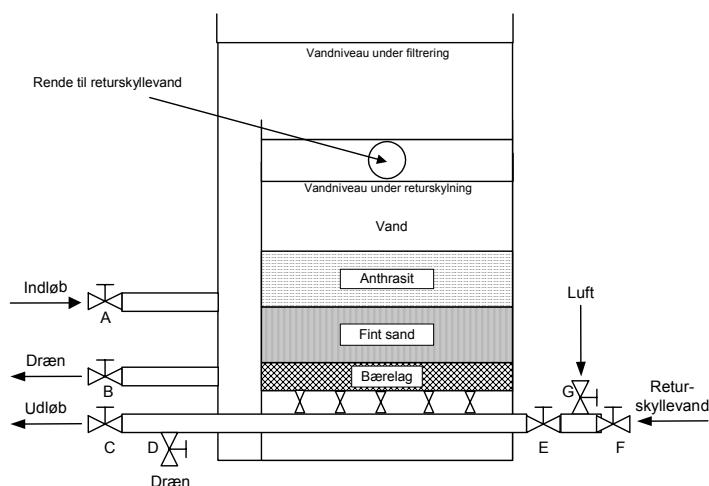
I industrien anvendes normalt trykfiltere, hvor vandet pumpes igennem kolonner fyldt med filtermateriale - oftest sand med varierende kornstørrelse. Med passende mellemrum returskylles filtermaterialet med luft og vand for at fjerne det frafilterede materiale. Disse filtre er dog forholdsvis dyre og benyttes ikke i større omfang på kommunale renseanlæg, hvor der er meget store vandmængder sammenlignet med industrielle renseanlæg.

De mest almindelige sandfiltre på kommunale anlæg er åbne betonbassiner eller "celler" fyldt med filtermateriale, som spildevandet graviterer ned igennem.

En typisk opbygning af et sandfilter kunne være:

Filterlag I:	600 mm antracit kul (1,4-2,5 mm)
Filterlag II:	550 mm sand (0,8-1,4 mm)
Mellemlag:	100 mm grus (2,5-3,0 mm)
Bærelag:	100 mm grus (3,0-5,0 mm)

Lagene har en samlet fyldhøjde på 1350 mm i dette eksempel, men fyldhøjden kan naturligvis variere. Filterlag II består af meget fine sandkorn, der bevirker en meget effektiv filtrering, hvor selv små partikler tilbageholdes. Formålet med filterlag I er at give bedre dybdefiltrering, idet små partikler kan passere lag I, før de opfanges i lag II. På den måde opnås en længere driftsperiode før tilstopning og en større opsamlingskapacitet for slam, end hvis hele filterlaget består af fint sand. Antracitkullene virker blot som et filtermateriale og dermed ikke som adsorptionsmiddel for organiske stoffer.



Figur 6-1 Principopbygning af sandfilter

Cellestørrelsen kan variere fra 5-50 m². I bunden af cellerne er der dyser med luft og vand, der anvendes under rensning (returskylling) af cellerne. Nogle

sandfiltre returskylles når de er stoppet til, mens andre returskylles når tryktabet over filteret er blevet for højt (vandniveauet i cellen stiger). Endelig er der filtre, der returskylles efter en fast tidsplan.

Erfaringen viser, at det er bedst systematisk at returskylle filtrene, før de stopper til. Det giver på lang sigt den bedste drift, og man vil som regel opnå den oprindelige flowkapacitet efter hver returskylning. Det kan man ikke altid, når først filteret har været total stoppet til. En rutinemæssig daglig returskylning er ofte mest praktisk.

Luften til returskylningen leveres normalt fra en særlig blæser. Vandet tages fra et opsamlingsbassin for filtreret vand og pumpes ind i cellen med en kraftig skyllevandspumpe. Det slamholdige returskyllevand ledes normalt retur til renselanlæggets indløb.

Typiske data for sandfilter:

Hydraulisk belastning:	5-10 m ³ /m ² pr. time
Suspenderet stof i filtreret vand:	1-5 mg/l

Ved filtreringen fjernes partikler fra vandet. Partikelkoncentrationen kan måles som suspenderet stof (SS). Uden efterfiltrering vil SS typisk ligge på 10-30 mg/l i udløbet fra et renselanlæg, men ved filtrering i sandfilter kan man komme helt ned på 1-5 mg/l.

For trykfiltre gælder det, at man med en meget fin sandfyldning i bedste fald kan fjerne partikler ned til 1 µm. Det kan man næppe opnå i et åbent sandfilter på et kommunalt renselanlæg, men givet er det, at man kan fjerne noget mindre partikler end svarende til mellemrummet mellem sandpartiklerne. Det skyldes, at der efterhånden dannes et fint filterlag af slam oven på det øverste sandlag, og det vil virke som et fint filtermedium, der giver bedre partikel fjernelse end selve sandlaget.

På mange renselanlæg anvendes et sandfilter til kontaktfiltrering af spildevand. Det vil sige, at man før filteret tilsætter kemikalier til fosforfældning. Hermed frasepareres de udfældede fosfater direkte efter fældningen i sandfilteret. Med denne teknik kan man bringe fosfatkoncentrationen i spildevandet meget langt ned, dvs. ned til ca. 0,2 mgP/l.

Fjernelse af diverse forureningskomponenter

Ved anvendelse af filtrering kan spildevandets indhold af BOD nedbringes ved at frafiltrere de sidste fine partikler af organiske materiale, som løber ud af efterklaringstanken. Ved kontaktfiltrering kan man endvidere få fosfatindholdet meget langt ned. I det følgende beskrives mulighederne for at nedbringe miljøfremmede stoffer i det rensede spildevand.

Det antages, at der i udløbet fra de konventionelle renselanlæg er en SS-koncentration på 12 mg/l, hvoraf 3/4 antages at blive fjernet i sandfanget. Idet de miljøfremmede stoffers koncentration i udløbets SS er den samme som stof-

fernes koncentration i overskudsslammet kan stoffjernelsen og sandfiltrenes rensegrader beregnes. Ved beregningsmetoden antages ingen opløste stoffer at blive fjernet, hvilket resulterer i, at fjernelsen udelukkende er afhængig af de forskellige stoffers fraktion, der er knyttet til det suspenderede stof.

Tungmetaller

Af afsnit 4.1 fremgår at tungmetallerne i det rensede spildevand vil foreligge både på opløst og bundet form. Sidstnævnte er dels tungmetaller der er optaget i biologisk materiale og dels udfældede salte som metal-hydroxider, karbonater, fosfater og sulfider. Koncentrationer og fordelinger afhænger i høj grad af tungmetallerne, men varierer også fra et renseanlæg til et andet.

På grund af udfældningskemien kan man ved den normale pH-værdi i spildevand forvente forholdsvis meget kviksølv, cadmium zink og nikkel på opløst form, mens kobber, krom og bly hovedsagelig findes på udfældet form som slampartikler.

Ud fra værdierne i tabel 4-2 og antagelserne omkring SS indhold og fjernelse kan sandfiltres teoretiske rensegrader for de forskellige tungmetaller beregnes.

Tabel 6-1 Teoretiske rensegrader for tungmetalfjernelsen i et sandfilter

Tungmetal	Hg	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	Cr
Teoretisk rensegrad *	13 %	17 %	4 %	30 %	39 %	8 %	11 %

* Beregnede ud fra antagelser om en SS på 12 mg/l, 75 % SS fjernelse i sandfilteret og metal-koncentrationer i udløbsvandets SS identiske med koncentrationerne i overskudsslam.

Rensegraden for kviksølv, cadmium, nikkel, og zink vil for en sandfiltrering normalt være under 10 %, mens der for kobber, krom og bly, som i højere grad er udfældet/bundet til det suspenderede stof ofte vil kunne opnås rensegrader på mellem 20 og 45 %

Ovenstående betragtninger er baseret på gennemsnitstal. Ved en sandfiltrering på renseanlæg med stor koncentration af SS i udløbet og høje tungmetalkoncentrationer i slammet vil man utvivlsomt kunne opnå betydelig større renseeffekter end de i tabel 6-1 angivne.

Mikroorganismer

Spildevandets hygiejniske kvalitet kan forbedres betydeligt ved en sandfiltrering. I Miljøprojekt 684 er koncentrationen af mikroorganismer efter hvert renses trin målt på Marselisborg og Egå renseanlæg. Reduktion af mikroorganismer i sandfilteret er på 90-99 % afhængig af, hvilke bakterier der måles. I tabel 6-2 er vist nogle udvalgte resultater af undersøgelsen på Egå renseanlæg.

Tabel 6-2 Hygiejnisk kvalitet af spildevand på Egå renseanlæg.

Mikroorganismer	Urenset spildevand [CFU/100 ml]	Før sandfilter [CFU/100 ml]	Efter sandfilter [CFU/100 ml]	Rense-grad Sandfilter
E. Coli	$2,6 \cdot 10^7$	$9,2 \cdot 10^4$	$7,0 \cdot 10^3$	92 %
Enterokokker	$9,3 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^4$	$3,3 \cdot 10^2$	97 %
Fækale colibakterier	$8,6 \cdot 10^7$	$4,5 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^4$	96 %

[Miljøstyrelsen, 2002b]

For at opnå en tilstrækkelig effekt af eventuelle yderligere rensetrin for desinfektion, som f.eks. UV-behandling af spildevandet, vil etablering af sandfilter eller anden filtreringsform i de fleste tilfælde være nødvendigt.

Hormonforstyrrende stoffer

Stofferne 17 β -ethinyløstradiol og 17 α -østradiol er vandopløselige i de koncentrationer, der normalt forekommer i spildevand, idet der kan opløses ca. 10 mg/l. I kommunale renseanlæg fjernes ofte mere end 95 % af de østrogenlignende stoffer. I forskellige undersøgelser varierer stofnedbrydningen mellem 45 og 90 %, mens de resterende stoffer ender i overskudsslammet.

I Tyskland har man i slam målt 17 β -østradiol på niveauer omkring 40 μ g/kg TS, hvilket i vand med en SS koncentration på 12 mg/l, svarer til at under 0,5 ng/l findes på suspenderet form der fjernes ved sandfiltreringen. For 17 α -ethinyløstradiol var der i slammet kun 15 μ g/kg TS [Ternes et al., 2002]. Dette svarer til, at der efter rensningen af det kommunale spildevand, er under 0,2 ng/l på suspenderet form [Miljøstyrelsen, 2004].

Selv om forholdene som de tyske værdier er fundet under ikke er identiske med danske forhold, giver overslagsberegningen dog et rettesnor for, at der kun kan forventes en meget begrænset reduktion af østradiol og ethinyløstradiol ved sandfiltrering.

PAH

Man kan ikke forvente nogen målelig effekt for PAH-reduktionen ved en sandfiltrering af rensset kommunalt spildevand, fordi stoffernes udløbskoncentrationer normalt allerede er lavere end detektionsgrænsen for analysemetoden.

DEHP

I rensset spildevand vil den totale koncentration af DEHP typisk være omkring 1 μ g/l, hvoraf andelen knyttet til slampartikler udgør omkring 0,25 μ g/l. Ved sandfiltrering forventes DEHP koncentrationen således at kunne reduceres med omkring 0,2 μ g/l, svarende til 20 % af den samlede udledning. På grund af måleusikkerheder og en detektionsgrænse på 0,5 μ g/l, vil effekten nok ikke kunne måles ved den i dag anvendte analyseteknik.

LAS

Der er usikkerhed omkring i hvor høj grad LAS findes i udløbet på renselanlæg, samt i hvilket grad LAS her er knyttet til det suspenderede stof og i hvilket grad der findes på opløst form. Den del, der findes i det suspenderede stof, kan delvist fjernes i et sandfilter. Hvis LAS koncentrationen i slam er på ca. 1500 mg/kg TS, vil LAS mængden, der kan fjernes sammen med det suspenderede stof, findes svarende til omkring 10-15 µg/l. Idet udløbskoncentrationen er over 400 µg/l er reduktionen i sandfiltret under 4 % meget begrænset.

NPE

Nonylphenol har en ret lav vandopløselighed og forekommer typisk i koncentrationer på ca. 3 µg/l i tilløbet til kommunale renselanlæg (tabel 3-1).

Undersøgelser på Herning og Hillerød renselanlæg viser, at 25-60 % af NP fjernes i primærtanken, mens 5-15 % fjernes med det biologiske slam. Der sker endvidere en vis nedbrydning af NP ved den biologiske rensning, således at kun 5-10 % bliver udledt med det rensede spildevand med typiske koncentrationer på ca. 0,5 µg/l."

Økonomi

Et overslag for anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af sandfilteranlæg for tre størrelse renselanlæg er givet i nedenstående tabel.

Tabel 6-3 Prisoverslag ved etablering af sandfilter.

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.) pr. år
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	9.000	400
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	33.000	3.000
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	61.000	6.000

6.2.2 Ozon behandling

Ozon bliver produceret, når iltmolekyler ved hjælp af en energikilde bliver opsplittet i enkelte iltatomer, for efterfølgende at kolliderer med et iltmolekyle (O₂) og derved danne en ustabil gas; ozon (O₃). Denne kan benyttes til desinfektion af spildevand. Ozon til desinfektion af spildevand produceres oftest ved at påtrykke en højspændt vekselstrøm (6-20 kV) over et gnistgab i en iltrig gas. Ozon produceres på stedet, idet den er meget ustabil og henfalder til elementær ilt kort efter dannelsen. Ozon er meget stærkt oxiderende og er stærkt giftig i koncentreret form.

Ozon virker desinficerende på følgende måde:

- Direkte oxidation/destruktion af cellevæggene med efterfølgende udsivning af cellemateriale

- Reaktionen med frie radikaler grundet ozon-nedbrydning
- Skader på cellernes kernemateriale
- Nedbrydning af kulstof-/kvælstofbindinger med efterfølgende depolymerisering

Når ozon henfalder i vand, opstår der hydrogenperoxid (H_2O_2) og hydroxylradikaler (OH). Disse radikaler har en stor oxiderende virkning og spiller en aktiv rolle i desinfektionsprocessen. Det er den generelle opfattelse, at bakterierne bliver nedbrudt hovedsagelig på grund af oxidation af bakteriernes cellevæge.

Effektiviteten af desinfektionen er afhængig af de enkelte organismers modstandsdygtighed, kontakttiden og koncentrationen af ozon.

Anlægsopbygning

De enkelte komponenter i et ozon desinfektionsanlæg består af fødegasanlæg, ozon-generator, ozon-kontaktbassin og afgangssystem.

Luft eller ren ilt bliver oftest benyttet som fødegas og pumpet ind i ozon-generatoren ved et forudbestemt flow. Energikilden til produktionen af ozon sker ved elektrisk udladning i en gas, der indeholder ilt.

Ozon-generatoren kendetegnes typisk ved:

- Kontrolenhed (enten strømstyring eller frekvensregulering)
- Køleenhed (enten vand, luft eller vand/olie-system)
- Placering af selve ozon-generatoren (enten vertikalt eller horisontalt)
- Fabrikat

Ozonproduktion ved elektrisk udladning er den mest benyttede metode.

Ekstrem tør luft eller ren ilt bliver eksponeret til en kontrolleret, ensartet højspændt udladning af enten høj- eller lavfrekvens. En gasstrøm produceret af luft vil normalt indeholde 1/2-3 vægt % ozon, hvor ren ilt vil kunne give en gasstrøm med 2-4 gange højere koncentration af ozon.

Den producerede ozon kommer i et kontaktbassin indeholdende det vand, som skal desinficeres. Hovedformålet med kontaktbassinet er at transportere ozonen fra glasboblerne til væsken og samtidig sikre tilstrækkelig kontakttid for gennemførelsen af desinfektionen.

Den mest almindelige form for kontaktbassiner er udstyret med finboblet beluftningsudstyr. Kontaktbassinerne er ofte mekanisk omrørt. Idet ozon optages meget hurtigt må det sikres, at fordelingen sker så ensartet som muligt.

Afgasningen fra kontaktbassiner skal behandles, for at sikre at overskudsozon er fjernet, før dette udledes til omgivelserne. Det er derfor vigtigt, at styringen af ozonanlægget effektiviseres mest muligt. Det er ofte muligt at genbruge af-

gasningen fra kontaktbassiner som fødegas i ozonproduktionsanlægget eller som ilttilskud i luftningstanke, når der bruges ren ilt som fødegas.

Processen styres typisk med følgende parametre:

- Ozondosering
- Mixning
- Kontakttid

Ozon desinfektionssystemer forsøges optimeret til maksimal opløselighed af ozonen i spildevandet, idet desinfektionen er afhængig af den specifikke overførelse af ozon.

Praktiske erfaringer med ozonbehandling

Ozon som desinfektionssystem for spildevand er ikke meget udbredt. De mest benyttede systemer i dag er UV-systemer eller mere traditionelle kloringsystemer.

Ozonanlæg finder en del anvendelse ved industrielle anlæg samt specielt i svømmehaller, hvor en kombination af ozonering og klorering kan sikre en optimal desinfektion af vandet. Også i drikkevandssektoren finder ozonanlæg nogen udbredelse blandt andet i Sverige, USA m.fl.

Den begrænsede udbredelse af ozonanlæg skyldes dels de generelt relativt høje anlægs- og driftsomkostninger og dels de arbejdsmiljømæssige forhold, der er gældende ved brug af det stærkt korrosive og giftige ozon.

Ved undersøgelse på renseanlæg med forsøgsanlæg er det eftervist, at ozonanlæg kan reducere indholdet af termotolerante coliforme bakterier med ca. 99,8 – 100 % [Miljøstyrelsen, 2003a]. Det skal bemærkes, at en lang række lokale faktorer har stor indflydelse på resultatet af ozonbehandlingen - herunder doseringsmængden.

Der er nogen uklarhed om den nødvendige doseringsmængde. Dog synes en dosering i størrelsesordenen 20 g/m^3 at give en betydelig reduktion (<5.000 CFU/100 ml).

Der er gode erfaringer med rensning af spildevand, hvori indholdet af specielt COD er højt i forhold til indholdet af BOD. Der vil her typisk være tale om anlæg med en forholdsvis høj industriel belastning.

Der hersker dog nogen uklarhed om, hvorvidt et højt indhold af COD i spildevandet vil have en negativ effekt på desinficeringen. Analyserne gennemført i forbindelse med nærværende projekt indikerer, at der på trods af et højt indhold af COD kan opnås en betydelig grad af desinfektion.

Det må generelt konkluderes, at ozonbehandling grundet i pris og arbejdsmiljømæssige forhold finder størst udbredelse i forbindelse med industrielle anlæg, og her typisk som oxidationsmiddel [Miljøstyrelsen, 2003a].

Økonomi

Et overslag for anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af ozonbehandlingsanlæg for tre størrelse renseanlæg er givet i tabel

Tabel 6-4 Prisoverslag ved etablering af ozonbehandlingsanlæg⁴.

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.) pr. år
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	2.025	265
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	5.850	2.050
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	12.500	5.100

Prisoverslagene skal betragtes som planlægningspriser, der giver en indikation over størrelsesordenen for henholdsvis anlægs- og driftsomkostningen.

Driftsomkostningerne ved et ozonanlæg er, som det fremgår af ovenstående betydelige. Det har været den generelle opfattelse, at ozonanlæg er dyrere end både UV-anlæg og specielt kloranlæg til desinfektion af spildevand. Det har dog vist sig, at der er meget store udsving i de aktuelle priser og det kan ikke umiddelbart konkluderes, at et ozonanlæg altid vil være mere omkostningstungt både med hensyn til anlæg og drift end specielt UV-anlæg.

Det forudsættes, at spildevandet inden ozonanlægget er rensat til gennemsnitlige udledninger fra danske renseanlæg (se tabel 3-1). Det vil sige under Vandmiljøplanens krav med hensyn til næringssaltsfjernelse. Det forudsættes endvidere, at der ikke er tale om store mængder COD eller BOD i det rensede spildevand.

6.2.3 UV behandling

Ved UV bestråling desinficeres spildevandet ved at lys i det ultraviolette område reagerer med DNA i bakterier eller vira ved en fotokemisk reaktion. Dette medfører et direkte henfald af mikroorganismene eller sætter dem ude af stand til at kopiere deres arvemasse, hvorved de ikke er i stand til at formere sig.

De lamper, der i dag typisk anvendes til UV-behandling af spildevand er kviksøvlamper af 2 typer:

- Lavtryksslamper - bølgelængde 254 nm
- Mellemtryksslamper - bølgelængde 200-400 nm

⁴ Ved ozondosis på 20 g/m³

Den største effekt opnås med ultraviolet lys med en bølgelængde på 260-265 nm. Der forskes dog stadig med hensyn til optimering af dette. Den valgte UV-dosis vil sammen med vandets transmission afgøre graden af desinfektion.

På Usserød renselanlæg anvendes mellemtrykslamper som indeholder andre grundstoffer end kviksølv hvilket giver en del UV-lys med lavere bølgelængder end en standard kviksølvslampe. Dette giver teoretisk mulighed for at nedbryde visse organiske kemikalier, herunder østrogener, ved fotolyse. Desuden kan det mest energirige UV-lys spalte vand under dannelse af oxiderende radikaler som kan bidrage til nedbrydning af organiske kemikalier. Disse reaktioners effektivitet begrænses af lysgennemtrængningen for kortbølget UV-lys er begrænset og meget varierende i udløbet fra et kommunalt renselanlæg.

Opbygning af et UV anlæg

Et UV-anlæg for desinfektion af spildevand kan enten etableres i lukkede rør-systemer eller i åbne render. Etablering i lukkede rør benyttes generelt til trykssystemer, hvor vandet pumpes bort fra renselanlægget. Etablering i åbne render benyttes på renselanlæg med gravitationsafløb.

Et UV-anlæg på et kommunalt renselanlæg består typisk af UV-lamper placeret i moduler i åbne kanaler. Hvert modul består af et antal UV-lamper, der er placeret horisontalt og parallelt med vandoverfladen i faste modulrammer. Opholdstiden i kammeret, hvor UV-rørene er placeret er ca. 5-10 sekunder ved maksimal flow.

UV-lamperne er typisk beskyttet mod mediet ved hjælp af UV gennemtrængelige kvartsrør. På kvartsrøret er der risiko for udfældning af organiske og uorganiske stoffer som jern, kalk og fosfat. Da jernsalte (jernklorid eller jernsulfat) bruges som flokkuleringsmiddel mange steder, vil der være en risiko for udfældning af jernioner på kvartsrørene, hvilket betyder, at disse skærmer for UV-lyset og behandlingseffekten dermed påvirkes negativt.

For at opretholde en høj behandlingseffekt kræves det, at kvartsrørene rengøres jævnlige under drift. UV-anlæg til spildevandsbehandling er derfor normalt monteret med enten mekanisk, kemisk eller en kombination af mekanisk og kemisk rengøring. Selve rengøringen foregår fuldautomatisk under drift uden at anlæggets effekt påvirkes.

Styring af et UV-anlæg sker ud fra måling af det aktuelle flow kombineret med valgt bestrålingsdosis, hvilket styrer lysstyrken, således at hver m³ spildevand får tilført samme lysmængde.

I modsætning til andre desinfektionsmetoder er fordelene ved anvendelse af UV-bestråling at der ikke dannes toksiske reaktionsprodukter. Desuden er UV-bestråling relativt billig i drift.

Anlægget kan monteres direkte på afløbet fra et biologisk renselanlæg, men den nødvendige strålingseffekt er afhængig af indholdet af suspenderet stof og transmissivitet i det rensede spildevand. Et UV-bestrålingsanlæg benyttes derfor oftest på afløb fra en filtreringsenhed (sandfilter, tromlefilter el.lign.), hvor

indholdet af suspenderet stof typisk vil være under 5-10 mg SS/l, men som nævnt er det muligt med de nye kraftigere UV-rør at hygiejniserer det rensede spildevand uden en forudgående filtrering, som typisk vil være en meget dyr anlægsinvestering.

Ved anvendelse af UV-bestråling kan indholdet af coliforme bakterier typisk reduceres til < 500-1000 CFU/100 ml. Der kan ikke forventes en effekt på andre af de miljøfremmede stoffer, der omhandles i nærværende projekt.

I bl.a. USA og Canada vælges UV ofte til at desinficere spildevandet, da UV fjerner parasitter som f.eks. Giardia og Cryptosporidium parvum med lave doser. [Sagamoto, 2006]

Den nødvendige energidosering er 35-40 mJ/cm², svarende til et energiforbrug på ca. 0,015 kWh per m³ behandlet spildevand.

Økonomi

Et overslag for anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af UV-behandlingsanlæg ved er givet i nedenstående Tabel 6-5.

Tabel 6-5 Prisoverslag ved etablering af UV-behandlingsanlæg.

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.) pr. år
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	1.500	180
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	4.000	1.500
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	8.000	3.000

For anlægsomkostninger er der forudsat installation i åbne render. El og styretavle forudsættes installeret i en eksisterende bygning. Som tidligere nævnt kræver etablering af et UV-anlæg oftest at der etableres en filtreringsenhed før UV-anlægget i form af et sandfilter, tromlefilter el.lign. Prisen for et sådant filter er ikke inkluderet i ovennævnte priser.

Den største driftsomkostning er udskiftningen af UV-lamperne, hvis pris kan variere betydeligt og er meget markedsafhængig. Der er dog forudsat en gennemsnitlig levetid på 1½ år.

6.2.4 UV i kombination med oxidationsmidler

Det er muligt at kombinere behandling ved tilsætning af oxidationsmidler og UV belysning og opnå effekterne af begge typer behandling med en synergieffekt.

Der eksperimenteres med dette på APOP-anlægget i Hørsholm Kommune, men driftserfaringen er endnu sparsom. Der findes et stort antal kombinationsmulig-

heder, som er velegnet til forskellige typer spildevand og ønskede reduktioner af forskellige forureningsparametre. Nedenfor nævnes tre metoder:

1. Ozonering efterfulgt af UV-behandling (O_3+UV).
2. Tilsætning af ozon i UV-anlægget (O_3/UV).
3. Tilsætning af brintoverilte i UV-anlægget (UV/H_2O_2)

Fordelen ved at kombinere UV med tilsætning af oxidationsmiddel er primært, at UV kan aktivere oxidationsmidlerne (tilføre aktiveringsenergi til oxidationsmidlerne) så oxidationsreaktionen forløber hurtigere. Dermed kan anlæggets reaktionstank for oxidation udelades eller dimensioneres mindre. For oxidation med brintoverilte (H_2O_2) er aktivering essentiel for at en fjernelse af organiske kemikalier kan forløbe.

En anden fordel er, at UV kan give en effektiv desinfektion af patogene organismer, som er resistente mod oxidationsmidler pga. indkapsling og dvaletilstand (parasit æg, virus og bakteriesporer). Herved kan fjernelsen af nogle af de farligste patogener opnås med en fordelagtig totaløkonomi i forhold til desinfektion alene med tilsætning af kemikalier. Ved tilsætning af oxidationsmiddel før UV-behandlingen kan der ske en nedbrydning af farvede forbindelser som medfører at UV behandlingen kan udføres tilfredsstillende med anvendelse af mindre effekt total effekt (færre lamper), mens den effektive effekt er uændret.

Anlægsopbygning

O_3+UV

Anlægget vil minde om det tidligere beskrevne ozonanlæg efterfulgt af det tidligere beskrevne UV anlæg. Det vil være muligt at dimensionere UV-anlægget til en mindre UV ydelse sammenlignet med et enkeltstående UV-anlæg, da vandets lysgennemtrængelighed vil forøges efter ozonbehandlingen. Selve ozondoseringen vil variere markant efter om der ønskes reduktion af COD eller fjernelse af specifikke organiske stoffer som f. eks. østrogener. F.eks. vil tilsætning af 0,5 – 2 mg/l ozon fjerne østrogener i nogle typer spildevand selvom COD næsten ikke påvirkes.

UV/O_3

Anlægget vil minde om det tidligere beskrevne ozonanlæg sammenbygget med det tidligere beskrevne UV anlæg. En vigtig forskel er dog at kontaktbassinet for reaktion af ozon, som normalt er dimensioneret til 15-40 min opholdstid af spildevandsstrømmen, kan undlades. Specificiteten af oxidationen ændres, når ozonen aktiveres til HO-radikaler, som reagerer hurtigt og uselektivt med de fleste organiske forbindelser. Således kan fjernelse af enkelte forbindelser ikke ske specifikt og doseringen må være tilstrækkelig til at nedbryde hele COD indholdet.

UV/H_2O_2

Anlægget vil minde om det tidligere beskrevne UV anlæg, hvor der tilføjes en doseringspumpe og en muligvis en lagertank til opbevaring af brint-

overilten. UV anlægget vil skulle dimensioneres til at levere større lyseffekt. Graden af forøget lyseffekt er svær at bestemme for kommunalt spildevand pga. manglende driftserfaring.

Forbruget af H_2O_2 vil være i størrelsesordenen 10-50 mg/l, som varierer med COD i spildevand. Der tilsættes som tommelfingerregel omtrent 2 mg/l H_2O_2 per 1 mg/l COD der ønskes fjernet.

Økonomi

Økonomien ved opførsel er estimeres ud fra de ovenfor nævnte UV og ozon anlæg.

O₃+UV: Anlægget minder om det tidligere beskrevne ozonanlæg efterfulgt af det tidligere beskrevne UV anlæg. Der behandles kun med 2 mg/l ozon og UV-kapaciteten er kun 50 % af det oprindelige anlæg. Der er regnet med en mindre reduktion i bygninger til anlægget og pasning, som følge af overlap mellem de to anlægsdele.

Tabel 6-6 Prisoverslag ved etablering af ozon efterfulgt af UV

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.)
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	2.600	210
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	5.100	1.500
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	8.900	3.000

UV/O₃: Anlægget minder om det tidligere beskrevne ozonanlæg efterfulgt af det tidligere beskrevne UV anlæg. En vigtig forskel er dog at det bekostelige kontaktbassin for reaktion af ozon undlades. Der anvendes samme ozon og UV kapacitet, men der spares anlæg af reaktionstanken for ozonen og der er en mindre reduktion i bygninger og pasning, som følge af overlap mellem de to anlægsdele.

Tabel 6-7 Prisoverslag ved etablering af ozon og UV

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.)
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	3.000	400
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	7.800	3.500
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	16.300	8.000

UV/H₂O₂: Anlægget minder om det tidligere beskrevne UV anlæg, hvor der

tilføjes en doseringspumpe til levering af brintoverilten. UV anlægget er dimensioneres til at levere 3 gange større lyseffekt. Graden af forøget lyseffekt er svær at bestemme for kommunalt spildevand pga. manglende driftserfaring. Forbruget af H_2O_2 er sat til 20 mg/l for at få en behandlingsgrad som for COD fjernelse ontrent svarer til behandlingen i ozon scenariet.

Tabel 6-8 Prisoverslag ved etablering af UV og brintoverilte

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.)
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	2.100	700
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	9.400	6.100
50.000 m³/dag (gennemsnit) 7.500 m³/time (max)	21.500	13.900

6.2.5 Membran BioReaktor (MBR)

De rensprocesser, der typisk anvendes på kommunale renselanlæg i Danmark er kendetegnende ved stort pladsbehov, store konstruktioner og for visse stoffers vedkommende en ikke helt tilfredsstillende rensning.

Som tidligere nævnt er MBR en relativ ny spildevandsteknologi, der har visse fordele i forhold til traditionelle anlæg, idet membran anlæg kombinerer biologisk rensning og separering af slam og vand i én tank og effektivt adskiller slam og vand. De traditionelle rensningsprocesser med aktivslam, efterklaring og sandfilter samles i en tank, og MBR-anlæg kan derfor erstatte procestank, efterklaringstank, returslamføring og sandfilter på et traditionelt anlæg. Sammenlignet med traditionelle anlæg er MBR derfor yderst pladsbesparende.

I forhold til miljøfremmede stoffer sker der en væsentlig bedre rensning for bakteriologiske parametre. Rensning for eksempelvis tungmetaller og østrogenlignende stoffer, som delvist knytter sig til det suspenderede stof kan derfor forventes forbedret.

Erfaringer med den type anlæg er primært fra Canada og USA. Indtil videre er der ikke etableret anlæg af denne type i Danmark. Anlæggene kan benyttes, hvis der er strenge krav til det rensede vands indhold af organisk stof, suspenderet stof, mikroorganismer eller næringssalte. Der er således rapporteret om udløbskoncentrationer fra membran anlæg, der kan sammenlignes med udløb fra et traditionelt anlæg, hvor der som poleringstrin er inkluderet ultrafiltrering.

Anlægsopbygning

Sammenlignet med konventionel spildevandsrensningsteknologi kræver MBR-systemer en væsentlig lavere opholdstid, idet der kan opereres med en slamkoncentration på op til 20 kg SS/m³, hvilket er ca. 4-5 gange højere end i en normal procestank. I modsætning til et almindelig aktiv slam anlæg, hvor selve

de biologiske processer foregår i en procestank og adskillelse af slam og vand sker i en klaringstank, så sker begge disse processer i en MBR, hvilket også indebærer, at returslampumpning undgås.

Porestørrelse for membranerne i et MBR varierer for de forskellige fabrikater, men ligger typisk på omkring 0,1 - 0,5 μm svarende til et sted mellem mikrofiltrering og ultrafiltrering.

Membranerne drives med et undertryk, der sikrer gennemtrængning af vandpartikler og visse opløste stoffer, hvorimod slampartikler og en række forureningskomponenter bliver tilbage i reaktoren.

For typiske spildevandsparametre opnås meget lave udløbsværdier. Således angives værdier på $< 2 \text{ mg/l}$ for BOD, $< 2 \text{ mg/l}$ for suspenderet stof og $< 0,1 \text{ mg/l}$ for total fosfor.

Som det fremgår af ovenstående er MBR ikke tænkt anvendt som en efterbehandling af spildevand - dvs. efter et traditionelt aktiv slam anlæg. Derimod anvendes en MBR oftest som en enhed, der erstatter procestank, efterklaringstank og eventuel sandfilter. Det er således næppe interessant at etablere MBR på danske renselanlæg, der allerede er udbyggede til fuld rensning. Det kan derimod være interessant ved etablering af et nyt renselanlæg eller eventuelt ved udvidelse af et eksisterende anlæg, hvor der stilles skærpede krav.

