

# Industriernes spildevands- udledning i byernes økologiske kredsløb

Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning  
**Nr. 43** 2003

## Industriernes spildevandsudledning i byernes økologiske kredsløb

Gitte Christensen, Ole Fritz Adeler og Jens Jørgen Linde  
PH-Consult Aps

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>7</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>9</b>
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>13</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>17</b>
1.1 PROBLEMSTILLING	18
1.2 MÅLSÆTNING	20
<b>2 GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER</b>	<b>21</b>
2.1 SLAMBEKENDTGØRELSEN – DANSK LOVGIVNING	21
2.2 GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER	21
2.2.1 <i>Indførelse af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer</i>	22
2.2.2 <i>Aktuelt gældende grænse- og afskæringsværdier</i>	22
2.2.3 <i>Skærpeiser medfører reduceret slammængde på landbrugsjord</i>	24
2.3 JORDKVALITETSKRITERIERNE I SLAMBEKENDTGØRELSEN	25
2.4 REALISTISKE GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER	25
<b>3 TUNGMETALLER</b>	<b>27</b>
3.1 INDLEDNING TIL TUNGMETALLER	27
3.1.1 <i>Figurer for alle tungmetaller</i>	27
3.1.2 <i>Kilder til figurerne</i>	27
3.2 TUNGMETALLER GENERELT	28
3.3 CADMIUM (CD)	29
3.3.1 <i>Kilder til cadmium</i>	29
3.3.2 <i>Giftvirkning af cadmium</i>	29
3.3.3 <i>Anvendelse af cadmium</i>	29
3.3.4 <i>Begrænsning af brug af cadmium</i>	30
3.3.5 <i>Cadmium i spildevand og spildevandsslam</i>	31
3.4 KVIKSØLV (HG)	34
3.4.1 <i>Giftvirkning af kviksølv</i>	34
3.4.2 <i>Anvendelse af kviksølv</i>	34
3.4.3 <i>Begrænsning af brug af kviksølv</i>	35
3.4.4 <i>Kviksølv i spildevand og spildevandsslam</i>	35
3.5 BLY (PB)	37
3.5.1 <i>Giftvirkning af bly</i>	38
3.5.2 <i>Anvendelse af bly</i>	38
3.5.3 <i>Begrænsning af brug af bly</i>	38
3.5.4 <i>Bly i spildevand og spildevandsslam</i>	39
NIKKEL (NI)	42
3.5.5 <i>Anvendelse af nikkel</i>	42
3.5.6 <i>Nikkel i spildevand og spildevandsslam</i>	43
3.6 CHROM (CR)	45
3.6.1 <i>Giftvirkning af chrom</i>	46
3.6.2 <i>Anvendelse af chrom</i>	46
3.6.3 <i>Chrom i spildevand og i spildevandsslam</i>	48
3.7 ZINK (ZN)	50
3.7.1 <i>Giftvirkning af zink</i>	51
3.7.2 <i>Anvendelse af zink</i>	51
3.7.3 <i>Zink i spildevand og i spildevandsslam</i>	51
3.8 KOBBER (CU)	53
	3

3.8.1	<i>Giftvirkning af kobber</i>	53
3.8.2	<i>Anvendelse af kobber</i>	53
3.8.3	<i>Kobber i spildevand og spildevandsslam</i>	54
3.9	OPSUMMERING AF RESULTATER OM TUNGMETALLER	57
<b>4</b>	<b>MILJØFREMMEDE STOFFER</b>	<b>59</b>
4.1	LAS (LINEÆRE ALKYL BENZENSULFONATER)	60
4.1.1	<i>Nedbrydning af LAS</i>	60
4.1.2	<i>LAS i spildevand og spildevandsslam</i>	61
4.2	PAH (POLYCYKLISKE, AROMATISKE HYDROCARBONER)	64
4.2.1	<i>Nedbrydning af PAH</i>	65
4.2.2	<i>PAH i spildevand og spildevandsslam</i>	65
4.3	NPE (NONYLPHENOLETHOXYLATER)	67
4.3.1	<i>Nedbrydning af NPE</i>	68
4.3.2	<i>NPE i spildevandsslam</i>	68
4.4	DEHP (DIETHYLHEXYLPHTHALAT)	71
4.4.1	<i>Nedbrydning af DEHP</i>	71
4.4.2	<i>DEHP i spildevandsslam</i>	71
4.5	OPSAMLING AF RESULTATER OM MILJØFREMMEDE STOFFER	74
<b>5</b>	<b>ERFARINGER – CASES FRA DANMARK</b>	<b>77</b>
5.1	ERFARINGER FRA SVENDBORG	78
5.1.1	<i>Chrom og nikkel problemer</i>	79
5.1.2	<i>Chrom problemer</i>	79
5.1.3	<i>Løsning af chrom problemet</i>	81
5.1.4	<i>Lignende chrom problemer i Egebjerg Kommune med garveri</i>	82
5.1.5	<i>Nikkel problemer</i>	83
5.1.6	<i>Løsning af nikkel problemet</i>	83
5.1.7	<i>Opsumming på chrom og nikkel problemerne i Svendborg kommune</i>	84
5.2	ERFARINGER FRA ESBJERG	84
5.2.1	<i>Problemer med miljøfremmede stoffer</i>	85
5.2.2	<i>Vaskerikampagne i Esbjerg</i>	85
5.2.3	<i>Kampagne i levnedsmiddelbranchen</i>	85
5.2.4	<i>Kampagne til den almindelige forbruger</i>	86
5.2.5	<i>Udvikling af NPE og LAS</i>	86
5.2.6	<i>Opsumming på problemer med miljøfremmede stoffer i Esbjerg kommune</i>	88
5.3	ERFARINGER FRA ROSKILDE	89
5.3.1	<i>Problemer med tungmetaller</i>	89
5.3.2	<i>Problemer med miljøfremmede stoffer</i>	90
	<i>Opsumming på problemer med tungmetaller og miljøfremmede stoffer i Roskilde Kommune</i>	92
5.4	ERFARINGER FRA RY	93
5.4.1	<i>Miljøprojekter i Ry</i>	93
	<i>Problemer med miljøfremmede stoffer</i>	93
5.4.3	<i>Chrom fra industri</i>	94
5.4.4	<i>Opsumming på problemer med chrom og miljøfremmede stoffer i Ry Kommune</i>	95
5.5	ERFARINGER FRA BOV	96
5.5.1	<i>Problemer med miljøfremmede stoffer</i>	96
5.5.2	<i>Opsumming problemer med miljøfremmede stoffer i Bov kommune</i>	98
5.6	ERFARINGER FRA STUBBEKØBING	98
5.6.1	<i>PAH problemer</i>	99
5.6.2	<i>Løsning af PAH problemet</i>	100
5.6.3	<i>Opsumming på PAH problemet i Stubbekøbing Kommune</i>	101
5.7	ERFARINGER FRA TOMMERUP	102
5.7.1	<i>Problemer med chrom</i>	102

<i>Opsummering på problemet med chrom i Tommerup Kommune</i>	104
5.8 ERFARINGER FRA MARIBO OG SAKSKØBING KOMMUNE	104
5.8.1 <i>Tungmetalproblemer</i>	105
5.8.2 <i>Problemer med nikkel</i>	105
5.8.3 <i>Problemer med chrom</i>	107
5.8.4 <i>Opsummering på tungmetalproblemet i Maribo og Sakskøbing Kommune</i>	108
5.9 ERFARINGER FRA SILKEBORG	108
<i>Problemer med NPE</i>	109
<i>Opsummering på problemet med NPE</i>	110
<b>6 OPSAMLING PÅ CASES OG ANBEFALINGER TIL KOMMUNER</b>	<b>113</b>
6.1 METODER TIL AFHJÆLPNING AF PROBLEMER	113
6.1.1 <i>Usikkerhed omkring analyseresultater</i>	114
6.2 KILDESPORING	114
6.2.1 <i>Kildesporing i Gladsaxe Erhvervsquarter</i>	116
6.3 ANBEFALINGER	119
<b>7 REFERENCER</b>	<b>121</b>

Bilag 3

Bilag 5



# Forord

Nærværende projekt ”Industriernes spildevandsudledning i byernes økologiske kredsløb” er udarbejdet af PH-Consult for Miljøstyrelsen. Formålet med projektet er at analysere aktuelle cases omhandlende implementering af byøkologiske tiltag på udvalgte industrier for at forbedre slamkvaliteten på renseanlæggene. Endvidere belyses miljøfremmede stoffer og tungmetaller i relation til slamproblematikken.

Undervejs i projektet er det blevet klart, at der kun i ringe grad er nedskrevet erfaringer og dokumentation for byøkologiske tiltag foretaget for at reducere forurening med tungmetaller og miljøfremmede stoffer fra industri. Endvidere er mange erfaringer af ældre dato.

I forbindelse med projektet er en række kommuner, foreninger og organisationer derfor kontaktet, for at få et overblik over problemernes udbredelse, og hvorledes de håndteres i praksis. Den løbende dialog med disse instanser har været særdeles givende for projektet, hvorfor der rettes en stor tak til de medvirkende.

Projektet er afsluttet marts 2003 og udført af medarbejdere fra PH Consult:

- Gitte Marlene Christensen
- Ole Fritz Adeler
- Jens Jørgen Linde

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med følgende medlemmer:

- Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsen
- Line Hollesen, Miljøstyrelsen
- Jens Jø Linde, PH-Consult
- Ole Fritz Adeler, PH-Consult
- Poul Harremoës, PH-Consult





# Sammenfatning og konklusioner

<i>Målsætning for genanvendelse af slam</i>	Regeringens målsætning er, at 50 % af det slam, der produceres på de danske renseanlæg i 2004 skal kunne anvendes som gødning på landbrugsjord. I 2001 blev 52,7% af slammængden fra de danske renseanlæg genanvendt på landbrugsjord.
<i>Grænse- og afskæringsværdier</i>	For at slam kan udbringes på landbrugsjord, er der en række grænseværdier for tungmetaller og afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer, der skal overholdes. Disse krav er løbende blevet skærpet, hvilket har medført, at slam fra en række anlæg ikke kan udbringes på landbrugsjord.
<i>Forureningskilder</i>	Forureningskilder til tungmetaller og miljøfremmede stoffer, der ledes til renseanlæg, kan blandt andet være husholdninger, regnvandsafstrømning og industri. I nærværende rapport er der fokuseret på industriernes udledning af forurenende stoffer og de tiltag, der foretages for at reducere udledningerne.
<i>Udvikling i slamkvalitet</i>	Det gennemsnitlige indhold af tungmetaller i slam har generelt været faldende siden slutningen af firserne. Dette kan formentlig tilskrives, at der i denne periode har været megen fokus på at begrænse udledningen af disse stoffer. Indholdet af de miljøfremmede stoffer Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH), Di(ethylhexyl)phtalat (DEHP), Nonylphenoethoxylat (NPE) og Lineære Alkylbenzen Sulfonater (LAS) er ligeledes reduceret fra 1997 til 2001. Reduktionen er størst for NPE, mens den for LAS er meget begrænset.
<i>Industrispildevand</i>	Ved sammenligning af slam fra anlæg, som har forskellig andel af industrispildevand, er der observeret en svag tendens til, at indholdet af kviksølv og kobber er faldende med stigende industriandel. For PAH er der en meget svag tendens til, at koncentrationen i slammet er stigende med stigende industriandel. For de øvrige stoffer, er der ingen sammenhæng at spore.
<i>Overordnet set ingen sammenhæng mellem industri og slamkvalitet</i>	De behandlede renseanlæg er repræsentative for de danske anlæg, hvorfor det på baggrund af nærværende undersøgelse kan konkluderes, at der for de fleste stoffer ikke umiddelbart kan observeres en generel sammenhæng mellem industri og forurening af spildevandsslam. Denne konklusion er som sagt draget på baggrund af oplysninger for hele landet. Imidlertid kan der lokalt være stor sammenhæng mellem enkelte industrier og forurening med tungmetaller eller miljøfremmede stoffer. Dette er belyst i flere af de behandlede cases, hvor enkelte virksomheder er fundet at bidrage væsentligt til den samlede belastning af renseanlægget.
<i>Betydning af regnvandsafstrømning</i>	Ligeledes er det undersøgt, hvorvidt der er sammenhæng mellem, hvor stor en del af oplandet der er separatkloakeret og slamkvaliteten på renseanlæggene. For bly er det fundet, at koncentrationen er større på anlæg, hvor størstedelen af oplandet er fælleskloakeret, således at regnvandsafstrømning ledes til renseanlægget, end for anlæg med en stor andel separatkloakeret opland. Denne tendens kan formentlig tilskrives afvaskning af blytage og inddækninger, der er en stor kilde til bly i spildevand. En lignende tendens ses for indholdet af nikkel i spildevandsslam, dog noget svagere. For PAH ses ligeledes en svag tendens til faldende koncentration med stigende andel separatkloakeret opland.
<i>Tungmetaller kan ofte spores</i>	Selvom der ikke overordnet set, er sammenhæng mellem industri og indholdet

af tungmetaller i spildevandsslam, har mange renseanlæg været i stand til at spore kilder til tungmetaller. Dette skyldes blandt andet, at tungmetallerne ikke nedbrydes i afløbssystemet eller på renseanlægget. Hvor stor en andel af tungmetallerne i spildevandet, der kan genfindes i slammet afhænger dels af, hvorvidt metallerne ophobes i ledningerne, dels af hvor effektivt renseanlægget renser spildevandet.

*Vanskeligt at spore miljøfremmede stoffer*

Det vurderes, at forekomsten af miljøfremmede stoffer i spildevandsslam kan være vanskelig at relatere til den faktiske koncentration i det tilledte spildevand, da stoffernes nedbrydning i renseanlægget er meget afhængig af anlæggets opbygning. Hvorvidt slammet på renseanlægget er aerobt eller anaerobt stabiliseret medfører således store forskelle i slamkvaliteten for specielt LAS og NPE, hvor aerob stabilisering fremmer nedbrydningen. Hvorvidt der på anlægget benyttes primærtank, er i flere cases ligeledes observeret at have stor betydning. Ved afskaffelse af primærtank på Bov Centralrenseanlæg blev indholdet af LAS, NPE, PAH og DEHP i slammet eksempelvis reduceret med henholdsvis ca. 95%, 95%, 85% og 80%.

*Cases*

I løbet af projektet er en række amter, kommuner og foreninger kontaktet, for at få et overblik over, i hvilket omfang problematikken med slamkvalitet behandles. På baggrund af disse kontakter, er der opstillet en række cases fra kommuner i Danmark, der har eller har haft problemer med koncentrationer af tungmetaller eller miljøfremmede stoffer i slammet. I disse cases behandles fremgangsmåder og tiltag i forbindelse med løsning af problemerne.

*Metoder til problemløsning*

I de behandlede cases er følgende metoder benyttet til afhjælpning af problemer:

- Dialog med forurenende virksomhed
- Krav i tilslutningstilladelser
- Særbidrag for udledning af tungmetaller
- Kampagne rettet mod bestemte brancher eller almindelige forbrugere
- Opstilling af nøgletal for virksomheder til belysning af forbrug/udledning
- Udfasning af forurenende stoffer
- Substituering af forurenende stoffer
- Lokal rensning
- Opsamling af spildevand/procesvand, der efterfølgende bringes til Kommunekemi
- Nedsat forbrug af produkter der indeholder miljøfremmede stoffer
- Korrekt dosering af for eksempel rengøringsmidler

*Stor variation i slamkvalitet*

Der er stor forskel på indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer fra anlæg til anlæg. Da nogle anlæg har lave værdier, tyder det på, at det er muligt for de andre anlæg, at reducere indholdet i slammet til lignende værdier. De høje værdier kan blandt andet skyldes bestemte brancher, enkelte industrier, forbrug i husholdninger og lignende. Med hensyn til miljøfremmede stoffer, er rense- og stabiliseringsmetoden meget væsentlig. Da det ikke altid er indlysende, hvor forureningen stammer fra, bør alle kilder undersøges for eksempel gennem kontrol af tilslutningstilladelser, kildeopsporing, virksomhedsbesøg, branchekampagner eller kampagner mod den almindelige forbruger.

*Anbefalinger*

Til trods for, at industrispildevand overordnet set ikke bidrager mere til forurening af spildevandsslam end eksempelvis husholdninger, anbefales det, at en kildeopsporing igangsættes, hvis der registres problemer med slamkvaliteten eller, hvis der er mistanke om, at enkelte industrier forurener uforholdsmæssigt meget. En kildeopsporing kan eventuelt indledes med en indgående kortlægning af industrier i det betragtede område. Efter kildeopsporingen, kan de nævnte løsningsmetoder benyttes.

*Begrænsning af  
forurening ved kilden*

Selvom der i en kommune er taget beslutning om, at slammet fra renselanlæggene ikke skal benyttes på landbrugsjord, bør forurening så vidt muligt begrænses ved kilden. Tungmetaller og miljøfremmede stoffer belaster ikke kun spildevandsslammet, men også rensprocesserne på renselanlæggene, recipienter ved overløb og restprodukterne efter forbrænding af slam.



# Summary and Conclusions

<i>Aims for residual sludge reuse</i>	<p>The aim of the Danish government is that 50% of the sludge produced at Danish wastewater treatment plants should in 2004 be reused as manure on agricultural land. In 2001 52.7% of the sludge from the treatment plants was reused for this purpose.</p>
<i>Limits</i>	<p>In to be used for agricultural purposes, sewage sludge must satisfy several conditions in terms of heavy metal and persistent organic pollutant content. These conditions have continually been tightened, which means that sludge from a number of treatment plants cannot be reused as manure on agricultural land.</p>
<i>Sources of pollution</i>	<p>Sources for sewer system pollutants containing heavy metals and organic pollutants are households, rainfall runoff and industry. This report focuses on the discharge of pollutants from industry and on the initiatives that have been implemented to reduce these discharges.</p>
<i>Development in sludge</i>	<p>Since the late eighties the concentration of heavy metals in sludge from wastewater treatment plants in Denmark has generally been falling, probably as a result of the increased focus on pollution reduction in this period. Also the contents of the organic pollutants Polyaromatic Hydrocarbon (PAH), Di(-ethylhexyl)phtalate (DEHP), Nonylphenolethoxylate (NPE) and Linear Alkylbenzene Sulphonates (LAS) in sludge were reduced from 1997 to 2001. This reduction is largest for NPE, while the reduction of the LAS concentration is very small.</p>
<i>Discharge from industry</i>	<p>When comparing sludge from different wastewater treatment plants observations reveal a slightly decreasing content of mercury and copper as the share of industrial sewage treated in the plants increases. The organic pollutant PAH exhibits a weak tendency towards increased concentrations with increased industrial sewage fractions. No relationship is observed between sludge quality and the fraction of industrial wastewater for the other pollutants discussed in this report.</p> <p>No general relationship between industry and sludge quality</p> <p>The treatment plants dealt with in this report are regarded as representative of the Danish treatment plants. Therefore it is concluded that for the majority of the pollutants there is generally speaking no relationship between individual sectors of industry and pollutant residual in the sludge. This conclusion is based on information from the entire country. However, locally there may be a relationship between specific industrial sectors and contamination with heavy metals and organic pollutants.</p> <p>This relationship is illustrated in case studies, where discharges from specific industrial sites contribute a major share of the total load on the treatment plant.</p>
<i>Influence of rainfall runoff</i>	<p>The relationship between the proportion of separate sewerage in the catchments and the resulting sludge quality has also been studied.</p> <p>A higher lead concentration was found in sludge originating from treatment plants treating wastewater from catchments served by a combined sewer. This tendency is probably due to runoff from lead roofs, which are known to</p>

contribute significantly to lead in wastewater. Nickel and PAH exhibit the same tendency, but to a lesser extent.

*Heavy metals can often be traced*

Although generally speaking there is no general relationship between industrial activity and the heavy metal content, many wastewater treatment plants have been able to trace high concentrations of heavy metals to specific industrial sites. This is partly because the heavy metals are not broken down in the sewage system or at the treatment plant. The fraction of heavy metals that can be found in the sludge depends on whether the metals accumulate in the sewer system and on the efficiency of the treatment process at the wastewater treatment plant.

*Difficult to trace organic pollutants*

The difficulties in relating organic pollutant concentrations in the sludge to concentrations found in the wastewater are presumably due to differences in the treatment plant configuration. Whether the sludge is stabilised under anaerobic or aerobic conditions has a very large influence on the sludge quality. Aerobically stabilised sludge has a much lower concentration of especially LAS and NPE than anaerobically stabilised sludge. Similarly, the use of a primary tank has been observed to have a major effect on sludge quality. When the primary tank was removed at BOV Centralrenseanlæg, the concentrations of LAS, NPE, PAH and DEHP in the sludge were reduced by 95%, 95%, 85% and 80% respectively.

*Case studies*

During the project a number of counties, municipalities and associations were contacted in order to get an overview of the complexity of problems concerning sludge quality. In the light of these contacts, a number of interesting cases in Denmark were identified. These case-municipalities experience or have experienced problems related to heavy metals or organic pollutants in the residual sludge. The cases, the procedures and the initiatives that have been performed in order to reduce the pollution are described in this report.

*Approaches to problem solving*

In the cases studied, the following methods were used to solve the problems:

- Dialogue with the polluting industry
- Limiting values and terms specified in the connection permit
- Special fee for the discharge of heavy metals to the sewage system
- Campaigns targeted towards specific industrial sectors and the ordinary consumer
- Operational key figures are set up for industries, to elucidate consumption and discharge
- Phasing out of pollutants
- Substituting pollutants
- Wastewater treatment at local plants
- Collection of wastewater which is subsequently transported to a waste disposal site (Kommunekemi)
- Reduced use of products containing organic pollutants
- Correct dosage of for instance cleaning agents

*Large differences in sludge quality*

There are large differences between the heavy metal and organic pollutant content in sludge originating from different treatment plants. The low concentration values at some plants suggest that other plants performing less successfully should be able to reduce their concentrations to similar levels. The high levels may be due to certain industrial sectors, specific industrial discharges and usage in private households. The wastewater treatment and stabilisation processes are of vital importance to the content of the organic pollutants LAS, NPE, PAH and DEHP in the sludge. Since it is not always obvious which sources are the most important, all sources must be monitored, for instance by control of connection permits, source tracing, inspection visits

to industrial sites, and campaigns targeted towards specific industrial sectors and towards consumers.

*Recommendations*

In spite of the fact that, generally, industry does not contribute more to pollution with heavy metals or organic pollutants in residual sludge than for instance private households, it is recommended that, if problems with the quality of the sludge are experienced or if a specific industry is suspected of disproportional pollution, efforts are made to trace the sources of pollution. When an attempt to trace sources is initiated, it may be appropriate to start by mapping all relevant industries in the area. If sources are identified, the described methods for solving the problem can be used.

*Source control*

In spite of possible municipal decisions not to use sludge for agricultural purposes, efforts should be made to limit pollution at the source. Heavy metals and organic pollutants do not only contaminate the sludge, but also inhibit the treating processes at the treatment plant and contaminate both the recipients during sewer overflow discharges and the residual products from sludge incineration.





# 1 Indledning

## *Spildevand*

Hver dag forbruges store mængder vand i de danske husstande, på virksomheder og i industrien. En stor del af denne vandmængde ledes efter brug til kloaksystemet. I spildevandet er der blandt andet tungmetaller og miljøfremmede stoffer, der kan være svært (eller ikke) nedbrydelige. Disse stoffer kan give problemer ved håndtering af spildevandet, de belaster renselanlæggene og påvirker recipienter negativt i forbindelse med overløb. Dette har i de værste situationer ført til fiskedød og store økologiske problemer i recipienterne. På figur 1.1 ses et billede af en recipient, efter der er udledt urensset, fortyndet spildevand.



**Figur 1.1:** Recipient efter udledning af urensset fortyndet spildevand. Billedet viser Rosenåen.

Der er i forbindelse med Vandmiljøplan I og II fokuseret meget på at udbygge de eksisterende systemer og forbedre/øge kapaciteten på renselanlæggene således, at ovenstående problemer reduceres. Imidlertid er der stadigvæk problemer.

Udover problemer i recipienterne kan stofferne forurene slammet fra renselanlæggene i en sådan grad, at slammet ikke kan indgå i det naturlige økologiske kredsløb i form af gødningsmiddel i land- og skovbrug og lignende. Ca. halvdelen af slammet fra renselanlæggene genbruges således ikke som gødning på landbrugsjord.

## *Byøkologiske tiltag i husstandene*

I løbet af de sidste par år er der brugt mange ressourcer på at undersøge byøkologiske tiltag i den enkelte husstand. Der er blandt andet fokuseret på følgende emner, der har haft dels politisk bevågenhed og dels folkelig interesse:

- Vandbesparende foranstaltninger
- Nedsivning
- Kildeseparering
- Brug af regnvand til toiletskyl og tøjvask
- Brug af gråt spildevand
- Urinseparation
- Komposttoiletter

Disse byøkologiske tiltag har til formål at reducere vandforbrug og udledningen af spildevand til renselanlæggene.

### Industribelastning

I forbindelse med spildevandsbelastning af renselanlæggene er det imidlertid nødvendigt også at inddrage industri og erhverv i debatten. Industribelastningen til renselanlæggene udgør på landsplan i gennemsnit 38% af den samlede belastning. Især de større anlæg med belastninger over 5000 PE er belastet med industrispildevand [2/].

### Tilslutningstilladelse

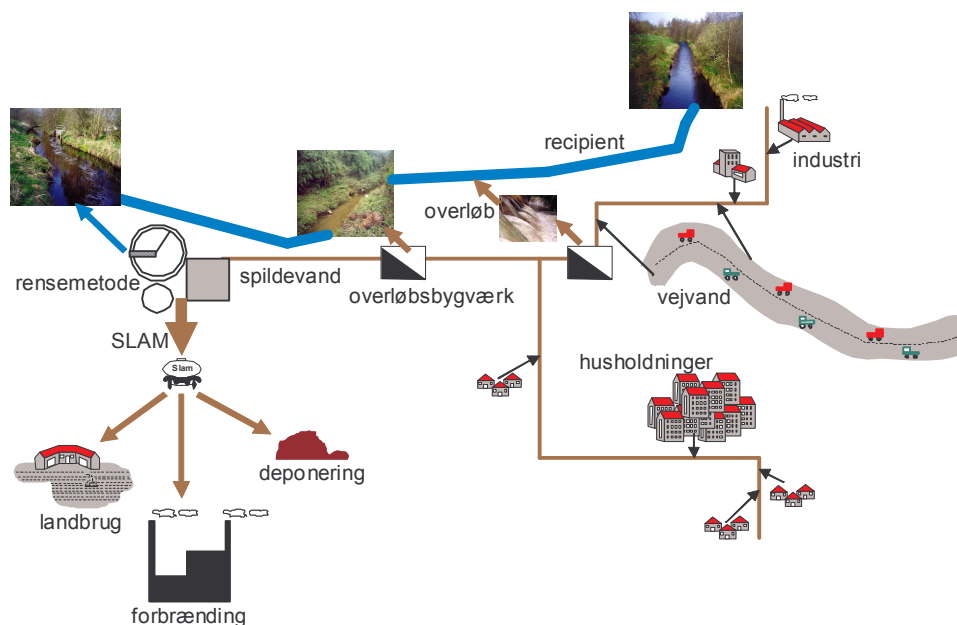
Industriene har i modsætning til husholdningerne en tilslutningstilladelse, hvor det er angivet, hvilke parametre industrien skal overholde for at måtte lede spildevandet til den offentlige kloak. Hvorvidt tilslutningstilladelsen overholdes kontrolleres imidlertid sjældent.

Denne rapport tager udgangspunkt i industriernes rolle i belastning af renselanlæggene med fokus på genbrug af slammet på landbrugsjord. Problemstillingen beskrives nærmere i næste afsnit.

## 1.1 PROBLEMSTILLING

### Traditionelt afløbssystem

På figur 1.2 ses opbygningen af et traditionelt afløbssystem. Recipienterne, som er endestation for afløbsvandet i enten rensat tilstand eller som afløst, urensat, fortyndet spildevand, er ligeledes angivet for at vise helheden i systemerne. Desuden fremgår kilderne til spildevandet, som kan være husholdninger, industri, veje med videre. Slutdisponeringsmulighederne for spildevandsslammet fra renselanlæggene er angivet som genbrug på landbrug, deponering eller forbrænding.



**Figur 1.2:** Et traditionelt afløbssystem, hvor recipienter, der er endestation for alt spildevand, ligeledes er angivet. Desuden er kilderne til spildevandet og bortskaffelsesmulighederne for slammet fra renselanlæggene vist.

### Kilder til spildevandet

Kilderne til spildevandet bidrager alle med forskellige typer af stoffer, deriblandt tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som denne rapport sætter fokus på. Disse stoffer ledes til afløbssystemet og transporteres som regel via gravitation til renselanlæggene. Undervejs passerer spildevandet diverse bygværker med indbyggede overløb til recipienter. I regnsituationer sker der med varierende frekvens overløb fra disse bygværker til recipienterne. Via disse regnvandsbetingede udledninger forsvinder en lille del af tungmetallerne

og de miljøfremmede stoffer fra spildevandet. For yderligere oplysninger om disse forhold henvises til rapporten Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer /1/. Den resterende mængde spildevand indeholdende tungmetaller og miljøfremmede stoffer ledes til renselanlæggene, hvor det behandles.

### Processer på renselanlæggene

På renselanlæggene opdeles tilløbsvandet i en vanddel og en slamdel. I slammet udskilles en meget stor del af tungmetallerne og de miljøfremmede stoffer i spildevandet. Miljøstyrelsen har iværksat en overvågningskampagne af udvalgte renselanlæg, hvor der blandt andet måles koncentrationer af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i tilløb til og i afløb fra anlæggene. I tabel 1.1 er resultaterne for tungmetallerne vist. Data for perioden 1998 til 2000 er baseret på 37 renselanlæg svarende til ca. 45 % af den samlede spildevandsmængde. Industribelastningen på disse anlæg er beregnet til 35 % i gennemsnit og anses for at svare til landsgennemsnittet. Data for 2001 er baseret på 10 renselanlæg.

**TABEL 1.1: MIDDELVÆRDIER FOR TUNGMETALLER I TILLØB OG AFLØB FRA UDVALGTE RENSEANLÆG /2/.**

Stof	Indløb [ $\mu\text{g/l}$ ]	Udløb [ $\mu\text{g/l}$ ]	Reduktion [%]
Bly	17	2,35	86
Cadmium	0,6	0,14	77
Chrom	9,5	1,92	80
Kobber	87	7,71	91
Kviksølv	0,5	0,17	66
Nikkel	12,5	7,33	41
Zink	272	110	60

Det fremgår af tabel 1.1, at en stor del af tungmetallerne fjernes fra spildevandet og tilbageholdes i slammet.

### Regeringens målsætning

I 2001 genanvendtes 52,7% af slammængden fra de danske renselanlæg på landbrugsjord /66/. I takt med at de krav til indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i spildevandsslam, der er specificeret i Slambekendtgørelsen, strammes, er der risiko for, at genanvendelsesdelen vil blive mindre. Det er regeringens målsætning, at 50% af slam fra renselanlæg skal genanvendes i 2004 /4/.

At al slam ikke anvendes på landbrugsjord skyldes dels, at en del af slammet ikke overholder grænse- og afskæringsværdierne, dels at der kan være lokale politiske forhold, der gør, at slammet ikke benyttes på landbrugsjord.

### Håndtering af problemer

Der er tre muligheder for at håndtere problemstillingen med slam, der ikke overholder de stillede krav:

- For miljøfremmede stoffer, der kan nedbrydes, er det en mulighed at acceptere tilløbsmængderne og i stedet fokusere på at forbedre og optimere rensemetoderne på renselanlæggene og dermed reducere koncentrationen af disse stoffer i slammet.
- Den anden mulighed er at spore kilder til forurening med tungmetaller og miljøfremmede stoffer, foretage tiltag og dermed reducere tilledninger, og dermed koncentrationen af disse stoffer i slammet.
- Den tredje mulighed er at foretage en kombination af ovenstående to muligheder, altså forbedre rensemetoderne og spore og reducere kilder til forureningen.

Der forefindes mange metoder til at spore forureningskilder, og der findes

ligeledes mange måder at reducere forureningen ved kilden. Denne rapport vil liste en del erfaringer om ovennævnte metoder.

## 1.2 MÅLSÆTNING

### *Målsætning for rapport*

Målsætningen for denne rapport er at besvare følgende spørgsmål:

- Er industrien en større bidragsyder til forureningen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer end andre kilder?
- Hvilke erfaringer (i form af cases) findes der om forurening af slammet på renselanlæggene i Danmark forårsaget af en eller flere industrivirksomheder?
- Hvilke metoder har erfaringerne vist, er de bedste til at nedbringe niveauet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i spildevandet og dermed også i spildevandsslammet?
- Hvordan findes kilden til forureningen på den mest optimale måde?

Endvidere er det i forbindelse med udarbejdelsen af rapporten fundet relevant at vurdere, i hvor høj grad rensemetoderne på renselanlægget har betydning for koncentrationerne af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i spildevandsslammet.

Ovenstående emner forsøges besvaret ud fra en gennemgang af de relevante stoffer, udvalgt datamateriale fra Miljøstyrelsen og lokaliserede cases med relevante problemstillinger.

## 2 Grænse- og afskæringsværdier

### 2.1 SLAMBEKENDTGØRELSEN – DANSK LOVGIVNING

#### *Slambekendtgørelsen*

I dette kapitel behandles udviklingen i grænse- og afskæringsværdier for henholdsvis tungmetaller og miljøfremmede stoffer i Danmark i forbindelse med spredning af spildevandsslam på landbrugsjord. Dette er i dansk lovgivning beskrevet i Slambekendtgørelsen /5/, hvor grænseværdier for cadmium, kviksølv, bly, nikkel, chrom, zink og kobber er angivet samt afskæringsværdier for LAS, PAH, NPE og DEHP. En beskrivelse af ovennævnte tungmetaller og miljøfremmede stoffer følger senere i rapporten jævnfør indholdsfortegnelsen.

#### *Slambekendtgørelsens indhold*

Udover grænse- og afskæringsværdierne for indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i slam indeholder Slambekendtgørelsen også jordkvalitetskriterier for tungmetaller. Arealer, som tilføres affaldsprodukter herunder spildevandsslam, må ikke indeholde mere tungmetal end angivet ved de listede kriterier. Disse jordkvalitetskriterier skal sikre, at jord, der indeholder relativt høje koncentrationer af tungmetaller, ikke modtager spildevandsslam som kan medføre, at jordkvalitetskriterierne overskrides. Selvom spildevandsslammet overholder grænseværdierne, kan det ved udbringning medføre, at jordkvalitetskriterierne vil blive overskredet. Der er således flere kontrolinstanser, der sikrer, at afgrøderne på danske landbrugsarealer ikke bliver belastet med en for høj koncentration af tungmetaller, mens alene afskæringsværdierne sikrer, at afgrøderne ikke belastes med en for høj koncentration af miljøfremmede stoffer.

Af Slambekendtgørelsen fremgår det endvidere, at kommunen skal råde over opbevaringsfaciliteter for spildevandsslam svarende til 9 måneders produktion, såfremt det ønskes udbragt på landbrugsjord. Desuden stilles der krav til, hvor store mængder slammet må udbringes i per ha, og i hvilken del af året udbringning må foregå.

Ovenstående viser at udbringning af spildevandsslam på dansk landbrugsjord er overvåget og reglerne er beskrevet i Slambekendtgørelsen jævnfør /5/.

### 2.2 GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER

#### *Sondring mellem grænse- og afskæringsværdier*

Efter dansk lovgivning sættes en grænseværdi for tungmetaller, mens der for miljøfremmede stoffer sættes en afskæringsværdi. Grunden til, at begrebet ”grænseværdier” benyttes for tungmetaller, og begrebet ”afskæringsværdier” benyttes for miljøfremmede stoffer er, at der hidtil ikke har været tilstrækkelig viden om de miljøfremmede stoffer til at fastsætte egentlige grænseværdier /6/. Afskæringsværdier skal altså fortolkes som mere usikre værdier end grænseværdier. Lovgivningsmæssigt er der ikke forskel, da både grænseværdier og afskæringsværdier skal overholdes.

#### *Formål*

De opstillede grænse- og afskæringsværdier sikrer, at der ikke udspredes spildevandsslam fra renseanlæg på landbrugsjord, der har en koncentration af tungmetaller og/eller miljøfremmede stoffer, der kan påvirke dyrkningsjordens kvalitet uacceptabelt og dermed kvaliteten af afgrøderne.

#### *Ensartet benævnelse – grænseværdi*

I nær fremtid vil det formentlig blive praksis at anvende begrebet grænseværdi for både tungmetaller og miljøfremmede stoffer, da der vil være opbygget et tilstrækkeligt videncmateriale om de miljøfremmede stoffer til, at usikkerheden omkring værdierne vi svare til de usikkerheder, der eksisterer for tungmetaller /6/. Samtidig er der fortolkningsmæssigt ikke forskel mellem grænseværdier og afskæringsværdier – begge skal, som skrevet ovenover, overholdes ved udbringning af spildevandsslam på landbrugsarealer.

#### *Lovgivning på området*

I 1979 blev den første lovgivning på slamområdet vedtaget /7/. I 1984 kom en egentlig slambekendtgørelse, hvor grænseværdier for visse tungmetaller og regelsæt for genanvendelsen af spildevandsslam blev nedfældet. Slambekendtgørelsen fastsatte blandt andet grænseværdier for slams indhold af tungmetaller, såfremt slammets slutdisponering var genanvendelse på landbrugsjord. Indførelsen af disse begrænsninger skyldes, at høje koncentrationer af tungmetaller i landbrugsjord kan udgøre en fare for mennesker og dyr.

#### *Den første slambekendtgørelse*

Den første slambekendtgørelse indeholdt grænseværdier for tungmetallerne cadmium, kviksølv, bly og nikkel. Grænseværdierne blev udtrykt som mg aktuelt stof per kilo tørstof (for eksempel mg Ni/kg TS).

Slammængden i tørstof er en størrelse, der er beregnet ud fra den producerede slammængde i vådvægt og den procentdel, der vurderes at være tørstof.

I 1989 blev der indført fosforrelaterede grænseværdier for de fire tungmetaller. Grænseværdierne var således udtrykt både som mg aktuelt stof per kilo tørstof og som mg aktuelt stof per kilo total fosfor. Udover denne ændring blev grænseværdierne skærpet, og der blev som noget nyt indført tørstofrelaterede grænseværdier for chrom, zink og kobber. I 1995 blev grænseværdierne for tungmetaller yderligere skærpet.

#### *Tørstofrelaterede kontra fosforrelaterede grænseværdier*

Spildevandsslammet skal ved udbringning på landbrugsjord overholde enten de tørstofrelaterede eller de fosforrelaterede grænseværdier /5/. Begge krav skal altså ikke overholdes. I mange tilfælde vil det være lettest for spildevandsslammet at overholde de fosforrelaterede grænseværdier, da indholdet af fosfor i de fleste danske renseanlæg er højt /7/.

### **2.2.1 Indførelse af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer**

#### *Indførelsen af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer*

I 1997 blev der udover kravene til tungmetaller indført afskæringsværdier for fire miljøfremmede stoffer i slammet. Disse afskæringsværdier gælder for en række tjærestoffer betegnet PAH'er, de vaskeaktive stoffer LAS, nonylphenoler NPE samt plastblødgøreren DEHP /7/. Afskæringsværdierne for de miljøfremmede stoffer blev indført efter en omfattende undersøgelse af Miljøstyrelsen, der viste, at specielt disse fire grupper af miljøfremmede stoffer kunne have skadelig virkning på miljøet, hvis de blev spredt i u hensigtsmæssigt store koncentrationer /8/.

### **2.2.2 Aktuelt gældende grænse- og afskæringsværdier**

#### *Skærpelse af grænseværdi og/eller afskæringsværdi*

Den fosforrelaterede grænseværdi for cadmium og afskæringsværdierne for de fire miljøfremmede stoffer skærpedes i 2000, mens kravet til NPE i slammet igen blev skærpet i 2002.

I tabel 2.1 ses udviklingen i grænse- og afskæringsværdierne for tungmetaller og miljøfremmede stoffer i perioden 1984 til 2002. Tallene markeret med gråt viser det årstal og de stoffer, hvor der er sket en skærpelse af grænse- og/eller afskæringsværdierne i løbet af perioden.



**TABEL 2.1: UDVIKLING I GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER FOR TUNGMETALLER OG MILJØFREMMEDE STOFFER FRA 1984 TIL 2002. VÆRDIERNE ER GÆLDENDE FOR SLAM, DER UDBRINGES PÅ LANDBRUGSJORD /3,5,9,10,11/.**

	1984	1989	1995	1997	2000	2002
<b>Cadmium (mg/kg TS)</b>	8	1,2	0,8	0,8	0,8	0,8
<b>Cadmium (mg/kg P)</b>	-	320	200	200	100	100
<b>Kviksølv (mg/kg TS)</b>	6	1,2	0,8	0,8	0,8	0,8
<b>Bly (mg/kg TS)</b>	400	120	120	120	120	120
<b>Nikkel (mg/kg TS)</b>	50	45	30	30	30	30
<b>Chrom (mg/kg TS)</b>	-	100	100	100	100	100
<b>Zink (mg/kg TS)</b>	-	4000	4000	4000	4000	4000
<b>Kobber (mg/kg TS)</b>	-	1000	1000	1000	1000	1000
<b>LAS (mg/kg TS)</b>	-	-	-	2600	1300	1300
<b>ΣPAH (mg/kg TS)</b>	-	-	-	6	3	3
<b>NPE (mg/kg TS)</b>	-	-	-	50	30	10
<b>DEHP (mg/kg TS)</b>	-	-	-	100	50	50

*Udviklingen af grænse- og afskæringsværdier*

Det ses, at grænseværdierne for tungmetallerne skærpedes kraftigt i de første år efter indførelsen af grænseværdier. For cadmium er der sket en skærpelse på 90 % i løbet af perioden 1984 til 1995, og i 2000 blev det fosforrelaterede krav igen halveret. Fra 1995 til 2002 er det for tungmetallernes vedkommende alene det fosforrelaterede krav til cadmium, der er blevet strammet, mens grænseværdierne for de øvrige seks tungmetaller har været uændret. Afskæringsværdierne for samtlige af de miljøfremmede stoffer er skærpet fra 1997 til 2000, mens alene afskæringsværdien for NPE er skærpet fra 2000 til 2002.

*Skærpelse af grænse- og afskæringsværdierne*

Et af incitamenterne til skærpelser af grænse- og/eller afskæringsværdier er den løbende kontrol med effekterne, som disse stoffer forårsager ved udbringning på blandt andet landbrugsjord. Desuden har indførelsen af grænse- og afskæringsværdier sat fokus på nedbringelse af indholdet af disse stoffer i spildevand og spildevandsslam.

Det er selvfølgelig vigtigt, hvis det er et politisk ønske at genanvende slam på landbrugsjorden, at grænse- og afskæringsværdierne ikke bliver urealistiske lave. I denne vurdering må dog den miljømæssige konsekvens af de enkelte stoffer vægtes tungt.

*Baggrundsniveau for udvalgte stoffer*

Senere i rapporten foretages en bearbejdning af data fra ca. 160 danske renseanlæg, alle større end 1.500 PE, med det formål at bestemme en basiskoncentration for udvalgte tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Målet er altså at bestemme det niveau, som det er urealistisk at komme under. På denne måde kan det fastlægges, hvorvidt det er muligt i den kommende periode at skærpe grænse- og/eller afskæringsværdierne yderligere eller om enkelte skal lempes, for at øge genanvendelsen af slam på landbrugsjord. Undersøgelsen fokuserer ligeledes på, hvor stor en del af stofferne, der stammer fra industrien kontra almindelige boliger samt forholdet fælles-kontra separatkloakerede oplande.

*Konsekvensen ved indførelsen af grænseværdier*

Konsekvensen af indførelsen af grænseværdier for tungmetaller, har været, at indholdet af tungmetaller i slam er faldet gennem de sidste 20 år. Faldet kan begrundes med udfasning af tungmetaller i samfundet samt tiltag for at begrænse forurening ved kilden for eksempel ved hjælp af forrensning/lokal rensning eller substitution /12/. Dette illustreres senere ved udvalgte cases. Håbet er, at indførelse af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer, vil udmunde i et lignende forløb, hvor koncentrationen af disse stoffer løbende vil blive mindre i spildevandet og dermed også i spildevandsslammet.



Metoderne til at opnå denne reduktion forventes at være de samme, som blev benyttet for at nedbringe koncentrationen af tungmetaller.

### 2.2.3 Skærpelser medfører reduceret slammængde på landbrugsjord

*Flere renselanlæg kan ikke overholde grænse- og afskæringsværdierne*

De løbende skærpelser af grænse- og afskæringsværdierne for henholdsvis tungmetaller og miljøfremmede stoffer medfører, at en del renselanlæg får problemer med at overholde disse grænse- og afskæringsværdier og dermed vanskeligt ved at genanvende spildevandsslammet på landbrugsjord.

I tabel 2.2 fremgår konsekvensen af skærpelsen af grænse- og afskæringsværdierne i 2000 for danske renselanlæg. Af tabel 2.1 ses det, at skærpelsen i 2000 omfattede cadmium og de fire miljøfremmede stoffer. Tabel 2.2 viser den ikke genanvendte slammængde udtrykt i tons tørstof samt antallet af renselanlæg, der ikke kan genanvende slammet på landbrugsjord. Tabellen er opdelt i to dele, gældende før skærpelsen 30.juni 2000 og efter skærpelsen 1.juli 2000. I tabel 2.2 er værdierne for cadmium, kviksølv, bly og nikkel angivet fosforrelateret, mens de resterende stoffer er angivet tørstofrelateret.

