



Amternes Videncenter
for Jordforurening

Frederiksborg Amt og
Amternes Videncenter for Jordforurening

Risikoen for jord- og grundvands- forurening forårsaget af afvanding og deponering af spildevandsslam på renseanlæg

Rapport

Januar 2006

Frederiksborg Amt
Amternes Videncenter for Jordforurening

Risikoen for jord- og
grundvandsforurening
forårsaget af afvanding og
deponering af
spildevandsslam på
renseanlæg

Rapport

Januar 2006

Dokument nr. P-62935-01
Revision nr. 02
Udgivelsesdato 30 Januar 2006

Udarbejdet JEK, US
Kontrolleret ODA
Godkendt JEK

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	2
2	Metoder for håndtering og deponering af spildevandsslam	3
2.1	Historisk udvikling af de danske renselanlæg	3
2.2	Slamproduktion og - håndtering	4
2.3	Afvanding af slam	4
2.4	Deponering af slam og andre restprodukter	6
3	Data vedrørende tungmetaller og miljøfremmede stoffer i slam	7
3.1	Tungmetaller	7
3.2	Industrikemikalier	9
3.3	Lægemedler	12
3.4	Hormonforstyrrende stoffer	14
4	Miljømæssig vurdering	17
4.1	Eksisterende grænseværdier	17
4.2	Risiko for jordforurening	19
4.3	Risiko for grundvandsforurening	21
4.4	Risiko for påvirkning af mennesker	21
5	Konklusion	22
6	Litteratur	23

1 Indledning

Denne korte gennemgang og vurdering af miljømæssige problemstillinger med relation til (især) tidligere tiders praksis med hensyn til slamhåndtering på renselanlæg er foretaget på foranledning af Frederiksborg Amt i samarbejde med Amternes Videncenter for Jordforurening. Amtets projektansvarlige har været civ.ing. Katrine Kjærbo.

Formålet med opgaven, der udgør første fase af et projekt om mulige forureningspåvirkninger af jord og grundvand som følge af håndtering af spildevandsslam, har været at afdække, om der er en teoretisk mulighed for en sådan påvirkning, der kan begrunde, at en mere tilbundsående undersøgelse sættes i værk.

Nærværende rapport, der er udarbejdet af civ.ing. Jesper Kjølholt (projektleder) og civ. ing. Ulrik Schack, begge COWI A/S, gennemgår derfor indledningsvis udviklingen i metoder og praksis for slamhåndtering (afvanding og deponering) på renselanlæg og opsummerer den eksisterende viden om miljøfremmede stoffer og tungmetaller i spildevandsslam, hvorefter der foretages en oversigtlig miljømæssig vurdering med fokus på risikoen for jord- og grundvandsforurening med disse stoffer.

2 Metoder for håndtering og deponering af spildevandsslam

2.1 Historisk udvikling af de danske renseanlæg

De allerfleste danske renseanlæg til rensning af husspildevand blev bygget i det 20. århundrede. De første anlæg for såvel enkeltejendomme som fælles anlæg for bysamfund var mekaniske renseanlæg baseret på simpel bundfældning.

Først omkring 1920 etableredes de første anlæg med et biologisk rensetrin i form af aerobe biologiske rislefiltere eller aktiv slam. Helt op igennem 1970-erne blev en del anlæg, også for større bysamfund med kystnær beliggenhed, etableret som udelukkende mekaniske anlæg med simpel bundfældning og med anaerob udrådning af det bundfældede slam. Renseanlæg for de fleste bysamfund af en vis størrelse med afledning til ferske recipienter var dog i årene ca. 1950 - 1980 blevet udbygget med biologiske renseprocesser for videregående fjernelse af også opløst organisk stof.

Typerne af renseanlæg der blev bygget i denne periode var dels biologiske rislefilteranlæg med primær bundfældning, samt anlæg af aktivslam-typen, hvoraf nogle også var forsynet med primær bundfældning.

Med gennemførelsen af Vandmiljøplan I samt efterfølgende EU-direktiver i løbet af 80'erne og 90'erne, skete der en betydelig stramning af udlederkravene til anlæggene, som medførte at stort set alle anlæg blev udbygget til forbedret fjernelse af organisk stof samt til fjernelse af kvælstof og fosfor. Opfyldelse af disse krav medførte, at den langt overvejende del af de danske renseanlæg i dag er af aktivslam-typen, for de større anlægs vedkommende med primær bundfældning og anaerob udrådning af det producerede slam. Kravet til fjernelse af fosfor har på de fleste anlæg medført behov for kemisk fældning, som mest sker ved tilsætning af aluminiums- eller jernbaserede fældningskemikalier. Den kemiske fældning sker i de fleste anlæg simultant med og i samme bygværker som de biologiske renseprocesser.

I samme årrække etablerede man i en række mindre bysamfund såkaldt lavteknologiske renseanlæg baseret på rodzone-teknologi eller etableret som aerobe biologiske sandfiltre. Fælles for de to typer er, at de biologiske processer dimensioneres så der opnås en høj grad af stabilisering, at rensningen for orga-

nisk stof delvist finder sted i jordmatricen og at det producerede slam, der ikke nedbrydes ved naturlig omsætning, på sigt ophobes i jorden.

Generelt er de danske renselanlæg opført med bygværker og tanke udført i beton, eller for visse typer vedkommende med tanke udført med ler- eller kunststofmembraner på bund og sider. Selv om der erfaringsmæssigt i sådanne konstruktioner kan opstå revner og utætheder, vurderes det at udsivning af delvist rensat eller urensat spildevand samt slam fra tankene til jorden generelt er minimal. Dette skyldes bl.a. at mindre utætheder, der måtte opstå i sådanne tanke, erfaringsmæssigt relativt hurtigt tættes af urenheder og slam fra spildevandet.

2.2 Slamproduktion og - håndtering

Mængden af slam produceret ved rensning af spildevand afhænger af rensemetode, den konkrete opbygning af renselanlægget samt af de gældende renskrav for det enkelte anlæg. Der produceres mindst slam pr. fjernet forureningsenhed i renselanlæg baseret på biologisk rensning med høj grad af stabilisering og moderate udlederkrav og mest slam i renselanlæg med kombineret primær og biologisk rensning og med skærpede udlederkrav, eksempelvis til fosfor.

Slammet, der produceres som et affaldsprodukt ved spildevandsrensningen, stabiliseres som hovedregel biologisk. Primært bundfældet slam stabiliseres typisk i en anaerob proces i rådnetanke mens biologisk slam stabiliseres aerobt samtidig med spildevandsrensningsprocesserne. Ved stabilisering forstås typisk at slammets indhold af organisk omsætteligt stof reduceres i en grad så lugtgener ved den senere håndtering, herunder slutdisponering undgås. Der eksisterer dog ikke nogen entydig definition af stabilt slam.