Økonomi

Det har været vanskeligt at finde troværdige kilder for anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af MBR. Specielt har det været vanskeligt at indarbejde levetid for membranerne og dermed omkostninger i forbindelse med udskiftning af membranerne. Ligeledes er det ikke entydigt, hvor stort energiforbruget er i forbindelse med driften af anlægget, da det nødvendige undertryk i membranerne sandsynligvis vil stige i løbet af levetiden som følge af delvis tilstopning.

Ved de økonomiske overslag er MBR-systemet regnet som en ekstra omkostning til et eksisterende anlæg. Et groft overslag for anlægs- og driftsomkostninger i forbindelse med etablering af MBR på tre størrelser af aktiv slam anlæg er givet i nedenstående tabel.

Tabel 6-9 Prisoverslag ved etablering af MBR

Anlægsstørrelse	Anlægsudgifter (1.000 kr.)	Driftsomkostninger (1.000 kr.) ⁵ pr. år
2.000 m ³ /dag (gennemsnit) 400 m ³ /time (max)	15.000	200
20.000 m ³ /dag (gennemsnit) 3.000 m ³ /time (max)	100.000	1.600
50.000 m³/dag (gennem-	200.000	4.000

⁵ Inkl. udskiftning af membranerne hvert 8. år.

snit) 7.500 m³/time (max)		
---	--	--

[Okasaki et al, 2003]

Prisoverslagene giver en indikation af størrelsesordenen for henholdsvis anlægs- og driftsomkostningen.

Største post for driftsudgifterne er udskiftning af nedslidte membraner og el.

6.3 Forventede rensgrader

Ud fra litteraturstudie af udvalgte stoffer/stofgrupper samt renseteknologier, er rensgraderne som følger. Baggrunden for valg af rensgrader baseret på litteraturstudie kan ses i Bilag 1.

Tabel 6-10 Rensgrader for udvalgte avancerede rensemetoder

	Cadmium	Nikkel	Bly	E. coli	Enterokokker	Coliforme bakterier	17 β - østradiol	17 α -ethinyl østradiol	PAH	DEHP	LAS	Nonyl- phenol
Sandfiltrering	5-10 %	2-4 %	20-25 %	<50 %	<50 %	<50 %	20-40 %	20-40 %	25-50 %	20-25 %	25-50 %	20-40 %
Ozon behandling	~ 0 %	~ 0 %	~ 0 %	100 %	100 %	100 %	60-100 %	50-100 %	50-90 %	Ingen data	<50 %	100 %
UV behandling	~ 0 %	~ 0 %	~ 0 %	99-99.5 %	99-99.5 %	99-99.5 %	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	~ 0%
UV i kombina- tion med oxi- dationsmidler	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data
Membran BioReaktor	>90 % (suspend.) <50% (opløst)	>90 % (suspend.) <50% (opløst)	>90 % (suspend.) <50% (opløst)	>90 %	>90 %	>90 %	100 %	65 %	<50 %	Ingen data	>97 %	75-100 %

Ovenstående tabel angiver rensgraderne for en videregående rensning ved sandfiltrering, ozon behandling, UV behandling til desinfektion, UV i kombination med oxidationsmidler og behandling i MBR. Udgangspunktet for rensgraderne er kommunalt spildevand der er blevet rensset i et aktiv slam anlæg (MBDN(K)) (dvs. hvor meget rensgraden er forbedret i forhold til rensningen i et typisk aktiv slam renseanlæg).

6.4 Ressourceforbrug

I nedenstående tabel er der opstillet skøn over de forventede ressourceforbrug for de forskellige videregående renseteknologier. Heraf fremgår også den forventede levetid af de enkelte komponentgrupper.

Tabel 6-11 Skøn over forventet levetid og ressourceforbrug til etablering af videregående renseteknologier.

Renseteknologi	Renseanlæggets kapacitet			Levetid
	2.000 m ³ /d	20.000 m ³ /d	50.000 m ³ /d	
Sandfiltrering				
Jernbeton	250 - 300 m ³	1.500 - 2.000 m ³	3.000 - 4.000 m ³	50 år
Filtreringsand	50 - 100 m ³	400 - 800 m ³	1.000 - 2.000 m ³	10 år
Røranlæg (plast)	2.000 - 4.000 kg	8.000 - 12.000 kg	12.000 - 18.000 kg	50 år
Pumper, ventiler, diffusorer, blæsere (jern)	400 - 600 kg	1.500 - 2.500 kg	3.000 - 4.000 kg	20 år
Ozonbehandling				
Jernbeton	40 - 60 m ³	200 - 300 m ³	400 - 500 m ³	50 år
Røranlæg, pumper, ventiler, diffusorer (jern)	2.000 - 4.000 kg	8.000 - 12.000 kg	12.000 - 18.000 kg	20 år
UV-bestråling				
Jernbeton	15 - 30 m ³	150 - 200 m ³	300 - 400 m ³	20 år
Røranlæg (jern)	100 - 200 kg	300 - 500 kg	500 - 800 kg	50 år
UV-anlæg/kviksølvslamper	15-20 stk.	120-140 stk.	300-350 stk.	1½ år
Ozonbehandling efterfulgt af UV-bestråling				
Jernbeton	40 - 60 m ³	200 - 300 m ³	400 - 500 m ³	50 år
Røranlæg, pumper, ventiler, diffusorer (jern)	550 - 1.100 kg	2.150 - 4.250 kg	4.250 - 5.000 kg	20 år
UV-anlæg/kviksølvslamper	7-10	60-70	150-175	1½ år
Ozon og UV-bestråling				
Jernbeton	15 - 30 m ³	150 - 200 m ³	300 - 400 m ³	50 år
Røranlæg, pumper, ventiler, diffusorer (jern)	2.000 - 4.000 kg	8.000 - 12.000 kg	12.000 - 18.000 kg	20 år
UV-anlæg/kviksølvslamper	15-20 stk.	120-140 stk.	300-350 stk.	1½ år
Brintoverilte og UV-bestråling				
Jernbeton	45 - 90 m ³	450 - 600 m ³	900 - 1200 m ³	50 år
Røranlæg, pumper, ventiler,	300 - 600 kg	900 - 1500 kg	1500 - 2400 kg	20 år

diffusorer (jern)				
UV-anlæg/kviksølvslamper	45-60 stk.	360-420 stk.	900-1050 stk.	1½ år
Membran BioReaktor				
Jern	10.000 kg	80.000 kg	180.000 kg	5-8 år
Plast	5.000 kg	40.000 kg	90.000 kg	5-8 år
Konventionelt renselanlæg				
Jernbeton	1.000 - 1.500 m ³	5.000 - 9.000 m ³	10.000 - 18.000 m ³	50 år
Røranlæg (plast)	20.000 - 40.000 kg	90.000 - 140.000 kg	140.000 - 200.000 kg	50 år
Pumper, blæsere, mixere, diffusorer (jern)	10.000 - 20.000 kg	40.000 - 80.000 kg	90.000 - 140.000 kg	20 år

Plastmaterialerne er typisk PE(H) mens jernkomponenterne delvist også vil bestå af stål.

Instrumentering og styring er udeladt, idet de videregående renseteknologier forventes at kunne tilknyttes et allerede eksisterende SRO-system.

6.5 Energiforbrug

I dette kapitel listes de energiforbrug, der er i forbindelse med hver af de videregående rensemetoder.

	Drift	Kommentarer
Sandfiltrering	Ca. 0,02 kWh/m ³ behandlet	Energiforbrug primært til løft på ca. 4 m samt returskylning
Ozonbehandling	Ca. 0,13 kWh/m ³ behandlet	Det er forudsat, at ozonen produceres ud fra ren ilt, der leveres til anlægget. For større anlæg kan der produceres ozon direkte på anlægget ud fra ilt i luften. Dette vil dog til gengæld være væsentlig mere energikrævende.
UV-bestråling	Ca. 0,015 kWh/m ³ behandlet	Energiforbrug primært til drift af UV lamper
Ozonbehandling efterfulgt af UV-bestråling	Ca. 0,033 kWh/m ³ behandlet	Energiforbrug som ozon og UV anlægget, men lavere dosis.
Ozon og UV-bestråling	Ca. 0,12 kWh/m ³ behandlet	Energiforbrug er summen af ozon og UV anlægget.
Brintoverilte og UV-bestråling	Ca. 0,045 kWh/m ³ behandlet	Energiforbrug primært til drift af UV lamper. Energien til H ₂ O ₂ er ikke medtaget.
MBR	Ca. 0,4 kWh/m ³ behandlet	De 0,4 kWh/m ³ er det ekstra energiforbrug, som en udbygning af eksisterende biologisk rensning

		medfører. Heraf er 0,1 kWh/m ³ til selve membranfiltreringen, mens de 0,3 kWh/m ³ anvendes til øget beluftning for at renholde membranoverfladerne.
--	--	---

6.6 Kemikalieforbrug

I dette kapitel listes de kemikalieforbrug, der er i forbindelse med hver af de videregående rensemetoder.

	Forbrug	Kommentarer
Sandfiltrering	Intet	fældningskemikalier er ikke medregnet, idet disse primært bruges hvis fosforkoncentrationen ønskes reduceret i sandfiltret. I forbindelse med fosorfældningen vil også en lang række andre stoffers udfældning forøges. Da sandfiltre oftest dog bruges uden fældningskemikalie i forbindelse med fjernelsen af SS, er fældningskemikalierne ikke inkluderet.
Ozonbehandling	Ozonforbrug ca. 8 g O ₃ /m ³ behandlet. Det kræver et iltforbrug på ca. 100 g O ₂ /m ³ behandlet.	
UV-bestråling	Intet	
Ozonbehandling efterfulgt af UV-bestråling	Ozonforbrug ca. 2 g O ₃ /m ³ behandlet. Det kræver et iltforbrug på ca. 25 g O ₂ /m ³ behandlet.	
Ozon og UV-bestråling	Ozonforbrug ca. 8 g O ₃ /m ³ behandlet. Det kræver et iltforbrug på ca. 100 g O ₂ /m ³ behandlet.	
Brintoverilte og UV-bestråling	Brintoverilteforbrug ca. 20 g H ₂ O ₂ /m ³ behandlet.	
MBR	Intet	

6.7 Sammenfatning

12 stoffer/stofgrupper er udvalgt som basis for miljøvurderingen i kapitel 7.

Desuden er fem avancerede renseteknologier udvalgt:

- Sandfiltrering som primært fjerner suspenderet stof - herunder tungmetaller. Der er desuden en betydelig fjernelse af sundhedsskadelige mikroorganismer.
- Ozonbehandling anvendes oftest til fjernelse af sundhedsskadelige mikroorganismer, men har også en effekt overfor visse organiske forbindelser.
- UV behandling til desinfektion af spildevand - dvs. fjernelse sundhedsskadelige mikroorganismer.
- 3 metoder med UV i kombination med oxidationsmidler er valgt. Denne type rensemetode fjerner visse miljøfremmede stoffer og sundhedsskadelig mikroorganismer.
- MBR fjerner miljøfremmede stoffer (inklusive tungmetaller) samt sundhedsskadelige mikroorganismer.

Et overslag over de samlede omkostninger ved de fem avancerede renseteknologier er⁶:

Rensemetode	Pris [kr/m ³ rensed spildevand]
Sandfiltrering	0,35
Ozonbehandling	0,20
UV behandling til desinfektion	0,12
UV i kombination med oxidationsmidler	
- UV efterfulgt af ozon	0,12
- UV og ozon	0,30
- UV og brintoverilte	0,51
MBR	0,65

På baggrund af et litteraturstudie er de forventede rensegrader bestemt. Disse rensegrader anvendes sammen med udløbskoncentrationerne fra større renselanlæg i Tabel 3-1 til at beregne udløbskoncentrationer fra de avancerede renseteknologier.

Ressourceforbrug, energiforbrug og kemikalieforbrug er desuden opgjort til anvendelse i miljøvurderingen (kapitel 7).

⁶ Ved rensning af 50.000 m³ spildevand pr. dag, levetid på 20 år samt rente på 5 %.

7 Miljøvurdering

Miljøaspekterne af at tage de aktuelle rensemetoder i anvendelse til videregående rensning af kommunalt spildevand er belyst i en livscyklusvurdering. Vurderingen er udført efter UMIP metoden [Wenzel et al., 1997] udbygget med den nyeste viden inden for LCA. Modelleringen og beregningerne er udført i Excel (Microsoft Office Excel 2003) og modellerne er vedlagt rapporten som bilag. Modelleringen er udført med klar adskillelse i en data-sektion, en modellerings- og beregnings-sektion og en resultatvisnings-sektion. I data-sektionen fremgår alle grunddata for processerne i systemet og deres inputs fra og outputs til miljøet, af modellerings- og beregnings-sektionen fremgår de algoritmer, der er anvendt i beregningerne, og i resultatvisnings-sektionen fremgår de figurer og tabeller, der er vist her i rapporten. Modellen er 'aktiv', dvs. at enhver ændring af grunddata, beregningsforudsætninger, vurderingsfaktorer mv. i data-sektionen, vil afsætte sig i alle dele af modellering, beregning og resultatvisning. Hermed har modtageren tillige med rapporten et værktøj til brug for eventuelle videre modelleringer og supplementter til det aktuelt udførte arbejde.

Miljøvurderingen er i overensstemmelse med internationale standarder for livscyklusvurdering (LCA), som defineret af den internationale organisation for standardisering, ISO i standardserien ISO 14040 – 14043, både hvad angår den anvendte vurderingsmetode, data og transparens. På et punkt lever miljøvurderingen ikke op til ISO standardernes krav, nemlig at en sammenlignende og offentliggjort LCA skal være underkastet en uafhængig kritisk gennemgang.

7.1 System modellering og afgrænsning

I dette afsnit beskrives de studerede systemer, dvs. de vurderede renseteknologiers 'livscyklus', og den afgrænsning af disse, der er gjort.

7.1.1 Funktionel enhed

Som grundlag for miljøvurderingen er defineret en såkaldt funktionel enhed, som alle beregninger, resultater og vurderinger er normaliseret i forhold til. Følgende enhed er valgt:

Videregående rensning af 1 m³ spildevand som udbygning af konventionel rensning af kommunalt spildevand.

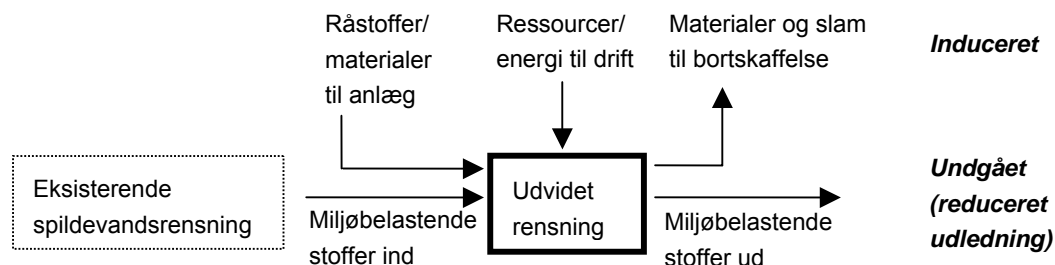
Som yderligere specifikation af udgangspunktet for den videregående rensning er valgt en spildevandskvalitet defineret ved 12 udvalgte stoffer/stofgrupper. Denne er, som tidligere beskrevet defineret som det gennemsnitlige indhold af disse stoffer identificeret gennem NOVANA programmet, se Tabel 3-1. 3 af disse er sundhedsskadelige mikroorganismer, som ikke kan miljøvurderes. I det følgende miljøvurderes derfor kun 9 stoffer/stofgrupper.

7.1.2 Systemmodellering - metode

Den metodemæssige tilgang til systemmodelleringen er den såkaldte 'konsekvens-LCA' tankegang, der efterhånden er international konsensus om, se f.eks. [Wenzel, 1998] [Weidema et al., 1999] [Ekvall et al, 2004]. Princippet i konsekvens-modellering er, at man ikke modellerer et enkelt system i sin livscyklus, men at man modellerer den samlede forskel mellem alternative systemer, således at den samlede – og rette – konsekvens af at vælge et alternativ frem for et andet fremkommer. Der vælges et system/et alternativ som reference, og ændringerne ved at vælge et andet alternativ frem for dette modelleres.

I den aktuelle LCA er den eksisterende, konventionelle rensning af kommunalt spildevand valgt som reference, og ændringerne ved at udbygge denne med de studerede renseteknologier er modelleret. Ændringerne vil forekomme i form af nye processer/miljøpåvirkninger i forhold til det eksisterende, som kaldes *inducerede* miljøpåvirkninger, og som reducerede eller eliminerede processer/miljøpåvirkninger, der kaldes *undgåede* miljøpåvirkninger.

De inducerede miljøpåvirkninger omfatter påvirkningerne fra udvinding af råstoffer og fremstilling af materialer til rensaneanlægget, drift af rensaneanlægget og bortskaffelse af rensaneanlægget samt fra håndtering/bortskaffelse af eventuelle slam-fraktioner fra rensningen. De undgåede miljøpåvirkninger omfatter påvirkningerne fra de stoffer, der via rensningen fjernes fra spildevandet. Figur 7-1 illustrerer en generel model for systemet.



Figur 7-1: Generel model for miljøkonsekvensvurdering af videregående rensning som supplement til eksisterende kommunal spildevandsrensning

7.1.3 Geografisk, tidsmæssig og teknologisk afgrænsning

Der er taget udgangspunkt i danske forhold hvad angår konventionel rensning, men idet den indgående spildevandskvalitet er klart defineret i de 9 udvalgte indholdsstoffer, og idet renseforudsætningerne i de studerede renseteknologier er klart defineret, har modelleringen som sådan ingen større geografisk begrænsning. Væsentligste geografiske afhængighed er antagelsen om, at elektricitet i systemerne stammer fra kul-baserede værker, som er marginalen på det danske el-marked fremover, dvs. den type el-produktion, der påvirkes, ved ethvert mindre øget eller reduceret forbrug af el [Behnke, 2006].

Miljøvurderingen er afhængig af datas kvalitet og herunder alder. Der er anvendt data fra en af de nyeste LCA-databaser (GaBi) og andre opdaterede datakilder (data vurderes at være op til 5 år gamle), og datagrundlaget vurderes at være holdbart op til 5-10 år frem. Som det vil fremgå af resultaterne, er de væsentlige data rensaneanlæggenes el-forbrug (og produktionen af denne el) samt spildevandets indhold af stoffer og rensaneanlæggenes reduktion heraf. Data for disse processer er de nyeste tilgængelige og vurderes at repræsentere processerne godt.

7.1.4 Systembeskrivelse og afgrænsning

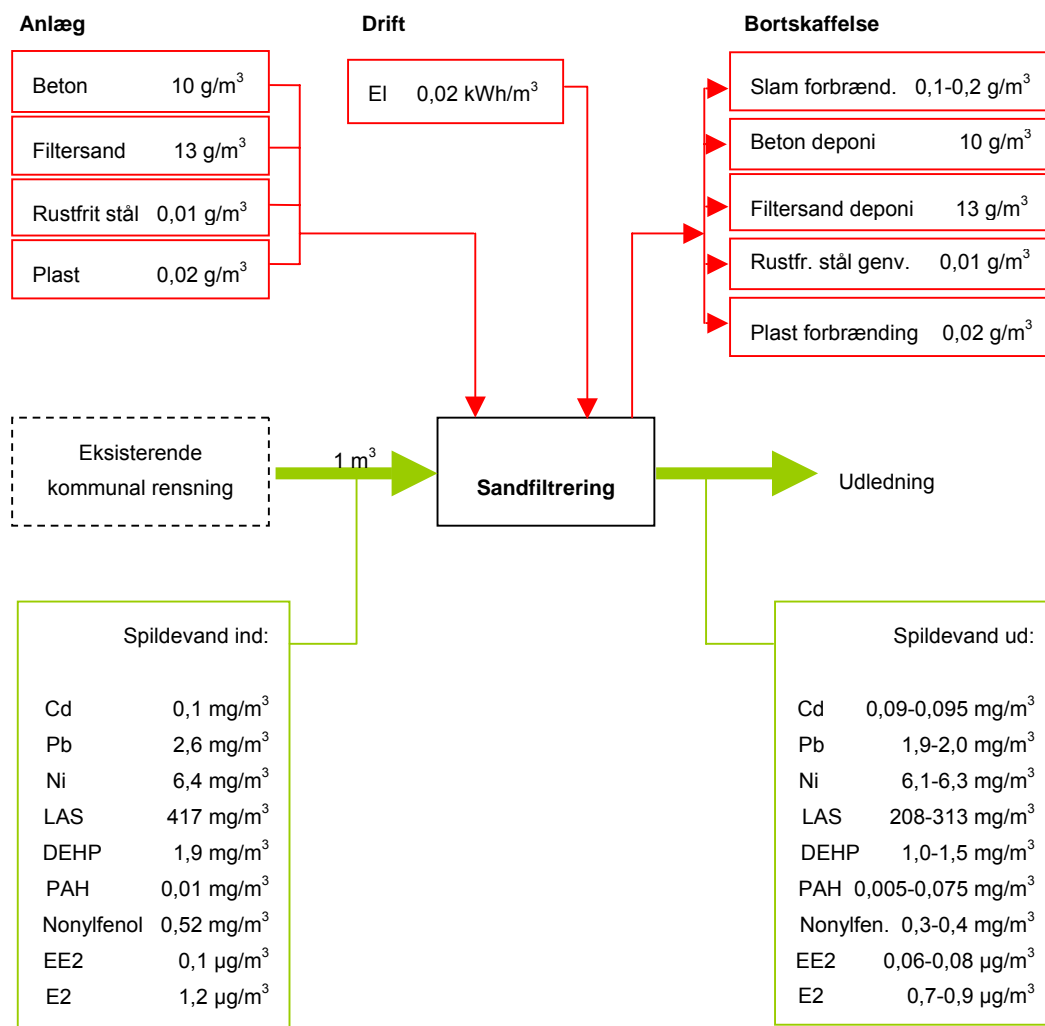
Det er valgt at modellere udbygningen af et anlæg med en hydraulisk belastning på 50.000 m³/d og herunder er det antaget, at anlægget har slamforbrænding, dvs. slammet brændes og udbringes ikke på jord. Det er valgt at afgrænse vurderingen til kun at inkludere slamforbrænding og ikke udbringning på landbrugsjord. I overensstemmelse med modellen, Figur 7-1, bemærkes, at det naturligvis kun er det inducerede ekstra slam fra den udvidede rensning, der inkluderes, ikke slammet fra den eksisterende rensning. I modelleringen er antaget forbrænding af slam på eget slamforbrændingsanlæg, idet data for Spildevandscenter Avedøre er anvendt. Som senere beskrevet i afsnit om følsomhedsvurderinger, er vurderingen imidlertid også repræsentativ for slamforbrænding på eksternt anlæg.

Udbringning af slam på jord kan vurderes efter samme principper som i øvrigt anvendt, og vurderingen vil efterfølgende kunne suppleres med dette, hvis ønske herom opstår.

Som grundforudsætning for alle modelleringer ligger kvaliteten af det spildevand, der skal renses yderligere, som defineret i Tabel 3-1 i rapporten. Betydningen af afvigelser fra denne grundforudsætning vil blive diskuteret i afsnit 7.3, der inkluderer vurdering af følsomheden for forskellige variationer i forudsætningerne for miljøvurderingen.

Målet med studiet har som udgangspunkt været at studere 4 alternative rensaneanlægsscenarier: sandfiltrering, ozonering, UV, MBR. Men da sundhedsskadelige mikroorganismer ikke kan miljøvurderes, udgår UV behandling af miljøvurderingen.

I Figur 7-2 er vist flowdiagrammet over inducerede og undgåede processer og miljøpåvirkninger for sandfiltrering.



Figur 7-2: Model for miljøkonsekvensvurdering af sandfiltrering som supplement til eksisterende kommunal spildevandsrensning for udvalgte stoffer i udledningen. Signaturer: rød = induceret, grøn = undgået, fuldt optrukket = inkluderet, stiplet = ikke inkluderet

Bemærk, at de processer som fortrænges af bi-produkter, der leveres af systemet, også er inkluderet i modelleringen. Det drejer sig konkret om den energi, der fortrænges ved forbrænding af plast og det rustfrie stål, der fortrænges ved genvinding. Slamforbrænding er antaget at foregå på renseanlæggets slamforbrændingsanlæg, og det er ikke antaget, at eventuel overskudsenergi herfra fortrænger anden energi.

Data for beton, filtersand, rustfrit stål og plast samt bortskaffelsen af disse er taget fra GaBi LCA databasen [GaBi, 2003]. Data for slamforbrænding er taget fra Spildevandscenter Avedøres grønne regnskab for 2004 [Spildevandscenter Avedøre, 2005]. Kilderne til data for udløbskoncentrationen fra konventionel rensning samt data for sandfiltreringen er beskrevet tidligere i rapporten. De øvrige renseteknologier er modelleret på tilsvarende måde. Til ozoneringen er

antaget brug af ren ilt, og fremstilling af dette er inkluderet. Data er virksomhedsspecifikke [Capogrosso et al., 2001].

Tabel 7-1 viser en oversigt over de flows, der indgår som grundlag for modelleringen (idet eventuelt slam til forbrænding dog ikke er vist i tabellen). Tabellen er analog til og indeholder de samme data som Figur 7-2 for ozonering og MBR.

Bemærk, at Figur 7-2 og Tabel 7-1 kun viser de flows, der er direkte knyttet til rensenanlægget. Disse flows er i modelleringen naturligvis ført tilbage til deres 'vugge' (indvinding af råstoffer fra naturen) hhv. frem til deres 'grav' (endelig udledning til naturen via deponi eller emission), som nævnt inklusive de fortrængninger af anden energi eller materiale, der måtte være. Detaljer i modelleringen fremgår af den til grund liggende Excel-model, som er leveret som bilag til rapporten.

Tabel 7-1. Referenceflows for de 3 studerede renseteknologier

Flow	Enhed	Sandfiltrering	Ozonering	MBR
Induceret produktion og bortskaffelse				
Beton	g/m3	10,08219178	1,26027397	0,00000000
Filtersand	g/m3	13,15068493	0,00000000	0,00000000
Rustfrit stål	g/m3	0,00958904	0,04109589	1,23287671
Plast (HD-PE)	g/m3	0,01643836	0,00000000	0,61643836
Materialer i alt	g/m3	23,25890411	1,30136986	1,84931507
El-forbrug til anlægsdrift	kWh/m3	0,02000000	0,13000000	0,40000000
Undgået spildevandsudledning				
Cadmium	mg/m3	0,010000	0,000000	0,020000
Bly	mg/m3	0,637500	0,000000	0,892000
Nikkel	mg/m3	0,256000	0,000000	0,320000
Tungmetaller i alt	mg/m3	0,903500	0,000000	1,232000
LAS	mg/m3	208,500000	208,500000	250,000000
PAH	mg/m3	0,005000	0,009000	0,008000
Nonylphenol	mg/m3	0,208000	0,520000	0,260000
Organiske miljøfarlige stoffer i alt	mg/m3	208,713000	209,029000	250,268000
DEHP	mg/m3	0,483000	0,000000	0,482500
EE2	mg/m3	0,000040	0,000100	0,000050
E2	mg/m3	0,000480	0,001200	0,000600
Hormonstoffer i alt	mg/m3	0,483520	0,001300	0,483150

7.2 Opgørelse

Alle inputs til og outputs (= ressourceforbrug, emissioner og fast affald) fra de berørte processer er via modelleringen opgjort og summeret over systemerne – som altid i en LCA. Summeringen er holdt opløst på de enkelte faser af livsforløbet for rensenanlæggene: Anlæg, Drift og Bortskaffelse af anlæggene, samt naturligvis anlæggenes effekt på spildevandet, således at kilderne til inducerede og undgåede miljøpåvirkninger kan spores tilbage. Detaljerne heri fremgår af

modelleringen samt af de senere præsentationer af miljøvurderingen. På næste side er de fuldt aggregerede resultater af – udvalgte – inputs og outputs vist for de tre teknologier i Tabel 7-2 i et samlet overblik.

Tabel 7-2. Aggregerede inducerede og undgåede ressourceforbrug, emissioner og affaldsdannelser for de studerede renseteknologier

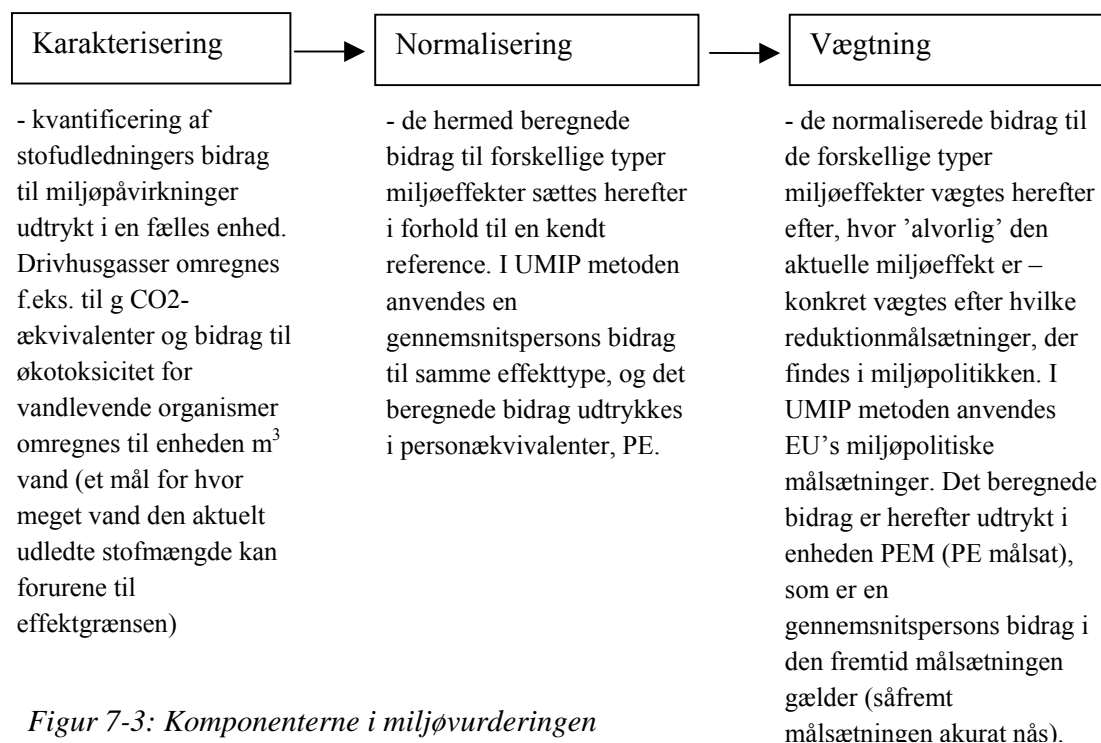
Flow	Enhed	Sandfiltrering	Ozonering	MBR
Induceret ressourceforbrug				
Råolie	g/m3	0,382564	0,960729	3,804361
Naturgas	g/m3	0,058473	0,202163	1,181698
Stenkul	g/m3	9,910430	60,184639	184,954976
Brunkul	g/m3	0,019456	0,027358	0,172817
Brændsler i alt	g/m3	10,370923	61,374889	190,113852
Kvartssand	g/m3	21,508239	1,048107	0,091377
Kalksten	g/m3	2,181908	1,788684	4,968962
Mineraler i alt	g/m3	23,690147	2,836791	5,060339
Jern	g/m3	0,116443	0,062440	0,212249
Aluminium	g/m3	0,000183	0,000112	0,005956
Chrom	g/m3	0,001268	0,005665	0,151409
Mangan	g/m3	0,000212	0,001042	0,020719
Nikkel	g/m3	0,000544	0,002432	0,065014
Metaller i alt	g/m3	0,118651	0,071691	0,455348
Induceret luftemission				
CO2	g/m3	20,299555	112,259168	349,253428
CO	g/m3	0,007645	0,020358	0,063966
SO2	g/m3	0,017256	0,074785	0,254959
NOx	g/m3	0,047063	0,214736	0,671855
CH4	g/m3	0,027056	0,149774	0,465492
VOC	mg/m3	1,889782	7,096883	26,947573
NM VOC	mg/m3	0,818181	4,343739	14,082703
Chrom	mg/m3	0,281282	0,187091	0,524310
Vanadium	mg/m3	0,008325	0,003978	0,017492
Nikkel	mg/m3	0,002695	0,001470	0,006199
Mangan	mg/m3	0,004833	0,023730	0,471945
Zink	mg/m3	0,000970	0,000781	0,002913
Bly	mg/m3	0,000555	0,000346	0,001138
Tungmetaller i alt	mg/m3	0,298660	0,217395	1,023998
Induceret vandemission				
COD	mg/m3	0,149766	0,883495	2,828229
TOC	mg/m3	0,001477	0,005379	0,043580
BOD	mg/m3	0,007777	0,019136	0,152058
Tot-N	mg/m3	0,317115	2,028296	6,211963
Tot-P	mg/m3	0,000111	0,000095	0,000256
SS	mg/m3	0,089767	0,299233	2,240557
Jern	mg/m3	0,015494	0,081427	0,393611
Mangan	mg/m3	0,000312	0,000306	0,001196
Zink	mg/m3	0,000197	0,000434	0,001352
Cd	mg/m3	0,000004	0,000009	0,000026
Cu	mg/m3	0,001652	0,010706	0,032800

Pb	mg/m ³	0,000054	0,000056	0,000158
Ni	mg/m ³	0,000195	0,001020	0,003241
Chrom uspecificeret		0,000131	0,000848	0,002684
Chrom VI	mg/m ³	0,000180	0,001113	0,003405
Tungmetaller i alt	mg/m³	0,002413	0,014186	0,043665
Induceret fast affald				
Volumenaffald	mg/m ³	23,568115	2,324772	3,637418
Farligt affald	mg/m ³	0,018735	0,109138	0,930490
Slagge og aske	mg/m ³	0,010981	0,041225	0,184713
Radioaktivt affald	mg/m ³	0,006622	0,003045	0,068308
Fast affald i alt	mg/m³	23,604453	2,478182	4,820928
Undgået vandemission				
Cadmium	mg/m ³	0,010000	0,000000	0,020000
Bly	mg/m ³	0,637500	0,000000	0,892000
Nikkel	mg/m ³	0,256000	0,000000	0,320000
Tungmetaller i alt	mg/m³	0,903500	0,000000	1,232000
LAS	mg/m ³	208,500000	208,500000	250,000000
PAH	mg/m ³	0,005000	0,009000	0,008000
Nonylphenol	mg/m ³	0,208000	0,520000	0,260000
Organiske miljøfarlige stoffer i alt	mg/m³	208,713000	209,029000	250,268000
DEHP	mg/m ³	0,4830000	-	0,4825000
EE2	mg/m ³	0,0000400	0,0001000	0,0000500
E2	mg/m ³	0,0004800	0,0012000	0,0006000
Hormonstoffer i alt	mg/m³	0,483520	0,001300	0,483150

Det fremgår, at der på masse-basis anvendes væsentligt større mængder stof pr. m³ spildevand til at etablere og drive anlæggene, end der fjernes fra spildevandet. Hvorvidt denne indsats af ressourcer er miljømæssigt hensigtsmæssig afhænger af miljøaspekterne af stoffernes egenskaber og skæbne – som karakteriseres og vurderes i det følgende afsnit.