Betragtes tabel 2.2 fremgår det, at antallet af anlæg, der ikke kan overholde kravene til slamkvaliteten for udbringning på landbrugsjord, vil stige, når grænse- og afskæringsværdierne skærpes. Dette er i sig selv ikke overraskende. Det kunne dog være interessant at vide, hvor mange anlæg, der ikke vil kunne overholde grænse- og afskæringsværdierne ved en givet skærpelse af udvalgte stoffer. At beregne den procentvise ændring i antal renselanlæg, der ikke overholder grænse- og afskæringsværdierne ved skærpelsen i 2000, er ikke muligt på foreliggende datagrundlag, da et renselanlæg kan være repræsenteret for flere stoffer i tabellen. En summering af antallet af renselanlæg er altså ikke mulig.

**TABEL 2.2:** SLAMMÆNGDER OG ANTAL ANLÆG, DER IKKE OVERHOLDER KRAVENE EFTER SKÆRPELSEN AF GRÆNSEVÆRDIEN FOR CADMIUM OG AFSKÆRINGSVÆRDIERNE FOR DE MILJØFREMMEDE STOFFER I JUNI 2000. /3/

	Grænse- eller afskæringsværdier			
	Gældende til 30.juni 2000		Gældende fra 1.juli 2000	
	Mængde [tons TS]	Anlæg [antal]	Mængde [tons TS]	Anlæg [antal]
Cadmium pr. kg P	183	12	24.942	66
Kviksølv pr. kg P	85	6	85	6
Bly pr. kg P	126	8	126	8
Nikkel pr. kg P	1.028	13	1.028	13
Chrom pr. kg TS	863	3	863	3
Zink pr. kg TS	0	0	0	0
Kobber pr. kg TS	1.885	1	1.885	1
LAS pr. kg TS	18.498	18	43.317	52
NPE pr. kg TS	9.919	11	29.888	27
PAH pr. kg TS	2.914	6	41.767	46
DEHP pr. kg TS	112	1	4.785	21

### 2.3 JORDKVALITETSKRITERIERNE I SLAMBEKENDTGØRELSEN

#### *Jordkvalitetskriterierne*

Jordkvalitetskriterierne, som de står anført i Slambekendtgørelsen af 2000 er angivet i tabel 2.3. Kriterierne er udtrykt som mg per kilo tørstof i jord.

**TABEL 2.3:** JORDKVALITETSKRITERIERNE FOR CADMIUM, KVIKSØLV, BLY, NIKKEL, CHROM, ZINK OG KOBBER ANGIVET I SLAMBEKENDTGØRELSEN 2000 /5/.

	2000 (mg/kg TS i jord)
<b>Cadmium</b>	<b>0,5</b>
<b>Kviksølv</b>	<b>0,5</b>
<b>Bly</b>	<b>40</b>
<b>Nikkel</b>	<b>15</b>
<b>Chrom</b>	<b>30</b>
<b>Zink</b>	<b>100</b>
<b>Kobber</b>	<b>40</b>

### 2.4 REALISTISKE GRÆNSE- OG AFSKÆRINGSVÆRDIER

#### *Initiativer for overholdelse af grænse- og afskæringsværdier*

I kommunerne udføres blandt andet kildeopsporing, virksomhedstilsyn og forskellige kampagner for at mindske tilledning af skadelige stoffer til renselanlæggene. Endvidere arbejdes der flere steder på omlægning af rutinerne på renselanlægget med det formål at forbedre slamkvaliteten. Imidlertid vil der være et baggrundsniveau for stofferne, under hvilket det er meget vanskeligt at nedbringe stofkoncentrationerne.



# 3 Tungmetaller

## 3.1 INDLEDNING TIL TUNGMETALLER

### *Tungmetaller*

I det følgende gives en kort, generel beskrivelse af tungmetaller. Efterfølgende beskrives i separate afsnit de tungmetaller, der stilles krav til i Slambekendtgørelsen, mere indgående. Disse er som følgende:

- Cadmium
- Kviksølv
- Bly
- Nikkel
- Chrom
- Zink
- Kobber

Metallerne beskrives i forhold til deres giftvirkning, anvendelse og kilde. Dernæst sættes fokus på forekomsten af metaller i spildevand og dermed også i spildevandsslam. Det er valgt at illustrere metallernes mængde og betydning i spildevandsslammet ens i form af tre figurer. Kilden til disse figurer og data beskrives inden den generelle beskrivelse af tungmetaller.

### 3.1.1 Figurer for alle tungmetaller

#### *Undersøgelse med mere end 160 danske renselanlæg*

For at kortlægge bidragene af tungmetaller til spildevandsslammet, er der gennemgående for alle tungmetaller omtalt i Slambekendtgørelsen vist to figurer, der er baseret på data fra en række renselanlæg i Danmark belastet med mere end 1.500 PE jævnfør bilag 3.1. På den ene figur er tungmetal koncentrationen i spildevandsslammet afbildet som funktion af industriandelen udtrykt i procent af den totale belastning. På den anden figur er tungmetal koncentrationen i spildevandsslammet afbildet som funktion af den separatkloakerede andel i procent af det totale opland.

#### *Aktuelle spørgsmål*

Ved at betragte disse to figurer, er det muligt at svare på nogle af følgende spørgsmål:

- Er industrien den største bidragsgiver for tungmetallet?
- Er der enkelte tungmetaller der optræder i mindre koncentrationer i spildevand, når der kun er tale om separatkloakerede områder eller omvendt?
- Kan der observeres et basisniveau for tungmetallet i spildevandsslam, hvorunder det næppe er realistisk at komme?

Foruden de to førømtalte figurer er udviklingen i koncentrationen af de enkelte tungmetaller i perioden 1995 til 2001 illustreret. Figuren viser gennemsnitskoncentrationen for stort set alle danske rensningsanlæg større end 30 PE.

### 3.1.2 Kilder til figurerne

#### *Industriandelens betydning og betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

Datamaterialet til ovennævnte to figurer, omhandlende industriandelens betydning samt betydningen af andelen af separatkloakeret opland, er rekvireret fra Miljøstyrelsen og består grundlæggende af tre datasæt. Disse er følgende:

- Et datasæt indeholder oplysninger om, hvor stor en del af spildevandet

til hvert enkelt renseanlæg, der kommer fra industrien. Data er angivet for 2001.

- Et andet datasæt indeholder oplysninger om, hvor stor en del af det totale opland til hvert enkelt renseanlæg, der er separatkloakeret. Data er angivet for 2001.
- Et tredje datasæt indeholder data om renseanlæg og stofkoncentrationer af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i 2001.

De tre datasæt er sorteret efter kapacitet, og de anlæg, hvor der forekommer oplysninger fra alle tre sæt, er udvalgt som repræsentative til undersøgelsen. Enkelte steder har det været nødvendigt at korrigere data på grund af synlige fejl.

Datamængden, der er benyttet ved optegning af figurene, er således en fællesmængde af de tre datasæt. Da ikke alle de betragtede stoffer er målt på samtlige anlæg, vil der være en vis variation i, hvor mange anlæg der indgår i den enkelte analyse. Fællesmængden udgør ca. 160 anlæg, der i 2001 var belastet mellem 1.500 PE og 570.000 PE. Anlæggene er geografisk placeret over hele Danmark og må derfor antages at beskrive forholdene på danske renseanlæg fuldt ud.

*Udviklingen i tungmetalkoncentrationen i slam*

Datamaterialet til bestemmelse af den gennemsnitlige stofkoncentration i spildevandsslam fra 1995 til 2001 er ligeledes rekvireret fra Miljøstyrelsen. Koncentrationerne er bestemt som et vægtet gennemsnit, hvor koncentrationen for et givent tungmetal og et givent renseanlæg ganges med den slammængde, der produceres på anlægget og som ikke leveres til andet renseanlæg i det pågældende år. Denne værdi divideres med den totale slammængde, hvori der er foretaget målinger for det pågældende stof. Beregningerne er foretaget for renseanlæg med en kapacitet større end 30 PE der ikke eller kun delvist leverer slam til andet renseanlæg. De statistiske beregninger er baseret på mellem 694 (1995) og 547 (2001) anlæg. I bilag 3.2 er resultaterne fra beregningerne er gennemsnitskoncentrationerne angivet.

*Forbehold for fejl i kilden*

Der skal i forbindelse med udviklingen i den gennemsnitlige stofkoncentration tages forbehold for, at urealistiske målinger på enkelte renseanlæg med stor slamproduktion, vil kunne rykke gennemsnitsværdierne. De urealistiske målinger i de oplyste data kan være forårsaget af fejlmålinger eller fejlregistreringer. Så vidt det har været muligt, er disse data identificeret og fjernet fra datagrundlaget. Der kan imidlertid ikke garanteres mod denne type uregelmæssigheder i det bearbejdede datamateriale.

### 3.2 TUNGMETALLER GENERELT

*Definition af tungmetal*

Oprindeligt dækkede ordet tungmetal over et metal med massefylde, der var større end jerns. Senere er ordet blevet brugt til at beskrive et "giftigt metal". Fælles for alle tungmetaller er, at de er grundstoffer og derfor ikke kan nedbrydes hverken i naturen eller i menneskeskabte anlæg. Tungmetallerne findes naturligt i små koncentrationer i miljøet, men menneskelige aktiviteter har medført, at koncentrationen af metallerne visse steder er øget til et niveau, hvor der kan registreres eller forudses skadelige virkninger på mennesket eller miljøet /13/.

*Fra landbrugsjord til mennesker*

Høje koncentrationer af tungmetaller i landbrugsjord kan udgøre en fare for mennesker og dyr ved, at afgrøderne optager metallerne, der dermed bliver ført videre op i fødekæden og akkumuleres.

Metallerne har dog ikke kun en skadelig effekt på dyr, planter og mennesker. En del er faktisk nødvendige for trivsel og overlevelse, men vel at mærke i

begrænsede mængder. For dyr er jern, zink, kobber, molybdæn, kobolt, selen, mangan, chrom, nikkel, vanadium og arsen essentielle. Planter er afhængige af bor, kobber, chrom, mangan, molybdæn, zink og muligvis selen /7/.

*Kilde: tungmetal til  
landbrugsjord*

Metaller tilføres landbrugsjorden gennem handelsgødning, jordbrugskalk, husdyrgødning samt spildevandsslam. Der tilføres også metaller fra luften som følge af skorstensrøg, udstødning med videre, der nedfalder.

I de efterfølgende afsnit følger en detaljeret beskrivelse af de tungmetaller, der i Slambekendtgørelsen sættes krav til i form af en grænseværdi.

### 3.3 CADMIUM (Cd)

*Cadmium – Cd*

Cadmium, med den kemiske betegnelse Cd, tilhører zink-undergruppen i det periodiske system. Cadmium forekommer i jordskorpen i de øverste jordlag.

#### 3.3.1 Kilder til cadmium

*Kilder til cadmium*

Naturligt forekommende zinkminerale vil altid indeholde cadmium, da cadmium findes geologisk tæt knyttet til zink. Cadmium udvindes følgelig fortrinsvis ved rensning af zinkmalme. Imidlertid er det kun økonomisk rentabelt at udvinde cadmium, hvor det findes i koncentrationer på 0,05 til 0,8 % sammen med zinkminerale /14/.

Da cadmium er et grundstof, som forekommer naturligt stort set overalt i miljøet, vil de fleste materialer og kemiske produkter indeholde cadmium i varierende koncentrationer.

*Cadmium og  
mennesker*

Den største del af det cadmium, der indtages af mennesker stammer fra landbrugsprodukter som grøntsager og kornprodukter. Planterne optager hovedsageligt cadmium gennem rodnettet, hvorfor koncentrationen af cadmium i landbrugsjorden har betydning for indholdet i fødevarer. Desuden indtages cadmium ved indånding, og tobaksrygning er ligeledes observeret at have betydning for cadmiumbelastningen af mennesker, idet tobak indeholder cadmium.

#### 3.3.2 Giftvirkning af cadmium

*Giftvirkning af  
cadmium*

Cadmium kan være akut giftigt. Metallet ophobes i mennesket og kan føre til høje koncentrationer i nyrerne og deraf følgende knogleskørhed. /13/.

I miljøet kan cadmium ligeledes have en såvel akut som kronisk giftvirkning over for terrestrisk og akvatisk dyreliv (dyr der lever henholdsvis i jorden og i vandet). De vigtigste tegn på cadmiumforgiftning hos pattedyr er blodmangel, formindsket forplantningsevne, forstørrede led, lurvet pels, mindsket vækst samt lever- og nyreskader. Fisk kan få nedsat hæmoglobinkoncentration i blodet og udvikle calciummangel ved udsættelse for høje cadmiumkoncentrationer /13/.

#### 3.3.3 Anvendelse af cadmium

*Anvendelse af cadmium*

For 1996 er den tilsigtede anvendelse af cadmium i Danmark estimeret til 37 – 61 tons (ca. 87 %), mens cadmium som følgestof er estimeret til 5,4 – 9,5 tons (ca. 13 %). Cadmium indgår som tilsigtet stof i en række produkter. Blandt disse produkter er NiCd-batterier og akkumulatorer /14/. Endvidere anvendes cadmiumforbindelser til cadmiering, som er en overfladebehandling, der gør metaloverflader særligt modstandsdygtige. Cadmium anvendes også som pigment blandt andet i glasurer, kunstnerfarver, hobbymaling,

færdselstavler og lignende. Cadmium indgår ligeledes som stabilisator i plast, i visse modstande (fotoresistorer), som kontaktmateriale, i speciallodninger, i visse smykker og i cadmiumholdige legeringer.

Som følge af den danske lovgivning blev anvendelse af cadmiumforbindelser i Danmark faset ud i begyndelsen af 1990'erne.

#### *Cadmium for følgestof*

Cadmium indgår udover de tilsigtede anvendelser også som følgestof i blandt andet zink, kalk, kul, olieprodukter, naturgas, cement og tobak.

I nedenstående tabel er cadmiums anvendelsesområder opstillet med angivelse af, hvor stor en del af den samlede cadmiummængde de udgør.

**TABEL 3.1:** FORBRUG AF CADMIUM MED FÆRDIGVARER ELLER SOM FØLGESTOF I DANMARK I 1996 /14/.

Produkter	Forbrug Tons Cd/år	Andel af total %	Udviklings- tendens
<b>Cadmium i produkter</b>			
Nikkel-cadmium batterier og akkumulatorer	36-54	80	Stig.
Elektroniske komponenter	0,07-0,2	0,2	?
Plast excl. Legetøj	0-0,5	0,4	Fald.
Legetøj	0,2-3,6	2,8	?
Pigmenter til andre formål	0,04-0,05	0,1	Stig.
Cadmiering	0,1-0,2	0,3	Stag.
Cadmiumholdige legeringer	0,6-0,8	1,3	Stig.
Smykker	0-1,8	1,3	?
Andre anvendelser	0,3	0,6	Stig.
<b>Cadmium som følgestof</b>			
Zink og zinkoxid	0,1-2	1,5	Stag.
Handels- og husdyrgødning	1,2	2,2	Fald.
Kalk	0,8-1,7	2,1	Stig.
Kul	1,4	2,6	Stag.
Olieprodukter	0,003-1,3	0,9	Stag.
Cement	1,9	3,6	Stag.
Andet	0,12-0,22	0,3	?
<b>I alt</b>	<b>43-71</b>	<b>100</b>	<b>Stag.</b>

#### *Nikkel-cadmium batterier*

Den helt dominerende anvendelse af cadmium var i 1996 nikkel-cadmium batterier og akkumulatorer, som udgjorde ca. 80 % af totalen. De øvrige anvendelser i produkter lå langt under dette niveau; de største var legetøj ca. 2,8 %, smykker ca. 1,3 %, og cadmiumholdige legeringer, ca. 1,3 %.

De tre største anvendelser af cadmium som følgestof var: cement ca. 3,6 %, kul ca. 2,6 %, samt handels- og husdyrgødning ca. 2,2 %.

### **3.3.4 Begrænsning af brug af cadmium**

#### *Begrænsning af cadmium*

Den danske lovgivning omfatter en række regler om begrænsning af anvendelsen af cadmium. Det drejer sig blandt andet om cadmiumholdige loddemidler, fosforholdig gødning, cadmiumholdige produkter, emballager, glasurer og dekorationsfarver, malinger og lakker, levnedsmidler, nydelsesmidler, legetøj og kosmetik.

Herudover er der fastsat regler om mærkning af cadmiumholdige batterier, om afgift på lukkede nikkel-cadmium batterier og om indsamling af lukkede nikkel-cadmium batterier.

### 3.3.5 Cadmium i spildevand og spildevandsslam

*Kilder til cadmium i spildevand*

De potentielle kilder til cadmium i spildevand og regnvand er opgjort i tabel 3.2. Den forventede mængde cadmium er angivet i tons cadmium per år.

**TABEL 3.2:** KILDER TIL CADMIUM I SPILDEVAND OG REGNVANDSAFSTRØMNING SOM BESTEMT I MASSESTRØMSANALYSE FOR CADMIUM 2000 /14/.

Kilde	Forventet mængde Tons Cd/år
Atmosfærisk deposition	0,20
Baggrund i drikkevand	0,01
Korrosion af zink	0,12-0,48
Perkolat fra lossepladser	0-0,0005
Fækalier	0,02
Galvaniserings- og støbevirksomheder	0,001-0,002
I alt	0,4-0,7

De dominerende kilder er atmosfærisk deposition og korrosion af zink, mens galvaniserings- og støbevirksomheder vurderes kun at bidrage med en meget lille cadmiummængde til spildevandet. I takt med at gamle galvaniserede konstruktioner, zinktagrender med videre udskiftes, må indholdet af cadmium i regnvand og spildevand forventes at mindskes.

Mængderne af cadmium, der tilbageholdes ved spildevandsrensning vil altovervejende blive opsamlet med spildevandsslam. De mængder, der bortskaffes med ristegods, sand og fedt kan anses for marginale /14/.

De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af cadmium i slam var i 1999 2,0 gram cadmium per ton slamtørstof for alt slam, og 1,39 gram cadmium per ton tørstof for slam, der anvendes på landbrugsjord /3/.

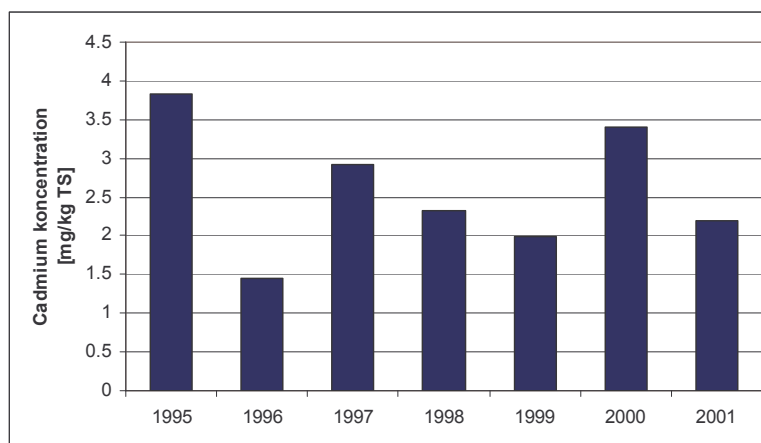
#### Udviklingen af cadmium i slam i perioden 1995 til 2001

*Gennemsnitlig koncentration af cadmium i perioden 1995 til 2001*

På figur 3.1 er den gennemsnitlige koncentration af cadmium i spildevandsslammet i perioden 1995 til 2001 vist. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil derfor ikke blive omtalt yderligere her. Koncentrationen af cadmium er angivet som mg per kilo tørstof.

Af figur 3.1 fremgår det, at den gennemsnitlige koncentration af cadmium varierer mellem 1,5 mg per kilo tørstof og 3,8 mg per kilo tørstof. Det er ikke muligt ud fra figuren at bestemme en trend for udviklingen af cadmium koncentrationen i den viste periode. Den varierer fra år til år. Generelt skal det dog bemærkes, at den grænseværdi, som er angivet i Slambekendtgørelsen (0,8 mg cadmium per kilo tørstof og 10 mg/kg totalfosfor), ikke er overholdt for den udvalgte periode, når en gennemsnitsbetragtning antages. Som beskrevet i kapital 2, er der mulighed for at overholde enten grænseværdien angivet i mg per kilo tørstof eller grænseværdien udtrykt i mg per kilo total fosfor. Mange anlæg vil formentlig kunne overholde den fosforrelaterede grænseværdi.





**Figur 3.1:** Cadmium koncentration i slam fra renseanlæg større end 30 PE. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Betragtes niveauet af cadmium koncentrationen i perioden 1995 til 2001 ligger alle årene under 4 mg cadmium per kilo tørstof. Sammenholdes dette med tidligere resultater, for eksempel 1987, hvor det gennemsnitlige vægtede indhold blev beregnet til 4,7 mg per kilo tørstof, er der sket et fald /15/. Niveaue i halvfemserne har således ligget lavere, dog med meget varierende værdier.

#### *Emission – cadmium*

I en massestrømsanalysen fra 1999 /14/ er det atmosfæriske nedfald over Danmark for 1996 anslået til 6,2 tons, hvilket er ca. 12 gange større end emissionen til luft fra Danmark. Da én af de primære tilførsler af cadmium til spildevand er fra atmosfærisk nedfald, formodes den primære tilførsel af cadmium til spildevand ikke at være afhængig af emission til luften i Danmark alene, men derimod i højere grad af emission i de omkringliggende områder. Dette kan være forklaringen på, at de lovmæssige tiltag for at reducere cadmiumforbruget ikke umiddelbart afspejles i koncentrationen i spildevandsslammet vist på figur 3.1.

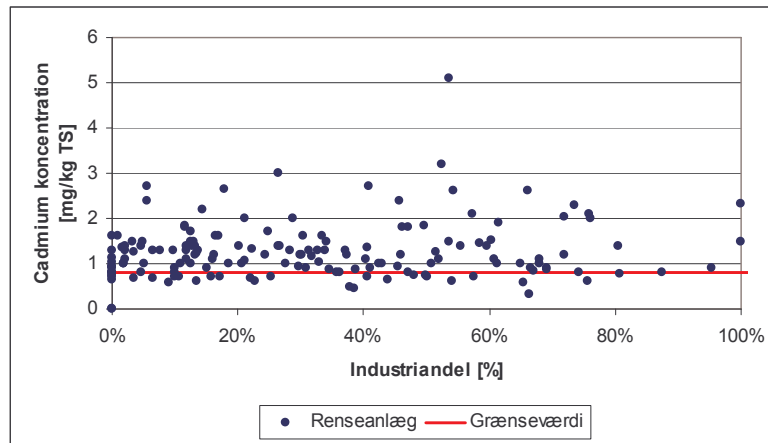
#### *Industriandelens betydning*

##### **Industriens betydning for cadmium belastningen**

På figur 3.2 er cadmium koncentrationen i spildevand afbildet som funktion af industriandelens relative spildevandsbidrag. Koncentrationen er udtrykt som mg cadmium per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.

#### *Industrien spiller ikke en afgørende rolle*

Betragtes figur 3.2 fremgår der ikke et tydeligt mønster. Fordelingen af cadmium koncentrationen på de ca. 160 anlæg virker tilfældig, og der er ikke en synlig systematik. Derfor kan det umiddelbart konkluderes, at cadmium i spildevandsslam er uafhængig af den totale industriandel i oplandet til det specifikke renseanlæg. Desuden er det ikke realistisk at sænke grænseværdier for cadmium udtrykt i mg cadmium per kilo tørstof yderligere, da stort set alle renseanlæg har problemer med at overholde den nuværende grænseværdi på 0,8 mg cadmium per kilo tørstof. Som tidligere nævnt er den fosforrelaterede grænseværdi lettere at overholde for renseanlæggene, da der ofte forefindes en relativt stor mængde fosfor i slammet. Imidlertid fremgår det af tabel 2.2, at der er en betydelig slammængde, der heller ikke i 1999 kunne overholde den fosforrelaterede grænseværdi.



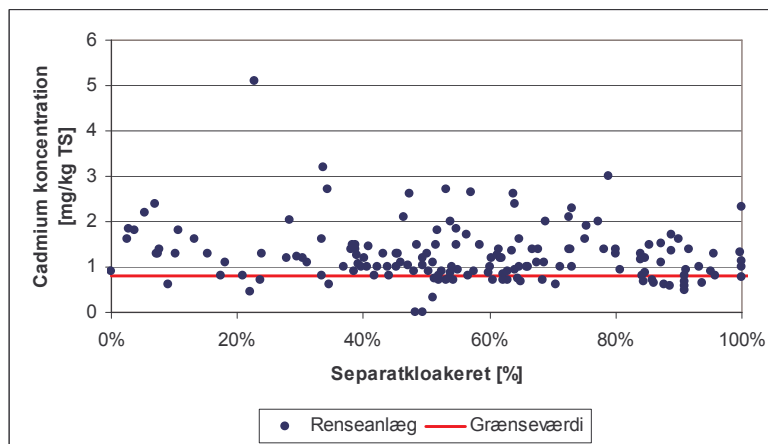
**Figur 3.2:** Koncentration af cadmium i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af industrispildevandsandelen. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

### Separatkloakeringens betydning for cadmium belastningen

Figur 3.3 viser koncentration af mg cadmium per kilo tørstof i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af separatkloakeret opland i det samlede opland til hvert enkelt renselanlæg. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.

Der ses ingen tendens til, at cadmiumkoncentrationen er afhængig af andelen af separatkloakeret opland. At atmosfærisk deposition og korrosion af blandt andet zinkinddækninger er kilde til cadmium i spildevand afspejles således ikke i koncentrationen af cadmium i spildevandsslammet.



**Figur 3.3:** Koncentration af cadmium i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

### 3.4 KVIKSØLV (HG)

#### *Kviksølv*

Kviksølv findes i mange produkter og varer, dels fordi det forekommer naturligt i naturen som sporstof, dels på grund af diffus forurening med kviksølv. Kviksølv opkoncentreres gennem fødekæden, hvorfor dyr, der er højt placeret i fødekæden, især kan være udsat for kviksølvforgiftning /13/. Især fisk indeholder kviksølv.

#### 3.4.1 Giftvirkning af kviksølv

#### *Giftvirkning af kviksølv*

Kviksølv anses normalt for at være et af de mest toksiske tungmetaller. Det har ingen kendt biokemisk funktion, hverken i planter eller dyr. Ved indtagelse kan kviksølv give kronisk giftvirkning og opkoncentreres specielt i nyrene. Methyلكviksølv, der blandt andet ophobes i hjernevæv, kan forårsage irreversible skader i nervevævet, hvilket kan have betydning for syn, bevægelseskoordinering og ligevægt. Børn, der påvirkes af kviksølv, kan blive født med hjerneskader eller være mentalt tilbagestående /16/.

#### 3.4.2 Anvendelse af kviksølv

#### *Anvendelse af kviksølv*

Kviksølv anvendes primært som elektroder i elektrolyseanlæg, i kviksølvamalgam til tandfyldninger samt i batterier af typerne kviksølvoxid, sølvoxid, zink/luft og alkaliske. Anvendelsen i disse produkter svarer ifølge en massestrømsanalyse fra 1996 til 61 % af det samlede kviksølvsforbrug. Mindre vigtige anvendelser er til måle- og kontroludstyr, elektriske kontakter og relæer, lyskilder, termometre og laboratoriekemikalier. Disse anvendelser vurderes at udgøre 16 % af det samlede forbrug /17/.

#### *Kviksølv som følgestof*

Endvidere indgår kviksølv utilsigtet som følgestof blandt andet i fossile brændsler som kul og olie. Som følge af, at kviksølv findes i flyveaske fra kræftværker, vil cement også indeholde stoffet.

Forbruget af kviksølv i 1992/1993 er angivet i tabel 3.3 som kilo per år. Endvidere er den procentvise fordeling af anvendelserne angivet.

Tilsigtede anvendelser af kviksølv til elektrolyse og tandfyldning ses at udgøre over halvdelen af forbruget af kviksølv i 1992/1993.

**Tabel 3.3:** Forbrug af kviksølv med færdigvarer eller som følgestof i Danmark 1992/1993 /17/.

Anvendelse	kg/år	%
Tilsigtede anvendelser		
- Elektrolyse	2.500	31
- Tandfyldning	1.800	23
- Batterier	400-860	7
- Måle- og kontroludstyr/undervisning	500	6
- Elektriske kontakter og relæer	200-400	4
- Andet	380-490	6
Anvendelse som følgestof		
- kul	500-1300	11
- Andet	100-1700	12
I alt	6.400-9.500	100

### 3.4.3 Begrænsning af brug af kviksølv

*Regulering af brugen af kviksølv*

Brugen af kviksølv er generelt i tilbagegang. Fra 1982/83 til 1992/93 er det samlede forbrug i Danmark således halveret. Dette skyldes et mindsket forbrug af kviksølvholdige batterier, tandfyldninger, termometre og lignende, samt at visse anvendelser helt eller delvist er ophørt (bejdsning af sædekorn, Kjeldahl-analyser) /17/. Brugen af kviksølv må antages at være reduceret yderligere op gennem halvfemserne blandt andet som følge af, at der i 1994 blev indført regulering af kviksølvanvendelsen i Danmark.

Som følge af den reducerede kviksølvanvendelse, er udslippet til både luft, jord og vand reduceret fra midten af firserne til midten af halvfemserne. Det mindre forbrug af kviksølvholdige batterier, har blandt andet medført mindre emission af kviksølv til luften ved affaldsforbrænding. Tilsvarende medførte ophør med brug af kviksølvbejdsning af sædekorn mindre belastning af jorden. Endvidere er der udført forbedret rensning blandt andet af røg fra affaldsforbrændingsanlæg, og der benyttes filtre hos tandlægerne, der tilbageholder kviksølvholdige partikler fra sugesystem og vaske /17/.

### 3.4.4 Kviksølv i spildevand og spildevandsslam

*Kilder til kviksølv i spildevand*

De væsentligste kilder til kviksølv i kommunalt spildevand er ifølge en massestrømsanalyse for kviksølv /17/ tandfyldninger og termometre. Det skal bemærkes, at denne vurdering er baseret på målinger foretaget før 1996.

I tabel 3.4 er den anslåede bidragsfordeling angivet som forventet mængde kviksølv i kilo per år. /17/.

Anvendelsen af kviksølv til de formål, som primært bidrager til kviksølv i kommunalt spildevand (tandfyldninger, termometre) er stærkt reduceret i løbet af de sidste 20 år. Det må derfor formodes, at kviksølvindholdet i slam ligeledes er reduceret.

**TABEL 3.4:** KILDER TIL KVIKSØLV I SPILDEVAND /17/.

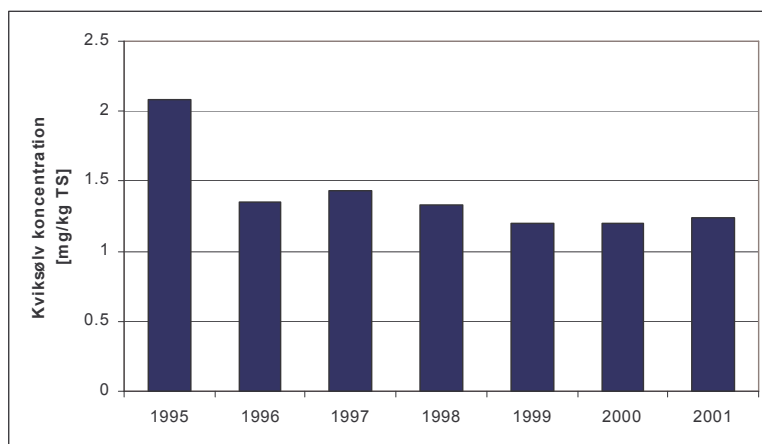
Kilde	Forventet mængde kg Hg/år
Tandklinikker	150-200
Termometre	100-250
Måle- og kontroludstyr	<50
Fækallier og urin	50-60
Nedfald fra luft	10-20
Fældningskemikalier	<10
Laboratorier	<10
Andet	?
I alt	310-600

De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af kviksølv i slam var i 1999 1,2 gram kviksølv per ton slamtørstof for alt slam, og 0,91 gram kviksølv per ton tørstof for slam, der anvendes på landbrugsjord /3/.

*Gennemsnitlig koncentration af kviksølv i perioden 1995 til 2001*

### Udviklingen af kviksølv i slam i perioden 1995 til 2001

På figur 3.4 er udviklingen af kviksølv i spildevandsslam fra kommunale renselanlæg med en kapacitet større end 30 PE illustreret. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.



**Figur 3.4:** Koncentration af kviksølv i slam fra i perioden 1995 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Af figur 3.4 fremgår det, at den gennemsnitlige koncentration af kviksølv i slutningen af halvfemserne har været rimelig konstant.

Sammenholdes værdierne for halvfemserne med den gennemsnitlige koncentration af kviksølv i slam fra 1987, hvor denne var bestemt til 3,3 mg per kilo tørstof, er der sket et stort fald /15/. Dette fald kan forklares ved de tidligere nævnte tiltag omfattende blandt andet reduktion af brug af tandfyldninger med kviksølv. Derfor stemmer den viste udvikling af gennemsnitskoncentrationen af kviksølv i spildevandsslam fint overens med det forventede. De tidligere omtalte tiltag er implementeret og effekten har lagt sig. For at reducere niveauet yderligere end de omkring 1,3 mg kviksølv per kg TS, skal nye tiltag iværksættes.

Sammenholdes resultaterne med grænseværdien for kviksølv, ligger den gennemsnitlige koncentration lidt over den tørstofrelaterede grænseværdi. I 2001 var grænseværdien 0,8 mg per kilo tørstof, mens den beregnede gennemsnits koncentration var ca. 1,2 mg per kilo tørstof. Ligesom for cadmium gælder, at slammet formentlig i højere grad overholder den fosforrelaterede grænseværdi.

### Industriens betydning for kviksølv belastningen

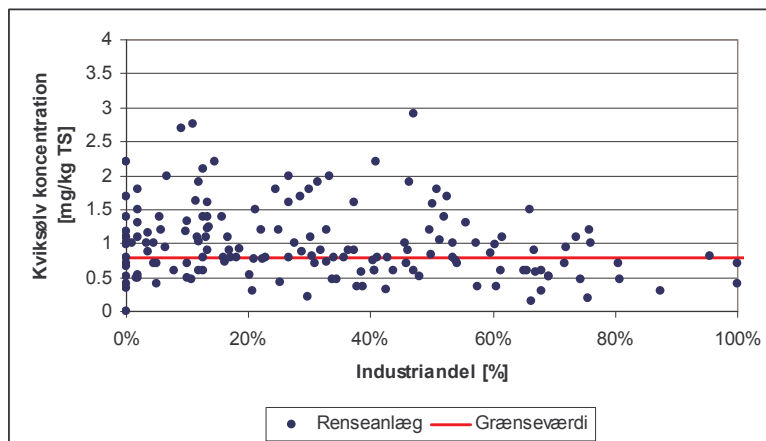
På figur 3.5 er indholdet af kviksølv i spildevandsslam udtrykt som mg per kilo tørstof angivet som funktion af industrispildevandsandelen. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.

*Industriandelens betydning*

*Industrien er ikke skyld i kviksølv belastningen*

Det ses af figur 3.5, at der er en tendens til faldende kviksølvkoncentration i spildevandsslam med stigende industriel spildevandsandel. Tendensen er ikke stærk, men der er en klar forskel på middelværdien af kviksølv koncentrationen af de anlæg, der er placeret fra 0 % til 50 % industriandel set i forhold til de anlæg, der er placeret fra 50 % til 100 % industriandel. Ud fra dette kan det konkluderes, at industrien ikke er den store bidragsyder med hensyn til kviksølv. Størstedelen af belastningen i spildevandsslammet stammer fra husspildevandet.

At industrien ikke spiller en stor rolle i kviksølv belastningen i 2001 er forventet, da der som tidligere skrevet, er foretaget en del indgreb netop i industrien blandt andet hos tandlæger. Disse indgreb er som vist på figur 3.4 slået igennem og den gennemsnitlige koncentration af kviksølv i slam er stagnerende. Hvis yderligere tiltag skal iværksættes, skal disse rettes mod husspildevandet og ikke industrispildevandet.



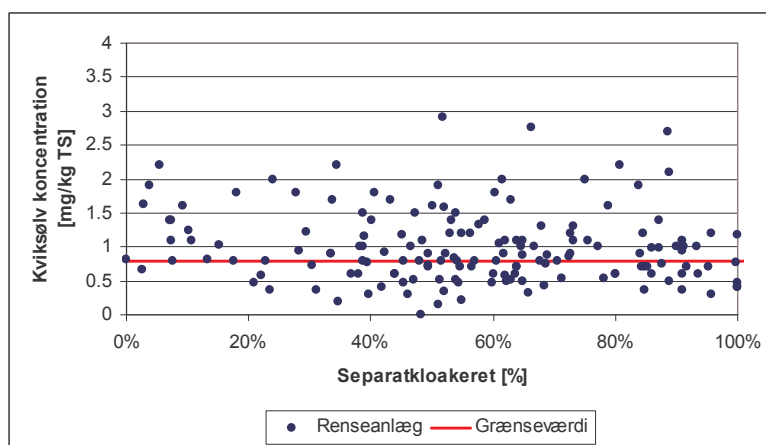
**Figur 3.5:** Koncentration af kviksølv i slam fra renseanlæg afbildet som funktion af graden af industrispildevand. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Betydningen af mængden af separatkloakeret opland*

### Separatkloakeringens betydning for kviksølv belastningen

På figur 3.6 er kviksølvs-koncentrationen afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Koncentrationen er angivet som mg kviksølv per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her. Her ses ingen tendens til, at spildevand fra separatkloakerede oplande bidrager hverken mere eller mindre til kviksølv i slammet end spildevand fra fælleskloakeret oplande.

Stofkoncentrationer for ét renseanlæg er udeladt på figur 3.5 og 3.6, da koncentrationen i slammet i 2001 var på 15 mg per kilo tørstof, hvilket ville forskubbe skalaen i afbildningen. Anlægget havde et separatkloakeret opland på 50 % og en industriandel på 15 %. Hvorvidt data er fejlbehæftede eller ej, er der ikke taget stilling til i dette projekt.



**Figur 3.6:** Koncentration af kviksølv i slam fra renseanlæg afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

### 3.5 BLY (Pb)

Bly har den kemiske betegnelse Pb. Bly er det mest anvendte metal efter jern, kobber, aluminium og zink. Dette skyldes, at bly er et relativt billigt metal med mange gode tekniske egenskaber.

### 3.5.1 Giftvirkning af bly

#### *Giftvirkning af bly*

Bly og blyforbindelser kan være skadelige for dyr og mennesker ved indtagelse.

Bly påvirker blandt andet nervesystemet hos børn og har dermed betydning for indlæring og adfærd og sandsynligvis også intelligens. Blypåvirkning kan tillige medføre blodmangel, nyreskader samt påvirke menneskers reproduktion. Generelt er børn mere følsomme end voksne, og de kan blive påvirket allerede i fosterstadiet, idet fostre modtager bly via blodet fra deres mødre.

De vigtigste kilder til denne belastning er gennem føden, drikkevarer og indåndingsluft. Herudover vil indtagelse af bly med jord og støv være en vigtig kilde især for mindre børn, der ved berøring med overfladejord naturligt vil indtage en del heraf. Ophobningen af bly hos mennesker sker primært i knoglemassen /13/.

Blymængden i landbrugsjord og andre typer overfladejord påvirker levebetingelserne for dyr, planter og mikroorganismer i jordmiljøet. Blyforbindelser er endvidere giftige for organismer, der lever i vand. Overfor planter, dyr og mikroorganismer kan bly have en akut såvel som kronisk giftvirkning.

### 3.5.2 Anvendelse af bly

#### *Anvendelse af bly*

Bly anvendes til mange forskellige formål blandt andet til genopladelige akkumulatører, som først og fremmest omfatter bilbatterier, men også for eksempel nødstrømsanlæg. I 1998 gik omkring 50 % af det samlede forbrug af bly i Danmark til dette formål /18/. Et voksende anvendelsesområde er nødstrømsanlæg til EDB-anlæg. I byggebranchen anvendes bly især til inddækning omkring vinduer og skorstene og til vedligeholdelse af blytage på kirker og historiske bygninger. Ydermere er en del elektriske kabler, der nedlægges i jord eller på havbunden, udstyret med en blykappe. Bly anvendes tillige i fiskeri som blandt andet synk og blink og har indtil 1996 tillige været anvendt som ammunition i form af blyhagl.

Bly indgår desuden i en række pigmenter til maling, i blymønje til korrosionsbeskyttelse, som stabilisator i PVC samt til glasfremstilling.

#### *Industriens anvendelse*

I Danmark findes kun få industrier, der anvender bly i produktionen. Produkterne fra disse virksomheder er kabler og akkumulatører. Det er i Miljøprojekt nr. 377 1998 vurderet, at der kun et beskedent udslip af bly til miljøet ved produktionsprocesserne på disse virksomheder, hvorimod udslip fra mindre håndværksbaserede virksomheder vurderes at være betydeligt større. De væsentligste udslip af bly til miljøet i Danmark sker dog ved brug og bortskaffelse af blyholdige produkter /18/.

### 3.5.3 Begrænsning af brug af bly

#### *Begrænsning af bly*

Det er Miljøstyrelsens målsætning at anvendelse af bly skal reduceres mest muligt under hensyn til tekniske og økonomiske forhold. Reduktionen vurderes på langt sigt at løses mest effektivt, hvis der gribes ind så tæt på



kilden som muligt. Indgrebet kan være i form af substitution, udsortering med henblik på genanvendelse, rensning eller deponering /18/.

Sådanne tiltag har allerede fundet sted blandt andet i forbindelse med benzinadditiver og blyhagl. I 1977 udgjorde forbruget af bly ca. 1300 tons per år, mens det i dag er stort set ophørt. Indholdet af bly i luften er mindsket væsentligt på grund af udfasingen af blyholdige benzinadditiver i samspil med forbedret røggasrensning ved affaldsforbrænding og lignende. Som følge af denne reduktion er det atmosfæriske nedfald på gader, veje og vandoverflader mindsket.

Efter den 1. december 2002 må blyinddækninger ikke længere bruges til nye tage /19/.

*Stort fald i forbruget af bly*

I forbindelse med forbudet mod brug af blyhagl er forbruget faldet fra ca. 900 tons bly i 1985 til 150-200 tons i 1994, altså en reduktion på over 80 %. Hertil kommer et væsentligt fald i brugen af bly til en række mindre anvendelser såsom sikringsplomber og blysvøb om vinflasker /18/.

*Store lagre af bly i Danmark*

I det danske samfund er store mængder bly oplagret i produkter med lang levetid. Disse lagre er blandt andet i form af kabler (100.000- 200.000 tons bly), tage og inddækninger (80.000-120.000 tons bly) og akkumulatorer (30.000-40.000 tons bly). Hertil kommer 10.000-50.000 tons bly i form af skibskøle, elektronik, PVC, glas og lignende. Alle anvendelser af bly medfører tab af bly til omgivelserne i forbindelse med udvinding, raffinering, brug og bortskaffelse /18/.

### **3.5.4 Bly i spildevand og spildevandsslam**

*Kilder til bly i spildevand*

I tabel 3.5 er der angivet kilder til bly i spildevand. De vigtigste kilder ses at være korrosion af blytage og blyinddækning på bygninger. Den næststørste kilde er atmosfærisk deposition. Det skal bemærkes, at de angivne mængder i tabel 3.5 overstiger de mængder, der kan registreres i spildevandsslam på renseanlæg. Årsagen til dette formodes at være, at der sker en tilbageholdelse af bly i kloaknettet dels som belægninger og dels via en bortledning af bly ved regnhændelser som regnvandsbetingede udledninger til recipienter.

*Rensning af ledningsnet*

Ved rensning af kloaknet er det velkendt, at der kan registreres forhøjede koncentrationer af tungmetaller i spildevand og slam på renseanlæggene. Tungmetaller ophobes i ledningssystemet som belægning i ledningerne. Størrelsen af belægningerne vil variere afhængig af belastningen i ledningssystemet det pågældende år. /18/.

*Regnvandsbetingede aflastninger*

Ved de regnvandsbetingede aflastninger vil der ligeledes ske en reduktion af blykoncentrationen i spildevandet, da en del af blyet vil forlade systemet ved overløb fra bassiner og pumpestationer til recipienterne /1/.

På renseanlæggene bliver spildevandet rensset for bly, hvilket medfører at bly udskilles i spildevandsslammet.

De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af bly i slam var i 1999 81,2 gram bly per ton slamtørstof for alt slam, og 47,2 gram bly per ton tørstof for slam, der anvendes på landbrugsjord /3/.



**Tabel 3.5:** Kilder til bly i spildevand og regnvandsafstrømning /18/.

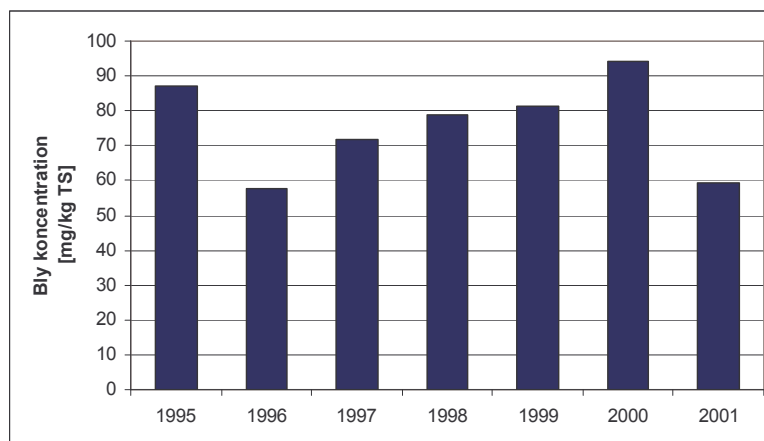
Kilde	Bly tons/år
Korrosion af blytage og blyinddækning	18 – 142
Atmosfærisk deposition	5 – 6
Påføring og afrensning/afskalning af blyholdig maling	1 – 5
Regnvand fra metalskrotpladser	1 – 4
Bremsebelægninger (vejstøv)	1 – 4
Korrosion af messingarmaturer	?
Blystøbning	<1
Andet (perkolat fra lossepladser, fækalier, baggrund i drikkevand)	0,5 – 1,2
I alt	26 – 163

*Gennemsnitlig koncentration af bly i perioden 1995 til 2001*

### Udviklingen af bly i slam i perioden 1995 til 2001

På figur 3.7 er koncentrationen af bly i spildevandsslam udtrykt i mg per kilo tørstof angivet for perioden 1995 til 2001. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.