Der produceres typisk mellem 15 og 25 kg slamtørstof om året per personækvivalent (1 PE = 60 g BI₅) tilledt renselanlægget. Som gennemsnit antages 20 kg slamtørstof pr. år pr. PE.

2.3 Afvanding af slam

Slam fra spildevandsrensningen har ved fjernelse fra spildevandsrensprocesserne typisk et tørstofindhold på mellem 1 og 3 %. På de fleste større danske renselanlæg afvandes slammet i dag mekanisk ved hjælp af centrifuger, sibåndpresser eller filterpresser til et tørstofindhold på 15 til 25 %.

I de senere år har brugen af slammineraliseringsanlæg vundet en vis udbredelse også ved middelstore anlæg (typisk op til 100.000 PE). I disse anlæg udpumpes uafvandet slam til tagrørsbeplantede jordbassiner, hvor der sker en kombineret afvanding og stabilisering af slammet over en årrække på op til 10 år.

Fra mindre renselanlæg (mindre end 5000 PE) er det almindeligt at det producerede slam transporteres uafvandet, evt. efter en vis koncentrering til viderebehandling herunder afvanding på større, centrale renselanlæg.

Tidligere var afvanding på slambede almindeligt forekommende ved de mindre danske renselanlæg. Afvanding på slambede i Danmark er i dag stort set ophørt som en almindeligt anvendt metode.

Som grundlag for den efterfølgende vurdering af risikoen for jord- og grundvandsforurening med metaller og miljøfremmede stoffer hidrørende fra håndtering af spildevandsslam er de ovennævnte metoder kort beskrevet nedenfor.

Mekanisk afvanding

Slammet fra renseprocesserne opbevares og transporteres typisk i lukkede systemer (rør og tanke) indtil afvanding har fundet sted. Afhængig af slutdisponeringsmetode opbevares det afvandede slam i containere for videretransport eller lagres på renselanlæggene enten i betontanke eller på lagerplads med fast underlag, typisk asfalteret eller flisebelagt. Disse pladser vil i dag være udført med afledning af afstrømmende regnvand og resterende slamvand til kloaksystem. Spild af slam i forbindelse med omlastning og transport, vurderes at være den eneste, men efter alt at dømme meget begrænsede, kilde til evt. forurening af jord og grundvand på renselanlæggene.

Slammineralisering

Slammineralisering er en relativt ny metode til stabilisering og afvanding af slam på de danske renselanlæg. Slammineraliseringsanlæg skal miljøgodkendes jf. kapitel 5 i Miljøbeskyttelsesloven.

I et slammineraliseringsanlæg pumpes slammet til mineraliseringsbassinerne i lukkede rørsystemer. Bassinerne er i alle kendte tilfælde etableret med tæt membran i bunden, typisk i form af tykt kunststof og forsynet med drænlag såvel over som under membranen. Risikoen for udslip til jord eller grundvand under normal drift vurderes som minimal. I forbindelse med tømning af bassinerne, der skal finde sted ca. hvert tiende år, må forudses en risiko for spild på jorden omkring bassinerne.

Ved stabiliseringen forøges koncentrationerne af tungmetaller i slammet. Det er derfor specifikt anført i Slambekendtgørelsen (bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål), at slammet fra tømning af slammineraliseringsanlæg, der indeholder slam produceret før 1. februar 2000, skal kontrolleres for overholdelse af krav til indhold af tungmetaller inden udbringning.

Stabiliseringen i slammineraliseringsanlæg finder sted ved aerob biologisk omsætning, hvor lufttilførslen til processen opnås ved diffusion gennem de tagrør der udgør beplantningen af anlæggene. Processen er dog vanskelig at styre, og en nyere undersøgelse af de danske slammineraliseringsanlæg (Spildevandsteknisk Tidsskrift nr. 4/2005) viser at op mod 40 % af anlæggene ikke fungerer optimalt. Den ikke optimale funktion viser sig typisk ved manglende nitrifikation og dermed en indikation af anaerobe forhold i slammet.

Arealet, der kræves til et slammineraliseringsanlæg, udgør mellem 0,3 og 0,5 m²/PE, svarende til et nødvendigt areal for et renselanlæg belastet med 5000 PE på mellem 1500 og 2500 m².

Slambede

Slambede havde tidligere en meget stor udbredelse som metode til afvanding af slam på de mindre og mellemstore renselanlæg i Danmark. Afvandingen sker ved en kombination af fordampning og dræning. Fra 1980-erne er antallet af denne type anlæg dog reduceret kraftigt, og benyttes nu kun på et lille antal af de mindste renselanlæg. Slambede er etableret med et drænlag og drænrør i bunden af bassinerne, men typisk uden fast bund eller membran. Der må derfor antages at ske nogen nedsivning af regnvand og vand fra slammet til jorden og evt. til underliggende grundvandsmagasiner ved brug af denne afvandingsform.

Sløjfning af slambede på en række danske renselanlæg er typisk sket ved fjernelse af alle komponenter i bedene, omfattende udgravning og fjernelse af drænlag inkl. drænsystem efterfulgt af terrænregulering med udlægning af råjord.

Arealbehovet for slambede svarer til mellem 0,1 og 0,2 m²/ PE, svarende til, at slambedsarealet for et renselanlæg belastet med 5000 PE er mellem 500 og 1000 m² afhængig af slamtype.

2.4 Deponering af slam og andre restprodukter

Egentlig deponering af slam på renselanlæggene finder kun sted i yderst få tilfælde udover en kortvarig mellemlagring efter afvanding, som er beskrevet ovenfor i afsnit 2.3.

Ud over slam udgør ristestof og sand udskilt i sandfang på renselanlæggene relativt store mængder af restprodukter.

Mængden af ristestof udgør typisk mellem 1 og 1,5 kg TS/PE/år. Som et stærkt uhygiejnisk restprodukt fjernes ristestof dog oftest relativt hurtigt fra renselanlægget for slutdisponering på kontrolleret depot eller til forbrænding. Ristestoffet udgør derfor næppe nogen væsentlig risiko for jord- eller grundvandsforurening.

Sand, som udskilles i mængder på 5 - 15 kg TS/PE/år, stammer, ligesom ristestoffet, fra indløbet til renselanlægget og indeholder ofte betydelige mængder organisk stof. Sandet oplagres ofte på renselanlæggenes areal, typisk på sandbakke, men også på ubefæstede arealer, hvorfra der må antages at være nogen risiko for udsivning med regnvand på jorden og herfra evt. til grundvandet.

