

Rensing av sigevann

Sivilingeniør Ole Jakob Johansen, Ph.D.
utarbeidet ved
Norsk institutt for vannforskning

Formgiving, NIVAs tegnekontor
Sats, Grafisk Kontor, NTNF
Trykt hos Reclamo

ISBN 82-90180-10-1

Copyright Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN — PRA

I Stortingsproposisjon nr. 90 "Tilråding fra Industridepartementet av 10. april 1970", godkjent ved kongelig resolusjon samme dag, la Industridepartementet fram forslag til en bevilgning på 5,0 mill. kroner for 1970, som en første bevilgning for et flerårig forskningsprogram for rensing av avløpsvann. Forslaget grunnet seg på Ressursutvalgets innstilling nr. 1 som ble avgitt 3. juli 1969.

For at det faglige grunnlag for utbygging av avløpsanlegg skulle kunne bedres, konkluderte Ressursutvalget med at det måtte skje en utvidet forskningsinnsats for å finne fram til effektive transportmetoder og tilfredstillende metoder for rensing av avløpsvann.

En foreløpig tidsramme ble satt til seks år og kostnadene beregnet til omlag 30 mill. kroner.

St.prp. nr. 90 ble vedtatt av Stortinget og forskningsprogrammet kunne settes i verk. Forskningsprogrammet fikk navnet

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN som forkortes PRA

Det ble opprettet en ad hoc komite, prosjektkomiteen for et forskningsprogram for rensing av avløpsvann, for å vurdere og prioritere forskningsprosjekter.

Prosjektkomiteen har delt inn forskningsprogrammet i følgende 6 delområder:

1. Avløpsvannets mengde og sammensetning.
2. Rensing av avløpsvann og slambehandling.
3. Bruk av terrestriske resipienter for disponering av avløpsvann og slam.
4. Transportsystemer.
5. Utslipp av forurenset vann i resipienten.
6. Industriens avløpsproblemer.

En har i størst mulig utstrekning forsøkt å konsentrere innsatsen på forsknings- og utredningsoppgaver som vil gi resultater som kan anvendes på kort sikt.

De prosjekter som hittil har blitt prioritert er listet på omslagets side 3.

Prosjektkomiteen gir ut et informasjonsblad, PRA-INFORMASJON, samt såkalte bruker-rapporter.

Forespørsel om PROSJEKT RENSING AV AVLØPSVANN kan rettes til PRA-komiteens sekretariat v/overing. John Hatling, Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Oslo-dep., Oslo 1, tlf. (02) 41 88 60.

Forespørsel om PRA-INFORMASJON og BRUKERRAPPORTER rettes til sivilingeniør Paul Liseth, Ph.D., I/S Miljøplan, Maries vei 20, 1322 Høvik, tlf. (02) 53 88 89.

Brukerrapporter bestilles hos Liv Jansen, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 333, Blindern, Oslo 3, tlf. (02) 23 52 80.

Innhold

FORORD	5
SAMMENDRAG	7
1. INNLEDNING	8
2. SIGEVANN	8
2.1 Sammensetning	8
2.2 Hvilke forhold influerer på sigevannets sammensetning og konsentrasjoner?	13
2.3 Hvilke parametre bør sigevannet analyseres for?	15
3. BIOLOGISK RENSING AV SIGEVANN	15
3.1 Karakterisering av sigevann med henblikk på biologisk rensing	15
3.2 Aktivslam	16
3.3 Andre biologiske rensemetoder	19
4. KJEMISK FELLING AV SIGEVANN	21
5. KOMBINERT BIOLOGISK OG KJEMISK RENSING	21
6. RENSING AV SIGEVANN MED AKTIVT KULL	22
7. RENSING AV SIGEVANN VED INFILTRASJON ELLER KUNSTIG SANDFILTRE	23
8. KOMBINASJONER AV RENSEMETODER	23
9. RENSING AV SIGEVANN SAMMEN MED KOMMUNALT AVLØPSVANN	24
10. LITTERATUR	26
<i>Bilag 1. Tabell 7. Identifisering av organisk stoff i sigevannsprøver tatt under tørværsperioder</i>	28
<i>Bilag 2. Biologisk rensing av sigevann fra søppelfyllplassene Grønmo, Brånåsdalen, Yggeseth og Kent Highland</i>	29
1. Fjerning av organisk stoff	29
2. Fjerning av biokjemisk oksygenforbruk og oksydasjon av nitrogenforbindelser	32
3. Slamproduksjon – Slamegenskaper	35
4. Lave temperaturers innflytelse på rensesprosessene	36
5. Tungmetallers innflytelse på biologisk rensing	37
<i>Bilag 3. Anaerobisk rensing av sigevann fra Cedar Hills Landfill</i>	40

FORORD

Forskningsprosjektet PRA 2.9 – RENSING AV SIGEVANN FRA KOMMUNALE FYLLINGER – har vært utført ved Norsk institutt for vannforskning med Ole Jakob Johansen, Ph. D., som saksbehandler. Han har også skrevet bruker-rapporten.

Vannforurensninger fra fyllplasser har vært et stort problem som hittil ikke har vært sterkt nok påaktet i Norge. Ved riktig utforming av fyllplasser kan forurensningsfaren reduseres. Retningslinjer for utforming og drift av fyllplasser er under utarbeidelse ved Statens forurensningstilsyn. Retningslinjene baseres bl.a. på PRA 3.10 – LITTERATURSTUDIER VEDRØRENDE SIGEVANNSPROBLEMER – utført av Utvalg for Fast Avfall, NTNf.

I enkelte tilfeller må imidlertid sigevannet renses. Valg av rensetekniske tiltak ut fra sigevannets sammensetning blir behandlet i denne rapporten som er beregnet på kommuneingeniører med ansvar for anlegg og drift av fyllplasser samt prosjekterende ingeniører.

Oslo, mai 1976

Svein Stene Johansen

redaktør

SAMMENDRAG

Ved ugunstig deponering av søppel kan sigevannet som produseres utgjøre en stor forurensningsfare. Det er derfor viktig at fyllplassene får en riktig utforming, slik at man kan ta hånd om sigevannet og redusere forurensningene mest mulig. Mengde og sammensetning av sigevann vil i første rekke være avhengig av vanntilførselen til fyllmassene og de nedbrytningsprosesser som foregår inne i fyllingen. Derfor vil konsentrasjonene så vel som sigevannsproduksjonen variere betraktelig fra fyllplass til fyllplass. For dårlig tilrettelagte fyllplasser vil sigevannsproduksjonen være høy og variere meget fra tørrværs- til nedbørsperioder. Sammenlignet med godt tilrettelagte fyllplasser vil konsentrasjonene av forurensningskomponenter være lave, men total forurensning mye høyere på grunn av høyere sigevannsproduksjon.

Sigevannet kan enten bli ledet bort og renses sammen med kommunalt avløpsvann, eller bli renses ved fyllplassene. Ved riktig valg av rensemetode vil rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann være å foretrekke. Dette fordi sigevannsproduksjonen vanligvis varierer mye og at sigevannet kan være vanskelig å renses separat. Vanligvis vil også vassdraget hvor søppelfyllplassene er lokalisert ha liten vannføring, slik at forurensningspåvirkningene blir spesielt store. Kommunale renseanlegg ligger vanligvis ved noe større vassdrag, slik at påvirkningene fra det rensede vann blir atskillig mindre enn tilfellet er ved søppelfyllplassene. I mange tilfeller må imidlertid sigevannet behandles ved fyllplassen fordi overføringskostnadene til kommunalt avløpsnett blir for høye.

Vanligvis vil sigevann ha meget høye konsentrasjoner av organisk stoff og redusere nitrogen- og jernforbindelser. Den alt overveiende del av det organiske stoff foreligger i oppløst form og vil derfor vanskelig la seg fjerne ved kjemisk felling. På grunn av dette bør biologisk rensing

inngå som den viktigste renseprosess. Forsøk har vist at nedbrytbarheten av det organiske stoff er dårlig i sigevann fra dårlig tilrettelagte fyllplasser.

Derfor vil fjerning av organisk stoff i sigevannet fra disse gi lave renseeffekter sammenlignet med rensing av høykonsentrerte sigevann. For å oppnå en effektiv fjerning av det organiske stoff i sigevannet fra dårlig tilrettelagte fyllplasser, må man derfor i tillegg til biologisk rensing benytte andre rensemetoder som f.eks. aktiv kullbehandling. En så omfattende og kostbar behandling av sigevann vil trolig bli aktuell bare i helt spesielle tilfeller hvor sigevannsutslipp skaper spesielle ulemper.

Ved biologisk rensing kan også de reduserte nitrogenforbindelser oksyderes til nitrat. Dette er spesielt viktig ved rensing av sigevann fra dårlig tilrettelagte fyllplasser hvor nitrogeninnholdet er høyt sammenlignet med innholdet av organisk stoff. På denne måten er det mulig å redusere biokjemisk oksygenforbruk betraktelig. Jernforbindelsene vil også oksyderes ved biologisk rensing, men en effektiv fjerning ertvanskelig uten et separat kjemisk fellingstrinn. Ved separat behandling av sigevann vil derfor biologisk rensing inngå som den viktigste renseprosess for fjerning av organisk stoff og oksygenforbrukende stoff og felling for fjerning av metaller.

Ved riktig valg av rensemetode kan sigevann renses tilfredsstillende sammen med kommunalt avløpsvann. Benyttes kjemiske fellingsanlegg, vil den alt overveiende del av det organiske stoffet i sigevannet ikke fjernes, fordi mesteparten av dette foreligger i oppløst form. Fosforfelling kan også forstyrres ved tilsats av sigevann. Dersom sigevannstilsettingen ikke blir altfor stor, vil det vanligvis være en god løsning å renses sigevannet sammen med kommunalt avløpsvann i biologiske anlegg.

1. Innledning

I Norge tar kommunene hånd om en årlig søppelmengde på mer enn 1,6 millioner tonn [1]. Det meste av dette henlegges på søppelfyllplasser. Mange søppelfyllplasser er imidlertid feilaktig lokalisert og dårlig drevet. Dette fører ofte til stor sigevannsproduksjon og forurensning av både overflatevann og grunnvann. Virkningene er i mange tilfeller store, fordi resipienten for sigevannet ofte er en liten bekk eller et tjern. Ved planlegging av nye fyllplasser er det derfor meget viktig at man sørger for å gi fyllplassene en teknisk utforming som gjør sigevannsproblemene så små som mulig. I fremtiden vil det også bli stilt større krav til den tekniske utforming, fordi konkurransen om egnede områder blir større, og områder som er mindre egnet må tas i bruk. Hvilke tekniske tiltak som må iverksettes, bestemmes ut fra områdets topografi, hydrologi og brukerinteressene i nedslagsfeltet. I mange tilfeller vil man ikke komme utenom rensing av sigevannet.

På få aktuelle steder fins det løsmasser av en slik karakter og mektighet at de over en tilstrekkelig lang tidsperiode kan holde tilbake, nedbryte eller omsette stoffer i sigevannet som passerer gjennom løsmassene. Hvor man ikke har tilstrekkelig resipienter eller der hvor man ikke kan tolerere forurensning av grunnvann eller overflatevann, vil man derfor i mange tilfeller ikke komme utenom rensing av sigevannet. Der hvor overføringskostnadene til et kommunalt renseanlegg ikke blir for høye, vil rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann være å foretrekke. I mange tilfeller vil imidlertid avstandene fra fyllplass til nærmeste kommunale avløpsnett være så store at separat rensing av sigevannet må foretas.

2. Sigevann

2.1 Sammensetning

Sigevann oppstår ved at vann kommer i kontakt med søppel og løser ut organiske og uorganiske forbindelser. Mengde, sammensetning og konsen-

trasjoner av sigevann i første rekke av søppelets vanntilførsel og de nedbrytningsprosesser som foregår i fyllingen. På grunn av at forholdene ved de ulike fyllplasser er så forskjellige, vil sammensetningen av sigevann kunne variere betydelig fra fyllplass til fyllplass. For å illustrere dette er typiske konsentrasjoner av sigevann fra 8 fyllplasser gjengitt i tabell 1. Prøvene ble tatt under tørrværsperioder.

I den samme tabellen er også gjengitt noen analyseverdier av sigevannet fra de samme fyllplassene, men disse prøvene ble tatt under nedbørsperioder.

På Taranrød søppelfyllplass deponeres oppmalt avfall, de øvrige fyllplasser drives som konvensjonelt tildekkede fyllinger. I tabell 2 fins en del data om de forskjellige fyllplasser. Disse er gjengitt for å kunne se et eventuelt forhold mellom sigevannskonsentrasjonene og fyllingenens tilstand.