Det fremgår af figur 3.7, at bly koncentrationen faldt fra 1995 til 1996 for derefter at stige indtil 2000. I 2001 er der igen sket et fald til 1996 niveau. Der er ikke en tydelig tendens, når data for 1995 til 2001 betragtes. Sammenholdes data i figur 3.7 med niveauet fra 1987, som blev beregnet til 161 mg per kilo tørstof /15/, er der i halvfemserne sket et betydelig fald i den gennemsnitlige bly koncentration i spildevandsslam. Årsagen til dette relative store fald er beskrevet i afsnittet ”Begrænsning af brug af bly”, hvor blandt andet reduktionen af blyhagl kan fremhæves.



**Figur 3.7:** Koncentration af bly i slam i perioden fra 1995 – 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

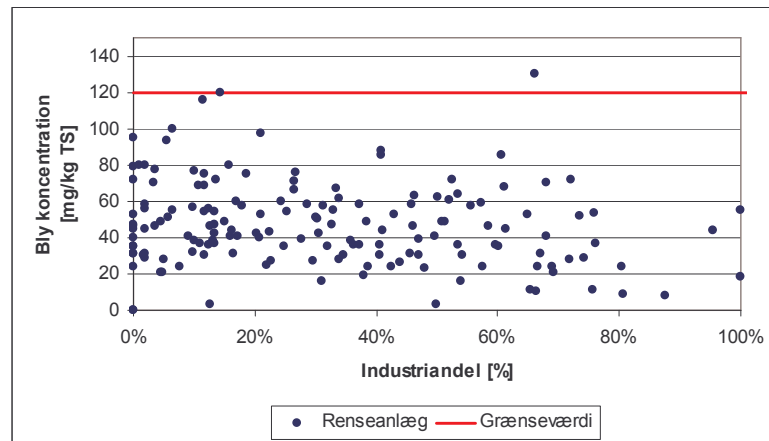
Det må formodes, at blyindholdet vil falde yderligere de kommende år som følge af, at det fra 2003 ikke er tilladt at benytte blyinddækninger til nye tage.

### Industriens betydning for bly belastningen

På figur 3.8 er koncentrationen af bly i spildevandsslam afbildet som funktion af industrispildevandsandelen til hvert af de renseanlæg, der er medtaget i datamaterialet. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her. Blykoncentrationen er angivet i mg per kilo tørstof. Endvidere er grænseværdien for bly i 2001 jævnfør Slambekendtgørelsen indtegnet på figuren. Hvert enkelt punkt i figuren repræsenterer et af de i alt ca. 160 udvalgte rensningsanlæg.

*Industriandelen betydning*

Betragtes figur 3.8 er det ikke umiddelbart muligt at lokalisere en tendens. Anlæggene virker tilfældigt placeret i figuren og derfor må det konkluderes, at industrien ikke er en større kilde til bly belastningen på danske rensningsanlæg end husholdningerne. Det kan ligeledes konkluderes, at stort set samtlige rensningsanlæg, der er repræsenteret i data, overholder den i Slambekendtgørelsen fremsatte grænseværdi på 120 mg bly per kilo tørstof. Ud fra figuren fremgår det ligeledes, at de fleste af de udvalgte renselanlæg uden problemer kan overholde en værdi på 80 mg bly per kilo tørstof.



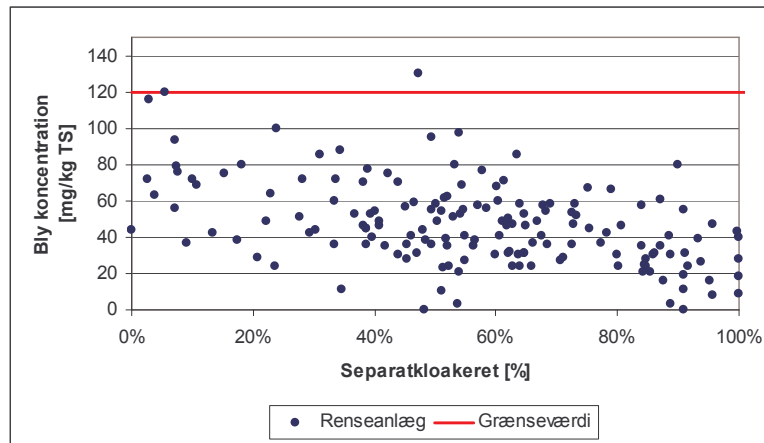
Figur 3.8: Koncentration af bly i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af industrispildevandsandelen. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

### Separatkloakeringens betydning for bly belastningen

Blykoncentrationens afhængighed af oplandets kloakeringsform er vist i figur 3.9. Koncentrationen i mg bly per kilo tørstof er således optegnet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel og vil ikke blive uddybet yderligere her.

Ved undersøgelse af blyindholdet fra forskellige renselanlæg ses, at der er en tendens til, at slam fra anlæg, der hovedsageligt renser spildevand fra fælleskloakerede områder, har en højere blykoncentration end de anlæg, der hovedsageligt renser spildevand fra separatkloakerede områder. Denne tendens kan formentlig tilskrives forømtalte afvaskning af blytage og inddækninger, som tilsammen var den største kilde til bly.



**Figur 3.9:** Koncentration af bly i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

I figur 3.8 og 3.9 er et enkelt anlæg med en separat spildevandsdel på 43 % og en industriandel på 28 % ikke afbildet, da blykoncentrationen på dette anlæg i 2001 var på 386 mg per kilo tørstof, hvilket ville forrykke skalaen på grafen. Hvorvidt data er fejlbehæftet, er ikke indeholdt i denne undersøgelse.

#### NIKKEL (Ni)

##### *Nikkel – Ni*

Nikkel anses for at være et nødvendigt mikronæringsstof. Nikkel er ikke giftigt, men kan give allergisk reaktion hos folk med nikkelallergi enten i forbindelse med direkte kontakt eller som en reaktion på nikkel i fødevarer /13 /.

#### 3.5.5 Anvendelse af nikkel

##### *Anvendelse af nikkel*

Det samlede forbrug af nikkel blev i 1992/1993 i forbindelse med en massestrømsanalyse opgjort til 5.400 – 7.800 tons pr. år /20/. Produkter af rustfrit stål tegnede sig for omkring 80 % af det samlede forbrug. Den væsentligste anvendelse var til rør og tanke, som alene udgjorde omkring 40 % af det samlede nikkelforbrug. Desuden anvendes metallisk nikkel hovedsageligt i den kemiske industri til fornikling, nikkelanoder, sintrede nikkellegerede stål- samt nikkelrør og nikkelstænger. Nikkel indgår tillige i kemiske forbindelser, som anvendes til pigmenter og farvestoffer til glas, keramik, tekstiler, trykfarver og maling. Endvidere anvendes nikkelforbindelser i væsentlig grad til overfladebehandling og i katalysatorer.

Overfladebehandling i form af kemisk fornikling anvendes typisk på plastvarer eller som underlægning for andre metalbelægnings. Elektrolytisk fornikling foretages på trådvarer, armaturdele samt dele til cykler.

##### *Nikkel som følgestof*

Nikkel forekommer ligeledes som følgestof i fossile brændstoffer som kul og olie. Ved forbrænding sker der emission til luften, mens den resterende nikkelmængde forefindes i restprodukterne efter forbrændingen. Disse restprodukter benyttes ofte ved fremstilling af cement og beton, hvorfor nikkel overføres i disse materialer.

I tabel 3.6 er forbruget i Danmark i 1992-1993 af nikkel med færdigvarer eller som følgestof listet. Anvendelsesområderne er inddelt i forbrug af metallisk nikkel, nikkelforbindelser og nikkel som følgestof. Forbruget er angivet som tons nikkel per år og i procent af totalforbruget.

**Tabel 3.6:** Forbrug af nikkel med færdigvarer eller som følgestof i Danmark 1992/1993 /20/.

Anvendelsesområde	Forbrug (ton Ni/år)	Fordeling (%)
Nikkel, metallisk		
- Rustfrit stål	4600-6000	80
- Andre stål og støbejern	70-300	3
- Forniklede varer	70-130	2
- Kobberlegeringer	220-300	4
- Andet	220-300	3
Nikkelforbindelser		
- Katalysatorer	50-100	1
- Nikkel-cadmium akkumulatorer	43-59	<1
- Pigmenter	60-100	<1
Nikkel som følgestof		
- Kul og olie	102-205	2
- Gødning, jordbrugskalk, foderstoffer	38-111	1
- Andet	90-161	2
I alt	5400-7800	100

Som angivet i tabel 3.6, er nikkel som en del af rustfrit stål den største anvendelse med mere end 80 %, mens forbruget til for eksempel forniklede varer er beskedent.

### 3.5.6 Nikkel i spildevand og spildevandsslam

*Kilder til nikkel i spildevand*

Kommunalt spildevand tegner sig for hovedparten af nikkeludslippet til vandmiljøet. Nikkel i spildevandet kommer blandt andet fra slid og afskalning af forniklede genstande samt naturligt indhold af nikkel i grundvandet og dermed også i drikkevandet. En væsentlig kilde til nikkel i spildevandet kan i fælleskloakerede områder være vejvand. Vejstøv indeholder nikkel fra bitumen, der anvendes til vejbelægninger. Vejvand og atmosfærisk nedfald er således formentlig hovedkilde til udslip af nikkel med regnvand. Ved undersøgelsen af massebalancen /20/ blev fornikling tillige fundet at bidrage væsentligt til det samlede indhold af nikkel i spildevand.

I tabel 3.7 ses et overslag for de forskellige bidrag til nikkel i spildevand angivet som forventet tons nikkel per år /20/.

**Tabel 3.7:** Kilder til nikkel i kommunalt spildevand og regnvand /20/ .

Kilde	Forventet mængde tons Ni/år
Afgivelse fra vandrør	?
Baggrundsindhold i drikkevand	3,3
Overfladebehandling (fornikling)	1
Slid på forniklede genstande	1-5
Bejdsning og elektroplering af rustfrit stål	0,05-0,2
Farvestoffer	<1
Vejstøv	2-7
I alt	9-20 ?

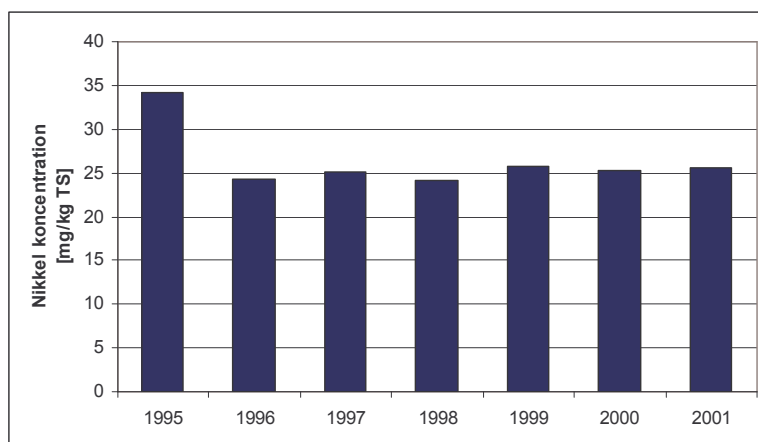
Væsentlige kilder til nikkel i spildevand og regnvand ses af tabel 3.7, som tidligere nævnt, at være baggrundsindhold i drikkevand, vejstøv og atmosfærisk deposition. Tilsammen dækker disse tre bidrag små 80 % af det totale bidrag til spildevandet.

De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af nikkel i slam var i 1999 25,7 gram nikkel per ton slamtørstof for alt slam, og 20,5 gram nikkel per ton tørstof for slam, der anvendes på landbrugsjord /3/.

*Gennemsnitlig nikkel koncentration i slam i perioden 1995 til 2001*

### Udviklingen af nikkel i slam i perioden 1995 til 2001

Af figur 3.10 ses udviklingen af nikkelkoncentrationen i spildevandsslam fra 1995 til 2001. Koncentrationen er udtrykt som mg nikkel per kilo tørstof i det pågældende år. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



**Figur 3.10:** Udvikling af nikkelkoncentrationen i slam fra anlæg med kapacitet større end 30 PE i perioden fra 1995 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Det fremgår tydeligt af figur 3.10, at der skete et fald fra 1995 til 1996 på ca. 10 mg nikkel per kilo tørstof. Årene 1996 til 2001 har derefter ligget meget stabilt på omkring 25 mg nikkel per kilo tørstof.

Sammenholdes værdierne fra halvfemserne med gennemsnitskoncentrationen af nikkel i spildevandsslam fra 1987 på 45 mg per kilo tørstof, er der sket en betydelig reduktion /15/.

Betragtes grænseværdien til nikkel på 30 mg per kilo tørstof, har denne været overholdt siden 1996, når der foretages en gennemsnits betragtning.

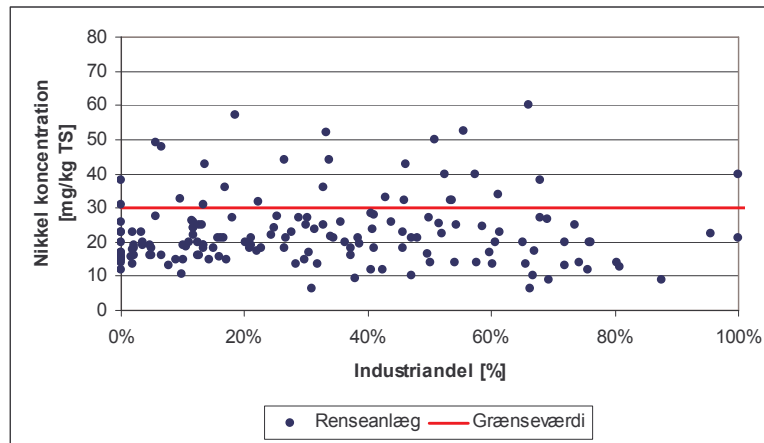
Nikkel i slammet bliver enten deponeret, forbrændt eller udbragt på landbrugsjord.

### Industriens betydning for nikkelbelastningen

Hvorvidt industrispildevand bidrager mere eller mindre til forekomst af nikkel i spildevandet og dermed spildevandsslammet undersøges ved at optegne koncentrationen af nikkel som funktion af industrispildevandets andel af den totale spildevandsmængde. Dette er optegnet på figur 3.11. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.

At dømme ud fra figur 3.11 er der ikke belæg for at konkludere, at industrien bidrager mere eller mindre til nikkelindholdet i slammet end husspildevand. Derudover kan det observeres, at langt de fleste anlæg kan overholde den krævede grænseværdi for nikkel. Ud fra figuren fremgår det tydeligt, at værdier under 10 mg nikkel per kilo tørstof er sjældne. Af de betragtede renselanlæg er enkelte under denne værdi. Der forefindes altså et naturligt basisniveau på minimum 10 mg nikkel per kilo tørstof.

*Industriandelens betydning*

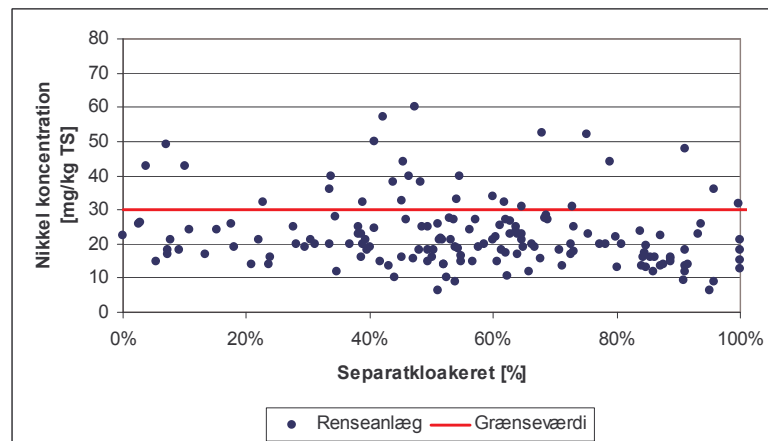


Figur 3.11: Koncentrationsfordelingen for nikkel i slam fra større danske renselanlæg som funktion af andelen af industrispildevand til renselanlæggene. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen.

*Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

### Separatkloakerings betydning for nikkelbelastningen

At vejstøv og atmosfærisk deposition bidrager til nikkelindholdet i spildevand, kan svagt ses af figur 3.12, der viser koncentrationsfordelingen for nikkel i slam fra større danske renselanlæg som funktion af andelen separatkloakeret opland. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



Figur 3.12: Koncentrationsfordelingen for nikkel i slam fra større danske renselanlæg som funktion af andelen separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen.

Det kan ses af figuren, at der er en svag tendens til faldende nikkelkoncentration med stigende andel separatkloakeret område. Tendensen fremgår mest klart ved at betragte minimumsværdierne fra 0 % separatkloakeret opland til 100 %. Indlægges en trendlinje for minimumsværdierne vil denne have en svag negativ hældning.

På afbildningen af data i figur 3.11 og 3.12 er ét anlæg med en angivet nikkelkoncentration på 1.000 mg per kilo tørstof udeladt, da denne værdi ville forrykke skalaen betydeligt. Det pågældende anlæg har et opland, der er 90 % separatkloakeret og har en industrispildevandsdel på 1 %.

### 3.6 CHROM (CR)

*Chrom – Cr*

Chrom hører under gruppen af tungmetaller og er det trettende mest forekommende grundstof på jorden. Chrom findes naturligt som rød blymalm ( $\text{PbCrO}_4$ , krokait) og som chromjernsten ( $\text{FeO}$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ). Ved reduktion af 45

chrom(III)oxid ( $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ) med aluminium kan metallisk chrom udvindes / 21/. Der foretages ingen indvinding i Danmark.

Chrom i metallisk form eller i kemiske forbindelser finder anvendelse i en lang række sammenhænge. Hovedparten af chromforbindelserne er chrom(III)oxid, chrom(VI)oxid, metallisk chrom og bly(II)chromater.

Chrom og chromforbindelsernes miljø- og sundhedsmæssige egenskaber afhænger af det aktuelle oxidationstrin. Chrom (III)- forbindelser er ekstremt uopløselige og optages kun i ringe grad af organismer. Derfor betragtes de som uden biologiske effekter. Chrom (VI) er i stand til at passere cellemembraner, hvilket har stor betydning for, om det kan optages af organismen og eventuelt forårsage fysiologisk eller toksisk skade. Chrom (VI)-forbindelser repræsenterer potentiel miljörisiko.

Metallisk chrom er generelt ikke tilgængeligt for optagelse i organismer i naturen og vurderes generelt at have et lavt eksponeringspotentiale og en lille farlighed.

### 3.6.1 Giftvirkning af chrom

#### *Giftvirkning af chrom*

Chrom opkoncentreres primært i milt, lever og lunger. I for store mængder, kan det forårsage hæmning af enzymesystemer og i sjældne tilfælde forgiftning. Arbejdere i industrier, hvor der arbejdes med chrom eller chromforbindelser, kan komme til at lide af hudsår, betændelse af næseslimhinde, ødelæggelse af næseskillevæg, leverskader, væske i lungerne og lungekræft. Chrom kan endvidere indvirke på arveanlæg og have allergifremkaldende virkning.

Risikoen for at blive udsat for chrom er især stor for mennesker, der arbejder i industrier, hvor chromholdige kemikalier bruges, og for cigaretrygere. For de fleste mennesker vil den største chromindtagelse imidlertid komme fra fødevarer.

### 3.6.2 Anvendelse af chrom

#### *Anvendelse af chrom*

Metallisk chrom forekommer primært som urenhed og legeringsmetal i jern, aluminium og kobber. Denne anvendelse står for mere end 97 % af det samlede forbrug af chrom i Danmark, der er opgjort til 25.000-30.000 tons per år i 1999 /21/.

Chrom er blandt andet legeringskomponent i ferrochrom, en carbonholdig 60 % chrom-jernlegering, i chromstål med 12-13 % chrom, i 18/8-stål (18 % chrom og 8 % nikkel), samt i særligt varmebestandigt specialstål (25-30 % chrom og indtil 15 % nikkel). Rustfrit stål er en fællesbetegnelse for stål indeholdende mindst 12 % chrom og varierende mængder af nikkel og andre metaller. Stållegeringerne anvendes blandt andet i biler og til konstruktionsstål. Metallisk chrom forekommer ligeledes som belægning på andre metaller, legeringer og plast i form af forchromning.

Chrom er meget modstandsdygtigt overfor korrosion og slid, og er i stand til at bevare en skinnende blank overflade, fordi det i kontakt med luft danner en tynd, usynlig hinde af chromoxid /22/.

Chromforbindelser indgår i en lang række forskellige produkter for eksempel som farvepigment i malinger, trykfarver, kunstnerfarver og lignende. Det drejer sig især om blychromat og zinkchromat, der begge er gullige, samt det grønne chromoxid. I lædergarvning anvendes chrom i form af chromalun, et dobbeltsalt af kalium- og chromsulfat. Chrom anvendes endvidere som kompleksfarvestof i tekstiler, i glas og keramik samt i ildfaste materialer. I den

kemiske industri udnyttes den reaktive chrom(VI) som oxidationsmiddel i form af især chromsvovlsyre (kaliumdichromat og koncentreret svovlsyre) og i katalysatorer. Chrom har tidligere været anvendt ved imprægnering af træ. Denne anvendelse er ophørt i Danmark, men på grund af lang levetid vil bortskaffelse af imprægneret træ være en kilde til chrom i affaldsstrømmene i mange år fremover /22/.

Chrom indgår endvidere som en mindre bestanddel i katalysatorer, magnetbånd, boremudder til olie- og naturgasboringer, ved affedning af metaller samt passivering af metaller efter phosphatering. Chromater anvendes desuden til grafiske formål og bejdsning af metaller.

Anvendelsen af de hyppigst forekommende chromforbindelser kan samles i nogle overordnede grupper:

- Acceleratorer, hærde, katalysatorer, oxidationsmidler, kemiske reagenser
- Fugemasse, udfyldningsmidler
- Overfladebehandling
- Garvemidler
- Korrosionsinhibitorer
- Lim
- Maling, lak med videre.

#### *Chrom som følgestof*

Udover den direkte anvendelse af chrom, indgår chrom som følgestof i mange processer i og med, at det er en naturlig bestanddel af fossile brændstoffer såsom kul og olie. Chrom forekommer også som følgestof i cement, da det er til stede i kridt og ler, der indgår i cementproduktion. Til cementfremstilling benyttes tillige restprodukter fra forbrændingsanlæg. I foderstoffer til dyr og i handelsgødning indgår chrom, da der anvendes mineraler og fosfater ved fremstillingen.

I tabel 3.8 er forbruget af chrom i Danmark listet. Tabellen er delt op i forbrug af metallisk chrom, chromforbindelser og chrom som følgestof. Det er endvidere angivet, hvor stor en andel Cr(VI) udgør af forbruget, og om der er nogle udviklingstendenser i forbruget.

Chrom udledes til omgivelserne gennem emission til luften. Denne udledning er primært knyttet til termiske processer, der forekommer ved affaldsforbrænding, energikonvertering og ved produktion og forarbejdning af jern, aluminium og kobber, herunder legering af de forskellige metaller. I Danmark forekommer der alene forarbejdning og genanvendelse af metaller, mens primær produktion foregår i udlandet. Energikonvertering skønnes at være den vigtigste generelle kilde til emission af chrom til luft.



**TABEL 3.8:** FORBRUG AF CHROM, CHROMFORBINDELSER OG CHROM SOM FØLGESTOF I DANMARK I 1999 (GENNEMSNIT FOR ÅRENE 1998, 1999 OG 2000) FORDELT PÅ ANVENDELSESOMRÅDER. FORBRUGET AF Cr(VI) ER LIGELEDEN ANGIVET FOR DE ANVENDELSER, HVOR DET ER RELEVANT /21/.

Anvendelsesområde	Forbrug (ton/år)	Fordeling <sup>1</sup> (%)	Heraf Cr(VI) (ton/år)	Udviklings-tendens
Chrom, metallisk				
- Jern og stål				
- varer af jern og stål	21.000-25.000	83	-	stigende
- varer af andet stål	2.700-3.700	12	-	stigende
- stålfremstilling	600	2,2	-	stigende
- Aluminiumlegeringer <sup>2</sup>	11-106	0,2	-	stigende
- Kobberlegeringer <sup>2</sup>	6-9	0,03	-	stigende
Chromforbindelser				
- Overfladebehandling	37,7	0,14	37,7	stigende
- Pigmenter i maling og plast	12,6-116,7	0,23	1-2	faldende
- Imprægnering	8,8	0,03	8,8	faldende
- Korrosionsinhibitor	~0	0	-	-
- Garvning	164-302	0,8	0,016-0,035	stigende
- Katalysatorer	0,1-1	0,002	-	?
- Hærdere	13-47	0,11	<<1	?
- Tekstiler	5,6-16,7	0,04	-	uændret
- Elektronisk lagring	1,8-2,6	0,008	-	uændret
- Laboratoriekemikalier	<1	0	<1	-
- Ildfaste sten	200	0,72	-	uændret
Chrom som følgestof				
- Kul og olie	147	0,53	-	uændret
- Cement	67	0,24	2,1-4,2	faldende
I alt	24.964-30.354	100,28	49,6-52,7	

1. Sum afviger fra 100 % på grund af afrunding.
2. Herunder urenheder i aluminium og kobber

Chrom og chromforbindelser udledes til vandmiljøet gennem proceskemikalier fra overfladebehandling, spildevand fra farve/lakindustrien, spildevand fra garverier, korrosion af jern, stål, aluminium og kobber og ved anvendelse af maling indeholdende chrompigmenter, udvaskning fra imprægneret træ eller ved bortskaffelse af laboratoriekemikalier. Endvidere tilføres chrom til vandmiljøet gennem atmosfærisk deposition eller udledning fra kommunale spildevandsrensningsanlæg.

Emissioner af chrom og chromforbindelser til jord forekommer i brugsfasen primært ved korrosion af jern, stål, aluminium og kobber, udvaskning fra imprægneret træ og malede overflader samt afskalning fra for-chromede produkter. Ydermere tilføres chrom til jorden ligesom til vandmiljøet, gennem atmosfærisk deposition og slam fra kommunale spildevandsrensningsanlæg.

### 3.6.3 Chrom i spildevand og i spildevandsslam

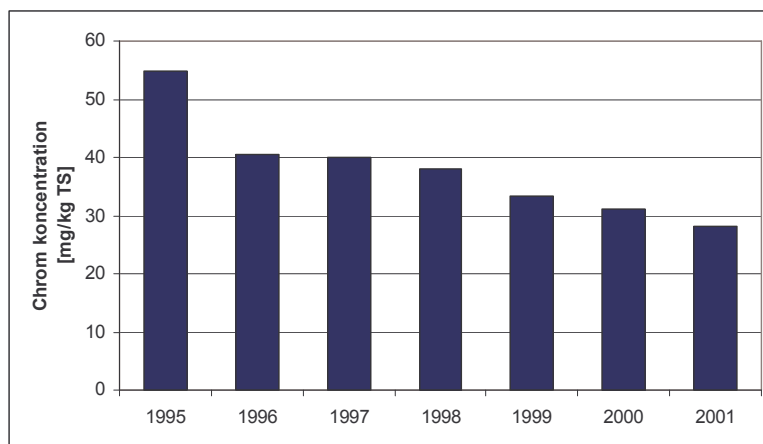
I det spildevand, der ledes til renselanlæggene antages ca. 80 % af chromet at blive tilbageholdt i slammet. De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af chrom i slam var i 1999 33,2 gram chrom per ton slamtørstof for alt slam, og 24,6 gram chrom per ton slam tørstof for slam, der blev udlagt på landbrugsjord /3/. Dette svarer til at 2,1 tons chrom blev tilført landbrugsjord, 1,3 tons chrom gik til forbrænding mens 1,4 tons chrom blev deponeret /21/.

*Kilder til chrom i spildevand*

*Gennemsnitlig  
chromkoncentration i  
slam i perioden 1995 til  
2001*

### Udviklingen af chrom i slam i perioden 1995 til 2001

På figur 3.13 er udviklingen af chromkoncentrationen i spildevandsslam fra 1995 til 2001 optegnet. Koncentrationen er angivet som mg per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



**Figur 3.13:** Udvikling af chromkoncentrationen i slam fra anlæg med kapacitet større end 30 PE i perioden fra 1995 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

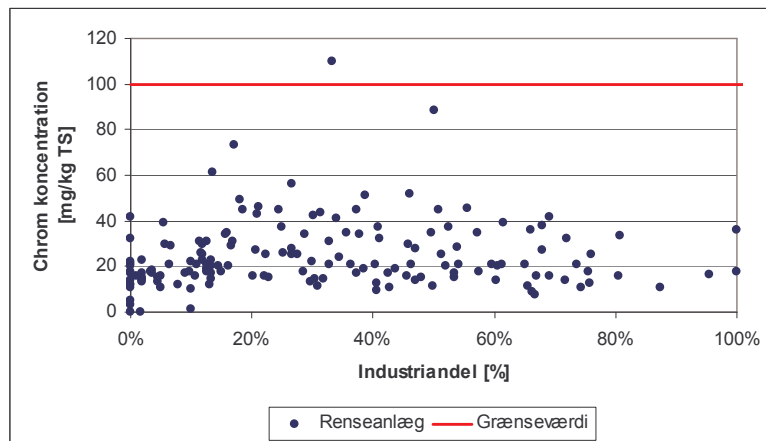
Af figur 3.13 ses, at koncentrationen af chrom i spildevandsslam har været faldende fra 1995 til 2001. Faldet har været relativt jævnt. Set over perioden 1995 til 2001 er koncentrationen af chrom i spildevandsslam faldet med ca. 50 %. Koncentrationen af chrom har i hele perioden været under grænseværdien på 100 mg per kilo tørstof, hvilket umiddelbart kunne tyde på, at denne grænseværdi kunne nedreguleres.

*Industriandelens  
betydning*

### Industriens betydning for chrombelastningen

På figur 3.14 er angivet chromkoncentrationen (mg per kilo tørstof) i spildevandsslam som funktion af industri belastningen på hvert anlæg. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.

Ud fra figur 3.14 fremgår der ikke umiddelbart en sammenhæng mellem mængden af industrispildevand og chromkoncentrationen i spildevandsslammet. Det fremgår til gengæld tydeligt, at alle de medtagne anlæg, på nær et enkelt anlæg overholder grænseværdien fastsat i Slambekendtgørelsen på 100 mg chrom per kilo tørstof. Betragtes de ca. 160 renseanlæg er tendensen, at den naturlige minimumskoncentration ligger på omkring 10 mg chrom per kilo tørstof. Der er fem af de behandlede renseanlæg, der har værdier lavere end denne.

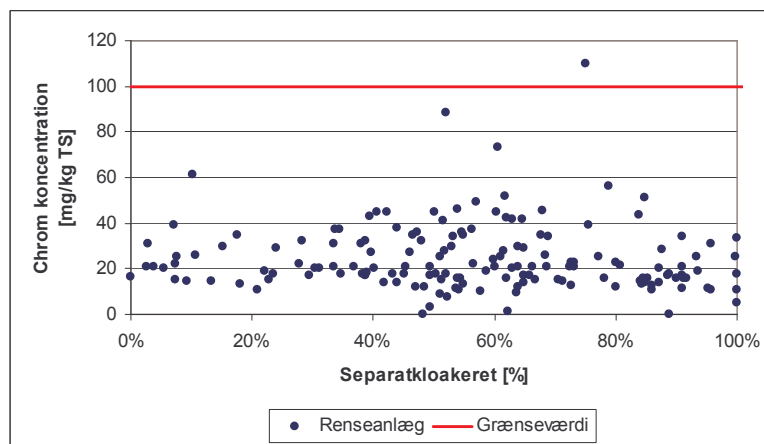


**Figur 3.14:** Koncentration af chrom i slam fra renselanlæg afbildet som funktion industrispildevandsandelen. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

### Separatkloakeringens betydning for chrombelastningen

Tilsvarende undersøges, om der er en sammenhæng mellem andelen af separatkloakeret opland og chromindholdet i spildevandsslam fra renselanlæggene. Resultatet er afbildet på figur 3.15, hvor chromindholdet i mg per kilo tørstof er optegnet som funktion af den procentmæssige del af oplandet, der er separatkloakeret. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



**Figur 3.15:** Koncentrationsfordelingen for chrom i slam fra større danske renselanlæg som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen.

Heller ikke i forhold til oplandes kloakeringsform, er der en tydelig sammenhæng at spore.

### 3.7 ZINK (ZN)

*Zink – Zn*

Zink er et plastisk formbart metal, der er en relativ god leder af varme og elektricitet. Zink brydes primært fra kalkspat eller dolimit, hvori zink findes som zinksulfid. Der udvindes ikke zink i Danmark. I zink forekommer der følgestoffer som jern og cadmium. Zink legeres primært med kobber og aluminium.

### 3.7.1 Giftvirkning af zink

#### *Giftvirkning af zink*

Zink er ikke kendt som et specielt giftigt metal, og kroniske skader hos mennesket er ikke observeret. Akut forgiftning med zink kan dog forekomme ved for eksempel indånding af zinkoxid. Ved forgiftning er symptomerne muskel- og hovedsmerter samt feber.

### 3.7.2 Anvendelse af zink

#### *Anvendelse af zink*

Zink er som nævnt bestandigt overfor korrosion, og anvendes derfor blandt andet til overfladebehandling af stål. I fugtig luft dannes der på zink et beskyttende lag af zinkhydroxid og zinkkarbonat, der yder en særdeles god beskyttelse mod atmosfærisk korrosion.

Zink anvendes blandt andet i byggeri i form af korrosionsbeskyttelse af stålkonstruktioner og rør, til tagrender, tagplader, nedløbsrør og som inddækning omkring vinduer og skorstene.

Den største anvendelse er til overfladebehandling af stål. Overfladebehandlingen foretages dels som elektrolytisk galvanisering, dels ved dypning.

Zink er endvidere en vigtig bestanddel af nysølv.

Kemiske forbindelser med zink anvendes blandt andet til pigmenter i maling og i træbeskyttelsesmidler.

### 3.7.3 Zink i spildevand og i spildevandsslam

#### *Kilder til zink i spildevand*

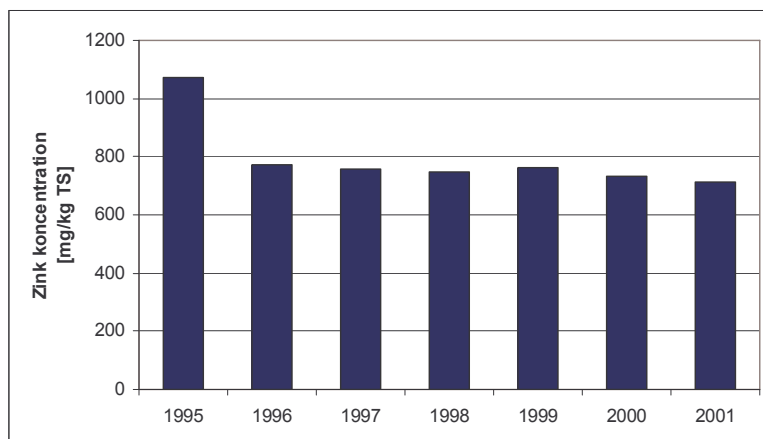
Udledning af zink til spildevand antages primært at stamme fra jern- og stålindustrien samt fra korrosion af tage og inddækninger og fra afskylning af veje. Sekundært sker en udledning fra husspildevand, fra udvaskning af zinkoverflader og lignende /23/.

#### **Udviklingen af zink i slam i perioden 1995 til 2001**

#### *Gennemsnitlig koncentration i slam i perioden 1995 til 2001*

På figur 3.16, er udviklingen af koncentrationen af zink i spildevandsslam afbildet. Koncentrationen er angivet i mg zink per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.

Af figur 3.16 ses, at koncentrationen af zink er faldet lidt fra 1995 til 1996. Siden da har koncentrationen ligget på et jævnt niveau omkring 760 mg zink per kilo tørstof. Grænseværdien er på 4.000 mg per kilo tørstof. Ifølge /3/, havde ingen anlæg i 1999 problemer med at overholde grænseværdien til zink.

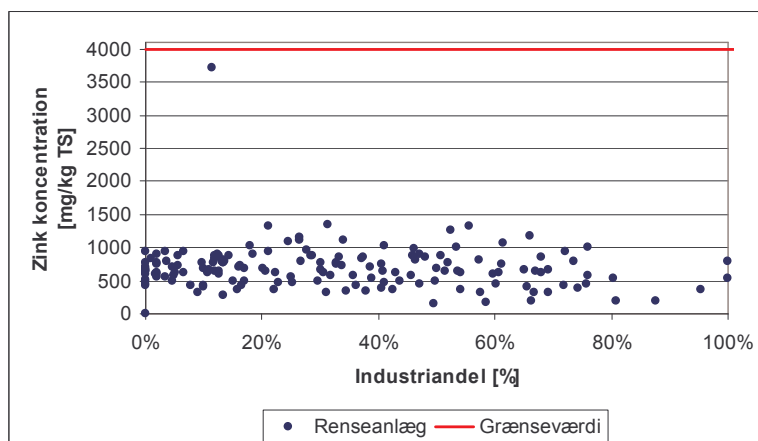


**Figur 3.16:** Udvikling af zinkkoncentrationen i slam fra anlæg med kapacitet større end 30 PE i perioden fra 1995 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Industriandelens  
betydning*

### Industriens betydning for zink belastningen

På figur 3.17 er zinkkoncentrationen udtrykt i mg per kg tørstof afbildet som funktion af industrispildevandsandelen. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



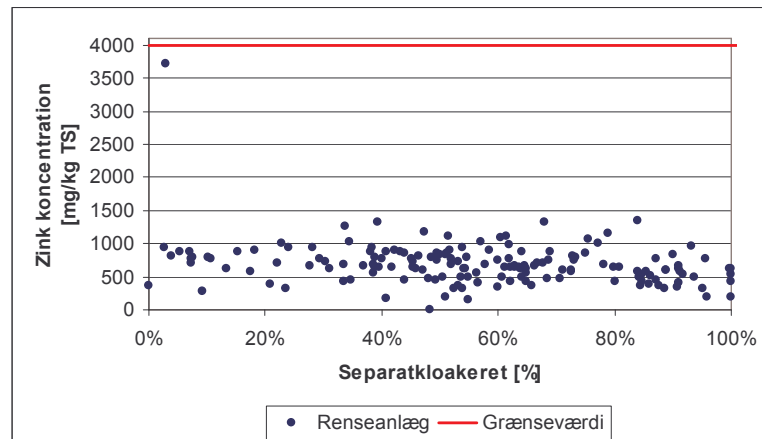
**Figur 3.17:** Koncentration af zink i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af industrispildevand. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Af figur 3.17 ses ingen sammenhæng mellem indholdet af zink i spildevandsslam og den mængde af spildevand til renselanlæggene, der stammer fra industri. Det fremgår tydeligt, at grænseværdien for zink uden problemer kunne nedreguleres til omkring 1000 mg zink per kilo tørstof. Betragtes minimumsniveauet fra 0 % industriandel til 100 % industriandel er der en svag tendens til, at niveauet ligger lavere fra 50 % industriandel til 100 % industriandel. Dette kunne indikere, at det naturlige baggrunds niveau er bestemt af husholdningerne og ikke industrien.

Betydningen af andelen af separatkloakeret opland

### Separatkloakeringens betydning for zinkbelastningen

På figur 3.18 er zinkkoncentrationen på samme vis som figur 3.17 afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



**Figur 3.18:** Koncentration af zink i slam fra renseanlæg afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Af figur 3.18 ses ingen sammenhæng mellem koncentrationen af zink i slam, og den relative andel af oplandet, der er separatkloakeret. Hverken middelmiddelen eller minimumsniveauet viser nogen sammenhæng og derfor må det antages, at koncentrationen af zink i spildevandsslam er uafhængig af graden af separatkloakeret opland.

## 3.8 KOBBER (Cu)

Kobber – Cu

Kobber er et nødvendigt mikronæringsstof for de fleste planter og dyr. Det forekommer som et naturligt grundstof, og af den grund må det forventes at forekomme i næsten alle produkter.

### 3.8.1 Giftvirkning af kobber

Giftvirkning af kobber

Ikke-metallisk kobber virker især irriterende på tarmslimhinden. Indtagelse af selv få milligram kobber kan medføre opkast og diarré. Drikkevand forurenede med kobber fra vandværk kan især give diarré hos nyfødte og småbørn. Indtagelse af kobber i gram-mængder kan medføre mangel på røde blodlegemer, leverpåvirkning, lavt blodtryk og eventuelt døden /24/. Kobber er endvidere meget giftigt overfor vandlevende organismer.

### 3.8.2 Anvendelse af kobber

Anvendelse af kobber

Raffineret kobber har en høj elektrisk ledningsevne, som sammen med kobberets korrosionsbestandighed gør det til det mest anvendte ledningsmateriale. Kobberplader og – bånd benyttes blandt andet til bilkølere, tag- og facadebeklædning, inddækning, belysningsartikler og husholdningsartikler, mens kobberfolie benyttes til printplader. Kobber indgår desuden i messing med ca. 50 %. Messingstænger bearbejdes blandt andet til armaturer, ventiler og fittings. Kobber indgår tillige i en række andre legeringer for eksempel kobber-/nikkellegeringer, som anvendes i skibsindustrien, til havvandsdestillationsanlæg og til fremstilling af mønter. Tinrige legeringer er meget slidstærke og benyttes for eksempel til lejer og armaturer.

Kobber i kemiske forbindelser indgår blandt andet i handelsgødning,

foderstoffer, svampe- og vildtbidemidler (midler, der virker afskrækkende gennem en skarp smag, så vildt ikke bider i beplantning), træimprægnering, overfladebehandling og til katalysatorfremstilling.

#### *Kobber som følgestof*

Endvidere findes kobber som følgestof i fossile brændstoffer som kul og olie. Ved genbrug af affaldsstofferne fra forbrænding indgår kobber i cement, beton og i bygge- og anlægsarbejder. I jern og stål er kobber ofte et utilsigtet legeringsstof.

I tabel 3.9 er forbruget af kobber med færdigvarer i Danmark i 1992 opstillet skematisk. Tabellen er inddelt i forbrug af metallisk kobber, kobber i kemiske forbindelser og kobber som følgestof udtrykt som tons kobber per år.

Af tabel 3.9 fremgår det endvidere, at de fire største anvendelser af kobber i numerisk rækkefølge er elektriske ledere med 22 % af det totale forbrug, andre el-maskiner med 17 %, armaturer med 13 % og byggematerialer med 12 % af det totale forbrug. Tilsammen står disse fire grupper for over 60 % af det totale forbrug af kobber.

**TABEL 3.9:** FORBRUG AF KOBBER MED FÆRDIGVARER I DANMARK, 1992 /25/.

Anvendelse	Tons Cu/år	%
Metallisk kobber		
- Elektriske ledere	6.200-9.300	22
- Strømførende udstyr i forbindelse med elforsyning	1.200-1.900	4
- Elektroniske produkter	1.400-2.200	5
- Belysningsartikler	900-1.300	3
- El. husholdningsartikler	800-1.200	3
- Andre el. maskiner	2.400-3.400	8
- Armaturer	5.100-7.100	17
- Byggematerialer	3.800-5.700	13
- Transportmidler	3.000-5.600	12
- Andet	1.000-1.600	4
Kemiske forbindelser		
- Imprægnering af træ	200-250	0,6
- Antifoulingsmidler	27-40	0,1
- Pigmenter og farvestoffer	100-200	0,4
- Svampe- og vildtbidemidler	8-11	<0,1
- Tilsætning til handelsgødning	125-140	0,4
- Tilsætning til foderstoffer	300-400	1,0
- Overfladebehandling	40-80	0,2
- Katalysatorer	2-5	<0,1
- Andet	<10	<0,1
Som følgestof		
- Stål	1.000-1.800	4
- Fossile brændsler	44-127	0,2
- Sandblæsningsmiddel	25-50	0,1
- Cement	26-30	0,1
- Andet	12-32	0,1
I alt	28.000-42.000	100

### 3.8.3 Kobber i spildevand og spildevandsslam

#### *Kilder til kobber i spildevand*

De vægtede gennemsnitlige koncentrationer af kobber i slam var i 1999 285 gram kobber per ton slamtørstof for alt slam, og 220 gram kobber per ton slam tørstof for slam, der blev udlagt på landbrugsjord /3/.

I tabel 3.10 er der angivet kilder til kobber i kommunalt spildevand som forventet mængde kobber i tons per år. Det fremgår tydeligt af tallene, at det største bidrag af kobber stammer fra kobberrør, hvor der løbende sker en afgivelse af kobber til det omkringværende miljø. Afgivelse af kobber fra kobberrør står for over halvdelen af det totale bidrag til spildevandet. Det

næststørste bidrag stammer fra afløb fra tage, hvor blandt andet kobber fra tagrender ledes i kloaksystemet.

**TABEL 3.10:** KILDER TIL KOBBER I KOMMUNALT SPILDEVAND, 1992 /25/.

Kilde	Forventet mængde Cu i tons/år
Printfremstilling	0,5-1
Kobbervarer m.m. (Bejdsning)	0,1-1
Afløb fra tage	3-10
Afgivelse fra kobberrør	10-40
Overfladebehandling	0,6-1
Fækalier	2-3
Baggrundsindhold i drikkevand	0,2-0,7
Atmosfærisk deposition	1-1,5
Perkolat fra lodsepladser	1
Afløb fra skrotpladser	0,2-2
Afgivelse fra uisolerede elektriske ledere (incl. køreledninger)	1-5
Pigmenter og farvestoffer	1-4
Andre kemiske forbindelser	<4
I alt	21-74

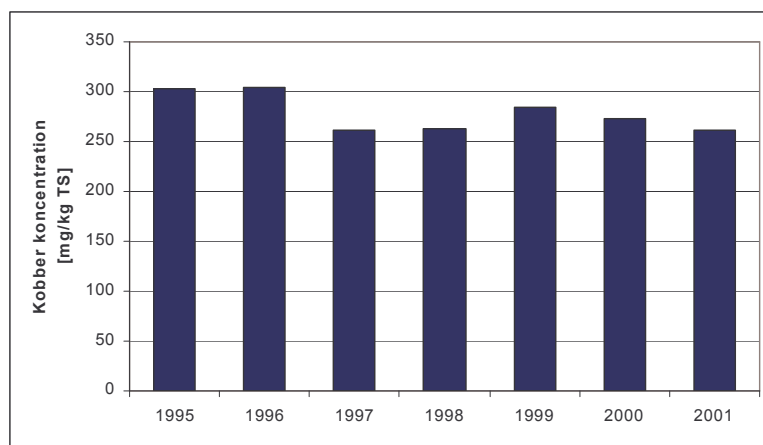
*Gennemsnitlig  
koncentration af kobber  
i slam i perioden 1995  
til 2001*

### Udviklingen af kobber i slam i perioden 1995 til 2001

Ved rensning af spildevand opsamles en stor del af kobberet i slammet. På figur 3.19 er udviklingen af kobber i slam illustreret ved at afbilde den gennemsnitlige kobberkoncentration i spildevandsslam i mg kobber per kilo tørstof i perioden 1995 til 2001. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.