3 Data vedrørende tungmetaller og miljøfremmede stoffer i slam

3.1 Tungmetaller

Det har gennem mange år været kendt, at spildevandsslam fra bymæssig bebyggelse ikke blot indeholdt organisk stof og forskellige næringsstoffer, men også forskellige sporelementer, herunder ikke mindst dem som populært benævnes tungmetaller. Det har også længe været erkendt, at et for højt indhold af disse metaller kunne være en begrænsende faktor for anvendelse af slam som gødnings- og jordforbedringsmiddel på landbrugsjord og lignende, og der har derfor også i omkring 20 år været fastsat officielle grænseværdier for udvalgte metaller i slam til jordbrugsformål.

Af disse årsager foreligger der danske data for en længere årrække om indholdet af tungmetaller i slam fra rensesanlæg for almindeligt byspildevand. Et resumé af sådanne data fra en periode på ca. 30 år er vist i tabel 3-1, mens en oversigt over udviklingen i niveauerne i slam af de syv mest almindeligt monitorerede tungmetaller gennem de sidste 10 år præsenteres i tabel 3-2.

Miljøstyrelsens rapport fra 1975 resumerer en af de første større undersøgelser af tungmetaller i dansk spildevandsslam. Denne blev foretaget af Pauly i 1972 og omfattede 29 anlæg, der ikke specielt var belastet med spildevand fra metalforarbejdende virksomheder.

Efter at en formel regulering af spildevandsslam til landbrugsformål blev indført i midten af 1980'erne begyndte monitoringen af de regulerede metaller i slammet også at blive mere systematisk og Miljøstyrelsen kunne dermed i 1989 udgive den første sammenfatning af monitoringsdata, hvoraf ca. halvdelen stammede fra 1987, mens resten var 1-2 år ældre.

I forbindelse med en udredning i 1995-96 (Miljøstyrelsen 1996b) omkring mulige miljøpåvirkninger ved brug af slam til jordbrugsformål blev der gennemført et større analyseprogram, der også omfattede en række metaller.

Sidst i 1990'erne blev det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet, NOVA 2003, introduceret og punktkildedelen af dette program har siden leveret data om metaller og andre stoffer ind- og udløb samt slam fra danske rensesanlæg omfattet af Vandmiljøplanen.

Tabel 3-1

Resumé af en række undersøgelser og monitoringsdata for tungmetaller i dansk spildevandsslam fra 1972-2002. Indhold angivet i mg/kg ts.

Metal	1972¹	1987²	1995/96³	2002⁴
Arsen, As	-	-	2,8	8
Cadmium, Cd	7	2,7	1,4	1,3
Chrom, Cr	36	-	23	21
Kobber, Cu	241	-	250	243
Kviksølv, Hg	5	2,2	2,0	1,1
Nikkel, Ni	20	30	26	20
Bly, Pb	314	141	65	50
Zink, Zn	1731	-	800	700

- 1: Miljøstyrelsen 1975 - middelværdier
- 2: Miljøstyrelsen 1989 - medianværdier
- 3: Miljøstyrelsen 1996b - medianværdier
- 4: Miljøstyrelsen 2004a - vægtede middelværdier

Tabel 3-2

Udviklingen i indholdet af tungmetaller i dansk spildevandsslam fra 1995-2002 (kilde: Miljøstyrelsen 2004a). Indhold angivet i mg/kg ts.

Metal	1995	1997	2000	2002
Cadmium, Cd	1,59	1,41	1,29	1,39
Chrom, Cr	42,2	40,3	28,6	25,4
Kobber, Cu	266	260	231	229
Kviksølv, Hg	2,32	1,19	1,01	1,03
Nikkel, Ni	27,5	21,7	23,8	22,7
Bly, Pb	68	56	53	46
Zink, Zn	1050	712	664	713

Det fremgår af begge tabeller, at der er sket et betydeligt fald i niveauerne af flere metaller, især de mest regulerede dvs. cadmium, kviksølv og bly, men også, at den største del af det konstaterede fald er foregået før 1995. Metaller som kobber og nikkel har slet ikke udvist nogen faldende tendens gennem de sidste 30 år, mens der for chroms vedkommende i bedste fald er tale om en begrænset reduktion, der desuden ligger mange år tilbage i tiden.

3.2 Industrikemikalier

Miljøstyrelsens rapport fra 1975 anfører, at der ud over tungmetaller også eventuelt kan være andre stoffer i slam, der kan være miljømæssigt problematiske og nævner specifikt stoffer som DDT og PCB. Med henvisning til de lave niveauer af disse stoffer, der er fundet i svenske undersøgelser, konkluderer man dog, at det er tungmetalproblematikken, der er den væsentligste og går ikke videre med spørgsmålet om de organiske miljøfremmede industrikemikalier.

Først i 1994 tages dette emne op igen i form af en udredning om mulige miljøpåvirkninger fra organiske kemikalier i spildevandsslam, der tillige omfattede et monitoringsprogram for et større antal miljøfremmede stoffer på tre udvalgte rensesanlæg (Avedøre, Marselisborg og Skævinge) (Miljøstyrelsen 1995a). En næsten samtidig undersøgelse af miljøfremmede stoffer i spildevand på Avedøre, Herning og Marselisborg rensesanlæg omfattede også slamanalyser (Miljøstyrelsen 1996a).

Økotoxikologiske aspekter og optagelighed i planter af miljøfremmede stoffer ved udbringning på landbrugsjord blev yderligere belyst i en efterfølgende rapport fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 1996b), der også omfattede et betydeligt måleprogram på omkring 20 forskellige anlæg.

Disse to udredninger/undersøgelser medførte tilsammen, at slambekendtgørelsen i 1996 blev revideret og udvidet med krav til indholdet af fire miljøfremmede stoffer/stofgrupper i slam og andre affaldsprodukter til jordbrugsformål: Plastblødgøreren DEHP, den anionaktive detergent LAS, den nonioniske detergent NPE (eller rettere nedbrydningsprodukter heraf) og gruppen af forbrændingsbiprodukter/tjærestoffer kaldet PAH.