ORGANISK MATERIALE

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) og total organisk karbon (TOC) er parametre som benyttes til å bestemme organisk stoff. Mens total organisk karbon er et direkte mål for organisk stoff, er kjemisk oksygenforbruk en indirekte parameter som bestemmer oksygenforbruket ved kjemisk oksydasjon under spesielle betingelser. For kjemisk oksygenforbruk kan således også uorganiske forbindelser bidra i oksygenforbruket. Normalt er imidlertid oksydasjonsbidragene fra uorganiske forbindelser små sammenlignet med bidragene fra organisk stoff. Kjemisk oksygenforbruk kan derfor indirekte benyttes som et mål på sigevannets innhold av organisk stoff.

Det biokjemiske oksygenforbruk (BOF) består av to hovedbidrag: oksygenforbruk pga. oksydasjon av organisk stoff og oksygenforbruk pga. oksydasjon av nitrogenforbindelser. Da sigevann vanligvis har et meget høyt innhold av nitrogenforbindelser, vesentlig som ammonium, vil oksydasjon av disse til nitrat kunne gi et betydelig bidrag til verdiene for biokjemisk oksygenforbruk. For sigevann hvor det organiske stoff er meget tungt biologisk nedbrytbart eller

for sigevann med lave konsentrasjoner av organisk stoff og høyt innhold av nitrogenforbindelser, kan bidraget til biokjemisk oksygenforbruk som skyldes oksydasjon av ammonium til nitrat, være større enn bidraget fra oksydasjonen av organisk stoff.

Oksydasjonene av nitrogenforbindelsene i sigevann starter vanligvis etter en inkubasjonstid på ca. 10 døgn. På grunn av dette vil de tradisjonelle 5 og 7 døgn biokjemiske oksygenforbruk være svært misvisende, idet 5- eller 7-døgn-verdien kan være meget lav sammenlignet med totalverdien.

Figur 1 viser kurvene for biokjemisk oksygenforbruk for noen av sigevannene i tabell 1. Prøvene er tatt i tørrværsperioder. Som det fremgår av kurvene, har disse en vesentlig forskjellig form. Dette skyldes forskjell i biologisk nedbrytbarhet av det organiske stoff og ulike bidrag fra oksydasjonsprosessene av ammonium til nitrat. Formen på kurvene for biokjemisk oksygenforbruk sammen med sigevannets innhold av organisk stoff, vil gi gode indikasjoner på sigevannets biologiske nedbrytbarhet og på hvor lett sigevannet er å rense biologisk. Dette vil bli diskutert mer i detalj senere. På grunn av at

Tabell 1. Sammensetning av sigevann fra prøver tatt i tørrværsperioder og nedbørsperioder.

Fyllplass		NORGE						USA		
		Grønmo	Brånås-dalen	Yggeseth	Isi I	Isi II	Taranrød	Ceder Hills	Kent Highland	
Parameter										
Prøver tatt i tørrværsperioder	Kjemisk oksygenforbruk	mg O/l	470	1080	9425	825	110	3455	38800	3800
	Biokjemisk oksygenforbruk	mg O/l	320	870	5250	590	50	2300	24500	2460
	Total organisk karbon	mg C/l	100	250	1700	180	30	800		
	Total nitrogen	mg N/l	182	254	250	155	16,6	156	630	56
	Ammonium	mg N/l	120	225	227	141	10,2	84		
	Nitrat	mg N/l	0,04	0,01	0,04	0,02	0,79	0,68		
	Organisk nitrogen	mg N/l	62	29	23	14	6	71		
	Total fosfor	mg P/l	0,6	1,7	7,7	3,3	0,1	1,6	11,3	5,9
	Suspendert stoff	mg/l	140	397	466	270	68	1079	310	220
	Flyktig suspendert stoff	mg/l	85	98	182	229	11	602	170	90
	Total tørrstoff	mg/l	2960	2730	4160	3880	610	3160		
	Total flyktig tørrstoff	mg/l	760	1005	2180	890	145	1670		
	Surhetsgrad		6,8	6,9	5,9	7,0	6,4	6,2	5,4	6,4
	Alkalitet	ml N/l	30	41	39	31	6,2	21,6	130	26
	Spesiell ledningsevne	µS/cm	3310	3210	3380	3050	655	2370		
	Kalsium	mg Ca/l	188	198	400	173	99	218		
	Magnesium	mg Mg/l	66	96	54	58	13	40		
	Natrium	mg Na/l	462	229	206	312	34,8	197		
	Kalium	mg K/l	200	172	187	219	21,3	214		
	Klorid	mg Cl/l	680	280	370	590	68	340		
	Sulfat	mg SO ₄ /l	30	10	100	37	41	100		
	Jern	mg Fe/l	67,6	78,0	234	37,7	11,5	68,9	810	245
	Sink	mg Zn/l	0,055	0,095	0,65	0,085	0,12	2,65	155,0	5,30
	Krom, total	mg Cr/l	0,023	0,035	0,06	0,027	0,002	0,17	1,05	0,05
	Nikkel	mg Ni/l	<0,1	0,02	0,03	0,015	0,005	0,12	1,20	0,10
	Kobber	mg Cu/l	0,085	0,011	0,022	0,009	0,008	0,021	1,30	0,18
	Kadmium	mg Cd/l	0,0005	0,0001	0,0009	0,002	0,0005	0,0008	0,03	0,01
	Bly	mg Pb/l	0,004	0,001	0,01	0,001	0,001	0,015	1,40	<0,1
	Kobolt	mg Co/l	–	0,009	0,07	0,018	0,004	0,033	–	–
	Kjemisk oksygenforbruk	mg O/l	520	825	9730	215	145	245	9100	455
	Total nitrogen	mg N/l	155	255	305	80	12	24	172	31
	Jern	mg Fe/l	84,3	42,7	258	10,2	6,8	10,3	215	38

Prøver tatt i tørrværsperioder

kurvene for biokjemisk oksygenforbruk har så forskjellig utseende, bør man for sigevann alltid sørge for å bestemme verdiene for biokjemisk oksygenforbruk ved forskjellig inkubasjonstider, slik at kurvens form og absoluttverdi kan bestemmes.

Som det fremgår av figur 1, varierer verdiene for biokjemisk oksygenforbruk fra de undersøkte sigevann innen vide grenser. Det samme er

tilfelle med verdiene for kjemisk oksygenforbruk og total organisk karbon (tabell 1). Legg også merke til at forholdet mellom verdiene for biokjemisk oksygenforbruk/kjemisk oksygenforbruk varierer betraktelig fra sigevann til sigevann.

Bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk i sigevann kan by på mange problemer. Giftstoffer i sigevannet kan medføre at meget høye fortyng-

Tabell 2 . Karakterisering av søppelfyllplasser. Data pr. 1. november 1974.

Fyllplass	Kommune	Ca. mengde søppel m ³	Høyde fylling m	Areal fylling dekar	Nedbørfelt eks. fylling dekar	Underlag fylling	Tiltak mot overvann	Kommentar
Grønmo	Oslo	2,0–2,5 mill. i fylling	maks. 18,5 midl. 18,0	200	280	Myr	Bekk i rør	Deler av fyllplass under grunnvannsnivå. Dårlig skjerming for overflateavvanning fra tilgrensende områder.
Yggeseth	Asker	135 000 ukompr.	maks. 4,5 midl. 3,0	9	15	Silt holdig leire	Bekk under fylling i rør. Avskjærende grøfter	Effektiv skjerming for overflateavrenning fra tilgrensende områder
Isi I	Bærum	800 000 ukompr.	maks. 22 midl. 12–15	65	100	Leire, noe sandig silt	Bekk i rør. Avskjærende drensledning	To oppkommer med grunnvann i fyllingen
Isi II	Bærum	50 000 ukompr.	maks. 5 midl. 3	5	100	Leire. Der det var sand og grus er det lagt på leire	Bekk lagt utenom fyllingen. Avskjær. Overvannsgrøfter	God kontroll over uønsket vann tilførsel
Brånåsdalen	Skedsmo	380 000 ukompr.	maks. 8 midl. 5	29	450	Leire	Bekk under fylling i rør	Noe lekkasje fra bekkelukning
Taranrød	Sem	19 000 i fylling	maks. 4 midl. 2,5	7,5	130	Fjell, jordstein	Bekk under fylling i rør	Store lekkasjer fra bekkelukning. Ingen skjerming for overflateavrenning fra tilgrensende områder.
Cedar Hills	King USA	2,5 mill ukompr.	maks. 15	1200	Ingen utenom fylling	Grus, sand		Vann tilførsel bare fra infiltrasjon direkte på fylling
Kent Highland	King USA	1,2 mill ukompr.	maks. 30 midl. 2,5	250	—	Sand, silt	Bekk under fylling i rør	Lekkasjer fra bekkelukning. Deler av fyllplass under grunnvannsnivå.

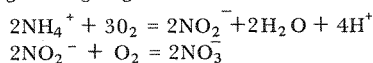
Tabell 2 forts.

Fyllplass	Kommune	Tidspunkt oppstartning (avslutning)	Type avfall	Blir slam deponert?	Metode		Antatt komprimeringsgrad
					Beskrivelse	Komprimering	
Grønmo	Oslo	Juni 1969	1/3 husholdning 2/3 industri	9200 m ³ avvannet ¹⁾	Lagvis 2,0–2,5 m	Kompaktorer: 25 tonn og 36 tonn	—
Yggeseth	Asker	Jan. 1972	Bare husholdning	Nei	Lagvis, varierende tykkelse	Bulldosere 9,2 tonn	—
ISI I	Bærum	Aug. 1967	2/3 husholdning	13 000 m ³ avvannet septiktankslam på toppen av fyllingen	Lagvis, maks 2,5 m	2 bulldosere Fra 1970 16 tonns kompaktor	—
ISI II	Bærum	Juni 1974	1/2 husholdning 1/2 industri	2100 m ³ avvannet ²⁾	32 tonns kompaktor	32 tonns kompaktor	4 : 1
Brånåsdalen	Skedsmo	Jan 1971	3/5 husholdning 2/5 industri	20000 m ³ avvannet slam innlagret i fyllingen	Lagvis, 2 m 1,5 m slam innimellom	16 tonns kompaktor	—
Taranrød	Sem	Mars 1973	Hovedsakelig husholdning	Nei	Ikke lagvis. Oppmaling. Kvern	7,5 tonns kompaktor	—
Cedar Hills	King USA	Okt. 1966	Husholdning Industri	18000 m ³ /år	—	—	—
Kent Highland	King USA	Juli 1968	Husholdning	Nei	—	—	—

¹⁾ Konsentrerte slamlommer. ²⁾ Innlagret i fylling. ³⁾ Lagvis, maks 2,5 m. 20 cm innimellom.

ninger må benyttes slik at nøyaktigheten nedsettes, eller at altfor lave BOF-verdier oppnås. De problemer som er nevnt ovenfor i forbindelse med bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk, tilsier at denne parameter ikke bør benyttes som rutineanalyse. Ved slike analyser vil en i mange tilfeller kunne få verdier som er direkte misvisende.

Oksydasjonene av ammonium til nitrat kan beskrives ved følgende ligninger:

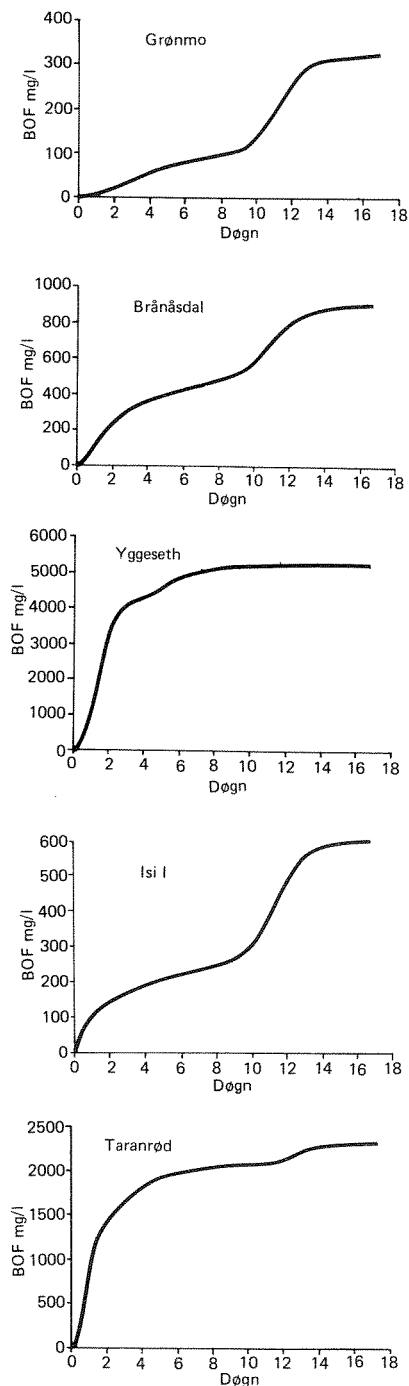


Ligningene viser at oksydasjon av to mol ammonium krever fire mol oksygen. Beregnet på vektbasis krever således en ammoniumkonsentrasjon på 100 mg N/l 457 mg O/l for fullstendig oksydasjon.