Som det ses af figuren har kobberkoncentrationen været relativt stabil. Kobberkoncentrationen har tilsyneladende været lidt lavere i årene 1997 og 1998. Fra 1998 til 1999 er koncentrationen steget, mens indholdet af kobber i slam fra 1999 til 2001 er svagt faldende. Det er ikke muligt ud fra ovenstående at fastslå, hvorvidt det gennemsnitlige niveau af kobber i spildevandsslam er stagnerende eller ej. Set i forhold til grænseværdien for kobber, som i Slambekendtgørelsen er fastlagt på 1000 mg kobber per kilo tørstof, ligger den gennemsnitlige koncentration af kobber langt under.





**Figur 3.19:** Udvikling af kobberkoncentrationen i slam fra anlæg med kapacitet større end 30 PE i perioden fra 1995 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

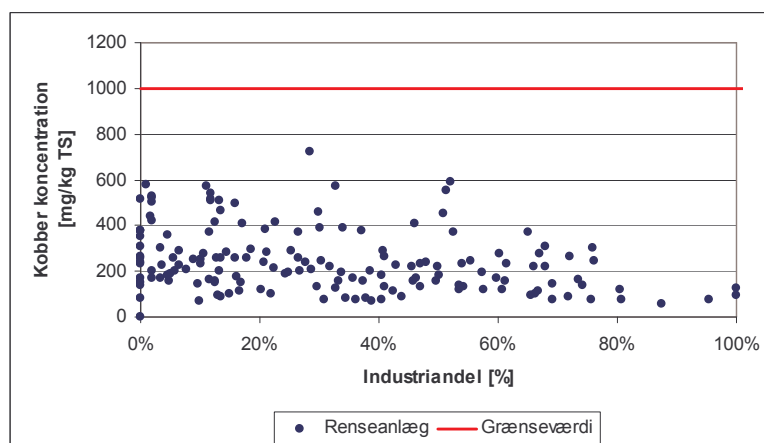
I 1999 var der således kun et enkelt anlæg, der ikke overholdt grænseværdien for kobber i slam til udbringning på landbrugsjord /3/.

Det samlede nedfald af kobber over land og hav i Danmark var i 1992 ca. 10 gange så stort som den estimerede emission til luften. Dette forhold skyldes, at primær produktion af kobber og nikkel ikke foregår i Danmark. En reduceret emission af kobber til luften i Danmark vil således ikke nødvendigvis medføre et reduceret atmosfærisk nedfald.

### Industriens betydning for kobber belastningen

*Industriandelens betydning*

På figur 3.20 ses indholdet af kobber i slam som funktion af industrispildevandsandelen. Koncentrationen er angivet som mg kobber per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.



**Figur 3.20:** Koncentration af kobber i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af industrispildevand. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Det ses, at der er en svag tendens til faldende kobberkoncentration med stigende industriandel. Dette indikerer at udslip til spildevand fra industrier er relativt lille i sammenligning med almindeligt husspildevand. Betragtes en middelmiddelværdi for intervallet 0 % industriandel til 50 % industriandel vil denne værdi være større end middelmiddelværdien for intervallet fra 50 % industriandel til 100 % industriandel.

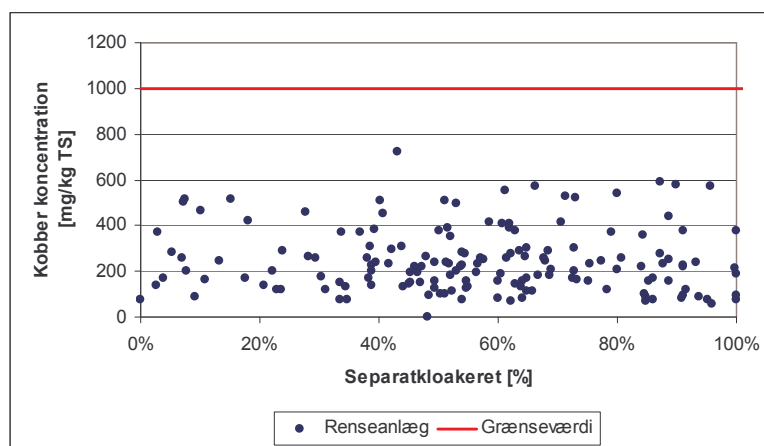
Betragtes bidragsfordelingen til spildevand, stemmer dette fint overens, da der kun er få kilder, som for eksempel overfladebehandling og printfremstilling, der kan henføres til industri.

*Betydningen af andelen af separatloakeret opland*

### Separatloakeringens betydning for kobberbelastningen

På figur 3.21 undersøges det, om der er en lignende sammenhæng mellem koncentration af kobber i mg per kilo tørstof og andel separatloakeret opland. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til dette kapitel.

Af figur 3.21 ses, at andelen af separatloakeret opland ikke umiddelbart påvirker kobberkoncentrationen i slammet. Dette betyder, at indholdet af kobber i regn- og afløbsvand og i spildevand må formodes at være på samme niveau. Ved betragtning af kilderne i tabel 3.10 kunne en svag tendens til højere koncentration i slam fra anlæg med fællesloakeret opland forventes. Dette ses imidlertid ikke.



**Figur 3.21:** Koncentration af kobber i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af andelen af separatloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

### 3.9 OPSUMMERING AF RESULTATER OM TUNGMETALLER

*Syv behandlede tungmetaller*

I afsnittet ”Tungmetaller” er de syv tungmetaller, der stilles krav til i Slambekendtgørelsen, behandlet indgående. De behandlede tungmetaller er cadmium, kviksølv, bly, nikkel, chrom, zink og kobber. Udover de enkelte metallers giftvirkning, samt de primære anvendelser behandles metallernes forekomst i spildevand.

*Udslip til omgivelserne*

Ved fremstilling, forbrug og bortskaffelse af produkter indeholdende tungmetaller, frigives dele af metallerne til omgivelserne. En del af tungmetallerne ender med tiden i spildevandet, som ledes videre til renselanlægget.

*Slamkvalitet*

Ved rensning af spildevand på et renselanlæg, opsamles store dele af de indeholdte tungmetaller i spildevandsslammet. På baggrund af data rekvireret fra Miljøstyrelsen, er udviklingen af tungmetalkoncentrationerne i slam belyst, og der er opstillet grafer til belystning af eventuelle sammenhænge mellem slamkvalitet og mængden af industrispildevand og andelen af separatloakeret opland. Figurer visende stofudviklingen er baseret på data fra danske anlæg med en kapacitet større end 30 PE, mens figurerne vedrørende industriandel og oplandsforhold er baseret på data fra ca. 160 renselanlæg alle med en belastning større end 1.500 PE geografisk tilfældigt fordelt i Danmark.

Forudsætninger for data er behandlet mere indgående i det indledende afsnit om ”Tungmetaller”.

#### *Fald i indhold af tungmetaller*

Generelt set er indholdet af tungmetaller i spildevandsslam faldet siden slutningen af firserne. Udviklingen af de gennemsnitlige tungmetalkoncentrationer er optegnet for perioden fra 1995 til 2001. Cadmium koncentrationen i slam har i den periode været meget svingende. Niveauet er relativt højt, hvilket betyder, at den tørstofrelaterede grænseværdi langt fra er overholdt. Til trods for, at grænseværdien til cadmium også er angivet fosforrelateret, er cadmium det stof flest renseanlæg har problemer med at overholde grænseværdien til. Kviksølvsindholdet har ligget på et relativt stabilt niveau, mens bly har ligget på et svingende niveau under grænseværdien. Nikkelkoncentrationen har efter et fald fra 1995 til 1996 ligget på et stabilt lavt niveau under grænseværdien. For chrom, zink og kobber har tendensen været stabil eller faldende. Kun et yderst begrænset antal anlæg har i dag problemer med at overholde grænseværdierne til chrom, zink og kobber.

#### *Fosforrelaterede grænseværdier*

Grænseværdierne til cadmium, kviksølv, bly og nikkel er angivet både tørstofrelateret og fosforrelateret. Den fosforrelaterede grænse er ofte den nemmeste at overholde.

#### *Industriens indflydelse på tungmetaller i slam*

Ved undersøgelse af, hvorvidt det har betydning for slamkvaliteten, hvor stor en andel af spildevandet, der stammer fra industri, er det fundet, at koncentrationen af kviksølv og kobber er svagt afhængig af industrispildevandsandelen. Afhængigheden afspejles i, at en øget industrispildevandsandel er forbundet med en lavere koncentration i slammet. Det kan således konkluderes, at husspildevand er en mere væsentlig kilde til belastning med kviksølv og kobber end industrispildevand. For de øvrige fem stoffer, cadmium, bly, nikkel, chrom, zink er der ikke fundet nogle sammenhænge mellem slamkvaliteten og mængden af industrispildevand.

#### *Betydning af separatkloakeret opland*

Det er ligeledes undersøgt, hvorvidt der er en sammenhæng mellem slamkvaliteten på renseanlægget og hvor stor en andel af oplandet, der er separatkloakeret. Bly er fundet i højere koncentrationer ved fælleskloakeret opland end ved separatkloakeret. Dette forhold kan formentlig tilskrives afvaskning af tage og inddækninger, som vurderes at være den væsentligste kilde til bly i spildevand. For nikkel koncentrationen ses en lignende tendens, dog noget svagere. Der ses ingen tendens til, at hverken cadmium, kviksølv, chrom, zink eller kobber er afhængig af, i hvor stor en grad oplandet er separatkloakeret.

#### *Reguleringer*

Siden begyndelsen af firserne har der været foretaget reguleringer for at begrænse forbrug og udslip af tungmetaller. Disse reguleringer omfatter blandt andet cadmiumholdige produkter, nikkel-cadmiumbatterier, benzinadditiver, blyhagl, kviksølvholdige bejdsemidler og fra 1. december 2002 må der ikke anvendes blyinddækninger til nye tage.

## 4 Miljøfremmede stoffer

### *Generelt om miljøfremmede stoffer*

Der forefindes mere end 100.000 organiske, miljøfremmede stoffer, der på et eller andet tidspunkt ender på renseanlæggene og efterfølgende i slammet. I 1995 offentliggjorde Miljøstyrelsen en rapport, hvor mere end 50 af de miljøfremmede stoffer blev analyseret i slam fra tre renseanlæg. Der blev efterfølgende igangsat en række udredningsarbejder og undersøgelser, der skulle belyse effekter og skæbne i miljøet for nogle af disse stoffer. Med virkning fra 1997 blev der som tidligere nævnt indført afskæringsværdier for fire grupper af miljøfremmede organiske stoffer ved udbringning på landbrugsjord jævnfør kapitel 2.

### *Erfaringer om miljøfremmede stoffer mangler*

Miljøfremmede stoffer kan være giftige for såvel planter som dyr og mennesker. Derfor ønsker hverken landbruget eller miljømyndighederne, at de er til stede i landbrugsjorden. Hvorvidt de udgør en risiko er et spørgsmål om mængder. Hidtil foretagne undersøgelser tyder på, at de miljøfremmede stoffer i slam ikke udgør en væsentlig risiko for sundheden eller miljøet. Et væsentligt aspekt er imidlertid, at mange af problemerne med stofferne er af forholdsvis ny dato, og derfor endnu ikke er undersøgt til bunds. Blandt andet er nogle af stofferne mistænkt for at påvirke hormonsystemet og føre til tvekønnede fisk og nedsat sædkvalitet hos mænd. Desuden er videnskaben ikke på nuværende tidspunkt i stand til at redegøre for langtidseffekterne af, at vi udsættes for flere miljøfremmede stoffer på én gang. Det drejer sig derfor under alle omstændigheder om at begrænse forbruget af miljøfremmede stoffer så meget som muligt /7/.

### *Lignende proces for tungmetaller*

Da der i slutningen af halvfjerdserne og begyndelsen af firserne blev sat fokus på tungmetaller og deres virkning på mennesket og miljøet, var der også en indkøringsperiode, hvor effekter blev klarlagt og grænseværdier fastsat. I Slambekendtgørelsen af 1984 var der således kun fastsat grænseværdier for fire tungmetaller i slam til udbringning på landbrugsjord, og grænserne var sat et niveau, der i dag ville betegnes som højt. Disse værdier blev derefter løbende skærpet, og der blev tilføjet grænseværdier for flere tungmetaller.

Den opmærksomhed, der i de seneste år er rettet mod miljøfremmede stoffer, er at sammenligne med den opmærksomhed, der blev rettet mod tungmetaller for godt 20 år siden.

### *Fire grupper af miljøfremmede stoffer er i fokus*

I det følgende beskrives de fire grupper af miljøfremmede stoffer, som der i Slambekendtgørelsen er fastsat afskæringsværdier for. Stofferne beskrives med hensyn til deres kemiske opbygning, kilder og konsekvens.

### *Udviklingen i stofkoncentrationen*

Ligesom for tungmetaller er udviklingen i stofkoncentrationen i spildevandsslam bestemt for de miljøfremmede stoffer. Den gennemsnitlige stofkoncentration i spildevandsslam er således bestemt i perioden fra 1997 til 2001. Data til denne bearbejdning er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Der henvises til indledningen af kapitel 3, hvor forudsætningerne for data er beskrevet. Koncentrationerne er ligesom for tungmetaller bestemt som et vægtet gennemsnit, hvor koncentrationen for et givent stof og givent anlæg ganges med den slammængde, der produceres på anlægget det pågældende år. Denne værdi divideres med den totale slammængde, hvori der er foretaget målinger for det pågældende stof. Beregningerne er foretaget for anlæg med en kapacitet større end 30 PE.

*Industriandelens betydning og betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

Under de enkelte afsnit om miljøfremmede stoffer, er koncentrationen i slammet optegnet som funktion af andelen af separatkloakeret opland til det pågældende renseanlæg samt som funktion af, hvor stor en del af spildevandsmængden, der tilskrives industri. Lignende figurer er benyttet i kapitlet omhandlende tungmetaller. Datamaterialet er beskrevet i indledningen til kapitel 3.

*Anaerobt og aerobt slam*

Endvidere er der i hvert afsnit medtaget data bearbejdet i /3/. De optegnede grafer viser koncentrationen af det aktuelle miljøfremmede stof i henholdsvis anaerobt og aerobt stabiliseret slam. Resultaterne skal dog tages med forbehold, da der allerede inden stabiliseringen kan være forskel på kvaliteten af slammet. Denne forskel bunder i, at udrådning (anaerob stabilisering) af økonomiske årsager ofte anvendes på større anlæg, mens aerob stabilisering er mest velegnet ved mindre renseanlæg /26/.

#### 4.1 LAS (LINEÆRE ALKYL BENZENSULFONATER)

*Tensid*

LAS er en vaskeaktiv komponent i vaske- og rengøringsmidler, også kaldet et tensid. Der findes mange forskellige slags tensider og afhængigt af deres kemiske struktur kaldes de for enten anioniske, nonioniske, kationiske eller amfotere tensider. LAS er et anionisk tensid /27/.

*Giftvirkning*

LAS er meget giftigt og kan være direkte dræbende for vandlevende organismer som fisk, krebsdyr og alger. Giftvirkningen skyldes, at tensider opløser fedt og proteiner og dermed levende væsners celler med tilhørende cellemembran. Den akutte giftighed af LAS er stor sammenlignet med andre vaskeaktive stoffer /28/.

LAS kommer primært fra /29/:

- vaskemidler
- vaske- og rengøringsprocesser
- køle- og skæreprocesser

*Tiltag til reduktion af LAS*

Det skønnes, at der benyttes 6.500–7.000 tons LAS årligt i Danmark /27/. I de seneste år har der blandt andet fra Miljøstyrelsens side været forsøgt at nedbringe brugen af vaske- og rengøringsmidler, der indeholder LAS, ved en landsdækkende kampagne.

##### 4.1.1 Nedbrydning af LAS

*Nedbrydning af LAS*

LAS er ved gentagne uafhængige forsøg fundet at være let nedbrydelig under aerobe forhold, mens LAS som udgangspunkt ikke nedbrydes under anaerobe forhold /27/. Nedbrydningsprodukterne er hovedsageligt CO<sub>2</sub>, vand og sulfat.

*Stabiliseringsbetingelser er vigtige*

Ved bearbejdning af slamdata fra danske renseanlæg er der fundet lavere koncentrationer af LAS i aerobt end i anaerobt stabiliseret slam /3/, hvorfor slamstabiliseringsmetoden vurderes at have stor indflydelse på koncentrationen i det færdige slam.

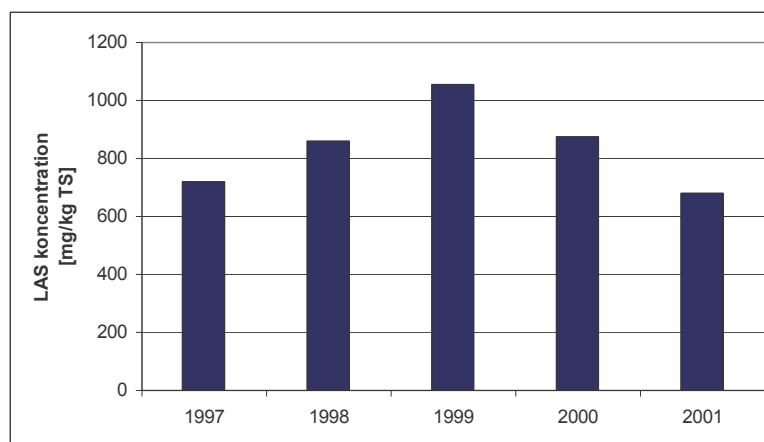
*Erfaringer ved luftning*

En undersøgelse fra 2000 /27/ viste at koncentrationen af miljøfremmede stoffer i spildevandsslam kan nedbringes betydeligt ved at efterbehandle slammet under iltrige forhold. Efterbehandlingen kan for eksempel bestå i mekanisk vending af slamstakkene, eller ved at slammet behandles i slammineraliseringsanlæg.

#### 4.1.2 LAS i spildevand og spildevandsslam

##### *LAS i spildevand*

På figur 4.1 er den gennemsnitlige koncentrationen af LAS i spildevandsslam afbildet for perioden 1997 til 2001. Koncentrationen er angivet i mg LAS per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.



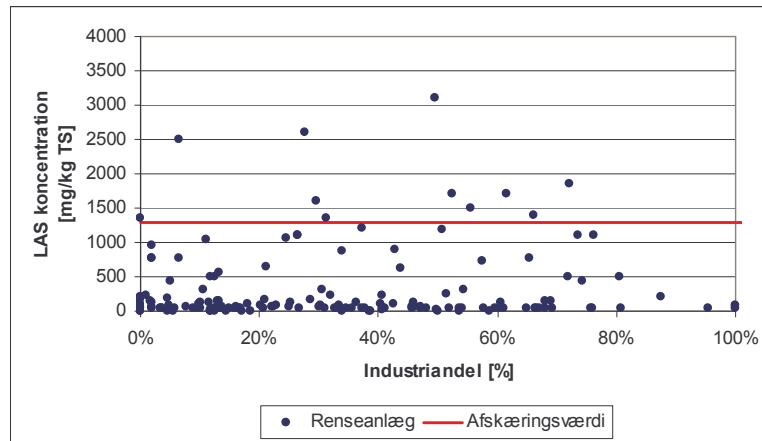
**Figur 4.1:** Koncentration af LAS i slam i perioden 1997 – 2001. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

LAS koncentrationen i spildevandsslam har været stigende i perioden 1997 til 1999. I 1999 er der sket en vending, som har medført et fald fra 1999 til 2001. Faldet kan sandsynligvis begrundes med et reduceret forbrug af LAS blandt andet som følge af Miljøstyrelsens kampagne, der blev iværksat i september 1999. Faldet kan dog også være forårsaget af de tiltag på renselanlæg og/eller industrier, som blev iværksat på grund af de skærpede afskæringsværdier i Slambekendtgørelsen.

##### *Industriandelens betydning*

Hvorvidt LAS i spildevandsslam kan henføres til industri eller husholdninger undersøges ved at afbilde LAS koncentrationen i slam som funktion af industrispildevandsandelen af den totale spildevandsmængde. Figur 4.2 viser nævnte afbildning. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.

Betragtes figur 4.2, er der ikke umiddelbart tendens til, at industrispildevandsdelen har signifikant virkning på LAS-koncentrationen i spildevandsslammet. Størstedelen af renselanlæggene overholder afskæringsværdien. Der er kun 10 anlæg ud af de ca. 160 anlæg, der overskrider afskæringsværdien for LAS. Desuden kan det naturlige niveau af LAS koncentrationen sættes relativt lavt, da størstedelen af anlæggene er placeret under 200 mg LAS per kilo tørstof. De 30-40 anlæg, der er placeret over denne koncentration af LAS, kan sandsynligvis ved ændret behandling af slam nedbringe LAS koncentrationen til lignende niveau.



**Figur 4.2:** Koncentration af LAS i slam for år 2001 som funktion af, hvor stor en del af spildevandet til renselanlægget der stammer fra industri. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

*Resultater fra en undersøgelse i Århus*

I en rapport udarbejdet af Århus Amt i 2001 vedrørende miljøfremmede stoffer blev det konkluderet, at der er større LAS koncentration i husspildevand end i blandet hus- og industrispildevand. Undersøgelsen var baseret på husspildevand, der tilføres otte mindre renselanlæg, og blandet hus- og industrispildevand der tilføres fire store renselanlæg /30/. Ud fra figur 4.2 kan en lignende konklusion ikke umiddelbart drages. Kun en nærmere gennemgang af datamaterialet kan afgøre om tendensen gælder generelt.

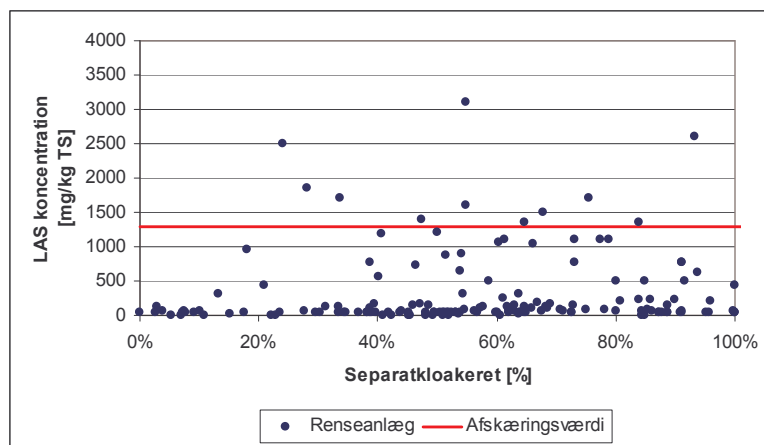
Indholdet af LAS (og flere af de andre miljøfremmede stoffer) i spildevandet er ikke nødvendigvis sammenhængende med indholdet af stoffet i spildevandsslammet. Dette skyldes, at LAS nedbrydes under aerobe forhold, hvorfor det har væsentlig betydning for indholdet i slammet, hvorledes det håndteres undervejs i rensprocessen. I flere tilfælde har det vist sig, at brug af primærtank på renselanlæg kan have væsentlig indflydelse på det producerede slams indhold af LAS.

I Århus kommune blev indholdet af LAS i spildevand, der ledes til forskellige renselanlæg, undersøgt. Indholdet af LAS i indløbet var nogenlunde ens, mens LAS koncentrationen i slammet på det anlæg, der anvendte primærtank, var betydeligt højere (faktor 30-40) end på de resterende anlæg, hvor den totale slammængde blev ledt igennem den biologiske del på renselanlægget (Se endvidere case om Bov centralrenseanlæg).

*Betydningen af andelen af separatloakeret opland*

På figur 4.3 er slammets indhold af LAS i mg per kilo tørstof afbildet som funktion af andelen af separatloakeret opland til renselanlæggene. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.





**Figur 4.3:** Koncentration af LAS i slam som funktion af, hvor stor en del af spildevandet til renselanlægget der stammer fra separatkloakerede områder. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Af figur 4.3 ses ikke umiddelbart nogen sammenhæng mellem, hvorvidt oplandet er separatkloakeret eller fælleskloakeret og LAS koncentrationen i slammet.

*Bearbejdning af data for spildevand ville være en fordel*

Ligesom for undersøgelsen af industrispildevands indvirkning, er det muligt, at en eventuel sammenhæng overskygges af, hvordan slammet håndteres på renselanlægget. For at kortlægge sådan en sammenhæng er det nødvendigt at foretage lignende sammenligninger for LAS i spildevand i tilløbet til renselanlæggene. Dette er dog ikke indeholdt i dette projekt, men burde undersøges.

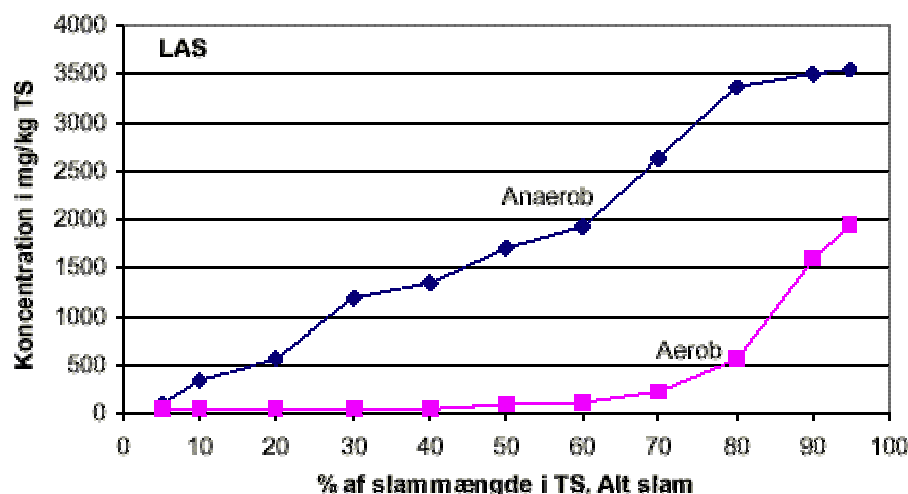
I Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2001, Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1999 /3/, blev det undersøgt, hvorvidt der findes en sammenhæng mellem indholdet af miljøfremmede stoffer i slammet og anaerob eller aerob stabilisering af slammet. Undersøgelsen viste, at der er en betragtelig forskel blandt andet på koncentrationen af LAS, se figur 4.4. Det skal dog bemærkes, at det behandlede slam i forvejen kan have forskellig kvalitet, hvorfor de konstaterede forskelle på stofkoncentrationerne ikke alene kan tilskrives stabiliseringsmetoden.

*LAS koncentrationens afhængig af stabiliseringsmetoden*

De på figur 4.4 bearbejdede data er fra 1999. Det er bemærkelsesværdigt, at stort set alt slam, der var aerobt stabiliseret i 1999, var i stand til at overholde den daværende afskæringsværdi på 2600 mg LAS per kilo tørstof, mens ca. 85 % ville kunne overholde grænseværdien for 2002 på 1300 mg LAS per kilo tørstof. Til gengæld ville kun ca. 30 % af det anaerobe slam kunne overholde de 1300 mg LAS per kilo tørstof.

Ovenstående tal illustrerer den informationsværdi, der ville ligge i at få afbildninger som figur 4.2, dog med den forskel, at det er LAS koncentrationen i spildevand, der afbildes på ordinataksen.





Figur 4.4: Koncentration af LAS for fraktiler af slammængder, som er stabiliseret ved henholdsvis anaerob- og aerobmetode. /3/.

#### 4.2 PAH (POLYCYKLISKE, AROMATISKE HYDROCARBONER)

PAH omfatter flere stoffer

PAH omfatter ni forskellige stoffer;

- Acenaphthen
- Flouren
- Phenanthren
- Flouranthen
- Pyren
- Benzo(b+j+k)flouranthen
- Benzo(a)pyren
- Indeno(1,2,3-cd)pyren
- Benzo(g,h,i)perylene

I det følgende betegnes disse stoffer blot under et som PAH. PAH dannes ved alle former for ufuldstændig forbrænding, og forekommer i store mængder i benzin, olieprodukter og kul /27/.

Kilder til PAH

Kilder til PAH er: /29/

- forbrændingsprocesser
- trafik
- vådvaskere til luftrensning
- oliespild

Ved naturlige processer såsom skovbrande og lignende frigives store mængder PAH. En spredning af PAH'er med luften vil kunne ske over store afstande, og er den væsentligste kilde til overfladeforurening af jord og vand /27/.

Giftvirkning af PAH

PAH'er er toksiske og har cancerogene effekter. Effekterne skyldes eksponering såvel via hudkontakt som ved indtagelse /31/. De ni PAH'er er alle uønskede i spildevand blandt andet på grund af deres potentielle skadevirkning på mennesker /32/.

Kemisk omfatter gruppen af PAH'er kulbrinter, der består af stoffer med 2-7 aromatiske ringe, primært usubstituerede forbindelser. Der kan forekomme PAH'er med 10-12 aromatiske ringe, samt et utal af alkylsubstituerede PAH'er. Stofferne er hydrofobe og dermed ringe vandopløselige.

#### 4.2.1 Nedbrydning af PAH

##### *Nedbrydning af PAH*

Der er to mekanismer, der har betydning for den mikrobielle nedbrydning af PAH'er:

- Direkte nedbrydning, hvor det enkelte stof kan udnyttes som energi- og kulstofkilde for mikroorganismene.
- Co-metabolisme, hvor et givet stof omdannes sekundært ved, at der sker en nedbrydning af et andet stof (primært substrat), der således vil fungere som energikilde for mikroorganismene (Jensen, 1996).

Nedbrydning af de lavmolekylære PAH'er (2-3 aromatiske ringe) sker relativt hurtigt og under indvirkning af mange forskellige mikroorganismer. Enkelte bakterier og svampe kan også nedbryde flouranthen og pyren, på trods af den 4 ringede struktur, og benytte disse som deres eneste energi- og kulstofkilde. Nedbrydningen af de 5 og 6 ringede PAH'er kan kun ske ved co-metabolisk nedbrydning.

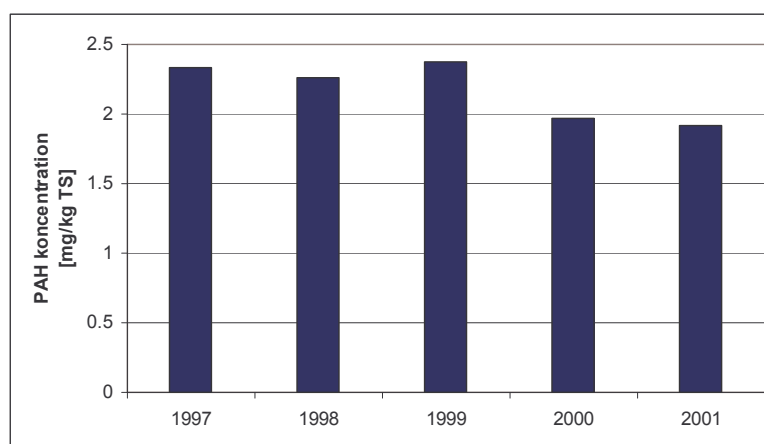
Det fremgår, at der er to mulige nedbrydningsforløb for PAH'er. Begge kræver oxygen til ringkløvning. Efter ringkløvningen kan nedbrydningen forløbe under anaerobe forhold. Oxygen vil derfor være det hastighedsbegrænsende led i den initiale nedbrydningsproces. Nedbrydning af PAH'er er primært en funktion af strukturen og antallet af aromatiske ringe [27].

#### 4.2.2 PAH i spildevand og spildevandsslam

##### *PAH i spildevandsslam*

I det følgende behandles forekomsten af PAH i spildevandsslam. På figur 4.5 er det gennemsnitlige indhold af PAH i slam fra renseanlæg afbildet i perioden fra 1997 til 2001. Koncentrationen er udtrykt som mg PAH per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 "Tungmetaller".

Af figur 4.5 ses, at indholdet af PAH i spildevandsslam har været relativt stabilt siden indførelsen af afskæringsværdier i Slambekendtgørelsen i 1997. Ved indførelsen af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer blev værdien sat til 6 mg PAH per kilo tørstof. Senere i 2000 blev denne værdi skærpet til 3 mg PAH per kilo tørstof. Det ses af figur 4.5, at den gennemsnitlige koncentration overholder afskæringsværdien.

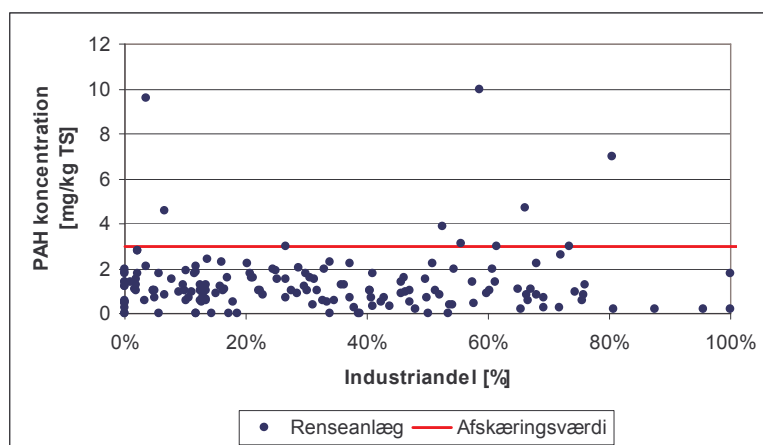


**Figur 4.5:** Koncentration af PAH i slam i perioden 1997 til 2001. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

##### *Industriandelens betydning*

På figur 4.6 ses koncentrationen af PAH i mg per kilo tørstof i spildevandsslam som funktion af den andel af spildevandet, der kommer fra

industri. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.



**Figur 4.6:** Koncentration af PAH i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af graden af industrispildevand. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

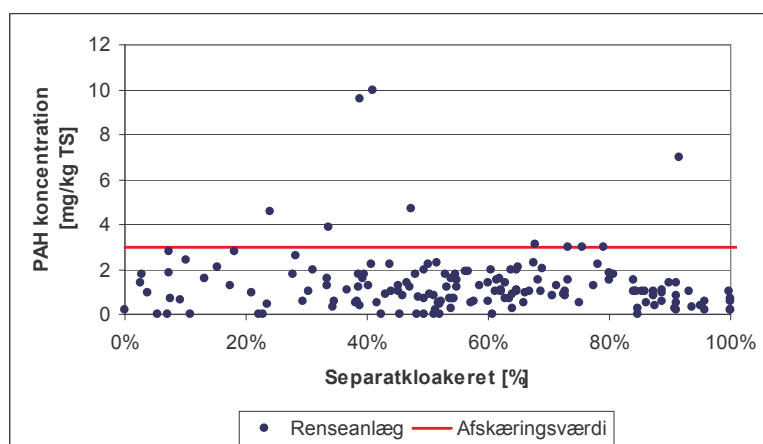
Indholdet af PAH i slam fra renselanlæg vurderes af figur 4.6 at være svagt afhængig af graden af industrispildevand. Dette ses ved, at punkterne i den ende af skalaen, der repræsenterer en industriandel på over 50 %, er mere spredt ud, og dermed har relativt flere høje værdier, end punkterne i den lave ende af skalaen.

#### *Erfaringer fra Århus*

I tidligere omtalte rapport udarbejdet af Århus kommune /30/, blev det fundet, at der var et større indhold af PAH i blandet hus- og industrispildevand end i husspildevand alene. Tendensen på figur 4.6 er, som skrevet, meget svag. Alene det, at der fra 80 % industriandel til 100 % industriandel er fem anlæg, der afviger fra denne tendens, viser, at tendensen er meget usikker.

#### *Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

På figur 4.7 undersøges, om der er en lignende sammenhæng mellem andelen af separatkloakeret opland og koncentrationen af PAH i slammet fra renselanlæggene. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.



**Figur 4.7:** Koncentration af PAH i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland.

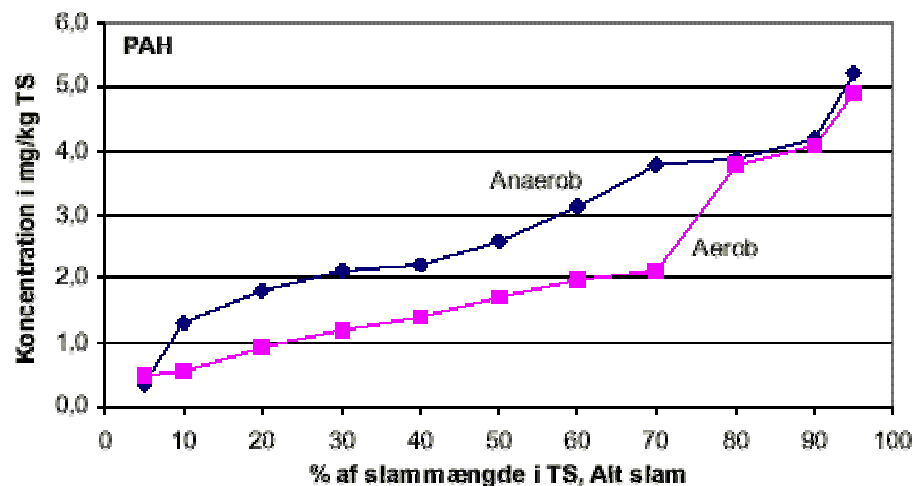
Af figur 4.7 ses, at der er en svag tendens til faldende PAH koncentration med stigende andel separatkloakeret opland.

I rapporten fra Århus kommune /30/, blev der fundet en tendens til, at renseanlæg, hvor oplandet er fælleskloakeret, modtager større koncentrationer af PAH'er i spildevandet end anlæg med separatkloakerede oplande. Dette forhold blev tilskrevet et højt indhold af PAH i vejvand. Imidlertid blev det vurderet, at der ud fra det benyttede datagrundlag ikke var tilstrækkelig konsistens til at kunne dokumentere en sammenhæng.

At spildevandets indhold af PAH trods alt, i modsætning til forholdene med LAS, lader til at kunne spores i slammet, kan skyldes, at PAH ikke er så afhængig af slamhåndteringen på renseanlægget.

Stabiliseringsmetodens betydning

På figur 4.8 ses, hvorledes PAH er afhængig af stabiliseringsmetoden. /3/.



Figur 4.8: Koncentration af PAH som fraktioner af slammængder som er stabiliseret ved henholdsvis anaerob- og aerobmetode /3/.

Det skal bemærkes, at det er Miljøstyrelsens vurdering, at det behandlede slam, der sammenlignes, i mange tilfælde er af forskellig kvalitet.

Det ses af figur 4.8, at ca. 75 % af det aerobt stabiliserede slam ville kunne overholde Slambekendtgørelsens afskæringsværdi til PAH på 3 mg per kilo tørstof, mens den tilsvarende andel for anaerobt stabiliserede slam er ca. 58 %. Den aerobe behandling af slammet er altså igen bedre til at reducere koncentrationen af PAH.

#### 4.3 NPE (NONYLPHENOETHOXYLATER)

NPE

NPE eller nonylphenoethoxylater er en gruppe af non-ioniske detergenter, hvis funktion, når de indgår i vaske- og rengøringsmidler, er at holde snavs og fedt opløst i vaskevandet. Stofferne virker tillige emulgerende og er antioxiderende. NPE anvendes blandt andet i:

- rengørings- og vaskemidler
- bilsplejeprodukter
- shampoos
- malinger
- lakker
- cremer
- smøreolier
- plast
- isoleringsskum
- pesticider

Endvidere er storforbrugere af NPE tekstilbranchen, papirproducenter og den almindelige forbruger. NPE findes ofte i de samme produkter som LAS.

*Kilder til NPE i spildevand*

Kilderne til NPE i spildevand og slam kan ved betragtning af ovennævnte produkter både være industrier, handel- og håndværksvirksomheder samt husholdninger /27/.

*Giftvirkning af NPE*

NPE kan påvirke hormonbalancen hos dyr og er mistænkt for at være en medvirkende årsag til faldende sædkvalitet og stigninger i antallet af testikelkræft og brystkræft hos mennesker. Endvidere kan NPE have en negativ effekt på jordbundsdyr /28/.

#### **4.3.1 Nedbrydning af NPE**

*Nedbrydning af NPE*

Nonylphenol og nonylphenoethoxylater (samlet kaldet NPE) er ikke-let-nedbrydelige, meget giftige for vandorganismer og potentielt bioakkumulerbare. NPE er derfor uønsket i afløbssystemet og bør erstattes eller reduceres til et minimum /32/.

Nedbrydning af NPE er rapporteret at kunne forløbe både aerobt og anaerobt /27/.

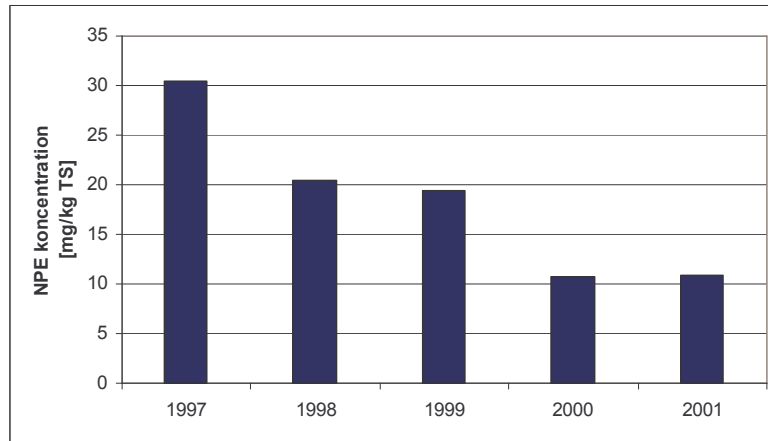
Ved vurdering af NPE i spildevand bør der både tages højde for nonylphenol, nonylphenolmonoethoxylat og nonylphenoldiethoxylat samt langkædede nonylphenol-forbindelser. NPE anvendes oftest som langkædede forbindelser i diverse produkter, mens nonylphenol og nonylphenoethoxylater med 1-2 ethoxygrupper er de nedbrydningsprodukter, der er fastsat afskæringsværdier for i Slambekendtgørelsen. Langkædede nonylphenolforbindelser nedbrydes relativt let til nonylphenol og nonylphenoethoxylater med 1-2 ethoxygrupper /32/.

#### **4.3.2 NPE i spildevandsslam**

*NPE i spildevandsslam*

Ved spildevandsrensning tilbageholdes en del af NPE i spildevandsslammet. På figur 4.9 ses udviklingen af gennemsnitskoncentrationen af NPE i slam fra indførelsen af afskæringsværdierne i 1997 til 2001. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.

Det ses af figur 4.9, at NPE indholdet i slam har været faldende. Ved skærpelsen af afskæringsværdien i 2002 til 10 mg per kilo tørstof, vil gennemsnitskoncentrationen i spildevandsslam til trods for faldet ikke kunne overholde kravene. Det er dog med en ganske lille koncentration, afskæringsværdien vil blive overskredet. Data for 2002 vil vise om der er behov for at implementere flere tiltag for at reducere NPE koncentrationen, eller at årlige svingninger vil bevirke, at gennemsnitskoncentrationen kommer under afskæringsværdien.

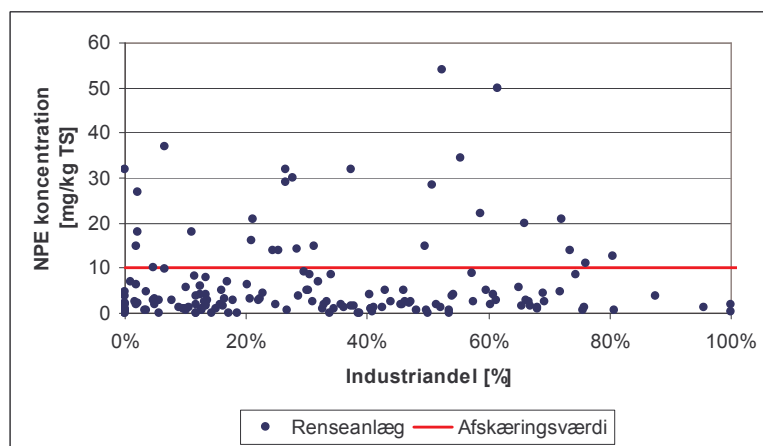


**Figur 4.9:** Koncentration af NPE i slam i perioden 1997 – 2001. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Det er vigtigt at bemærke, at det ikke er et krav, at gennemsnitskoncentrationen når et niveau på eller lavere end afskæringsværdien. Det vigtige er, hvor mange anlæg, der kan overholde afskæringsværdien og hvor mange tons slam, der kan genbruges på landbrugsjord. Hvor stor en del af anlæggene, der vil kunne overholde den nye afskæringsværdi, kan estimeres ud fra figur 4.10.

#### Industriandelens betydning

På figur 4.10 er koncentrationen af NPE i slammet afbildet som funktion af industrispildevandsandelen. NPE koncentrationen er udtrykt som mg per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.



**Figur 4.10:** Koncentration af NPE i slam som funktion af, hvor stor en del af spildevandet til de enkelte renselanlæg der stammer fra industrien. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

At vurdere ud fra figur 4.10 er NPE i slammet uafhængig af industrispildevand. Anlæggene virker tilfældigt placeret i figuren.