Desuden blev slam inkluderet i punktkildedelen af overvågningsprogrammet for vandmiljøet, NOVA 2003 (nu NOVANA), der omfatter jævnlige målinger for et betydeligt antal miljøfremmede stoffer på ca. 35 udvalgte anlæg af forskellig størrelse og indretning. Det drejede sig ved den seneste opgørelse for 2004 (Miljøstyrelsen 2005) om følgende stoffer/stofgrupper:

- Aromatiske kulbrinter (11 stoffer)
- Phenolforbindelser (6 stoffer)
- Halogenerede alifatiske kulbrinter (7 stoffer)
- Halogenerede aromatiske kulbrinter (2 stoffer)
- Chlorphenyler (11 stoffer)
- Chlorphenoler (4 stoffer)
- Polyaromatiske kulbrinter (PAH) (23 stoffer)
- Phosphor-triestere (4 stoffer)

- Blødgørere (7 stoffer)
- Anioniske detergenter (1 stof; LAS)
- Ethere (1 stof; MTBE)
- Dioxiner og furaner (17 stoffer)
- Sumparametre (1; AOX)
- Kationiske detergenter (1; som samlet gruppe)

Der er ved de nævnte undersøgelser påvist et stort antal stoffer i slam på spor-niveau, som ikke anses for relevant for en nærmere vurdering. Ligeledes forekommer der også i frisk, afvandet slam rester af opløsningsmidler og andre relativt letnedbrydelige flygtige stoffer, som heller ikke vurderes at være af væsentlig betydning i forhold til problemstillingen i denne rapport.

Der er derfor i datasammenstillingen i tabel 3-3 overvejende præsenteret resultater for stoffer, der umiddelbart vurderes at have forekommet i umiddelbart miljørelevante koncentrationer og/eller som vides at besidde egenskaber som persistens og biokoncentreringspotentiale, der gør dem interessante i et længere tidsperspektiv.

Såvel PAH'er som dioxiner/furaner er taget med i oversigten i tabel 3-3 selv om de ikke som sådan kan siges at være industrikemikalier, men snarere utilsigtede biprodukter opstået i forbindelse med visse produktionsprocesser eller forskellige forbrændingsprocesser i det moderne samfund, f.eks. affaldsforbrænding. Koncentrationen af dioxiner er angivet som nordiske eller internationale toksicitetsækvivalenter (N/I-TEQ), der angiver summen af indholdet af samtlige dioxiner/furaner vægtet med deres relative toksicitet i forhold til "Sevesodioxinen" 2,3,7,8-TCDD.

Tabel 3-3

Udvalgte miljøfremmede organiske stoffer i spildevandsslam. Data fra en række undersøgelser eller monitoring på kommunale renseanlæg i Danmark i perioden 1994 til 2005. Indhold angivet i µg/kg ts, undtagen hvor andre enheder er anført specifikt.

Stof/stofgruppe	1994 ¹	1995 ²	1995/96 ³	2003 ⁴	2005 ⁵
Naphthalen	50-120	200-520	60	298	53-78
Methylnaphthalener	80-420	-	93	1320	<?-54
Dimethylnaphthalener	80-1300	-	375	2240	60-540
Trimethylnaphthalener	40-1500	-	325	1470	99-130
Bisphenol A	-	-	-	895	330-360
Nonylphenol (NP) + NPE, 1-2 EO	55000 - 150000	79600- 536000	7950	20600	2800- 17400
Phenol	-	3800- 105000	2	29200	-
2,5-Dichloranilin	-	-	-	2620	-
PCB (sum af 7-10)	<30-140	325-500	32	21,1	5,5-18,2
1,4-Dichlorbenzen	9-24	-	3	46	9-24
4-Cl-3-Me-phenol	<5-290	-	2	64	<50
2,4-Dichlorphenol	<5-<10	160-170	2	39	<5-42
Pentachlorphenol	<5-45	20-60	3	26	24-57
PAH (sum af 9)	1140	-	550	4150*	700- 1220
Tributhylphosphat	<110-700	-	59	925	<?-100
Tri(1,3-dichlorpropyl)- phosphat (TCPP)	interferens	-	-	2310	1500- 2000
Dibuthylphthalat (DBP)	<500- 1500	-	300	313	120-520
DEHP	17000- 24000	45500- 48300	24500	22700	14000- 24000
DINP	-	-	-	4560	-
Polybromerede diphe- nyletere (PBDE)	-	-	-	-	51-92
LAS (mg/kg ts)	200- 4640*	-	2700	854	24-90
AOX (mg/kg ts)	<20	-	244	290	-
Dioxiner/furaner (ng N/I-TEQ/kg ts)	-	10,3- 34,2	-	?	4,6-13

* Den høje LAS-værdi fra 1994 samt PAH-værdien fra 2003 kan næppe betragtes som repræsentative for de pågældende tidspunkter.

- 1: Miljøstyrelsen 1995a (Avedøre, Marselisborg og Skævinge renseanlæg)
- 2: Miljøstyrelsen 1996a (Avedøre, Herning og Marselisborg renseanlæg)
- 3: Miljøstyrelsen 1996b (ca. 20 danske renseanlæg)
- 4: Miljøstyrelsen 2004b (ca. 35 danske renseanlæg)
- 5: Århus Amt 2005 (Egå og Søholt renseanlæg)

Tabel 3-4 giver en kort opsummering af udviklingen fra 1997-2002 i indholdet af de fire miljøfremmede stoffer/stofgrupper, hvis anvendelse til jordbrugsformål reguleres gennem slambekendtgørelsen. Det fremgår af oversigten, at der for NPE er sket en meget betydelig reduktion i det gennemsnitlige niveau i dansk spildevandsslam, mens noget mindre, men dog stadig tydelige reduktioner er opnået for DEHP og PAH. Indholdet af LAS udviser ikke nogen tydelig trend over den betragtede periode.

Observationen af trends stemmer overens med den, der blev gjort for tungmetaller (tabel 3-2), dvs. at der ses en effekt, der stemmer overens med graden af miljøregulering for det pågældende stof. NPE er klart det stof, for hvilket der i de senere år er blevet strammet mest på kravene i forhold til tidligere, mens dette kun i noget mindre omfang gør sig gældende for DEHP.

Tabel 3-4

Udviklingen i indholdet af fire miljøfremmede stoffer i dansk spildevandsslam fra 1997-2002 (kilde: Miljøstyrelsen 2004a). Indhold angivet i mg/kg ts.

Stof/stofgruppe	1997	2000	2002
DEHP	26,3	16,1	15,2
LAS	634	727	398
NPE	27,2	7,7	6,8
PAH	2,02	1,75	1,32

3.3 Lægemidler

Der er, så vidt vides, ikke foretaget nogen analyser af lægemidler i spildevandsslam i Danmark, og kun i meget begrænset omfang i ind- og udløb fra renseanlæg (primært af Kjølholt et al. (2003)). I den nævnte undersøgelse indgik følgende lægemidler:

- Acetylsalicylsyre, furosemid, bendroflumethiazol, enalapril, ketoconazol, ibuprofen, paracetamol, penicillin V, sulfamethizol, terbutalin.