7.3 Vurdering

Miljøvurderingen følger som nævnt UMIP LCA metoden [Wenzel et al., 1997]. Denne metode omfatter, ligesom andre anerkendte LCA metoder, nogle komponenter i karakteriseringen og kvantificeringen af miljøpåvirkningerne. Disse elementer illustreres i Figur 7-3:



Tabel 7-3 viser et eksempel på normalisering og vægtning af de inducerede miljøpåvirkninger fra sandfiltrering for udvalgte miljøeffekttyper.

Tabel 7-3. Normalisering og vægtning af udvalgte inducerede miljøpåvirkninger fra sandfiltrering af spildevand.

Effekttype	Bidrag pr. person pr. år	Målsat bidrag pr. person pr. år	Induceret pr. m ³ spv.	Relativt bidrag (PE)	Relativt bidrag (PEM)
Drivhus-effekt (g CO ₂ -ækv.)	8,7 * 10 ⁶	7,9 * 10 ⁶	21	2,4 * 10 ⁻⁶	2,7 * 10 ⁻⁶
Forsuring (g SO ₂ -ækv.)	74 * 10 ³	57 * 10 ³	0,05	0,7 * 10 ⁻⁶	0,9 * 10 ⁻⁶
Nærings salt belastning (g NO ₃ -ækv.)	119 * 10 ³	99 * 10 ³	0,07	0,6 * 10 ⁻⁶	0,7 * 10 ⁻⁶
Fotokemisk ozondannelse (g C ₂ H ₄ -ækv.)	25 * 10 ³	19 * 10 ³	0,001	0,04 * 10 ⁻⁶	0,05 * 10 ⁻⁶
Økotoxicitet vand kronisk (m ³ vand)	352 * 10 ³	293 * 10 ³	0,07	0,2 * 10 ⁻⁶	0,2 * 10 ⁻⁶

Normaliseringen (bidrag udtrykt i PE) består i at dividere de inducerede påvirkninger (pr. m³ spildevand) med det gennemsnitlige bidrag pr. person. Vægtningen består i at dividere de inducerede påvirkninger med det bidrag, der er målsat pr. person via det samlede sæt af miljøpolitikker, handlingsplaner og internationale konventioner, som EU har vedkendt sig.

7.3.1 Karakterisering

I miljøvurderingens første trin grupperes de enkelte inputs fra og outputs til miljøet som nævnt i Figur 7-3 efter hvilke ressourceforbrug og effekter de bidrager til, og deres bidrag inden for den enkelte effektkategori kvantificeres. Dette er gjort i henhold til UMIP metoden med de seneste opdateringer. Til kvantificeringen er dels anvendt eksisterende effektfaktorer – udviklet og rapporteret i UMIP – dels de i dette projekt udviklede effektfaktorer for de udvalgte stoffer. Udviklingen af disse effektfaktorer har været en stor del af projektet, og den rapporteres derfor særskilt i det følgende afsnit.

Effektfaktorer for prioriterede stoffer

Som beskrevet i starten af dette kapitel er der på basis af diskussioner i projektfølgegruppen udvalgt 9 stoffer for hvilke effektfaktorer beregnes. Det drejer sig om metallerne cadmium, bly og nikkel, tensiderne LAS og nonylphenol, to kvindelige kønshormoner ethynyløstradiol og østradiol, PAH samt et enkelt phthalat DEHP.

I stedet for at anvende en effektfaktor for PAH, er det af styregruppen valgt at beregne effektfaktorer for hvert af de enkelte PAH'er: benz(a)pyren, benz(b)fluranthen, benz(g,h,i)perylene, benz(k)fluranthen og indeno(1,2,3-cd)pyren.

Dvs. at der for hver af de ovenstående tretten stoffer er der estimeret effektfaktorer for økotoksicitet efter UMIP-metoden [Hauschild et al, 1998a]. Disse effektfaktorer dækker påvirkningskategorierne:

- akut økotoksicitet i ferskvand, kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til ferskvand
- kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til jord
- kronisk økotoksicitet i ferskvand og kronisk økotoksicitet i jord ved direkte emission til luft

Som en ny specialisering af UMIP-metoden er der estimeret effektfaktorer for kronisk økotoksicitet i saltvand, men kun for direkte udledning til saltvand. Ved disse beregninger er grundprincipperne i UMIP-metoden anvendt men suppleret med de nyeste EU risikovurderingsprincipper for estimering af PNEC i saltvand [EC, 2003]. Baseres estimeringen af PNEC for saltvand udelukkende på

data fra test på ferskvands- og/eller saltvandsorganismer fra tre trofiske niveauer (alger, krebsdyr, fisk) anvendes en applikationsfaktor (Assessment Factor, AF) der er 10 gange højere end den tilsvarende for ferskvand. Kun i de tilfælde hvor der foreligger anvendelige effektdata for to ”ekstra” saltvandsorganismer (repræsenterende to forskellige taxonomiske marine grupper, f.eks. bløddyr og pighuder), anvendes samme AF ved estimeringen af PNEC for saltvand og ferskvand. Hvis der foreligger kvalitetskriterier (f.eks. EU kvalitetskriterier, QC, for ferskvand, saltvand eller jord) er disse dog typisk anvendt som PNEC-værdi ved estimering af effektfaktorerne.

De specifikke effekter af hormonforstyrrende stoffer har så vidt vides ikke tidligere været inddraget ved beregning af effektfaktorer for økotoksicitet i LCA sammenhæng. Et af problemerne er, at mulige anvendelige standardiserede laborietestmetoder stadig er under udvikling. Der er dog her gjort et første forsøg på at inddrage denne effekttype (fokus på østrogenlignende effekt) ved bl.a. at vælge testresultater fra nyligt publicerede studier eller studier under publicering. Effekter på en populations kønsratio er valgt som hoved-endpoint, fordi den direkte relaterer sig til populationens reproduktion. I øvrigt er grundprincipperne i UMIP-metoden benyttet ved inddragelse af hormonforstyrrende stoffer. En beskrivelse, af de overvejelser og vurderinger, der er gjort vedrørende hormoneffekter og økotoksicitet i LCA sammenhæng, fremgår af bilag 3.

De estimerede effektfaktorer for de 13 stoffer (inkl. 5 typer PAH'er) fremgår af tabel 7-4, som desuden indeholder de anvendte PNEC-værdier. I bilag 3 findes en detaljeret gennemgang stof for stof samt angivelse af data brugt ved estimeringerne af effektfaktorerne.

Tabel 7-4 UMP-karakteriseringsfaktorer og PNEC-værdier for de 13 stoffer

Stofnavn	Effektfaktorer (m ³ /g)										Predicted No Effect Concentration (PNEC)						Referencer *
	Emissions to ferskvand			Emissions til jord			Emissions til luft				Emis. til saltv.						
	EF(etw)w	EF(etw)jw	EF(etw)sw	EF(etw)cj	EF(etw)cj	EF(etw)cj	EF(etw)ja	EF(etw)ja	EF(etw)ja	EF(etw)sw	EF(etw)sw	EF(etw)sw	PNECwa	PNECwc	PNECsc	PNECswc	
Cadmium	4.3E+02	5.3E+03	0.0E+00	0.0E+00	5.9E-01	2.6E+03	2.9E-01	2.9E-01	2.9E+03	2.9E+03	2.9E+03	2.3E-03	1.9E-04	1.7E+00	3.4E-04	2.10,11,22	
Bly	3.8E+02	2.4E+03	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-02	1.2E+03	6.1E-03	6.1E-03	2.4E+03	2.4E+03	2.4E+03	2.6E-03	4.1E-04	8.2E+01	4.1E-04	2.5,11,12,22,30,31	
Nikkel	3.8E+01	5.6E+02	0.0E+00	0.0E+00	2.6E-01	2.8E+02	1.3E-01	1.3E-01	5.6E+02	5.6E+02	5.6E+02	2.6E-02	1.8E-03	3.9E+00	1.8E-03	2,11,13,22,32	
Nonylfenol	1.8E+02	1.5E+03	0.0E+00	0.0E+00	9.7E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.5E+04	1.5E+04	1.5E+04	5.6E-03	3.3E-04	5.2E-01	3.3E-05	2,14,15	
LAS (C10-C13)	1.1E+01	7.4E-01	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.4E+00	7.4E+00	7.4E+00	9.0E-02	2.7E-01	6.9E+00	2.7E-02	1,2,6,16,17	
Diethylhexylphthalate (DEHP)	7.5E+01	9.1E+01	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.1E+01	9.1E+01	9.1E+01	1.3E-02	2.2E-03	2.0E+01	2.2E-03	2,18	
Ethynyløstradiol (EE2)	9.1E+00	1.7E+07	0.0E+00	0.0E+00	1.2E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.7E+08	1.7E+08	1.7E+08	1.1E-01	6.0E-08	8.6E-05	6.0E-09	1,2,3,4,5,15,19,20,21	
Østradiol (E2)	2.0E+00	2.1E+05	0.0E+00	0.0E+00	4.3E+02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.1E+06	2.1E+06	2.1E+06	5.1E-01	2.4E-06	1.2E-03	2.4E-07	1,2,3,4,5,15,19,21,23,24,25	
Benz(a)pyren	2.0E+03	2.0E+04	0.0E+00	0.0E+00	2.6E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.0E+04	2.0E+04	2.0E+04	5.0E-04	5.0E-05	3.9E-01	5.0E-05	1,2,4,5,9,7,8,25,26,27	
Benz(b)fluoranthen	2.4E+04	8.9E+05	0.0E+00	0.0E+00	3.7E+01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	8.9E+06	8.9E+06	8.9E+06	4.2E-05	1.1E-06	2.7E-02	1.1E-07	1,2,3,7,27,28	
Benz(g,h,i)perylene	5.0E+04	1.2E+05	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E+06	1.2E+06	1.2E+06	2.0E-05	8.2E-06	5.9E+00	8.2E-07	1,2,3,7,8,9,27,CONFID	
Benz(k)fluoranthen	7.1E+04	1.9E+05	0.0E+00	0.0E+00	9.6E-01	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.9E+06	1.9E+06	1.9E+06	1.4E-05	5.4E-06	1.0E+00	5.4E-07	1,2,7,8,9,25,27,29	
Indeno(1,2,3-c)pyren	1.0E+04	3.7E+05	0.0E+00	0.0E+00	4.6E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.7E+06	3.7E+06	3.7E+06	1.0E-04	2.7E-06	2.2E-01	2.7E-07	1,2,3,9,27	

* /1/ PhysProp Database (2006); /2/ EPIwin suite (2000); /3/ ECOSAR (2001); /4/ HSDB (2006); /5/ ECOTOX (2006); /6/ Mackay et al. (2001); /7/ Mackay et al. (2000); /8/ Kalf et al. (1995); /9/ DEFRA (2003); /10/ EU RA Report (2003); /11/ Crommenmuntijn et al. (1997); /12/ Davies et al. (1976); /13/ CRC (1981); /14/ EU RA Report (2002); /15/ OECD (2004); /16/ HERA LAS (2004); /17/ European Chemical Bureau (2000); /18/ EU RA Report (2001); /19/ Christiansen et al. (2002); /20/ Öm et al. (2005); /21/ Gross-Sorokin et al. (2005); /22/ US EPA (2004); /23/ DHI (2002); /24/ Holbech et al. (2005); /25/ RIVM (1999); /26/ Lyons et al. (2002); /27/ Howard et al. (1991); /28/ Wernersson and Dave (1997); /29/ Newsted and Giesy (1987); /30/ Diamond et al. (1997); /31/ Janus (2001); /32/ Keithly et al. (2004). Se referenceliste, CONFID. Konfidentielle data

Med de her udviklede samt allerede eksisterende effektfaktorer kan inputs og outputs kvantificeres som vist i Tabel 7-5.

Tabel 7-5 Karakterisering af ressourceforbrug, emissioner og affald efter effektkategorier for de studerede renseteknologier

Flow	Enhed	Sandfiltrering	Ozonering	MBR
Induceret ressourceforbrug				
Råolie	g/m3 spv.	0,3826	0,9607	3,8044
Naturgas	g/m3 spv.	0,0585	0,2022	1,1817
Stenkul	g/m3 spv.	9,9104	60,1846	184,9550
Brunkul	g/m3 spv.	0,0195	0,0274	0,1728
Brændsler i alt	g/m3 spv.	10,3709	61,3749	190,1139
Kvartssand	g/m3 spv.	21,5082	1,0481	0,0914
Kalksten	g/m3 spv.	2,1819	1,7887	4,9690
Mineraler i alt	g/m3 spv.	23,6901	2,8368	5,0603
Jern	g/m3 spv.	0,1164	0,0624	0,2122
Aluminium	g/m3 spv.	0,0002	0,0001	0,0060
Chrom	g/m3 spv.	0,0013	0,0057	0,1514
Mangan	g/m3 spv.	0,0002	0,0010	0,0207
Nikkel	g/m3 spv.	0,0005	0,0024	0,0650
Metaller i alt	g/m3 spv.	0,1187	0,0717	0,4553
Inducerede miljøpåvirkninger				
Drivhuseffekt	g CO2-ækv./m3 spv.	20,9575	115,8173	360,3676
Forsuring	g SO2-ækv./m3 spv.	0,0503	0,2254	0,7263
Næringssaltbelastning	g NO3-ækv./m3 spv.	0,0650	0,2990	0,9349
Fotokemisk ozondannelse	g C2H4-ækv./m3 spv.	0,0014	0,0065	0,0224
Økotoxicitet vand akut	m3 vand/m3 spv.	0,0023	0,0144	0,0456
Økotoxicitet ferskvand kronisk	m3 vand/m3 spv.	0,0662	0,1883	0,6208
Økotoxicitet saltvand kronisk	m3 vand/m3 spv.	0,0003	0,0007	0,0023
Økotoxicitet jord kronisk	m3 jord/m3 spv.	0,0000	0,0000	0,0000
Human toxicitet luft	m3 luft/m3 spv.	1328,1154	2477,2387	8863,3054
Human toxicitet vand	m3 vand/m3 spv.	0,0059	0,0224	0,0910
Human toxicitet jord	m3 jord/m3 spv.	0,0000	0,0000	0,0000
Induceret affald				
Volumenaffald	g/m3 spv.	23,5681	2,3248	3,6374
Farligt affald	g/m3 spv.	0,0187	0,1091	0,9305
Slagge og aske	g/m3 spv.	0,0110	0,0412	0,1847
Radioaktivt affald	g/m3 spv.	0,0066	0,0030	0,0683
Undgåede miljøpåvirkninger				
Økotoxicitet vand akut	m3 vand/m3 spv.	2,6555	2,4270	3,2375
Økotoxicitet vand kronisk	m3 vand/m3 spv.	3,1299	3,0390	4,2013
Økotoxicitet saltvand kronisk	m3 vand/m3 spv.	14,2330	28,7699	17,9934

Som det fremgår af tabellen, er den undgåede økotoxicitet af spildevandsudledningen væsentligt større end den økotoxicitet, der induceres i vandmiljøet

andre steder grundet etablering og drift af renseanlæggene. Renseanlæggene medfører imidlertid en række andre miljøpåvirkninger, især de energirelaterede påvirkninger, og også affaldsdannelse. Det er derfor nødvendigt at afveje disse grupper af påvirkninger mod hinanden for at vurdere, om rensningen er miljømæssigt fordelagtig i et helhedsbillede. Dette er formålet med næste trin i miljøvurderingen, som omfatter normalisering og vægtning af de karakteriserede påvirkninger.

Af modelleringen i Excel fremgår breakdown på processer i systemet.

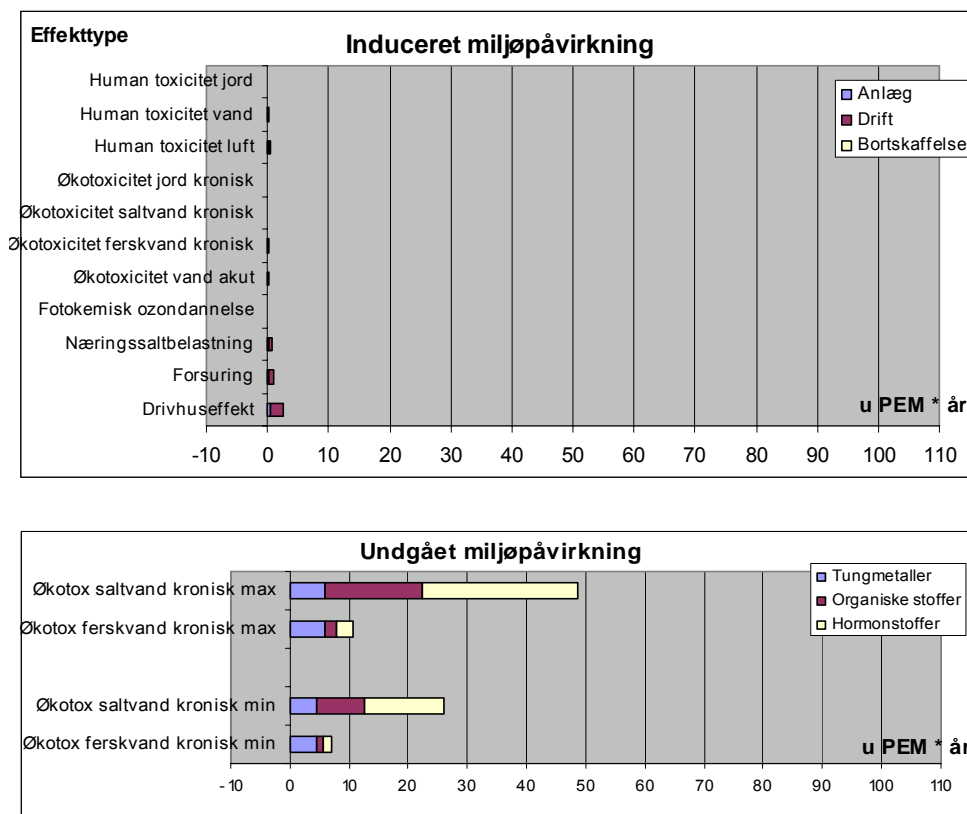
7.3.2 Normalisering og vægtning

Vurderingen baserer sig på de seneste opdateringer af UMIP vurderingsgrundlaget i form af normaliseringsreferencer og vægtning. UMIP metoden udtrykker som beskrevet i Figur 7-3 de normaliserede miljøpåvirkninger i Personækvivalenter (= andele af en gennemsnitspersons miljøpåvirkning), som er en enhed analog til den fra spildevandssektoren kendte personækvivalent, men ikke identisk. Konkret udtrykkes miljøpåvirkningen inden for en bestemt effektkategori ved at dividere den fundne miljøpåvirkning pr. funktionel enhed med normaliseringsreferencen, som er gennemsnitspersonens miljøpåvirkning. Gennemsnitspersonens miljøpåvirkning findes ved at tage det samlede samfunds miljøpåvirkning (konkret EU 1994) pr. person i dette samfund på det aktuelle tidspunkt (1994). Herefter vægtes miljøpåvirkningerne med en vægtningsfaktor, der modsvarer de reduktionsmål, der er for miljøpåvirkningen inden for den enkelte effektkategori – hvilket blot svarer til at normalisere med gennemsnitspersonens miljøpåvirkning efter at reduktionsmålene er opnået. Begge beregninger er vist i Excel modellen, her vises kun det vægtede billede.

I det følgende gennemgås miljøvurderingen for hver renseteknologi, idet følsomheden for væsentlige antagelser samtidig illustreres og diskuteres.

Sandfiltrering

Figur 7-4 viser vægtningen af inducerede versus undgåede miljøpåvirkninger for sandfiltrering.



Figur 7-4: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved sandfiltrering

De *inducerede* miljøpåvirkninger er additive, dvs. bidragene skal lægges sammen. Den eneste undtagelse herfra er, at økotoksicitet for både saltvands- og ferskvandsorganismer – disse to er komplementære til hinanden. Alle de viste *undgåede* miljøpåvirkninger er imidlertid komplementære, dvs. kun én af de viste vandrette søjler skal indgå i sammenligningen med de inducerede miljøpåvirkninger. Både økotoksicitet for saltvands- og ferskvandsorganismer er vist, og hvilken af disse der skal anvendes afhænger af, om udledningen finder sted til ferskvand eller saltvand. Endvidere er vist beregningen for min. og max. værdi for sandfiltreringens fjernelse af stoffer fra udledningen.

Figur 7-4 er baseret på de forudsætninger, der vurderes at repræsentere de inducerede og undgåede miljøpåvirkninger bedst. Figuren viser en opdeling på kilder til påvirkningerne, dels faserne i livsforløbet for rensenanlægget, dels de forskellige stofgrupper inkluderet i vurderingen. Det fremgår, at de inducerede miljøpåvirkninger altovervejende stammer fra driften af rensenanlægget, konkret fra anlæggets el-forbrug. De undgåede miljøpåvirkninger stammer med nogenlunde lige vægt fra tungmetaller, organiske miljøfarlige stoffer og hormonstoffer. For tungmetallerne stammer bidraget altovervejende fra bly. For de organiske stoffer bidrager LAS og nonylphenol nogenlunde lige meget, mens PAH stort set ikke bidrager. Målinger for en række enkelt-PAH'er indgår i NOVANA programmet, men alle målinger er underdetektionsgrænsen for alle disse stoffer. I Figur 7-4 er summen af PAH'er sat til detektionsgrænsen på 0,01 µg/l og effekt faktoren for benz(a)pyren er anvendt ved beregning af økotoksiciteten fra PAH'er samlet, hvilket som nævnt resulterer i et helt ubetyde-

ligt bidrag. I næste afsnit vises konsekvensen af at anvende den i projektet udviklede effektfaktor for hver enkelt PAH. For hormonstofferne stammer bidraget altovervejende fra EE2, men det skal bemærkes, at spildevandets indhold af EE2 er usikkert, og at bidraget her er baseret på en beregning ud fra EE2's detektionsgrænse. Det reelle indhold i spildevandet vil sandsynligvis være mindre, uvist hvor meget.

Den umiddelbare tolkning af figuren er, at de undgåede miljøpåvirkninger i form af økotoksicitet for vandmiljøet fra de her inkluderede stoffer er større end de inducerede påvirkninger, når de normaliseres i forhold til baggrundspåvirkningen, og at de vejer tungere i lyset af de politiske reduktionsmål for de forskellige miljøeffektkategorier. Bemærk imidlertid: hvis der anvendes beregningen for ferskvandorganismer og den minimale rensegrad, og det tages i betragtning, at bidraget fra hormonstoffer ikke er reelt (da indholdet sandsynligvis er væsentligt lavere end detektionsgrænsen) er de inducerede miljøpåvirkninger af omtrent samme størrelse som de undgåede.

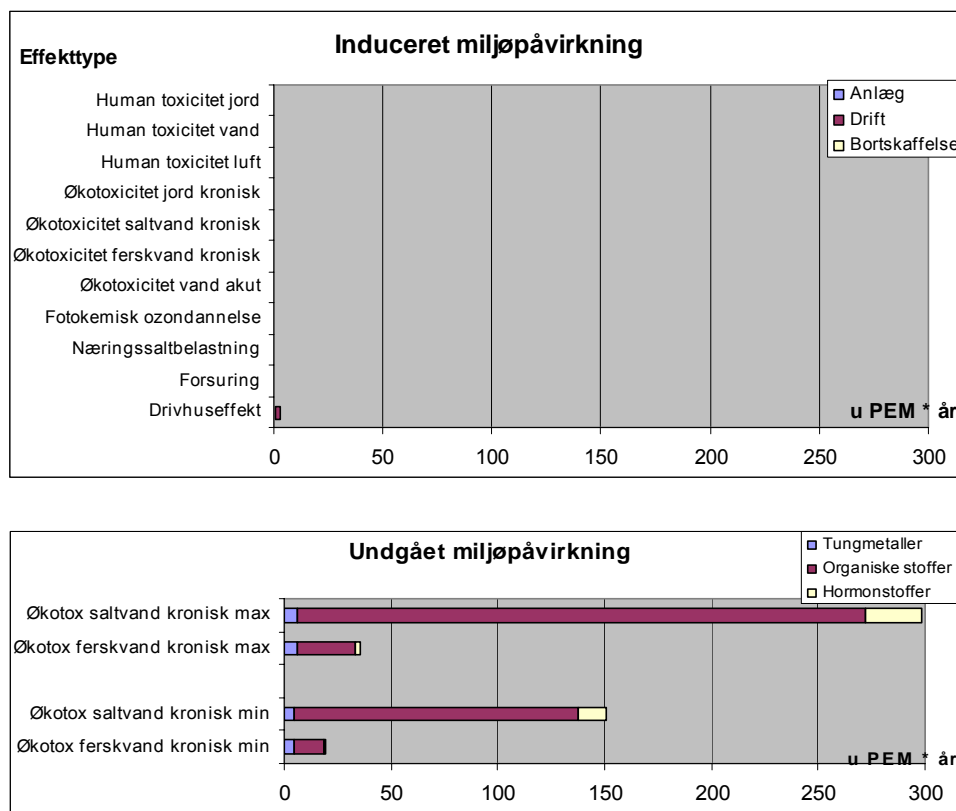
Inden den umiddelbare tolkning fra Figur 7-4 manifesterer sig som en konklusion, er der imidlertid en række forhold, der bør overvejes. Dels er der væsentlige usikkerheder forbundet med visse af beregningsforudsætningerne dels er datagrundlaget ikke komplet. De væsentligste usikkerheder og følsomheder fordeler sig på nogle få nøgleforudsætninger og data:

- Spildevandets indhold af stoffer før rensningen
- De estimerede PNEC værdier bag effektfaktorerne for økotoksicitet
- Usikkerhed i de udvalgte, avancerede renseteknologiers renseseffekt overfor de udvalgte stoffer.
- Renseteknologiernes effekt på indholdsstoffer i spildevandet, der ikke er inkluderet i dette projekt – og vurderingen af proportionen i denne mangel
- Sidst men ikke mindst antagelsen om slamhåndteringen, hvor vurderingerne i denne rapport forudsætter forbrænding af slammet og ikke jordbrugsanvendelse.

Disse forhold gennemgås et for et i det følgende.

Sandfiltrering – vurderingens følsomhed for spildevandets indhold

Der må forudses store variationer i forskellige spildevandudledningers indhold relativt til de antagelser, der er gjort her. Det enkelte renseanlæg bør derfor holde sit aktuelle spildevandsindhold op imod de data fra NOVANA programmet, der er anvendt her, og justere fortolkningen derefter, evt. udføre nye beregninger vha. den udviklede Excel model. Bemærk konkret, at nogle af de inkluderede stoffer overvejende er repræsenteret via deres detektionsgrænse, dvs. det er detektionsgrænsen der ligger til grund for beregningen snarere end det er et målt indhold. Det gælder især hormonstofferne EE2 og E2 samt PAH. Af disse betyder kun EE2 noget i kvantificeringen af miljøpåvirkningerne i Figur 7-4. Som en illustration af betydningen af forskelle i spildevandets indhold af enkeltstoffer vises her miljøvurderingen, hvis hvert enkelt af PAH'erne var til stede i spildevandet lige præcis på detektionsgrænsen, se Figur 7-5.



Figur 7-5: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved sandfiltrering – eksempel på betydningen af spildevandets indhold, idet alle 5 enkelt-PAH'er her er inkluderet med et indhold lig med detektionsgrænsen på 0,01 µg/l samt den her i projektet udviklede effektfaktor for hvert enkelt PAH-forbindelse

Som det fremgår, har det afgørende betydning, om disse stoffer er til stede i spildevandet. Visse af PAH'erne er væsentligt mere økotoxiske end benz(a)pyren, hvis effektfaktor lå til grund for beregningen i Figur 7-4. At inkludere alle 5 PAH'er med hver deres effektfaktor og hver et indhold lig med detektionsgrænsen giver derfor naturligvis en væsentligt forøget bidrag til økotoxiciteten fra PAH'erne. Men det er samtidig en stærk overrepræsentation af PAH'erne, idet *alle* enkelt-PAH'er i *alle* målinger i NOVANA programmet er fundet at være under detektionsgrænsen. Figur 7-4 vurderes derfor at være en bedre repræsentation af PAH'ernes betydning for det 'gennemsnitsanlæg', der ligger til grund for de anvendte NOVANA-data. På den anden side viser Figur 7-5 med al tydelighed, at en øget forekomst af stoffer i spildevandet i forhold til data fra NOVANA programmet, kan ændre forholdet mellem inducerede og undgåede miljøpåvirkninger afgørende.

Sandfiltrering – vurderingens følsomhed for effektfaktorerne for økotoxicitet

Det er velkendt, at vurderingen af toksicitet, herunder økotoxicitet, er behæftet med stor usikkerhed og følsom for begrænsninger i omfanget og kvaliteten af det bagvedliggende datagrundlag. Ofte kan kvantificeringen af økotoxicitet variere en faktor 10 eller mere, når datagrundlaget forbedres ved flere og bedre

tests. Også i den aktuelle miljøvurdering er der sådanne usikkerheder, og det vil betyde meget, da økotoksiciteten er signifikant i det samlede billede, som det fremgår af Figur 7-4.

Bemærk, at der som nævnt er komplementaritet mellem effektkategorierne, 'økotoksicitet ferskvand kronisk' og 'økotoksicitet saltvand kronisk': De udtrykker ikke hver sin påvirkning, som f.eks. drivhuseffekt og forsurening gør det, men er komplementære: enten udledes til saltvand eller også til ferskvand. Når saltvandsøkotoksiciteten fremstår som et større bidrag i det vægtede billede, kan det skyldes at saltvandorganismer er mere følsomme end ferskvandorganismer for de pågældende stoffer, men det kan også meget vel skyldes, at datagrundlaget for saltvandsorganismer er mindre end for organismerne samlet set, hvilket igen betyder større usikkerhedsfaktorer appliceret ved beregningen af effektfaktorerne.

For at vurdere følsomheden for usikkerheden på effektfaktorerne er der for udvalgte stoffer udført en beregning af effektfaktorer efter to alternative fremgangsmåder efterfulgt af fornyet beregning af miljøpåvirkningerne. Tabel 7-6 viser de to alternative sæt af effektfaktorer.