#### Erfaringer fra Århus

I rapporten fra Århus Amt omhandlende miljøfremmede stoffer, blev det fundet, at blandet hus- og industrispildevand var en større tilleder af NPE til renselanlægget end husspildevand alene /30/.

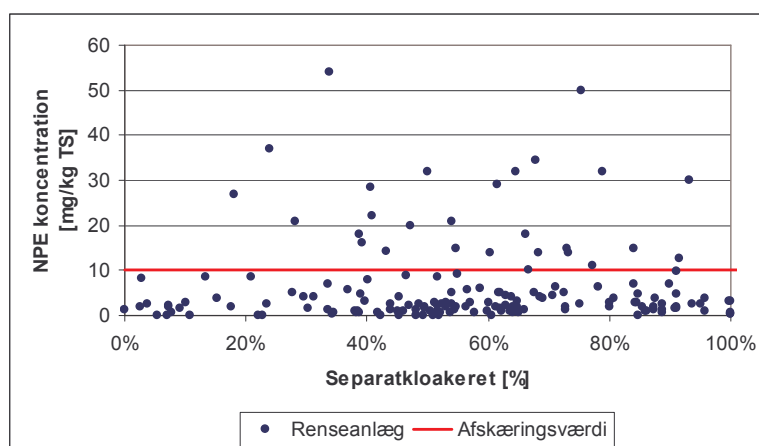
#### Nye bearbejdnings vilde være en fordel

At et forøget niveau i spildevand fra industri ikke umiddelbart kan spores i slammet, kan forklares ved, at NPE nedbrydes betragteligt under aerobe forhold, hvorfor slamhåndteringen på renselanlægget kan have større betydning for NPE koncentrationen, end hvor stor en mængde der reelt

tilføres til anlæggene. For at få et totalt billede af forholdene, ville det derfor være at foretrække, at lignende figurer også blev udarbejdet for NPE i tilløbet til rensaanlæggene, således at data før og efter behandling på rensaanlæggene kunne sammenholdes. Ud fra dette ville det være muligt at kvantificere betydningen af den måde, hvorpå slammet behandles på rensaanlæggene samt på et bedre grundlag vurdere, hvilken betydning industrien reelt har på NPE belastningen til rensaanlæggene.

*Betydningen af andelen af separatloakeret opland*

Hvorvidt koncentrationen er afhængig af, om spildevandet kommer fra et fælleskloakeret eller separatkloakeret område, belyses ved at optegne NPE koncentrationen i mg per kilo tørstof som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.

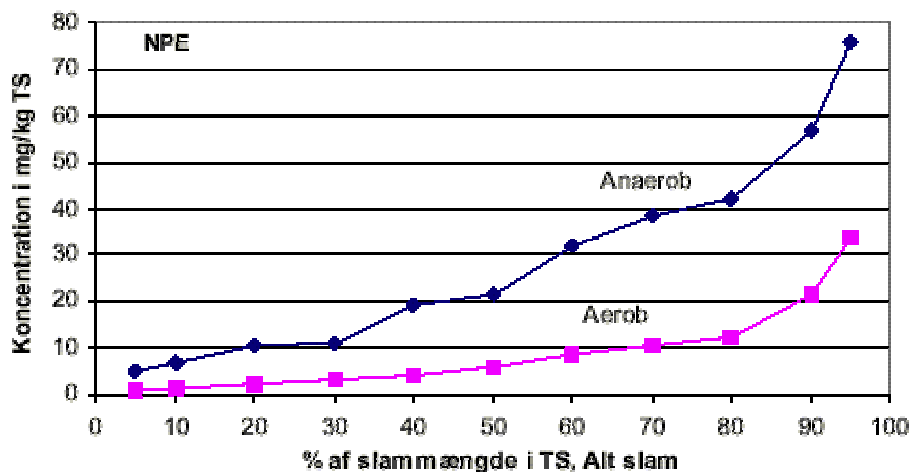


**Figur 4.11:** Koncentration af NPE i slam fra rensaanlæg afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Ligesom for figur 4.10 er der ikke umiddelbart nogen tendens at spore.

*Stabiliseringsmetodens betydning*

Som nævnt nedbrydes NPE under aerobe forhold. På rensaanlægget kan stabiliseringsmetoden således, ligesom det er tilfældet for de øvrige tre miljøfremmede stoffer, have indflydelse på koncentrationen af stoffet i slammet. På figur 4.12 ses indholdet af NPE i henholdsvis anaerob og aerob stabiliseret slam for data fra 1999 /3/.



**Figur 4.12:** Koncentrationen af NPE som fraktiler af slammængder som er stabiliseret ved henholdsvis anaerob- og aerobmetode.

Det ses af figur 4.12, at der er stor forskel på koncentrationen af NPE i anaerobt og aerobt stabiliseret slam. Det er bemærkelsesværdigt, at kun ca. 20 % af det anaerobt stabiliserede slam ville kunne overholde afskæringsværdien for NPE i 2002 på 10 mg per kilo tørstof. Til gengæld er den tilsvarende mængde for aerobt stabiliseret slam 70 %.

For at få en større indsigt i betydningen af slamstabiliseringen ville det være en gevinst, hvis de anlæg, der er benyttet til præsentation af resultaterne vedrørende industriandelens betydning og betydningen af andelen af separatkloakeret opland, kunne markeres, således at det tydeligt fremgik, hvilke anlæg der benyttede aerob henholdsvis anaerob slamstabilisering. Hvis tendensen på sådan en afbildning var helt klar, således at alle anlæg, der havde anaerob stabilisering var placeret i den høje ende af skalaen (koncentrationen) og alle de anlæg, der havde aerob stabilisering var placeret i den lave ende af skalaen (koncentrationen), ville der ligge en klar løsningsmetode til at nedbringe koncentrationen af miljøfremmede stoffer i slammet.

#### 4.4 DEHP (DIETHYLHEXYLPHTHALAT)

##### *DEHP*

Di(-ethylhexyl)phtalat (DEHP) tilhører gruppen af phtalat ester (PAE), som især anvendes som blødgørere i PVC.

##### *Giftvirkning af DEHP*

DEHP er reproduktionshæmmende. Endvidere er DEHP fundet kræftfremkaldende hos rotter og mus og mistænkt for også at være kræftfremkaldende hos mennesker.

DEHP har i adskillige undersøgelser vist sig at kunne bioakkumulere i akvatiske organismer som alger, krebsdyr, fisk og insekter /27/.

Omkring 90 % af den årlige anvendte mængde DEHP indgår i blødgjort PVC, hvoraf op til 67 % af PVC produktet kan udgøres af blødgørere. Produkter, som kan indeholde blødt PVC og derved DEHP, er blandt andet legetøj, vinylgulve, hospitalsudstyr (slanger og lignende) og plastbelagte tekstiler. DEHP forefindes også i lak, maling, fugemasse, kosmetik, trykfarver og lim, samt en række andre produkter. DEHP tilføres miljøet både ved fordampning og forbrænding, men også tilførsel af spildevandsslam til jordbrugsformål er kilde til udslip til det terrestriske miljø. Udslip af phtalater, herunder DEHP, til spildevand og herved til spildevandsslam, beror primært på brug af produkter som blødt PVC, lak, maling, trykfarve og lim.

##### 4.4.1 Nedbrydning af DEHP

##### *Nedbrydning af DEHP*

Nedbrydning af DEHP i miljøet kan foregå enten ved fysisk-kemiske processer (herunder hydrolyse og photolyse) eller ved mikrobiel nedbrydning. Endelig kan DEHP også fjernes fra miljøet ved adsorption til andre stoffer og partikler /27/.

DEHP kan nedbrydes under aerobe forhold, mens det under anaerobe forhold synes at være persistent. Temperaturen har stor indflydelse på nedbrydningshastigheden af DEHP /27/.

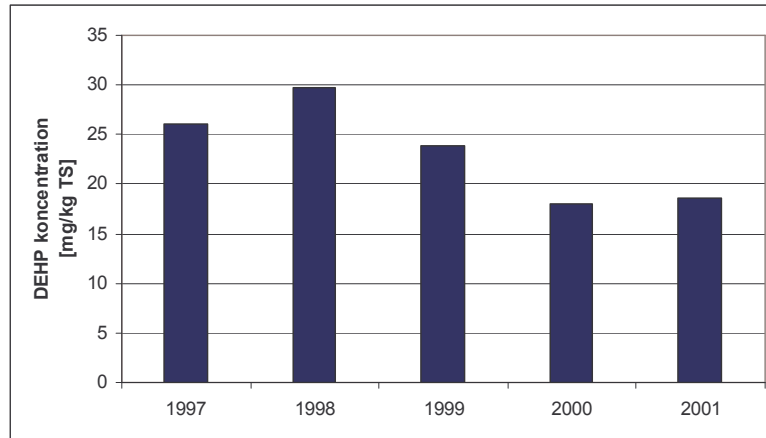
##### 4.4.2 DEHP i spildevandsslam

##### *DEHP i spildevandsslam*

En stor andel af den DEHP, der tilføres renseanlæg, fjernes fra vandet under renseprocesserne. På grund af DEHPs evne til at adsorbere til partikler opsamles en del i slammet. På baggrund af en Massestrømsanalyse for phtalater i 1992 blev det vurderet, at der i alt tilbageholdes omkring 7 tons DEHP per år i slam på danske renseanlæg.



Efter at der i 1997 blev indført afskæringsværdier til de miljøfremmede stoffer, er der foretaget målinger af DEHPs koncentration i spildevandsslam. Udviklingen i gennemsnitskoncentrationen i slam fra et repræsentativt antal danske renselanlæg er vist på figur 4.13. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.

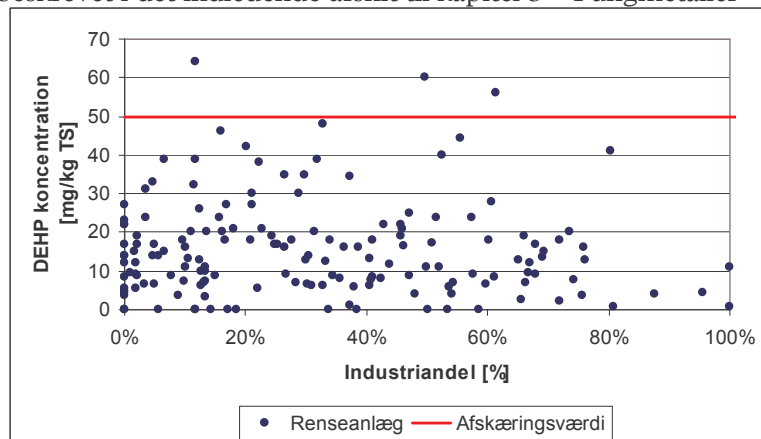


**Figur 4.13:** Koncentration af DEHP i slam i perioden 1997 til 2001. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

DEHP koncentrationen har ifølge figur 4.13 været faldende fra 1998 dog med en svag stigning fra 2000 til 2001. Afskæringsværdien var ved indførelsen sat til 100 mg per kilo tørstof, men blev i 2000 skærpet til 50 mg per kilo tørstof. Af figuren ses, at gennemsnitskoncentrationen for slam i 2001 var under halvdelen af afskæringsværdien.

#### Industriandelens betydning

På figur 4.14 er DEHP koncentrationen i slam afbildet som funktion af industrispildevandsandelen til renselanlæggene. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”



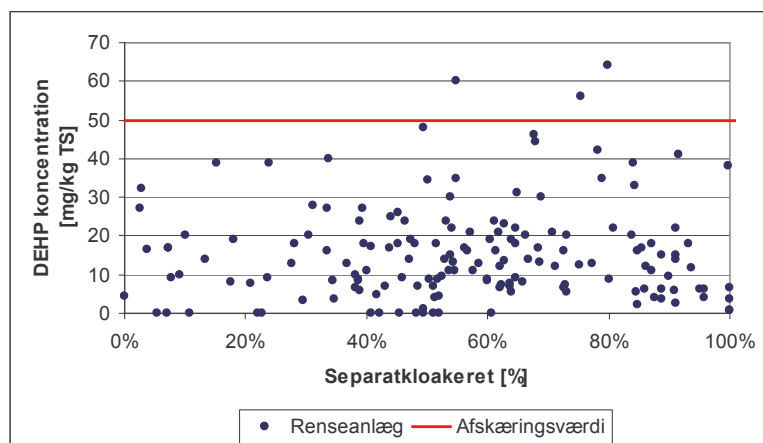
**Figur 4.14:** Koncentration af DEHP i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af andelen af industrispildevand. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Der er ingen entydig tendens at spore ud fra figur 4.14. Det ser dog ud til, at anlæg med en meget stor industriandel (80-100 %) har et relativt lavt indhold af DEHP. Datagrundlaget er imidlertid så spinkelt, at en sådan sammenhæng ikke kan bekræftes. Desuden er der en stor spredning på data. Det fremgår ligeledes, at stort set alle de behandlede anlæg overholder afskæringsværdien. Der er kun tre anlæg, der ligger lige over afskæringsværdien.

I undersøgelsen udført af Århus Amt /30/ blev DEHP fundet i samme koncentrationer i husspildevand som i blandet hus- og industrispildevand.

*Betydningen af andelen af separatkloakeret opland*

På figur 4.15 er koncentrationen af DEHP i spildevandsslam afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland til de respektive renselanlæg. Koncentrationen er udtrykt som mg DEHP per kilo tørstof. Forudsætningerne for data er beskrevet i det indledende afsnit til kapitel 3 ”Tungmetaller”.



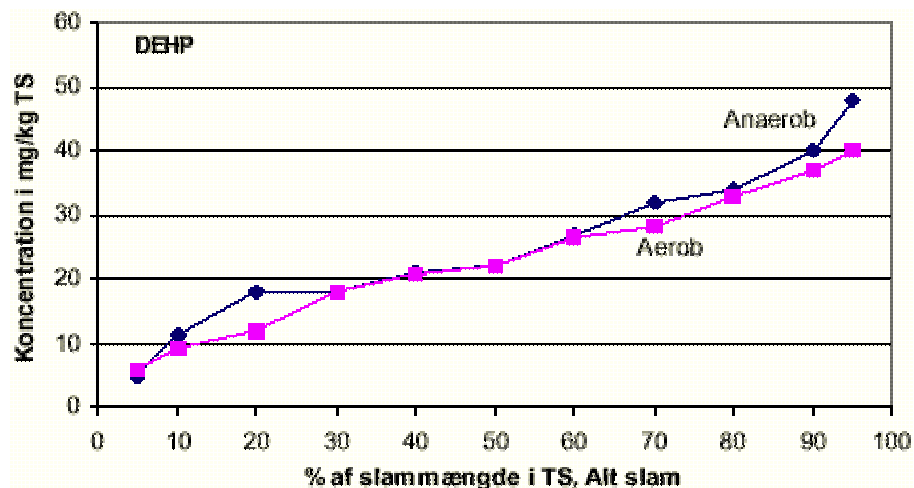
**Figur 4.15:** Koncentration af DEHP i slam fra renselanlæg afbildet som funktion af andelen af separatkloakeret opland. Data rekvireret fra Miljøstyrelsen 2002.

Der ses af figur 4.15 ingen sammenhæng mellem koncentrationen af DEHP i spildevandsslam og andelen af separatkloakeret opland.

*Slamstabiliseringsmeto- dens betydning*

Som beskrevet tidligere forekommer der en vis nedbrydning af DEHP under aerobe forhold, mens nedbrydningen under anaerobe forhold er ringe. I forbindelse med Miljøstyrelsens bearbejdning af slamdata, er slamkvalitetens afhængighed af stabiliseringsmetoden undersøgt. Figur 4.16 viser koncentrationen af DEHP som fraktiler af den slammængde, som er stabiliseret dels under anaerobe forhold og dels under aerobe forhold.

Det ses af figur 4.16, at slamkvaliteten er meget lidt afhængig af slamstabiliseringsmetoden i modsætning til de andre omtalte miljøfremmede stoffer. En eventuel forskel på DEHP koncentrationen i spildevand fra industri sammenlignet med husholdning, eller fra separatkloakeret opland sammenlignet med fælleskloakeret, ville derfor sandsynligvis kunne spores i slammet.



**Figur 4.16:** Koncentrationer af DEHP som fraktiler af slammængder, som er stabiliseret ved henholdsvis anaerob- og aerobmetode /3/.

#### 4.5 OPSAMLING AF RESULTATER OM MILJØFREMMEDE STOFFER

##### *Opsummering af resultaterne om miljøfremmede stoffer*

I dette kapitel er indholdet i slammet af fire miljøfremmede stoffer/grupper behandlet – LAS, PAH, NPE og DEHP. De fire stoffer er behandlet hver for sig med fokus på stoffernes udvikling siden 1997 (hvor afskæringsværdier for disse stoffer blev indført i Slambekendtgørelsen), industriandelens betydning, betydningen af andelen af separatkloakeret opland samt betydningen af slamstabiliseringsmetoden.

##### *Datagrundlag*

Figurerne udarbejdet for hvert stof er baseret på data fra ca. 160 renselanlæg alle med en belastning større end 1.500 PE geografisk tilfældigt fordelt i Danmark. Figurer visende stofudviklingen er baseret på data fra danske anlæg med en kapacitet større end 30 PE. Forudsætningerne for data er specificeret i starten af kapitel 3 ”Tungmetaller”.

##### *Udviklingen i gennemsnitskoncentrationen*

Betragtes først udviklingen i gennemsnitskoncentrationen af miljøfremmede stoffer i spildevandsslammet fra 1997 til 2001, er der for alle stoffer sket en reduktion i koncentrationen. Der er ikke tale om et jævnt fald over årene, men samlet set er der sket en reduktion fra 1997 til 2001. Den største reduktion ses i koncentrationen af NPE og DEHP.

Sammenlignes gennemsnitskoncentrationen for de behandlede miljøfremmede stoffer med afskæringsværdierne i Slambekendtgørelsen, overholder gennemsnitskoncentrationen for LAS, PAH og DEHP deres respektive afskæringsværdier, mens NPE ikke overholder dets afskæringsværdi.

##### *Industriens betydning*

Når spørgsmålet om, hvorvidt industrien bidrager mere end husholdningerne til forureningen med miljøfremmede stoffer, skal besvares, fremkommer der et lidt sløret billede. Umiddelbart har der ikke for nogen stoffer tegnet sig en tydelig tendens til, at industrien er en større bidragsyder til forureningen med miljøfremmede stoffer end husholdningerne. For PAH har der været en svag tendens til, at koncentrationen i slammet har været stigende med stigende industriandel. Denne tendens er dog meget svag.

##### *Stoffer i spildevand*

Med hensyn til datamaterialet bør ca. 160 renselanlæg med en belastning større end 1.500 PE geografisk tilfældigt fordelt i Danmark udgøre et tilstrækkeligt datagrundlag til undersøgelse af en eventuel industriafhængighed. Problemet med data er, at de omfatter stofkoncentrationer i spildevandsslammet og ikke også stofkoncentrationer i spildevandet til de enkelte renselanlæg. Det er blevet tydeligt i dette kapitel, at rensemetoden, spiller en vigtig rolle, når koncentrationen af miljøfremmede stoffer i spildevandsslammet skal vurderes. Specielt for LAS og NPE er der stor forskel på, om der benyttes aerob eller anaerob slamstabilisering. Derfor kan industriens betydning, selvom den ikke ses på de viste figurer i dette kapitel, være overskygget af effekten af rensemetoderne. For at få afklaret dette forhold burde lignende figurer udarbejdes for stofkoncentrationerne i tilløbet til renselanlæggene. Ved at sammenholde disse figurer med de allerede udarbejdede figurer vil industriens betydning kunne iagttages. Problemet er dog, at det er meget få renselanlæg, der måler koncentrationen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i tilløbet. På nuværende tidspunkt er det således ikke muligt at udarbejde lignende figurer for stoffer i spildevandet.

<i>Betydningen af andelen af separatkloakeret opland</i>	Betragtes figurerne, der illustrerer betydningen af andelen af separatkloakeret opland, er der heller ikke her en umiddelbar sammenhæng mellem stofkoncentrationerne og andelen af separatkloakeret opland. For PAH kunne der spores en svag tendens til faldende PAH koncentration ved stigende andel af separatkloakeret opland.
<i>Direkte anbefaling til kommunerne</i>	Hvis det viser sig, at rensemetoderne og derunder slamstabiliseringsmetoden spiller den væsentligste rolle, ligger der i denne information en direkte brugbar oplysning til kommuner, der har problemer med miljøfremmede stoffer af typen LAS, PAH og NPE. For DEHP spiller slamstabiliseringen derimod en mindre rolle, da der ikke umiddelbart var forskel på aerob og anaerob stabilisering.  En del af informationen kunne observeres, hvis der for alle de behandlede anlæg blev foretaget en opdeling i aerob og anaerob stabilisering. Hvis anlæg med anaerob stabilisering gav høje koncentrationer på de i kapitlet præsenterede figurer, og anlæg med aerob stabilisering gav lave koncentrationer, ville dette alene give en indikation af, hvor vigtig slamstabiliseringsmetoden er for koncentrationen af stofferne i slammet. Dette ville give anlæg med anaerob stabilisering en mulighed for at nedbringe koncentrationen af stofferne ved indførelse af aerob stabilisering. Industriens betydning ville dog stadig ikke klart fremgå af resultaterne, da der mangler analysen af koncentrationerne i spildevandet til rensesanlæggene.
<i>Ændring af afskæringsværdierne</i>	Der skal bemærkes, at for de ca. 160 rensesanlæg, er der for LAS og PAH kun 10 anlæg, der ikke overholder afskæringsværdien i Slambekendtgørelsen. For NPE er der 29 anlæg og DEHP 3 anlæg, der ikke overholder værdien. Totalt set er dette ikke mange anlæg. Til gengæld er erfaringerne med miljøfremmede stoffer ikke så stor som for tungmetaller, og der vil sandsynligvis ske en nedregulering af afskæringsværdierne i fremtiden, når effekterne/konsekvenserne ved de miljøfremmede stoffer kendes bedre.



# 5 Erfaringer – cases fra Danmark

## *Struktur i rapport*

I kapitel 3 blev de syv tungmetaller, der er opstillet grænseværdier for i Slambekendtgørelsen, gennemgået og analyseret. I kapitel 4 blev de fire miljøfremmede stoffer, der er opstillet afskæringsværdier for i Slambekendtgørelsen, gennemgået og analyseret. I dette kapitel behandles lokaliserede cases, hvor der i en kommune enten har været eller er problemer med tungmetaller eller miljøfremmede stoffer i slammet på det offentlige renseanlæg, hvilket bevirker, at slammet ikke kan og må genanvendes på landbrugsjord.

## *Fremgangsmåde*

For at lokalisere egnene cases, hvor der enten er eller har været problemer med tungmetaller eller miljøfremmede stoffer, har følgende kilder været benyttet:

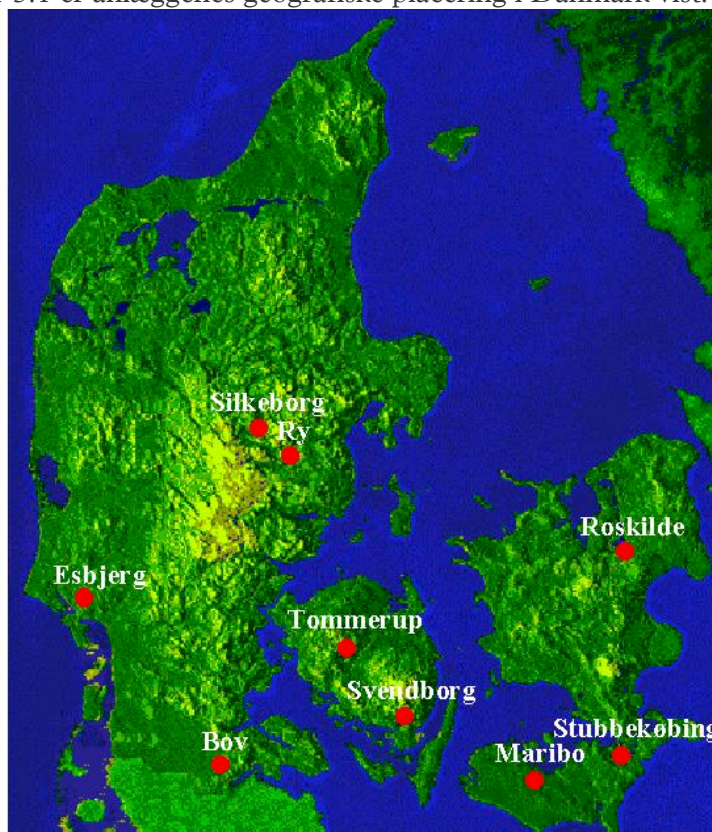
- Litteraturstudie
- Internet
- Miljøstyrelsen
  - Rapporter
  - Udtræk fra diverse databaser
- Diverse foreninger
  - Spildevandsteknisk Forening
  - Foreningen af Miljømedarbejdere i Kommunerne
- Kontakt til kommuner
- Kontakt til amter

## *Mere end 30 kommuner er kontaktet*

Der er blevet kontaktet mere end 30 kommuner, som alle er blevet udvalgt fra ovenstående kilder, hvor der i data har været et fald i et af de behandlede stoffer eller har været et eller flere stoffer med værdier større end grænse- og/eller afskæringsværdierne. Ud fra disse kontaktede kommuner, er der opbygget en case, såfremt det var muligt at fremskaffe data og casen var relevant for projektet. Følgende kommuner med tilhørende renseanlæg er udvalgt og vil blive beskrevet i de følgende underafsnit:

- Svendborg kommune – Egsmade, Svendborg Centralrenseanlæg
- Esbjerg kommune – Esbjerg Vest og Esbjerg Øst renseanlæg
- Roskilde kommune – Bjergmarken renseanlæg
- Ry kommune – Ry renseanlæg
- Bov kommune – Bov Central Renseanlæg
- Stubbekøbing kommune – Stubbekøbinganlægget
- Tommerup kommune – Renseanlægget Holmehave
- Maribo og Saksøbing kommune – Renseanlægget Hunseby Strand
- Silkeborg kommune – Renseanlægget Søholt

På figur 5.1 er anlæggenes geografiske placering i Danmark vist.



Figur 5.1: Placering af renseanlæg, der behandles i cases.

Casene er opbygget således, at der først følger en beskrivelse af kommunen med tilhørende renseanlæg. Dernæst en beskrivelse af problemet så vidt muligt illustreret med figurer og tabeller, der viser data for renseanlægget, data fra de involverede industrier samt data fra eventuelle kildesporinger. I hver case gives der en beskrivelse af løsningen af problemet, såfremt der er fundet en løsning. Afslutningsvis opsummeres de vigtigste iagttagelser i casen, og disse samles til konkrete anbefalinger til kommunerne ved håndtering af lignende problemer.

I bilag 5.1 er alle kontaktede kommuner listet.

## 5.1 ERFARINGER FRA SVENDBORG

*Generelt om Svendborg* Svendborg ligger på Fyn og har et befolkningstal på ca. 45.000. Omkring 40.000 af disse indbyggere bor i byområde resten i landzonen. Størrelsesmæssigt set (befolkningstal) er Svendborg Kommune blandt de 30 største i Danmark. Set isoleret på Fyn er Svendborg den næststørste by kun overgået af Odense.

*Renseanlæg i Svendborg* I Svendborg er der placeret to renseanlæg – Egsmade og Bjerreby Renseanlæg. Det største og nyeste er Egsmade, som også betegnes Svendborg Centralrenseanlæg. Dette anlæg modtager spildevand fra alle byområderne i Svendborg og er placeret som nummer 32 på en liste over de 50 mest belastede renseanlæg i Danmark, jævnfør Spildevandsteknisk Forenings hjemmeside /34/. Bjerreby Renseanlæg renser vandet fra landbrug og de små bysamfund på de sydvestlige dele af Tåsinge.

Begge anlæg er opbygget med mekanisk, biologisk og kemisk rensning (fældning) og fjerner 95-98 % af den tilførte forurening fra såvel husholdninger som industrier. Egsmade er dimensioneret til en daglig belastning på 105.000 PE, mens det i 2001 var belastet med 47.818 PE.



Anlægget er altså bygget til at kunne håndtere en betydelig større belastning end den nuværende.

### *Slamdisponering*

Slamproduktionen fra Svendborg Centralrenseanlæg – Egsmade – leveres til forbrænding og ikke til genbrug på landbrugsjord. Dette skyldes, at slammet først for nyligt har kunnet overholde grænseværdierne til tungmetaller. Da kravene på nuværende tidspunkt er overholdt, arbejdes der i kommunen på at få vedtaget et slammineraliseringsanlæg med det for øje at bringe slammet på landbrugsjord.

Slammineraliseringsanlægget betragtes i kommunerne som en alternativ mulighed for bortskaffelse af slam, idet der regnes med, at slammet kan opbevares i et mineraliseringsanlæg i ca. 10 år, før der skal tages stilling til, hvorvidt det mineraliserede slam kan spredes på landbrugsjord, forbrændes eller anbringes på kontrolleret losseplads. Ved etablering af et slammineraliseringsanlæg har Svendborg Kommune muligheden for at genanvende slammet på landbrugsjord. Målet er at have slammineraliseringsanlægget i drift i 2005, såfremt den politiske opbakning er tilstede.

#### **5.1.1 Chrom og nikkel problemer**

### *Chrom og nikkel problemer*

Det fremgik af forrige afsnit, at slammet fra Svendborg Centralrenseanlæg først for nyligt har kunnet overholde grænseværdierne for tungmetaller. Der har igennem en lang årrække været registreret problemer med nikkel- og chromindholdet i slammet. Problemerne med nikkel blev løst i starten af halvfemserne, mens chromproblemerne blev løst i løbet af 1999.

#### **5.1.2 Chrom problemer**

### *Chrom problemer*

Siden 1970'erne har der i tilløbet til Egsmade været registreret store mængder af chrom.

### *Chrom fra garveri*

Den tilledte chrom stammede primært fra to garverier, hvor der i forbindelse med forgarvningen og eftergarvningen blev udledt store mængder af chrom til den offentlige kloakforsyning. I 1970'erne og 1980'erne har udledningen af chrom været oppe på flere tons om året.

### *To afdelinger af garveri*

De to garverier blev i begyndelsen af 1990'erne fusioneret og opdelt i to afdelinger. Én afdeling for forgarvning og én for eftergarvning, der er placeret to forskellige steder i byen. Der udledes ca. 200-250 m<sup>3</sup> spildevand i døgnet fra forgarvningen, mens der fra eftergarvningen udledes ca. 100-130 m<sup>3</sup> i døgnet.

### *Optimering af processer*

Over tiden blev processerne i forbindelse med garvningen optimeret betydeligt således, at udledningen af chrom blev reduceret. Udledningen lå dog stadig på et meget højt niveau. Der blev løbende udtaget målinger fra industriens spildevand for at holde øje med udviklingen i chromindholdet.

### *Chrom i spildevandsslam*

På figur 5.2 ses kurver af chrom indholdet i slammet fra Egsmade i perioden 1991 til 2001. Figuren er baseret på data rekvireret fra Svendborg Kommune.

### *Fejlbehæftede målinger*

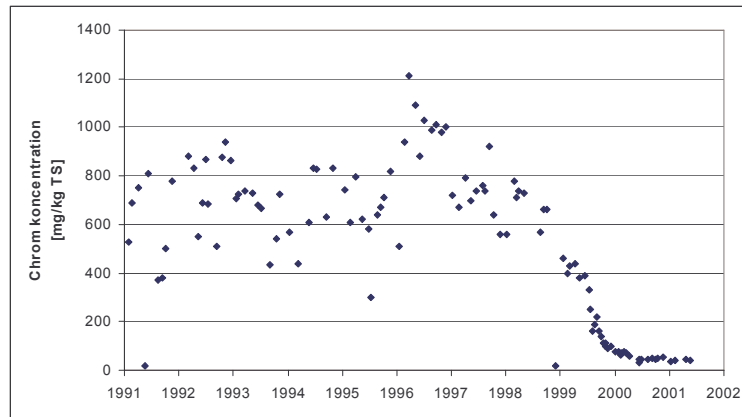
På figur 5.2 ses enkelte målinger, som ikke er medtaget i den samlede vurdering af chrom koncentrationen i slammet, da disse målinger anses for at være fejlbehæftede. Det drejer sig om målinger i maj 1991 og december 1998.

### *Overskredne grænseværdier*

På figuren er chrom indholdet udtrykt i mg per kg tørstof. Det fremgår, at chrom koncentrationen i slammet i 1991 til 1998 har ligget på et gennemsnitligt niveau på ca. 650 – 700 mg per kg tørstof. Sammenholdes



de registrerede koncentrationer af chrom med grænseværdien til chrom i denne periode, ligger disse på et betydeligt højere niveau. Grænseværdien har siden 1995 ligget på et niveau på 100 mg per kg tørstof.



**Figur 5.2:** Udviklingen af chrom indholdet i slam fra Egsmade i perioden 1991 til 2001. Grafen er baseret på data stillet til rådighed fra Svendborg Kommune.

#### *Fald i chrom koncentration*

Det er væsentligt at iagttage, at koncentrationen af chrom siden 1999 har ligget betydeligt lavere end grænseværdien til dette stof. I 2002 er grænseværdien for chrom i slammet uændret 100 mg per kg tørstof. Problemet med chrom må således anses for at være løst. Hvorledes denne store reduktion i chrom koncentrationen er opnået gennemgås i næste afsnit.

#### *Målinger*

I tabel 5.1 ses chrom mængden per døgn i spildevandet fra henholdsvis forgarvningsprocessen, eftergarvningsprocessen samt ved tilløb til renselanlægget i henholdsvis 1999 og 2002. De angivne måleresultater er indsamlet i jan-feb 1999 og i marts og maj 2002. Prøverne i både 1999 og i 2002 er således ikke foretaget på samme dato på de tre prøvesteder (forgarvningen, eftergarvningen og i tilløbet til Egsmade), hvorfor der ved vurdering og sammenligning af chrommængderne alene ses på størrelsesordenen. Spildevandsprøverne er udtaget flowproportionalt således, at koncentrationerne svarer til middelkoncentrationen over det målte døgn [67].

#### *Reducerede udledninger*

I 1999 er chrom mængden per døgn betydelig højere end i 2002. Det fremgår ligeledes, at udledningen fra forgarvningen og eftergarvningen er større end tilløbet til Egsmade, hvilket må forklares i, at prøverne er udtaget på forskellige datoer i 1999. Det må formodes, at industriens belastning vil variere fra dag til dag. Hovedresultatet af tabel 5.1 er, at både forgarvningen og eftergarvningen har reduceret udledningen af chrom til stort set nul i 2002, hvilket direkte kan ses på chrom mængden i tilløbet til Egsmade i 2002.

Det er meget sjældent, at det er muligt at finde en kilde, som er så styrende for belastningen på det kommunale spildevandsanlæg for et specifikt stof, som dette tilfælde i Svendborg illustrerer.

**TABEL 5.1: CHROM KONCENTRATIONEN I SPILDEVANDET FRA FORGARVNINGEN, EFTERGARVNINGEN OG I TILLØB TIL EGSMÅDE – SVENDBORG CENTRALRENSSEANLÆG.**

	Egsmåde – tilløb [kg Cr/døgn]	Forgarvning [kg Cr/døgn]	Eftergarvning [kg Cr/døgn]
Prøver i 1999	1,6	2,9	2,7
Prøver i 2002	0,05	<0,002	0,004

Det bør nævnes, at det kan gøre resultaterne mere sammenlignelige, hvis de udtages samme dag på både rensesanlæg og på de udvalgte industrier. Imidlertid kan udledningerne svinge væsentligt fra time til time, hvorfor resultaterne under alle omstændigheder alene angiver størrelsesordenen.

### 5.1.3 Løsning af chrom problemet

#### *Dialog med garveri*

I løbet af 1990'erne indgik Svendborg Kommune en dialog med garveriet for at drøfte mulighederne for at foretage lokal rensning af spildevandet, så det høje chromindhold i procesvandet fra garvningsprocessen ikke påvirkede slamkvaliteten på rensesanlægget. Forskellige rensemetoder blev overvejet heriblandt fældning af tungmetaller. Det var imidlertid vanskeligt på virksamheden at isolere de processer, som medførte de høje koncentrationer af chrom. Et andet alternativ til løsning af chrom problemet var benyttelse af renere teknologi, hvor chrom blev substitueret af et andet stof.

#### Indførelse af særbidrag

I 1999 blev der i byrådet i Svendborg vedtaget at pålægge et særbidrag for chrom i spildevand fra industrier /35/. Særbidraget blev indført i forbindelse med en generel ændring af betalingsvedtægten.

Formålet med et sådan særbidrag er, at pålægge virksomheder, der udleder tungmetaller, miljøfremmede eller andre skadelige stoffer, at være med til at dække de ekstra omkostninger til anlæg og/eller drift af det kommunale spildevandssystem. Den del af de skadelige stoffer, der medfører særlige omkostninger, skal fremgå af virksomhedens tilslutningstilladelse. Særbidraget vægtes som en takst for hver vægtenhed, der på årsbasis udledes fra virksomheden. For chrom udgjorde særbidraget i Svendborg Kommune 1.000 kr. per kilo.

#### *Skærpede afledningskrav*

I 1999 fik virksomheden endvidere skærpede krav til afledning af chrom, hvilket indebærer forrensning.

#### *Chromfri garvning*

I forbindelse med vedtagelsen af særbidraget, det skærpede krav til afledning samt et øget pres fra garveriets kunder, der ønskede miljøvenlig garvning, besluttede ledelsen på garvevirksomheden at gå over til chromfri garvning. Altså en løsning som bestod i at bortsostituere chrom.

Garveriet begyndte implementeringen af chromfri garvning primo 1999, og i august 1999 var produktionen fuldstændig ændret. Prøverne foretaget på forgarvningen og eftergarvningen i 1999 er fra henholdsvis slutningen af januar og starten af februar, altså før produktionen blev ændret til chromfri garvning. Der benyttes dog stadig små mængder chrom til farvningen i forbindelse med eftergarvningen. Det fremgår tydeligt af figur 5.2 samt tabel 5.1, at koncentrationen af chrom fra 1998 til 1999 er reduceret væsentligt. Niveaulet i 2000 og 2001 er fastholdt på det lave niveau og ligger under grænseværdien.

#### *Løbende fald i chrom koncentration*

Af figur 5.2 ses det, at chrom koncentrationen er faldet fra indførelsen af chromfri garvning til midten af 2000. Dette løbende fald må tilskrives, at det tager tid før afsætninger af chrom i spildevandsrørene udvaskes.

*Efterspørgsel på chromfrit garvet læder*

Det omtalte garveri blev købt af den svenske koncern Elmo i 2000 og hedder nu Elmo Leather A/S. Købet var motiveret i, at garveriet i Svendborg havde halvandet års erfaring med chromfrit garvning. Dette køb har bevirket, at det fynske garveri, som hidtil har leveret skind til møbelindustrien, har fået nye muligheder for afsætning. Elmo's normale kunder i bilindustrien har igennem en periode efterspurgt chromfrit garvet læder til biler. Dette bevirkede, at omsætningen blev øget og 135 stillinger sikret. /36/.

*Andre stoffer*

I øjeblikket er der problemer med svovlbrinte i kloakkerne omkring forgarvningsvirksomheden, da svovlbrinterne tærer kloakledningerne. Det er besluttet at nedlægge forgarvningen sommeren 2003. Beslutningen er truffet af strategiske årsager, hvor tærringsproblemerne også er indgået som beslutningsparameter.

#### 5.1.4 Lignende chrom problemer i Egebjerg Kommune med garveri

*Eksempel fra Egebjerg kommune*

I Egebjerg Kommune vest for Svendborg ligger virksomheden Scan-Hide, som i tilknytning til firmaets eksisterende hudeafdeling i Vester Skerninge ønsker at opføre et garveri. Udvidelsen af hudeafdelingen med et garveri bunder i et ønske om optimering af processen fra slagteri til færdigarvet skind.

*Alternativ teknologi*

Ved etablering af et garveri med konventionel teknologi kan dette medføre et chrom problem på Faaborg Kommunes Centralrenseanlæg. Derfor har Scan-Hide for at undgå disse miljømæssige problemer søgt tilslutningstilladelse baseret på etablering af et garveri med alternativ rensningsmetode. I tabel 5.2 ses de forventede udledninger af forurenende stoffer med konventionel teknologi og med Scan-Hide benyttede teknologi.

**TABEL 5.2: DE FORVENTEDE UDLEDNINGER AF FORURENENDE STOFFER VED KONVENTIONEL TEKNOLOGI OG VED SCAN-HIDE BENYTTETE RENSNINGSMETODE /37/.**

Parameter	Scan-Hide	Konventionel teknologi
Vandforbrug [ <sup>m</sup> ³ /ton]	9	21
BOD [kg/ton]	50	60
COD [kg/ton]	90	142
T-N [kg/ton]	5,4	13,3
Sulfid [kg/ton]	0,3	5,1
Fedtstoffer [kg/ton]	6,1	6,5
Chlorid [kg/ton]	68	140
Chrom [kg/ton]	0,006	5,2

Det fremgår af tabel 5.2, at den forventede udledning af chrom er meget lav i forhold til konventionel teknologi.

*Chromudledning*

Virksomheden har oplyst, at chrom udledningen ved fuld produktion med chrom garvning vil medføre en årlig afledning på 95 kg chrom fra Scan-Hide. Den samlede tilledning til Faaborg Centralrenseanlæg vil hermed blive på 125 kg. Heraf vil renseanlægget udlede ca. 25 kg chrom per år, mens resten vil forekomme i slammet og medføre en samlet koncentration på ca. 80 mg chrom per kg tørstof. Grænseværdien i slam til jordbrugsforhold er 100 mg chrom per kg tørstof. I ovenstående beregning er der taget hensyn til den nuværende belastning med chrom på Faaborg Centralrenseanlæg /37/.

En senere analyse fra år 2000 har dog vist, at indholdet af chrom i slammet på Faaborg Centralrenseanlæg er så højt (baggrunds niveauet), at der kan herske tvivl om, hvorvidt grænseværdien for chrom i slam anvendt til jordsbrugsformål vil blive overskredet ved fuld udnyttelse af chromgarvningskapaciteten på Scan-Hide /37/.

På nuværende tidspunkt afhændes slammet til virksomheden RGS 90, hvor det oparbejdes til blæserensemiddel. Denne anvendelse af slam stiller ikke krav om overholdelse af grænseværdier for indhold af tungmetaller som for eksempel chrom.

*Udfasning ikke eneste løsning*

I dette eksempel vises, at udfasning ikke nødvendigvis er den eneste løsning ved håndtering af chrom problemer i spildevandsslam i forbindelse med garveri eller lignende virksomheder. Scan-Hide har indført en alternativ teknologi, som renser spildevandet på stedet, så chrom udledningen reduceres meget. Hvorvidt reduktionen er nok til, at slammet overholder grænseværdier for udbringning på jordbrug vides ikke på nuværende tidspunkt. Dette bør vurderes løbende. Det skal dog bemærkes, at lokal rensning aldrig vil være ligeså effektivt som en udfasning af det uønskede stof.

### 5.1.5 Nikkel problemer

*Nikkel problemer*

I 1980'erne havde Egsmade udover chromproblemer også problemer med nikkelkoncentrationen i slammet.

*Erfaringer er vigtige*

Det har ikke været muligt at fremskaffe data, som illustrerer disse problemer, da Svendborg Kommune umiddelbart ikke kunne lokalisere disse. Årsagen er sandsynligvis, at det er over 10 år siden, problemerne blev løst. Der kan derfor stilles spørgsmålstejn ved relevansen af at medtage og omtale dette nikkel problem. Det er imidlertid vurderet, at det kan indeholde informationer og erfaringer om lignende problemstillinger, der direkte kan overføres til i dag.

### 5.1.6 Løsning af nikkel problemet

*Løsning af nikkel problemet*

Undersøgelser dengang viste, at den store koncentration af nikkel stammede fra galvaniseringsvirksomheden, Galvano ApS. Udledningen i 1988 og 1989 fra Galvano svarede til ca. 2/3 af den samlede nikkel belastning til Egsmade /38/.

*Dialog med industrierne er vigtig*

Kommunen indgik derfor en dialog med Galvano for at løse problemerne og fastsætte en tilslutningstilladelse, som virksomheden skulle overholde. Det blev aftalt, at Galvano skulle reducere udledningen af diverse tungmetaller igennem en årrække for at få tilladelsen til at udlede procesvandet til den offentlige kloakforsyning. Der blev derfor opstillet tilslutningskrav for en periode indtil 1.1.1992, i perioden 1.1.1992 til den 31.12.1992 og i perioden efter 1.1.1993. Tilslutningskravet for nikkel ændrede sig fra 51 kg/år i den første periode til 17 kg/år i den sidste periode, altså en reduktion på små 70 %.

*Kontrolmålinger fortsatte*

Virksomhedens udledninger blev løbende kontrolleret. Disse kontrolmålinger blev dels udført af virksomheden som egenkontrol, dels som kommunal kontrol.

*Lokal rensning*

Galvano optimerede ligeledes virksomhedens renseanlæg, som består af fire funktioner:

1. Reduktion af chrom ved tilsætning af sulfationer ved pH 2 – 2,5
2. Iltning af cyanid ved tilsætning af hypochlorit
3. Fældning af tungmetaller ved pH 8 – 9 ved tilsætning af NaOH
4. Udfældningen af tungmetaller sker i et 150 m<sup>3</sup> stort bassin

*Alarmsystem*

Galvano indførte alarmsystemer, der skal alarmere driftspersonalet, hvis koncentrationerne af tungmetaller, specielt nikkel, bliver for stort i udløbet fra virksomheden. Ved alarm bliver driftspersonalet instrueret om hvilke

tiltag, der skal iværksættes og eventuelt hvilket øvrigt personale, der skal tilkaldes. Virksomhedens renseanlæg må således ikke køre uden, at der er kvalificeret personale, der omgående kan træde til i tilfælde af alarm.