NITROGENFORBINDELSER

Som tidligere nevnt vil sigevann vanligvis ha høyt

innhold av nitrogenforbindelser. På grunn av at en nesten alltid har anaerobe forhold inne i fyllingene, er ammonium den dominerende nitrogenforbindelse. Av samme grunn er konsentrasjonene av nitrater tilnærmet null. Konsentrasjonene av organisk nitrogen i tabell 1 er beregnet som differansen mellom total nitrogen og ammonium. Sammenlignet med konsentrasjonene av organisk stoff eller biokjemisk oksygenforbruk viser konsentrasjonene av total nitrogen relativt liten forskjell for de forskjellige sigevann. Dette betyr at for sigevann med lavt innhold av organisk stoff vil oksydasjon av ammonium til nitrat utgjøre en meget høy andel av det totale biokjemiske oksygenforbruk. For slike sigevann kan således verdien av total biokjemisk oksygenforbruk overgå verdiene for kjemisk oksygenforbruk. Dette er mulig fordi oksydasjon av ammonium til nitrat ikke finner sted i analyser for bestemmelse av kjemisk oksygenforbruk.



Figur 1. Biokjemisk oksygenforbruk som funksjon av inkubasjonstid.

TUNGMETALLER

Med unntak av jern og sink viser analyser av de undersøkte sigevann relativt lave konsentrasjoner av tungmetaller. Dette er spesielt tilfelle for sigevannet fra søppelfyllplassene i Norge. For disse er konsentrasjonene av krom, nikkel, kobber, kadmium og bly ikke spesielt høyere enn i kommunalt avløpsvann. Sinkkonsentrasjonene i sigevannet fra de norske fyllplasser er også relativt lave. For søppelfyllplassen Cedar Hills i USA er konsentrasjonene av jern og sink meget høye. Denne fyllplass har imidlertid meget høye konsentrasjoner av alle forurensningsparametrene.

Selv om tungmetallkonsentrasjonene i sigevannene fra de undersøkte fyllplasser i Norge viser lave konsentrasjoner, kan man ikke uten videre regne med at dette gjelder for sigevann fra alle fyllplasser. Særlig fra industrifyllinger bør innholdet av tungmetaller i sigevannet kontrolleres.

ANDRE BIOLOGISKE OG KJEMISKE PARAMETRE

Konsentrasjonene av fosfor i alle de undersøkte sigevann er relativt lave. Årsaken til dette er antagelig at fosforet bindes til jernforbindelser inne i fyllingen.

Konsentrasjonene av løste salter som kalsium, magnesium, natrium og klorider kan være relativt høye, men ikke så høye at de vil gi problemer ved biologisk rensing.

For alle de undersøkte sigevannsprøvene var pH lavere enn 7,0. Prøvene med det høyeste innhold av organisk stoff viser de laveste pH-verdier. Dette skyldes i første rekke at det organiske stoff i sigevann med høye forurensningskonsentrasjoner vesentlig foreligger som organiske syrer. Tabell 7, bilag 1, angir en del analyseresultater for spesifikke organiske stoffer i de samme sigevannsprøver som gjengitt i tabell 1 (tørrværsprøver). For sigevannsprøvene med det høyeste innhold av organisk stoff, fremgår det at de organiske syrer utgjør den alt overveiende del av det organiske stoff.

Sigevannet fra Grønmo ble også analysert for cyanider, fenoler og klorerte hydrokarboner. Konsentrasjonene av disse forbindelser var meget lave.

2.2 Hvilke forhold influerer på sigevannets sammensetning og konsentrasjoner?

Søppelet som deponeres i en fylling, vil utsettes for en rekke biologiske, fysiske og kjemiske nedbrytningsprosesser. De viktigste faktorer som influerer på nedbrytningen og derved sigevannets mengde, sammensetning og konsentrasjoner, er:

1. Søppelets sammensetning
2. Fyllingens drift
3. Klima
4. Lokalisering
5. Forholdene inne i fyllingen (temperatur, pH, tilgang på oksygen og vann, tetthet og fyllingens alder)

Den viktigste faktor av disse er tilgang på vann. Dess mer vann som tillates å komme i kontakt med søppelet, dess større vil total forurensningsmengde bli. Men stor vanntilførsel vil også fortynne sigevannet slik at fyllplasser med dårlig kontroll over uønsket vanntilførsel vil gi lave forurensningskonsentrasjoner. Som generell regel kan man derfor si at fyllplasser med god teknisk utforming og drift vil produsere små sigevannsmengder med høye forurensningskonsentrasjoner. For slike fyllplasser vil også konsentrasjonene i sigevannet variere lite med nedbørmengden sammenlignet med dårlig tilrettelagte fyllplasser.

Deponeringsmetode kan også ha stor innflytelse på sigevannets sammensetning og konsentrasjoner. For eksempel vil deponering av oppmalt avfall løst lagret kunne gi en delvis aerob nedbrytning. Denne utvikler varme slik at man får en delvis fordampning av nedbør som kommer i kontakt med søppelet. Oksygenforbruket ved den aerobe nedbrytning er imidlertid så stort at uten hyppig vending av søppelet vil de anaerobe prosesser overta relativt raskt. På grunn

av søppelets store overflate ved oppmaling vil nedbrytningen foregå hurtigere enn ved deponering av uoppmalt søppel.

Der hvor nedbrytningen foregår uten tilgang på oksygen, vil nedbrytningsprosessene vanligvis forløpe ufullstendig. Mellomproduktene som blant annet består av organiske syrer er lettløselige i vann, og gir store bidrag til konsentrasjonene av organisk stoff. På grunn av produksjonen av organiske syrer, blir også sigevannet surere og øker løseligheten av de fleste metaller. Vanligvis vil derfor konsentrasjonene av metaller i sigevannet øke med dets surhet.

Nedbrytningen av de forskjellige forbindelser inne i fyllingen foregår ved forskjellige hastigheter. Enkle karbohydrater, proteiner og fett vil nedbrytes relativt raskt og gi høye konsentrasjoner av organisk stoff i sigevannet på et tidlig tidspunkt. Komplekst organisk stoff som f.eks. tre og papir er oppbygd av, nedbrytes sakte og vil gi bidrag til sigevannets konsentrasjon av organisk stoff på et senere tidspunkt. Vanligvis vil konsentrasjonene av organisk stoff være relativt høye i begynnelsen av "sigeperioden" for deretter å avta. For vanlig kontrollerte søppelfyllplasser vil det vesentligste av det organiske stoff være nedbrutt i løpet av få år. Konsentrasjonen av uorganiske forbindelser vil derimot kunne øke med tiden. *En fyllplass vil derfor fortsette å avgi forurenset sigevann i årtider etter at den er nedlagt.*

På grunn av ulike fyllingshøyder, komprimeringsgrader, sammensetning av søppel, ulik nedbrytning etc., er det ikke mulig å angi generelle tidsforløp for sammensetning, konsentrasjoner og mengde av sigevann. Tidsforløpet kompliseres ytterligere ved at forskjellige deler av fyllingen starter å produsere sigevann ved forskjellige tidspunkter. Fyllingen med oppmalt avfall vil normalt ha en høyere biologisk aktivitet i startfasen enn den konvensjonelle kontrollerte fylling. Derfor vil tidsforløpet særlig for organisk stoff forkortes betydelig.

I det følgende vil vi kort prøve å forklare årsaken til at konsentrasjonene og sammensetningen av de forskjellige sigevann, angitt i tabell 1, er så forskjellige.

De relativt lave konsentrasjoner av organisk stoff i sigevannet fra Grønmo, skyldes at denne fyllplass ligger på myrområder uten tetningslag mellom fyllmassene og myra. Sigevannet siger derfor ned i myra og blandes med myrvannet. Sigevannet som dreneres fra denne fyllplass, er på grunn av det store vannmagasin som myrområdet representerer, sterkt fortynnet. Studeres analyseresultatene fra prøver tatt i nedbørsperioden, tabell 1, ser vi at konsentrasjonene av de forskjellige forurensningsparametere ikke er vesentlig forskjellige fra de prøver som er tatt under tørrværsperioden. Grunnen til dette er magasinerings- og fortynningsmekanismen i myra.

Konsentrasjonene av de forskjellige forurensningsparametere i sigevannet fra Brånåsdalen søppelfyllplass varierer betraktelig fra våt- til tørrværsperioder. Denne fyllplass er lokalisert i et dalsøkk hvor overflatevann fra overliggende områder ledes gjennom fyllplassen i kulvert. Denne kulvert, utført i betongrør, har lekkasjer slik at større mengder overflatevann i nedbørsperioder kommer i kontakt med søppelet.

Omtrent samme lokaliseringsforhold som for Brånåsdalen eksisterer for søppelfyllplassene ISI I og Taranrød. For begge vedkommende er bekk ført gjennom søppelfyllingene i betongrør med store lekkasjer. Taranrød som er en fyllplass for oppmalt søppel, mottar også i våtværsperioder store vannmengder fra tilgrensende områder som renner direkte inn i fyllingen. Særlig under snøsmelting eller ved sterk nedbør går store vannmengder direkte inn i fyllmassene og fortynner sigevannet meget. Som eksempel kan nevnes at organisk stoff målt som KOF i en tørrværsperiode, ble målt til 3460 mg/l og i en snøsmeltingsperiode 249 mg/l. Sammenlignes analyseresultatene for andre forurensningsparametere fins lignende reduksjoner. Denne ukontrollerte vanntilførsel til søppelet forårsaker en meget stor sigevannsproduksjon og sterk utvasking av organiske og uorganiske forbindelser. Forurensningene fra en fyllplass med dårlig kontroll over vanntilførsel fra tilgrensende områder kan derfor bli meget store.

Betraktes analyseresultatene for sigevannet fra

Yggeseth søppelfyllplass i tabell 1, ser vi at konsentrasjonene av de forskjellige forurensningsparametere er nesten de samme i tørr- og våtværsperioder. For denne fyllplass har man derfor meget god kontroll over vanntilførsel fra tilgrensende områder. Fyllplassen er lokalisert på leire, slik at en effektiv oppsamling av sigevannet muliggjøres. For å hindre overflatevann i å trenge inn i fyllmassene, er det anlagt drengrofter rundt fyllplassen. Overflatevann ledes også gjennom fyllmassene, men i motsetning til de ovenfornevnte fyllplasser er vannet ført i en tett plastledning som er mekanisk beskyttet ved hjelp av betongrør. Den tekniske utførelse av denne fyllplass er derfor god.

Fyllplassen Isi II har også en god teknisk standard. De lave konsentrasjoner i sigevannet fra denne skyldes derfor trolig at fyllplassen nylig er tatt i bruk. Forurensningene i sigevannet skyldes i første rekke væske som har fulgt med søppelet og som vaskes ut med regn eller annen vanntilførsel.

Fyllplassen Cedar Hill, Seattle, er plassert på en åstopp og mottar følgelig ikke noe vann fra tilgrensende områder. Konsentrasjonene av de forskjellige forurensningsparametere er ekstremt høye. Den lave pH skyldes høye konsentrasjoner av organiske syrer. Ved denne lave pH vil også løseligheten av de fleste metaller være stor, slik at sigevannets metallkonsentrasjoner blir høye. Minskningen i sigevannets forurensningskonsentrasjoner i våtværsperioder skyldes bare infiltrasjon av nedbør direkte på fyllingen.

For fyllplassen Kent Highland hersker det omtrent samme forhold som for de fleste norske fyllplasser, det vil si relativt dårlig kontroll av vanntilførsel fra tilgrensende områder. Dette gir seg tydelig utslag i sigevannskonsentrasjonene ved våtværsperioder (se tabell 1).