Tabel 7-6. Alternative effektfaktorer til vurdering af følsomheden på usikkerheden i beregningen af bidrag til økotoksicitet

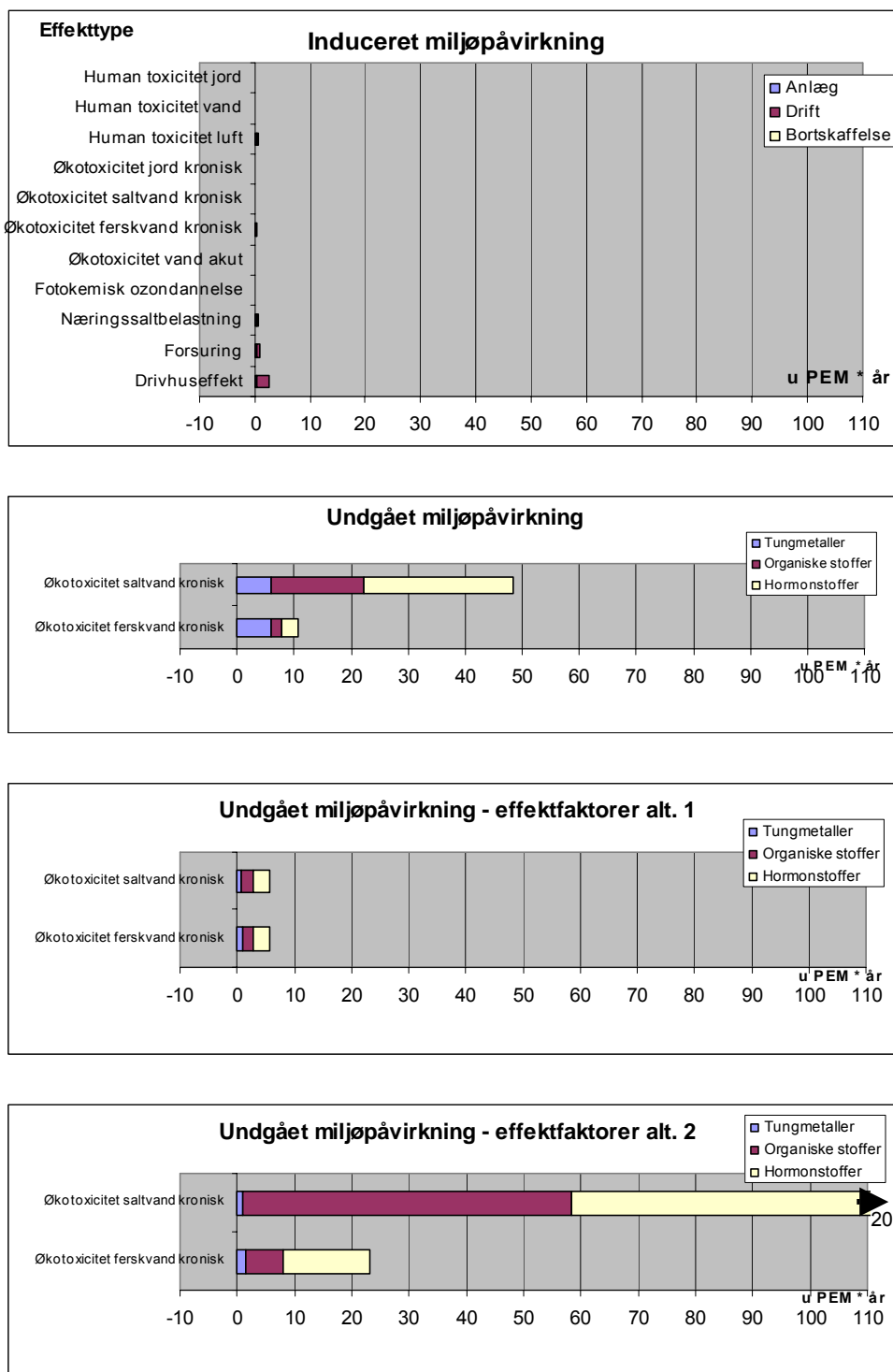
Stofnavn	Effektfaktorer (m3/g): Hovedresultat med alternativer						Kommentar		
	Emissions til ferskvand (kronisk)			Emission til saltvand (kronisk)			EF kron.	EF-altern. 1	EF-altern. 2
	EF(etwc)w	EF-altern. 1	EF-altern. 2	EF(etswc)sw	EF-altern. 1	EF-altern. 2			
Cadmium	5.300			2.900			EU-RA ¹		
Bly	2.400	91	400	2.400	91	120	(~EU-QS) ²	NE-QS (MPA) ³	US-WQS ⁴
Nikkel	560			560			NE-QS(MPA) ³		
Nonylfenol	1.500	1.500	500	15.000	1.500	500	EU-RA ⁵	Ferskv.=Saltv.	MST-QS-95 ⁶
LAS (C10-C13)	0,74	0,74	8,0	7,4	0,74	80	HERA-PNEC ⁷	Ferskv.=Saltv.	AF-metode
DEHP	91	150		91	150		EU-RA ⁸	(EU-SDS) ⁹	
Ethynyløstradiol (EE2)	17.000.000	17.000.000	34.000.000	170.000.000	17.000.000	340.000.000	(NOEC/10)	Ferskv.=Saltv.	LOEC/20
Østradiol (E2)	210.000	210.000	6.300.000	2.100.000	210.000	63.000.000	(NOEC/10)	Ferskv.=Saltv.	NOECekstr.*
Benz(a)pyren	20.000			20.000					
Benz(b)fluoranthen	890.000			8.900.000					
Benz(g,h,i)perylene	12.000			120.000					
Benz(k)fluoranthen	190.000			1.900.000					
Indeno(1,2,3-cd)pyren	370.000			3.700.000					

¹EU RA (2003); ² Davis et al. (1976); ³ (RIVM (1999); ⁴ US EPA (2004); ⁵ EU RA (2002); ⁶ Samsøe-Petersen (1995); ⁷ HERA LAS (2004); ⁸ EU RA (2001); ⁹ Confidential; *VTG ekstremværdi: NOEC = 0.8 ng/L (OECD 2004)

I alternativ 1 er beregningen for PNEC værdien for mange af stofferne sat til samme værdi som for ferskvandsorganismer. For to af stofferne (bly og DEHP) er der dog henholdsvis anvendt det hollandske vandkvalitetskriterium og konfidentielle data fra EUs "Substance Data Sheet" on DEHP (Draft 010304). I alternativ 2 er der for bly anvendt det amerikanske vandkvalitetskriterium, for nonylfenol et dansk foreslået vandkvalitetskriterium, for LAS den typiske an-

vendte ”applikationsfaktor” metode i UMIP, for EE2 en sjældnere brugt variation af ”UMIP applikationsfaktor metoden”, og for E2 er estimeringen baseret på den lavest (ekstreme) observerede NOEC værdi. Alternativ 1 giver i de fleste tilfælde lavere effektfaktorer end de anvendte, mens alternativ 2 i de fleste tilfælde giver højere. Figur 7-6 viser konsekvensen af at anvende de alternative metoder til beregning af effektfaktorerne.

Som det fremgår af figuren vil anvendelse af effektfaktorer beregnet efter metoden i alternativ 1 medføre, at de inducerede og undgåede miljøpåvirkninger er af samme størrelse også for den maximale rensning, som er det figuren viser. En beregning efter alternativ 2 vil derimod betyde, at de undgåede miljøpåvirkninger fremstår væsentligt større end de inducerede. I traditionel økotoksikologisk vurdering anvendes typisk en ”sikkerhedsfaktor” (applikationsfaktor) på de test-data, der findes som grundlag for vurderingen, og denne kan være større eller mindre efter omstændighederne (se bilag 4). Hvor man i den traditionelle økotoksicitetsvurdering (dvs. risikovurdering) anvender en konservativ sikkerhedsfaktor for at beskytte det miljø, der eksponeres for stoffet, er der i LCA behov for ikke at anvende større sikkerhedsfaktor/beskyttelsesfaktor, end den tilsvarende ’sikkerhed’, der er lagt til grund for miljøvurderingen af de øvrige effekttyper som drivhuseffekt, forsuring osv., idet formålet i LCA er at vægte disse effekter indbyrdes. Den fremgangsmåde, der er anvendt i basis-beregningen som grundlag for Figur 7-4, søger at respektere dette hensyn (dvs. beregne et ”best estimate”), og ovenstående alternativ 2 vurderes at være (for) konservativt med en overvægtning af økotoksiciteten i forhold til de øvrige effekttyper til følge.



Figur 7-6: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved sandfiltrering – alternative effektfaktorer for beregning af økotoxicitet. Kun vist for maksimal rensegrad.

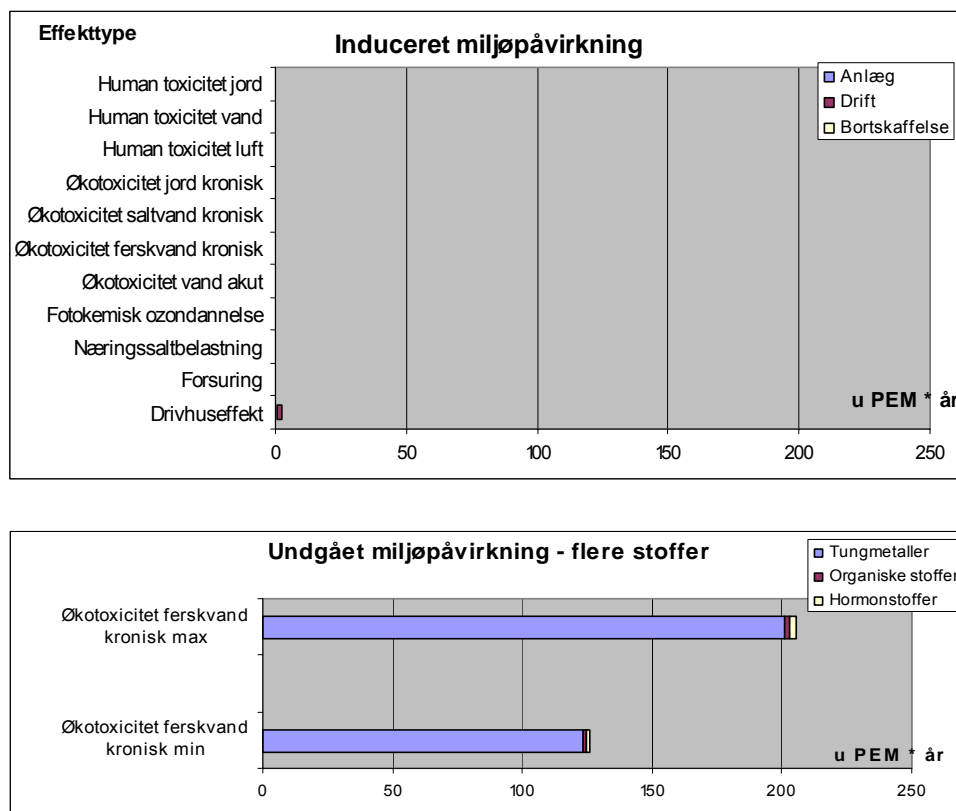
Sandfiltrering – vurderingens følsomhed for rensningens effekt på andre stoffer

Spildevandet vides at indeholde mange andre stoffer end de 13 her udvalgte stoffer, og proportionen i dette forhold bør vurderes. Af rapportens Tabel 3-1 fremgår f.eks. yderligere 5 tungmetaller, nemlig kviksølv, krom, zink, kobber og arsen, som kunne tages ind i vurderingen. Faktuelt eksisterer der økotoksicitets-effektfaktorer for 4 af disse stoffer udarbejdet for nogle år siden (sidst i 1990'erne), da UMIP metoden blev udarbejdet, nemlig for zink, kobber, kviksølv og krom. Med udgangspunkt i spildevandsindholdet fra Tabel 3-1 og disse effektfaktorer beregnes, hvor stor den undgåede økotoksicitet er, når disse stoffer inkluderes. Sandfiltreringens renseseffekt over for stofferne er (groft) skønnet ud fra fjernelsen af andre tungmetaller i det kommunale renseanlæg samt i sandfiltreringen, idet der er anvendt samme relation mellem stoffjernelsen over det kæmunicipale anlæg og sandfiltreringen. Tabel 7-7 viser den antagede stoffjernelse. Til sammenligning er de antagede rensesgrader for de i projektet inkluderede tungmetaller, cadmium, bly og nikkel, inkluderet i tabellen.

Tabel 7-7. Antagede rensesgrader ved sandfiltrering for 4 hidtil ikke inkluderede tungmetaller i spildevandet (markeret med fed)

Stof	Rensegrad	
	Min	Max
Zink	0,20	0,40
Cu	0,20	0,25
Hg	0,02	0,04
Chrom	0,10	0,20
Cd	0,05	0,10
Pb	0,20	0,25
Ni	0,02	0,04

Figur 7-7 nedenstående viser miljøvurderingen, når disse 4 tungmetaller inkluderes med de forudsætninger, som her er beskrevet.



Figur 7-7: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved sandfiltrering – effekten af at inkludere flere stoffer i beregningen eksemplificeret ved at inkludere yderligere 4 tungmetaller

Som det ses af figuren, medfører sandfiltreringen en meget stor reduktion af økotoxicitet fra disse stoffer sammenlignet med de i øvrigt inkluderede stoffer. En nærmere analyse viser, at reduktionen af zink-udledningen står for omkring 2/3 af denne ekstra økotoxicitetsreduktion, mens reduktionen af kobber-udledningen står for 1/3. Både kviksølv og chrom er insignifikante.

Usikkerheden på de anvendte effektfaktorer og de estimerede rensegrader for disse 4 tungmetaller er væsentligt større end for de tilsvarende data for de stoffer, der er inkluderet i projektet. Derfor skal Figur 7-7 kun opfattes som en indikation af konsekvensen af at inkludere flere stoffer. Men indikationen er til gengæld klar. Vi ved, at der er mange andre stoffer i spildevandet, og at mange af disse også adsorberer til partikler i større eller mindre grad og derfor også fjernes i sandfiltreringen i en vis udstrækning. Figur 7-7 viser en indikation for 4 tungmetaller. Foruden disse refterer fortsat visse tungmetaller som ikke er medregnet (f.eks. arsen), og derudover findes mange organiske stoffer, som ikke er medregnet. Det er vanskeligt at kvantificere, hvor stor en del af økotoxicitetsreduktionen de inkluderede stoffer (og de her medregnede 4 tungmetaller) udgør. Men da indikationen for disse 4 tungmetaller er så klar, som den er, og da de øvrige følsomhedsvurderinger alle peger på, at de undgåede miljøpåvirkninger for de 13 inkluderede stoffer alene er mindst lige så store som de inducerede miljøpåvirkninger, så peger alt på, at sandfiltreringen giver væsentligt stør-

re undgåede miljøpåvirkninger end inducerede med den vægtning, der ligger til grund i LCA metoden.

Sandfiltrering – vurderingens følsomhed for slamhåndteringen

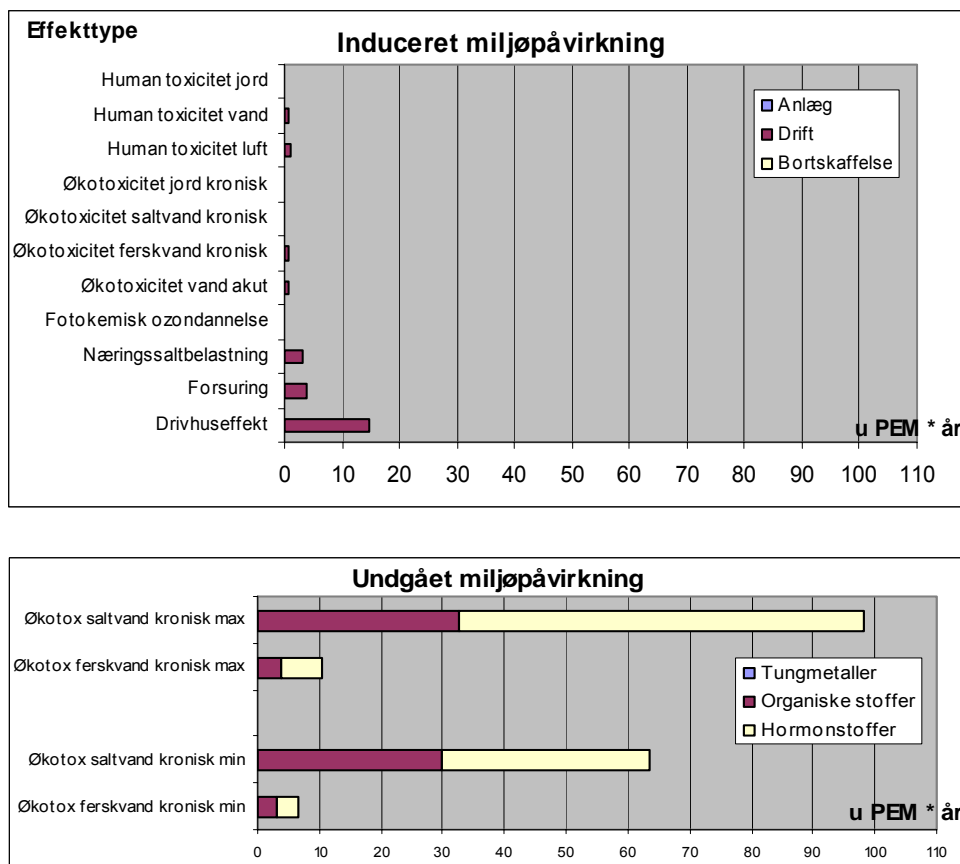
Som omtalt indledningsvist ser denne miljøvurdering kun på scenarier med forbrænding af slammet, ikke på anvendelse af slammet i jordbruget. Denne afgrænsning er væsentlig. Hvis slammet bringes ud på jorden udløses den toksicitet igen, som netop var undgået ved rensningen. Jord er en anden recipient, så det vil være nødvendigt at foretage en detaljeret vurdering for at kunne kvantificere, hvor stor en del af den undgåede miljøpåvirkning, der udløses igen. Det kan være både en mindre og en større påvirkning, end den der undgås ved at fjerne stofferne fra udledning til vandmiljøet. UMIP/LCA er udviklet til at kunne håndtere en sådan vurdering, men den er ikke inkluderet i dette projekt.

Det fremgår af modelleringen, at slammængden fra sandfiltrering er maksimalt $0,2 \text{ g/m}^3$ fra fjernelsen af de udvalgte stoffer. Energiindholdet af dette slam er maksimalt omkring 20 MJ/kg slamtørstof svarende til $0,004 \text{ MJ/m}^3$ spildevand filtreret. Da sandfilterets el-forbrug til filtreringen er omkring $0,02 \text{ kWh/m}^3$ svarende til ca. $0,07 \text{ MJ/m}^3$, ses alene el-forbruget at være ca. 20 gange større end slammets energiindhold. Derfor er det uvæsentligt, om slammet forbrændes med energigenvinding eller ej. Ydermere er miljøpåvirkningerne fra emissionerne fra slamforbrændingen insignifikante i den samlede vurdering, og miljøvurderingen vurderes derfor overordnet at være repræsentativ for slamforbrænding på både internt og eksternt anlæg.

Ozonering

Ozonbehandling af spildevandet er vurderet efter de samme principper som ovenfor beskrevet for sandfiltrering. De afgørende forskelle til sandfiltreringen er et væsentligt større energiforbrug ($0,13 \text{ kWh/m}^3$ mod sandfiltreringens $0,02 \text{ kWh/m}^3$) og en anden stoffjernelse over anlægget: tungmetaller fjernes slet ikke mens organiske stoffer typisk fjernes væsentligt bedre.

Resultaterne af beregningen med basisforudsætningerne er vist i Figur 7-8.



Figur 7-8: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede versus undgåede miljøpåvirkninger ved ozonering

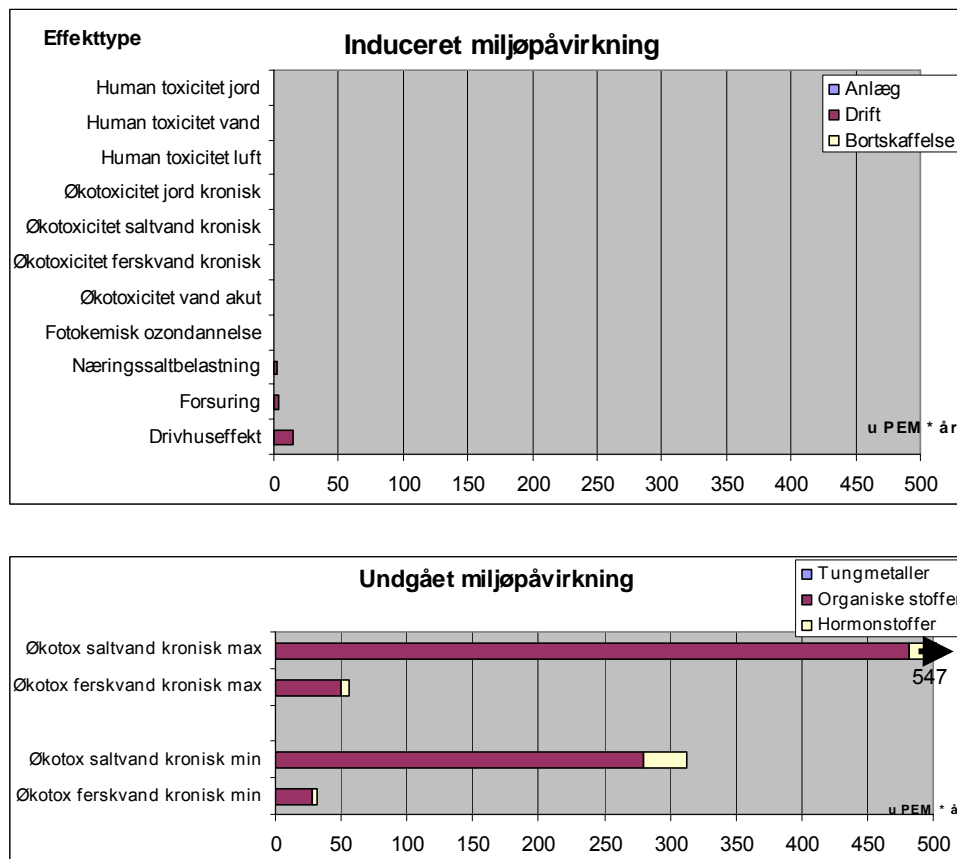
Som tilfældet også var for sandfiltrering, ses de inducerede miljøpåvirkninger at hidrøre altovervejende fra driften af anlægget (elforbruget). De undgåede miljøpåvirkninger stammer fra organiske stoffer, umiddelbart med nogenlunde lige vægt på hormonstoffer og andre miljøfarlige organiske stoffer. Men også i dette tilfælde stammer reduktionen i økotoksicitet for hormonstofferne altovervejende fra EE2, der er beregningen er repræsenteret af sin detektionsgrænse og ikke af et målt indhold. Dette bidrag til undgåede miljøpåvirkninger er derfor muligvis et artefact. Med det in mente ses det, at de inducerede påvirkninger kan være både større og mindre end den undgåede økotoksicitet.

Inden der drages konklusioner bør de samme følsomhedsvurderinger som for sandfiltreringen overvejes. De gennemgås i de følgende afsnit.

Ozonering – vurderingens følsomhed for spildevandets indhold

Som før nævnt skal forekomsten af stoffer i det konkrete spildevand vurderes i forhold til de antagelser, der her er gjort og som svarer til gennemsnitsdata fra NOVANA programmet. På samme måde som for sandfiltrering er som eksempel vist miljøvurderingen, hvis alle de fem i projektet inkluderede PAH'er var

til stede i spildevandet præcis på deres detektionsgrænse på 0,01 µg/l, se Figur 7-9.

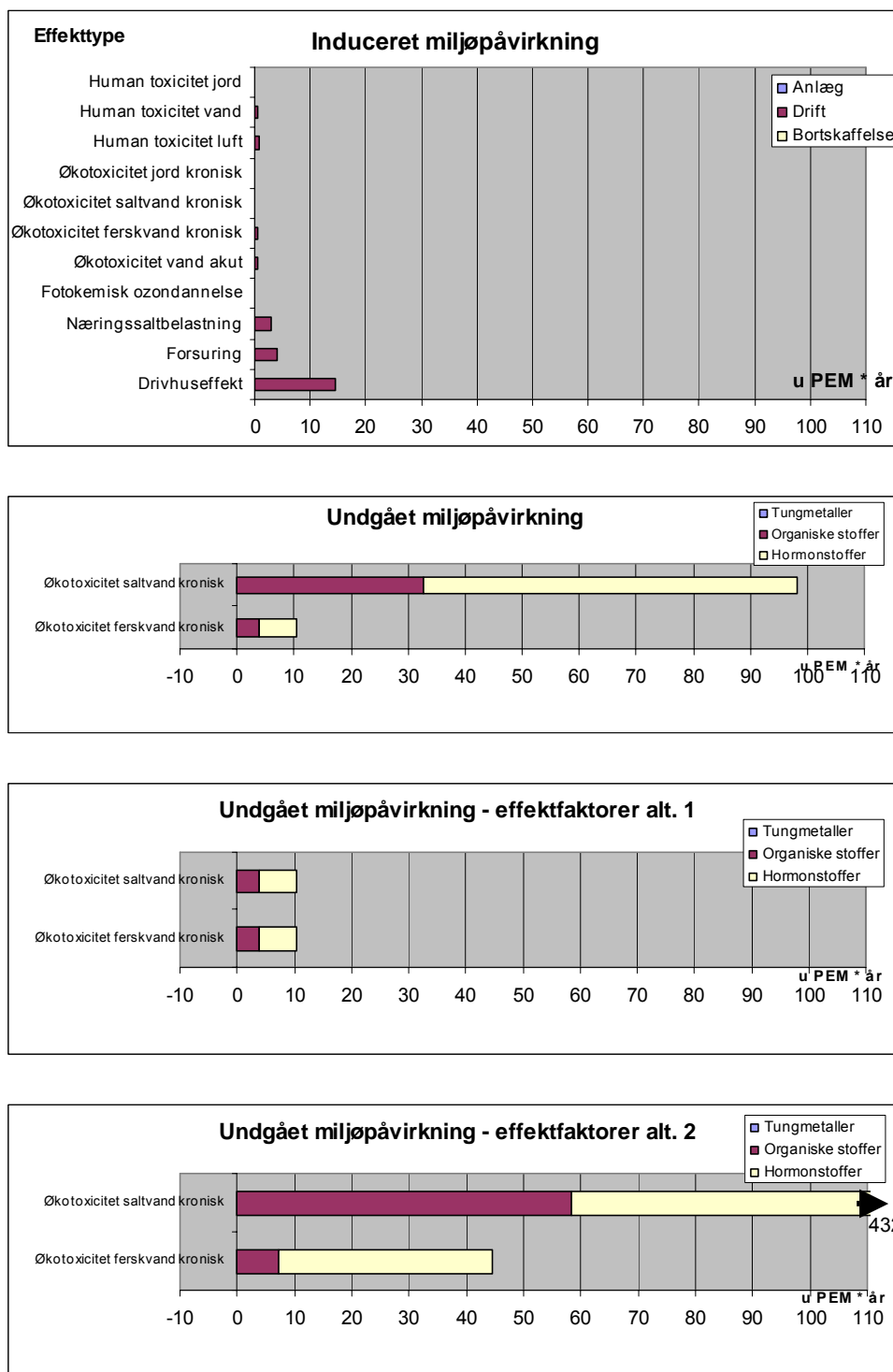


Figur 7-9: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved ozonering – eksempel på betydningen af spildevandets indhold, idet alle 5 enkelt-PAH'er her er inkluderet med et indhold lig med detektionsgrænsen på 0,01 µg/l samt den her i projektet udviklede effektfaktor for hvert enkelt PAH-forbindelse

Det ses, at betydningen af tilstedeværelsen af disse PAH'er i spildevandet i koncentrationer svarende til deres detektionsgrænse er stor og endnu større for ozoneringen end for sandfiltreringen. Dette skyldes den større rensegrad for PAH'er i ozonering i forhold til sandfiltrering.

Ozonering – vurderingens følsomhed for effektfaktorerne

Følsomheden for usikkerheder på effektfaktorerne er også vurderet efter samme model som gennemgået for sandfiltreringen. Figur 7-10 viser resultatet heraf.



Figur 7-10: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved ozonering – alternative effektfaktorer for beregning af økotoxicitet. Kun vist for maximal rensegrad

Som det fremgår af figuren, er konklusionen følsom for metoden til beregning af effektfaktorerne. For ferskvandsorganismer ser den undgåede miljøpåvirkning ud til at være mindre end den inducerede uanset beregningsmetode (idet

bidraget fra hormonstoffer sandsynligvis er et artefact), mens den for saltvandsorganismer både kan være større og mindre afhængigt af metoden. Hvis den større følsomhed for saltvandsorganismer tolkes som reel, er de undgåede påvirkninger af saltvandsorganismer større end de inducerede, mens de er mindre, hvis saltvandstoksiciteten er på niveau med ferskvandstoksiciteten (alternativ 1).

Ozonering – vurderingens følsomhed for rensningens effekt på andre stoffer

Da tungmetaller er upåvirkede af ozoneringen, skal en yderligere renseseffekt på andre stoffer end de her analyserede findes i spildevandets indhold af andre organiske stoffer. Der er ingen tvivl om, at der findes mange andre organiske stoffer end de her inkluderede, der bidrager til økotoksicitet af spildevandet, og som fjernes i en ozonering. Men det kan være svært at kvantificere, hvor stort et sådant bidrag fra ikke inkluderede stoffer er. Af Figur 7-10 ses, at de inducerede miljøpåvirkninger er omkring 4 gange større end den undgåede økotoksicitet for ferskvandsorganismer. Reduktionen af økotoksicitet fra andre stoffer skal med andre ord være 3 gange større end den fra de her inkluderede stoffer for at nå op på break-even for de inducerede og de undgåede miljøpåvirkninger ved udledninger til ferskvand. Det er sandsynligt, at dette er tilfældet, men det er ikke muligt at kvantificere nærmere inden for rammerne af dette projekt.

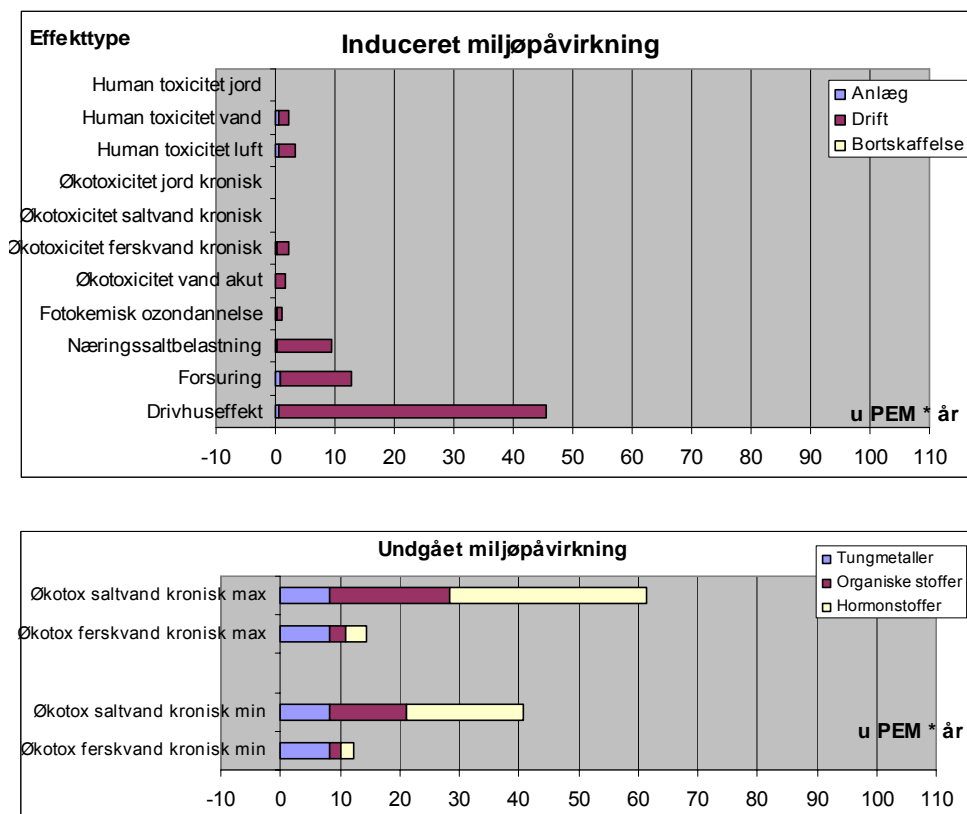
Ozonering – vurderingens følsomhed for slamhåndteringen

Ozoneringen producerer ikke slam, så forbeholdet for slutdisponering af slammet er ikke aktuelt for denne renseteknologi.

MBR

At udbygge den biologiske rensning til MBR medfører et større energiforbrug end både sandfiltrering og ozonbehandling. MBR teknologien anvender dels energi til pumpearbejdet til membranfiltreringen dels ekstra energi til beluftningen med det sigte, at beluftningen skal renholde membranerne for at bekæmpe fouling af disse. Sidstnævnte del af energiforbruget er det største, og i alt forårsager MBR et ekstra energiforbrug omkring $0,3 - 0,5 \text{ kWh/m}^3$ [Müller et al., 1994]. I beregningerne i dette projekt er regnet med $0,4 \text{ kWh/m}^3$. Mekanismen for fjernelse af stoffer fra spildevandet er for MBR ikke så forskellig fra sandfiltrering, idet der primært fjernes stoffer, der adsorberer til partikler. Men dels er stofjernelsen en smule bedre i MBR dels øger MBR slamalderen i den biologiske rensning, hvilket kan medføre et større overfladeareal af slammet, som stoffer kan adsorberes til, og en generelt bedre rensning.

Figur 7-11 viser forholdet mellem de inducerede og de undgåede miljøpåvirkninger under basisforudsætningerne.

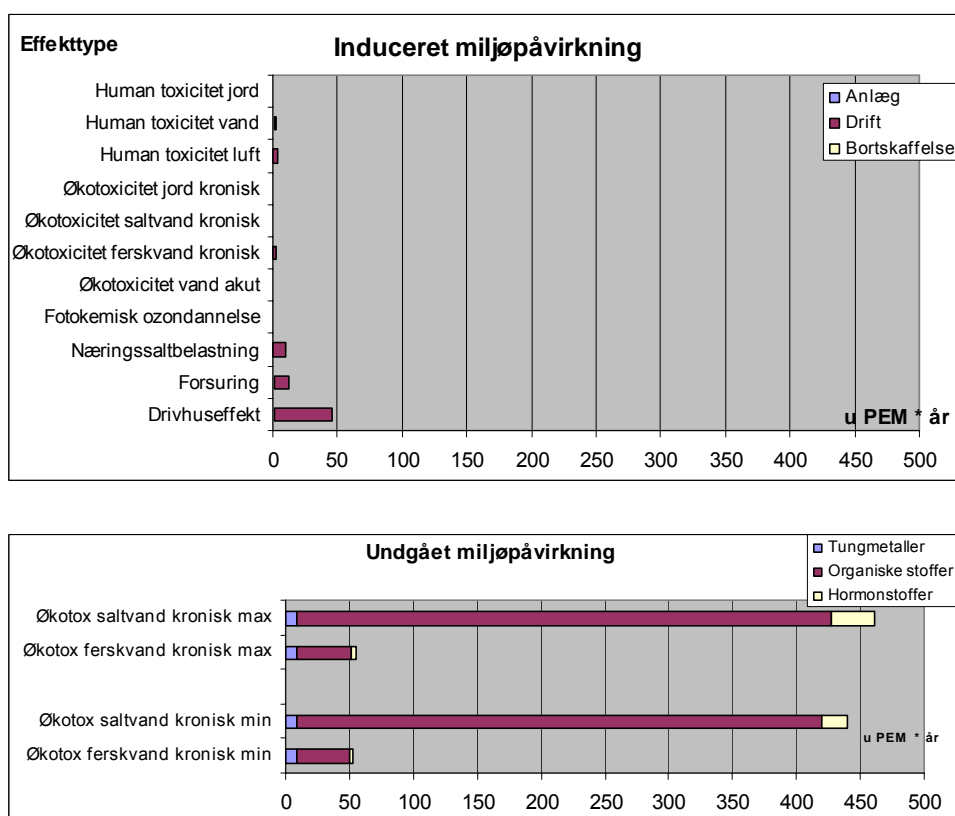


Figur 7-11: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede versus undgåede miljøpåvirkninger ved MBR

Som figuren viser, giver MBR anlæggets større energiforbrug sig udslag i, at de inducerede miljøpåvirkninger vægter tungere end den undgåede økotoxicitet fra de inkluderede stoffer, uanset om der er tale om ferskvands- eller saltvandsorganismer, og uanset om der anvendes et lavt eller højt skøn for rensgraden over anlægget. Også i dette tilfælde er bidraget fra hormonstoffer (EE2) sandsynligvis for størstedelen et artefact, da data er repræsenteret ved stoffets detektionsgrænse og ikke er målt indhold.