*Begrænset  
tungmetaludledning*

Ved hjælp af ovenstående tiltag og aftaler blev tungmetaludledningen begrænset så meget, at den efterfølgende centrale spildevandsrensning på det kommunale renseanlæg Egsmade ikke fik gener heraf. Udledningen fra Galvano blev vurderet til at svare til baggrunds niveauet for normalt byspildevand /38/.

Galvano har siden hen opnået certificering i form af ISO 9002 og ISO 14001, som henholdsvis omfatter kvalitetssikring og miljøbeskyttelse. Galvano skriver ligeledes på deres hjemmeside /39/, at Galvano vil sælge og producere overfladebehandlinger, der løbende forbedres i den henseende, at belastningen på miljøet mindskes. Dette opnås ved en løbende dialog med kunder, leverandører og myndigheder samt uddannelse af personale.

### **5.1.7 Opsummering på chrom og nikkel problemerne i Svendborg kommune**

*Opsummering af  
erfaringer fra  
Svendborg*

Svendborg Kommunes erfaringer fra chrom og nikkel problemerne kan summeres i følgende punkter:

1. Først og fremmest skal kilden til forureningen lokaliseres. Dette kan være en bekostelig affære, da det oftest kræver mange målinger i kloaksystemet. I Svendborg har dette dog været relativt let, da der var formodninger om, hvor forureningen stammede fra.
2. Det er vigtigt at indlede en dialog med virksomhederne, og i fællesskab få fastsat tilslutningstilladelser, som begge parter kan leve med. Herunder diskutere løsningsmodeller.
3. Indførelsen af særbidrag for udledning af tungmetaller, miljøfremmede stoffer og andre skadelige stoffer øger incitamentet hos virksomhederne til at reducere udledningerne til den offentlige kloakforsyning.
4. Virksomheder kan bidrage positivt til reduktionen af tungmetaller og lignende, som eksemplet med Galvano illustrerer. Der er ære og økonomi for virksomhederne i at få en eller anden form for miljøgodkendelse for eksempel i form af ISO 14001.
5. Presset fra kunderne om miljømæssigt venlige løsninger øger ligeledes incitamenterne for miljøvenlige løsninger.
6. Løsningerne i Svendborg har bestået i ændret proceshåndtering og udfasning samt lokal rensning.

### **5.2 ERFARINGER FRA ESBJERG**

*Generelt om Esbjerg  
kommune*

Esbjerg Kommune ligger i Vestjylland og har et areal på 22100 ha. Befolkningstallet i 2002 var 82.341 /40/.

*Renseanlæg i Esbjerg  
kommune*

I Esbjerg har man to renseanlæg med mekanisk, kemisk og biologisk rensning. Esbjerg Vest har en kapacitet på 290000 PE, og var i 2000 belastet med ca. 180000 PE, mens Esbjerg Øst har en kapacitet på 125000 PE og i 2000 var belastet med ca. 56000 PE. Anlæggenes belastninger leder til en placering som henholdsvis nummer 8 og 41 på en liste over de 50 mest belastede renseanlæg i Danmark, jævnfør Spildevandsteknisk Forenings hjemmeside /34/.

*Slamproduktion*

Esbjerg Kommunes spildevandsslam behandles og afvandes på de to centrale renseanlæg. Slam fra private septiktanke transporteres med slamsuger til behandling på Rensningsanlæg Øst. Spildevandsslammet stabiliseres ved anaerob udrådning i rådnetank og afvandes efterfølgende i sibåndspresse.

*Slamdisponering* Spildevandsslammet fra Rensningsanlæg Øst og Rensningsanlæg Vest afsættes til gødningsformål i jordbruget såfremt slammets sammensætning gør det egnet til udbringning på landbrugsjord. Alternativt køres det til deponering på kontrolleret losseplads /42/. Fra 1999-2000 har Rensningsanlæg Øst ikke benyttet forklaring, og siden da, har slam fra anlægget kunnet overholde afskæringsværdierne til de miljøfremmede stoffer. På Rensningsanlæg Vest overholdes afskæringsværdierne for det meste, men der er dog af og til problemer specielt i vintermånederne.

### **5.2.1 Problemer med miljøfremmede stoffer**

*Problem med miljøfremmede stoffer* I forbindelse med indførelse af afskæringsværdier for indholdet af miljøfremmede stoffer i spildevandsslam, viste det sig, at slammet fra kommunens renseanlæg lå over afskæringsværdierne for blandt andet LAS og NPE.

*Kildesporing* En kildesporing blev igangsat i kommunen for at få indkræset kilderne til belastningen med de omtalte stoffer. Det var ved kildesporingen ikke muligt at identificere en enkelt kilde til forureningen.

### **5.2.2 Vaskerikampagne i Esbjerg**

*Kampagne mod kommunes vaskerier* Da LAS og NPE er stoffer, der er at finde i mange rengøringsmidler, blev en kampagne rettet mod kommunens vaskerier igangsat i 1997.

Kampagnen havde til formål at motivere vaskerierne til at reducere deres forbrug af vand og vaskemidler og tilskynde brug af mere miljøvenlige vaskemidler.

*Mål for kampagne* Målet var, at slammet fra renseanlæggene skulle kunne overholde afskæringsværdierne for udbringning på landbrugsjord.

*Nøgletal for forbrug* Fremgangsmåden i kampagnen var, at kommunen kortlagde forbruget af vand og vaske-, blege- og skyllemidler fra kommunens vaskerier. Ud fra disse tal kunne der opstilles nøgletal for de enkelte vaskerier, som så efterfølgende kunne sammenlignes. Ved et temamøde for vaskerierne blev nøgletallene (anonymiserede) præsenteret. På den måde blev det muligt for de enkelte vaskerier at sammenligne deres forbrug med andre virksomheder inden for samme branche.

*Korrekt dosering* Kampagnen rettede fokus på korrekt dosering af vaskemidler i forhold til, at vandet i kommunen er blødt. Det blev anslået, at hvis virksomhederne fejlagtigt doserede for hårdt vand, kunne en korrekt dosering for blødt vand reducere brugen af vaskemidler op imod 40 %.

På baggrund af kampagnen blev det synligt, at doseringen af vaskemidler varierer meget fra vaskeri til vaskeri. Efterfølgende har vaskerierne forsøgt at optimere på processerne, og enkelte virksomheder har reduceret deres forbrug af vaske- og skyllemidler betydeligt /43/.

### **5.2.3 Kampagne i levnedsmiddelbranchen**

*Kampagne rettet mod kommunes levnedsmiddelbranche* Som følge af en vellykket kampagne på vaskerierne i Esbjerg kommune blev det besluttet at udføre en lignende kampagne i levnedsmiddelbranchen. Kampagnen skulle sætte fokus på brugen af rengøringsmidler i rengøringsprocesserne.

*Mål for kampagne*



Målet var stadig, at slammet fra renselanlæggene skulle kunne overholde afskæringsværdierne for udbringning på landbrugsjord.

*Kortlægning af forbrug* Kommunen kortlagde virksomhedernes forbrug af rengørings- og desinfektionsmidler og fik dermed klarlagt, at der benyttes mange forskellige midler og, at virksomhederne generelt ikke fører kontrol med forbruget. Endvidere blev det klart, at virksomhederne stiller krav til midlernes effektivitet, men ikke til miljømæssige aspekter.

*Temamøde* Efter kortlægningen afholdt kommunen et temamøde for levnedsmiddelindustrierne i kommunen. På mødet blev følgende punkter blandt andet diskuteret:

- miljømæssige problemer forbundet med brug af rengøringsmidler
- vurdering af rengøringsmidlers arbejdsmiljø- og miljøeffekter
- læsning og forståelse af leverandørens datablade
- valg af rengøringsmidler så der tages hensyn til miljøet
- substitution af produkter, der indeholder miljøfremmede stoffer som for eksempel LAS
- reduktion af forbrug af produkter, der indeholder miljøfremmede stoffer som for eksempel LAS

*Pjece* Kampagnen mandede ud i en pjece vedrørende rengøring og desinfektion i levnedsmiddelbranchen.

*Mere fokus på forbrug* Tilsynsbesøg på virksomhederne efter kampagnen viser, at virksomhederne er blevet mere opmærksomme på deres forbrug af rengørings- og desinfektionsmidler og mulighederne for substitution af produkterne og reduktion af forbruget /43/. Ved at sætte fokus på produkternes datablade fandt én virksomhed blandt andet, at der blev anvendt et middel, der både rengjorde og desinficerede samt efterfølgende et middel også til desinficering, hvilket indikerer et overforbrug.

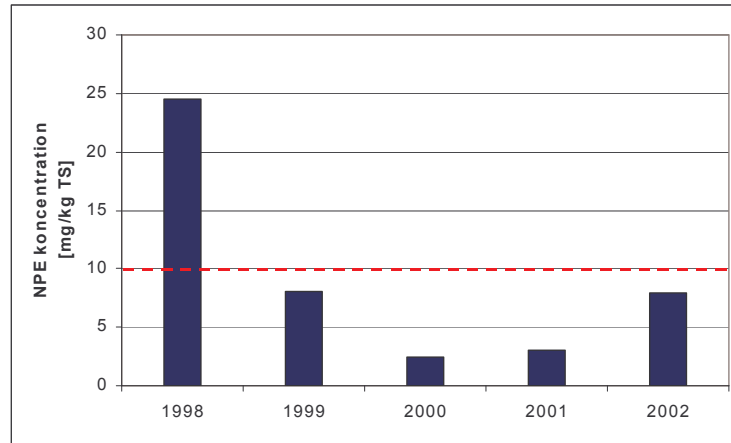
#### **5.2.4 Kampagne til den almindelige forbruger**

*Kampagne mod den almindelige forbruger* Efter gennemførelse af kampagnerne beskrevet ovenfor fandt kommunen, at en væsentlig del af de miljøfremmede stoffer tilsyneladende måtte stamme fra den almindelige forbruger. For at reducere udledningerne fra denne kilde, blev endnu en kampagne iværksat denne gang rettet mod husstandene.

Kampagnen til den almindelige forbruger bestod blandt andet i opsætning af plakater i almennyttigt byggeri og på institutioner. Endvidere blev en pjece vedrørende spildevand i hverdagen omdelt til alle husstande i kommunen. Kampagnen rettet mod den almindelige forbruger blev udført i årene 1997 til 1999.

#### **5.2.5 Udvikling af NPE og LAS**

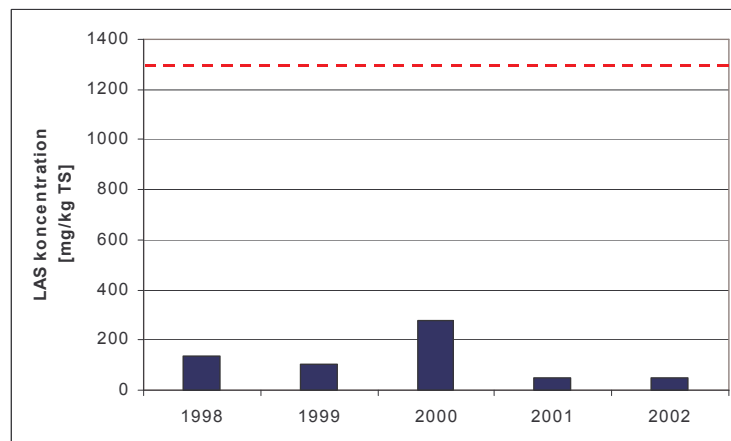
*Data fra renselanlæg* Udviklingen af NPE og LAS i slam Esbjerg Vest og Esbjerg Øst renselanlæg ses af figur 5.3, 5.4, 5.5 og 5.6. Data fra de to renselanlæg i Esbjerg dækker perioden fra 1998 til 2002. Koncentrationerne er angivet i mg/kg TS og afskæringsværdierne for 2002 er indtegnet.



**Figur 5.3:** Udvikling af NPE i slam fra Rensningsanlæg Øst i Esbjerg. Data fra 1998 – 2002 er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Data fra 2002 er rekvireret fra Esbjerg Kommune.

*NPE overholdt siden 1999 på Rensningsanlæg Øst*

Det ses af figur 5.3 at Rensningsanlæg Øst siden 1999 har kunnet overholde afskæringsværdien for NPE. Faldet i NPE tilskrives, at anlægget fra 1999 ikke længere anvender forklaring, hvorfor hele slammængden ledes igennem den biologiske del af renseanlægget.

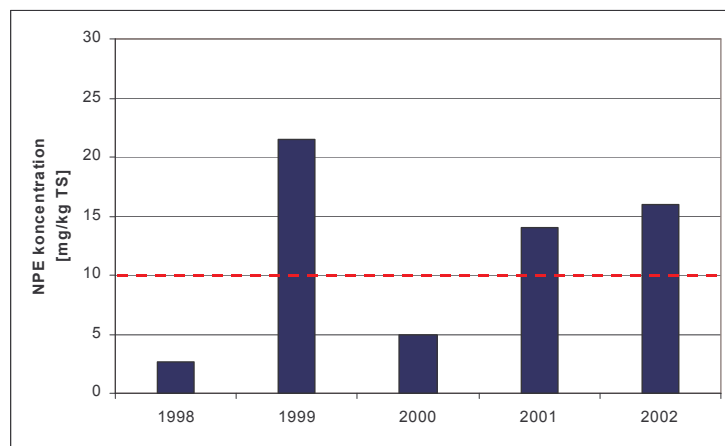


**Figur 5.4:** Udvikling af LAS i slam fra Rensningsanlæg Øst i Esbjerg. Data fra 1998 – 2002 er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Data fra 2002 er rekvireret fra Esbjerg Kommune.

*LAS overholdt på Rensningsanlæg Øst*

Med hensyn til LAS, har renseanlæg Øst tilsyneladende meget lave koncentrationer i slammet, og har således i perioden fra 1998 til 2002 ikke haft problemer med at overholde afskæringsværdierne.

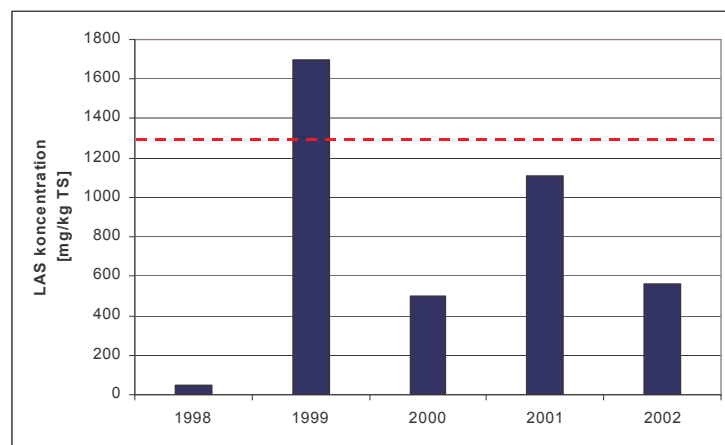




**Figur 5.5:** Udvikling af NPE i slam fra Rensningsanlæg Vest i Esbjerg. Data fra 1998 – 2002 er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Data fra 2002 er rekvireret fra Esbjerg Kommune.

*NPE på  
Rensningsanlæg  
Vest*

Af figur 5.5 ses, at indholdet af NPE i slam fra Rensningsanlæg Vest er meget svingende. Umiddelbart efter gennemførelse af kampagner på vaskerierne og i levnedsmiddelbranchen ser det ud til, at afskæringsværdierne er overholdt (1998). I 1999 er afskæringsværdien overskredet, mens indholdet af NPE i slammet i 2001 og 2002 ligeledes er i overkanten.



**Figur 5.6:** Udvikling af LAS i slam fra Rensningsanlæg Vest i Esbjerg. Data fra 1998 – 2002 er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Data fra 2002 er rekvireret fra Esbjerg Kommune.

*LAS på*

Renseanlæg Vest har fra 1999 overholdt afskæringsværdien til LAS. Kommunen oplyser at Esbjerg Vest specielt har problemer i vinterhalvåret.

I 2001 blev 75 % af det producerede slam bragt på landbrugsjord, mens de resterende 25 % blev benyttet som vækstmedie på bioteknisk jordrens, hvilket også kræver overholdelse af afskæringsværdierne.

### 5.2.6 Opsummering på problemer med miljøfremmede stoffer i Esbjerg kommune

*Opsummering af  
erfaringer fra  
Esbjerg*

Esbjerg Kommunes erfaringer fra problemer med miljøfremmede stoffer kan summeres i følgende punkter:

1. Hvis et stof giver problemer på renseanlægget, og en bestemt branche kan relateres til dette stof, kan det være gavnligt at igangsætte en kampagne. Kampagnen kan for eksempel indeholde informations- og temamøder.

2. Ved at opstille nøgletal for virksomheder inden for en branche, får virksomhederne mulighed for at sammenligne forbrug af eksempelvis vand eller bestemte stoffer.
3. Nedlæggelse af forklaringstank på Rensningsanlæg Øst i 1999-2000 har nedbragt indholdet af NPE i slammet, så det til stadighed kan overholde afskæringsværdien.

### 5.3 ERFARINGER FRA ROSKILDE

*Generelt om Roskilde* Roskilde Kommune ligger på Sjælland ca. 30 km. fra København. Roskilde Kommune dækker et areal på 8075 ha. og i 2002 var der ca. 53000 indbyggere i kommunen.

*Renseanlæg i Roskilde Kommune* I begyndelsen af halvfemserne var der 6-7 renseanlæg i Roskilde Kommune, hvoraf Havnens renseanlæg var det største. I årene 1990 til 1993 blev et af kommunens renseanlæg, Bjergmarken, udbygget til at rense alt byens spildevand, mens de resterende anlæg blev nedlagt. I Roskilde Kommune er der i dag således kun ét renseanlæg, Bjergmarken. Renseanlægget betjener 98% af alle kommunens ejendomme og behandler også spildevandet fra ejendomme med trix-, septic- og samletanke /44/.

*Bjergmarken renseanlæg* Bjergmarken har en kapacitet på 92000 PE. I 2000 var anlægget belastet med 84255 PE, og er placeret som nummer 23 på en liste over de 50 mest belastede renseanlæg i Danmark, jævnfør Spildevandsteknisk Forenings hjemmeside /34/.

*Udledningskrav* Renseanlægget skal overholde kravene i Vandmiljøplanen og recipientplanen for Roskilde Fjord /44/. Udledningskravene er derfor som følger /46/;

- BI5 15 mg/l
- Total kvælstof 6 mg/l
- Total fosfor 1,5 mg/l
- COD 75 mg/l

*Slamdisponering* Spildevandsslammet har i perioder været anvendt på landbrugsjord, når kvaliteten har været tilstrækkelig god. I begyndelsen af halvfemserne var der problemer med tungmetaller, hvilket er blevet afhjulpet.

*Problemer med miljøfremmede stoffer* I forbindelse med de skærpede krav til miljøfremmede stoffer i Slambekendtgørelsen fra 2002, kan afskæringsværdien til NPE ikke overholdes.

*Intentioner om udbringning* Selvom slammet for tiden ikke kan overholde afskæringsværdierne, har kommunen intentioner om, at slammet igen skal kunne udbringes på markerne.

De følgende afsnit omhandler problemerne med tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

#### 5.3.1 Problemer med tungmetaller

*Problemer med tungmetaller* I forbindelse med indførelsen af grænseværdier for indholdet af tungmetaller i slam i midten af firserne fik Roskilde Kommune problemer med højt indhold af tungmetaller i spildevandet og dermed også i slammet fra renseanlæggene. Tungmetalindholdet i slammet medførte, at kommunen måtte deponere slammet fra renseanlæggene. De tungmetaller der primært skabte problemer var kviksølv, nikkel, chrom, cadmium og bly /46/.

I 1990 igangsatte kommunen en kampagne for at nedsætte indholdet af tungmetaller i spildevandet. Kampagnen indeholdt blandt andet kildeopsporing for at lokalisere mulige tilledere af tungmetaller. Der blev foretaget målinger i knudepunkter i kloaknettet og på spildevandsstrømmen fra udvalgte virksomheder, og der blev udført tilsyn på de øvrige virksomheder, der kunne tænkes at udlede tungmetaller. Opmærksomheden blev primært rettet mod jern- og metalindustrier, industrilakering, serigrafivirksomheder, autovirksomheder og tandlægeklinikker.

#### *Særbidrag*

Desuden indførte kommunen som et led i kampagnen særbidrag på tungmetaller i spildevand. Der skulle således betales for tilladning af tungmetalmængder, der overskred mængderne i husspildevand. Det ekstra gebyr fungerer stadig som et supplement til de almindelige styringsmidler i form af vilkår og krav i spildevandstilladelserne. Med de nyindførte særbidrag blev det økonomisk attraktivt for virksomhederne at nedbringe indholdet af tungmetaller så meget som muligt.

De pålagte særbidrag i Roskilde kommune er som følger inklusiv moms:

**Tabel 5.3:** Særbidrag i Roskilde Kommune /47/.

Metal	Kr./kg (incl. moms)
Cadmium	25000
Kviksølv	25000
Bly	12500
Nikkel	6250
Chrom	6250
Zink	1250
Kobber	2500

Indførelsen af særbidragene og den generelle fokus på tungmetaller motiverede en række virksomheder til at nedbringe udledningen af tungmetaller. Nogle af de større forureningskilder var galvanoidustrier, der i forbindelse med kampagnen optimerede på de eksisterende lokale renseanlæg, og dermed begrænsede udledningen af tungmetaller til kloaknettet.

#### *Chrom i kloakrør*

En stor kilde til chrom i spildevandet viste sig i forbindelse med reovering af dele af kloaksystemet at være chrom, der blev skyllet fri af kloakrørene. Chromen stammede fra garverier, der havde eksisteret i kommunen tidligere. Efterfølgende blev det besluttet, at dele af kloaknettet, der kunne indeholde chrom, blev afskåret under reovering.

#### *Filtre hos tandlæger*

Udover disse tiltag blev der i forbindelse med kampagnen endvidere rettet opfordringer mod tandlæger omkring indførelse af filtre for at begrænse udledningen af kviksølv.

#### *Slamkvalitet forbedret*

Kampagnen lod til at have den tilsigtede effekt, for omkring 1994 var indholdet af tungmetaller i slammet fra Havnen, der på daværende tidspunkt var det største anlæg i kommunen, bragt ned under de gældende grænseværdier.

#### *Udbringning på landbrugsjord 1994-2002.*

I perioden fra 1994, hvor alt spildevand begyndte at blive ledt til ét anlæg, Bjergmarken, til 2002, havde spildevandsslammet en kvalitet, så det kunne udbringes på landbrugsjord.

### **5.3.2 Problemer med miljøfremmede stoffer**

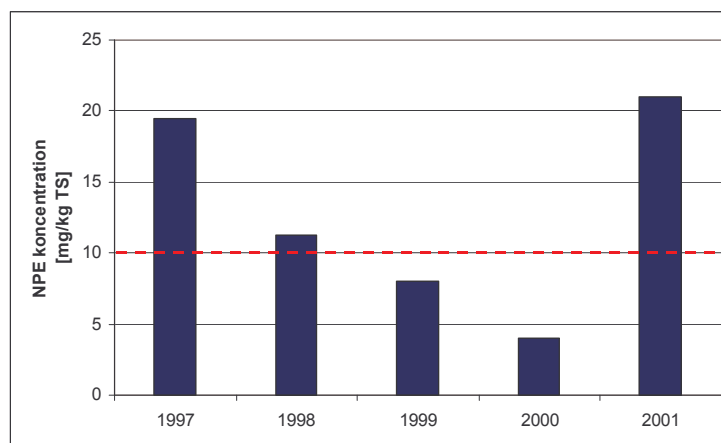
#### *Miljøfremmede stoffer i slam*

Siden foråret 2001 er der konstateret et stigende indhold af de fire miljøfremmede stoffer, NPE, PAH, DEHP og LAS i slammet fra Bjergmarken renseanlæg. Årsagen til stigningen vurderes af kommunen at

kunne skyldes, at der eventuelt er kommet flere kilder til oplandet, at der er usikkerhed omkring prøveudtagningsmetoden eller at slambehandlingen er ændret fra depot i slambede til tørring /48/.

*Afskæringsværdier til NPE overskredet*

I forbindelse med skærpelsen af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer i 2002, fik Roskilde Kommune problemer med at overholde kravene til NPE, hvorfor slammet måtte deponeres. På figur 5.7, der er baseret på data fra Miljøstyrelsens, ses udviklingen af NPE. NPE er i relation til overholdelse af afskæringsværdierne det mest problematiske stof på Bjergmarken renseanlæg.



**Figur 5.7:** Udviklingen af NPE indholdet i slam fra Bjergmarken Renseanlæg i perioden 1997 til 2001. Grafen er baseret på data stillet til rådighed fra Miljøstyrelsen.

Af figur 5.7 ses, at indholdet af NPE i spildevandsslam har været faldende fra 1997 til 2000. I 2001 er NPE koncentrationen steget til 21 mg/kg TS. Det overskrider den skærpede afskæringsværdi på 10 mg/kg TS, som trådte i kraft den 1. juli 2002. Stigningen vurderes af kommunen at kunne skyldes flere forhold. Der kan være kommet flere kilder til i oplandet, der er usikkerhed omkring prøveudtagningsmetoden og slambehandlingen er ændret fra midlertidig opbevaring i slambede til tørring /48/.

*Fokus på miljøfremmede stoffer*

Siden 1999 har Roskilde Kommune prioriteret de miljøfremmede stoffer højt i kontakten til kommunens virksomheder. Ved tilsyn på virksomhederne er der blevet orienteret om slamproblemet, og om hvordan de benyttede rå- og hjælpestoffer kan kontrolleres for miljøfremmede stoffer og eventuelt substitueres. Ligeledes er der afholdt branche- og temamøder for virksomheder beskæftiget med auto, jern og metal, levnedsmidler og for virksomheder med stor spildevandsudledning.

*Pjece om NPE*

I 2001 blev der udsendt en pjece til alle virksomheder omhandlende stop for brug af NPE, og borgerne blev i 1999 informeret blandt andet gennem en pjece om vaskemidler.

*Kilder ikke fundet*

Hidtil er det ikke lykkedes at identificere større enkeltudledere, hvorfor indsatsen er blevet intensiveret både i forbindelse med virksomhederne i kommunen og den almindelige borger.

*Projekt kørende*

I øjeblikket er et stort projekt igangsat i kommunen. Projektet indeholder følgende dele;

- våd kildesporing indeholdende målinger i dele af kloaknettet og eventuelt ved virksomheder
- tør kildesporing i form af kortlægning af brugen af miljøfremmede stoffer på 24 virksomheder, der er fundet interessante

- kampagne rettet mod husstandene, ved husomdelt pjece, kontakt til dagligvarebutikker og institutioner samt en informationsdag på torvet.

#### *Kortlægning af miljøfremmede stoffer*

Som et led i den tørre kildesporing er der varslet påbud om kortlægning af organiske miljøfremmede stoffer i virksomhedernes spildevand. Den enkelte virksomhed skal således indsende oplysninger til kommunen om forbruget af forskellige produkter, og få udtaget og analyseret en prøve af spildevandet. Konkret drejer oplysningerne sig om datablade og leverandøroplysninger om indholdet af miljøfremmede stoffer i rengøringsmidler, personlige plejemidler samt i rå- og hjælpestoffer. Endvidere skal virksomhederne indsende miljøtekniske oplysninger vedrørende vandforbrug, spildevandsmængde, forbrug af rengøringsmidler, personlige plejemidler, råvarer og hjælpe- og tilsætningsstoffer fordelt på produkttyper samt virksomhedens vurdering af forbruget af miljøfremmede stoffer.

#### *Vejledning*

Som hjælp til virksomhederne sendes en vejledning som værktøj til at finde ud af, om et produkt indeholder et eller flere af de miljøfremmede stoffer.

#### *Spildevandsprøver*

De udtagne spildevandsprøver skal sammen med de indhentede oplysninger klarlægge, om der er behov for yderligere målinger og revidering af vilkårene for tilledning af spildevand fra den pågældende virksomhed til kloaksystemet. I forbindelse med analysering af NPE, har der været mange overvejelser om, hvorvidt de langkædede nonylphenolpolyethoxylater skal medtages. Kommunen har i nogle tilfælde valgt også at analysere for disse /48/.

#### *Ombygning af renseanlæg*

Roskilde Kommune håber med projektet at kunne nedbringe indholdet af alle de fire miljøfremmede stoffer, der er stillet krav til i Slambekendtgørelsen. Endvidere håber kommunen, at der med den forestående udbygning af det centrale renseanlæg, hvor anlægget samtidig ombygges til et et-strengsanlæg, vil ske en mere effektiv nedbrydning af miljøfremmede stoffer. Anlægget er i dag opbygget som et to-strengsanlæg, hvor en del af spildevandet ledes til en primærtank. I primærtanken bundfælles dele af det suspenderede stof som slam og bringes i rådnetanke. Den resterende del af spildevandet ledes til den biologiske del af anlægget, hvor det blandt andet iltes. Ved udbygningen vil primærtanken blive nedlagt og alt spildevandet vil gå gennem den biologiske del. Udbygningen er planlagt foretaget i 2004.

#### *Intentioner om at begrænse forurening ved kilden*

Selvom en ændring af slambåndteringen på renseanlægget måske vil kunne bringe koncentrationerne af miljøfremmede stoffer i slammet ned under afskæringsværdierne, har kommunen intentioner om, at begrænse forureningen ved kilden gennem substituering og nedsat forbrug af produkter indeholdende de skadelige stoffer.

### **5.3.3 Opsumming på problemer med tungmetaller og miljøfremmede stoffer i Roskilde Kommune**

#### *Opsumming på problemer i Roskilde*

Roskilde Kommunes erfaringer fra problemer med tungmetaller og miljøfremmede stoffer kan summeres i følgende punkter:

1. Indførelse af særbidrag for særligt forurenede spildevand kan motivere virksomhederne til at foretage renere teknologi tiltag og dermed reducere udledningen af for eksempel tungmetaller til kloaksystemet.
2. Fokus på problemer med tungmetaller kan i sig selv være med til at begrænse udledningen, da virksomhederne med lokal rensning opfordres til at optimere på rensprocesserne.
3. Forurening kan stamme fra industrier, der er nedlagt, men hvor forureningen er ophobet i kloaknettet og frigives langsom eller i store mængder i forbindelse med gennemskylning.

4. Det kan være nødvendigt at sætte ind på flere fronter for at begrænse forurening med miljøfremmede stoffer. Roskilde kommune arbejder i øjeblikket med tør og våd kildeopsporing, offentlig kampagne og udbygning af renseanlæg.

#### 5.4 ERFARINGER FRA RY

*Generelt om Ry* Ry Kommune ligger i det Midtjyske Søhøjland og grænser op til kommunerne [Brædstrup](#), [Them](#), [Silkeborg](#), [Gjern](#), [Galten](#), [Høring](#) og [Skanderborg](#). Ry dækker et areal på ca. 15000 ha og har et indbyggertal på ca. 10600.

*Renseanlæg i Ry kommune* I Ry Kommune er der 3 renseanlæg, Ry, Gl. Ry og Låsby renseanlæg. Ry Renseanlæg er det største med en kapacitet på 8100 PE. I 2000 var anlægget belastet med ca. 7400 PE /45/.

*Udledningskrav* Renseanlæggene skal overholde følgende kravværdier for det rensede spildevand, der udledes:

- BI5 15 mg/l
- Total kvælstof 8 mg/l
- COD 75 mg/l

*Slamdisponering* Spildevandsslammet på de offentlige renseanlæg afvandes/stabiliseres og oplagres i 6 måneder på de respektive renseanlæg. Herefter administrerer det fælleskommunale affaldsselskab RENO SYD I/S slambortskaffelsen. Det er således RENO SYD I/S, der indgår aftaler med landmænd om modtagelse af slam og forestår udspreddingen. Hvis slammet overskrider de gældende krav til indholdet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer, sendes det til kontrolleret losseplads /49/.

##### 5.4.1 Miljøprojekter i Ry

*Miljøprojekt Ry* Ry Kommune har i længere tid været engageret i renere teknologi og miljørigtige tiltag. I 1996 påbegyndtes Miljøprojekt Ry, hvor virksomheder i kommunen gik sammen om at indføre miljøstyring. Dette har resulteret i miljøcertificering af tre liste- og to anmeldte virksomheder.

*Temamøder for autobranchen* I 1996 blev der afholdt temamøder for autobranchen med det formål, at højne miljøforholdene på autoværkstederne i kommunen. I den forbindelse udarbejdedes en positivliste for autobrancheens produkter samt en håndbog i renere teknologi i autobranchen /43/.

##### 5.4.2 Problemer med miljøfremmede stoffer

*Højt indhold af miljøfremmede stoffer i slam* I forbindelse med indførelsen af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer konstaterede Ry Kommune, at indholdet af stofgruppen alkydphenol-ethoxylat – herunder nonylphenol-ethoxylat og octylphenol-ethoxylat – i spildevandsslammet fra specielt Ry Renseanlæg var højt. Afskæringsværdien var på det tidspunkt (1997) 50 mg/kg TS, mens der i slammet fra renseanlægget blev målt 48 mg/kg TS i 1996. Der var derfor formodning om, at det fremover ville blive vanskeligt at udbringe slammet på landbrugsjord.

*Formodning om kilde* Ry Kommune havde en formodning om en virksomhed, hvor der kunne være en kilde til NPE belastning. Ry Kommune kontaktede derfor virksomheden, Pressalit, som producerer forskellige plastprodukter, og anmodede om en undersøgelse af procesforholdene, hvor de miljøfremmede stoffer kunne udledes fra.



### Aftale om substitution

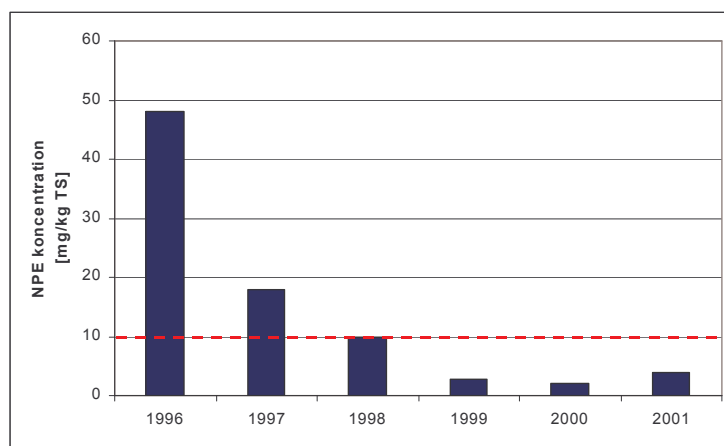
Umiddelbart efter anmodningen blev det på et møde mellem blandt andet teknisk forvaltning, Ry Kommune og virksomheden aftalt, at der skulle foretages substitution af stoffer, hvor alkydphenol-ethoxylater indgik samt, at der skulle udføres renere teknologier i forbindelse med metalrensning ved slibe/polérprocesser og ved slutrensning for suspenderet stof og metalpartikler.

#### NPE i spildevandsslam halveret

På virksomheden anvendtes blandt andet rengøringsmidler og slibemidler der indeholdt store mængder miljøfremmede stoffer. Ved substitution af disse produkter i 1996-1997, blev udledningen reduceret fra et niveau skønnet til ca. 9,5 kg NPE pr. år til ingenting /50/. Som følge af denne reduktion blev indholdet af NPE i spildevandsslammet halveret, hvormed afskæringsværdierne kunne overholdes /43/. Den resterende del af NPE'en formodes at stamme fra et stort antal brugere herunder autobranschen og borgerne i almindelighed /50/.

### Udvikling af NPE

Udviklingen af NPE i slam fra Ry Renseanlæg ses af figur 5.8. Data er angivet for perioden 1996 til 2001 og illustrerer koncentrationen af NPE udtrykt som mg NPE pr kg tørstof.



**Figur 5.8:** Udviklingen af NPE indholdet i slam fra Ry Renseanlæg i perioden 1996 til 2001. Grafen er baseret på data stillet til rådighed fra Miljøstyrelsen. Værdien i 1996 er angivet af Ry kommune.

Som det ses af grafen faldt NPE-indholdet i spildevandsslammet kraftigt fra 1996 til 1997 efter udfasningen af produkter indeholdende NPE på virksomheden, Pressalit. Efterfølgende har indholdet af NPE fortsat været faldende. Fra 1996 til 2001 er koncentrationen af NPE i slam fra Ry Renseanlæg således reduceret fra 48 mg/kg TS til under afskæringsværdien på 10 mg/kg TS. I 2001 var koncentrationen på ca. 4 mg/kg TS og dermed acceptabelt.

### Indsats i autobranschen

Faldet i NPE kan formentligt udover den nævnte substitution af produkter på Pressalit også tilskrives en øget indsats i autobranschen, blandt andet i form af udarbejdelse af en forskrift til etablering, indretning og drift af sandfang samt olie- og benzinudskillere i Ry Kommune. Den nævnte forskrift trådte i kraft den 1. oktober 1998, og samtlige autovirksomheder er efterfølgende gennemgået både for dimensioneringsproblemer af specielt sandfang samt anvendelsen af produkter indeholdende miljøfremmede stoffer.

#### 5.4.3 Chrom fra industri

### Chrom tilledning

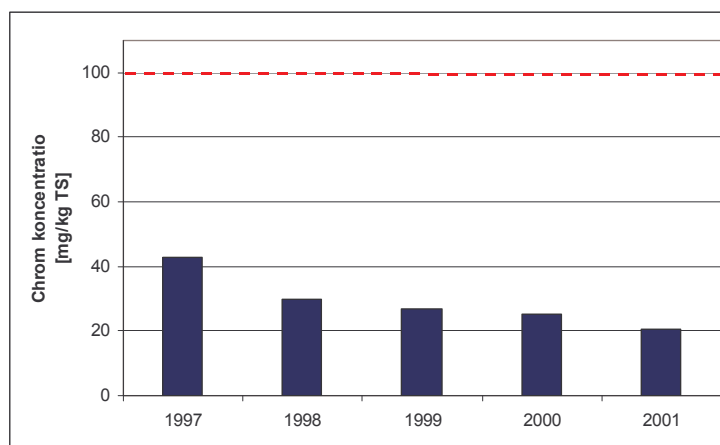
I begyndelsen af halvfemserne blev Ry Kommune opmærksom på, at spildevandet fra en virksomhed, der producerede plastprodukter, ikke kunne overholde vilkårene til chrom beskrevet i virksomhedens spildevandstilladelse.

Halvdelen af den samlede udledning af chrom til kommunens renseanlæg blev på det tidspunkt vurderet at stamme fra den pågældende virksomhed /43/.

Ry Kommune indgik i dialog med virksomheden, i et forsøg på at få nedbragt spildevandsudledningen og den indeholdte mængde chrom. Der blev afholdt en række møder og foretaget en del spildevandsanalyser, før det blev besluttet, at virksomheden i slutningen af 1997 skulle opføre et lokalt rensningsanlæg.

Det blev tillige overvejet om det var muligt for eksempel at substituere chromet, men dette var imidlertid ikke tilfældet /43/.

Udviklingen af chrom på Ry Renseanlæg kan ses af figur 5.9, som viser koncentrationen udtrykt i mg chrom pr kg TS i slammet fra Ry Renseanlæg.



**Figur 5.9:** Udvikling af chrom koncentrationen i slam fra Ry Renseanlæg fra 1997 til 2001. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen.

*Ikke decideret problem med chrom*

Som det ses af figuren, har der ikke decideret været et problem med chrom i slammet. Det er imidlertid uacceptabelt for en kommune at have en enkelt virksomhed, der alene står for halvdelen af chrombelastningen på renseanlægget.

Fra 1997 til 1998 ses en reduktion i chromkoncentrationen i forbindelse med opførelsen af det lokale renseanlæg på virksomheden.

#### **5.4.4 Opsummering på problemer med chrom og miljøfremmede stoffer i Ry Kommune**

Ry Kommunes erfaringer fra problemer med chrom og miljøfremmede stoffer kan summeres i følgende punkter:

1. Ved at identificere kilder til forurening med tungmetaller kan en dialog indgås mellem kommunen og den pågældende virksomhed. Denne dialog kan omhandle lokal rensning til substitution. Er det ikke muligt at substituere de forurenende stoffer som for eksempel i tilfældet med chromforurening i Ry, kan lokal rensning være en mulighed.
2. Ved at anmode virksomheder om at gøre rede for forbrug og udledning af miljøfremmede stoffer, kan de problematiske produkter og stoffer identificeres og en eventuel substituering af disse stoffer iværksættes.
3. Udledning af miljøfremmede stoffer behøver ikke være forbundet med selve produktionen, men kan være en følge af anvendelse af u hensigtsmæssige rengøringsmidler for eksempel til gulve.
4. Selvom grænseværdien til chrom i spildevandsslammet er overholdt, fandt Ry Kommune det alligevel uacceptabelt at én virksomhed



kunne bidrage med ca. 50% af chrombelastningen af Ry Renseanlæg. Desuden var virksomhedens udledningstilladelse overskredet for chrom.

## 5.5 ERFARINGER FRA BOV

*Generelt om Bov* Bov Kommune ligger i Sønderjylland og dækker ca. 15000 ha. Indbyggertallet er pr. 1/1 2003 ca. 10000.

*Renseanlæg i Bov Kommune*

Bov Centralrenseanlæg har en kapacitet på 19000 PE. I 2001 var anlægget belastet svarende til ca. 13700 PE. De vigtigste industrier, der leder spildevand til renseanlægget er et fjerkræslagteri samt et mejeri, der primært laver fetaost.

*Udledningskrav*

Anlægget har følgende udledningskrav:

- BI5 < 10 mg/l
- Total kvælstof < 8 mg/l
- Total fosfor < 1,5 mg/l
- Suspenderet stof < 15 mg/l
- COD < 75 mg/l

*Slam udbringes på landbrugsjord*

Slammet fra Bov Centralrenseanlæg udbringes på landbrugsjord, da tidligere problemer med miljøfremmede stoffer er blevet afhjulpet.

### 5.5.1 Problemer med miljøfremmede stoffer

*Problemer med slamkvalitet*

I forbindelse med indførelsen af afskæringsværdier for miljøfremmede stoffer i slam til udbringning på landbrugsjord i 1997, fik Bov Centralrenseanlæg problemer med slamkvaliteten. Indholdet af specielt NPE var således for højt.

*Kildesporing*

Det blev i perioden op til Slambekendtgørelsen af 1997 forsøgt at foretage kildesporing, men uden held. Der blev således ikke fundet nogle specifikke kilder, hvorfra stofferne blev tilledt.

*Omlægning af renseanlæg*

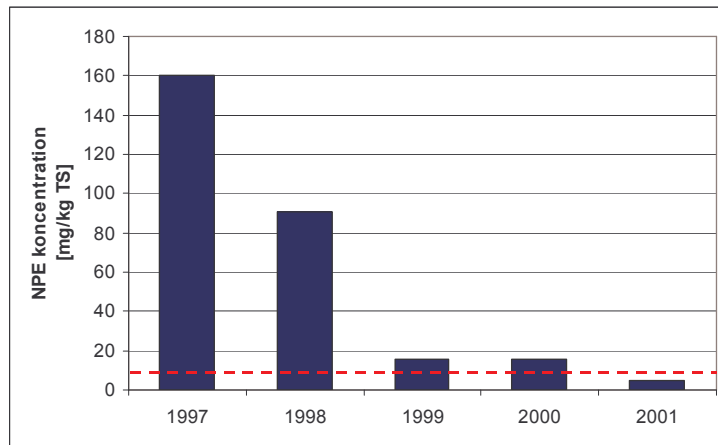
For at kunne leve op til de nye krav blev det besluttet at omlægge driften på renseanlægget således at slammet nu iltes, da dette skulle nedbringe koncentrationen af miljøfremmede stoffer.

*Øget iltning*

Omlægningen på renseanlægget, der blev indledt i 1997, bestod i nedlæggelse af forklaringstanken, der tidligere sorterede ca. 75% af slammet fra. Udover at alt slammet dermed ledes gennem den biologiske del, blev der installeret yderligere iltning med kapselblæser.

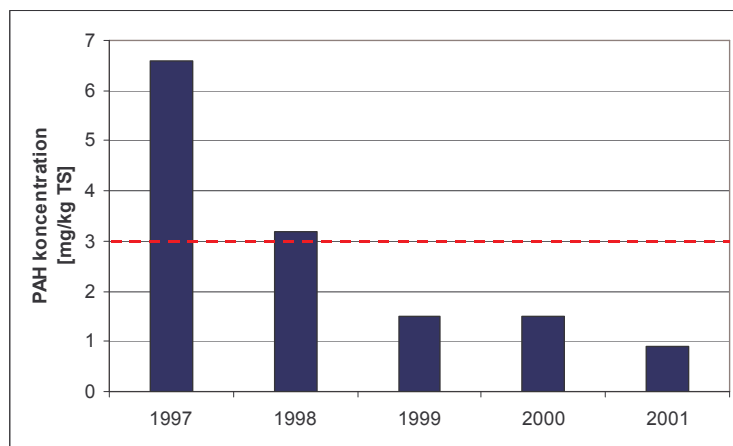
*Udvikling af*

På nedenstående figurer ses udviklingen af de fire miljøfremmede stoffer, NPE, PAH, DEHP og LAS i slam fra Bov Centralrenseanlæg i perioden 1997 til 2001. Datane er rekvireret fra Miljøstyrelsen og repræsenterer gennemsnittet af en række prøver det pågældende år og er angivet i mg/kg TS.



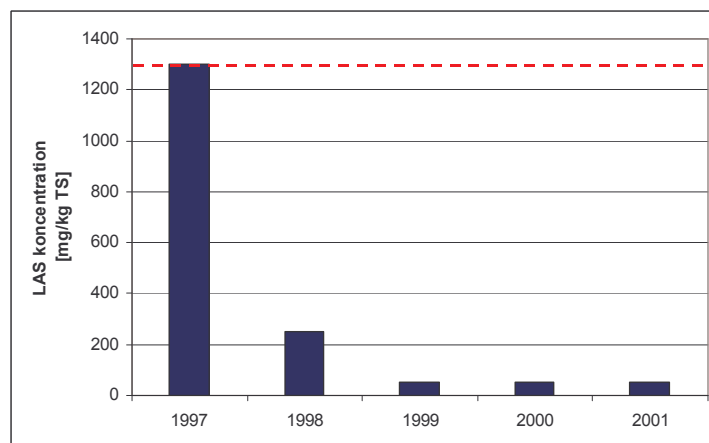
**Figur 5.10:** Udvikling af NPE i slam fra Bov Central-renselanlæg. Den angivne afskæringsværdi er gældende for 2002.