Som det fremgår varierer sigevannsproduksjonen betraktelig fra fylling til fylling. Ved å få god kontroll over vanntilførselen fra tilgrensende områder burde det være mulig å begrense denne til infiltrasjonsvannet fra nedbør som faller på fyllingen. Resultater fra forsøksfyllplasser i Tyskland har vist at sigevannsproduksjonen kan begrenses til 10–40% av årsnedbøren avhengig

av dekkmassens karakter og tilplanting (2₁). I Norge hvor vi har en lavere fordampning og mer nedbør enn i Tyskland, bør vi ved god tilrettelegging av fyllplassene kunne redusere sigevannsproduksjonen til ca. 50% av årsnedbøren. På de steder i landet der nedbøren er særlig stor vil sigevannsproduksjonen trolig bli enda høyere.

2.3 Hvilke parametre bør sigevannet analyseres for?

En så fullstendig analyse av sigevann som vist i tabell 1 vil bli kostbar. For å redusere antall parametre, må man derfor ta utgangspunkt i de parametre som har betydning for resipient eller rensemetode.

Som omtalt foran, har sigevann normalt meget høye konsentrasjoner av organisk stoff og nitrogenforbindelser. Normalt er også jerninnholdet meget høyt. Analysering på disse parametre bør derfor alltid utføres. Innholdet av organisk stoff uttrykkes enklest ved analyse for kjemisk oksygenforbruk. For bestemmelse av nitrogeninnholdet, bør man analysere både på total- og ammoniumnitrogen. Ved siden av jern bør man også analysere på f. eks. sink. Sigevann fra industrifyllingen bør også analyseres for andre tungmetaller. Viser det seg at tungmetallkonsentrasjonene er meget lave, kan analysehyppigheten av disse nedsettes betraktelig. For vanlig kommunale fyllinger bør prøver av sigevannet tas minst fire ganger pr. år. Prøvene bør tas under snøsmeltingsperioden, høstregnperioden og i de tørre perioder mellom disse. Tabell 3 viser de analyser som bør tas av sigevannsprøvene ved hver prøvetaking og analyser som kan tas mer sjeldent.

Tabell 3. Analyser som bør tas av sigevann fra kommunale søppelfyllinger

Tas alltid	Tas av og til
Kjemisk oksygenforbruk	Biokjemisk oksygenforbruk
Total nitrogen	Total fosfor
Ammonium	Ledningsevne
Jern	Krom
Sink	Nikkel
Surhet	Kobber
	Kadmium
	Bly

Som nevnt tidligere kan bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk for sigevann by på mange problemer. Rutinemessig analysering kan gi ukorrekte verdier som er direkte misvisende.

Alle fyllplasser bør være utstyrt slik at sigevannsmengdene kan måles. Dette er nødvendig for å oppnå en viss kontroll over sigevannsproduksjonen eller å klargjøre eventuelle lekkasjer som forårsaker en ufullstendig oppsamling av sigevannet. Kjennskap til sigevannsproduksjonen er også nødvendig for å kunne foreta dimensjonering av eventuelle renseanlegg eller pumper og ledningsnett for overføring av sigevannet til kommunale avløp.

3. Biologisk rensing av sigevann

Normalt inneholder sigevann fra søppelfyllplasser høye konsentrasjoner av oppløst organisk stoff. Biologisk rensing vil derfor inngå som den viktigste enhetsprosess for rensing av sigevann.

3.1 Karakterisering av sigevann med henblikk på biologisk rensing

For å få en første orientering om hvor lett sigevann lar seg rense biologisk, kan man sammenligne verdiene for biokjemisk oksygenforbruk og kjemisk oksygenforbruk for vedkommende sigevann. For å finne det biokjemiske oksygenforbruk for oksydasjon av organisk stoff, må verdiene for biokjemisk oksygenforbruk opptegnes som funksjon av tiden. Vanligvis vil kurvene for disse verdier få en knekk etter en inkubasjonstid på ca. 10 døgn, hvor kurven igjen begynner å stige.

Denne stigning skyldes som tidligere nevnt oksydasjon av ammoniumforbindelser til nitritt og nitrat, og skyldes altså ikke oksydasjon av organisk stoff. Ved å forlenge den første kurve asymptotisk, får man et mål for oksygenforbruket for biologisk oksydasjon av organisk stoff (se figur 1). Denne verdi sammenlignes da med analyseresultatene for kjemisk oksygenforbruk

Tabell 4. Forholdet biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk for sigevann og kommunalt avløpsvann.

	Fyllplass					Kommunalt avløpsvann
	Grønmo	Brånåsdalen	Yggeseth	Isi I	Taranrød	
BOF	0,20	0,45	0,50	0,30	0,65	0,55
KOF						

som er et indirekte mål for total organisk stoff i sigevannet. Et lavt forhold mellom biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk antyder at sigevannet er tungt nedbrytbart, og vil gi lave renses-effekter men hensyn på organisk stoff. Et høyt forhold indikerer imidlertid at sigevannet lett lar seg rense biologisk og at høye renses-effekter med hensyn på organisk stoff kan forventes. Vurderingen lettes hvis man vet det tilsvarende forhold (BOF : KOF) for f.eks. kommunalt avløpsvann som vanligvis er ca. 0,5.

Fremgangsmåten vil bli belyst ytterligere ved noen eksempler. For sigevannet fra Grønmo søppelfyllplass viser forlengelse av kurvene for biokjemisk oksygenforbruk som skyldes oksydasjon av organisk stoff ca. 100 mg/l (se figur 1). Verdien for kjemisk oksygenforbruk er ifølge tabell 1 475 mg/l. Dette gir et forhold mellom biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk på 0,20. For de andre undersøkte sigevann er forholdene angitt i tabell 4. Forholdet for et undersøkt kommunalt avløpsvann er også gitt. Forholdene angitt i tabell 4 antyder at sigevannet fra Grønmo er meget tungt nedbrytbart og at biologisk rensing vil gi lave renses-effekter med hensyn på organisk stoff. Forholdene mellom biokjemisk og kjemisk oksygenforbruk for sigevann fra fyllplassene Taranrød og Yggeseth indikerer derimot at sigevannet fra disse er lett nedbrytbare og at biologisk rensing antagelig vil gi gode renses-effekter. Resultatene antyder at sigevann fra Taranrød søppelfyllplass er lettere biologisk nedbrytbart enn kommunalt avløpsvann.

En annen metode som kan benyttes for å undersøke nedbrytbarheten av organisk stoff i sigevann, er å analysere prøvene i BOF-flaskene med hensyn på kjemisk oksygenforbruk ved BOF-testens start og etter en inkubasjonstid på

f.eks. 20 døgn. Tas fortynningen i betraktning, vil man få en indikasjon på de renses-effekter som kan forventes ved aerob biologisk rensing. Ved denne metode bør man også benytte den manometriske metode. Dette fordi den manometriske BOF-bestemmelse muliggjør en kontinuerlig registrering av BOF og man oppnår derfor en bedre kontroll av resultatene.

3.2 Aktivslam

Vi har sett at sammensetningen av sigevann fra forskjellige søppelfyllplasser er svært forskjellig og at den biologiske nedbrytbarhet av det organiske stoff varierer betydelig. De BOF-analyser som er beskrevet foran bør bare benyttes for å gi en første orientering om nedbrytbarheten av det organiske stoff i sigevann. Slike forsøk gir lite informasjon om faktorer som f.eks. slamproduksjon, vanskeligheter ved sedimentering av det aktive slam og andre driftsproblemer.

I PRA prosjektet 2.9 "Rensing av sigevann fra kommunale fyllinger" ble det utført omfattende rensesforsøk av sigevann. Sigevann fra fire forskjellige søppelfyllplasser ble forsøkt renses etter aktivslammetoden. Et sammendrag av resultatene fra disse forsøk er beskrevet i bilag 2. For mer detaljerte opplysninger henvises til rapporten "Treatment of Leachates from Sanitary Landfills" 3.

Konsentrasjonene av organisk stoff uttrykt som kjemisk oksygenforbruk i de fire sigevann som ble forsøkt renses etter aktivslammetoden, varierte fra ca. 330 til 9400 mg/l. Resultatene viste for alle fire sigevann at en slambelastning på ca. 0,3 kg KOF/kg FSS døgn kunne anvendes for renses-effektene med hensyn på organisk stoff begynte å falle betydelig. Fjerningen av kjemisk oksygenforbruk ved lave belastninger varierte fra

ca. 35 til 98 prosent. De høyeste renseseffekter ble oppnådd ved rensingen av sigevann med de høyeste konsentrasjoner av organisk stoff. Dette skulle vise betydningen av god kontroll over uønsket vanntilførsel, slik at denne blir lavest mulig. Temperaturen ved forsøkene var ca. 13°C. Forsøk har vist at ved noe lavere temperaturer faller renseseffektene betydelig.

Forsøkene viste også at fjerningen av organisk stoff ikke ble bedre ved å benytte kjemisk felling foran det biologiske rensetrinn. Grunnen til dette er at sigevann vanligvis inneholder lave konsentrasjoner av giftige tungmetaller og at den relativt høye pH man vanligvis får i luftetanken forårsaker liten løselighet av tungmetallene.

For å oppnå en effektiv oksydasjon av nitrogenforbindelsene i sigevannet, må det også benyttes lave slambelastninger. Ved en driftstemperatur på ca. 13°C ble det funnet at graden av oksydasjon av nitrogenforbindelsene var høy så lenge slambelastningen ikke overskred 0,3 kg KOF/kg FSS døgn. For sigevann hvor konsentrasjonen av organisk stoff er lave, men med høye nitrogenkonsentrasjoner, er det særlig viktig at en tilstrekkelig lav slambelastning anvendes for å oppnå en høy fjerning av biokjemisk oksygenforbrukende stoff. Prosessene for oksydasjon av nitrogenforbindelser er særlig temperaturømfintlige. Ved lavere temperaturer enn 13°C vil hastighetene av oksydasjonsprosessene falle betydelig, slik at lavere belastning må anvendes for å oppnå samme oksydasjonseffekt.

Ut fra de erfaringer vi har fra rensing av sigevann anbefales å benytte en slambelastning som er noe lavere enn 0,3 kg KOF/kg FSS døgn. Dette på grunn av at temperaturen i sigevannet vinterstid kan bli noe lavere enn 13°C og at man kan ha relativt store variasjoner i sigevannsproduksjonen. Det må understrekes at det fins lite erfaringsmateriale om rensing av sigevann i litteraturen. De dimensjoneringskriterier som er anbefalt her bør derfor betraktes som foreløpige retningslinjer inntil vi får noe mer erfaringsmateriale.

De store variasjoner i sigevannsproduksjonen som i første rekke skyldes dårlig kontroll over uønsket vanntilførsel til fyllmassene og nedbør,

vanskeliggjør rensingen. I spesielle tilfeller kan det komme på tale å bygge utjevningsmagasiner slik at vanntilførselen til renseanleggene blir så jevn som mulig. I de fleste tilfeller vil en slik utjevning være urealistisk fordi oppholdstidene i renseanleggene er store, og følgelig må meget store bassenger bygges. Fyllplassen i seg selv vil også virke som et slags utjevningsbasseng. Der som fyllplassene er riktig utført, kan det være mulig å benytte selve fyllingen som magasin ved å strupe utløpsledningen for sigevann ut fra fyllingen under nedbørsperioder.

For å kunne foreta en nøyaktigere bestemmelse av renseseffekter og dimensjonering, bør rensforsøk i liten skala utføres før man dimensjonerer et fullskala-anlegg. Uten slike forutgående rensforsøk kan uventede ting inntreffe, og feilinvesteringer oppstår. I det følgende vil forsøk med rensing av sigevann ved aktivslammetoden bli omtalt.

FORSØKSOPPLEGG

Forsøksopplegget bør lages slik at nedbrytningen av organisk stoff og oksydasjon av nitrogenforbindelser og slamproduksjon kan studeres. Dette betyr at kjemisk oksygenforbruk (KOF), total nitrogen (Tot-N), ammonium (NH₄), nitrat (NO₃) suspendert (SS) og flyktig suspendert stoff (FSS) vil inngå som de viktigste parametre.

Tabell 5 viser et forslag til prøvetakingsprogram. Tallene angir hvor mange prøver som bør tas pr. uke.

Tabell 5. Program for prøvetaking.