Disse stoffer skal dog ikke nødvendigvis anses for specielt relevante i forhold til slam da de til den pågældende undersøgelse blev udvalgt ud fra relevans for vandmiljøet samt rent praktisk mulighed for analytisk bestemmelse.

I en litteraturudredning om medicin i miljøet foretaget i 2001 (Stuer-Lauridsen et al. 2002) hedder det om forekomsten af sådanne stoffer i spildevandsslam:

"Der er ikke fundet oplysninger i litteraturen om forekomst og koncentrationer af lægemidler og deres metabolitter i spildevandsslam. Det vurderes, at læge-

midler eller metabolitter med $\log K_{ow} > 3$ i betydeligt omfang vil fordele sig til slamfasen i et typisk dansk renseanlæg. Af lægemidlerne på L25 har kønshormonerne $\log K_{ow}$ over 3, det gælder også for ibuprofen, enalapril, ketoconazol og xylometazolin. En række lægemidler har $\log K_{ow}$ mellem 2 og 3, hvor adsorption til slam også kan være betydningsfuld. Dette gælder furosemid, amlodipin, diazepam, citalopram, zopiclon og acetylsalicylsyre-metabolitten salicylsyre."

I tabel 3-5 gives en oversigt over de mest anvendte lægemidler i den primære sundhedssektor i 2000. Antibiotika er dog ikke med i oversigten.

Tabel 3-5

De mest solgte lægemiddelstoffer i den primære sundhedssektor i år 2000. Antibiotika er dog ikke omfattet af oversigten. Kilde: Kjølholt et al. (2003).

Aktivstof	Middel til behandling og/eller forebyggelse af	Mio. DDD*	Kg aktivstof
Furosemid	Forhøjet blodtryk, væskeansamling og nyresvigt	95,3	3812
Paracetamol	Smerter	93	279000
Acetylsalicylsyre	Smerter	75,6	309900
Bendroflumethiazid	Vanddrivende	71,3	178
Gestoden og østrogen	Graviditet (p-piller)	48,3	48,3/0.78
Amlodipin	Forhøjet blodtryk	39,5	198
Ibuprofen	Gigt	28	33600
Budesonid	Astma	27,9	41,85
Desogestrel / østrogen	Graviditet (p-piller)	26	5.2/0,78
Kaliumchlorid	Kaliummangel	25,2	75600
Citalopram	Depression	24	480
Enalapril	Forhøjet blodtryk og hjertesvigt	23,1	231
Estradiol	Klimakterielle gener	23	46
Terbutalin	Astma	22,7	454
Zopiclone	Søvnløshed	19,8	148.5
Xylometazolin	Hævede næseslimhinder	19,4	15.5
Nitrazepam	Søvnløshed	17,7	88.5
Ketoconazol	Svampeinfektioner (hud)	17,5	7000
Diazepam	Angst- og urotilstande	17,3	173
Omeprazol	Mavesår	16,7	334
Metoprolol	Hjertesygdom	15,4	2310
Lactulose	Forstoppelse	15,4	103180
Digoxin	Hjertesygdom	14,9	3.8

* DDD = Definerede Døgn Doser

Det skal bemærkes, at lægemiddelmarkedet er ret dynamisk, og at billedet af forbrugssammensætningen derfor uden tvivl har set noget anderledes ud f.eks. 10 år tidligere. Endvidere gøres der opmærksom på, at der for langt de fleste stoffer ikke foreligger tilgængelige data om miljøegenskaber, hvorfor en risikovurdering vanskeligt kan gennemføres for denne stofgruppe.

3.4 Hormonforstyrrende stoffer

Der findes mange former for hormonforstyrrende (endokrine) effekter, men den type, der har været undersøgt mest i miljøsammenhæng, er den østrogene eller østrogenlignende. Denne giver sig miljømæssigt udslag i påvirkning af den hanlige udvikling, som kan føre til decideret feminisering af den pågældende organisme og dermed til forstyrrelser i reproduktionen. Mest kendt er feminisering af fisk, der også er observeret her i landet fx i en undersøgelse foretaget af Århus Amt for nogle år siden (Voel Bæk-undersøgelsen) (Plesner 2003).

Østrogene stoffer kan i denne sammenhæng opdeles i to hovedtyper: De naturlige/syntetiske østrogener (steroidøstrogenerne) og diverse kemikalier og industrirelaterede stoffer med østrogenlignende virkning (xeno-østrogener).

Dette afsnit omhandler primært de førstnævnte, hvor de væsentligste enkeltstoffer er østron (E1), 17 β -østradiol (E2) og 17 α -ethinyløstradiol (EE2). E2 er det primære, aktive naturlige østrogen hos mennesker, EE2 er det mest almindelige syntetiske østrogen, der fx anvendes i p-piller. Der findes så vidt vides ingen danske målinger af østrogenindholdet i slam, men nogle data fra litteraturen (primært tyske målinger) er vist i tabel 3-6.

Tabel 3-6

Indhold af naturlige og syntetiske østrogener i spildevandsslam. Data fra internationale publikationer om emnet. Koncentrationer i $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts.

Stof	1	2	3	4	5
Østron (E1)	-	-	<DG-16	22,8-27,8	op til 30
Østradiol (E2)	-	-	9-49	4,9-5,4	op til 50
Ethinyløstradiol (EE2)	-	-	2-17	27,7-33,1	op til 10
E2-ækvivalenter	1,6 \pm 0,34 3,7 \pm 1,5	3,3 \pm 0,6	-	-	-

- 1: Körner et al. (2000). Data fra tysk anlæg (raw secondary sludge)
- 2: Holbrook et al. (2002). Data fra USA
- 3: Ternes et al. (2003). Data fra Tyskland (digested sludge)
- 4: Andersen et al. (2003). Data fra Tyskland (digested sludge)
- 5: Löffler et al. (2003). Data fra Tyskland.

Den østrogene aktivitet af kemiske stoffer, herunder også af xeno-østrogener, beskrives typisk relativt i forhold til det naturlige østrogen, E2, hvis aktivitet per definition sættes til 1. Der findes et antal laboratoriemetoder baseret på cellekulturer (såkaldte *in-vitro* metoder) til formålet, hvoraf det mest almindelige (YES-assay'et) betjener sig af en reaktion med genmodificeret gær, der giver sig udtryk ved en absorptionsændring i UV-området. Tabel 3-7 viser aktiviteten af et antal steroidøstrogener og xeno-østrogener i forhold til E2 bestemt ved YES og andre *in-vitro* metoder.