Af figur 5.10 ses, at NPE i 1997 lå langt over afskæringsværdien, der på det tidspunkt var på 50 mg/kg TS.

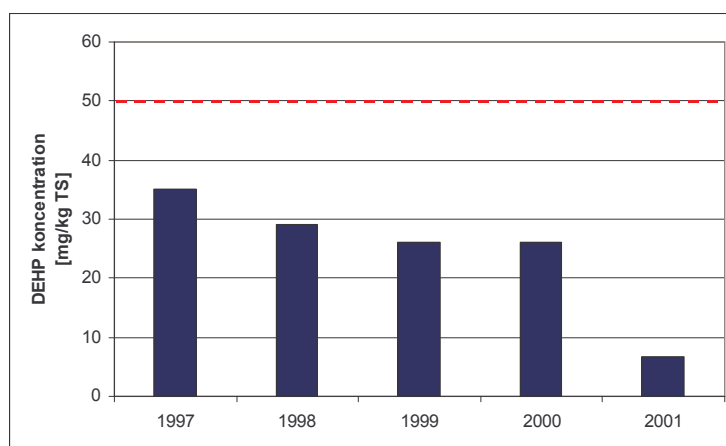


**Figur 5.11:** Udvikling af PAH i slam fra Bov Centralrense-anlæg. Den angivne afskæringsværdi er gældende for 2002.

Ligesom for NPE oversteg PAH grænseværdien på 6 mg/kg TS i 1997. Siden er PAH koncentrationen faldet støt, og fra 1999 har den kunnet overholde afskæringsværdien på 3 mg/kg TS.



**Figur 5.12:** Udvikling af PAH i slam fra Bov Centralrense-anlæg. Den angivne afskæringsværdi er gældende for 2002.



**Figur 5.13:** Udvikling af PAH i slam fra Bov Central-renseanlæg. Den angivne afskæringsværdi er gældende for 2002.

#### *Fald i koncentrationer*

Det ses af figur 5.10 –5.13 at koncentrationen af samtlige af de miljøfremmede stoffer, der stilles krav til i slambekendtgørelsen, har været faldende efter ændring af slambehandlingen i 1997 med øget iltning. Specielt NPE, LAS og PAH er reduceret betydeligt, mens ændringen i DEHP har været mere moderat indtil et kraftigt fald fra 2000 til 2001

Det procentvise fald i stofkoncentrationen fra 1997 til 2001 har været som følger;

- NPE: ca. 95%
- PAH: ca. 85%
- DEHP: ca. 80%
- LAS: ca. 95%

Det er bemærkelsesværdigt, at en omlægning af renseanlægget kan medføre så drastiske fald i stofkoncentrationerne for miljøfremmede stoffer.

#### *Afskæringsværdier i dag overholdt*

Det ses endvidere af figurerne, at alle de fire miljøfremmede stoffer i dag overholder afskæringsværdierne for slam til udbringning på landbrugsjord.

Ulempen ved omlægningen er, at der ikke længere produceres så meget biogas som tidligere. Biogassen benyttes til opvarmning af rådnetank og bygninger, og der er derfor større udgifter til naturgas end tidligere.

#### **5.5.2 Opsummering problemer med miljøfremmede stoffer i Bov kommune**

Bov Kommunes erfaringer fra problemer med miljøfremmede stoffer kan summeres i følgende punkter:

1. I Bov Kommune var det ved kildeopsporing ikke muligt at identificere kilder til forurening med miljøfremmede stoffer.
2. Er det de miljøfremmede stoffer, der overskrider afskæringsværdierne, kan en omlægning af renseanlægget med nedlægning af forklaringsstank samt øget iltning nedbringe indholdet af miljøfremmede stoffer betydeligt.

#### **5.6 ERFARINGER FRA STUBBEKØBING**

fordeler sig i købstaden Stubbekøbing, centerområderne Horbelev og Horreby, i flere mindre landsbyer samt i det åbne land.

I Stubbekøbing Kommune er der mindre industrivirksomheder, rimeligt store håndværker- og entreprenørvirksomheder tillige med handel, hovedsagligt koncentreret i den gamle købstad. Ellers er kommunen kendetegnet ved store landbrugsområder /51/.

*Renseanlæg i  
Stubbekøbing Kommune*

I 2001 var der i Stubbekøbing Kommune 3 kommunale renseanlæg, 8 minibiologiske anlæg og 2 fælles driftstanke. Heraf er Stubbekøbinganlægget det største med en belastning på ca. 4700 PE og en kapacitet på 6000 PE. Anlægget renser mekanisk, biologisk og kemisk /52/.

*Udledningskrav*

Stubbekøbinganlægget har en udledningstilladelse, der foreskriver, at følgende udledningskrav skal overholdes:

- BI5 15 mg/l
- Total fosfor 1,5 mg/l
- Suspenderet stof 40 kg/døgn
- COD 75 mg/l

Slamproduktionen fra Stubbekøbinganlægget bringes til efterbehandling i form af kompostering. Grunden til, at slammet fra renseanlægget ikke genbruges på landbrugsjorden er, at der siden 2000 har været problemer med et for højt indhold af PAH i slammet. Slammet fra kommunens øvrige renseanlæg har ikke problemer med at overholde grænse- eller afskæringsværdierne, hvorfor slammet fra disse anlæg bringes direkte på landbrugsjord.

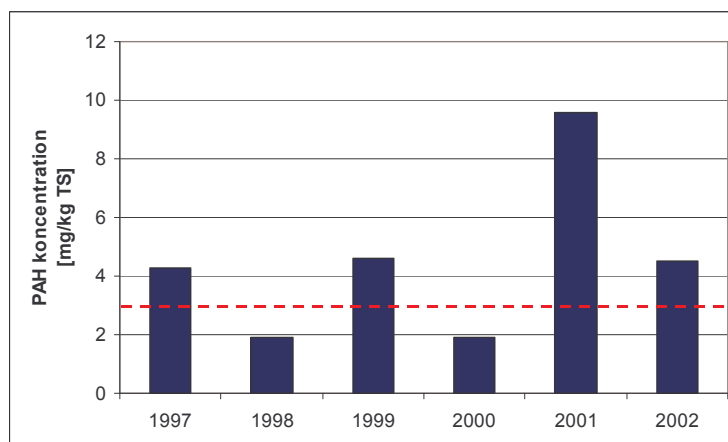
### 5.6.1 PAH problemer

*Problemer med PAH*

Det fremgik af forrige afsnit, at slammet fra Stubbekøbinganlægget ikke kan overholde afskæringsværdien til de miljøfremmede PAH-forbindelser. Disse problemer vil blive omtalt og behandlet i de følgende afsnit.

*Udvikling af PAH*

Siden 2000 har der været observeret et indhold af PAH i slammet fra renseanlægget, der overstiger de gældende afskæringsværdier. På figur 5.14 ses udviklingen af PAH koncentrationen i mg/kg TS i slammet fra Stubbekøbinganlægget i perioden fra 1997 til 2002.



**Figur 5.14:** Udviklingen af PAH indholdet i slam fra Stubbekøbinganlægget. Data fra 1997 til 2001 er rekvireret fra Miljøstyrelsen. Data fra 2002 er taget som et gennemsnit mellem to målinger foretaget af Stubbekøbing Kommune i 2002.

Det ses af grafen, at indholdet af PAH har været svingende fra år til år. I 1997 og 1999 var den gennemsnitlige koncentration i slammet lidt over 4,0 mg/kg

TS, hvilket på det tidspunkt var under den gældende grænseværdi for slam, der udbringes på landbrugsjord. I 2001 var PAH koncentrationen på små 10,0 mg/kg TS, hvilket er langt over grænseværdien på 3 mg/kg TS, mens målingerne af PAH koncentrationen i 2002 var på ca. 4,5 mg/kg TS.

*Formodning om kilde*

Der blev ikke foretaget en egentlig kildesporing for at lokalisere PAH kilden, men i forbindelse med et virksomhedstilsyn i kommunen, faldt mistanken på det lokale fjernvarmeværk.

*Ingen krav til miljøfremmede stoffer i udledningstilladelse*

I 1991 udvidede varmeværket med en 2,5 MW fliskedel med tilhørende røgreenser. I den forbindelse blev der givet tilladelse til afledning af spildevand til det offentlige kloaknet. På det tidspunkt var der ikke fokus på miljøfremmede stoffer, hvorfor der ingen krav blev stillet til disse i udledningstilladelsen.

*PAH i kondensat fra røggasvasker*

Efter at problemerne med for dårlig slamkvalitet på renseanlægget blev konstateret, blev der foretaget målinger af spildevandet fra varmeværket. Det viste sig, at det afledte kondensat fra røggasvaskeren indeholdt væsentlige mængder PAH og cadmium og dermed bidrog til disse stoffers forekomst i renseanlægget.

*Data for varmeværk*

I tabel 5.4 er vandmængder, stofkoncentrationer og stofmængder fra varmeværket opsummeret. Endvidere er angivet en vurdering af, hvor stor en andel af den tilladte PAH mængde i slammet, der kommer fra varmeværket.

**TABEL 5.4:** VANDMÆNGDER, STOFKONCENTRATIONER OG STOFMÆNGDER FRA VARMEVÆRKET /53/.

Vandmængde fra røggasvaskeranlæg pr. år (regnskabsår 1999-2000)	636 m <sup>3</sup>
Indhold af PAH i røggasvaskervand	0,079 mg/l
Afledt mængde PAH pr. år	50,24 g
Slamproduktion pr. år, ca.	581 t
Tørstofindhold	18 %
Tørslam	104,6 t
Max tilladelig mængde ved udbringning til landbrugsjord 3 mg/kg x 104,6 t	313,7 g

Der er regnet med at 50% af den tilladte PAH fjernes gennem slammet, hvilket svarer til 25 g pr. år fra varmeværket. Dette svarer således til, at ca. 8 % af det tilladte indhold af PAH i spildevandsslammet til udbringning på landbrugsjord kommer fra varmeværket /53/.

### 5.6.2 Løsning af PAH problemet

*Reviderede tillædningskrav*

Det er i Stubbekøbing Kommune vurderet, at den nuværende afledning af PAH-holdigt spildevand fra varmeværket er betydelig sammenlignet med bidrag fra andre kilder. Udover indholdet af PAH, er der ligeledes observeret et forhøjet indhold af cadmium i spildevandet fra varmeværket. Det er derfor fra kommunens side blevet besluttet at revidere værkets tilladelse til afledning af spildevand til den offentlige kloak. De reviderede krav til spildevand fra røggasvaskeranlægget er gengivet i tabel 5.5.

**TABEL 5.5:** REVIDEREDE TILLEDNINGSKRAV /54/.

Parameter	Grænseværdi	Maximum mg/år
Temperatur	40°	-
PH	6-10	-
Suspenderet stof	300 mg/l	-
Cadmium	0,003 mg/l	1800
PAH	< 0,001 mg/l	600

*Lokal rensning*

Kommunen har besluttet, at PAH problemet skal løses ved hjælp af et lokalt rensanlæg på varmeværket. Dette rensanlæg skal begrænse udledningen af PAH og cadmium ved forrensning af processpildevandet i forbindelse med driften af røggasvaskeren. Det nye rensanlæg skal formentlig fungere enten som mekanisk eller som mekanisk/kemisk rensanlæg, hvor vandet løber hen over et filterbånd og det faste stof efterfølgende presses. Det formodes, at PAH'en vil binde sig til dette faststof. Alternativt er det overvejet, hvorvidt en løsning, hvor spildevandet løber igennem nogle kar med halm er brugbart. Denne metode har på andre værker vist sig at have en effekt. Det blev i første omgang besluttet at forrenseanlægget skulle være etableret, og PAH- og cadmiummængderne derfor reduceret, inden 1. april 2003. Af driftsmæssige hensyn er det imidlertid uhensigtsmæssigt at lukke varmeværket ned i vintersæsonen, hvorfor fristen er blevet udskudt til sidst i september 2003 /55/.

*Substituering ikke mulig*

Det er ikke muligt at substituere eller udfase PAH'en, da den opstår i forbindelse med selve forbrændingsprocessen.

*Forsøg med at vende slamstak*

Som sagt er PAH koncentrationen for 2002 på figur 5.14 taget som et omtrent gennemsnit af to målinger i henholdsvis marts og juli måned 2002. Den første måling viste en koncentration på 3,4 mg PAH pr kg TS. Da denne prøve således lå tæt på afskæringsværdien på 3 mg/kg TS, blev det forsøgt, om mekanisk vending af slamstakken kunne bringe PAH værdien under afskæringsværdien. Den anden prøve taget i juli, viste imidlertid 5,4 mg/kg TS, hvorfor forsøget på at lufte slammet ikke havde haft nogen effekt.

*PAH problemer endnu ikke løst*

Det skal understreges, at problemerne med PAH endnu ikke er løst, men at der forefindes en handlingsplan med etablering af lokalt rensanlæg på varmeværket, som forventes at kunne løse problemerne.

**5.6.3 Opsummering på PAH problemet i Stubbekøbing Kommune**

Stubbekøbing Kommunes erfaringer fra PAH problemerne kan summeres i følgende punkter:

1. Først og fremmest skal kilden til forureningen lokaliseres. Dette kan være en bekostelig affære som skrevet i nogle af de andre cases for eksempel ved hjælp af kildeopsporing. I dette tilfælde blev kilden observeret ved en standard virksomhedskontrol. I Stubbekøbing har det været relativt let at finde én kilde, da der var formodninger om, hvor forureningen stammede fra.
2. At vurdere ud fra PAH mængden tilført med spildevand fra varmeværket og den totale mængde af PAH i slammet fra rensanlægget, må der imidlertid være andre store kilder til PAH eller mange små kilder. Disse kilder kunne for eksempel være andre virksomheder eller husholdninger.
3. En skærpet udledningstilladelse kan være et middel til at få virksomheden til at beskæftige sig med problemet og dermed

starte en dialog mellem de involverede parter. I den forbindelse er det godt at diskutere løsningsmodeller.

4. Etablering af lokal rensning er en mulighed, hvor udfasning eller substituering ikke kan lade sig gøre.

## 5.7 ERFARINGER FRA TOMMERUP

Tommerup Kommune er beliggende på det vestlige Fyn og har ca. 8000 indbyggere.

### *Renseanlæg i Tommerup Kommune*

I Tommerup Kommune er der to renselanlæg, Holmehave og Tommerup Stationsby Renseanlæg. Holmehave renselanlæg dækker hele den sydlige del af Tommerup Kommune og har en kapacitet på 4000 PE. I 2001 var belastningen på 3270 PE, hvilket betyder, at Holmehave er ca. nummer 250 på en liste over Danmarks mest belastede renselanlæg.

### 5.7.1 Problemer med chrom

#### *Chromforurening*

Der har tidligere været problemer med et for højt indhold af chrom i slammet fra Holmehave renselanlæg. Chromforureningen blev identificeret til primært at stamme fra én kilde, virksomheden DAMPA, der fremstiller loftplader.

#### *Fremstilling af loftplader*

Fremstilling af DAMPA lofter er baseret på perforering, forbehandling og lakering af bånd. Båndene består af aluminium eller stål. Tidligere brugte DAMPA chrom til forbehandling af båndene. Chromen havde den funktion, at den dannede bindeled mellem metal og maling og samtidig var korrosionsbeskyttende. Udledningen af chrom opstod i forbindelse med, at overskydende chrom blev skyllet af båndene og ledt til virksomhedens eget renselanlæg.

#### *Uhensigtsmæssigt lokalt renselanlæg*

DAMPA havde i begyndelsen af halvfemserne forsøgt at minimere udledningen af chrom, og havde i den forbindelse implementeret et lokalt renselanlæg på virksomheden, der kørte kontinuerligt. At anlægget kørte kontinuerligt betød, at der ved stor belastning blev ledt store stofmængder ud, uden at dette blev registreret før dagen efter. Udledningen blev altså først konstateret, når den havde været der og var ledt til det kommunale renselanlæg. Den optimale opbygning af anlægget havde været at drive det således, at vandet blev rensat i enheder. Enhederne skulle bestå af følgende: Først samles vandet, dernæst renses det og til sidst kontrolleres det inden udledning til den offentlige kloak.

#### *Ændret tilslutningstilladelse*

På trods af løbende optimering af renselanlægget skete der stadig uheld, hvilket ikke var acceptabelt. Set i forhold til den daværende tilslutningstilladelse var den gennemsnitlige koncentration dog overholdt i størstedelen af perioden. I 1996 blev virksomhedens tilslutningstilladelse ændret til at indeholde grænser for maksimalt indhold af chrom i stedet for grænser for det gennemsnitlige indhold af chrom. På denne måde var det muligt at indsætte sanktioner imod de uheld, som DAMPA til tider havde. Frem til september 1999 forsøgte DAMPA primært at nedbringe udledningen af chrom ved at ændre og optimere på det eksisterende renselanlæg.

#### *Substituering af chrom*

DAMPA valgte fra efteråret 1999 at se på, om chrom eventuelt kunne substitueres med et andet stof, da problemerne stadig ikke var løst. Det viste sig, at et stof indeholdende titanium var velegnet, hvorfor dette for fremtiden blev benyttet i produktionen. Imidlertid viste det sig efterfølgende, at der stadig var problemer med chrom i spildevandet fra fabrikken. Det blev bekendt, at enkelte underleverandører behandlede deres materialer med chrom, inden de ankom til DAMPA's fabrik. DAMPA forlangte derfor, at

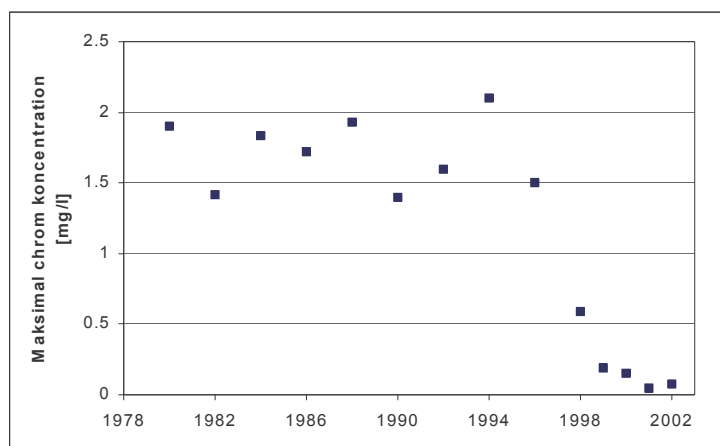
ingen underleverandører måtte chromatistere materialerne, men i stedet skulle oliere dem.

#### Overvågningssystem

Siden har chromindholdet i spildevandet været på et minimum. DAMPA anvender stadig et overvågningssystem på spildevandet, for at minimere risikoen for udledning af for store koncentrationen af chrom. Konstateres der chrom i spildevandet, søges denne på de leverede materialer fra underleverandørerne.

#### Udvikling i chrom i spildevand fra DAMPA

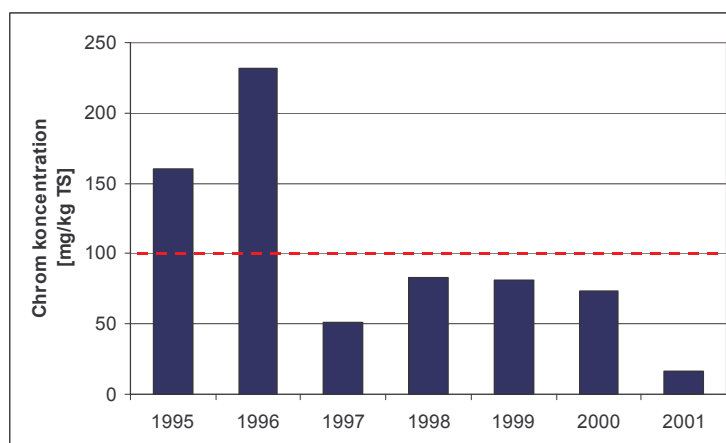
På figur 5.15 ses udviklingen af de maximale chromværdier i spildevandet fra DAMPA. Målingerne er ikke et gennemsnit over året, men derimod maksimalværdier /56/. Det fremgår tydeligt, at optimeringen af det lokale renselanlæg i sidste halvdel af halvfemserne har begrænset koncentrationen af chrom i udledningerne. Endvidere ses hvordan udfasningen af chrom fra 1999 har bragt chromindholdet i spildevandet ned på et meget lavt niveau.



**Figur 5.15** Udviklingen af chromindholdet i spildevand fra DAMPA. Værdierne er maxværdier /56/.

#### Udvikling af chrom i slam

Udviklingen i chromindholdet i spildevand fra DAMPA afspejles i slammet fra Holmehave renselanlæg. Chromindholdet i slammet fra 1995 til 2001 er optegnet på figur 5.16.



**Figur 5.16:** Udviklingen af chromindholdet i slam fra Holmehave renselanlæg. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen.



*Reduceret chrom i slam* Det fremgå af figur 5.16, hvordan den reducerede chromudledning fra DAMPA i midten af halvfemserne ledte til et betydeligt fald i chromkoncentrationen i slammet på renseanlægget. Siden har slammet haft et chromindhold, der lever op til grænseværdierne for udbringning på landbrugsjord. Udfasningen af chrom, der påbegyndtes i slutningen af 1999, ses for alvor at have indflydelse på slammet i 2001.

*Slammineraliserings-sanklæg* På Holmehave Renseanlæg er der senere blevet opført et slammineraliseringsanlæg med det formål at have muligheden for at opbevare slammet og dernæst recirkulere det på landbrugsjord. Efter 8 år tages der stilling til, hvorvidt slammet har en kvalitet, så det kan udbringes på landbrugsjord, skal deponeres eller brændes.

*Opsummering på problemer i Tommerup Kommune*

### 5.7.2 Opsummering på problemet med chrom i Tommerup Kommune

Tommerup Kommunes erfaringer fra chromproblemerne kan summeres i følgende punkter:

1. Først og fremmest skal kilden til forureningen lokaliseres, hvorefter der kan indledes en dialog med virksomheden. Ved indgåelse af aftale om en revideret tilslutningstilladelse forpligter virksomheden sig til at foretage tiltag, der nedbringer forureningen.
2. Optimering af eksisterende lokal rensning er en mulighed til at nedbringe forureningsmængderne i spildevandet og dermed slammet på det kommunale renseanlæg.
3. Udfasning eller substituering af det problematiske stof kan reducere forureningen til et minimum.

### 5.8 ERFARINGER FRA MARIBO OG SAKSKØBING KOMMUNE

*Generelt om Maribo og Saksøbing Kommune*

Maribo og Saksøbing Kommune ligger på Lolland. Maribo har et indbyggertal på små 11000, mens tallet i Saksøbing kommune er omkring 9500.

*Renseanlæg i Maribo Kommune*

Hovedparten af spildevandet fra de kloakerede områder i Maribo Kommune afledes til Hunseby Strand Renseanlæg, der tillige modtager spildevand fra Saksøbing Kommune. Herudover er der et biologisk renseanlæg i Hillested og et mekanisk renseanlæg, der modtager spildevand fra fire mindre bysamfund. Hillested Renseanlæg er dimensioneret for en belastning på 350 PE.

*Renseanlæg i Saksøbing Kommune*

I Saksøbing kommune er der tre mindre renseanlæg, Guldborg, Krungerup og Østerby renseanlæg /57/.

*Hunseby Strand Renseanlæg*

Hunseby Strand Renseanlæg er et biologisk anlæg med kvælstof- og fosforfjernelse. Det rensede spildevand udledes til Smålandsfarvandet.

Anlægget er dimensioneret for en belastning på 40.000 PE og var i 2001 belastet med 37.700 PE, hvilket bevirket, at anlægget er nummer 52 på en liste over renseanlæg med størst belastning i 2001.

*Udledningskrav*

Anlægget skal overholde følgende kravværdier ved udledning til recipient /58/:

- BI5 15 mg/l
- COD 75 mg/l
- Total kvælstof 8 mg/l
- Total fosfor 1,5 mg/l

Slamproduktion

- Suspenderet stof 30 mg/l

Slamproduktionen fra Hunseby Strand renseanlæg bringes til komposteringsanlægget i Gerringe (I/S REFA), hvorefter det deponeres /59/. At slammet ikke kan udbringes på landbrugsjord skyldes et relativt højt indhold af cadmium, chrom, nikkel og kviksølv.

### 5.8.1 Tungmetalproblemer

Problemer med tungmetaller

Det fremgik af forrige afsnit, at slammet fra Hunseby Strand renseanlæg ikke kan overholde grænseværdierne for visse tungmetaller. Disse problemer har været kendt i adskillige år, hvor der løbende har været forsøgt og brugt mange ressourcer på at lokalisere og identificere kilderne til forureningen. Den primære aktivitet har ligget i forbindelse med nikkel og chrom problemerne, og disse vil blive behandlet i det følgende.

### 5.8.2 Problemer med nikkel

Fore høje nikkel koncentrationer i slam

Siden starten af halvfemserne har der eksisteret problemer med for højt nikkel indhold i det producerede slam på Hunseby Strand Renseanlæg /59/.

Forsøg på at lokalisere kilder

Fra 1992 til sommeren 1993 faldt nikkelkoncentrationen i slammet kraftigt og lå efterfølgende og svingede omkring slambekendtgørelsens grænseværdi (af 1995). I efteråret 1994 konstaterede man atter en stigende tendens i nikkelkoncentrationen, hvorfor et opsporingsarbejde blev igangsat med det formål at identificere og lokalisere kilden eller kilderne til nikkelforureningen. Der blev udført tilsynsbesøg på udvalgte virksomheder i oplandet til renseanlægget. Disse besøg gav dog ikke det forventede resultat, nemlig at lokalisere oplagte kilder til forureningen.

Kildesporing

Det blev derfor i kommunen besluttet at igangsætte en egentlig kildesporing ved hjælp af målinger i kloaksystemet og i industrierne.

Kildesporingen, der blev foretaget i 1995, bestod i systematisk måling af tungmetalmængderne i spildevandet fra hovedkloakoplandene. Der blev således udført flowmålinger, flowproportional prøveopsamling, tungmetalanalyser og stoftransportberegninger for hvert hovedopland. Der blev analyseret for tungmetallerne cadmium, kviksølv, bly, nikkel og chrom.

Nikkelforurenere i Sakskøbing Kommune

Ved kildesporingen blev hovedkloakoplandenes bidragsfordeling med hensyn til tungmetaller i spildevandet til Hunseby Strand renseanlæg afdækket. Resultatet af kildesporingen viste, at der var grund til at se nærmere på eventuelle nikkelforurenere i Sakskøbing /60/.

Kilde identificeret

Efterfølgende foretog Sakskøbing Kommune målinger på de to hovedstrengene i Sakskøbings kloaknet. Målingerne viste, at den største nikkelkoncentration kom fra den mindste del af byen, hvor der var en relativt lille antal af virksomheder/industrier. Ved nærmere undersøgelse af de mulige forureningskilder, viste det sig, at virksomheden Dan Disc A/S (det nuværende SDC-Denmark A/S) havde en mindre hensigtsmæssig håndtering af spildevandet. Dan Disc var dog ikke på daværende tidspunkt klar over, at spildevandet indeholdt store nikkelkoncentrationer.

Virksomheden

Dan Disc er en virksomhed, der producerer CDer, CD-roms, DVDer og videoer. I forbindelse med produktionen forefindes en galvanisk operation, hvor produktet bliver holdt i nogle holdere. Efter denne operation skyldes holderne med vand. Indtil 1995 blev skyllevandet ledt direkte til offentlig kloak, da man ikke havde troet, at den medfølgende mængde tungmetal var særlig stor.

### *Spildevand til kommunekemi*

Ved nærmere undersøgelse af spildevandet var der ingen tvivl om, at det udledte vand havde et alt for højt indhold af nikkel til at blive ledt til offentlig kloak. Fra 1995, hvor problemet blev opdaget, til 1997 blev alt det opsamlede skyllevand fra den galvaniske proces bragt til kommunekemi, således, at dette ikke ville belaste slammet på Hunseby Strand Renseanlæg.

### *Lokal rensning*

Det blev overvejet at etablere et system på fabrikken, som kunne rense vandet ved ionbytning og efterfølgende recirkulere det, så det kunne bruges nogle gange, før det skulle bortskaffes til kommunekemi. Dan Disc valgte imidlertid i foråret 1997 en løsning bestående i oprettelse af et lokalt renselanlæg på fabrikken. I renselanlægget bliver nikkel flokket og filtreret væk. Den tilbageblivende masse sendes efterfølgende til kommunekemi.

I 1990'erne udledte fabrikken ca. 70 m<sup>3</sup> skyllevand fra den galvaniske operation. I dag udledes der lidt over 100 m<sup>3</sup> om året /61/.

### *Tilslutningstilladelse*

I fabrikkens tilslutningstilladelse er der sat en grænse på koncentration af nikkel på 2g/1000 l. Fabrikken udleder spildevand med en koncentration på 0,8 g/1000 l, og overholder dermed tilslutningstilladelsen /61/.

### *Nikkel i spildevand*

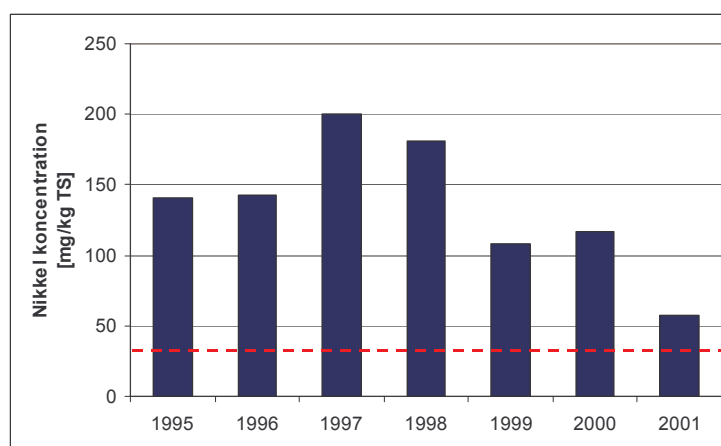
Det at Dan Disc indførte mere miljørigtige tiltag og fik bragt nikkelkoncentrationen i deres interne spildevand ned til et acceptabelt niveau set i forhold til udledningstilladelsen, kunne ved efterfølgende kontrolmålinger i kloakledningen fra Saksøbing tydeligt ses. Det blev derefter vurderet, at tungmetalbidragene, herunder nikkelkoncentrationen fra Saksøbing Kommune nu var nede i en fornuftig størrelsesorden. Der var altså foretaget en kildeopsporing og da kilden blev lokaliseret, forbedredes kvaliteten af det udledte spildevand til den offentlige kloak /60/.

### *Udeblivende effekt på slamkvalitet*

Den udførte kildeopsporing og efterfølgende tiltag på virksomheden viste sig imidlertid ikke at have den store effekt på nikkelindholdet i slammet på Hunseby Strand Renseanlæg.

### *Udvikling i nikkel koncentration*

Udviklingen af nikkel koncentrationen i slammet har siden 1995 været som vist på figur 5.17.



**Figur 5.17:** Udviklingen af nikkelindholdet i slam fra Hunseby Strand Renseanlæg. Data er rekvireret fra Miljøstyrelsen.

Det ses, at nikkelkoncentrationen til alle tider har ligget over den gældende grænseværdi målt i mg/kg TS (50 mg/kg TS frem til 1996 herefter 30 mg/kg TS).

### *Mange små kilder*

Der lykkedes kommunen at lokalisere en kilde til nikkelforureningen, men baseret på senere års målinger af nikkelkoncentrationen i slammet, har Dan

Disc ikke været den eneste kilde. Kommunen er af den opfattelse, at der er tale om mange små kilder, da der i Maribo kommune forefindes mange mellemstore metalvirksomheder set i forhold til kommunens størrelse /59/. Da kildesporing er en økonomisk tung post, er Maribo Kommune kommet til den konklusion, at kildesporing i Maribo ikke er økonomisk rentabelt, da der vedvarende dukker nye kilder op.

### 5.8.3 Problemer med chrom

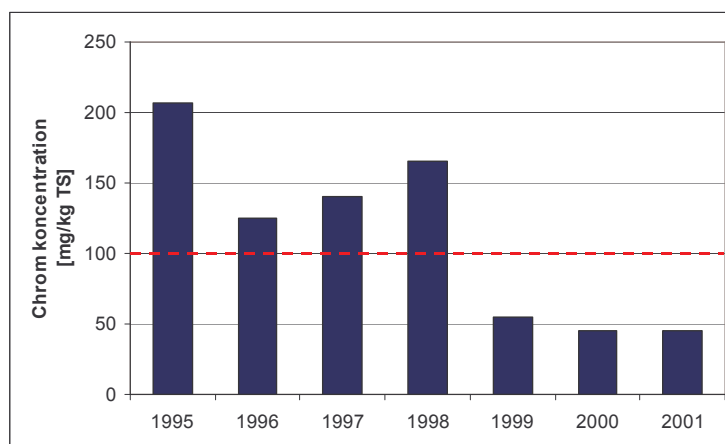
*Problemer med chrom fra forchromningsindustri* I Maribo Kommune har man udover problemerne med nikkel også haft problemer med store koncentrationer af chrom i spildevandsslammet fra Hunseby Strand Renseanlæg. En del af chrom forureningen stammede fra en forchromningsindustri.

*Miljøgodkendelse* Den omtalte virksomhed ansøgte i 1985 om miljøgodkendelse i forbindelse med et ønske om at flytte virksomheden. I den forbindelse ansøgte virksomheden tillige om etablering af eget renseanlæg til reduktion af chrom udledningen. Miljøgodkendelse med spildevandstilladelse gives i 1985.

*Lokalt renseanlæg* I forbindelse med udvidelse af fabrikken i 1989 bygges et nyt renseanlæg, og der gives en ny miljøgodkendelse med spildevandstilladelse. I løbet af halvfemserne har Danmarks Teknologiske Institut været ansvarlig for justering af renseanlæggets funktion og samtidig ansvarlig for udtagning af 4 årlige prøver fra anlægget til kontrol af udledningen og anlæggets effektivitet. Problemet i virksomheden var, at indtil 1999 var der kun én mand på fabrikken, der havde forstand på driften af det lokale renseanlæg. Når denne mand var på ferie eller var syg, opstod der ofte situationer, hvor udledningen af chrom ikke blev overholdt. Dette er problemer, der oftest er forbundet med små virksomheder, hvor hver enkelt medarbejder har deres ansvarsområder.

*Nyt lokalt renseanlæg* Efter en række uheld og rådgivning fra Danmarks Teknologiske Institut blev der i 1999 opstartet et nyt renseanlæg med elektronisk dosering af de forskellige kemikalier. I forbindelse med dette nye anlæg og andre ændringer på fabrikken gav Maribo Kommune i 2001 virksomheden en ny miljøgodkendelse.

*Udvikling af chrom i slam* Udviklingen af chromindholdet i slammet fra Hunseby Strand Renseanlæg i perioden 1995 til 2001 ses af figur 5.18.



**Figur 5.18:** Udviklingen af chromindholdet i slammet fra Hunseby Strand Renseanlæg. Grafen er baseret på data rekvireret fra Miljøstyrelsen.

## *Chromproblemer løst*

Af grafen ses et fald i chromkoncentrationen fra 1995 til 1996. Dette fald kan ikke med udgangspunkt i de foreliggende oplysninger begrundes med tiltag på forchromningsindustrien. Koncentrationen steg i 1997 og igen i 1998. Fra 1998 til 1999 sker der et fald, hvilket umiddelbart kan begrundes med etableringen af det nye renseanlæg i virksomheden med elektronisk dosering. Siden 1999 har chromindholdet ligget på et stabilt niveau på omkring 50 mg/kg TS, der er under den gældende grænseværdi på 100 mg/kg TS. Det ser således umiddelbart ud til, at problemerne med chrom er blevet løst i Maribo Kommune, samt at forureningen af chrom i slammet var forårsaget af en enkelt industri i modsætning til problemerne med nikkel.

### **5.8.4 Opsummering på tungmetalproblemet i Maribo og Saksøbing Kommune**

Maribo og Saksøbing Kommunes erfaringer fra tungmetalproblemerne kan summeres i følgende punkter:

1. Kildesporing af mulige forureningsindustrier er oftest en meget dyr løsning og resultatet af sådan en sporing vil være af varierende succes afhængig af, om forureningen stammer fra en enkelt kilde eller fra flere små kilder.
2. Det er langt fra altid, at industrien er klar over, at deres spildevand indeholder meget store mængder tungmetaller eller miljøfremmede stoffer.
3. Etablering af lokal rensning er en mulighed, hvor udfasning eller substituering ikke kan lade sig gøre. Dette er illustreret både i problematikken med nikkel og med chrom.

### **5.9 ERFARINGER FRA SILKEBORG**

#### *Case i Silkeborg*

Silkeborg Kommune ligger i Jylland og har et befolkningstal på ca. 52.000. De 48.000 af disse indbyggere bor i byområde resten i landzonen. Størrelsesmæssigt set (befolkningstal) er Silkeborg blandt top 15 største byer i Danmark. Set isoleret i Århus Amt er Silkeborg den tredje største by kun overgået af Århus og Randers.

#### *Rensningsanlæg i Silkeborg*

I Silkeborg Kommune er der placeret fire renseanlæg – Søholt Renseanlæg og tre mindre renseanlæg. Søholt Renseanlæg behandler ca. 80 % af kommunens spildevand. Anlægget modtager spildevand fra alle byområderne i Silkeborg Kommune og er placeret som nummer 25 på en liste over de 50 mest belastede renseanlæg i Danmark, jævnfør Spildevandsteknisk Forenings hjemmeside /34/. De tre mindre renseanlæg i udkanten af kommunen renser spildevandet i de pågældende lokalområder.

#### *Opbygning af rensningsanlæg*

Søholt Renseanlæg er opbygget traditionelt med mekanisk, biologisk og kemisk rensning (fældning). Anlægget er dimensioneret til en belastning på 100.000 PE og var i 2000 belastet svarende til 76.000 PE.

#### *Udledningskrav*

Anlægget skal overholde følgende udledningskrav:

- BI5 12 mg/l
- Total kvælstof 8 mg/l
- Total fosfor 0,5 mg/l
- Suspenderet stof 10 mg/l
- Ammoniak 4 mg/l (vinter)
- Ammoniak 2 mg/l (sommer)

#### *Genanvendelse af slam fra Søholt Renseanlæg*

Det er politisk vedtaget i Silkeborg, at slam fra Søholt Renseanlæg skal genanvendes i landbruget. Der har indtil videre ikke været problemer med at

overholde de grænse- og afskæringsværdier, som er præciseret i afsnittet ”Grænse- og afskæringsværdier”, hvilket har bevirket, at afsætning af slammet på landbrugsjorden ikke har været et problem. Enkelte år er det dog blevet besluttet, at en del af det genererede slam skulle brændes på et fælles kommunalt forbrændingsanlæg på grund af usikkerheden til overholdelse af slambekendtgørelsens nuværende og fremtidige krav. Generelt er fordelingen således, at 98 % af slammet bringes på landbrugsjord, mens de resterende 2 % benyttes i forbindelse med skovbrug eller bringes til forbrænding /30/.

*Forbedringer på Søholt Renseanlæg*

For at reducere de økonomiske og miljømæssige omkostninger ved den fremtidige slambortskaffelse har der været indført forbedringer på Søholt Renseanlæg. Biologisk fosforfjernelse er et af disse tiltag, hvilket har reduceret slammængden med 10 %. Der er ligeledes arbejdet med at udnytte den eksisterende rådnetank på renselanlægget sammen med termisk hydrolyse. Dette bevirker, at slammængden reduceres yderligere med ca. 40 %.

Det behandlede slam analyseres blandt andet for kvælstof, fosfor, tungmetaller og miljøfremmede stoffer, før det benyttes i landbruget som gødning.

**5.9.1 Problemer med NPE**

*Undersøgelse af virksomheder*

I forbindelse med et omfattende projekt i Århus Amt vedrørende miljøfremmede stoffer, blev der foretaget en undersøgelse af spildevandet fra to store virksomheder i kommunen. Begge virksomheder leder deres spildevand til Søholt renselanlæg. Undersøgelsen af virksomhederne blev foretaget for at belyse, om der er enkelte kilder, som yder væsentligt bidrag af tungmetaller eller miljøfremmede stoffer i spildevandet til Søholt renselanlæg. De to virksomheder, der blev undersøgt, var et garnfarveri og en møbelfabrik. Møbelfabrikken viste sig i modsætning til garnfarveriet ikke at have den store indflydelse.

*Garnfarveri*

Garnfarveriet, Trevira Neckelmann, fremstiller syntetiske tekstiler til først og fremmest bilsæder og boligtekstiler. Virksomheden er kvalitetscertificeret i henhold til ISO 9001/QS 9000 og miljøcertificeret i henhold til ISO 14001 og EMAS.

*Resultat af kildesporing*

I forbindelse med kildesporingen fandt man følgende tillædningsmængder fra garnfarveriet.

**Tabel 5.6:** Tilledning af miljøfremmede stoffer til Søholt renselanlæg fra garnfarveri /30/.

Enhed. Kg/år	Totale tillædning	Tillædning fra garnfarveri	Garnfarveri % af totale tillædning
LAS	8040	35	0,4
NPE	560	291	52
DEHP	264	48	18
sum af 8 PAH	5,6	1,5	27

*Væsentlig kilde*

Det fremgår af tabellen, at garnfarveriets spildevand, var en væsentlig kilde til NPE, PAH og LAS på Søholt renselanlæg. Spildevandsmængden fra virksomheden udgør ca. 500000m<sup>3</sup>/år svarende til ca. 10% af den spildevandsmængde, der totalt set ledes til Søholt renselanlæg. En tillædning af NPE fra virksomheden til Søholt renselanlæg på mere end 50% er derfor uacceptabel.

*Dialog med virksomhed*

Da garnfarveriet viste sig at være en stor tillæder af miljøfremmede stoffer, indledte kommunen en dialog med virksomheden om, at nedbringe indholdet af miljøfremmede stoffer, specielt NPE. Dette var i kombination med en skærpet tilslutningstilladelse og et ønske fra kundegruppen om, at NPE



ikke indgik i produktionen, medvirkende til, at virksomheden valgte at gøre et forsøg på at udfase NPE fra produktionen.

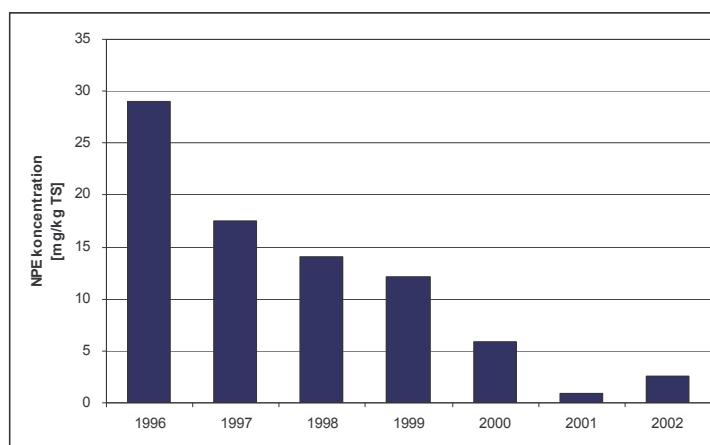
Trevira Neckelmann foretog en forespørgsel hos underleverandørerne, og fandt frem til tre produkter, der indeholdt NPE. NPEen var indeholdt i et form for mineraloliebaseret smøremiddel, der blev tilsat garnet, så det kan forarbejdes. NPEen skulle sikre, at smøremidlet kunne vaskes ud af garnet igen efter forarbejdningen. Man fandt ikke kilder til hverken DEHP eller PAH, mens et enkelt produkt indeholdt LAS. Dette produkt blev substitueret.

#### *Udfasning af NPE*

I starten af 1998 påbegyndte man forsøg med produkter, hvor NPE var udfaset og erstattet af andre stoffer. I starten af 2000 blev forsøgene afsluttet, og de NPE-fri produkter blev benyttet i fuld skala. Man overvejede ikke lokal rensning.

#### *Udvikling af NPE i slam*

Udviklingen af NPE udtrykt som mg per kg tørstof i slammet fra Søholt renselanlæg er vist på figur 5.19.



**Figur 5.19:** Udvikling af NPE på Søholt Renseanlæg. Figuren er baseret på måledata rekvireret fra Søholt renselanlæg

Det ses af figur 5.19, at slammet fra Søholt renselanlæg i 1996 havde et indhold af NPE på ca. 29 mg/kg TS, hvilket kunne overholde afskæringsværdien på 50 mg/kg TS for NPE, der blev indført i 1997. I 1997 var NPE koncentrationen dog faldet til ca. 18 mg/kg TS, hvilket var et godt stykke under den gældende grænseværdi. Da over halvdelen af NPE tilførslen kom fra en enkelt virksomhed, blev det, til trods for at afskæringsværdien var overholdt, besluttet, at virksomheden skulle foretage tiltag for at reducere tilledningen af NPE.

#### *NPE indhold reduceret*

Fra 1998, hvor udfasningen af NPE påbegyndtes, ses NPE koncentrationen fortsat at være faldende. Fra 2000, hvor udfasningen er fuldstændig gennemført, reduceres NPE indholdet i slammet fra renselanlægget til et minimum.

#### *Overholder afskæringsværdier*

Søholt renselanlæg kan i dag kun overholde de skærpede krav til NPE, fordi en virksomheden i perioden 1997-2000 udfasede NPEén fra industrien.

### **5.9.2 Opsummering på problemet med NPE**

#### *Opsummering på problemer i Silkeborg*

Silkeborg Kommunes erfaringer fra problemer med det miljøfremmede stof NPE kan opsummeres i følgende punkter:

1. Ved kildesporing blev det fundet, at en enkelt virksomhed udledte mere end 50% af den samlede mængde NPE på renselanlægget.