		Innløp	Luftetank	Utløp
Kjemisk oksygenforbruk	mg O/l	3		3
Total nitrogen	mg N/l	2		2
Ammonium	mg N/l	2		2
Nitritt + nitrat	mg N/l	2		2
Suspendert stoff	mg/l	1	2-5	3
Flyktig suspendert stoff	mg/l	1	2-5	3
Jern	mg Fe/l	1		1
Vannføring	l/døgn	5-7		
Surhet		5-7	5-7	5-7
Temperatur	°C	5-7	5-7	
Slamvolum	ml/l		5-7	
Oksygeninnhold	mg O/l		3	
Oksygenopptak	mg O/l min		3	

Den nødvendige hyppighet av prøvetakingen vil kunne variere betydelig fra sigevann til sigevann. Viser det seg for eksempel at slamproduksjonen blir meget høy, bør overskuddsslam uttas daglig. For å kunne beregne slamproduksjonen nøye, bør man derfor ta ut prøver for suspendert og flyktig suspendert stoff daglig. For sigevann som er meget tungt nedbrytbart, vil slamproduksjonen være lav, slik at det kan være tilstrekkelig å analysere for suspendert og flyktig suspendert stoff en gang pr. uke. Hvor sigevannet oppsamles i beholdere og lagres kjølig under forsøkene vil det være tilstrekkelig å analysere dette for de nevnte komponenter to ganger.

Differansen i verdiene for kjemisk oksygenforbruk fra inn- og utløp angir indirekte den fjerning av organisk stoff som har funnet sted. Verdiene av total nitrogen, ammonium og nitrat i innløps- og utløpsprøver forklarer om oksydasjon av nitrogenforbindelser har funnet sted i anlegget og størrelsesorden av denne. Ut fra disse verdier kan man også beregne den andel av biokjemisk oksygenforbruk som skyldes oksydasjon av nitrogenforbindelser (se side 00). Verdiene for suspendert og flyktig suspendert stoff trengs for å kunne beregne hvor meget slam som må uttas for å holde konsentrasjonene av aktivt slam noenlunde konstant. Ved hjelp av uttappet slammengde kan slamproduksjonen bestemmes.

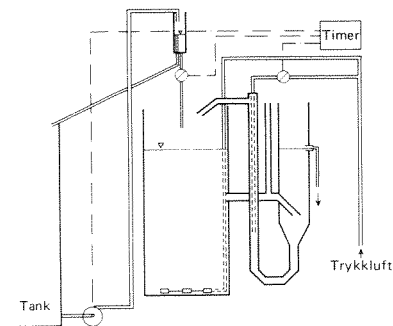
Noe av jernet i sigevannet kan vanligvis fjernes ved biologisk rensing. Dette er mulig fordi pH vanligvis er høyere i luftetanken enn i det inngående vann. Denne pH-hevning forårsaker en oksydasjon og utfelling av jern som vanligvis fjernes med det slam som tappes av i form av overskuddsslam.

Slamvolum er et mål for slammets sedimenteringsegenskaper. Da slamvolum, vannføring, pH og temperatur kan måles eller avleses direkte på en rask måte, bør disse parametre bestemmes daglig.

Sørges det for tilstrekkelig omrøring i luftetanken, slik at det aktive slam ikke sedimenterer, vil man for et forsøksanlegg normalt ha så høye oksygenkonsentrasjoner at de ikke virker begrensende på de biologiske prosesser. Grunnen

til dette er at forholdet mellom overflate og volum er mye høyere i et forsøksanlegg enn i et fullskalaanlegg. Fordi oksygeninnholdet lettvis kan måles med en elektrode, bør en foreta målinger av oksygeninnholdet i luftetanken samtidig med oksygenopptak. Ved hjelp av oksygenopptaket kan en beregne oksygenbehovet for et eventuelt fullskalaanlegg.

Et aktivslam forsøksanlegg bør ha et luftetankvolum som er minst 10–20 liter. Bruk av mindre enn 10 liters anlegg vil vanligvis by på problemer fordi den nødvendige luftetid for det aktive slam er langt større enn ved rensing av f.eks. kommunalt avløpsvann. Dette vil da medføre at for lave volumer blir rensert pr. døgn til å sikre tilstrekkelige vannmengder for prøver og analyser.



Figur 2. Prinsipp-skisse av aktivslamanlegg brukt for rensing av sigevann.

Figur 2 viser en skisse av et forsøksanlegg som er blitt benyttet ved rensing av sigevann. I hovedtrekkene består dette av [1] nedkjølet lagringstank for sigevann, [2] fødesystem bestående av en automatisk styrt pumpe og magnetventiler og [3] selve anlegget. Et slikt anlegg bør kunne bygges for ca. 10–15 000 kr. Ved å benytte flere anlegg i parallell, kan en få undersøkt flere faktorer samtidig som f.eks. hvordan slambelastningen influerer på: fjerning av organisk stoff, slambelastning, oksydasjon av nitrogenforbindelser osv.

For å få renseprosessen hurtigst mulig i gang,

bør anleggene startes opp med aktivslam fra et kommunalt anlegg. Konsentrasjonen beregnet som flyktig suspendert stoff bør være ca. 2000–3000 mg/l. Tilførselen av sigevann til anleggene bør økes gradvis slik at den beregnede hydrauliske belastning oppnås etter ca. 1 ukes drift. Etter 2 uker vil vanligvis det aktive slam være aklimatisert til sigevann. Benyttes flere anlegg vil vanligvis en driftsperiode på 6–8 uker være tilstrekkelig for å skaffe til veie nødvendige dimensjoneringsdata for et fullskalaanlegg. For sigevann med meget høye konsentrasjoner av organisk stoff, kan det være nødvendig å anvende lengre driftsperioder.

Slamproduksjonen er en funksjon av nedbrytbarheten av det organiske stoff og slambelastningen. På grunn av de omtalte vanskeligheter ved bestemmelse av biokjemisk oksygenforbruk, bør kjemisk oksygenforbruk benyttes ved beregning av slambelastning. I samme uttrykk bør flyktig suspendert stoff benyttes som uttrykk for konsentrasjon av mikroorganismer. Det er viktig at man *ikke benytter suspendert stoff* i det nevnte uttrykk, fordi uorganiske forbindelser, i første rekke jern, vil akkumuleres i slammet. Således er det ikke uvanlig at man får ekstremt høye forhold mellom suspendert og flyktig suspendert stoff i det aktive slam.

Når analysene fra forsøkene foreligger, bør man for oversiktens skyld fremstille de viktigste resultater som ble oppnådd ved hver anleggene som funksjon av forsøkestiden. De midlere resultater som oppnås etter innkjøringsfasen kan så beregnes og fremstilles som funksjon av f.eks. slambelastning. Da konsentrasjonene og sammensetning av sigevann er så forskjellig fra fyllplass til fyllplass, vil de renseresultater som oppnås kunne variere betraktelig. For å belyse dette, er rensing av sigevann fra søppelfyllplassene Grønmo, Brånåsdalen, Yggeseth og Kent Highland beskrevet i bilag 2. I dette bilag er forskjellige slambelastningers innflytelse på fjerning av organisk stoff, oksydasjon og fjerning av nitrogenforbindelser og slamproduksjon belyst. Hvordan lave temperaturer og tungmetaller i forskjellige konsentrasjoner influerer på rensesprosessene, er også beskrevet.

3.3 Andre biologiske rensemetoder

Andre aerobe biologiske rensemetoder enn aktivslam kan også komme på tale. De mest aktuelle av disse er kontaktvalse, rislefilter og luftede laguner.

Ved rensing med kontaktvalse benytter man seg av et belegg av mikroorganismer som sitter fast på langsomt roterende valser. Valsene med belegget er delvis nedsenket i et sylindrerformet trau hvor avløpsvannet ledes inn. Ved at valsene roterer bringes mikroorganismene i kontakt med både luft og avløpsvann. Fra kontaktvalse ledet avløpsvannet til en sedimenteringsenhet.

Ved rislefilteret er mikroorganismene fastsittende til filtermediet. Avløpsvann ledes til toppen av filteret hvor det blir fordelt, og renner i tynne lag over filtermediet med organismekulturen. Oksygenet bringes her fra luften — gjennom væskesjiktet og inn til mikroorganismene. For kontaktvalse beveges den fastsittende organismekultur og avløpsvannet er i ro, mens for rislefilteret er avløpsvannet i stadig bevegelse, mens den fastsittende organismekultur er i ro. Renseprinsippet for de to metoder kan derfor sies å være det samme. Da organismekulturen er fastsittende kan rislefilter og kontaktvalse tåle en atskillig større hydraulisk sjokkbelastning enn et aktivslamanlegg. For fyllplasser hvor den hydrauliske belastning varierer sterkt vil dette kunne være en stor fordel. For et aktivslamanlegg vil derimot hydraulisk overbelastning lett kunne medføre at det aktive slam dras med i utløpet, slik at rensesprosessen må startes på nytt. Dette er problemer som man vanligvis ikke har ved rensenanlegg som arbeider med fastsittende kulturer.

Hvis man derimot mister de fastsittende kulturer kan dette forårsake at anlegget blir ute av funksjon over en lang periode. Tap av de fastsittende kulturer kan f.eks. oppstå når sigevannet inneholder giftstoffer i tilstrekkelig høye konsentrasjoner. Ved lave temperaturer er dette særlig kritisk fordi veksthastigheten da er meget lav. I slike tilfeller kan anlegget bli satt ut av funksjon i flere måneder inntil temperaturen i sigevannet har steget tilstrekkelig. Dette er en

meget stor ulempe som man ikke har ved et aktivslamanlegg hvor ny oppstartning kan oppnås umiddelbart med aktivslam fra andre anlegg.

I litteraturen er det ikke funnet omtalt forsøk med rensing av sigevann med kontaktvalse eller rislefilter. Forsøk utført i 1974 med rensing av kjemisk felt sigevann fra Grønmo søppelfyllplass med kontaktvalse og rislefilter viste lite oppløfende resultater. For kontaktvalse som hadde en belastning på 6,2 g KOF/m² døgn ble det oppnådd en midlere fjerning av kjemisk oksygenforbruk på bare 18 prosent. For rislefilteret som ble belastet 0,8 kg KOF/m³ døgn var den tilsvarende renseseffekt 5 prosent. Ved verken kontaktvalse eller rislefilteret foregikk det noen oksydasjon av nitrogenforbindelser. Renseseffekten med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk ble derfor omtrent den samme som angitt for fjerningen av kjemisk oksygenforbruk. Det kan nevnes at vanlige belastninger ved rensing av kommunalt avløpsvann ligger i området 20–40 g KOF/m² døgn for kontaktvalse og 1–2 kg KOF/m³ døgn for rislefilter.

Ved bruk av aktivslam ble det oppnådd fjerning av kjemisk- og biokjemisk oksygenforbruk på henholdsvis ca. 35 og 90 prosent ved rensing av samme sigevann. Den store forskjell i renseseffekter ved bruk av kontaktvalse/rislefilter og aktivslam skyldes trolig de forskjellige miljøer en vil få ved igangkjøring av anleggene. Ved et aktivslamanlegg er rensesprosessene umiddelbart i gang ved at anlegget startes opp med aktivt slam fra et annet anlegg. Ved kontaktvalse og rislefilter er en slik oppstartning ikke mulig. Sigevannet kan inneholde hemmende stoffer som virker slik at rensesprosessene ikke kommer i gang. Rislefilteret hadde således ingen fastsittende vekst til tross for en driftsperiode som var lengre enn to måneder.

For sigevann som er lettere biologisk nedbrytbart enn sigevann fra Grønmo vil antagelig resultatene som oppnås ved kontaktvalse og rislefilter bli betydelig bedre enn de resultater som er beskrevet foran.

Erfaringer fra USA og Tyskland med rensing av sigevann i luftede laguner ved lave belastninger er gode. Forsøk med rensing av ubehandlet

sigevann fra Grønmo ved temperaturer på ca. 12°C ga nesten like så gode resultater som ved rensing med aktivslam. Ved en oppholdstid på 35 døgn ble det således oppnådd en fjerning av kjemisk og biologisk oksygenforbruk på henholdsvis ca. 33% og 90%. Ti døgn oppholdstid ga imidlertid betydelig lavere renseseffekter, særlig med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk.

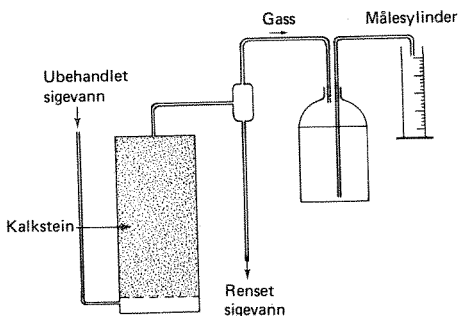
I Norge hvor vi har et kaldt klima vil temperaturlagene vinterstid i en lagune med tilstrekkelig lang oppholdstid bli meget lave. Dette gjør at de biologiske aktiviteter nedsettes betraktelig. Særlig har dette betydning for oksydasjon av nitrogenforbindelser. Dette betyr at for sigevann med høye nitrogenkonsentrasjoner vil renseseffektene vinterstid med hensyn på biologisk oksygenforbruk bli svært lave.