MBR – vurderingens følsomhed for spildevandets indhold

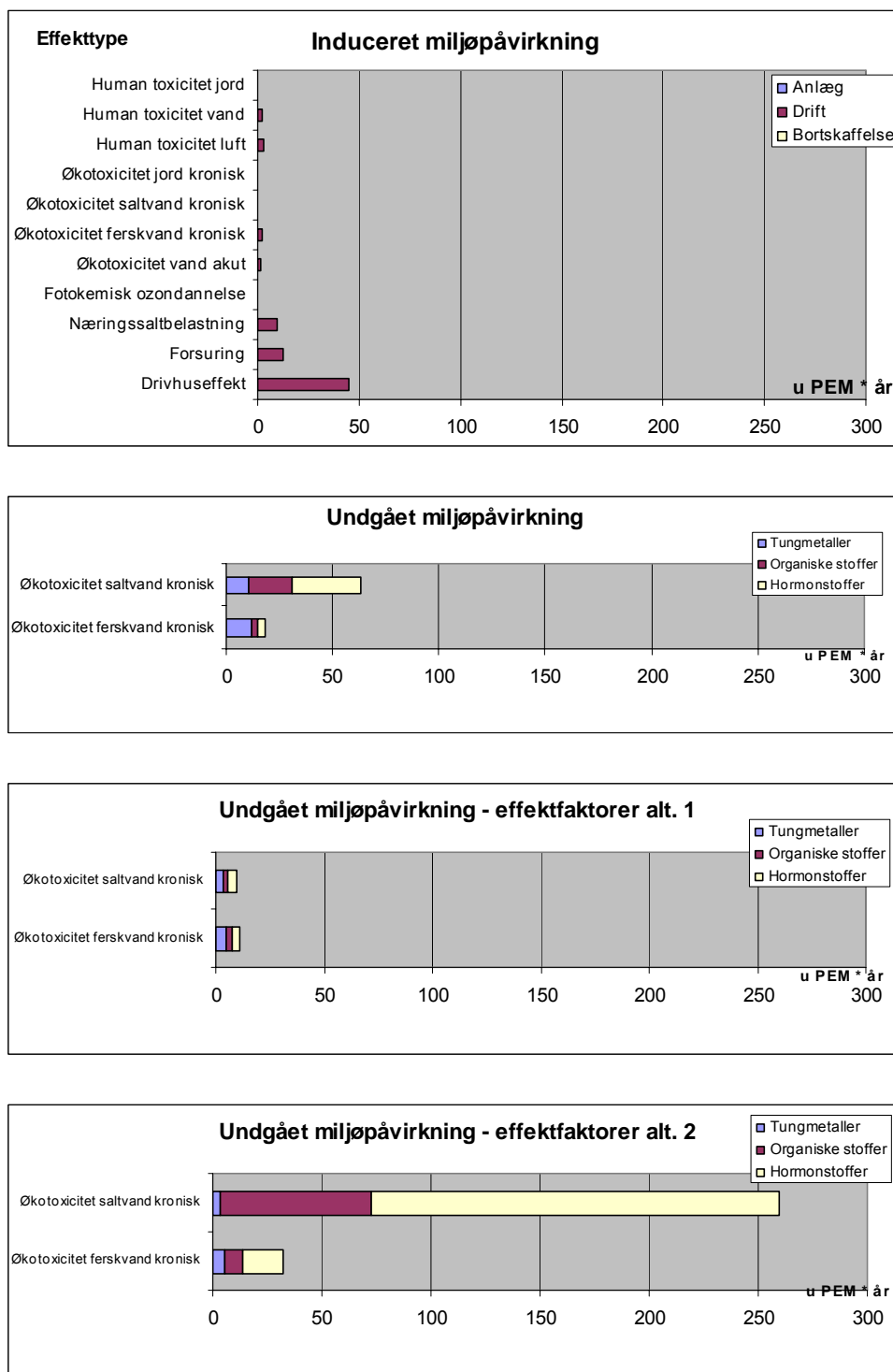
Som for sandfiltrering og ozonering vurderes konsekvensen af tilstedeværelsen af alle de 5 PAH'er i koncentrationer lig deres detektionsgrænse. Som Figur 7-12 viser, er konsekvensen ikke helt den samme som for de øvrige renseteknikker. Den undgåede økotoxicitet vil veje tungere end de inducerede påvirkninger, hvis økotoxicitetsvurderingen for saltvandsorganismer lægges til grund, men for ferskvandsorganismer vil de inducerede påvirkninger fortsat veje tungest.



Figur 7-12: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved MBR – eksempel på betydningen af spildevandets indhold, idet alle 5 enkelt-PAH'er her er inkluderet med et indhold lig med detektionsgrænsen på 0,01 µg/l samt den her i projektet udviklede effektfaktor for hvert enkelt PAH-forbindelse

MBR – vurderingens følsomhed for effektfaktorerne

Figur 7-13 viser følsomhedsvurderingen for usikkerhed på effektfaktorerne på samme måde som for de foregående renseteknologier.



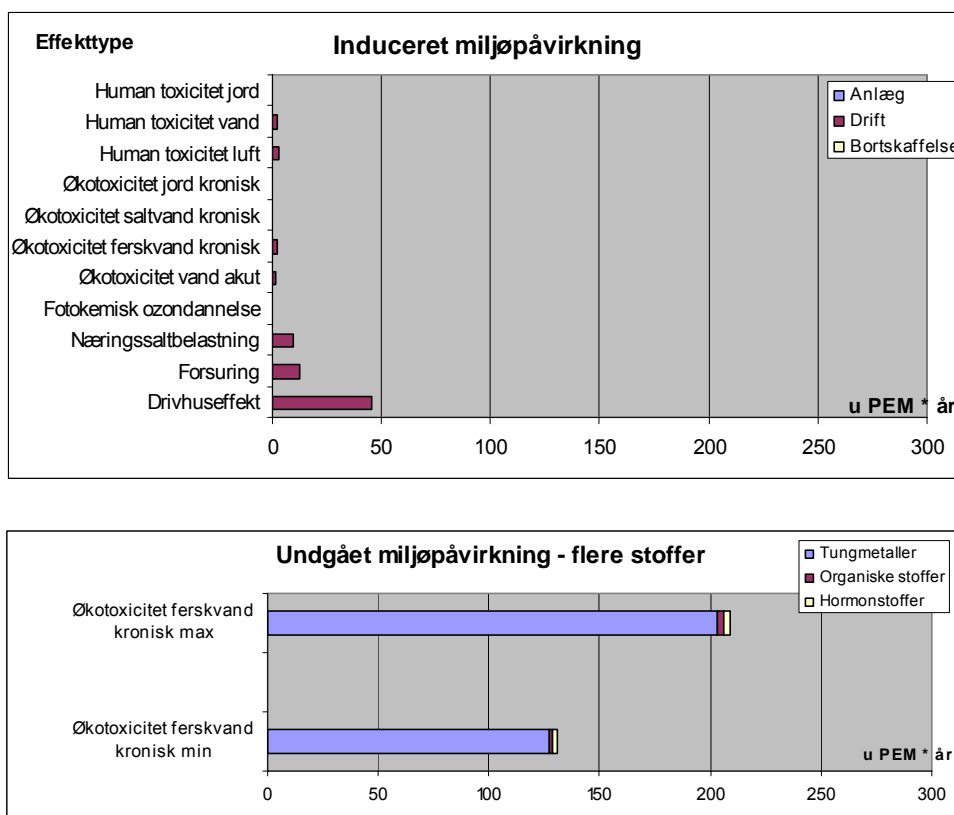
Figur 7-13: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved MBR – alternative effektfaktorer for beregning af økotoxicitet. Kun vist for maximal rensegrad

Som figuren viser, vil ændringen af metode til beregning af effektfaktorer ikke ændre på den foreløbige tolkning fra Figur 7-11, at de inducerede miljøpåvirkninger er større end de undgåede. For alternativ beregningsmåde 2 for salt-

vandsorganismer er de af samme størrelsesorden (når der ses bort fra bidraget fra EE2), men for alle de øvrige alternativer er de inducerede påvirkninger størst.

MBR – vurderingens følsomhed for rensningens effekt på andre stoffer

Betydningen af at inkludere flere stoffer i vurderingen er analyseret på samme måde som for sandfiltreringen ved at inkludere 4 af de tungmetaller, der fremgår data for i Tabel 3-1, og som der findes effektfaktorer for i UMIP metoden. Figur 7-14 viser resultatet af denne følsomhedsberegning. Der er antaget samme rensegrad over anlægget som for sandfiltrering, se Tabel 7-5.



Figur 7-14: Vægtet miljøvurdering til afvejning af inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved MBR – effekten af at inkludere flere stoffer i beregningen eksemplificeret ved at inkludere yderligere 4 tungmetaller

Det fremgår, at inklusion af flere stoffer vil ændre forholdet mellem inducerede og undgåede miljøpåvirkninger afgørende, og at de undgåede miljøpåvirkninger efter al sandsynlighed er størst, når flere stoffer medregnes. For ferskvandsorganismer er forskellen er dog ikke stor, og med usikkerheden på de ældre data for de 4 tungmetaller må de inducerede og undgåede påvirkninger siges at være omtrent lige hvad angår vurderingen for ferskvandsorganismer.

MBR – vurderingens følsomhed for slamhåndteringen

Samme forbehold for slamhåndtering, som tidligere nævnt.

7.4 Fortolkning og konklusion

Vurderingen og følsomhedsvurderingerne for de tre renseteknologiers fjernelse af 9 udvalgte stoffer/stofgrupper har vist, at de inducerede miljøpåvirkninger for sandfiltreringen er væsentligt mindre end de undgåede, mens de for ozonering og MBR er af samme størrelse eller muligvis større. Den mest afgørende følsomhedsvurdering har vist sig at være inklusionen af flere stoffer – i dette tilfælde 4 udvalgte tungmetaller. For sandfiltrering giver en inklusion af disse 4 tungmetaller en klar indikation af, at de undgåede miljøpåvirkninger er væsentligt større end de inducerede. For ozonering og MBR er denne indikation mindre klar.

Sandfiltrering fremstår som den teknologi, der har den bedste trade-off mellem inducerede og undgåede påvirkninger. Da fjernelsen af stoffer for MBR ikke er væsensforskellig fra sandfiltrering er det nærliggende at pege på sandfiltrering, hvis valget står mellem dette og MBR, idet lang slamalder (som på mange danske renselanlæg) kombineret med sandfiltrering kan medføre stoffjernelse af samme størrelsesorden uden det store ekstra energiforbrug ved MBR.

Ozonering er vanskeligere at prioritere, fordi evalueringen af denne renseteknologi i givet fald vil afhænge af viden om yderligere organiske stoffer i spildevandet. Som billedet ser ud med den nuværende viden for de 13 stoffer inkluderet i denne miljøvurdering, peger meget på, at sandfiltrering er at foretrække frem for ozonering, hvis hensynet alene er miljøpåvirkning. En anden prioritering skal i givet fald begrundes i andre hensyn som f.eks. hygiejne/sygdomsfremkaldende bakterier.

8 Konklusion

Formålet med nærværende projekt er at foretage en helhedsvurdering af udvalgte renseteknologier indenfor tekniske, økonomiske og miljømæssige aspekter.

8.1 Projektafgrænsning

Fælles for de udvalgte avancerede rensemetoder er rensegraderne for 12 udvalgte stoffer/stofgrupper bestemt med baggrund i litteraturstudie. Stofferne er udvalgt som relevante for kommunalt spildevand i Danmark med baggrund i 33 prioriterede stoffer i EU's Vandrammedirektiv samt hygiejniske parametre i EU's Badevandsdirektiv. De udvalgte stoffer/stofgrupper samt sundhedsskadelige mikroorganismer er:

- PAH'er
- Cadmium
- DEHP
- Bly
- Nikkel
- Nonylphenol
- LAS
- 17 α -ethinyløstradiol
- Det naturlige østrogen, 17 β -østradiol
- E.coli
- Enterokokker
- Coliforme bakterier

Der er desuden foretaget en teknisk screening af de mest velkendte avancerede rensemetoder. Efter screeningen har projektets følgegruppe udvalgt fem avancerede renseteknologier for hvilke de tekniske og økonomiske aspekter er kortlagt. Dette gælder rensemetoderne sandfiltrering, ozonbehandling, UV til desinfektion af spildevand, kombination af UV med oxidationsmidler samt membran bioreaktorer (MBR).

De miljømæssige aspekter er beregnet og vurderet for rensemetoderne sandfiltrering, ozonbehandling og MBR ved anvendelse af livscyklusvurderingsmetoden UMIP. UV i kombination med oxidationsmidler måtte fravælges grundet manglende data for doseringsstyrker og tilhørende fjernelsesgrader af de udvalgte organiske miljøfremmede stoffer. UV til desinfektion er ikke miljøvur-

deret, da de sundhedsskadelige mikroorganismer ikke kan miljøvurderes ved anvendelse af UMIP LCA-metoden (eller andre LCA metoder).

Der er taget udgangspunkt i foreliggende danske måleresultater – i stor udstrækning fra NOVANA programmet og andre specifikke undersøgelser udført i Miljøstyrelsens regi – suppleret med data fra international litteratur. Vurderingerne har fokuseret på funktionen af de alternative videregående rensetrin, dvs. hvad der opnås udover de eksisterende renselanlæg udbygget i henhold til den danske Vandmiljøplan og EU's Byspildevandsdirektiv.

Vurderingerne er tilstræbt generaliseret til typiske forhold for større danske renselanlæg. De samme metodikker vil dog kunne anvendes konkret med data for de enkelte renselanlæg for mere specifikke situationer.

8.2 Vurderinger

I projektet er der som nævnt foretaget 3 typer af vurderinger:

8.2.1 Teknisk vurdering

Det konkluderes overordnet mht. de tekniske forhold:

- Sandfiltrering er en velkendt metode til fjernelse af suspenderet stof (inklusive tungmetaller) samt delvist sundhedsskadelige mikroorganismer.
- Ozonbehandling til behandling af spildevand i Danmark er ikke udbredt. Ozonanlæg fjerner primært sundhedsskadelige mikroorganismer, men fjerner også visse organiske stoffer. Grundet ozons stærkt korrosive og giftige egenskaber er de arbejdsmiljømæssige aspekter desuden af betydning inden valg af denne avancerede rensemetode.
- UV behandling til desinfektion af spildevand bliver mere og mere udbredt pga. skærpede krav til badevand. UV behandling kræver i en vis udstrækning forbehandling f.eks. i form af filtrering, da suspenderet stof, alger mv. nedsætter transmissionen af UV bestrålingen i spildevandet.
- UV i kombination med oxidationsmidler er der p.t. ingen praktiske erfaringer med i Danmark til rensning af kommunalt spildevand. Metoden vurderes dog at være interessant for fjernelse af specifikke tungtomsættelige organiske stoffer. Praktiske og andre tekniske erfaringer afventes fra APOP-projektet.
- MBR er en relativt ny metode til rensning af spildevand i Danmark - dog er metoden kendt internationalt. Metoden er pladsbesparende, hvilket kan være en vigtig parameter i forbindelse med sløjfning af mindre renselanlæg og dermed udvidelse af de eksisterende store renselanlæg i

Danmark. MBR fjerner organisk stof, sundhedsskadelige mikroorganismer, næringsalte, suspenderet stof og tungmetaller.

8.2.2 Økonomisk vurdering

Et overslag over de samlede omkostninger (drift- og anlægskostninger ekskl. moms) for de fem avancerede renseteknologier er opgjort til følgende⁷:

Rensemethode	Pris [kr/m ³ rensed spildevand]
Sandfiltrering	0,35
Ozonbehandling	0,20
UV behandling til desinfektion	0,12
UV i kombination med oxidationsmidler	
- Ozon efterfulgt af UV	0,12
- UV og ozon	0,30
- UV og brintoverilte	0,51
MBR	0,65

Som det ses af tabellen, er UV behandling til desinfektion af spildevand samt UV og ozon samt UV i kombination med oxidationsmidler de mest fordelagtige løsninger - UV behandling alene kan dog kun anvendes, hvis der kun stilles krav til reduktion af sundhedsskadelige mikroorganismer. UV i kombination med oxidationsmidler fjerner også visse miljøfremmede organiske stoffer, dog mangler der på nuværende tidspunkt viden og data mht. rensegrader og nødvendig dosering.

Sandfiltrering den mest fordelagtige løsning, hvis der tillige ønskes suspenderet stof (inklusive tungmetaller) fjernet fra spildevandet.

8.2.3 Miljøvurdering

I forbindelse med dette projekt er der udviklet en metode til miljøvurdering af hormonforstyrrende stoffer, som tager udgangspunkt i organismers kønsratio. Derudover er der beregnet økotoksicitet for såvel ferskvand som saltvand for de udvalgte miljøfremmede stoffer baseret på de nyeste EU risikovurderingsprincipper.

Vurderingen for de tre renseteknologiers fjernelse af 9 udvalgte stoffer/stofgrupper har vist, at de inducerede miljøpåvirkninger for sandfiltreringen for disse 9 stoffer/stofgrupper er væsentligt mindre end de undgåede, mens de for ozonering og MBR er af samme størrelse eller muligvis større. Af de tre studerede teknologier til videregående rensning fremstår sandfiltrering således som den miljømæssigt mest favorable, og dette skyldes primært, at energiforbruget til sandfiltrering er væsentligt mindre end til ozonering og MBR.

⁷ Ved rensning af 50.000 m³ spildevand pr. dag, levetid på 20 år samt rente på 5 %.

Vurderingen er suppleret med en række følsomhedsvurderinger, hvor ændringer i de væsentlige forudsætninger er prøvet af. Det gælder:

- Variationer i spildevandets indhold
- Variationer i renseteknologiernes renseseffekt
- Ændringer i metoden til beregning af økotoxicitet
- Inklusion af flere stoffer end de 9 udvalgte stoffer/stofgrupper

Den mest afgørende følsomhedsvurdering har vist sig at være inklusionen af flere stoffer end de 9 udvalgte – i følsomhedsvurderingen på dette punkt er inkluderet yderligere 4 udvalgte tungmetaller. For sandfiltrering giver en inklusion af disse 4 tungmetaller en klar indikation af, at de undgåede miljøpåvirkninger er væsentligt større end de inducerede. For ozonering og MBR er denne indikation mindre klar.

Miljøvurderingen er gennemført for estimerede minimale og maximale renseseffekter for de vurderede renseteknologier, og konklusionen er ikke følsom for disse variationer. Det afgørende er, at sandfiltrering og MBR fjerner stoffer i nogenlunde samme grad (MBR dog noget bedre end sandfiltrering), men som nævnt med meget stor forskel i energiforbrug, og at ozonering ikke fjerner tungmetaller.

I miljøvurderingen er anvendt gennemsnitsdata fra NOVANA programmet for indholdet af stoffer i spildevandet efter konventionel rensning. Følsomhedsvurderinger har vist, at variationer i dette indhold kan betyde meget for konklusionen, idet tilstedeværelse af enkelte stoffer i højere koncentrationer end gennemsnittet vil kunne ændre billedet væsentligt. For anlæg med større indhold af visse stoffer end gennemsnitligt, kan den undgåede miljøpåvirkning således blive væsentligt større, mens den inducerede påvirkning vil være uændret.

Miljøvurderingen er følsom for den anvendte metode til kvantificering af økotoxiciteten, men uanset denne følsomhed kan fortsat konkluderes, at sandfiltrering afføder større undgåede miljøpåvirkninger end den selv inducerer, mens konklusionen for de to øvrige renseteknologier fortsat er mere uklar.

Generelt fører miljøvurderingerne til større potentiel miljøbelastning for udledning til saltvand end til ferskvand. Dette skyldes dels, at saltvandsorganismerne for mange af de undersøgte stoffer er mere følsomme, men også at datagrundlaget er mindre. Sidstnævnte fører til anvendelse af højere sikkerhedsfaktorer.

Et generelt problem for kvantificering af de undgåede miljøpåvirkninger er, at flere af de udvalgte stoffer (f.eks. PAH) typisk forekommer under detektionsgrænsen i de rensede spildevand allerede før det videregående renses trin. Dette

er beskrevet ved følsomhedsberegninger henholdsvis uden indregning af disse forekomster og med indregning svarende til detektionsgrænsen. De herved forekommende variationsintervaller for den undgåede miljøpåvirkning kan spænde over en faktor 10. En reduktion af denne usikkerhed vil fordre analysemetoder med lavere detektionsgrænser.

Miljøvurderingen er følsom for den anvendte metode til kvantificering af økotoxiciteten, men uanset dette er konklusionen fortsat robust over for metoden; også med de afprøvede alternative metoder afføder sandfiltrering større undgåede miljøpåvirkninger end den selv inducerer, mens konklusionen for de to øvrige renseteknologier fortsat er uklar.

Sandfiltrering fremstår således overordnet som den teknologi, der har den bedste trade-off mellem inducerede og undgåede påvirkninger. Da fjernelsen af stoffer for MBR ikke er væsensforskellig fra sandfiltrering er det nærliggende at pege på sandfiltrering, hvis valget står mellem dette og MBR, idet lang slamalder (som på mange danske renseanlæg) kombineret med sandfiltrering kan medføre stoffjernelse af samme størrelsesorden uden det store ekstra energiforbrug ved MBR.

Ozonering er vanskeligere at prioritere, fordi evalueringen af denne renseteknologi i givet fald vil afhænge af viden om yderligere organiske stoffer i spildevandet. Som billedet ser ud med den nuværende viden for de 13 stoffer inkluderet i denne miljøvurdering, peger meget på, at sandfiltrering er at foretrække frem for ozonering, hvis hensynet alene er miljøpåvirkning. En anden prioritering skal i givet fald begrundes i andre hensyn som f.eks. hygiejne/sygdomsfremkaldende bakterier.

Miljøvurderingen gælder kun renseanlæg, for hvilke slammet bliver forbrændt. Hvis slammet bringes ud på landbrugsjord, vil de fjernede stoffers toksicitet udløses som toksicitet i jord, og samlet vil de miljøpåvirkninger, der undgås ved rensningen, derfor mindskes. Den nyttiggjorte næringssaltværdi i slammet vurderes ikke at modveje dette, men en nærmere vurdering heraf er nødvendig for at kunne konkludere på anlæg med jordbrugsanvendelse af slammet.

Hvis der udelukkende ønskes fjernet sundhedsskadelige mikroorganismer, skal de avancerede rensemetoder vurderes på anden vis, da miljøvurderingen ikke omfatter dette.

De tre metoder med UV i kombination med oxidationsmidler er ikke miljøvurderet, da der mangler data om rensegrader mv.

8.3 Manglende viden

Gennem projektet er der udpeget områder, hvor den nuværende viden er utilstrækkelig og derfor ønskeligt forbedret:

- Viden om andre avancerede renseteknologier som f.eks. UV i kombination med oxidationsmidler (økonomi, rensegrader, praktiske erfaringer)

mv.). Der er behov for praktiske erfaringer samt datasæt med konstateret fjernelse i forlængelse af den nuværende spildevandsrensning og samhørende ressourceforbrug til energi og evt. dosering af hjælpestoffer.

- Miljøvurdering af flere miljøfremmede stoffer - herunder hormonforstyrrende stoffer, medicinrester, tungmetaller, organiske stoffer mv.
- Variationerne i de avancerede rensemetoders renseseffektivitet
- Viden om de estimerede PNEC værdier bag effektfaktorerne for økotoksicitet. Især er det behov for at forbedre datagrundlaget for saltvandsorganismer.
- Målemetoden til bestemmelse af målte koncentrationer af PAH og hormonforstyrrende stoffer i spildevand bør forbedres - før og efter avanceret rensning. Hermed opnås en lavere detektionsgrænse, hvilket medfører en bedre sikkerhed på bestemmelse af stofindholdet.

8.4 Sammenfatning

Vandkvalitetskravenes udstrækning og niveau som følge af Vandrammedirektivet vil spille en stor rolle i valget af avanceret renseteknologi. Når kravene er fastlagt, er det muligt at udpege de stofgrupper, der skal fokuseres på. Hermed indsnævres også antallet af avancerede rensemetoder, der kan fjerne de(n) pågældende stofgruppe(r).

Der er etableret og demonstreret anvendelse af en metodik, som udover økonomiske vurderinger, muliggør en kvantificering af de inducerede og undgåede miljøpåvirkninger ved eventuel videregående rensning af kommunalt spildevand. Herved kan disse rensemetoders bæredygtighed tages med i betragtning ved vurdering af behov for udbygning af renseanlæggene.

Dette projekt har tilstræbt at beskrive situationer, som anses typiske for større danske kommunale renseanlæg, på baggrund af foreliggende viden. Det anbefales at lokale forhold omkring forekomst, muligheder for indretning af videregående rensning og tilhørende miljøprofil for et givet renseanlæg tages i betragtning inden valg af avanceret teknologi.

Med baggrund i de valgte forudsætninger og afgrænsninger for dette projekt kan der konkluderes følgende:

Hvis det udelukkende er sundhedsskadelige mikroorganismer, der skal fjernes, er UV eller ozon de mest økonomisk fordelagtige løsninger. Dog skal de arbejdsmiljømæssige aspekter også vurderes inden valg heraf. Desuden skal det understreges, at man ved valg af UV og ozonbehandling ikke får gavn af de positive sideeffekter, som de øvrige avancerede renseteknologier medfører (me-

re stabil drift, fjernelse af andre stoffer som f.eks. tungmetaller, bedre arbejdsmiljø mv.).

UV i kombination med oxidationsmidler er interessant i forbindelse med fjernelse af specifikke miljøfremmede organiske forbindelser. Dog skal metoderne undersøges nærmere, idet der mangler praktiske erfaringer, data om rensegrader mv.

Sandfiltrering er den mest velkendte renseteknologi i Danmark. Metoden har fordelagtige tekniske og økonomiske forhold - samt er den løsning der miljømæssigt opnår den bedste marginal-effekt, dvs. hvor forskellen mellem induceret og undgået miljøpåvirkning er størst. .

Membranbioreaktorer (MBR) er ikke udbredt i Danmark mht. rensning af spildevand. Derudover har MBR økonomiske og miljømæssige aspekter, der samlet set bevirker, at MBR fremstår som den dårligste løsning af de udvalgte fem renseteknologier.

En evt. inddragelse af flere miljøfremmede stoffer i miljøvurderingerne vil for den samme inducerede miljøpåvirkning bidrage til en større undgået miljøpåvirkning.

Der er fortsat behov for forbedring af videngrundlag omkring forekomst, erfaringer med drift af de videregående rensemetoder og opnåede effekter samt til miljøpåvirkningerne fra en lang række øvrige stoffer, hvilket gælder både i Danmark og internationalt. Projektet er dog et kvalificeret bud på et værktøj, som kan anvendes til indledende screening af de(n) mest fordelagtige renseteknologi.

9 Referencer

Andersen, H.R., Siegrist, H., Halling-Sørensen, B., Ternes, T.A. (2003). Fate of Estrogens in a Municipal Sewage Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, Vol. 37, No. 18, pp. 4021-4026.

Asano, T., Maeda, M. og Takaki, M. (1996). *Wastewater reclamation and reuse in Japan: overview and implementation examples*. *Water Science and Technology*. 34 (11), pp. 219-226.

Awad, A. R. og Abu-Elsha'r, W. (1998). *Risk assessment for chlorinated organics in drinking water*. Colloque Franco - Libanais, Sur, L'eau et la Santé, 15-17 Octobre, 1998. Beyrouth, Liban.

Bahr, C., Ernst, M., Reemtsma, T., Heinmann, B., Luck, F. og Jekel, M. (2005). *Pilot scale ozonation of treated municipal effluent for removal of pharmaceutical compounds and pathogens - The Berlin Study*.

Balcioglu, I. og Ötker, M. (2003). *Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by O₃ and O₃/H₂O₂ processes*. *Chemosphere* 50, pp. 85-95.

Behnke, K (2006). Personlig kommunikation i forbindelse med projektarbejde om etablering af miljøvaredeklarationer for dansk elektricitet.

Bonomo, L., Nurizzo, C. and Rolle, E. (1999) *Advanced wastewater treatment and reuse: Related problems and perspectives in Italy*. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 40, No. 4-5, pp. 21-28.

Brenner, A., Shandalov, S., Messalem, R., Yakirevich, A., Oron, G. og Rebhun, M. (2000). *Wastewater reclamation for agricultural reuse in Israel: trends and experimental results*. *Water, Air and Soil Pollution*, 123 (1) pp. 167-182.

Busch, K. (2002). *Endokrin wirksame Stoffe in kommunalen Kläranlagen und Bilanzierung der Eliminationsleistung*. *Dissertation*. TU Berlin. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 21.

Busch, K., Hegemann, W., Spengler, P. og Metzger, J. (2002). *Influence of Different Process Techniques in Sewage Plants to Eliminate Selected Endocrine Disruptors*. *Enviro*, Melbourne.

Capogrosso, L., Zinno, G. og Gasser.Coze, H. (2001). *Optimized steel production with oxygen for blast furnaces at ILVA*. Taranto Works. Italy.

Christiansen, L. B., Winther-Nielsen, M. og Helweg, C. (2002). *Feminisation of fish. The fate of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature*. Miljøstyrelsen. No. 729, 1-184.

Clara, M., Strenn, B., Ausserleitner, M. og Kreuzinger, N. (2004). *Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant*. Water Science & Technology. Vol. 50. No. 5, pp. 29-36.

CRC (1981). *Handbook of Chemistry and Physics*. Ed. Weast RC, Astle MJ. CRC. Florida, USA. (60 ed., 1981)

Crommenmentuijn T., Polder M.D., van de Plassche E.J. (1997). *MPC and NC for metals, taking background concentrations into account*. Report no. 601501 001, October 1997. In Environmental Risk Limits in The Netherlands. Part I-III. Könemann H (ed.). Report No. 601640 001, 1999. RIVM, Bilthoven, The Netherlands

Dahl, F. (1999). *Kemisk fældning af tungmetaltholdigt spildevand*. Dansk Kemi 6/7.

Davies P.H., Goettl J.P., Sinley Jr J.R., Smith N.F. (1976): *Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water*. WaterResearch 10, 199-206

De Wever, H.m Van Roy, S., Müller, J. og Knepper. T. (2004). *Comparison of linear alkylbenzene sulfonates removal in conventional activated sludge systems and membrane bioreactors*. Water Science & Technology. Vol. 50. No. 5, pp. 219-225.

DEFRA (2003). *Derivation of aquatic quality standards for priority list substances not covered by existing uk regulations*. Final Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Report No: DEFRA 6245/2, July 2003. Authors: ¹Cole, S., ¹Whitehouse P., ¹Harrison R., ¹Holmes D., ²Zabel T., ¹Johnson I., ¹Sorokin N., ¹Adeboya T., ³Crane M., ⁴Matthiessen P. and ²Dubourg R. Contract Manager: Stephanie Cole. Contract No: 13330-0. DEFRA Reference No: WS 128/9/104. 1 WRc-NSF Ltd, 2 WRc PLC, 3 Crane Consultants Ltd, 4 CEH Windermere:
<http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/priority-list/pdf/mainreport.pdf> Appendices A-D:
<http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/priority-list/pdf/appendix-a-d.pdf> Appendices E-H:
<http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/priority-list/pdf/appendix-e-h.pdf> Appendices I-M:
<http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/priority-list/pdf/appendix-i-m.pdf>

DHI (2002). *Ready Biodegradability - Closed Bottle Test with Estradiol*. DHI. Report No.: 51637. Date: 2002.07.12/TTA. Report to: Novo Nordisk A/S

DMU (2002). *Udkast til programbeskrivelse for NOVANA*. Findes på: http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/341F4625-45F0-4F51-8D74-82A97DE7DB35/0/4_punktkilder_rev1.pdf, 2002

EC (2003). *Environmental Risk Assessment*. Chapter 3 (Part II) in: Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Institute for Health and Consumer Protection. European Commission. ECB, JRC, Ispra, Italy.

ECETOC. (2004). *Whole effluent assessment*. Technical Report No. 94. ECETOC, Brussels. Belgium.

ECOSAR (2001). *ECOSAR v0.99g*. Part of: EPIwin suite: United States Environmental Protection Agency Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPTS) 1200 Pennsylvania Avenue, NW Mail Code 7401M Washington, DC 20460 Telephone: (202) 564-3810 Web (EPIwin): <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/docs/epiwin.htm>
WEB (OPPTS): <http://www.epa.gov/opptintr/contact.htm>

ECOTOX (2006). *ECOTOXicology Database system*. US EPA. <http://www.epa.gov/ecotox/>

Ekvall, T. og Weidema, B.P. (2004) *System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis*. Int. J. LCA 9, s. 161-171.

EPIwin suite (2000). *EPIWin suite v3.12*. United States Environmental Protection Agency Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPTS) 1200 Pennsylvania Avenue, NW. Mail Code 7401M Washington, DC 20460 Telephone: (202) 564-3810 Web (EPIwin): <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/docs/epiwin.htm>
WEB (OPPTS): <http://www.epa.gov/opptintr/contact.htm>

EU RA (2003): Cadmium metal. CAS No.: 7440-43-9. Final Draft July 2003: <http://ecb.jrc.it/>

EU RA (2002): 4-Nonylphenol (branched) and nonylphenol (84852-15-3 and 25154-52-3) Final report April 2002: <http://ecb.jrc.it/>

EU RA (2001). *Risk Assessment. Bis (2-ethylhexyl)phthalate*. CAS No.: 117-81-7. Consolidated Final Report: September 2001. R042_0109_env_hh_0-3 : http://ecb.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/DRAFT/R042_0310_env_hh_combined.pdf

European Chemical Bureau (2000): IUCLID CD-ROM Year 2000 edition. Public data on high volume chemicals. ISBN 92-828-8641-7

Frees N., Schmidt A., Grinderslev M., Dall O. (2004). *Opdatering, fejlretning og oversættelse af UMIP-databasen – 2-opdatering*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 2004. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
<http://miljoestyrelsen.dk/udgiv/publikationer/2004/87-7614-222-1/pdf/87-7614-224-8.pdf>

Furuta, T., Tanaka, H., Nishiki, Y., Pupunat, L., Haenni, W. and Rychen, P. (2004). *Legionella inactivation with diamond electrodes*. Diamond and Related Materials 13, pp. 2016-2019.

Fyns Amt. (2005). *Indikator og fokusrapport*. NOVANA. Punktkilder 2004.

GaBi. (2003). LCA database.

Gibson, H. E., og Apostolidis, N. (2001). *Demonstration, the solution to successful community acceptance of water recycling*. Water Science and Technology, 43 (10), 259-266.