Selvom der på renseanlægget på daværende tidspunkt ikke var problemer med overholdelse af gældende afskæringsværdier, indgik man dialog med virksomheden for at nedbringe tilførslen af NPE.

2. Som følge af dialogen med kommunen, en skærpet tilslutningstilladelse og et ønske fra kundegruppen om NPE fri produkter, valgte virksomheden at forsøge at udfase NPE fra produktionen. Slammet fra Søholt kan som følge af virksomhedens udfasning af NPE overholde den skærpede afskæringsværdi fra 2002.





# 6 Opsamling på cases og anbefalinger til kommuner

## *Fokus på problemer*

På baggrund af de i kapitel 5 behandlede cases og oplysninger fra de kommuner, foreninger og organisationer, der i øvrigt er kontaktet i løbet af projektet, er det blevet klart, at der i kommunerne i vid udstrækning er fokus på problemer med tungmetaller og miljøfremmede stoffer i spildevandsslam. Med hensyn til tungmetaller, har dette siden begyndelsen af firserne været et område, der er blevet arbejdet meget med. Det afspejles i, at de fleste tungmetalrelaterede problemer i forbindelse med slamkvalitet på renseanlæggene er af ældre dato, og de fleste er afhjulpet nu. I de senere år, har lignende opmærksomhed været rettet mod forekomsten af miljøfremmede stoffer i slam. Disse problemer er mange steder endnu ikke løst.

## 6.1 METODER TIL AFHJÆLPNING AF PROBLEMER

## *Løsningsmuligheder*

De metoder, der i de beskrevne cases anvendes for at løse tungmetalproblemer og problemer med miljøfremmede stoffer, omfatter:

- Dialog med forurenende virksomhed
- Krav i tilslutningstilladelser
- Særbidrag for udledning af tungmetaller
- Kampagne rettet mod bestemte brancher eller almindelige forbrugere
- Opstilling af nøgletal for virksomheder til belysning af forbrug/udledning
- Udfasning af forurenende stoffer
- Substituering af forurenende stoffer
- Lokal rensning
- Opsamling af spildevand/procesvand, der efterfølgende bringes til Kommunekemi
- Nedsat forbrug af produkter, der indeholder miljøfremmede stoffer
- Korrekt dosering af for eksempel rengøringsmidler

## *Miljøgodkendelse og krav fra*

Endvidere kan miljøgodkendelse i henhold til for eksempel ISO14001, der omfatter overholdelse af relevante love og bestemmelser på miljøområdet, forebyggelse af forurening samt løbende forbedring af den miljømæssige indsats, være et incitament for virksomheder til tænke mere miljøbevidst. Et øget pres fra interessenter om miljømæssige hensyn kan ligeledes være incitament til løsning af eventuelle forureningsproblemer.

## *Nødvendigt at kende kilde*

En forudsætning for at håndtere eventuelle miljømæssige problemer er lokalisering af forureningskilderne. For at finde frem til disse, er kildesporing en mulighed. En fremgangsmåde ved kildesporing er illustreret senere i dette kapitel, hvor der tages udgangspunkt i gennemførte kildesporinger i Gladsaxe Erhvervs kvarter.

Det generelle billede er, at det i mange tilfælde er muligt at spore sig frem til forureningskilder, der udleder tungmetaller, mens det ofte er mere vanskeligt at spore forurenere med miljøfremmede stoffer. I disse tilfælde, kan det være bedre at indlede bredere kampagner rettet mod specifikke brancher eller mod den almindelige forbruger.

*Omlægning af rensesanlæg* I forbindelse med nedbringning af indholdet af miljøfremmede stoffer i slam, er der observeret store reduktioner i forbindelse med omlægning af rensesanlæggenes rensemetoder. Specielt nedlæggelse af primærtank, således at alt slam ledes gennem den biologiske del af anlægget, har flere steder vist sig at kunne nedbringe indholdet af miljøfremmede stoffer væsentligt. Imidlertid er det meget omkostningsfuldt at omlægge et rensesanlæg, men hvis en renovering er forestående, bør aspekter vedrørende miljøfremmede stoffers nedbrydning overvejes.

*Politik vedrørende slam* Et andet aspekt, der bør nævnes er, at ikke alle kommuner arbejder med at forbedre slamkvaliteten fra rensesanlæggene, da de har besluttet, at slammet ikke skal genanvendes til jordbrugsformål. Imidlertid bør en begrænsning af forurening ved kilden alligevel tilstræbes, da stofferne også vil kunne skabe problemer i forbindelse med overløb fra kloaksystemet til recipienten eller ved bortskaffelse af affaldsprodukter fra forbrændingsanlæg.

### 6.1.1 Usikkerhed omkring analyseresultater

*Usikkerhed omkring analyser* I kontakten til kommunerne spores en udbredt tvivl med hensyn til pålideligheden af analyseresultater af de fire miljøfremmede stoffer NPE, LAS, PAH og DEHP. Flere rensesanlæg har erfaret, at indholdet af miljøfremmede stoffer i en slamprøve kan være betydeligt forskelligt, alt efter hvilket akkrediteret laboratorium, der foretager analysen. Endvidere oplever mange anlæg, at slamkvaliteten med hensyn til de miljøfremmede stoffer svinger meget fra udtagning til udtagning. Disse udsving skaber usikkerhed i branchen, hvorfor en belysning af problemstillingen bør foretages. Hvorvidt slamkvaliteten måles til at være egnet eller uegnet til udbringning på landbrugsjord, er af stor økonomisk og praktisk betydning for det enkelte anlæg og den enkelte kommune, hvorfor slamkvaliteten skal kunne bestemmes med rimelig nøjagtighed og konsistens.

### 6.2 KILDESPORING

*Fremgangsmåde ved kildesporing* I det følgende behandles kildesporing som en mulig fremgangsmåde til identifikation af mulige forurenere af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i spildevand. Afsnittet er baseret på erfaringer fra omfattende kildesporing foretaget i Gladsaxe Kommune fra 1990 til i dag /62, 63, 64, 65/. Fremgangsmåden, der anvendes i Gladsaxe Kommune, vurderes at være anvendelig til opsporing i deloplande, som formodes eller vides at være belastet med tungmetaller eller miljøfremmede stoffer.

*To former for kildesporing* Kildesporing af industribelastninger kan udføres på forskellig måde. En traditionel metode består i baglæns opsporing gennem kloaksystemet med målinger i kloakknudepunkter (jf. case fra Maribo og Sakskøbing). En anden metode er med en mere branche- og virksomhedsorienteret tilgang. Ved denne metode indkredsede de belastende virksomheder gennem branchekendskab og tilsyn med virksomhedernes spildevandstekniske forhold. Branche- og virksomhedstilgangen blev i Gladsaxe skønnet at være mindre ressourcekrævende end en traditionel kildesporing. Samtidigt vil tilsynene klarlægge mange spildevandsgenerende aktiviteter for både virksomheden og myndighederne, hvad enten de leder frem til forureningskilden eller ej.

*Brancheorienteret kildesporing* Det kan anbefales, at der som udgangspunkt udføres en branche- og virksomhedsorienteret kildesporing, der eventuelt kan efterfølges af kildesporing ved måling i knudepunkter.

Ved den branche- og virksomhedsorienterede kildesporing kortlægges mulige kilder til belastning systematisk ved spildevandstekniske tilsyn, prøvetagning ved virksomheder og i det samlede afløb fra deloplandet.

Identifikation og kortlægning af virksomheder, der belaster med tungmetaller eller miljøfremmede stoffer, kan foretages i følgende trin:

- Afgrænsning af delopland
- Identifikation af samtlige virksomheder
- Udvalgelse af potentielle tungmetaludledere eller udledere af miljøfremmede stoffer
- Tilsyn med spildevandstekniske forhold
- Udvalgelse af virksomheder til prøvetagning

#### *Inddeling i deloplande*

Ved gennemgang af kloakkort afgrænses et delopland, der afvander til et samlet afløb. Deloplandet kan inddeles i endnu mindre deloplande med tilhørende knudepunkter i kloaknettet således, at en baglæns kildesporing eventuelt kan udføres senere.

#### *Registrering af virksomheder*

Når deloplandet er defineret foretages en registrering af samtlige virksomheder inden for dette område. På baggrund af den fremkomne adresseliste kan der søges yderligere information for eksempel ved Danmarks statistik over momsregistrerede virksomheder, i databaser over virksomheder og i kommunens erhvervshåndbog. Virksomhederne registreres med en branchekode. Listen kontrolleres ved inspektion i området, hvor virksomheder, som ikke umiddelbart er kendt af kommunen eller, hvor produktionens status er usikker, besøges.

Ud fra listen identificeres potentielle kilder til tungmetaller eller miljøfremmede stoffer. Denne udvælgelse kan ske på baggrund af følgende kriterier:

- Vandforbrug
- Virksomheder der tilhører brancher, som vurderes at håndtere tungmetaller eller miljøfremmede stoffer

Det pointeres at et kriterie, der bygger på vandforbrug, skal håndteres med omtanke, da belastningen kan stamme fra virksomheder, som ikke benytter store mængder vand.

#### *Udvælgelse af virksomheder*

Efter udvælgelsen af en række virksomheder, udføres en målrettet tilsynskampagne overfor virksomhederne, hvor spildevandsgenererende aktiviteter beskrives og udledningens omfang vurderes. På baggrund af denne registrering foretages en yderligere udvælgelse blandt virksomhederne. På disse udvalgte virksomheder gennemføres prøvetagning samt analyser for tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Hvorledes prøvetagningen foretages på de enkelte virksomheder kan variere i form og intensitet afhængig af udledningens størrelse og karakteristika. Prøvetagningen kan for eksempel være flowproportionale døgnprøver gennem kortere eller længere tid eller alternativt stikprøver. Det er af stor vigtighed, at prøvetagningerne på virksomhederne og i det samlede afløb foretages samtidigt, da det ellers kan være yderst vanskeligt at forklare belastningerne.

#### *Dialog med virksomhed*

I nogle tilfælde vil den beskrevne fremgangsmåde kunne identificere kilder til belastningen, og en efterfølgende dialog med virksomhederne indledes. Når kilderne er identificeret, er det muligt at regulere udledningen af tungmetaller eller miljøfremmede stoffer til kloaksystemet ved for eksempel at omlægge produktionen, substituere enkelte produkter, foretage lokal rensning og

lignende. En række af disse muligheder er beskrevet i de behandlede cases.

#### *Tilstanden i oplandet*

Tilstanden i oplandet vil kunne følges ved hjælp af tilbagevendende målinger i det samlede afløb. Det kan således registreres, om reguleringer og tiltag har effekt på længere sigt.

I andre tilfælde, vil den branche- og virksomhedsbaserede tilgang ikke umiddelbart kunne identificere kilderne. Det næste skridt i kildesporingen kan da være baglæns sporing gennem kloaknettet ved måling i knudepunkter.

#### *Målinger i opland*

Ved denne type kildesporing inddeles det allerede afgrænsede delopland i mindre deloplande, og der kan foretages samtidige målinger i afløbene fra disse oplande og det samlede afløb. Ved at sammenligne bidragene fra de enkelte deloplande er det muligt at indkredse, om nogle deloplande bidrager mere til belastningen end andre. Kildesporingen kan videreføres ved inddeling i endnu mindre oplande indenfor deloplandene, eller den tidligere udførte kortlægning af industrier kan benyttes til at opspore kilderne til belastning.

#### *Vejledende grænseværdier*

Ved måling i knudepunkter øges chancen for at indkredse et område, hvori primære tilledere er beliggende. Til vurdering af, om de udledte mængder af tungmetaller ligger for højt, kan Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for industrispildevand, der tilsluttes offentlige spildevandsanlæg, benyttes. Disse grænseværdier er som følger:

**TABEL 6.1:** MILJØSTYRELSENS VEJLEDEDE GRÆNSEVÆRDIER FOR INDUSTRISPILDEVAND, DER TILSLUTTES OFFENTLIGE SPILDEVANDSANLÆG /32/.

	Ag	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
[µg/l]	250	3	300	100	3	250	100	3000

#### *Korrigeret prøvetagning*

Ved måling i knudepunkter, der sammenholdes med målinger på virksomheder, er det afgørende, at prøvetagningen korrigeres således, at målinger tages omtrent samtidig. Eksempelvis kan variationer i produktionen på en virksomhed medføre, at udledninger kan svinge betydeligt over tiden.

Kildesporing vanskeliggøres betydeligt, hvis der ikke er tale om en enkelt eller få primære forureningskilder. Den branche- og virksomhedsorienterede kortlægning kan i disse tilfælde være et værktøj til at tilrettelægge en kampagne rettet mod de aktuelle brancher i kommunen. Denne type kampagne rettet mod en hel branche som for eksempel vaskerier eller autobranschen er blandt andet beskrevet i afsnit 5.2 og 5.4 omhandlende Esbjerg og Ry kommune.

### **6.2.1 Kildesporing i Gladsaxe Erhvervs kvarter**

#### *Kildesporing i erhvervs kvarter*

Begge de beskrevne fremgangsmåder er blevet anvendt af Gladsaxe Kommune i forbindelse med opsporing af industrikilder til tungmetalbelastning og belastning med miljøfremmede stoffer i spildevand fra Gladsaxe Erhvervs kvarter.

#### *Gladsaxe Erhvervs kvarter*

Gladsaxe Erhvervs kvarter blev i begyndelsen af halvfemserne udpeget som et område, der i særligt omfang bidrog med tungmetalbelastning i spildevandet /63/. Hele deloplandet er fælleskloakeret og afvander gennem én brønd (Brønd 500) inden det ledes til Renseanlæg Damhusåen.

I 1996 blev et projekt igangsat i Kommunen. Projektet fokuserede primært på at opspore industrikilder til tungmetalbelastningen.

#### *Udvælgelse af virksomheder*

Gladsaxe Erhvervs kvarter blev indkredset som et opland, hvori i alt 226 virksomheder blev identificeret. Af disse virksomheder blev 53 udvalgt til

tilsyn. Ud over tilsyn med spildevandsforhold blev der gennemført tilsyn med udendørs oplag samt olie- og kemikalieaffald. På baggrund af de gennemførte tilsyn samt måleresultater fra tidligere prøvetagninger på en del af virksomhederne blev 25 virksomheder udvalgt. På disse virksomheder skulle der udføres prøvetagning samt analyser for tungmetaller og nitrifikationshæmning. Virksomhedernes formodede udledning af tungmetaller blev kategoriseret og prøvetagningsmetoderne blev valgt på baggrund af disse kategorier. På 4 af de udvalgte virksomheder blev der udført 10-14 flowproportionale døgnprøver, på fire virksomheder blev der udført 5-7 flowproportionale døgnprøver og på 14 virksomheder blev der udtaget 1-2 stikprøver.

#### *Industri er kilde*

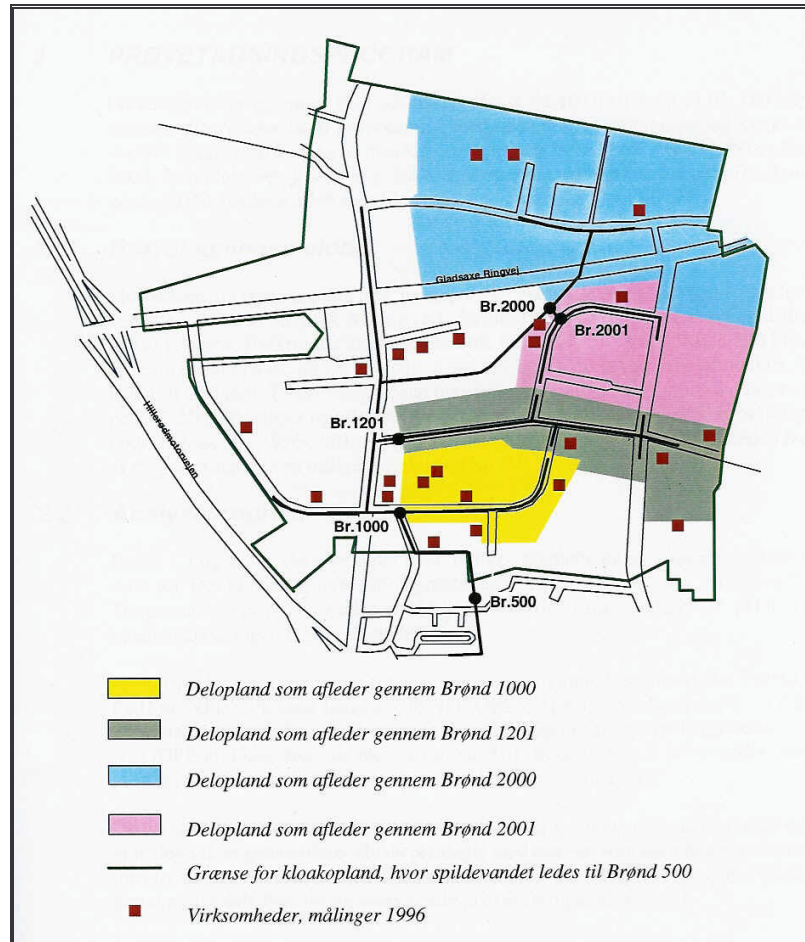
Resultaterne fra projektet i Gladsaxe peger på, at det er industrivirksomhederne, som udgør langt den største kilde til belastning med tungmetaller i spildevandet fra erhvervskvarteret. Hverken husspildevand eller indsivning blev fundet at bidrage væsentligt, hvorfor strategien fortsat var at opspore belastende virksomheder.

Enkelte kilder blev identificeret, men da balancen mellem de virksomheder, der blev målt på, og indholdet af tungmetaller i det samlede afløb i Brønd 500 ikke stemte overens, var en stor del af tungmetalkilderne ikke identificeret.

#### *Inddeling i mindre deloplande*

Efterfølgende er Gladsaxe Erhvervskvarter blevet inddelt i mindre deloplande, og der er løbende foretaget samtidige målinger i disse deloplande og i det samlede opland.

På figur 6.1 ses, hvorledes Gladsaxe Erhvervskvarter blev inddelt i fire deloplande, der hver afvander gennem en separat brønd videre til Brønd 500.



**Figur 6.1:** Deloplandet som dækker Gladsaxe Erhvervsquarter. Brønd 500 udgør det samlede afløb fra Gladsaxe Erhvervsquarter. Der er gennemført undersøgelser af spildevandskvaliteten i Brønd 500, 1000, 1201, 2000 og 2001 /65/.

Siden 1997 har der været foretaget målinger af tungmetalkoncentrationer i de enkelte brønde, og kildeopsporing er foretaget i deloplandene. Fra 1998 er fokus ligeledes rettet mod de miljøfremmede stoffer, LAS, NPE, DEHP og PAH.

#### Tiltag

Som følge af den omfattende kildeopsporing er flere kilder identificeret. For at nedbringe forureningen med tungmetaller og miljøfremmede stoffer er der blandt andet installeret lokal rensning på en farve- og lakvirksomhed samt på en galvanovirksomhed.

#### Reduktion af tungmetalludledning

Udledningen af en række tungmetaller er reduceret som følge af kildeopsporingerne og de efterfølgende reguleringer og tiltag. I tabel 6.2 er tungmetalbelastningen i Brønd 500 opstillet ved siden af tidligere målte tungmetalbelastninger.



TABEL 6.2: TUNGMETALBELASTNINGEN I BRØND 500 /65/.

Brønd 500	Ag [g/d]	Cd [g/d]	Cr [g/d]	Cu [g/d]	Hg [g/d]	Ni [g/d]	Pb [g/d]	Zn [g/d]
1996	7	2,0	1380	150	0,4	67	33	7300
1997	12	1,4	840	140	1,2	63	48	19000
1998	12	1,5	250	210	0,8	70	55	2300
1999	2,5	3,5	47	824	0,08	22	20	440
2000	3,4	0,53	31	280	0,15	46	27	780
2001	9,3	0,4	18	140	0,13	19	13	520

Af tabellen ses, at de målte afledte mængder af sølv, kviksølv, nikkel og bly ligger på et stabilt lavt niveau. Cadmium er efter en mindre stigning i 1999 reduceret til det hidtil laveste niveau, hvilket ligeledes er tilfældet for kobber. I forhold til 1996-1998 målingerne ligger de afledte mængder chrom og zink lavt i 1999-2001.

Det vurderes, at kildesporingen og de efterfølgende tiltag har nedbragt indholdet af specielt chrom og zink i industrispildevandet til et acceptabelt niveau.

#### Miljøfremmede stoffer

I de senere år har Gladsaxe Kommune som nævnt rettet fokus mod de miljøfremmede stoffer. Det er fundet, at Gladsaxe Erhvervs kvarter bidrager med en væsentlig andel af NPE-belastningen på Renseanlæg Damhusåen i form af nedbrydningsprodukter og langkædede forbindelser /65/. Væsentlige andele af belastningen kan henføres til en enkelt farve og lakvirksomhed. I henhold til virksomhedens miljøgodkendelse er der stillet krav om at reducere brugen af NPE/OPE.

Endvidere er det fundet, at Gladsaxe Erhvervs kvarter bidrager med 4% af DEHP-belastningen på Renseanlæg Damhusåen, hvilket er forholdsvis meget i betragtning af, at Gladsaxe Erhvervs kvarter kun bidrager med 1% af den samlede spildevandsmængde til renseanlægget Damhusåen. Det forsøges i Gladsaxe Kommune at kortlægge kilder og reducere afledningen af DEHP.

#### Begrænset effekt på renseanlægget

Da oplandets bidrag set ud fra den tilledte vandmængde til Damhusåen er beskedent, er det ikke muligt at registrere de faldende tungmetalmængder fra Gladsaxe Erhvervs kvarter i spildevandsslammet. Dette betyder dog langt fra, at der ikke bør foretages en aktiv indsats for at begrænse tilledningen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

### 6.3 ANBEFALINGER

#### Vær opmærksom på problemer

Hvis der i spildevandsslammet fra et renseanlæg registreres koncentrationer af tungmetaller eller miljøfremmede stoffer over de gældende grænse- eller afskæringsværdier, bør der rettes opmærksomhed mod problemstillingen. Dette uanset, om der er intentioner om at udbringe slam på landbrugsjord eller ej, da forekomst af tungmetaller eller miljøfremmede stoffer i afløbssystemet under alle omstændigheder bør begrænses.

#### Kildesporing anbefales

Det anbefales, at en kildesporing igangsættes. Kildesporing kan være en bekostelig affære, hvorfor det ofte kan betale sig, med en grundlæggende kortlægning af mulige kilder, før målinger igangsættes. Der bør i kildesporingen fokuseres på virksomheder, der formodes at udlede de problematiske stoffer. Hvis en kilde identificeres, er det ofte nyttigt at indgå i dialog med virksomheden og forsøge at begrænse forureningen ved fælles hjælp.



*Dialog om  
løsningsmuligheder*

Det anbefales, at der i dialogen med virksomheden diskuteres forskellige løsningsmuligheder. Den optimale løsning er, hvis produktionen kan omlægges således, at de skadelige stoffer substitueres. På den måde kommer de aldrig ud i afløbssystemet, og skader dermed hverken slamkvalitet eller recipienten i forbindelse med overløb.

Hvis dialog med virksomheden ikke giver resultater, kan skærpede krav i tilslutningstilladelsen eller særbidrag alternativt benyttes.

Hvis det ikke er muligt at reducere tilledningen af tungmetaller og/eller miljøfremmede stoffer til renselanlægget kan slamhåndteringen på renselanlæggene medtages i betragtningerne.

## 7 Referencer

- /1/ ”Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer”, 2000, Arnbjerg-Nielsen, K.; Hvitved-Jacobsen, T.; Johansen, N.B.; Mikkelsen, P.S.; Poulsen, B.K.; Rauch, W.; Schlütter, F., Miljøprojekt, 532, *Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen*
- /2/ ”Punktkilder 2001, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet, Fagdatacenterrapport”, 2002, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7 2002, *Miljøstyrelsen, Miljøministeriet*
- /3/ ”Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 1999”, 2001, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3 2001, *Miljøstyrelsen Miljø- og Energiministeriet*
- /4/ ”Affald 21. Regeringens affaldsplan 1998-2004”, 1999, *Miljøstyrelsen*
- /5/ ”Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen)”, 2000, BEK nr. 49 af 20/01/2000, Lokaliseret på world wide web d.2/3 2003, [www.retsinfo.dk](http://www.retsinfo.dk)
- /6/ Personlig oplysning, januar 2003, Jepsen, S.E., *Miljøstyrelsen*
- /7/ ”Kemiske stoffer i landbruget”, 1998, Tema-rapport fra DMU nr. 19 1998, Jensen, J., Løkke, H., *Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser*
- /8/ ”Slambehandling kan nedbryde miljøfremmede stoffer”, 2001, Artikel i Ny Viden fra Miljøstyrelsen nr.2 2001, *Miljøstyrelsen*
- /9/ ”Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål”, 1995, BEK nr. 730 af 05/09/1995, Lokaliseret på world wide web d.2/3 2003, [www.retsinfo.dk](http://www.retsinfo.dk)
- /10/ ”Bekendtgørelse om anvendelse af slam, spildevand og kompost m.v. til jordbrugsformål”, 1989, BEK nr. 736 af 26/11/1989, Lokaliseret på world wide web d.2/3 2003, [www.retsinfo.dk](http://www.retsinfo.dk)
- /11/ ”Bekendtgørelse om anvendelse af slam i landbruget”, 1984, BEK nr. 574 af 14/11/1984, Lokaliseret på world wide web d.2/3 2003, [www.retsinfo.dk](http://www.retsinfo.dk)
- /12/ ”Statusredøgørelse om genanvendelse af organisk dagrenovation og slam”, 2000, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7 2000, Jepsen, S.E., Jensen, B., *Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen*
- /13/ ”Tungmetaller”, 1995, Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1 1995, *Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen*
- /14/ ”Massestrømsanalyse for cadmium”, 2000, Miljøprojekt nr. 557, COWI, *Miljøstyrelsen*
- /15/ ”Spildevandsslam fra kommunale renselanlæg i 1987”, 1989, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10 1989, *Miljøministeriet Miljøstyrelsen*
- /16/ ”Kviksølvsredøgørelse”, 1987, Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 5 1987, *Miljøstyrelsen*
- /17/ ”Massestrømsanalyse for kviksølv”, 1996, Miljøprojekt nr. 344, Maag, J., Lassen, C., Hansen, E., COWI, *Miljøstyrelsen*
- /18/ ”Bly – anvendelse, problemer, den videre indsats”, 1998, Miljøprojekt nr. 377, Brønnum, J., Hansen, E., *Miljøstyrelsen*

- /19/ ”Nyt materiale kan erstatte bly til taginddækning”, 2003, Ny Viden fra Miljøstyrelsen, nr. 1 15 januar 2003, *Miljøstyrelsen, Miljøministeriet*
- /20/ “Massestrømsanalyse for nikkel – forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark”, 1996, Miljøprojekt nr. 318, Lassen, C., Drivsholm, T., Hansen, E., Rasmussen, B., Christiansen, K., COWI; Krüger A/S, *Miljøstyrelsen*
- /21/ “Massestrømsanalyse for chrom og chromforbindelser”, 2002, Miljøprojekt nr. 738, Hoffmann, L., Grinderslev, M., Helweg, C., Rasmussen, J.O., *Miljøministeriet, Miljøstyrelsen*
- /22/ ”Forbrug og forurening med arsen – chrom – kobolt – nikkel i Danmark”, 1986, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 2 1986, *Miljøstyrelsen*
- /23/ ”Byggeri og renere teknologi”, 1993, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 23 1993, *Miljøstyrelsen*
- /24/ ”Vitaminer – kobber”. Lokaliseret på world wide web januar 2003, [/http://www.netdoktor.dk/vitaminer/kobber.htm](http://www.netdoktor.dk/vitaminer/kobber.htm)
- /25/ “Massestrømsanalyse for kobber – forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark”, 1996, Miljøprojekt nr. 323, Lassen, C., Drivsholm, T., Hansen, E., Rasmussen, B., Christiansen, K., COWI; Krüger A/S, *Miljøstyrelsen*
- /26/ ”Teknisk hygiejne. Spildevandsteknik”, 1978, Winther, L., Lind-Jensen, J.J., Mikkelsen, I., Jensen, H.T., Henze, M., *Polyteknisk Forlag*
- /27/ “Undersøgelser- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede organiske stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager”, 2000, Hedeselskabet, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 22 2000, *Miljøstyrelsen Miljø- og Energiministeriet*
- /28/ ”Det hemmelige vaskemiddel. Grøn rapport om lineær alkylbenzen sulfonat”, september 1997, Grøn information, lokaliseret på world wide web januar 2003, [www.greeninfo.dk](http://www.greeninfo.dk),
- /29/ “Hvor i oplandet kommer de miljøfremmede stoffer fra?”, 2000, Pedersen, B.M. og Nielsen, U., DHI – Institut for Vand og Miljø, *Stads- og havneingeniøren 9 2000*
- /30/ “Miljøfremmede stoffer i Århus Amt Fase 2 og 3, 1997-1998”, 1998, 2. oplag 2000, Boutrup, S., Erichsen, P.C., Wiggers, L., Jensen, C.A., *Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret*
- /31/ ”Naturlig nedbrydning af PAH’er i jord og grundvand”, 2001, Miljøprojekt nr. 582, *Miljøstyrelsen*
- /32/ ”Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg”, 2002, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr.11 2002, *Miljøstyrelsen*
- /33/ “Massestrømsanalyse for bly – forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark”, 1996, Miljøprojekt nr. 327, Lassen, C., Hansen, E., COWI, *Miljøstyrelsen*
- /34/ ”Danske Renseanlæg. Top 50 2000”, Spildevandsteknisk Forenings Hjemmeside, Lokaliseret d. 2/3 2003 på world wide web, <http://sql.stf.dk/>
- /35/ ”Betalingsvedtægter for spildevandsanlæg i Svendborg Kommune”, 2002, *Svendborg Kommune*
- /36/ ”Kromfri garvning sikrer fynske job”, 2001, MiljøDanmark 4/ 2001. Tema: Markedet og Miljøet,
- /37/ ”Miljøgodkendelse af nyt garveri i Egebjerg Kommune”, 2001, Redegørelse, Møde i Fyns Amtsråds Trafik- og Miljøudvalg den 28. juni 2001, *Fyns Amt, Miljø- og Arealafdelingen*
- /38/ ”Uddrag af miljøteknisk rapport”, Rekvireret fra Svendborg Kommune november 2002.
- /39/ ”Hjemmeside for Galvano Aps”, Lokaliseret d. 6/3 2003 på world wide web, <http://www.galvano-aps.dk>
- /40/ ”Hjemmeside Netborger”, Lokaliseret d.6/3 2003 på world wide

- web, <http://www.netborger.dk>
- /41/ "Hjemmeside for Esbjerg Kommune", Lokaliseret februar 2003 på world wide web, <http://www.esbjergkommune.dk>
- /42/ "Esbjerg Kommune Spildevandsplan 1996-2010", Lokaliseret d. 6/3 2003 på world wide web, [http://195.249.137.184/html/miljoe\\_og\\_forsyning/spildevandsplan/](http://195.249.137.184/html/miljoe_og_forsyning/spildevandsplan/)
- /43/ "Inddragelse af renere teknologi i tilsyns- og godkendelsesarbejdet", 1998, Miljøprojekt nr. 388, *Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen*
- /44/ "Hjemmeside for Roskilde Kommune", Lokaliseret februar 2002 på world wide web, <http://www.roskildekom.dk>
- /45/ "Søgning i Miljøstyrelsens Miljødata", 2003, Lokaliseret februar 2003 på world wide web, <http://www.mst.dk>
- /46/ "Baggrundsrapport for opsporing af tungmetaller i Roskilde Kommune", 1991, Teknisk Forvaltning Miljø- og spildevandsafdelingen, *Roskilde Kommune*
- /47/ "Roskilde Kommune. Oversigt over nettobevisninger og takster 2003", 2002, Rekvireret fra Roskilde Kommune
- /48/ Personlig oplysning, januar 2003, Jørgensen, A.G.W, *Roskilde Kommune*
- /49/ "Hjemmeside for Ry Kommune", Lokaliseret februar 2003 på world wide web, <http://www.ry.dk/> Årsberetning 2001
- /50/ "Miljøfremmede stoffer i spildevandsslam", Notat rekvireret fra Ry Kommune 2003
- /51/ "Hjemmeside for Stubbekøbing Kommune", Lokaliseret december 2002 på world wide web, <http://www.stubbekoebingkom.dk>
- /52/ "Hjemmeside for Storstrøms Amt", Lokaliseret december 2002 på world wide web, <http://www.stam.dk>
- /53/ "Vurdering af udledt mængde PAH gennem røggasvaskervand", 2001, Albrechtsen, F., *ROVESTA Miljø*
- /54/ "Revideret tilladelse af afledning af spildevand til erstatning for den tidligere meddelte af 9. april 1991", Rekvireret 2002 fra Albrechtsen, F., *ROVESTA Miljø*
- /55/ Personlig oplysning, januar 2003, Nielsen, J.U., *Stubbekøbing Kommune*
- /56/ Personlig oplysning, november 2002, Petersen, B., *DAMPA*
- /57/ "Sakskøbing Kommune Spildevandsplan 2002 – 2012", 2002, Lokaliseret d. 6/3 2003 på world wide web, <http://www.sakskoebing.dk/>
- /58/ "Maribo Kommune Spildevandsplan 2001 – 2008", Lokaliseret d. 6/3 2003 på world wide web, <http://www.maribo.dk/>
- /59/ Personlig oplysning, november 2002, Jensen, C., *Maribo Kommune*
- /60/ "Rapporter/notater vedr. kildeopsporing i Maribo og Sakskøbing Kommune", 1995-1996, Miljø og Levnedsmiddelkontrollen, Rekvireret fra Maribo Kommune
- /61/ Personlig oplysning, november 2002, Poulsen, K.H., *SDC-Denmark A/S*
- /62/ "Oversigt over spildevandsundersøgelser i Gladsaxe Erhvervs kvarter", 2002, Rekvireret fra Gladsaxe Kommune
- /63/ "Lynettefællesskabet I/S, Tungmetalkildeopsporing i Gladsaxe Erhvervs kvarter Pilotprojekt", 1997, VKI Vandkvalitetsinstituttet i samarbejde med Gladsaxe Kommune, Miljøkontoret

- /64/ ”Spildevandsundersøgelse i Gladsaxe Erhvervsquarter 2000-2001. Brønd 500 og 1201”, 2001, Gladsaxe Kommune, Miljøafdelingen
- /65/ ”Spildevandsundersøgelse i Gladsaxe Erhvervsquarter 2001, Brønd 500, 1000 og 2000”, 2002, Gladsaxe Kommune, Miljøafdelingen
- /66/ Personlig oplysning, april 2003, Pedersen, M.W., *Spildevand og Vandforsyning*, Miljøstyrelsen
- /67/ Personlig oplysning, maj 2003, Steins Laboratorium

### Bilag 3.1

DATA FRA RENSEANLÆG. ANLÆG ER SORTERET EFTER BELASTNING (PE) I 2001			
ANLÆGSNAVN	BELASTNING I PE (2001)	ANLÆGSNAVN	BELASTNING I PE (2001)
LYNETTEN	570000	CHRISTIANSFELD	13235
EJBY MØLLE	335796	RIBE	12600
MARSELISBORG	227189	NORDKYSTEN	12153
AALBORG VEST	215549	TYSINGE	12005
LUNDOFTE	180074	VEJEN	11474
DAMHUSÅEN	180000	BRØRUP	11210
THISTED	137731	HIMMARK	11179
HJØRRING	135872	NR. ÅBY	11050
SLAGELSE	131236	STISTRUP	10663
ESBJERG VEST	115608	ØRBÆK	10478
HOLSTEBRO	114998	THEM CR	10332
VEJLE CENTRALRENS.	114846	SINDAL	10102
FAKSE	110000	HADSTEN CR	9732
VIBY	108460	STEGE	9500
EGÅ	98657	HVALSØ	9386
HERNING	95835	LILLERØD	9181
SKAGEN	83314	STENLØSE CENTRALRENSEANLÆ	9039
ÅBY	80835	HØRNING	8961
SØHOLT	78902	ØLSTYKKE CENTRALRENSEANLÆ	8940
RANDERS CR	77710	KARUP	8799
SKIVE	76629	FREDENSBORG	8776
BJERGMARKEN	75821	SJÆLSØ	8723
MOSEDE	73956	HVIDE SANDE	8673
NÆSTVED	73800	TØRSLEV	8438
KØGE-EGNENS RENSEANLÆG I/	63931	HELINGE	8288
AALBORG ØST	60330	RINGE	8176
MÅLØV	57724	VILSUND	7999
AARS	57163	VIBY	7964
SÆBY	55051	HJALLERUP	7925
HIRTSHALS	54342	GRAM	7711
SKANDERBORG CR	53712	RY	7309
STRUER	52896	KALLERUP	7233
RØNNE RENSEANLÆG	52483	BROAGER VIG	7145
STEGHOLT CENTRALRENSEANLÆG	49778	AABYBRO	6993
EGSMÅDE (SVENDBORG)	47818	ÅRUP	6966
ESBJERG ØST	45773	TORNVED C.	6765
ATTRUP	43629	SKJERN	6756
FORNÆS	42796	EJBY	6751
VORDINGBORG	42000	STRØBY LADEPLADS	6680
NORDVESTANLÆGGET	40996	HALS	6627
GRINDSTED	40101	FJERRITSLEV	6556
VOJENS	39429	ÅLESTRUP	6543
HUNSEBY STRAND	37700	LØGUMKLOSTER	6538
HANSTHOLM BIOLOGISK	37149	LANGÅ	6447
BRUUNSHÅB	35864	ASÅ	6151
HELINGØR	35227	TEJN RENSEANLÆG	6000
HADERSLEV CENTRALRENSEANLÆG	34287	NEXØ RENSEANLÆG	6000
LEMVIG	33549	SDR. OMME	5955
HINNERUP CR	31083	BOGENSE CENT.	5921
SIGSGÅRD	29959	SLANGERUP	5851
HILLERØD CENTRALRENSEANLÆ	29561	ORNUM	5734
IKAST	28917	BISTRUP	5602
NORDØSTANLÆGGET	28252	VISSENBJERG CENT.	5574
SØNDERBORG CENTRALRENSEANLÆG	27607	SDR. NÆRÅ	5529
USSERØD	26237	TARM	5521
HARBOØRE	25849	SKÆVINGE CENTRALRENSEANLÆ	5359
ODDER. SAKSILD BUGT	25106	TÅBEL	5278
FREDERIKSSUND CENTRAL .	22212	ULSTRUP	5242
HOBRO	22181	STUBBEKØBING	4730
HAMMEL	21421	RUNDFORBI	4584
DRAGØR	20383	NR. BROBY	4486
MIDDELFAKT CENT.	20095	KIRKESKOV	4437
SYDKYSTEN	20090	RUDKØBING	4418
LØGSTØR	19670	RINGSGÅRD	4314
SOLRØD	18739	RØNDE CR	4249
SKOVLUND	18689	OUTRUP	4101
ASSENS	18010	HORNSLET	3841
VARDE	17474	GADSTRUP	3373
NIVÅ	16999	HUMMELVIG	3338
VINDERUP	16664	HYLLINGERIIS	3285
VEDBÆK	16426	GELSTED	3274
JYLLINGE	16075	OSTED	2869
NR. LYNGBY	16059	NR. NEBEL	2834
STAVNSHOLT	15733	TOFTLUND	2472
TRUUST CR	15524	NEDER DRÅBY	2261
TØNDER	15364	TISVILDE	2194
KJELLERUP	14274	DRØSBRO	2026
HADSUND	14264	KOLLUND ØSTERSKOV	2003
KERTEMINDE/MUNKEBO	14080	ØSLØS	1774
SANDFELD	13706	STOHOLM	1534
BOV CENTRALRENSEANLÆG	13654		

## Bilag 3.2

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
<b>NPE</b>							
Slammængden i tons TS			105916.82	125347.12	143792.33	130022.70	119029.80
Stofmængden i kg			3229.21	2570.21	2800.78	1394.28	1300.26
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS			30.49	20.50	19.48	10.72	10.92
<b>PAH</b>							
Slammængden i tons TS			106618.35	126789.05	143792.33	131152.46	119955.18
Stofmængden i kg			248.84	285.99	341.81	258.11	229.72
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS			2.33	2.26	2.38	1.97	1.92
<b>LAS</b>							
Slammængden i tons TS			102900.75	126630.60	123326.90	129487.40	120437.64
Stofmængden i kg			73993.77	108892.27	130072.40	113143.30	81715.96
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS			719.08	859.92	1054.70	873.78	678.49
<b>DEHP</b>							
Slammængden i tons TS			106891.07	126805.53	143792.33	131408.60	118914.86
Stofmængden i kg			2793.57	3774.44	3438.15	2360.05	2219.28
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS			26.13	29.77	23.91	17.96	18.66
<b>Bly</b>							
Slammængden i tons TS	158070.20	126092.64	137972.86	144027.98	148417.34	147384.93	146152.32
Stofmængden i kg	13785.92	7259.10	9914.59	11356.52	12047.92	13863.70	8700.90
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	87.21	57.57	71.86	78.85	81.18	94.06	59.53
<b>Cadmium</b>							
Slammængden i tons TS	158085.42	126012.14	138823.82	144292.16	148417.34	147384.93	146341.02
Stofmængden i kg	607.02	182.93	404.94	335.83	296.52	502.43	320.81
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	3.84	1.45	2.92	2.33	2.00	3.41	2.19
<b>Chrom</b>							
Slammængden i tons TS	156537.69	126039.99	138070.78	142955.91	148335.25	147461.26	146135.74
Stofmængden i kg	8575.11	5109.52	5525.10	5426.70	4930.97	4597.26	4120.32
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	54.78	40.54	40.02	37.96	33.24	31.18	28.20
<b>Kobber</b>							
Slammængden i tons TS	156621.30	125339.21	137298.53	142862.69	148365.10	147384.93	146272.58
Stofmængden i kg	47416.20	38072.95	35882.99	37467.45	42249.91	40314.98	38151.86
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	302.74	303.76	261.35	262.26	284.77	273.54	260.83
<b>Kviksølv</b>							
Slammængden i tons TS	158083.42	126012.14	132551.03	144248.62	148283.61	147384.93	146341.02
Stofmængden i kg	329.87	170.43	189.86	192.51	178.30	176.08	181.52
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	2.09	1.35	1.43	1.33	1.20	1.19	1.24
<b>Nikkel</b>							
Slammængden i tons TS	158261.41	126254.56	138113.82	143570.58	148417.34	147539.53	146513.87
Stofmængden i kg	5411.62	3075.19	3475.11	3452.68	3817.26	3718.85	3749.42
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	34.19	24.36	25.16	24.05	25.72	25.21	25.59
<b>Zink</b>							
Slammængden i tons TS	156326.24	125878.07	137286.92	142862.69	148417.34	147380.73	146341.02
Stofmængden i kg	167652.51	97438.15	104147.96	106922.36	113403.67	108015.29	104307.20
Vægtet gennemsnits-koncentration mg/kg TS	1072.45	774.07	758.62	748.43	764.09	732.90	712.77



Bilag 5.1.

<b>Kommune</b>	<b>Anlæg</b>	<b>Kontaktperson</b>
Birkerød	Sjælsø	<i>Ingvard Willasen Bent Ohlsen</i>
Bjergsted	Havnsø	<i>Jens Peter Johansen</i>
Bramsnæs	Lyndby	<i>Kaj Jacobsen</i>
Brande	Sandfeld	<i>Flemming Kristensen</i>
Egvad	Tarm	<i>Svend Heilskov</i>
Fredericia	Fredericia centralrens	<i>Anne Marie Godtfredsen</i>
Frederiksværk	Frederiksværk	<i>Erik Andersen</i>
Græsted-Gilleleje		<i>Peder Lauritsen</i>
Helle	Næsbjerg	<i>Jeanette Dam</i>
Helsingør		<i>Dines Tornbjerg</i>
Hillerød	Hillerød	<i>Alf Johansen</i>
Hirtshals		<i>Arne Poulsen</i>
Holmsland	Kloster	<i>Niels Erik Jørgensen</i>
Holsted	Glejbjerg	
Kalundborg	Kalundborg C.	<i>Anne Margrethe Brink</i>
Karup	Karup	<i>Hanne Døssing</i>
Lemvig	Lemvig	<i>Hanne Ankersen</i>
Lundtoft	Stenneskær	
Løkken-Vrå	Nr. Lyngby	<i>Johannes Sørensen</i>
Maribo	Hunseby Strand	<i>Thomas Kjær Peter Christoffersen Catarina Jensen</i>
Møn	Stege	<i>Lars H.</i>
Rønnede	Kongsted	<i>Bøje Hansen</i>
Sakskøbing	Hunseby Strand	<i>Kjeld Wagner</i>
Silkeborg	Søholt	<i>Hans Jørgen Jensen</i>
Stubbekøbing	Stubbekøbinganlægget	<i>Jan Uhre-Nielsen</i>
Svendborg	Egsmade	<i>Bjarne Munk Nielsen Birgitte Varming</i>
Sæby	Sæby	<i>Jens Larsen</i>
Tommerup	Holmehave	<i>Bent Nedergård</i>
Vallo	Strøby Ladeplads	<i>Niels Rasmussen</i>
Værløse	Måløv	<i>Kim Frost</i>
Ølgod	Skovlund	<i>Jens Nielsen</i>
Århus	Marselisborg	<i>Kurt Hansen Uffe Rasmussen</i>
Køge Kommune	Køge Egnens renseanlæg	<i>Bjarne Frederiksen</i>
Roskilde Amt	Køge Egnens renseanlæg	<i>Johanne Bruun</i>
Bov	Bov centralrenseanlæg	<i>Børge V. Nielsen</i>
Gladsaxe Kommune	Lynetten	<i>Lene Madsen</i>
Roskilde Kommune	Bjergmarken	<i>Anne Krongård Anne Grethe Jørgensen</i>
Ry	Ry	<i>Peter Fribo</i>



Foreningen af Miljømedarbejdere i Kommunerne	Faggruppe for renere teknologi og miljøstyring	<i>Faggruppeformand, Lene Madsen</i>
Spildevandsteknisk Forening		<i>Susanne Brandt</i>