For sigevann med ekstremt høye konsentrasjoner av organisk stoff kan rensing med anaerobiske filtere bli aktuelt. Den største fordelen ved anaerobisk rensing er at slamproduksjonen blir minimal sammenlignet med f. eks. aktivt slam. De største ulempene er at innløpsvannet må ha en temperatur som er minst 20°C. Dette betyr at sigevannet må oppvarmes før det ledes inn på anlegget.

Det er vanskelig å si noe generelt om når man skal benytte aerob eller anaerob rensing. Valget avhenger av en rekke faktorer som anleggets størrelse, energikostnader, konsentrasjoner og konsentrasjonsvariasjoner av sigevannet etc. Når sigevannet inneholder høyere verdier av kjemisk oksygenforbruk enn 10 000 mg/l og hvor man har god kontroll over uønsket vanntilførsel til søppelet, kan anaerobisk rensing bli aktuell.

Anaerobisk filter har vist seg å være egnet for rensing av sigevann med høyt innhold av løst organisk stoff.

Prinsippet for et anaerobisk filter er vist i figur 3. Sigevannet føres inn ved bunnen av filteret og stiger opp mellom steinene som har en diameter på 3–5 cm. For å hindre at filteret "går surt", er det vanlig å benytte kalkstein. Det rensede vann og produsert gass ledes ut på toppen av filteret. Ved hjelp av en liten beholder skilles gassen og det rensede vann. Gassen som vanligvis består av ca. 75 vol % metan kan ved



Figur 3. Prinsippskisse for anaerobisk filter brukt for rensing av sigevann.

store anlegg benyttes til oppvarming av det innkommende vann, eller brukes til andre formål. Rensing av ubehandlet sigevann fra Cedar Hills landfill ved anaerobisk filtere, er beskrevet i bilag 3.

4. Kjemisk felling av sigevann

Ved kjemisk felling kan man fjerne mesteparten av det organiske stoff som er i suspendert og kolloidal form. Organisk stoff i løst form lar seg derimot vanskelig fjerne ved kjemisk felling. Da den alt overveiende del av det organiske stoff i sigevann foreligger i løst form, vil kjemisk rensing være lite effektivt for fjerning av organisk stoff.

Kjemisk felling av ubehandlet sigevann fra Grønmo, Brånåsdaalen og Kent Highland i "jartest" forsøk med kjemikalierne kalk, jernklorid og aluminiumsulfat i tilstrekkelige doser, ga reduksjoner av organisk stoff i størrelsesorden 10–20%. Når det gjaldt fjerning av organisk stoff ble det ikke funnet noen forskjeller i effektivitet mellom de tre nevnte fellingskjemikalier.

Fjerning av nitrogenforbindelser er også lite effektivt ved kjemisk felling. Grunnen til dette er at bare de nitrogenforbindelser som foreligger i det kolloidale eller suspenderte organiske stoff vil la seg felle.

Fjerning av tungmetaller ved kjemisk rensing vil avhenge av hvilke fellingskjemikalier og pH som benyttes. Løseligheten av tungmetallene øker med synkende pH. Derfor oppnår man best fjerning av tungmetaller ved høy pH. Normalt vil en derfor få best resultater ved felling med kalk. Kalkfelling ved pH 11 gir således tungmetallkonsentrasjoner i det felte vann som er meget lave (vanligvis lavere enn 0,5 mg/l for jern og lavere enn 0,1 mg/l for de andre tungmetaller). Bra resultater kan også oppnås ved å benytte det jern som fins i sigevannet som fellingsmiddel. Dette må da omdannes fra toverdig til treverdig jern (oksyderes). En rask oksydasjon er mulig ved å heve pH til 8–9, samtidig som en kortvarig lufting foretas. Sigevannet ledes så til flokkulering og sedimentering. Denne metode benyttes ved rensing av sigevann fra Grønmo søppelfyllplass. Resultatene fra dette anlegg viser at konsentrasjonene av jern vanligvis blir redusert fra 60–100 mg/l i innløpet til under 1 mg/l i det felte vann. Konsentrasjonene av andre tungmetaller enn jern i råvannet er vanligvis lave.

Fjerning av fosfor ved kjemisk felling av ubehandlet sigevann er vanligvis god for alle fellingskjemikalier. Fosforkonsentrasjonene i sigevann er imidlertid meget lave sammenlignet med andre forurensningskomponenter.

5. Kombinert biologisk og kjemisk rensing

For kommunale fyllinger vil vanligvis konsentrasjonene av giftige tungmetaller være så lave at de ikke virker hemmende ved biologisk rensing. Når både biologisk og kjemisk rensing er aktuelt, vil derfor den naturlige rekkefølge være å plassere det kjemiske trinnet etter det biologiske. På denne måten vil en kunne oppnå en bedre fjerning av suspendert stoff enn om det kjemiske trinnet var plassert foran det biologiske.

Ved rensing av sigevann fra Grønmo viste det seg at det biologisk pluss kjemisk felte sigevann hadde en betraktelig bedre visuell kvalitet, det var klarere og hadde betydelig mindre farge enn tilsvarende vann rensed ved forfelling og aktivt

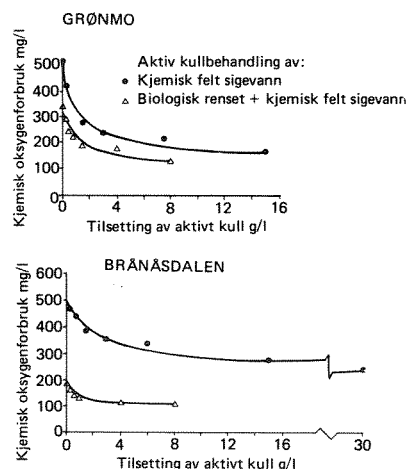
slam. Ved å plassere det kjemiske trinnet foran det biologiske, er det også en mulighet for at fosforkonsentrasjonene i innløpet til det biologiske trinnet blir så lave at fosfor kan virke begrensende på de biologiske prosesser. Ved biologisk rensing av kjemisk felt sigevann fra Grønmo, viste det seg imidlertid at fosfor ikke var noen begrensende vekstfaktor. Dette ble påvist ved å kjøre to aktivslamanlegg i parallell; det ene med og det andre uten fosfortilsetning. Det ble ikke observert noen forskjell i reduksjonen av organisk stoff ved de to anlegg. Ved biologisk rensing av sigevann som er lett nedbrytbart og hvor relativt høye slambelastninger kan anvendes, kan antakelig fosforet ved forfelling fjernes til så lave konsentrasjoner at fosfor blir begrensende ved den biologiske nedbrytning.

6. Rensing av sigevann med aktivt kull

Rensing av sigevann med aktivt kull vil kunne brukes for fjerning av organisk stoff. Denne rensemetode er kostbar i drift slik at rensing med aktivt kull bør kombineres med andre rensemetoder for å nedsette kullforbruket. En kombinasjon med andre rensemetoder er også ofte nødvendig for å sikre høy fjerning av organisk stoff. Dette fordi aktivt kull adsorberer visse organiske forbindelser dårlig. For eksempel vil organiske syrer, andre polære lavmolekylære organiske forbindelser og løste karbohydrater adsorberes dårlig [4]. Slike organiske forbindelser er derimot lett biologisk nedbrytbare. Generelt kan man derfor si at stoffer som vanskelig nedbrytes biologisk lett lar seg adsorbere ved aktivt kull. Aktivt kull kan derfor ikke erstatte biologisk rensing, men må betraktes som et supplement. For sigevann hvor biologisk rensing gir lav fjerning av organisk stoff, kan derfor aktivt kull i kombinasjon med biologisk rensing bli aktuelt.

Aktivt kull-rensing kan også kombineres med kjemisk felling. Fjerning av organisk stoff vil bli dårligere og trenge et vesentlig høyere aktivt kullforbruk enn aktivt kull-rensing i kombinasjon med biologisk rensing.

For å undersøke hvilke renseeffekter en kan forvente ved rensing med aktivt kull, kan "jartest" benyttes. Ved denne metode tilsettes sigevannet aktivt kull i pulverform i forskjellige doser. Det foretas en hurtig omrøring i ca. 5 min. fulgt av en omrøring ved ca. 50 omdr/min i ca. 45 min. Prøver gis så en sedimenteringstid på ca. 30 min. De dekanterte prøver filtreres og analyseres. Figur 4 viser de renseresultater som ble oppnådd med aktivt kull i "jartest"-forsøk. Resultater for aktivt kull-rensing av både kjemisk felt og biologisk pluss kjemisk felt sigevann, er vist.



Figur 4. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av aktivkulltilsetning.

Resultatene i figur 4 viser betydelig lavere verdier for kjemisk oksygenforbruk i det rensede vann som er blitt behandlet biologisk, kjemisk felt og aktivt kull-behandlet. Særlig gjelder dette for sigevann fra Brånåsdalen som har et atskillig høyere innhold av organiske syrer enn tilfellet er med sigevann fra Grønmo. Figur 4 viser også et vesentlig høyere aktivt kullforbruk ved rensing av kjemisk felt sigevann.

I praksis vil rensing med aktivt kull enten foregå i filtrene fylt med granulært aktivt kull eller det kan tilsettes i pulverform og kombineres med andre rensemetoder. Ved sistnevnte metode vanskeliggjør gjenvinningen slik at kullet oftest deponeres sammen med slammet.

7. Rensing av sigevann ved infiltrasjon eller kunstige sandfiltre

Rensing av sigevann ved infiltrasjon i grunnen bør frarådes der hvor det eksisterer brukerinteresser av grunnvann i nedslagsfeltet nedenfor fyllingene. Grunnen til dette er at løsmassene på lengre sikt ikke kan holde tilbake, nedbryte eller omsette stoffer i det forurensede vann som passerer gjennom løsmassene. Selvrensingen vil i første rekke avhenge av type løsmasser, avstand til grunnvannsnivå og oppholdstid over og i grunnvannet. Vanligvis vil det mest gjennomtrengelige lag i de geologiske avsetninger kontrollere selvrensingen. I finkornige løsmasser vil tilbakeholdelse av en del stoffer kunne skje ved adsorpsjon og ionebytte. Men når ionebyttekompleksene blir mettet, opphører selvrensingen.

En stor del av de organiske stoffer i sigevann er meget vanskelig nedbrytbare. Disse ikke biologisk nedbrytbare stoffer vil derfor sige ned i grunnvannet og forurense dette. Effektiviteten av jernutfelling er også meget tvilsom, idet denne betinger en tilstrekkelig oksygenkonsentrasjon for å oksydere det to-verdige jern til tre-verdig.

Løsmassene makter vanligvis heller ikke å ta hånd om rensingen av nitrogenforbindelsene i sigevann. Ved selvrensing må nitrogenforbindelsene først oksyderes til nitrat for deretter i et anaerobt miljø å reduseres til nitrogengass. Under en fylling eller i grunnvann er det et ugunstig miljø for disse biokjemiske reaksjoner, slik at nitrogenforbindelsene vanligvis forblir som ammonium som er giftig selv ved lave konsentrasjoner. På grunn av laminære strømninger i grunnvannet blir også fortynningen av forurensningene i grunnvannet lave. Forurensningskonsentrasjonene kan derfor forbli relativt høye selv i betydelig avstand fra fyllingene. Ved vurdering av infiltrasjon i grunnen må det minnes om at forurensningspotensialet fra en fyllplass vanligvis er meget stort og at når først grunnvannet blir forurenset vil det ta mange årtier før forurensningene er brakt ned på et akseptabelt nivå.

Rensing av sigevann i kunstige sandfiltre vil

også normalt gi svært dårlige resultater. Hvis slike filtre skal kunne anvendes må de dimensjoneres riktig. For rensing av sigevann fra vanlig fyllplasser blir da dimensjonene meget store. Sandene i filterne må også skiftes med jevne mellomrom, hvilket betyr at kostnadene for denne form for rensing blir kostbar og lite aktuell.

8. Kombinasjoner av rensemetoder

De forskjellige rensemetoder som anvendes ved rensing av avløpsvann fjerner vanligvis bare visse forurensningskomponenter. For å få en effektiv fjerning av de viktigste forurensningskomponenter, må man derfor benytte en kombinasjon av rensemetoder.

Sigevann fra kommunale søppelfyllplasser har i første rekke et høyt innhold av: organisk stoff, reduserte nitrogenforbindelser, jernforbindelser og diverse salter. For å oppnå en effektiv fjerning av disse komponenter, må man derfor benytte en kombinasjon av rensemetoder. Aktuelle metoder skulle derfor inkludere biologisk rensing inkludert nitrifikasjon-denitrifikasjon for å fjerne organisk stoff og nitrogenforbindelser.