Goedkoop M., Spriensma R., a (2001). The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. Third edition. Pré Consultants, Amersfoort, The Netherlands. <http://www.pre.nl>

Goedkoop M., Spriensma R., b. (2001). The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Annex. Third edition. Pré Consultants, Amersfoort, The Netherlands. <http://www.pre.nl>

González, P., Zaror, C., Carrasco, V., Mondaca, M. A., Masilla, H. (2003) Combined Physical-Chemical and Biological Treatment of Poorly Biodegradable Industrial Effluents. Journal of Environmental Science and Health. Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering. Vol. A38. No. 10, pp. 2201-2208.

Graaf, J. H. J. M. van der, Koning, J. de, Ravazzini, A. og Miska, V. (2004) *Treatment matrix for reuse of upgraded wastewater*. Proceeding Marrakesh.

Graaf, J. H. J. M., van der, Kramer, J. F., Pluim, J., Koning, J. de og Weijts, M. (1999). *Experiments on membrane filtration of effluents at wastewater treatment plants in the Netherlands*. Water Science and Technology, 39 (5), pp. 129-136.

Graaf, J. H. J. M., van der og Niewenhuijzen, A. F., vand (1998). *Experiments on high rate effluent filtration in the Netherlands*. Water Science and Technology, 38 (3), pp. 127-134.

Gross-Sorokin M.Y., Roast S.D., Brighty J.C. (2005): *The Environment Agency's assessment of feminisation of male fish in English rivers*. Environ-

mental Health Perspectives. UK EPA.:

<http://ehp.niehs.nih.gov/members/2005/8068/8068.pdf>

Haarhoff, J. and Merwe, B. van der. (1996). *Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia*. Water Science and Technology, 33 (10), pp. 25-35.

Harteringer, L. (1994). *Handbook of Effluent Treatment and Recycling for the Metal Finishing Industry*. Carl Hanser Verlag, München.

Hauschild, M., Wenzel, H., Damborg, A., Tørsløv, J., a. (1998). *Ecotoxicity as a criterion in the environmental assessment of products*. In: Hauschild M., Wenzel, H. (eds) Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background, pp. 203-314. Chapman & Hall, London, Great Britain.

Hauschild, M., Wenzel, H., Damborg, A., Tørsløv, J., b. (1998). Ecotoxicity as a criterion in the environmental assessment of products. In: Hauschild M, Wenzel H (eds) Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background, pp. 203-314. Chapman & Hall, London, Great Britain.

HERA LAS (2004). Human and Environmental Risk Assessment. Linear Alkylbenzene Sulphonate (LAS). Version 2.0. May, 2004:
<http://www.heraproject.com/RiskAssessment.cfm>

Hilbert Nygaard, P., Århus Kommune, COWI og DTU Miljø og Ressourcer, a. (2004a) *Steroidøstrogener omsætning på to danske aktiv slam renselanlæg*.

Hilbert Nygaard, P., Blicher, T. E. D., Nickelsen, C. (2004b). *Fjerner danske renselanlæg hormonforstyrrende stoffer i spildevandet? Spildevandsteknisk Tidsskrift nr. 3*, pp. 8-10.

Holbech, H., Kinnberg K., Petersen G.I., Jackson P., Hylland K., Norrgren L., Bjerregaard P. (2005). *Detection of endocrine disrupters: Evaluation of a Fish Sexual Development Test (FSDT)*. Final draft - to be submitted

Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan W.M., Michalenko E.M. (1991): *Handbook of environmental degradation rates*. Lewis Publishers. Michigan, USA. ISBN: 0-87371-358-3

HSDB (2006). HSDB on TOXNET, United States National Library of Medicine (NLM). Office of Communications and Public Liaison. Toxicology Data Network (TOXNET). <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

Huber, M.M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., Mcardell, C.S., Ried, A., Siegrist, H., Ternes, T.A. og von Gunten, U. (2005). *Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study*. Environ. Sci. Technol. Vol. 39, pp. 4290-4299.

Huber, M. M., Ternes, T. A. og von Gunten, U. (2004). *Removal of Estrogenic Activity and Formation of Oxidation Products during Ozonation of 17-alfa-Ethinylestradiol*. Environ. Sci. Technol., 38, pp. 5177-5196.

Huijbregts, M., Thissen, U., Guinée, J.B., Jager, T., Kalf, D., Van de Meent, D., Ragas, A.M.J., Wegener Sleeswijk, A., Reijnders, L. (2000). *Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA*. Chemosphere, 41 (2000), 541-573.

Hwang, Y., Matsuo, T., Hanaki, K. og Suzuki, N. (2002). *Removal of odorous compounds in wastewater by using activated carbon, ozonation and aerated biofilter*. Department of Urban Engineering, University of Tokyo 7-3-I Hongo, Bunkyo-ku. Tokyo 113, Japan.

Jackson, P. (2005). *Effects of Endocrine Disrupting Chemicals in Fish*. Master's Thesis. University of Copenhagen. Supervised by Gitte I Petersen, DHI and Poul Bjerregaard, University of Southern Denmark.

Johansen, N. H. (2002). *Anvendelse af ozon og UV behandling på renseanlæg*. Fremlæggelse på IDA-møde den 23. oktober 2002.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R. (2003). *Impact 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology*. Int J LCA 8 (6) 324-330.

Kalf D.F., Crommentuijn G.H., Posthumus R., van de Plassche E.J. (1995). *Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Report No. 679101018. RIVM. Bilthoven, The Netherlands

Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F. og Blicher, T. E. D. (2004). *Degradation of Estrogens in sewage treatment processes*. 899. Danish Environmental Protection Agency.

Kjølholt, J., Nielsen, P. og Stuer-Lauridsen, F. (2003). *Hormonforstyrrende stoffer og lægemidler i spildevand*. Miljøprojekt nr. 799.

Knepper, T. P., Barcelo, D., Lindner, K., Seel, P., Reemtsma, T., Ventura, F., De Wever, H., van der Voel, E., Gehringer, P. (2004). *Removal of persistent polar pollutants through improved treatment of wastewater effluents (P-THREE)*. Water Science & Technology. Vol. 50. No. 5, pp. 195-202.

Körner, W., Spengler, P., Bolz, U., Shuller, W., Hanf, V. og Metzger, J. W. (2001). *Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in southwestern Germany. 2. biological analysis*. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 20, N. 10, pp. 2142-2151.

Kraume, M., Bracklow, U., Vocks, M. og Drews, A. (2005). *Nutrients removal in MBRs for municipal wastewater treatment*. Water Science & Technology. Vol. 51. No. 6-7, pp. 391-402.

Københavns Amt. (2004) *Status og udvikling 1989-2004*. NOVANA. Punktkilder.

Københavns Kommune. (2004) *Vandmiljøovervågning, NOVA 2003*, Punktkilder.

Lainé, S., Poujol, T., Dufay, S., Baron, J. and Robert, T. (1998). *Treatment of storm water to bathing water quality by dissolved air flotation, filtration and ultraviolet disinfection*. Water Science and Technology, Vol. 38, No. 10, pp. 99-105. Elsevier Science Limited.

Larsen, H.F. (2004). *Assessment of chemical emissions in life cycle impact assessment - focus on low substance data availability and ecotoxicity effect indicators*. Ph.D. Thesis, October 2004. Department of Manufacturing, Engineering and Management. Technical University of Denmark. <http://www.tempo.ipl.dtu.dk/ipl/upload/publ/PhD-thesis-rev.pdf>

Lazarova, V. Cirelli, G., Jeffrey, P., Salgot, M. Icekson, N. and Brissaud, F. (2000). *Enhancement of integrated water management and water reuse in Europe and the Middle East*. Water Science and Technology, 42 (1), pp. 193-202.

Lenz, K., Beck, V. og Fuerhacker, M. (2004) *Behaviour of bisphenol A (BPA), 4-nonylphenol (4-NP) and 4-nonylphenol ethoxylates (4-NP1EO, 4-NP2EO) in oxidative water treatment processes*. Water Science & Technology. Vol. 50. No. 5 pp. 141-147.

Li, H., Yang, M., Zhang, Y., Liu, X., Gao, M. og Kamagata, Y. (2005). *Comparison of nitrification performance and microbial community between submerged membrane bioreactor and conventional activated sludge system*. Water Science & Technology. Vol. 5. No. 6-7, pp. 193-200.

Lyons B.P., Pascoe C.K., McFadzen IRB (2002). *Phototoxicity of pyrene and benzo(a)pyrene to embryo-larval stages of pacific oyster Crassostrea gigas*. Marine Environmental Research 54, 627-631

Mackay, D., Ma, K.-C., Shiu, W.Y. (2000): *Physical-Chemical Properties and Environmental Fate Handbook*. CRC press. ISBN: 0849321921

Madsen, T., Boyd, H.B., Nylén, D., Pedersen, A.R., Pedersen, G.I. and Simonsen, F. (2001). *Environmental and Health Assessment of Substances in Household. Detergents and Cosmetic Detergents Products*. Environmental Project No. 615, 2001. DEPA

Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. Forth Edition. ISBN: 007041878

Mielecke, J. Ried, A. og Kampmann, M. (2004). *Ozone and UV- Tools for "multibarrier concepts" in wastewater treatment.*

MILJØ KEMI og COWI. (1991-1994). Undersøgelser foretaget af MILJØ-KEMI og COWI i Brønderslev og Korsør.

Miljøstyrelsen. (2006a). Renseanlægsdata fundet på Miljøstyrelsens hjemmeside: www.mst.dk den 27.2.2006.

Miljøstyrelsen (2006b). Teknisk og økonomisk vurdering af betydningen for Danmark af kommende datterdirektive for prioriterede stoffer under Vandrammedirektivet. Miljøprojekt nr. xxxx (igangværende udredningsarbejde).

Miljøstyrelsen (2005a). Punktkilder 2004. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet; fagdatacenterrapport. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9.

Miljøstyrelsen (2005b). Punktkilder 2003, revideret udgave. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet. Orientering fra Miljøstyrelsen, Nr.1.

Miljøstyrelsen (2005c). *Survey of the Estrogenic Activity in the Danish Aquatic Environment.* Miljøprojekt nr. 977.

Miljøstyrelsen. (2004). *Degradation of Estrogens in Sewage Treatment Processes.* Miljøprojekt nr. 899.

Miljøstyrelsen (2003a). *Erfaringer med ozonbehandling af smitstoffer i spildevand.* Kap. 3.

Miljøstyrelsen (2003b). *Hormonforstyrrende stoffer i spildevand.* Miljøprojekt nr. 799.

Miljøstyrelsen (2002a). *Nonylphenoler og nonylphenoethoxylater i spildevand og slam.* Miljøprojekt nr. 704.

Miljøstyrelsen (2002b). *Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg.* Miljøprojekt nr. 684.

Miljøstyrelsen. (2000). Punktkilder 1999. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet. Orientering fra Miljøstyrelsen.

Newsted J.L., Giesy J.P. (1987): *Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, Crustacea). Environ. Toxicol. Chem. 6, 445-461

Ni, C. H., Chen, J. N., Chen, W. B. and Chen, C. H. (2002). *Ozonation of domestic secondary effluent for recycling and reuse - a pilot plant study.* Water Science and Technology, Vol. 46, No. 4-5, pp. 361-366, IWA Publishing

OECD (2004). *Detailed Review Paper on fish screening assays for the detection of endocrine active substances*. OECD series on testing and assessment, No. 47. ENV/JM/MONO(2004)18, 21-Oct-2004.

Ogoshi, M., Suzuki, Y. and Asano, T. (2001). *Water residue in Japan*. *Water Science and Technology*, 43 (10), pp. 17-23.

Okasaki, S. og Heart, S. (2003). *HPS decentralised Wastewater Treatment Study - Revised Cost and Sizing Estimate for 2 MGD Flows*. MWH

Paraskeva, P. og Graham, N. J. D. (2002). *Ozonation of Municipal Wastewater Effluents*. *Water Environmental Research*, Vol. 74, No. 6.

Patterson, R. A. (2001). *Wastewater quality relationships with reuse options*. *Water Science and Technology*, 43 (10), pp. 147-154.

Petrovic, M., Gehringer, P., Eschweiler, H. og Barceló, D. (2004). *LC-MS-(MS) determination of oxidative degradation products of nonylphenol ethoxylates, carboxylates and nonylphenols in water*. *Water Science & Technology*. Vol. 50. No. 5, pp. 227-234.

PhysProp Database (2006). First published 1993. Syracuse Research Corporation 301 Plainfield Road, Suite 350 Syracuse, New York 13212-2510 Telephone (315) 452-8400 Fax: (315) 452-8440 Web (PhysProp): <http://esc.syrres.com/interkow/physdemo.htm>

Ried, A., Mielcke, J., Kampmann, M., Ternes, T.A. og Teiser, B. (2005). *Ozone and UV processes for additional wastewater treatment to remove pharmaceuticals and EDC's*. <http://www.iwaponline.com/wio/2005/04/wio200504026.htm>, ID: 200504026.

RIVM (1999): *Environmental Risk Limits in The Netherlands*. Part I-III. Könemann H (ed.). Report No. 601640 001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands

Rodrigo, M. A., Michaud, P. A., Duo, L., Panizza, M., Cerisola, G. and Comninellis, Ca. (2001). *Oxidation of 4-Chlorophenol at Boron-Doped Diamond Electrode for Wastewater Treatment*. *Journal of the Electrochemical Society*, 148 (5). D60-D64.

Roorda, J. (2004). *Filtration characteristics in dead-end ultrafiltration of wwtp-effluent*. ISBN 90-9017992-5. NUR 950.

Sagamoto, G. (2006). Trojan Technologies Inc. Materiale fra Trojan, www.trojanuv.com, den 1.3.2006. Trojan Technocal Bulletin #51.

Sagamoto, G. (2005). Trojan Technologies Inc. Materiale fra Trojan, www.trojanuv.com, den 2.11.2005. Rensegrader er opgivet i følgende materiale: Trojan Technocal Bulletin #61.

Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Tapias, J., Avellaneda, D., Girós, G., Brissaud, F., Vergés, C., Molina, J. og Pigem, J. (2002). *Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation*. Water Supply. Vol. 3. No. 3, pp. 213-218.

Samsøe-Petersen L., Pedersen F. (1995). *Water Quality Criteria for selected priority substances*. Working Report No.: 44. Danish EPA.

Scott-Fordsmand J., Jensen J., Folker-Hansen P. (1995). *Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier*. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 13, 1995. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Schäfer AI, Waite, T D. (2002). *Removal of endocrine disruptors in advanced treatment - the Australian approach*. IWA workshop on endocrine disruptors, 9th april 2002.

Shishida, K., Echigo, S., Kosaka, K., Tabasaki, M. Matsuda, T., Takigami, H., Yamada, H., Shimizu, Y. og Matsui, S. (2000). *Evaluation of advanced sewage treatment processes for reuse of wastewater using bioassays*. Environ Technol - London 21[5].

Spengler, P., Körner, W. og Metzger, J. W. (2001). *Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in southwestern Germany. 1. chemical analysis*. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 20, No. 10, pp. 2133-2141.

Spildevandscenter Avedøre. (2005). *Grønt regnskab 2004*. Spildevandscenter Avedøre I/S.

Stopka, K. (1997). *Experiences during 25 years of ozonation for different industrial applications*. Presentation at the IOA/PAG Conference Lake Tahoe, Nevada, August 18, 1997.

STOWA. (2005). *Exploratory Study for Wastewater Treatment Techniques and the European Framework Directive*. Rapport 34.

STOWA. (2001). *Compendium wwtp-effluent as source for 'other water' (på hollandsk). Compendium rwzi-effluent als bron van 'ander water'*. STOWA 2001-2014. Utrecht.

STOWA. (2001). *Compendium rwzi-effluent als bron voor ander water*. Biblioteek STOWA. Serienummer 2001-14.

Stuer-Lauridsen, F., Kjølholt, J., Høiby, L., Hinge-Christensen, S., Ingerslev, F., Hansen, M., Krogh, K.A., Andersen, H.R., Halling-Sørensen, B., Hansen, N., Køppen, B., Bjerregaard, P. og Frost, B. (2005). *Survey of Estrogenic Activity in the Danish Aquatic Environment*. Environmental Project No. 977, 2005, Miljøstyrelsen.

Aalborg Kommune. (2004). *Hormonlignende stoffer og sygdomsfremkaldende bakterier. Problematik på danske renselanlæg.*

The Sierra Legal Defence Fund. (2004). *The National Sewage Report Card. Grading the Sewage Treatment of 22 Canadian Cities.* Prepared for the Labour Environmental Alliance Society, T Buck Suzuki Environmental Foundation, and Georgia Strait Alliance. No. 3. ISBN 0-9733213-3-4.

Ternes, T. A., Janex-Habibi, M.L., Knacker, T., Kreuzinger, N. og Siegrist, H. (2004). *Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse. Project acronym: POSEIDON.*
<http://www.eu-poseidon.com>

Ternes, T.A., Andersen, H.R., Gilberg, D., and Bonerz, M. (2002) *Determination of estrogens in sludge and sediments by liquid extraction and GC/MS/MS.* Analytical Chemistry, No. 74, pp. 3498-3504.

Terzic, S., Matosic, M., Ahel, M. og Mijatovic, I. (2005). *Elimination of aromatic surfactants from municipal wastewaters: comparison of conventional activated sludge treatment and membrane biological reactor.* Water Science & Technology. Vol. 51. No. 8, pp. 447-453.

US EPA (2004). *National Recommended Water Quality Criteria.* US EPA Office of Water. Office of Science and Technology (4304T):
<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nrwqc-2004.pdf>
(<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>)

US EPA (2001) *2001 Update of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium.* EPA-822-R01-001-April 2001:
<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/aqualife/cadmium/cad2001upd.pdf>

Vethaak, A.D., Rijs, G.B.J., Scharp, S.M., Ruiter, H., Gerritsen, A., Lahr, J. (2002). *Estrogens and xeno-estrogens in the aquatic environment of the Netherlands. Occurrence, Potency and Biological Effects.* RIZA/RIKZ-report no. 2002.001. RIZA, Lelystad. RIKZ, Den Haag. The Netherlands.

Walker, D. (2000) *Oestrogenicity and wastewater recycling: experience from Essex and Suffolk Water.* Water and Environmental Management [14], pp. 427-431.

Weidema, B.P., Frees, N. og Nielsen A.M. (1999). *Marginal production technologies for life cycle inventories.* Int. J. LCA 4, s. 48-56.

Wenzel, H. (1998). *Application dependency of LCA methodology - key variables and their mode of influencing the method.* Int. J. LCA 3, s. 281-288.

Wenzel, H., Hauschild, M., Alting, L. (1997). *Environmental Assessment of Products*, Vol. 1. First edn. Chapman & Hall, London, Great Britain.

Wernersson A.S., Dave G. (1997). *Phototoxicity Identification by Solid Phase Extraction and Photoinduced Toxicity to Daphnia magna*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32, 268-273

Wettstein, F. (2004). *Degradation of nonylphenolpolyethoxylates in the WWTP Kloten-Opfikon*. Dissertation, EAWAG.

Wintgens, T., Gallenkemper, M. and Melin, T. (2004). *Removal of endocrine disrupting compounds with membrane processes in wastewater treatment and reuse*. Water science and Technology, Vol.50, No. 5, pp. 1-8, IWA Publishing

Zaror, C. A. (1997) *Enhanced oxidation of toxic effluents using simultaneous ozonation and activated carbon treatment*. J. Chem. Technol. Biot. 70. 21-28

Zenaitis, M. G., Sandhu, H. and Duff, S.J.B. (2002). *Combined biological and ozone treatment of log yard run-off*. Water Research 26, pp. 2053-2061.

Örn S., Holbech H., Madsen T., Norrgren L., Petersen G.I. (2005). *Gonad development and vitellogenin production in zebrafish (Danio rerio) exposed to ethinylestradiol and methyltestosterone*. Aquatic Toxicology (in press)

Bilag 1 Baggrundsmateriale til valg af rensegrader mv.

B.1 UV

I dette bilag redegøres for den fundne litteratur om UV behandling af spildevand.

Bov Renseanlæg

Besøg på Bov Renseanlæg ultimo oktober 2005.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Lampemateriale	Kviksølv
Tryk, lamper	Lavtryk
Type system	Åbent system
Opholdstid	
Flow	$Q_{\text{tørvej}}=2.500 \text{ m}^3/\text{d}$, $Q_{\text{regn}}=15.000 \text{ m}^3/\text{d}$
Energiforbrug	Kendes ikke, da der ikke måles separat på UV anlægget.
Anlægstype	Inden UV anlægget er der et aktivt slam anlæg, hvorefter spildevandet passerer igennem skivefiltre.
Spildevandstype	Kommunalt
Tilløbsværdier før UV anlæg	Coliforme bakterier: 220.000 CFU/100 ml Termotolerante coliforme bakterier: 11.000 CFU/100 ml
Rensegrad	98%, coliforme bakterier 95% termotolerante coliforme bakterier
Økonomi	Anlæg: 4,5 mio. kr. Ca. 40.000 pr. år til udskiftning af rør
Andre aspekter	Der anvendes ca. 2 liter 75% fosforsyre pr. dag.

Tidligere analyseresultater fra 2005 viser følgende:

Måned		Coliforme bakterier	Termotolerante coliforme bakterier
Januar	Før UV anlæg	79.000	33.000
	Efter UV anlæg	700	700
Februar	Før UV anlæg	92.000	5.400
	Efter UV anlæg	54.000	3.500
Marts	Før UV anlæg	350.000	110.000
	Efter UV anlæg	79.000	24.000
April	Før UV anlæg	160.000	92.000
	Efter UV anlæg	70.000	35.000
Maj	Før UV anlæg	540.000	220.000

	Efter UV anlæg	240.000	54.000
Juni	Før UV anlæg	920.000	54.000
	Efter UV anlæg	350.000	240.000
Juli	Før UV anlæg	2.200.000	700.000
	Efter UV anlæg	1.700.000	94.000
August	Før UV anlæg	110.000	4.900
	Efter UV anlæg	49.000	4.900
September	Før UV anlæg	220.000	11.000
	Efter UV anlæg	3.500	540

Mielcke, J. Ried, A. og Kampmann, M. (2004) Ozone and UV tools for "multibarrier concepts" in waste water treatment

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Lampemateriale	
Tryk, lamper	Lavtryk
Type system	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	20 W/m ³
Anlægstype	Rist - biologi - UV anlæg
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier før UV anlæg	E.coli: 10 ⁶
Rensegrad	E.coli: 3,7 log reduktion
Økonomi	Drift: 0,005 €/m ³ Anlæg: 0,001 €/m ³
Andre aspekter	Data stammer fra renselanlægget MSTP Braunschweig UV dosis: 400 J/m ³ UV (T) [%]: 50-60

Salgsmateriale fra Trojan, producenter af UV anlæg

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Lampemateriale	
Tryk, lamper	
Type system	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	Der er taget prøver fra to anlæg - Central WWTP (filteret spildevand) - Costa WWTP (ufiltreret spildevand)
Spildevandstype	

Tilløbsværdier før UV anlæg	Der angives koncentrationer af totalt antal coliforme bakterier i tabellen herunder
Rensegrad	Der angives udløbskoncentrationer i tabellen herunder, hvormed rensegrader kan beregnes.
Økonomi	
Andre aspekter	Der findes også informationer om økonomi og ressourceforbrug i denne kilde. Opl. kan fås ved kontakt til Stjernholm, som er den danske kontaktperson (se evt. kilde nr. 26)

Central WWTP

TSS [mg/l]	Antal i indløb	Antal i udløb
22,4	5 10 ⁵	23
31	5 10 ⁵	49
22	5 10 ⁵	49
22	3 10 ⁵	33
26,2	8 10 ⁵	110
5,2	2 10 ⁶	4
6,6	8 10 ⁵	7
7,8	2 10 ⁵	23
7	2 10 ⁶	8
6,2	1 10 ⁶	13
15,6	6,7 10 ⁵	20,5

Costa WWTP

TSS [mg/l]	Antal i indløb	Antal i udløb
22,4	ND	10
31	4 10 ⁴	50
22	3,6 10 ⁵	50
22	4,4 10 ⁵	24
26,2	1,4 10 ⁵	160
5,2	4,5 10 ⁵	10
6,6	5,3 10 ⁵	10
7,8	1,3 10 ⁵	10
7	3,6 10 ⁵	110
6,2	2,4 10 ⁵	100
15,6	2,4 10 ⁵	36

Aalborg Kommune. (2004) Hormonlignende stoffer og sygdomsfremkaldende bakterier. Problematik på danske renselanlæg.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Lampemateriale	
Tryk, lamper	
Type system	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	

Anlægstype	
Spildevandstype	
Tilløbsværdier før UV anlæg	
Rensegrad	Der angives rensegrader ved specifikke, udvalgte doser i tabellen herunder.
Økonomi	
Andre aspekter	Der angives også priser for lavtryk UV og ozon [kr.(m ³ rensed spildevand)]. Priserne er fundet i: - Miljøstyrelsen, 2003, Hormonforstyrrende stoffer og lægemidler i spildevand - ATV Regelwerk, 2003, Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Copyright: ATV-DVWK, Hennef, 2004.

Designdoser (ved anlæg skal doserne være dobbelt så store som designdoserne):

	90% reduktion [mJ/cm ²]	99% reduktion [mJ/cm ²]	99,9% reduktion [mJ/cm ²]
Total coliforme bakt.	10	20	30
Fækale colibakt.	10	20	30
Salmonella	10	20	30
Streptokokker	15	45	
Enterokokker	15	30	45
Cryptosporidium	15	30	45
Giardia	15	30	45
Vira	15	30	45

**Lainé, S., Poujol, T., Dufay, S., Baron, J. og Robert, T. (1998).
Treatment of stormwater to bathing water quality by dissolved
air flotation, filtration and ultraviolet disinfection**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Lampemateriale	Kviksølv
Tryk, lamper	Lavtryk
Type system	
Opholdstid	28 sek.
Flow	4 m ³ /t
Energiforbrug	107 kWh
Anlægstype	Koagulering + flokkulering - flotation - filtrering - UV
Spildevandstype	Overløbsvand
Tilløbsværdier før UV anlæg	TAA: 20 mg/l E.coli: 1,8 10 ⁵ Enterokokker: 1,5 10 ⁵
Rensegrad	E.coli: ~100% (til under detektionsgrænsen) Enterokokker: ~100% (til under detektionsgrænsen) Helminth æg: 75% Giardia cyster: 99% Enterovirus: 100% Salmonella: 85% (til under detektionsgrænsen)
Økonomi	
Andre aspekter	

Graaf, J. H. J. M. van der, Koning, J. de, Ravazzini, A. og Miska, V. (2004) *Treatment matrix for reuse of upgraded wastewater*

Graaf har via et stort litteraturstudie angivet rensegrader ved anvendelse af UV til spildevandsrensning.

Det angives i denne matrix, at der kan opnås følgende rensegrader ved anvendelse af UV:

- Patogener: 70-100%
- Virus + "Helmet" æg: 70-100%

Materiale fra IDA-arrangement, den 25.10.2002

Fordele:

- Miljøvenlig (ingen kemikalier)
- Sikkerhed for operatør
- Større effektivitet overfor patogener end andre desinfektionssystemer
- Kort behandlingstid
- Lave omkostninger
- Enkel funktion

Ulemper:

- Energiforbrug (høj effekt)
- Effekten er afhængig af kvaliteten af det rensede spildevand
- Belægninger forekommer
- Effekt aftager med tiden
- Jævnligt tilsyn
- Udskiftning af lamperne skal ske en gang om året
- Ofte rengøring
- Brug af kemikalier ved rengøring

B.2 Ozon

González, P., Zaror, C., Carrasco, V., Mondaca, M. A., Masilla, H. (2003) Combined Physical-Chemical and Biological Treatment of Poorly Biodegradable Industrial Effluents

I denne artikel anvendes ozon som primær rensning af spildevandet Dvs. før biologisk rensning).

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	Ozone bubble column reactor (0,3 dm ³) Activated carbon fixed bed reactor (0,2 dm ³) Aerobic bioreactor (20 dm ³)
Ozon genereringsmetode	Ved anvendelse af generator (max. 2 mmol O ₃ /t)
Doseringsmængde	
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	
Spildevandstype	Industrispildevand (indeholder aromatiske miljøfremmede stoffer)
Tilløbsværdier før ozonanlæg	
Rensegrad	
Økonomi	
Andre aspekter	Ozon har en mulig mutagen effekt.

Graaf, J. H. J. M. van der, Koning, J. de, Ravazzini, A. og Miska, V. (2004) Treatment matrix for reuse of upgraded wastewater

Graaf har via et stort litteraturstudie angivet rensgrader ved anvendelse af ozon til spildevandsrensning.

Det angives i denne matrix, at der kan opnås følgende rensgrader ved anvendelse af ozon:

- Patogener: 70-100%
- Virus + "Helmet" æg: 70-100%

Huber, M.M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., Mcardell, C.S., Ried, A., Siegrist, H., Ternes, T.A. og von Gunten, U. (2005). *Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study.*

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	En kolonne med et effektivt volumen på 140 l
Ozon genereringsmetode	Ozomatic SWO200
Doseringsmængde	0,5-5 mg/l
Koncentration i kontaktkammer	50 g/m ³
Opholdstid	4,2±0,2 min.
Flow	2±0,1 m ³ /t
Energiforbrug	
Anlægstype	Aktivt slam anlæg
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier før ozonanlæg	COD: 29±3 mg/l TSS: 6 mg/l E.coli: 5 10 ⁵ CFU/100 ml
Rensegrad	Ses i tabel herunder
Økonomi	
Andre aspekter	

Rensegrader ved varierende ozondosis:

Ozondosis	EE2	E.coli	E1	E2
0,5 mg/l	62%		50-64%	~ 60%
1 mg/l	84%		81-86%	82%
2 mg/l	97%	~ 100%	91%	~ 98%
5 mg/l		~ 100%	~ 93%	~ 99%

Bahr, C., Ernst, M., Reemtsma, T., Heinmann, B., Luck, F. og Jekel, M. (2005). *Pilot scale ozonation of treated municipal effluent for removal of pharmaceutical compounds and pathogens - The Berlin Study.*

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	WEDECO AG; Herford
Ozon genereringsmetode	Ozomatic SWO30 (gas ceramic diffusors)
Doseringsmængde	0,2-0,4 mg O ₃ /mg DOC ₀
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	9 min.

Flow	2 m ³ /t
Energiforbrug	
Anlægstype	Konventionelt renseanlæg
Spildevandstype	
Tilløbsværdier før ozonanlæg	DOC: 12± 0,3 mg/l SS: 7,7± 2,5 mg/l BOD: 3,8±0,5 mg/l COD: 45,6± mg/l Estrone: <0,4 ng/l Ethinylestradiol: 1,0± 0,2 ng/l
Rensegrad	Rensegrad for EE", E1, E2, total coliforme bakterier, fækal coliforme bakterier og enterokokker: 100%
Økonomi	
Andre aspekter	

Zenaitis, M. G., Sandhu, H. and Duff, S.J.B. (2002). Combined biological and ozone treatment of log yard run-off.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	
Ozon genereringsmetode	Grace Davison Chemical, model LG-2-L1
Doseringsmængde	1 l/min. = 0,013 vvm
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	30 min.
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	Biologisk: UNOX [®] Activated Sludge Treatment System Centrifugering af spildevand i 20 min. inden biologisk rensning
Spildevandstype	Perkolat fra opbevaring af træstammer
Tilløbsværdier til renseanlæg	Ingen eksakte værdier, dog opl. om BOD:N:P er 100:5:1
Rensegrad ved ozonbehandling	COD: 22% Tannin og lignin: 68% BOD: stigning med 38% Akut mikrotoksicitet: 0% Metaller: 0%
Økonomi	Fordele ved ozonering: mineralisering af indholdsstoffer, høje reaktionshastigheder, mulighed for at behandle varierende spildevandsmængder (fleksibilitet) Ulemper ved ozonering: oxidering af stoffer, der ikke har interesse (høj molekylærvægt COD)
Andre aspekter	

Mielcke, J. Ried, A. og Kampmann, M. (2004). Ozone and UV-Tools for "multibarrier concepts" in wastewater treatment.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	
Ozon genereringsmetode	
Doseringsmængde	10 mg/l
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	Rist - biologi - ozonbehandling
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier til renselanlæg	SS (filterable solids): 4,5 mg/l E.coli: 10 ⁶ AOX: 100 µg/l BOD: 2,8 mg/l
Rensegrad ved ozonbehandling	E.coli: 3,2 log reduktion AOX: 50%
Økonomi	Anlæg: 0,012 €/m Drift: 0,028 €/m
Andre aspekter	Data stammer fra renselanlægget MSTP Braunschweig

Kalundborg renselanlæg

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	WEDECO Type PDO 6500
Ozon genereringsmetode	
Doseringsmængde	1. 88,4 g O ₃ /m ³ , 2. 21,5 g O ₃ /m ³
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	
Flow	1.200 m ³ /t
Energiforbrug	
Anlægstype	Konventionelt aktivt slam anlæg med kemisk fældning
Spildevandstype	Kommunalt (20%) og industrielt (80%) spildevand
Udløbsværdier efter ozonbehandling	SS: 1 mg/l BOD: 3,5 mg/l
Rensegrad ved ozonbehandling	COD: 30% ved dosis på 88,4 g O ₃ /m ³ Nonylphenol: 100% ved dosis på 21,5 g O ₃ /m ³
Økonomi ⁸	Drift: 50-60 kr./m ³ Anlæg: 5,5 mio. kr.
Andre aspekter	Ulemper ved ozonanlæg: Høje anlægsomkostninger, høje driftsomkostninger og dårlige arbejdsmiljømæssige forhold Ovenstående resultater er kun baseret på en prøve.

Miljøstyrelsen. (2003). Erfaringer med ozonbehandling af smitstoffer i spildevand.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	
Ozon genereringsmetode	
Doseringsmængde	Ca. 20 g/m ³
Koncentration i kontaktkammer	
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	
Spildevandstype	
Tilløbsværdier	
Rensegrad ved ozonbehandling	Termotolerante coliforme bakterier: 99,8-100%
Økonomi	Drift: 50-60 kr./m ³

⁸ Ved anlæg, der kan behandle 10.000 - 15.000 m³ spildevand pr. dag.