Tabel 3-7

Relativ østrogen af aktivitet af naturlige og syntetiske østrogener samt en række industrikemikalier i forhold til østradiol (E2) i forskellige *in-vitro* assays (fra Kjølholt et al. 2003).

Stof	YES	ER-CALUX	ER-binding assay	MVLN (E-screen)
E2 (17 β -østradiol)	1	1	1	1
EE2 (17 α -ethynyl-østradiol)	1,2	1,2	0,8	-
E1 (østron)	0,1	0,056	0,07	-
Nonylphenol (NP)	$5,7 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,6 \times 10^{-2}$
Octylphenol (OP)	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$5,0 \times 10^{-5}$	$5,4 \times 10^{-4}$
Bisphenol A (BPA)	$1,0 \times 10^{-5}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-3}$
Nonylphenoethoxylater (NPE)	$4,0 \times 10^{-6}$	$3,8 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-5}$	-
Octylphenoethoxylater (OPE)	$4,0 \times 10^{-6}$	0	$4,0 \times 10^{-6}$	-
Butylbenzylphthalat (BBP)	$1,0 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-6}$	> sol.	$4,8 \times 10^{-4}$
Diethylphthalat (DEP)	$5,0 \times 10^{-7}$	$3,2 \times 10^{-8}$	$5,0 \times 10^{-7}$	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	$1,0 \times 10^{-7}$	$1,8 \times 10^{-8}$	> sol.	-
Diethylhexylphthalat (DEHP)	0	0	> sol.	$2,7 \times 10^{-6}$
Di-n-octylphthalat (DOP)	0	0	> sol.	-

>sol. = effektniveauet ligger højere end opløseligheden (sol. = solubility) af stoffet.

Det fremgår af tabellen, at steroidøstrogenernes østrogene aktivitet er langt højere end nogen af xeno-østrogenernes, ved YES-assay'et således mindst en faktor 10.000. Imidlertid forekommer flere af xeno-østrogenerne i koncentrationer i udløbene fra rensesanlæg, der gerne kan være 1000 gange højere end steroidøstrogenerne og de kan derfor ikke afskrives helt mht. miljømæssig betydning. Typisk viser det sig dog, at 90 % eller mere af den samlede østrogene aktivitet i

en spildevandsprøve kan tilskrives indholdet af steroid-østrogener. Steroid-østrogener nedbrydes ret hurtigt under aerobe forhold.

4 Miljømæssig vurdering

4.1 Eksisterende grænseværdier

I tabel 4-1 præsenteres de gældende grænseværdier for tungmetaller i spildevandsslam samt de gældende jordkvalitetskriterier (per december 2005), der anvendes i forbindelse med evaluering af forurenede grunde. Til orientering er desuden anført nogle økotoxikologiske kriterier, der er i 1990'erne blev udviklet af DMU med det formål generelt at kunne beskytte jordøkosystemers struktur og funktion mod toksiske påvirkninger fra tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Formålet med disse kriterier var således ikke det samme som de sundhedsbaserede kriteriers og de bruges i dag sjældent i praksis.

Tabel 4-1

Grænseværdier og kvalitetskriterier for tungmetaller i slam og jord.

Metal	Grænseværdi i slam ¹ (mg/kg ts)	Jordkvalitetskriterium (mg/kg ts)	
		Sundhed ² (følsom anv.)	Økotox ³
Arsen, As	25*	20	10
Cadmium, Cd	0,8	0,5	0,3
Chrom, Cr III/total	100	500	50
Chrom, Cr VI	100	20	2
Kobber, Cu	1000	500	30
Kviksølv, Hg	0,8	1	0,1
Nikkel, Ni	300	30	10
Bly, Pb	60* / 120	40	50
Zink, Zn	4000	500	100

1: Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 623 af 30. juni 2003 om anvendelse af affald til jordbrugsformål

2: Miljøstyrelsen 2004c samt Miljøstyrelsen 2005b

3: Miljøstyrelsen 1995b og Miljøstyrelsen 1997

*: Værdi gældende for anvendelse i privat havebrug

Tabel 4-2 indeholder den tilsvarende information for de miljøfremmede stoffer, som er gennemgået i afsnit 3.2 (tabel 3-3). Der findes kriterier for yderligere en hel del stoffer, hvoraf de fleste dog er flygtige forbindelser, der vurderes at være mindre relevante i den aktuelle sammenhæng.

Tabel 4-2

Grænseværdier og kvalitetskriterier for udvalgte organiske miljøfremmede stoffer i slam og jord (jf. tabel 3-3).

Stof/stofgruppe	Grænseværdi i slam ¹ (mg/kg ts)	Jordkvalitetskriterie (mg/kg ts)	
		Sundhed ² (følsom anv.)	Økotox ³
DEHP	50	25	1,0
LAS	1300	1500	5
NPE (NP + NPE,1-2EO)	10	65	-
PAH (sum)*	3	4	0,5
Benzo(a)pyren	-	0,3	0,05
Naphthalen	-	-	-
Methylnaphthalener	-	-	-
Dimethylnaphthalener	-	-	-
Trimethylnaphthalener	-	-	-
Bisphenol A	-	-	-
Nonylphenol	-	25	0,01
Phenol	-	70 (total)	-
2,5-Dichloranilin	-	-	-
PCB (sum af 7-10)	-	(0,02*)	0,01
1,4-Dichlorbenzen	-	-	0,1
4-Cl-3-Me-phenol	-	-	-
2,4-Dichlorphenol	-	(3) (sum)	(0,01) (sum)
Pentachlorphenol	-	0,15	0,005
Tributhylphosphat	-	-	-
TCPP	-	-	-
Dibuthylphthalat (DBP)	-	(250) (phthalater minus DEHP)	0,1
DINP	-	(250) (phthalater minus DEHP)	(1,0)
Polybromerede diphenylethere (PBDE)	-	-	-
Dioxiner/furaner	-	(10*)	utilstrækkeligt datagrundlag

*: Slam: Sum af 9 stoffer - Jord, sundhed: Sum af 5 stoffer - Jord. økotox: Uspecificeret.

1: Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 623 af 30. juni 2003 om anvendelse af affald til jordbrugsformål

2: Miljøstyrelsen 2004c samt Miljøstyrelsen 2005b

3: Miljøstyrelsen 1995b og Miljøstyrelsen 1997

*: Svensk grænseværdi. Dioxin-værdien i ng I-TEQ/kg ts.