Videre kjemisk felling og ionebytteprosesser for å fjerne jernforbindelser og salter. Imidlertid vil fjerning av nitrogenforbindelser og salter i de fleste tilfeller være lite aktuelt. Viktigst blir det derfor å fjerne det organiske stoff i sigevannet, og få oksydert de reduserte nitrogenforbindelser. Fjerning av jern bør også finne sted. Hvis ikke dette fjernes, vil en få jernutfelling der hvor sigevannet slippes ut i resipienten. Disse uestetiske okerfargede rustbelegg på bunnen er velkjent der hvor sigevann renner ut i vann med liten sirkulasjon.

Ved å benytte aerob biologisk rensing med tilstrekkelig høye oppholdstider, kan en oppnå en effektiv fjerning av organisk stoff og oksydasjon av nitrogenforbindelser. Biologisk rensing vil derfor normalt inngå som den viktigste enhetsprosess. Oksydasjon fra toverdige til treverdige jern vil også kunne skje i det biologiske trinnet. Den relativt høye pH som man oppnår

ved biologisk rensing gjør at en stor del av jernet felles ut. Betingelser for god flokkulering er imidlertid ikke til stede, slik at de utfelte jernpartikler blir meget små og lar seg vanskelig sedimentere. For å oppnå en effektiv fjerning av jern må man derfor benytte kjemisk felling. Best resultater oppnås ved å installere fellingstrinnet etter det biologiske trinn. Ved rensing av sigevann med høye konsentrasjoner av tungmetaller (sink, krom, nikkel, kobber, kadmium og bly), kan det være nødvendig å installere fellingstrinnet foran den biologiske enhet.

For sigevann som er meget tungt biologisk nedbrytbart, kan det organiske stoff fjernes forholdsvis effektivt ved aktivt kull. Den naturlige rensekombinasjon vil da bli biologisk rensing, kjemisk felling og aktivt kullbehandling. Kjemisk felling i denne kombinasjonen benyttes for å fjerne suspendert stoff best mulig, slik at en unngår for hurtig igjentetting av filteret. En kombinasjon av kjemisk felling og aktivt kullbehandling kan også bli aktuelt. Denne kombinasjonen krever imidlertid et vesentlig høyere aktivt kullforbruk enn i kombinasjon med biologisk rensing.

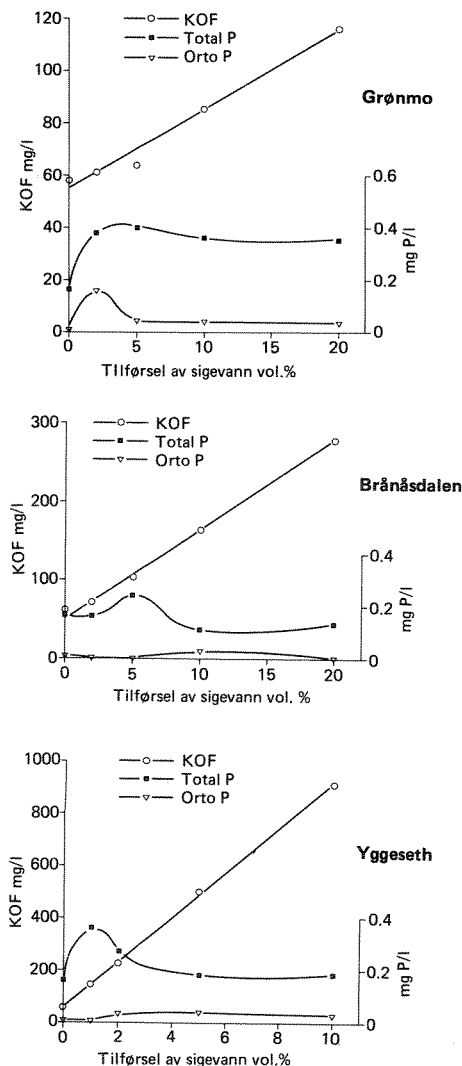
Det har vist seg at sigevann med høye forureningskonsentrasjoner er lett biologisk nedbrytbare. For disse sigevann vil rensing med aktivt kull enten separat eller i kombinasjon med andre rensemetoder, være mindre aktuelt.

Årsaken til dette er i første rekke at den vesentligste andel av det organiske stoff i de høykonsentrerte sigevann normalt foreligger som organiske syrer. Disse er lett biologisk nedbrytbare, men fjernes dårlig ved aktivt kullbehandling. Rensing med aktivt kull vil derfor være mest aktuelt ved rensing av sigevann som er vanskelig biologisk nedbrytbart.

9. Rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann

For de fyllplasser som ligger nær kommunale avløpsnett vil det være naturlig å lede sigevannet til dette og rense det sammen med det kommunale avløpsvann.

Er det kommunale renseanlegg et kjemisk fellingsanlegg, vil fjerningen av det organiske stoff i sigevannet bli lav. Grunnen til dette er at det organiske stoff i sigevannet hovedsakelig foreligger i oppløst form og derfor lar seg vanskelig fjerne ved kjemisk felling. Effektiviteten av fosforfellingen vil også kunne forstyrres ved at sigevann tilsettes det kommunale avløpsvann.



Figur 5. Innvirkning av sigevannstilsetning ved direktefelling av kommunalt avløpsvann.

Figur 5 viser hvordan sigevann fra fyllplassene Grønmo, Brånåsdalen og Yggeseth influerer på fjerningen av organisk stoff og fosfor når disse tilsettes kommunalt avløpsvann og renses ved kjemisk felling. Forsøkene ble utført i "jartest" med aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Doseringsen beregnet som aluminiumsulfat var 175 mg/l og pH under fellingsprosessen 6,0. Sammensetningen av det kommunale avløpsvann og de tre sigevann er vist i tabell 6.

Figur 5 viser at det organiske stoff uttrykt som kjemisk oksygenforbruk i det felte avløpsvann øker lineært med økende tilsats av sigevann. Dette gjelder for alle tre undersøkte sigevann. Resultatet er ikke uventet, fordi sigevannets innhold av organisk stoff vanskelig lar seg felle. For eksempel ved bare en prosent tilsats av sigevann fra Yggeseth øker innholdet av organisk stoff i det kjemiske felte vann til over det dobbelte.

Resultatene men hensyn på fjerning av fosfor viser også at sigevannstilsetning kan forstyrre fosforfellingen noe.

Ved å benytte kalk i stedet for aluminiumsulfat som fellingsmiddel, ble omtrent de samme resultater oppnådd med hensyn på fjerning av organisk stoff som beskrevet foran.

Resultatene skulle belyse at rensing sammen med kommunalt avløpsvann i kjemiske fellingsanlegg er en dårlig løsning der hvor det stilles visse krav til fjerning av organisk stoff. Hvor man derimot forlanger en viss fosforfjerning og tar mindre hensyn til fjerning av organisk stoff, kan rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann i kjemiske fellingsanlegg være en akseptabel løsning.

Når det gjelder biologisk rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann, foreligger det få resultater i litteraturen. Forsøk utført i USA med biologisk rensing av kommunalt avløpsvann tilsatt sigevann i langtidslufter, har vist at en tilsats på 2 volumprosent sigevann tilsvarende omtrent 200 prosent økning i biokjemisk oksygenforbruk ga god fjerning av organisk stoff [5]. Sedimenteringsegenskapene for det aktive slam ble dårligere med økende tilsats av sigevann. En så høy tilsats som 5 volumprosent resulterte i alvorlig slamsvelling og en vesentlig økning av suspendert stoff og biokjemisk oksygenforbruk i det rensede vann.

Ved et konvensjonelt aktivslamanlegg hvor luftetiden for det aktive slam er vesentlig lavere enn i langtidslufter, vil trolig den akseptable sigevannstilsetning være vesentlig lavere enn ved en langtidslufter.

Vanligvis vil sigevann som ledes til kommunalt avløpsnett utgjøre en mindre andel av biokjemisk oksygenforbruk enn det kommunale avløpsvann. Derfor vil trolig biologisk rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann gi gode resultater. En slik løsning burde være å foretrekke fremfor separat rensing på fyllplassen. Særlig gjelder dette for dårlig tilrettelagte fyllplasser hvor variasjonene i sigevannets konsentrasjoner og produksjon er store. Sammenlignet med separat rensing av sigevann vil en derfor ved kombinert rensing oppnå en utjevning av sigevannets konsentrasjon og mengder.

Tabell 6. Sammensetning av kommunalt avløpsvann og sigevann benyttet ved fellingsforsøk.

Parameter		Kommunalt avløpsvann	Fyllplass		
			Grønmo	Brånåsdalen	Yggeseth
Kjemisk oksygenforbruk	mg O/l	212	490	1550	9425
Total fosfor	mg P/l	3,4	0,5	0,7	7,7
Orto fosfat	mg P/l	1,2	0,02	0,04	1,0
Jern	mg Fe/l	0,9	95	85	234

10. Litteratur

- [1] "Kommunalt avfall. Kommunenes oppgaver over mengder og behandlingsmetoder", SINTEF, 1974.
- [2] Reuss, K: "Untersuchungen zur Heratsetzung der Sickerwassermengden bei der gemeinsamen Ablagerung von Abwasserschlam und Hausmull Mitteilung des Leichtweiss" — Institutes fur Wasserbau und Grundbau, T U Braunschweig, Heft 30, Braunschweig, 193—204, 1971.
- [3] Johansen, O.J.: "Treatment of Leachates from Sanitary Landfills" Norsk institutt for vannforskning. 0—26/74. PRA 2.9. Desember 1975.
- [4] Rebhun, M., Streit, S.: "Physical Chemical Treatment of Strong Municipal Wastewater". *Water Res.*, 8, 195—201, 1974.
- [5] Boyle, W.C. and Ham, R.K.: "Treatability of Leachate from Sanitary Landfills". Presented at the 27th Annual Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, Indiana, May 3, 1972.

Bilag 1, 2 og 3.

Bilag 1

Tabell 7. Identifisering av organisk stoff i sivevannsprøver tatt under tørrværsperioder.

Søppelfyllplass	NORGE						USA	
	Grønmo mg/l mg C/l	Brånåsdalen mg/l mg C/l	Yggeseth mg/l mg C/l	Taramrød mg/l mg C/l	Isi I mg/l mg C/l	Isi II mg/l mg C/l	Cedar Hills mg/l mg C/l	Kent Highland mg/l mg C/l
Total organisk karbon	100	250	1700	800	180	30		
Total karbohydrater	24	37	54	113	57	6		
Total protein	10	15	22	46	23	2		
Eddiksyre	<10	181	144	75	88	46		
Propansyre	<10	129	420	168	100	40	2750	1100
Smørsyre	<10	37	231	111	282	136	4375	2100
Iso smørsyre	<10	12	681	368	318	172	5875	3173
Valeriansyre	<10	<10	78	42	32	17	<10	<10
Iso valeriansyre	<10	<10	219	129	87	51	550	324
Kapriionsyre	<10	<10	241	142	19	11	600	372
Identifisert organisk stoff	10	185	1057	658	149	14	7069	610

Bilag 2

Biologisk rensing av sigevann fra søppelfyllplassene Grønmo, Brånåsdalen, Yggeseth og Kent Highland

Da sigevannets sammensetning, konsentrasjoner og nedbrytbarhet vanligvis varierer betydelig fra fyllplass til fyllplass vil også de resultater som oppnås ved de forskjellige renseprosesser kunne variere betydelig. Særlig gjelder dette for biologisk rensing. For å belyse dette vil biologisk rensing av sigevann fra søppelfyllplassene Grønmo, Brånåsdalen, Yggeseth og Kent Highland, USA, bli omtalt. Ved forsøkene i Norge ble det benyttet to grupper anlegg med henholdsvis 3 og 6 anlegg i hver gruppe. Volumene av lufttankene varierte fra ca. 20 til 30 liter. På grunn av sigevannets høye konsentrasjoner av organisk stoff og små lufttankvolumer, måtte sigevannet pumpes eller fødes til anleggene i pulser med varierende intervaller, vanligvis mellom 10–30 minutter.

For sigevann fra Grønmo ble biologisk rensing utført både på ubehandlet og kjemisk felt sigevann. Det kjemisk felte sigevann ble tatt fra et eksisterende fellingsanlegg. I denne fellingsprosess benyttes det jernet som er i sigevannet som fellingsmiddel. Jernet som foreligger som to-verdig, blir oksydert til tre-verdig ved luftinnblåsing og justering av pH opp til en verdi mellom pH 8 og 9. I denne fellingsprosess foregår en effektiv fjerning av jern til verdier normalt lavere enn 1 mg/l. Fjerning av organisk stoff i fellingsprosessen er lav, normalt omkring 10%. Ingen eller minimal oksydasjon av ammoniumforbindelser finner sted.