	Anlæg: 5,5 mio. kr.
Andre aspekter	I denne publikation henvises der til Absi et. al. for flere informationer. Ulemper ved ozonbehandling: Høje anlægs- og driftsomkostninger, arbejdsmiljø, ozon er korroderende.

**Ni, C. H., Chen, J. N., Chen, W. B. and Chen, C. H. (2002).
Ozonation of domestic secondary effluent for recycling and reuse - a pilot plant study.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	Pilot anlæg med to kolonner /1,5 gange 1 m)
Ozon genereringsmetode	
Doseringsmængde Koncentration i kontaktkammer	$Q_G = 0,2 - 1$ l/min. $Q_L = 0,5 - 2,5$ l/min.
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	Tank - Sandfilter - Ozonbehandling
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier	BOD: 24-29,1 mg/l E.coli: $8,9 \cdot 10^2 - 3 \cdot 10^5$ CFU/100 ml
Rensegrad ved ozonbehandling	BOD: Ca. 60% E.coli: Ca. 100%
Økonomi	
Andre aspekter	

**Petrovic, M., Gehringer, P., Eschweiler, H. og Barceló, D. (2004).
LC-MS-(MS) determination of oxidative degradation products of nonylphenol ethoxylates, carboxylates and nonylphenols in water.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	
Ozon genereringsmetode	Ud fra ren oxygen
Doseringsmængde	15 g O_3 /t
Koncentration i kontaktkammer	0,5-7 mg/l
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	
Spildevandstype	Kontamineret grundvand

Tilløbsværdier	NP _n EO: 420,5 µg/l 4-NP: 74,3 µg/l NP ₁ EC: 93,3 µg/l
Rensegrad ved ozonbehandling	NPEO: 100% (ved 3,2 mg O ₃ /l)
Økonomi	
Andre aspekter	

Stopka, K. (1997). Experiences during 25 years of ozonation for different industrial applications.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	Film Layer Purifying Compartment System
Ozon genereringsmetode	Flydende oxygen anvendes
Doseringsmængde	10 mg/l - 40 mg/l
Koncentration i kontaktkammer	6%
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	9,6 kWh for at producere et pund ozon (+ 36 kg flydende oxygen for at producere 1 kg ozon, 6 vægt-%)
Anlægstype	Ingen behandling
Spildevandstype	Industrielt spildevand
Tilløbsværdier	TSS: 1.533 ppm COD: 7.920 ppm BOD: 209 ppm Coliforme bakterier: 30.500 mls
Rensegrad ved ozonbehandling	TSS: 79% COD: 98% BOD: 92% Coliforme bakterier: 99,8%
Økonomi	
Andre aspekter	Prøverne er udtaget i 1970. Ingen flokkulering inden ozonbehandling Forfatterne har også haft held med at fjerne 3.000 ppm phenoler med ozon. Opholdstid i kontaktkammer: 9 min.

Lenz, K., Beck, V. og Fuerhacker, M. (2004) Behaviour of bisphenol A (BPA), 4-nonylphenol (4-NP) and 4-nonylphenol ethoxylates (4-NP1EO, 4.NP2EO) in oxidative water treatment processes.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type	
Ozon genereringsmetode	Laboratorie skala ozongenerator Sander, Vetzte-Eltze, Tyskland

Doseringsmængde	Høj indtil ønsket konc. på 1,4 mg O ₃ /l er opnået.
Koncentration i kontaktkammer	1,4 mg O ₃ /l
Opholdstid	
Flow	
Energiforbrug	
Anlægstype	Intet inden ozonbehandling
Spildevandstype	Kunstigt genereret spildevand (test solutions produced from stock solutions with acetonitrile)
Tilløbsværdier	NP<10 NP1EO: 570 µg/l NP2EO: 1.580 µg/l NP1EC: <20 µg/l NP2EC: <20 µg/l 4-NP: 200-1 µg/l 3NP: 100-300 µg/l
Rensegrad ved ozonbehandling	4-NP: 95-100% NP3: 3-5%
Økonomi	
Andre aspekter	Parametre, der påvirker effektiviteten af desinfektion ved anvendelse af ozon: - Ozon dosis - TSS indhold - Kvalitet af det spildevand, der ledes til renselanlægget - Ozonbehovet - Transfer effektivitet af ozon-systemet

B.3 Membran BioReaktorer

**Busch, K., Hegemann, W., Spengler, P. og Metzger, J. (2002).
Influence of Different Proces Techniques in Sewage Plants to
Eliminate Selected Endocrine Disruptors.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	"Biological treatment with secondary biofiltration"
Type membran	
Porestørrelse	
Drifttryk	
Anlægstype	Rist - sandfang - forfældning - luftningstank - efterklaringstank- MBR
Spildevandstype	Kommunalt og industrielt spildevand
Tilløbsværdier ⁹	E1: 6,8 ng/l E2: 7,4 ng/l EE2: 11 ng/l Nonylphenol: 11,57 µg/l Bisphenol A: 0,12 µg/l NP ₂ EO: 0,7 µg/l OP: 0,09 µg/l
Rensegrad	E1: stigning E2: stigning EE2: 47% Nonylphenol: 76% Bisphenol A: stigning NP ₂ EO: 70% OP: 56%
Økonomi	
Andre aspekter	Tendens: Lav fjernelsesgrad af østrogener, men høj fjernelsesgrad af xenoøstrogener Der er 320.000 PE på anlægget

Der er her angivet værdier for det anlæg, der kaldes WWTP II i artiklen.

**Busch, K., Hegemann, W., Spengler, P. og Metzger, J. (2002).
Influence of Different Proces Techniques in Sewage Plants to
Eliminate Selected Endocrine Disruptors.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	"Membrane activated sludge"
Type membran	
Porestørrelse	

⁹ Der er placeret en efterklaringstank for MBR. Her er tilløbsværdierne angivet for det spildevand, der har været igennem efterklaring.

Drifttryk	
Anlægstype	
Spildevandstype	
Tilløbsværdier ¹⁰	E1: 180 ng/l E2: 18 ng/l EE2: 75 ng/l Mestranol: 5,3 ng/l Nonylphenol: 13,37 µg/l Bisphenol A: 1,25 µg/l NP ₂ EO: 9,2 µg/l
Rensegrad	E1: 64% E2: 100% (fjernelse til under detektionsgrænse) EE2: 92% Mestranol: stigning Nonylphenol: 81% Bisphenol A: 91% NP ₂ EO: 98%
Økonomi	
Andre aspekter	

Der er her angivet værdier for det anlæg, der kaldes WWTP XI i artiklen.

**Busch, K., Hegemann, W., Spengler, P. og Metzger, J. (2002).
Influence of Different Proces Techniques in Sewage Plants to
Eliminate Selected Endocrine Disruptors.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	"2 stage biological treatment"
Type membran	
Porestørrelse	
Drifttryk	
Anlægstype	Rist - sandfang - forklaring - luftningstank - efterklaringstank - MBR
Spildevandstype	Kommunalt og industrielt spildevand
Tilløbsværdier ¹	Nonylphenol: 0,4 µg/l Mestranol: 1,1 ng/l NP ₂ EO: 7,9 µg/l
Rensegrad	Nonylphenol: 100% (fjernelse til under detektionsgrænse) Mestranol: 0% NP ₂ EO: 100% (fjernelse til under detektionsgrænse)
Økonomi	
Andre aspekter	Tendens: Lav fjernelsesgrad af østrogener, men høj fjernelsesgrad af xenoøstrogener Der er 1,25 mio. PE på anlægget

¹⁰ Der er placeret en efterklaringstank før MBR. Her er tilløbsværdierne angivet for det spildevand, der har været igennem efterklaring.

	Der er også taget mange prøver for E1, E2, EE2, BPA og OP. Der var dog ikke korrelation mellem måleresultaterne, og disse målinger er derfor ikke inkluderet i artiklen.
--	--

Der er her angivet værdier for det anlæg, der kaldes WWTP I i artiklen.

**Terzic, S., Matosic, M., Ahel, M. og Mijatovic, I. (2005).
Elimination of aromatic surfactants from municipal
wastewaters: comparison of conventional activated sludge
treatment and membrane biological reactor.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	Pilot scale unit
Type membran	Hul mikrofilter (CZW-10, Zenon, Canada)
Porestørrelse	10 µm?
Drifttryk	
Anlægstype	200 l klaringskank og 40 l beluftet bioreaktor med membran
Spildevandstype	Kommunalt
Tilløbsværdier	SS: 8-11 mg/l LAS: 2-10 mg/l
Rensegrad	LAS: 97% NP _n EO: 87%
Økonomi	
Andre aspekter	Opholdstid: 5,7 t Flow: 7 l/t Der dannes forholdsvis lidt (sammenlignet med almindelige aktiv slam anlæg) østrogenlignende biprodukter (AP _n EO). MBR er dyrere end et alm. aktivt slam anlæg

**De Wever, H.m Van Roy, S., Müller, J. og Knepper. T. (2004).
Comparison of linear alkylbenzene sulfonates removal in
conventional activated sludge systems and membrane
bioreactors.**

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	Beluftet rum/kar (m. effektivt volumen på 25 l)
Type membran	Ultramembran fra Storck, Holland. Membranen er produceret af polyvinylidene difluoride
Porestørrelse	30 nm
Drifttryk	65 kPa
Anlægstype	
Spildevandstype	Syntesisk genereret kommunalt spildevand

Tilløbsværdier	SS: 7,7 mg/l LAS: 218-6.198 mg/l
Rensegrad	LAS: >97%
Økonomi	
Andre aspekter	Flux: 90-160 l/m ² t Et aktivt slam anlæg renser til samme koncentration som MBR mht. LAS. Ultrafiltreringsmembranen tilbageholder ikke LAS. Der er ikke nogen forskel i renseseffektivitet mellem en ultrafiltreringsmembran i polyvinylidene difluorid og keramik. Fjernelse af LAS sker primært som en følge af biologiske processer under tilstedeværelse af ilt. MBR er mere robust overfor ændringer i koncentrationsniveauer end et aktivt slam anlæg.

Clara, M., Strenn, B., Ausserleitner, M. og Kreuzinger, N. (2004). Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	Pilot anlæg
Type membran	Ultrafilter
Porestørrelse	
Drifttryk	
Anlægstype	Rist - tank - denitrifikation - nitrifikation - MBR - tank
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier	COD: 1.080 mg/l
Rensegrad	EE2: 5-70%
Økonomi	
Andre aspekter	

Wintgens, T., Gallenkemper, M. and Melin, T. (2004). Removal of endocrine disrupting compounds with membrane processes in wastewater treatment and reuse.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type anlæg (navn)	Ekstern
Type membran	Ultrafilter (50 cm ²)
Porestørrelse	
Drifttryk	6 bar
Anlægstype	Denitrifikation - Nitrifikation - Nitrifikation - Ultrafiltrering - GAC

Spildevandstype	Perkolat fra losseplads (spildevandet er karakteriseret ved at indeholde organiske stoffer - herunder hormonforstyrrende stoffer)
Tilløbsværdier	TSS: 25 g/l
Rensegrad	Der er målt for nonylphenol og Bisphenol A. Se tabel herunder.
Økonomi	
Andre aspekter	Der er anvendt en række forskellige filtre. Se tabel herunder. Flow: 6 l/min.

Rensegrader for nonylphenol:

Type membran	Rensegrad
ESNA	70%
PES 10	75%
UTC 20	81%
LF 10	83%
UTC 60	85%
LFC	87%
DESAL 5HK	88%
NTR729HF	89%
ESPA=1	89%
NF270	98%
NF2008	98%

Rensegrader for Bisphenol A:

Type membran	Rensegrad
PES 10	0%
UTC 20	32%
LF 10	100%
UTC 60	30%
LFC	100%
DESAL 5HK	79%
NTR729HF	90%
ESPA=1	95%
NF270	68%
NF2008	83%

B.4 Sandfiltrering

Graaf, J. H. J. M. van der, Koning, J. de, Ravazzini, A. og Miska, V. (2004) *Treatment matrix for reuse of upgraded wastewater.*

Graaf har via et stort litteraturstudie angivet rensegrader ved anvendelse af sandfiltrering til spildevandsrensning.

Det angives i denne matrix, at der kan opnås følgende rensegrader ved sandfiltrering af spildevand:

- Patogener: 70-100%
- Virus + "Helmet" æg: 70-100%
- COD: 70-100%
- SS: 70-100%

Busch, K., Hegemann, W., Spengler, P. og Metzger, J. (2002). *Influence of Different Proces Techniques in Sewage Plants to Eliminate Selected Endocrine Disruptors.*

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type filter	
Filtermateriale	
Overfladebelastning	
Anlægstype	
Spildevandstype	
Tilløbsværdier ¹¹	E1: 230 ng/l E2: 54 ng/l EE2: 29 ng/l Mestranol: ingen gode målinger Nonylphenol: 31,48 µg/l Bisphenol A: 1,24 µg/l NP ₂ EO: 2,09 µg/l OP: 0,25 µg/l
Rensegrad ved sandfiltrering	E1: 80% E2: 40% EE2: 0% Mestranol: - Nonylphenol: 88% Bisphenol A: stigning med 130% NP ₂ EO: 55% OP: 96%
Økonomi	

¹¹ Der er placeret en forklaringskøle før sandfiltret. Her er tilløbsværdierne angivet for det spildevand, der har været igennem forklaring.

Andre aspekter	3.130 PE
----------------	----------

Der er her angivet værdier for det anlæg, der kaldes WWTP VII i artiklen.

Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Tapias, J., Avellaneda, D., Girós, G., Brissaud, F., Vergés, C., Molina, J. og Pigem, J. (2002). *Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation.*

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type filter	Konventionelt
Filtermateriale	Sand (0,6-1,2 mm)
Overfladebelastning	Kapacitet: 8,12 m ³ /t m ²
Anlægstype	Aktivt slamanlæg
Spildevandstype	Kommunalt spildevand
Tilløbsværdier	
Rensegrad ved sandfiltrering	SS: 42.3% TOC: 11% Fækale coliforme bakt.: 0,29 Ulog/100 ml Colifaphage: 0,35 Ulog/100 ml
Økonomi	
Andre aspekter	

Hilbert Nygaard, P., Århus Kommune, COWI og DTU Miljø og Ressourcer. (2004) *Steroidøstrogenerns omsætning på to danske aktiv slam renseanlæg.*

Hilbert Nygaard, P., Blicher, T. E. D., Nickelsen, C. (2004). *Fjerner danske renseanlæg hormonforstyrrende stoffer i spildevandet?*

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type filter	Konventionelt kontakt filter
Filtermateriale	
Overfladebelastning	
Anlægstype	MBNDK
Spildevandstype	Kommunalt (inkl. et sygehus) samt industrielt spildevand (40%)
Tilløbsværdier	E1 og E2: 15.45 ng/l SS: 0,0056 g/l
Rensegrad ved sandfiltrering	E1: 93% E2: 69%
Økonomi	

Andre aspekter	Data stammer fra Egå renseanlæg. Volumen af sandfilter: 1.000 m ³ 94.000 PE Flow, max. time: 3.677 m ³ Opholdstid: 33 t. Der er stor forskel på denne og kilden Christiansen, 2002, der mener, at sandfiltret ikke fjerner østrogener.
----------------	---

Aalborg Kommune. (2004). Hormonlignende stoffer og sygdomsfremkaldende bakterier. Problematik på danske renseanlæg.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type filter	
Filtermateriale	
Overfladebelastning	
Anlægstype	
Spildevandstype	MBNDK
Tilløbsværdier [CFU/100 ml]	Termotolerante coliforme bakterier: 10 ³ - 10 ⁶ Coliforme bakterier: 10 ⁴ - 10 ⁶ Enterokokker: 10 ² - 10 ⁶ Salmonella: i.p. - 100 Giardia: 0,1 - 70 Cryptosporidium: i.p. - 130
Værdier efter sandfiltrering [CFU/100 ml]	Termotolerante coliforme bakterier: 400 - 10 ⁴ Coliforme bakterier: 10 ³ - 10 ⁴ Enterokokker: 100 - 500 Salmonella: i.p. - 10 ⁴ Giardia: 0,1 - 0,6 Cryptosporidium: 10 ⁻³ - 0,2
Økonomi	
Andre aspekter	Denne kilde henviser til Mølgaard et. al, 2002, hvori ovenstående data stammer fra. Heri står sandfiltreret mere udførlig beskrevet.

Ni, C. H., Chen, J. N., Chen, W. B. and Chen, C. H. (2002). Ozonation of domestic secondary effluent for recycling and reuse - a pilot plant study.

Parametre	Værdier fundet i litteratur mm.
Type filter	Pilot anlæg
Filtermateriale	
Overfladebelastning	
Anlægstype	Sekundær spildevandsrensning
Spildevandstype	Kommunalt spildevand

Tilløbsværdier ¹²	BOD: 27-32,3 mg/l E.coli: $2,2 \cdot 10^3$ - $5 \cdot 10^6$ CFU/ml
Rensegrad	COD: Ca. 11% E.coli: Ca. 60%
Økonomi	
Andre aspekter	Flow: 150 m ³ /d

¹² Spildevand, der har været igennem sekundær spildevandsrensning

Bilag 2 Litteratursøgning

Litteratursøgning på Internettet og publikationer har givet følgende resultat:

	UV	Sand filtrering	Membraner	Ozon	Aktivt kul	Ultrafiltrering	Nanofiltrering
Kommentarer	[The Sierra Legal Defence Fund, 2004]: Kontaktinformation til relevante anlæg i f.eks. Calgary, Edmonton, Quebec City, Regina og Winnipeg [Sagamoto, 2005]: Økonomi og ressourceforbrug	[Lainé et al, 1998]: Filtrering. Udover nedensstående parametre, er der også målt på HC og SS. Der er målt på regnvand.				[Roorda, 2004]: Flere stoffer, men udløbskonc. eller rensegrader mangler	
Coliforme bakterier	[Aalborg Kommune, 2004] Bov og Vejle renseanlæg [Johansen, 2002]. Rensegrader samt dosering [Sagamoto, 2005]: Mange patogener [Lainé et al, 1998]: E.coli, enterokokker, Helminth eggs, Giardia cysts, enterovirus, salmonella [Aalborg Kommune, 2004]	[Ni, 2002]: E. coli [Johansen, 2002]. total coliforme bakterier, E.coli, fækale enterokokker, salmonella, campylobacter [Lainé et al, 1998]. Helminth eggs og Giardia cysts [Aalborg Kommune, 2004]		[Bonomo et al, 1999]: Inkl. renseeffekter og økonomi - se også Aber et. al [Ni, 2002]: E. coli [Johansen, 2002]: Avanceret Oxidations Proces (O ₂ , H ₂ O ₂ , CH ₃ COOH og O ₃) ¹³ [Paraskeva et al, 2002]: Fækale coliforme, fækale streptokokker, total coliforme, E. coli (forskellige typer af spildevand er testet)			
Tungmetaller		[Lainé et al, 1998]: Kobber, zink, bly					

¹³ Ifølge denne kilde er det muligt at fjerne bakterier, virus, protozoer, lugt, farve, hormonforstyrrende stoffer, mindre VOC, TOC, AOX, THM samt pesticider, herbicider, fenoler og phthalater.

	UV	Sand filtrering	Membraner	Ozon	Aktivt kul	Ultrafiltrering	Nanofiltrering
Tannin + lignin				[Zenaitis et al, 2002]: Industrispildevand. Send mail vedr. konc. eller renseeffekter			

	UV	Sand filtrering	Membraner	Ozon	Aktivt kul	Ultrafiltrering	Nanofiltrering	
Akut mikrotoksicitet				[Zenaitis et al, 2002]: Industrispildevand. Ingen renseeffekt (= 0%) [Zaror, 1997]: Data mht. toksicitet (mutagen effekt) af spv. fra papirindustrien [Johansen, 2002]	[Zaror, 1997]: Data mht. toksicitet (mutagen effekt) af spv. fra papirindustrien (rensning: aktivt kul + ozonering)			
Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCP) ¹⁴				[Huber et al, 2005]: Pharmaceuticals [Johansen, 2002] [Balcioglu et al, 2003]: Fjernelse af aromatiske stoffer (UV ₂₅₄) i spildevand fra den farmaceutiske industri [Kjølholt et al, 2003]: Salicylsyre, Acetylsalicylsyre, ibuprofen, bendroflumethiacid, terbutalin, sulfamethizol, paracetamol, penicillin V, furosemid, enalapril og ketoconazol (kun en prøve testet)				
Phenoler				[González et al, 2003]: Kun pre-treatment [Johansen, 2002]	[González et al, 2003]: Kun pre-treatment			

¹⁴ Acidic drugs: diclofenat, ibuprofen og bezocifbrate. Neutral drugs: diazepam og carbamazepirine. PCP: tonalide og galaxolide. Antibiotics: sulfamethoxazole og roxithromycin. Ionated contrast media: ioprofemide. Estrogens: 17-alfa-ethinylestradiol, 17-beta-estradiol og estrone

	UV	Sand filtrering	Membraner	Ozon	Aktivt kul	Ultrafiltrering	Nanofiltrering
Østrogener	[Hilbert Nygaard, 2004b]: Rensegrader for østron og 17-beta-østradiol [Christiansen et al, 2002]: læs kilde! [Shishida et al, 2000]: Data for 17-beta- østradiol og overordnet østrogenindhold (17-beta- østradiol -ækvivalenter) [Schäfer et al, 2002]: Estrone (mikrofiltrering) [Aalborg Kommune, 2004] [Nygaard, 2004]: E1 og E2	[Wintgens, 2004]: Membrane bioreactors til fjernelse af østrogenlignende stoffer - kontakt forfatter [Shishida et al, 2000]: Data for 17-beta-østradiol og overordnet østrogenindhold (17-beta-østradiol-ækvivalenter) (mikrofilter) [Busch, 2002]: Membrane bioreactors (estrogenic steroid hormones)	[Shishida et al, 2002]: Data for 17-beta-østradiol og overordnet indhold af østrogener (17-beta-østradiol-ækvivalenter) (AOP) [Huber et al, 2004]: EE2, E2, E1 [Johansen, 2002] [Kjøholt et al, 2003]: østron, 17-beta-østradiol, 12-alfa-ethinyl østradiol, nonylphenoler, NPE 1,2 EO, octylphenol, Bisphenol A, Diethylphthalat, Di-n-butylphthalat, butylbenzylphthalat, diethylhexylphthalat, Di-n-octylphthalat og di-iso-nonylphthalat (kun en prøve testet)	[Schäfer et al, 2002] [Körner et al, 2001]: Østradiol equivalent concentrations (EEQ) [Spengler et al, 2001]: Mestranol, 17-alfa-ethinyløstradiol, 17-beta-østradiol, estrone, genistein, beta-sitosterol, dibutylphthalate, Bisphenol A, 4-Nonylphenol, Nonylphenol diethoxylate, 4-nonylphenoxyacetic acid.	[Schäfer et al, 2002]: Estrone	[Wintgens, 2004]: Fjernelse af østrogenlignende stoffer - kontakt forfatter	
Bisphenol-A			[Wintgens, 2004]: Membran bioreactors anvendt.	[Johansen, 2002]			[Wintgens, 2004]: 11 forskellige nanofiltre anvendt ved bestemmelse af rensegrader
Nonylphenol	[Wettstein, 2004]: NP1EC, NP2EC, NP, NP1EO, NP2EO		[Wintgens, 2004]: Membran bioreactors anvendt. [Wettstein, 2004]: NP1EC, NP2EC, NP, NP1EO, NP2EO (membrane bioreaktor anvendt)	[Johansen, 2002]			[Wintgens, 2004]: 11 forskellige nanofiltre anvendt ved bestemmelse af rensegrader
Tributyltin				[Johansen, 2002]			

	UV	Sand filtrering	Membraner	Ozon	Aktivt kul	Ultrafiltrering	Nanofiltrering
Diuron				[Johansen, 2002]			
Atrazin				[Johansen, 2002]			
AMEA				[Johansen, 2002]			
Mutagenicitet		[Shishida et al, 2000] (EC ₅₀)	[Shishida et al, 2000] (EC ₅₀)	[Shishida et al, 2000] (EC ₅₀)			
Genotoksicitet		[Shishida et al, 2000]: Beta-Galactosidase-aktivitet + LC ₅₀	[Shishida et al, 2000]: Beta-Galactosidase-aktivitet + LC ₅₀	[Shishida et al, 2000]: Beta-Galactosidase-aktivitet + LC ₅₀			
Andre stoffer		[Hwang et al, 2000]: Beluftet biofilter til fjernelse af carbon disulfide, methyl mercaptan, dimethyl sulfide, dimethyl disulfide, ammonia, trimethylamine, dimethylamine, n-propylamine		[Stopka, 1997]: Cyanid og ferrous sulphide (industrielt spv.) [Hwang et al, 2000]: Carbon disulfide, methyl mercaptan, dimethyl sulfide, dimethyl disulfide, ammonia, trimethylamine, n-dimethylamine, n-propylamine	[STOWA, 2001]: AOX, PCB, CZV og "Zwevende stof?" [Hwang et al, 2000]: Carbon disulfide, methyl mercaptan, dimethyl sulfide, dimethyl disulfide, ammonia, trimethylamine, n-dimethylamine, n-propylamine		
Turbiditet		[Ni et al, 2002]					
Farve		[Ni et al, 2002]					

2: Kombinerer også filtrering og ozon.

34: Indeholder også oplysninger om økonomi

38: Indeholder rensegrader for østron (E1), 17-beta-østradiol (E2), 17-alfa-ethinyløstradiol (EE2), 4-nonylphenol, Bisphenol A, 4-nonylphenoldiethoxylat, 4-tert-octylphenol ved anvendelse af biofilter efter alm. rensning

Bilag 3 Datagrundlag for estimering af effektfaktorer

Nedenstående gennemgang af de enkelte stoffer fokuserer på de anvendte PNEC-værdier fordi UMIP-metoden, med dens semikvantitative håndtering af skæbnedelen (se bilag 4), tillægger effektdelen (dvs. PNEC) dominerende betydning for værdien (størrelsen) af effektfaktorerne. Resultater, herunder de anvendte skæbne data (halveringstid i luft, henrys lov konstant etc.), fremgår af tabellerne sidst i bilaget.

Cadmium

De anvendte PNEC-værdier for cadmium (Cd) effektfaktorerne er identiske med kvalitetskriterier estimeret ved generiske risikovurderinger. PNEC for effekter i jord og ferskvand stammer fra EU's risikovurdering af Cd [EU RA, 2003] og for saltvand er den hollandske PNEC-værdi (dvs. MPA, Maximum Permissible Addition) anvendt [Crommenmentuijn et al, 1997]. Sammenlignes f.eks. effektfaktoren for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission til vand ($EF(etwc)_w = 5.300 \text{ m}^3/\text{g}$, se tabel 7-2) med den tidligere publicerede (gamle, gældende) faktor på $120.000 \text{ m}^3/\text{g}$ [Hauschild et al, 1998a] ses en forskel svarende til en faktor 23. Denne forskel skyldes, at den gamle faktor er baseret på én enkelt LOEC værdi, mens den nye er baseret på artsfølsomhedsfordelingen ($HC_5/2$) for 28 forskellige arter (i alt 44 NOEC-værdier). Kvaliteten af den nye effektfaktor er altså væsentlig bedre end den gamle. Noget tilsvarende gør sig gældende for de øvrige faktorer for Cd. De angivne effektfaktorer for vandmiljøet gælder for opløst cadmium, hvis toksicitet afhænger af vandets hårdhed. Ifølge US EPA [US EPA 2001] og EU RA for Cd [EU RA, 2003] kan PNEC ved varierende hårdhed beregnes på følgende måde:

Akut PNEC ($\mu\text{g/L}$):

$PNEC_{acute} = 0.973 * (e^{(1.0166(\ln(H)) - 3.924)})$, H: Hårdhed af vand ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)

Kronisk PNEC ($\mu\text{g/L}$):

$PNEC_{water, regional} = 0.09((H/50)^{0.7409})$, H: Hårdhed af vand ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)

For effekter i ferskvand svarer de generiske kroniske effektfaktorer i tabel 7-2 således til en hårdhed på ca. $140 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ og for generisk akut effekt godt $110 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. Gennemsnitshårdheden af dansk ferskvand andrager omkring $150 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ [EU RA, 2003].

Bly

For bly eksisterer endnu ingen offentlig tilgængelig EU risikovurderingsrapport men f.eks. både Holland og USA har estimeret kvalitetskriterier. RIVM fra Holland [Crommenmentuijn et al, 1997] angiver en kronisk PNEC-værdi (dvs. MPA) for ferskvand på $11 \mu\text{g/L}$ mens US EPA [US EPA, 2004] tilsvarende angiver $2,5 \mu\text{g/L}$ (dvs. Criterion Continuous Concentration, CCC). På baggrund af effektdata og data om bioakkumulering (beskyttelse af toppredatorer) fra de angivne referencer i tabel 7-2, er det dog her vurderet at en PNEC-værdi på $0,41 \mu\text{g/L}$ bedre repræsenterer den nuværende viden. Den resulterende effektfaktor for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission

til vand ($EF(etwc)_w = 2.400 \text{ m}^3/\text{g}$, se tabel 7-2) er meget tæt på den tilsvarende "gamle" UMIP-faktor ($2.000 \text{ m}^3/\text{g}$) [Hauschild et al, 1998a], baseret på en enkelt LOEC-værdi. PNEC for jord er baseret på det hollandske jordkvalitetskriterium (MPA) [Crommenmentuijn et al, 1997].

Nikkel

For nikkel gælder også, at der endnu ikke er offentliggjort en EU risikovurderingsrapport. Til gengæld foreligger der både hollandske og amerikanske kvalitetskriterier. Som PNEC-værdier for kronisk økotoksicitet i ferskvand og saltvand er det her valgt at benytte de tilsvarende hollandske PNEC-værdier (dvs. MPA'er), som for både fersk- og saltvand andrager $1,8 \mu\text{g/L}$ [Crommenmentuijn et al, 1997]. Denne PNEC-værdi er baseret på artsfølsomhedsfordelingen (HC_5) omfattende i alt 15 NOEC-værdier. De amerikanske vandkvalitetskriterier (dvs. CCC) for ferskvand og saltvand andrager henholdsvis $52 \mu\text{g/L}$ og $8,2 \mu\text{g/L}$ [US EPA, 2004]. Effektfaktor for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission til vand ($EF(etwc)_w = 560 \text{ m}^3/\text{g}$, se tabel 7-2) som er beregnet på baggrund af $PNEC = 1,8 \mu\text{g/L}$ er tæt på den tilsvarende "gamle" UMIP-faktor ($670 \text{ m}^3/\text{g}$) [Hauschild et al, 1998a], baseret på én enkelt LOEC-værdi. Den angivne PNEC for jord i tabel 7-2 er baseret på det hollandske jordkvalitetskriterium (MPA) [Crommenmentuijn et al, 1997].

Nonylphenol

Nonylphenol har undergået en generisk risikovurdering i EU sammenhæng [EU RA, 2002] og alle de anførte PNEC-værdier for kronisk toksicitet i tabel 7-2 er baseret på kvalitetskriterier fra denne risikovurdering. Effektfaktorer for nonylphenol har tidligere (2000/2001) været estimeret af DHI/IPU i forbindelse med projektet UMIPTEX [US EPA, 2001]. Den opdaterede værdi for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission til vand ($EF(etwc)_w = 1500 \text{ m}^3/\text{g}$, se tabel 7-1) afviger kun en faktor 1.5 fra den "gamle" ($1000 \text{ m}^3/\text{g}$), der blev estimeret på basis af et dansk forslået vandkvalitetskriterium fra 1995 ($WQC = 1 \mu\text{g/L}$) [Samsøe-Petersen et al, 1995]. Hormonforstyrrende effekter af nonylphenol optræder ved langt højere koncentrationer end andre effektmekanismer [EU RA, 2002] så denne effekttyper er ikke inddraget her.

LAS

LAS (C10-C13) har ikke været risikovurderet i EU sammenhæng men HERA projektet (sammenslutning af husholdningsvaskeproduktproducenter, A.I.S.E. og kemikalieindustrien, Cefic) har udført en detaljeret generisk risikovurdering af LAS [HERA LAS, 2004]. De anførte PNEC-værdier for kronisk økotoksicitet i ferskvand og jord er baseret på de foreslåede kvalitetskriterier i HERA projektet, der for ferskvand bl.a. er baseret på NOEC-værdien fra et meget omfattende mesokosmos forsøg med ca. 450 arter, som er bekræftet af en HC_5 -værdi (artsfølsomhedsvurdering) baseret på laboratorium NOEC-værdier for 15 arter. Et dansk jordkvalitetskriterium blev foreslået i 1995 og andrager 5 mg/kg (svarende til $7,5 \text{ mg/L}$) [Scott-Fordsmand et al, 1995], hvilket ligger på niveau med den angivne værdi ($6,9 \text{ mg/L}$) i tabel 7-2. LAS (C12) har tidligere (2000/2001) været vurderet af DHI/IPU ved udarbejdelse for effektfaktorer relateret til tekstilprodukter (UMIPTEX) [Frees et al, 2004]). Denne tidligere undersøgelse resulterer i en effektfaktor for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission til vand på $8,3 \text{ m}^3/\text{g}$, baseret på en enkelt LOEC-værdi. Denne "gamle" værdi afviger altså

mere end en faktor 10 fra den nye ($0,74 \text{ m}^3/\text{g}$), som er baseret på et meget bedre datagrundlag og et i dette tilfælde bedre estimeringsprincip, dvs. artsfølsomhedsfordeling i stedet for applikationsfaktor-metode.