4.2 Risiko for jordforurening

Som beskrevet i kapitel 2 vurderes mulige forureninger på nedlagte renseanlæg primært at have tilknytning til den afvanding/mellemdeponering af spildevandsslam, der har fundet sted, og de fleste af de i denne sammenhæng relevante faciliteter formodes at være nedlagte slambede.

Der er ikke identificeret samlede oplysninger om, hvorledes sådanne nedlæggelser konkret er foregået, men erfaringsbaserede vurderinger indikerer, at slambedene (dvs. drænlag og rør) i almindelighed er blevet gravet bort og formentlig deponeret på kontrolleret losseplads. I disse tilfælde vurderes en eventuel tilbageværende jordforurening at have et meget begrænset omfang.

I de, antageligt få, tilfælde, hvor kun selve det afvandede slam er blevet fjernet vil der ligge et porøst drænlag af sand/grus tilbage på pladsen, som er kontamineret i ukendt omfang med stoffer fra slammet, men som til gengæld må formodes at være vokset til med græs og ukrudt gennem årene. En sådan vegetation vil medvirke til en forbedret stofomsætning samtidig med, at forureninger, der er gået i opløsning, vil kunne borttransporteres med drænsystemet.

I tabel 4-3 er indhold af tungmetaller i slam i 1972 og 2002 (jf. afsnit 3.1) holdt op mod de gældende sundhedsbaserede jordkvalitetskriterier.

Tabel 4-3

Jordkvalitetskriterier for tungmetaller i jord og indhold af sådanne metaller i slam i 1972 og 2002.

Metal	Jordkvalitetskriterie (mg/kg ts)	Indhold i slam (mg/kg ts)	
		1972	2002
Arsen, As	20	-	8
Cadmium, Cd	0,5	7	1,3
Chrom (III/VI)	500/20	36	21
Kobber, Cu	500	241	243
Kviksølv, Hg	1	5	1,1
Nikkel, Ni	30	20	20
Bly, Pb	40	314	50
Zink, Zn	500	1731	700

Det fremgår af tabellen, at der især for cadmium og bly er en risiko for, at det gældende jordkvalitetskriterium kan være overskredet i scenariet, hvor et drænlag under et slambed på et ældre anlæg har fået lov at blive liggende, mens mindre overskridelser er mulige for kviksølv og zink. Der skal dog gøres opmærksom på, at indholdet i drænlaget ikke nødvendigvis er lige så højt som i selve spildevandsslammet lige som, at der må antages at have fundet en vis

stoffjernelse sted gennem årene enten ved nedsivning eller ved fjernelse af vegetation, der kan have optaget noget af tungmetallindholdet i drænlaget.

I tabel 4-4 er en tilsvarende opstilling af jordkvalitetskriterier mod indhold i slam (1994 og 2003) lavet for miljøfremmede stoffer.

Tabel 4-4

Jordkvalitetskriterier for miljøfremmede stoffer i jord og indhold af sådanne stoffer i slam i 1972 og 2002 (slamdata jf. tabel 3-3).

Stof/stofgruppe	Jordkvalitets- kriterie (mg/kg ts)	Indhold i slam (mg/kg ts)	
		1994	2003
DEHP	25	17-24	22,7
LAS	1500	200-4640*	854
NPE (NP + NPE,1-2EO)	65	55-150	20,6
PAH (sum)	1,5	1,14	4,15*
Benzo(a)pyren	0,1	0,08-0,18	0,29
Naphthalen	-	0,05-0,12	0,3
Methylnaphthalener	-	0,08-0,42	1,3
Dimethylnaphthalener	-	0,08-1,3	2,2
Trimethylnaphthalener	-	0,04-1,5	1,5
Bisphenol A	-	-	0,9
Nonylphenol	25	-	17,2
Phenol	70 (total)	-	29,2
2,5-Dichloranilin	-	-	2,6
PCB (sum af 7-10)	(0,02**)	<0,03-0,14	0,02
1,4-Dichlorbenzen	-	0,009-0,024	0,046
4-Cl-3-Me-phenol	-	<0,005-0,29	0,064
2,4-Dichlorphenol	(3) (sum)	<0,01	0,039
Pentachlorphenol	0,15	<0,005-0,045	0,026
Tributhylphosphat	-	<0,1-0,7	0,93
TCPP	-	-	2,3
Dibuthylphthalat (DBP)	(250) (phthalater minus DEHP)	<0,5-1,5	0,3
DINP	(250) (phthalater minus DEHP)	-	4,6
Polybromerede diphenylethere (PBDE)	-	-	(0,05-0,09)*
Dioxiner/furaner (ng I-TEQ/kg)	(10)		(4,6-13)*

* Den høje LAS-værdi fra 1994 samt PAH-værdien fra 2003 kan næppe betragtes som repræsentative for de pågældende tidspunkter.

** Data fra Århus Amt (2005).

Der vurderes ud fra disse tal ikke at være noget generelt problem med indhold af miljøfremmede stoffer i slam (eller i drænlag under slambede) i forhold til gældende jordkvalitetskriterier. For visse af stofferne (f.eks. PCB og chlorphenoler) vurderes det, at værdierne kan have været højere for 20-30 siden, men der er ikke fundet danske data, der kan underbygge denne formodning.

Det vurderes, at forholdene i drænlaget efter fjernelse af den overliggende slammasse kan anses for at være aerobe samtidig med, at der vil være etableret en stabil, aktiv biomasse. Dette indebærer, at der gennem årene vil være sket en yderligere reduktion i indholdet af de miljøfremmede stoffer, primært ved mikrobiel nedbrydning. Under antagelse af 1. ordens nedbrydningskinetik vil eksempelvis koncentrationen af et miljøfremmed organisk stof med en aerob halveringstid på 1 år, dvs. et forholdsvis persistent stof, således være reduceret til 10 % af startkoncentrationen efter lidt mere end 3 år.

4.3 Risiko for grundvandsforurening

Allerede i udgangspunktet vil de stoffer, der betyder noget i forbindelse med deponering og anvendelse af spildevandsslam generelt være karakteriseret ved betydelig grad af binding (sorption) til slammatricen/organisk stof da der jo er sket en ligevægtsfordeling mellem væskefase og faststoffase i forbindelse med spildevandsbehandlingen.

Da ligevægtsforholdene i et slambed eller et efterladt drænlag vil ændre sig med tiden eftersom regnvand kun indeholder lave koncentrationer af de forskellige relevante stoffer vil der kunne forekomme en vis, langsom desorption af stofferne fra slammet eller andre partikler til det nedsivende regnvand. Det vurderes dog ikke, at en sådan nedsivning vil give anledning til betydende påvirkning af grundvandsforekomster eftersom:

- Desorptionen sker langsomt (dvs. kildestyrken er lav) og
- opløst stof fraføres også ved nedbrydning og via drænrørene.

4.4 Risiko for påvirkning af mennesker

Påvirkning af mennesker, herunder især børn, vil primært kunne ske ved direkte berøring med slamrester eller kontaminerede drænlag efter slambede, der ikke er fjernet i forbindelse med nedlæggelsen af et rensesanlæg.

Som nævnt i afsnit 4.2 vurderes denne situation ikke at være typisk for nedlagte rensesanlæg, men kan heller ikke på forhånd helt udelukkes. I givet fald kan det ikke udelukkes, at der, især for enkelte tungmetaller, vil kunne forekomme restkoncentrationer over jordkvalitetskriteriet. Det forventes dog, at efterladte drænlag og lignende i dag normalt vil være dækket med græs eller anden vegetation, som vil vanskeliggøre direkte kontakt med materialet. I forbindelse med eller som resultat af eventuelle grave- og anlægsarbejder vil drænlag eller andre tilbageblevne, forurenede materialer dog kunne blive blotlagt og eksponering af mennesker dermed kunne forekomme

5 Konklusion

Med hensyn til kilder til eventuelle forureningsproblemer relateret til slam på renseanlæg vurderes det sammenfattende, at det er slambede, der udgør den største og mest udbredte risiko for forurening af jord og grundvand. Som anført er antallet af denne type anlæg stærkt reduceret igennem de senere år. Den potentielle risiko hidrører derfor overvejende fra de tilfælde, hvor der forekommer nedlagte, men ikke fjernede slambede på renseanlæg, der fortsat er i drift, samt fra ældre, overvejende mindre anlæg, der helt er nedlagt. Der skal dog gøres opmærksom på, at det er opfattelsen, at slambede i almindelighed opgraves, og fjernes når de nedlægges, hvorefter der fyldes op på arealet med råjord.

Risikoen for forurening af jord eller grundvand, eller for påvirkning af mennesker vurderes derfor i det alt væsentlige at begrænse sig til de, antageligt relativt få, anlæg, hvor drænlag fra slambede ikke er blevet fjernet i forbindelse med sløjfning af sådanne installationer.

På sådanne anlæg kan der især for cadmium og bly, og i lidt mindre grad kviksølv og zink, være en risiko for, at det gældende jordkvalitetskriterium kan være overskredet. Dog er indholdet i drænlaget ikke nødvendigvis lige så højt som i selve spildevandsslammet og desuden må der antages at have fundet en vis stoffjernelse sted gennem årene. Der vurderes ikke at være noget generelt problem med indhold af miljøfremmede stoffer i slam (eller i drænlag under slambede) i forhold til gældende jordkvalitetskriterier.

En vis stofnedrivning har formodentlig forekommet i forbindelse med drift af slambede, men den vurderes dog ikke i almindelighed at ville indebære betydelig påvirkning af grundvandsforekomster.

Menneskers, herunder især børns, mulige udsættelse for tungmetaller over de gældende jordkvalitetskriterier ved ophold på renseanlægsarealer vurderes at være relativt begrænset. Dette gælder også de tilfælde, hvor drænsystemet under et tidligere slambed ikke er blevet fjernet, hvis drænlaget (som forventet) efterfølgende er vokset til med græs eller anden vegetation. Ved eventuelle grave- og anlægsarbejder vil drænlag og andre tilbageblevne, forurenede materialer dog kunne blive blotlagt.

6 Litteratur

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

Holbrook RD, Novak JT, Grizzard TJ, Love NG (2002). Estrogen Receptor Agonist Fate during Wastewater and Biosolids Treatment Processes: A Mass Balance Analysis. *Environmental Science and Technology* Vol. 36, No. 21, pp. 4533-4539.

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

Körner W, Bolz U, Süßmuth W, Hiller G, Schuller W, Hanf V, Hagenmaier H (2000). Input/output balance of estrogenic active compounds in a major municipal sewage plant in Germany. *Chemosphere* 40 (2000) 1131-1142.

Löffler D et al. (2003). Fate and Analysis of PPCPs in Sludge and Sediments. Poseidon Symposium - Presentation of Project Results. Braunschweig, Germany 4-5 November 2003, p. 19.

Miljøstyrelsen (1975). Slam fra spildevandsanlæg - Rapport fra en arbejdsgruppe. Miljøstyrelsen, februar 1975.

Miljøstyrelsen (1989). Spildevandsslam fra kommunale renselanlæg i 1987. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10, 1989.

Miljøstyrelsen (1995a). Forekomst og effekter af miljøfremmede organiske stoffer i spildevandsslam. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 15, 1995, med tilhørende bilagsrapport (samme nr.).

Miljøstyrelsen (1995b). Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 13, 1995.

Miljøstyrelsen (1996a). Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam. Miljøprojekt nr. 325, 1996.

Miljøstyrelsen (1996b). Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Miljøprojekt nr. 328, 1996, samt bilagsdel (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 47, 1996).

Miljøstyrelsen (1997). Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 82, 1997.

Miljøstyrelsen (2004a). Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2002. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2004.

Miljøstyrelsen (2004b). Punktkilder 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 16, 2004.

Miljøstyrelsen (2004c). Kvalitetskriterier og kortlægning af forurenede jord - praksis i udvalgte EU lande. Miljøprojekt nr. 975, 2004.

Miljøstyrelsen (2005). Punktkilder 2004. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9, 2005.

Miljøstyrelsen (2005b). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, december 2005. Miljøstyrelsens hjemmeside (www.mst.dk), se under Af-fald&jord/Jord/Forurenede og muligt forurenede grunde.

Plsener T (2003). Undersøgelse af østrogene stoffer i Voel Bæk og tilløb. Rapport fra Århus Amt, Natur og Miljø, august 2003.

Stuer-Lauridsen F, Hansen L, Birkved M, Kjølholt J, Mikkelsen SH (2002). Litteraturudredning vedrørende human medicin i miljøet. Miljøprojekt nr. 661, 2002 fra Miljøstyrelsen.

Ternes TA, Andersen H, Gilberg D, Bonerz M (2002). Determination of Estrogens in Sludge and Sediments by Liquid Extraction and GC/MS/MS. *Analytical Chemistry* Vol. 74, No. 14, pp. 3498-3504.

Århus Amt (2005). Undersøgelse af slamgødsket markjord. Rapport fra Århus Amt, Natur og Miljø, august 2005.