DEHP

For DEHP foreligger en EU risikovurderingsrapport fra 2001 [EU RA, 2001]. Hovedproblemet med denne phthalat i miljøvurderingssammenhæng er dens meget ringe vandopløselighed ($3 - 17 \mu\text{g}/\text{L}$). "Traditionelle" PNEC-værdier baseret på alger, fisk, krebsdyr m.m. har således ikke kunne estimeres, da mulige effektniveauer ligger over vandopløseligheden. I stedet er der med udgangspunkt i DEHP's bioakkumuleringspotentiale udført estimeringer vedr. "secondary poisoning", dvs. effekter, via fødeoptag, på toppredatorer som fisk, fugle og pattedyr. Østrogenlignende effekt er påvist overfor laks idet signifikante ændringer i kønsratio (sex ratio, antal hanner kontra hunner i en population) kunne observeres efter 4 måneders fodring med kontamineret føde efterfulgt af 4 måneders fodring med ukontamineret føde. Laveste testede koncentration gav ingen signifikant effekt. NOEC_{Coral} kan på denne baggrund fastsættes til $60 \text{ mg}/\text{kg}$ føde og anvendes en applikationsfaktor på 10 fås PNEC_{føde} = $6 \text{ mg}/\text{kg}$ føde for fisk [EU RA; 2001]. Antages fisken at spise zooplankton, som i test udviser en bioakkumuleringsfaktor på 2700 ($\text{BCF} = 2700 \text{ L}/\text{kg}$) [EU RA; 2001], kan PNEC_{secpoiswater} estimeres til $2,2 \mu\text{g}/\text{L}$ ($(6 \text{ mg}/\text{kg})/(2700 \text{ L}/\text{kg})$). Denne værdi er brugt som PNEC i tabel 7-2 for både kronisk økotoksicitet i ferskvand og saltvand. For kronisk økotoksicitet i jordmiljøet er PNEC_{soil} $> 20 \text{ mg}/\text{L}$ [EU RA; 2001] anvendt. Selvom målt akut toksicitet af DEHP [EU RA; 2001] ligger over stoffets vandopløselighed og derfor er tvivlsom, er det her valgt at medtage en PNEC for akutte effekter og dermed muliggøre estimering af effektfaktoren for akut toksicitet i ferskvand. Der er så vidt vides ikke tidligere estimeret effektfaktorer for DEHP.

Ethynyløstradiol (EE2)

Der foreligger ingen EU risikovurdering for dette kunstige østrogen. Mulige kroniske effekter i miljøet er vurderet på baggrund af NOEC og LOEC-værdier for effekter på kønsratio (sex ratio) og i begrænset omfang vitellogenin induktion, i laboratorietest på fiskepopulationer. UMIP-metodens grundprincipper er anvendt, men det er antaget at den mest følsomme taxonomiske gruppe er fisk, og der er således anvendt en applikationsfaktor på kun 10 for den laveste NOEC-værdi for ferskvand (se endvidere bilag 4). NOEC-værdien for kønsratio er i to uafhængige fisketest bestemt til $0,010 \mu\text{g}/\text{L}$ og i en tredje til $< 0,0006 \mu\text{g}/\text{L}$ [OECD, 2004] [Örn et al, 2005]. NOEC-værdien for vitellogenin induktion er tilsvarende i tre uafhængige test bestemt til henholdsvis $0,0029 \mu\text{g}/\text{L}$, $0,0022 \mu\text{g}/\text{L}$ og $0,0006 \mu\text{g}/\text{L}$ [OECD, 2004] [Örn et al, 2005]. På denne baggrund er der anvendt en NOEC-værdi på $0,0006 \mu\text{g}/\text{L}$ ved estimeringen af de anførte kroniske PNEC-værdier i tabel 7-2, f.eks. $0,06 \text{ ng}/\text{L}$ for kronisk økotoksicitet i ferskvand. Den engelske miljøstyrelse har offentliggjort en PNEC-værdi for ferskvand på $0,1 \text{ ng}/\text{L}$ [Gross-Sorokin et al, 2005]. Denne værdi er på niveau med den her estimerede. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for ethynyløstradiol.

Østradiol (E2)

Det naturlige østrogen østradiol er heller ikke undersøgt ved en EU risikovurdering. Beregningen af effektfaktorer for dette stof er håndteret på samme måde som for ethynyløstradiol. NOEC-værdien for kønsratio i fisketest er bestemt til mellem 24 ng/L og 100 ng/L med én enkelt ekstrem værdi i toppen (1700 ng/L) [OECD, 2004] [Örn et al, 2005]. Tilsvarende er der for endpointet vitellogenin induktion målt NOEC-værdier på mellem 13 ng/L og 100 ng/L med én ekstrem værdi i bunden (0,8 ng/L) [OECD, 2004] [Örn et al, 2005]. På denne baggrund er der anvendt en NOEC-værdi på 24 ng/L som basis for estimeringen af kroniske PNEC-værdier angivet i tabel 7-2, f.eks. 2,4 ng/L for kronisk økotoksicitet i ferskvand. Den engelske miljøstyrelse har offentliggjort en PNEC-værdi for ferskvand på 1 ng/L [Gross-Sorokin et al, 2005]. Denne værdi er på niveau med den her estimerede. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for østradiol.

Benz(a)pyren

Denne polyaromatiske hydrocarbon (PAH) er den bedst undersøgte blandt de fem typer inddraget her. Der foreligger dog ingen offentlig tilgængelig EU risikovurderingsrapport for PAH'er, men som for nikkel er der en under udarbejdelse. Det statslige engelske 'Department for Environment, Food and Rural Affairs' (DEFRA, <http://www.defra.gov.uk/>) har dog udgivet en rapport [DEFRA, 2003], hvor det er forsøgt at opstille vandkvalitetskriterier for bl.a. PAH'er i forbindelse med implementeringen af EU's vandrammedirektiv. Endvidere har den hollandske miljøstyrelse opstillet kvalitetskriterier for et antal PAH'er, her i blandt benz(a)pyren [Howard et al, 1991]. Den anførte kroniske PNEC-værdi for ferskvand i tabel 7-1 (0,05 µg/L) er baseret på det hollandske vandkvalitetskriterium (dvs. Maximum Permissible Concentration, MPC) [Howard et al, 1991]. Denne værdi er af hollænderne estimeret under brug af applikationsfaktormetoden ved at dividere laveste akutte effektværdi (LC50 for dafnier) med 100. Samme PNEC opnås ved at anvende UMIP-metoden på laveste kroniske NOEC-værdi (reproduktion, *Ceriodaphnia dubia*). Da der i dette tilfælde foreligger kroniske NOEC-værdier for både pighuder og bløddyr [Lyons et al, 2002] [DEFRA, 2003], og da disse værdier er på niveau med laveste kroniske NOEC-værdi for fisk, alger og krebsdyr, bliver PNEC for saltvand identisk med PNEC for ferskvand, se tabel 7-2. Som grundlag for PNEC i jord er det hollandske jordkvalitetskriterium anvendt [Howard et al, 1991]. For både saltvand og ferskvand anbefales et kronisk vandkvalitetskriterium på 0,03 µg/L i DEFRA rapporten [DEFRA, 2003], hvilket ligger på niveau med den her anvendte værdi på 0,05 µg/L. Der er tidligere (1996) af IPU estimeret effektfaktorer for benz(a)pyren (bl.a. offentliggjort på LCA-centerets hjemmeside: <http://www.lca-center.dk/cms/site.asp?p=156>), som for kronisk økotoksicitet i ferskvand ved emission til vand andrager 1.200.000 m³/g. Denne "gamle gældende" værdi er 60 gange højere end den her estimerede på 20.000 m³/g (se tabel 7-2). Dette skyldes primært at den "gamle" værdi er baseret på et væsentligt dårligere datagrundlag end den "nye".

Benz(b)fluoranthren

Datatilgængeligheden for denne PAH er yderst begrænset. Således er der kun fundet et enkelt brugbart testresultat, dvs. en akut EC50 værdi for dafnie på 4,2 µg/L (28 timers test inkluderende fototoksicitet) [Wernersson et al, 1997]. Da de kroniske PNEC-værdier (se tabel 7-2) derfor er baseret på en

enkelt akut værdi, er der ved estimeringerne anvendt en applikationsfaktor på 1.000 for ferskvand og 10.000 for saltvand samt taget hensyn til en estimeret bioakkumuleringsfaktor på 5600 som beskrevet i UMIP-metoden [Hauschild et al, 1998a]. Den estimerede PNEC-værdi for jord er baseret på den kroniske PNEC-værdi for ferskvand ved brug af ”equilibrium partitioning” metoden som ligeledes er beskrevet i UMIP-metoden [Hauschild et al, 1998a]. De anførte effektfaktorer for benz(b)fluoranthen i tabel 7-2 er derfor væsentlig mere usikre end de ovenfor behandlede og vurderes til sagtens at kunne afvige en faktor 10-100 fra tilsvarende effektfaktorer baseret på et væsentligt bedre datagrundlag inkluderende kroniske NOEC-værdier. DEFRA rapporten [DEFRA, 2003] konkluderer at det tilgængelige datagrundlag er alt for spinkelt til at vandkvalitetskriterier kan opstilles for benz(b)fluoranthen. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for dette stof.

Benz(g,h,i)perylene

Det tilgængelige datagrundlag for benz(g,h,i)perylene er bedre end for benz(b)fluoranthen. For denne PAH eksisterer få brugbare kroniske NOEC-værdier for både fisk, alger og krebsdyr. Der er således kun anvendt en applikationsfaktor på 10 for ferskvand og 100 for saltvand ved estimering af de respektive kroniske PNEC-værdier. Laveste kroniske NOEC-værdi, som er anvendt ved estimeringerne, andrager 0,082 µg/L og stammer fra en 7 dages reproduktionstest på *Ceriodaphnia dubia* [DEFRA, 2003]. PNEC for kroniske effekter i jord er baseret på den kroniske PNEC-værdi for ferskvand ved brug af ”equilibrium partitioning” metoden. De anførte effektfaktorer for benz(g,h,i)perylene i tabel 7-2 vurderes til at være mere usikre end effektfaktorerne for benz(a)pyren, der er bestemt på et bedre datagrundlag. Effektfaktorer for benz(g,h,i)perylene vurderes derfor til sagtens at kunne afvige en faktor 10 fra tilsvarende effektfaktorer baseret på et væsentligt bedre datagrundlag inkluderende flere kroniske NOEC-værdier og flere akutte EC50-værdier på et større antal arter. DEFRA rapporten [DEFRA, 2003] konkluderer at det tilgængelige datagrundlag er for spinkelt til at vandkvalitetskriterier kan opstilles for stoffet. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for dette stof.

Benz(k)fluoranthen

Det tilgængelige datagrundlag for benz(k)fluoranthen er ringere end for benz(g,h,i)perylene. For denne PAH eksisterer således kun en til to brugbare kroniske NOEC-værdier for hver af grupperne fisk og alger men ingen for krebsdyr. Der er således anvendt en applikationsfaktor på 50 for ferskvand og 500 for saltvand ved estimering af de respektive kroniske PNEC-værdier. Laveste kroniske NOEC-værdi, som er anvendt ved estimeringerne, andrager 0,27 µg/L og stammer fra en 42 dages vækst/mortalitets test på zebrafisk [RIVM, 1999]. PNEC for kroniske effekter i jord er baseret på den kroniske PNEC-værdi for ferskvand ved brug af ”equilibrium partitioning” metoden. De anførte effektfaktorer for benz(k)fluoranthen i tabel 7-2 vurderes til at være mere usikre end effektfaktorerne for benz(a)pyren. Effektfaktorer for benz(k)fluoranthen vurderes derfor til sagtens at kunne afvige en faktor 10 fra tilsvarende effektfaktorer baseret på et væsentligt bedre datagrundlag inkluderende flere kroniske NOEC-værdier og flere akutte EC50-værdier på et større antal arter. DEFRA rapporten [DEFRA; 2003] estimerer vandkvalitetskriterier for ferskvand og saltvand på henholdsvis 0,0054 µg/L og 0,00054 µg/L, som er identiske med de her estimerede kroniske PNEC-

værdier angivet i tabel 7-2. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for benz(k)fluoranthren.

Indeno(1,2,3-cd)pyren

Det tilgængelige datagrundlag for denne PAH er meget begrænset, idet der kun er fundet en enkelt kronisk NOEC-værdi for hver af grupperne invertebrater og alger men ingen for fisk, er fundet. På denne baggrund samt QSAR-beregninger [ECOSAR, 2001] for alger og fisk er det vurderet at en applikationsfaktor på 100 for ferskvand og 1000 for saltvand er rimelige at anvende ved estimering af de tilsvarende kroniske PNEC-værdier. Laveste kroniske NOEC-værdi, som er anvendt ved estimeringerne, andrager 0,27 µg/L og stammer fra en 7 dages reproduktion/mortalitets test på *Ceriodaphnia dubia* [DEFRA, 2003]. PNEC for kroniske effekter i jord er baseret på den kroniske PNEC-værdi for ferskvand ved brug af "equilibrium partitioning" metoden. De anførte effektfaktorer for indeno(1,2,3-cd)pyren i tabel 7-2 vurderes til at være mere usikre end effektfaktorerne for benz(a)pyren. Effektfaktorer for indeno(1,2,3-cd)pyren vurderes derfor til sagtens at kunne afvige en faktor 10-100 fra tilsvarende effektfaktorer baseret på et væsentligt bedre datagrundlag inkluderende flere kroniske NOEC-værdier og flere akutte EC50-værdier på et større antal arter. DEFRA rapporten [DEFRA, 2003] konkluderer at det tilgængelige datagrundlag er for spinkelt til at vandkvalitetskriterier kan opstilles for stoffet. Så vidt vides er der ikke tidligere estimeret effektfaktorer for dette stof.

CAS No.	Substance	Quality Criteria used as PNEC (mg/l)						Estimated PNEC (mg/l)		Acute aquatic ecotoxicity		Chronic aquatic ecotoxicity (mg/l)		Chronic soil ecotoxicity#		
		PNECwa	PNECwc	PNECsc	PNECswc	PNECwa	PNECwc	PNECsc	PNECswc	EC50 (mg/l)	Ass. factor	NOECfreshw.	Ass. factor	NOECsoil (mg/l)	Ass. factor	Kd (l/kg)
7440-43-9	Cadmium	1.90E-04	1.70E+00	3.40E-04	2.30E-03	4.10E-04			2.30E-02	10	4.10E-03	10	4.10E-03	10		1900
7439-92-1	Lead	1.80E-03	8.20E+01	1.80E-03	2.64E-03	2.61E-01			2.64E-02	10						
7440-02-0	Nickel	3.30E-04	5.10E-01	3.30E-05	5.63E-03				2.61E-01	10						
25154-52-3	Nonylphenol	2.70E-01	6.90E+00	2.70E-02	9.00E-02				5.63E-02	10						
68411-30-3	LAS (C10-C13)	2.20E-03	1.95E+01	2.20E-03	1.33E-02				9.00E-01	10						
117-81-7	Diethylhexylphthalate (DEHP)								1.33E-01	10						
57-63-6	17 α -Ethinyl estradiol (EE2)								1.10E+00	10	6.00E-07	10	6.00E-07	100	8.58E-04	953
50-28-2	17 β -Estradiol (E2)								5.09E-01	10	2.40E-05	10	2.40E-05	100	1.16E-02	321
50-32-8	Benzol(b)pyrene	5.00E-05	3.90E-01		5.00E-04				5.00E-03	10				10		
205-99-2	Benz(b)fluoranthen								5.00E-05	100	4.20E-03**	1000	4.20E-03**	10000	1.01E+02**	16000
197-24-2	Benz(g,h,i)perylene								4.20E-05	10	8.20E-05	10	8.20E-05	100	5.90E+01	10
207-08-9	Benz(k)fluoranthen								2.00E-04	100	2.70E-04	50	2.70E-04	500	5.22E+01	129000
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren								1.40E-03	100	2.70E-04	100	2.70E-04	1000	2.19E+01	54000

* Korrigeret for bioakk.(BCF = 5600), dvs. divideret med logBCF

** Akut EC50-værdi

NOECsc = NOECwc*(Kd+0.267)*1.5 (equilibrium partitioning principle)

CAS No.	Substance	Distribution of emissions										Half life air (days)	Henrys law constant (atm*m3/mol)	Biodegradation (faktor)	
		Emissions to water			Emissions to soil			Emissions to air							
		f(aw)w	f(wc)w	f(sc)w	f(wc)s	f(sc)s	f(wc)a	f(sc)a							
7440-43-9	Cadmium	1	1	0	0	1	0.5	0.5	0.5	0.5	1.00E+99	7.00E-18	1		
7439-92-1	Lead	1	1	0	0	1	0.5	0.5	0.5	1.00E+99	5.86E-14	1			
7440-02-0	Nickel	1	1	0	0	1	0.5	0.5	0.5	1.00E+99	6.84E-12	1			
25154-52-3	Nonylphenol	1	1	0	0	1	0	0	0	2.07E-01	1.09E-04	0.5			
68411-30-3	LAS (C10-C13)	1	1	0	0	1	0	0	0	6.50E-01	3.75E-12	0.2			
117-81-7	Diethylhexylphthalate (DEHP)	1	1	0	0	1	0	0	0	4.87E-01	4.38E-05	0.2			
57-63-6	17 α -Ethinyl estradiol (EE2)	1	1	0	0	1	0	0	0	8.55E-02	6.75E-11	1			
50-28-2	17 β -Estradiol (E2)	1	1	0	0	1	0	0	0	8.72E-02	1.99E-10	0.5			
50-32-8	Benzo(a)pyrene	1	1	0	0	1	0	0	0	2.14E-01	4.81E-07	1			
205-99-2	Benz(b)fluoranthen	1	1	0	0	1	0	0	0	5.80E-01	6.57E-07	1			
191-24-2	Benz(g,h,i)perylene	1	1	0	0	1	0	0	0	1.23E-01	1.46E-07	1			
207-08-9	Benz(k)fluoranthen	1	1	0	0	1	0	0	0	2.00E-01	4.03E-07	1			
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	1	0	0	1	0	0	0	1.66E-01	2.40E-07	1			

Constants used:

Porewater in soil fw (L water/kg dry soil): fw = 0.267

pH of porewater in soil: pH = 7

Density of soil d (kg dry soil/L soil) d = 1.5

Fraction of organic carbon in soil foc (kg/kg soil) foc = 0.02

Fraction contributing to acute aquatic ecotox f(aw)w = 1

Area of deposition covered by water a = 0.5 (Denmark)

Bilag 4 Inddragelse af miljøpåvirkninger fra hormonforstyrrende stoffer (EDS) i UMIP

Indledning

Dette bilag omfatter en beskrivelse af mulighederne for at inddrage hormonforstyrrende stoffer (Endocrine Disrupting Substances, EDS) i UMIP [Wenzel et al., 1997] [Hauschild & Wenzel, 1998]. Hormonforstyrrende stoffers mulige effekter på levende væsner er hidtil ikke forsøgt inddraget i UMIP metoden, og så vidt vides indgår denne type effekter heller ikke (eksplicit) i andre LCA metoder, som omfatter effekter af toksiske stoffer, f.eks. Eco-indicator-99 (Goedkoop & Spriensma 2001a, 2001b), USES-LCA [Huijbregts et al., 2000] og IMPACT 2002+ [Jolliet et al., 2003] – ej heller i den nyeste udviklede LCA-karakteriseringsmetode OMNIITOX [www.omniitox.net] [Larsen, 2004], som specifikt omhandler effekter af toksiske stoffer.

Effekterne af EDS i miljøet er kroniske. Fire eksisterende UMIP påvirkningskategorier (effektkategorier) er derfor umiddelbart relevante, hvis mulige effekter af EDS skal inddrages. Det drejer sig om kategorierne ”kronisk human toksicitet via vand”, ”kronisk human toksicitet via jord”, ”kronisk økotoksicitet i vand” og ”kronisk økotoksicitet i jord”. Da nærværende projekt ikke omfatter effekter på mennesker (human toksicitet), vil de to førstnævnte kategorier ikke blive behandlet yderligere. Kronisk økotoksicitet i vand er i denne sammenhæng især relevant ved udledningen af ”renset” spildevand til recipient (ferskvand eller saltvand), og hvad angår økotoksicitet i jord ved udbringning af slam på jord (agerland, skov etc.).

Eksisterende metode i UMIP til inddragelse af kronisk økotoksicitet

I UMIP metoden, og i de fleste andre eksisterende LCA metoder, beregnes såkaldte effektfaktorer, EF (i ISO terminologi betegnet karakteriseringsfaktorer) for alle relevante emitterede stoffer. Disse faktorer er universelle for hvert enkelt stof og emissionsvej (f.eks. til vand, jord eller luft) og tjener som indikatorer på stoffernes mulige miljøpåvirkning per emitteret mængde. Multipliceres med en given emitteret mængde Q, f.eks. kg emitteret enkelt-stof til vandrecipient per m³ behandlet spildevand, opnås derfor en indikator på den mulige miljøpåvirkning i det pågældende tilfælde. Indikatoren benævnes Effekt Potentiale (EP) i UMIP og kategoriindikatorresultat i ISO terminologi:

$$EP = Q \cdot EF \quad (1)$$

For hvert emitteret stof og tilhørende emissionsvej (f.eks. fenol udledt til vand) beregnes effektpotentialet og alle effektpotentiale for emissioner med samme emissionsvej kan herefter summeres, hvorved et samlet effektpotentiale for emissioner til f.eks. vand opnås. Den emitterede mængde (Q) af hvert relevant stof bestemmes i kortlægningsfasen og/eller varieres ved simuleringer/følsomhedsanalyser på f.eks. et modelrenseanlæg og er uafhængig af det pågældende stofs giftighed og hermed virkningsmekanisme (effekttype, f.eks. hormonforstyrrende effekt).

Effektfaktoren (EF), som bestemmes ved hjælp af en karakteriseringsmetode, er til gengæld afhængig af stoffets virkningsmekanisme. Generelt beregnes effektfaktoren på følgende måde:

$$EF = EEI \cdot dC, \quad (2)$$

hvor EEI (Ecotoxicity Effect Indicator) er økotoksicitetseffektindikatoren, der vedrører stoffets effekt, f.eks. hormonforstyrrende effekt, mens dC vedrører ændringen (d) i stoffets koncentration (C) i recipienten ved antaget udledning af typisk ét kilo eller ét ton. Man kan sige at EEI dækker stoffets effekt og dC dets skæbne i miljøet. Da UMIP anvender en såkaldt ”nøgle-egenskabs-baseret” (key-property-based) karakteriseringsmetode beregnes skæbnedelen (dC) kun semikvantitativt ved hjælp af diskrete værdier for bl.a. stoffets bionedbrydning, halveringstid i luft og fordampning fra vand [Hauschild et al., 1998]. Skæbnedelen dC er derfor for UMIPs vedkommende dimensionsløs, dvs. uden enhed. Betydningen af eksponeringsveje, f.eks. optagelse af giftstoffet via føde eller gennem hud, inddrages generelt ikke ved karakterisering af økotoksicitet og indgår derfor ikke i skæbnedelen. Implicit antages eksponering dog delvist at være dækket af de laboratorietestresultater, der anvendes til estimering af effektdelen, især hvis der er tale om målte kroniske værdier. Med dette udgangspunkt er det kun økotoksicitetseffektindikatoren (EEI), der er relevant ved inddragelse af EDS i UMIP.

UMIP's EEI er baseret på den såkaldte PNEC-tilgang (Predicted No Effect Concentration), som er det bærende princip i regulativ risikovurdering af kemikalieudledninger i dag. Ved denne tilgang forsøges det at estimere den stofkoncentration i (ferskvands)miljøet, som antageligt ikke vil give (betydende) effekter, f.eks. reduktion i artsdiversitet. Estimeringen foregår på basis af laboratorietestresultater - f.eks. fra test på dafnier, alger og fisk – under brug af såkaldte applikationsfaktorer (ekstrapolationsfaktorer, usikkerhedsfaktorer). Disse faktorer inddrages i et forsøg på at tage højde for, at der bl.a. typisk må anvendes akutte testresultater og derfor ekstrapoleres til kroniske værdier, samt at laboratorietestorganismer givetvis er mindre følsomme end mange af de øvrige naturligt forekommende arter.

Økotoksicitetseffektindikatoren (EEI) anvendt i UMIP betegnes økotoksicitetsfaktoren (ØF) [Hauschild et al., 1998] og kan udtrykkes på følgende måde:

$$EEI = \text{ØF} = \frac{1}{\text{PNEC}} \quad (3)$$

PNEC udtrykkes i mg/l eller g/m³. Da dC i UMIPs tilfælde er dimensionsløs udtrykkes effektfaktoren (EF) i m³/g (se formel 2) og effektpotentialet (EP) i m³ (se formel 1). UMIP effektfaktoren for kronisk økotoksicitet i vand for udledning til vand kan hermed tolkes som et fortyndingsvolumen, dvs. den mængde vand der skal til at fortynde det pågældende stof ned til en koncentration (PNEC), der ikke vil forårsage (betydende) effekter i vandmiljøet.

PNEC bestemmes typisk på basis af kroniske værdier for NOEC (No Observed Effect Concentration) eller som i de fleste tilfælde på basis af akutte EC50-værdier, som ekstrapoleres til kroniske værdier vha. de nævnte applikationsfaktorer, dvs. at der divideres med 100 eller 1000 afhængig af de tilgængelige datas relevans og kvalitet. Akutte EC50-værdier udtrykker typisk den koncentration af et givet stof, der under laboratorieforsøg slår 50% af de tilstedeværende organismer ihjel (fisk og dafnier) eller, som specielt for alger, hæmmer væksten med 50%. Væksthæmning er egentlig en kronisk effekt men 50% væksthæmning anvendes altså generelt som akut værdi for alger. Den kroniske NOEC værdi bestemmes også på basis af laboratorietest men typisk over en længere testperiode (f.eks. 28 dage) end den akutte EC50-værdi (typisk 48 – 96 timer). Ved de kroniske tests måles i de fleste tilfælde på reproduktion og vækst men også mortalitet som i tilfældet med den akutte EC50-værdi. Det giver derfor bedre mening at skelne mellem korttidstest og langtidstest samt akutte effekter og kroniske effekter.

De effekter der typisk måles på, dvs. mortalitet, væksthæmning eller hæmning af reproduktion, kaldes også 'endpoints'. De tre nævnte 'endpoints' anvendes alle i standard laboratorietests og testresultater baseret på disse 'endpoints' er derfor altdominerende, hvad angår tilgængelige økotoksicitets effekt data på stoffer/kemikalier. Andre 'endpoints' som f.eks. 'avoidance' (i hvilket omfang fisk svømmer væk fra en vandstrøm med teststoffet) er stærkt begrænset i udbredelse.

At et stof udviser en effekt på en testorganisme hænger sammen med dets virkningsmekanisme (TMoA, Toxic Mode of Action). Hovedparten af alle kendte økotoksiske stoffer virker ved såkaldt narkotisk virkning, dvs. de påvirker cellemembranen da de er mere eller mindre fedtopløsende. En mindre del udviser såkaldt specifik virkningsmekanisme, det drejer sig bl.a. om pesticider, som f.eks. virker ved at hæmme fotosyntesen hos grønne planter (alger) eller hæmme respirationen hos fisk. Karakteristisk for disse specifikvirkende stoffer er, at de typisk udviser effekter ved betydeligt lavere koncentrationer (f.eks. 1000 gange lavere) end de narkotiskvirkende stoffer. Hormonforstyrrende stoffer tilhører gruppen af specifikvirkende stoffer.

UMIP metoden håndterer som udgangspunkt både narkotiskvirkende og specifikvirkende stoffer. Problemet er dog imidlertid, at effekten af specifikvirkende stoffer, hvis virkning kun kommer til udtryk i form af kroniske effekter (f.eks. på reproduktion), ikke medtages i UMIP effekt faktoren i de tilfælde, hvor faktoren er baseret på akutte testresultater eller kroniske testresultater med andet endpoint end det relevante. Hormonforstyrrende effekt er netop et eksempel på en type der kræver kroniske test med specifikt endpoint.

I langt de fleste tilfælde estimeres PNEC på basis af laboratorietestresultater på alger, fisk, krebsdyr m.fl. ved brug af applikationsfaktorer. Hvis såkaldte kvalitetskriterier eksisterer, skal de anvendes som PNEC værdier. Kvalitetskriterier er typisk baseret på veldokumenterede PNEC værdier ud fra detaljerede risikovurderinger af de pågældende stoffer.

UMIPs metode til estimering af økotoxicitets-effektfaktorer, som beskrevet i [Hauschild et al., 1998] og som typisk anvendt i praksis, indeholder ingen specifikke krav til hvilke laboratorietestresultater, der kan anvendes ved estimeringen af PNEC. Kun generelle krav om at tilstræbe at minimum test på alger, fisk og krebsdyr inddrages, at samme datakilder anvendes på alle stoffer og at alle relevante toksicitetsdata medtages.

Formuleringen ”relevante toksicitetsdata” er ikke specificeret i UMIP, men hvilke data der konkret anvendes er meget afgørende for udfaldet. Betydningen af hvilke testorganismer der anvendes, testperioden og især de(t) anvendte endpoint(s) er afgørende for resultatet [Larsen, 2004].

I LCA sammenhæng, hvor vi sammenligner forskellige alternativer, er det meget vigtigt at vi bruger bedste estimat (”best estimate”) baseret på samme standardbetingelser.

Forskelle i NOEC-værdier (og hermed PNEC-værdier) der alene skyldes, at der er anvendt forskellige endpoints (f.eks. ændringer i leverenzymaktivitet hos fisk kontra væksthæmning) er derfor misvisende og giver et fejlagtigt sammenligningsgrundlag. Sagt på en anden måde: anvendes et meget følsomt kronisk endpoint for stof nr. 1 mens der for alternativet stof nr. 2, af datatilgængelighedsårsager, kun kan anvendes et meget mindre følsomt kronisk endpoint, er der sandsynlighed for at sammenligningen bliver væsentlig fejlbehæftet.

PNEC-værdier anvendt ved estimering af eksisterende effektfaktorer spænder fra $4 \cdot 10^{-6}$ µg/l (dioxin) til $4 \cdot 10^4$ µg/l (ethanol) [Hauschild et al., 1998], hvor de specifikt virkende stoffer fortrinsvis ligger i den lave ende og de narkotisk virkende stoffer fortrinsvist i den høje ende. Effekter af de mest potente østrogenlignende hormonforstyrrende stoffer er konstateret ved koncentrationer ned til omkring $6 \cdot 10^{-4}$ µg/l (NOEC (LOEC), EE2), svarende til en PNEC-værdi omkring $6 \cdot 10^{-5}$ µg/l.

Effekter af hormonforstyrrende stoffer kan på baggrund af ovenstående umiddelbart inddrages i UMIP i det omfang der eksisterer kvalitetskriterier omfattende denne effekttype. Hvis dette ikke er tilfældet, skal PNEC estimeres og her er det afgørende hvilke typer af laboratorietest, der lægges til grund og selvfølgelig om testresultater i det hele taget eksisterer.

Kvalitetskriterier for hormonforstyrrende stoffer

Der endnu ikke opstillet EU kvalitetskriterier for østrogenlignende stoffer. Den engelske miljøstyrelse har dog offentliggjort ferskvands PNEC-værdier for både ethynyløstradiol (0,1 ng/L) og østradiol (1,0 ng/L) /21/.

Økotoxicitetstest for østrogenlignende effekter

Udviklingen af laboratorietest for effekter på standardorganismer (typisk fisk, alger og invertebrater) har især fokuseret på fisk, bl.a. fordi fisks kønshormonregulering er følsomt overfor østrogenlignende stoffer. Alger er ikke relevante i denne sammenhæng og test på invertebrater (f.eks. dafnier, copeoder) er slet

ikke udviklet til samme niveau som test på fisk. Der fokuseres derfor på fisk i det efterfølgende.

Endpoints i fisketests

For identifikation af østrogenlignende effekter på fisk i laboratorietest anvendes et stort antal endpoints, som alle er relateret til køns karakteristika. Kerneendpoints omfatter overordnede (gross) morfologiske ændringer (farve, kropsform etc.), biokemiske markører (vitellogenin) og gonade histology (mikroskopering af kønskirtler). I publicerede resultater dominerer især vitellogenin produktion (VTG) og kønsdifferentiering, dvs. kønsratio (antal phenotypiske hanner i forhold til antal phenotypiske hunner) [OECD, 2004]. Disse to endpoints vurderes til at høre blandt de mest følsomme.

Vitellogenin er et ægblomme precursor protein, der produceres i leveren hos hunfisk, og som indgår i udviklingen af æg (oocyster) i hunfiskens ovarier. Produktionen af vitellogenin kan induceres ved aktivering af østrogenreceptorer i leveren hos både hun- og hanfisk (samt ikke-kønsudviklede forstadier). Som angivet i OECDs Detailed Review om EDS [OECD, 2004] er der dog behov for mere forskning for at kunne forstå og tolke, hvad en stigning i VTG betyder i biologisk sammenhæng. Der er altså her tale om en biokemisk biomarkør, hvis relation til bl.a. fiskens (eller fiskepopulationens) reproduktionsevne ikke er afklaret.

Kønsratio bestemmes typisk ved histologiske undersøgelser af de testede fisks gonader (OECD 2004; Jackson 2005). F.eks. undersøges tværsnit af gonader i lysmikroskop efter 60 dages eksponering for et potentielt hormonforstyrrende stof i den nordisk udviklede FSDT (Fish Sexual Development Test) på zebrafisk (Örn et al. 2005; Holbech et al. 2005). Da ændret kønsratio givetvis relaterer direkte til en fiskepopulations reproduktion vurderes dette endpoint umiddelbart som mere relevant i LCA-sammenhæng end VTG.

Standardtests

Endnu eksisterer ingen OECD test for hormonforstyrrende stoffer. Den omtalte FSDT er af Danmark og de øvrige nordiske lande foreslået ”ophøjet” til OECD standard test. I sidste mødedokument (udarbejdet af Danmark) for fjerde møde i OECDs validerings management gruppe for økotokstest (afholdt 12-13/12, 2005) beskrives testen, dens resultater samt dens følsomhed overfor forskellige hormonforstyrrende stoffer. Testen vurderes til at være meget følsom, både hvad angår endpointene VTG og kønsratio med især kønsratio (Personlig kommunikation med Gitte I. Petersen, DHI, december 2005).

Konklusion

På baggrund af den nuværende viden om test for østrogenlignende stoffer (herunder følsomhed), pågående standardiseringsarbejde og krav til endpoints m.m. i LCA-sammenhæng, anbefales det, at der primært anvendes testresultater baseret på endpointet kønsratio og kun sekundært endpointet VTG ved estimering af effektfaktorer. Denne anbefaling er dog kun foreløbig, da området er under udvikling og endnu ikke har nået det standardisering niveau og afklaring som test for andre effektmekanismer (og endpoints) besidder i dag. Ved beregning af PNEC ud fra laveste ”fiske-NOEC” anbefales det foreløbigt at anvende en applikationsfaktor på 10.