Både ubehandlet og kjemisk felt sigevann fra Kent Highland, USA, ble forsøkt rensed biologisk. Det ubehandlede sigevann ble felt med aluminiumsulfat ved pH 6,0 og med fellingsdoser på 250 mg/l teknisk aluminiumsulfat. Omtrent samme renseeffekter ble oppnådd ved denne fellingsprosess som ved felling av sigevann fra Grønmo (ca. 10% reduksjon av organisk stoff).

For fyllplassene Brånåsdalen og Yggeseth ble bare biologisk rensing av ubehandlet sigevann forsøkt.

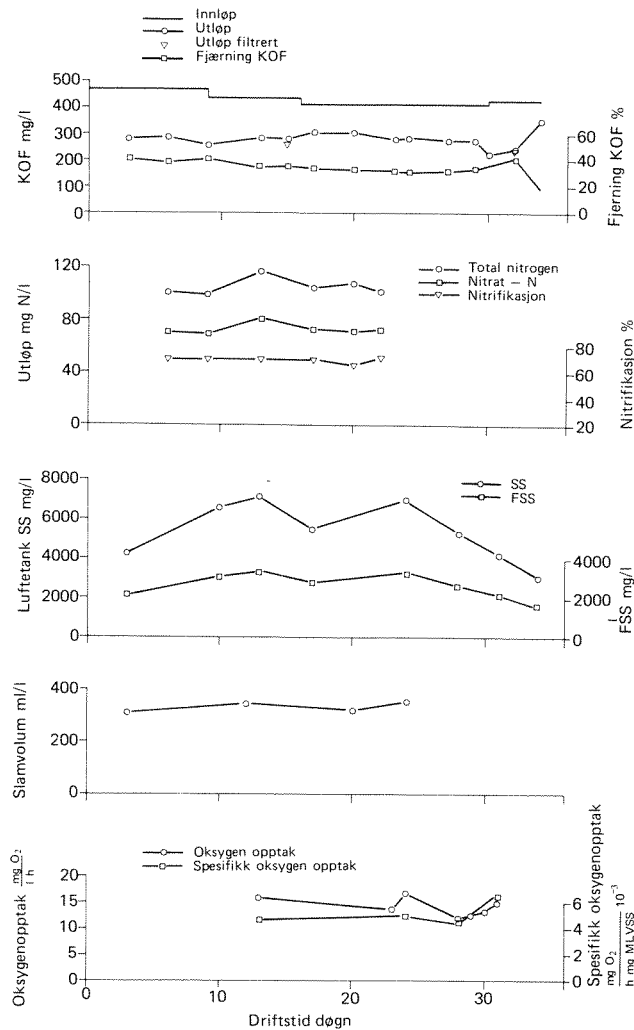
På grunn av meget høyt innhold av organisk stoff i sigevannsprøvene fra Yggeseth, var det for dettes vedkommende tilstrekkelig å innsamle sigevann ved forsøksseriens start. Fra de andre fyllplassene derimot måtte sigevannet på grunn av høyere forbruk innsamles flere ganger under forsøksperiodene.

1. Fjerning av organisk stoff

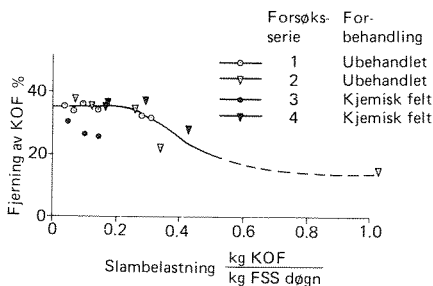
Grønmo

Figur 6 viser de viktigste resultater som ble oppnådd ved et av anleggene ved rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo søppelfyllplass. Slambelastningen var 0,05 kg KOF/kg FSS døgn. De første kurver viser fjerning av kjemisk oksygenforbruk. Som det fremgår av figuren ble det oppnådd en meget lav renseeffekt med hensyn på kjemisk oksygenforbruk. Hvis den gjennomsnittlige renseeffekt beregnes for hvert av anleggene i forsøksseriene og opptegnes som funksjon av slambelastningene, fås en kurve som vist i figur 7. Til tross for meget lave slambelastninger viser figur 7 lave renseeffekter. Den maksimale oppnåelige fjerning av kjemisk oksygenforbruk er ca. 35%. Denne renseeffekt holder seg noenlunde konstant opp til en slambelastning på ca. 0,3 kg KOF/kg FSS døgn hvor den begynner å falle. Ved slambelastning 1,05 kg KOF/kg FSS døgn er renseeffekten så lav som ca. 10%.

Punktene som danner grunnlaget for kurven i figur 7 viser også at det ikke er noen klar forskjell i renseeffekt ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann ved samme belastninger. Resultatene fra forsøksserie nr. 1 og 4 viser bedre renseeffekter enn forsøksserie nr. 2 og 3. Renseeffektene fra forsøksserie nr. 3 ligger særlig lavt. Dette kan forklares ved at innløpsvannet i forsøksserie nr. 1 og nr. 4 i gjennomsnitt hadde høyere verdier på kjemisk oksygenforbruk enn i de to andre forsøksseriene. For



Figur 6. Resultater som ble oppnådd ved aktivslammetoden ved rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo søppelfyllplass. Slambelastning 0,05 kg KOF/kg FSS døgn.



Figur 7. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

forsøksserie nr. 1, 2, 3 og 4 var de midlere verdier på kjemisk oksygenforbruk i innløpsvannet henholdsvis 525, 400, 415 og 440 mg O/l. For rensing av sigevann fra andre søppelfyllplasser har en funnet det samme, at høye konsentrasjoner av organisk stoff i innløpsvannet gir mye bedre renseseffekter enn ved lave konsentrasjoner. For å få en effektiv rensing av sigevann, må en derfor unngå unødig fortykning av sigevannet.

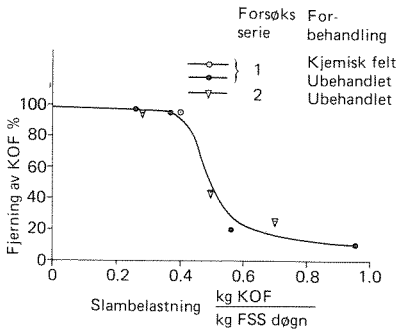
En nesten identisk kurve som vist i figur 5 oppnås ved å fremstille renseseffektene med hensyn på total organisk karbon som funksjon av slambelastningene. Dette viser igjen at kjemisk oksygenforbruk kan benyttes som et mål for organisk stoff.

De lave renseseffekter som ble oppnådd med hensyn på organisk stoff ved rensing av sigevann fra Grønmo, viser at det organiske stoff er meget tungt nedbrytbart. Således viste ingen av forsøksseriene at man kunne underskride verdien på kjemisk oksygenforbruk på 250–300 mg O/l i det biologisk rensede sigevann. Resultatene viser også at for sigevann fra Grønmo er det lite å vinne ved fjerning av organisk stoff ved å benytte kjemisk felling foran biologisk rensing.

Kent Highland

Forsøkene med biologisk rensing av kjemisk felt og ubehandlet sigevann fra Kent Highland søppelfyllplass, ga atskillig bedre renseseffekter enn rensing av sigevann fra Grønmo. Figur 8 viser de resultater med hensyn på kjemisk oksygenforbruk som ble oppnådd som funksjon av slambelastningen. Kurven viser renseseffekter høyere enn 95% opp til slambelastningen på ca. 0,35 kg KOF/kg FSS døgn. Ved høyere belastninger begynner renseseffektene å falle sterkt.

På grunn av at sigevannet måtte innsamles flere ganger under de to forsøksserier, varierte KOF-verdiene i innløpsvannet fra 2830 mg O/l til 4410 mg O/l. Forsøkene viste at ved lave belastninger ble kjemisk oksygenforbruk redu-



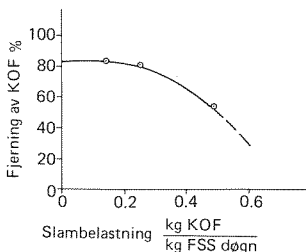
Figur 8. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Kent Highland søppelfyllplass.

sert ned til verdier på omkring 150 mg O/l. Denne terskelverdi var nesten uavhengig av KOF-verdien i innløpsvannet. Dette betyr at renseeffekten var best ved høye KOF-verdier i innløpsvannet.

Studerer punktene som danner grunnlaget for kurven i figur 8, ser vi også at det ble oppnådd omtrent samme renseeffekter ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann. Dette er i overensstemmelse med de resultater som ble oppnådd ved biologisk rensing av sigevann fra Grønmo.

Brånåsdalen

Ved rensing av ubehandlet sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass, ble det oppnådd en midlere fjerning av kjemisk oksygenforbruk i forsøksperioden som vist i figur 9. Ved slambelastninger



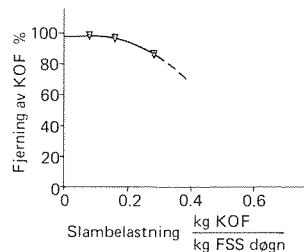
Figur 9. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass.

lavere enn 0,25 kg KOF/kg FSS døgn ble det oppnådd renseeffekter med hensyn på kjemisk oksygenforbruk som var høyere enn 80%. Ved den høyeste slambelastning, 0,48 kg KOF/kg FSS døgn, ble en midlere renseeffekt på 54% oppnådd.

På grunn av noe nedbør i forsøksperioden varierte kjemisk oksygenforbruk i det innsamlede sigevann fra 820 til 1510 mg O/l med en gjennomsnittsverdi på 1260 mg O/l. Resultatene viste at det var svært vanskelig å underskride en KOF-verdi i det biologisk rensede sigevann på ca. 200 mg O/l.

Yggeseth

Ved rensing av ubehandlet sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass, ble det oppnådd svært gode resultater. Figur 10 viser at ved tilstrekkelig lave belastninger ble det oppnådd renseeffekter med hensyn på kjemisk oksygenforbruk som var høyere enn 98%. Ved en slambelastning på 0,08 kg KOF/kg FSS døgn ble således KOF-verdien i sigevannet redusert til en gjennomsnittsverdi på



Figur 10. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass.

150 mg O/l. Ved den høyeste slambelastning som ble benyttet, 0,28 kg KOF/kg FSS døgn, var renseeffekten falt til ca. 96%.

Forsøkene med sigevann fra de fire fyllplassene Grønmo, Kent Highland, Brånåsdalen og Yggeseth, viste at sigevannsprøvene lot seg rense biologisk. Ved alle forsøkene viste det seg at

aktivslamanlegg kunne belastes opp til en slambelastning av ca. 0,3 kg KOF/kg FSS døgn. Ved høyere slambelastninger begynte fjerningen av organisk stoff uttrykt som kjemisk oksygenforbruk å falle sterkt. Resultatene viste også at det var en klar sammenheng mellom sigevannsprøvenes innhold av organisk stoff og den renseeffekt som ble oppnådd. Den maksimale renseeffekt med hensyn på kjemisk oksygenforbruk for de 4 undersøkte sigevann, varierte således fra 35 til 98%. Med unntak av sigevann fra Grønmo viste resultatene at sigevannsprøvenes innhold av organisk stoff ved biologisk rensing kunne bli redusert til en terskelverdi på 150–200 mg O/l som kjemisk oksygenforbruk. Sigevannet fra Grønmo var meget tungt nedbrytbart. Således viste det rensede vann ved lave belastninger svært sjelden lavere KOF-verdier enn 300 mg/l.

Forsøkene viste at det ble oppnådd like renseeffekter ved biologisk rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann ved tilsvarende slambelastninger. Dette var heller ikke uventet ved de forholdsvis lave tungmetallkonsentrasjoner (med unntak av jern) i de undersøkte sigevann. For sigevann med høye konsentrasjoner av tungmetaller er det mulig at disse må fjernes ved felling før det foretas biologisk rensing.

Alle de undersøkte sigevann viste meget lave konsentrasjoner av fosfor. For å undersøke om fosfor begrenset den biologiske aktivitet, ble fosfor tilsatt i et av anleggene ved rensing av kjemisk felt sigevann fra Grønmo. Fosfat ble tilsatt slik at vektforholdet BOF:P ble 50:1. Resultatene viste at det ikke ble oppnådd høyere renseeffekter ved tilsatt av fosfor hvilket skulle vise at fosfor ikke var begrensende for nedbrytningen av dette sigevann.

2. Fjerning av biokjemisk oksygenforbruk og oksydasjon av nitrogenforbindelser

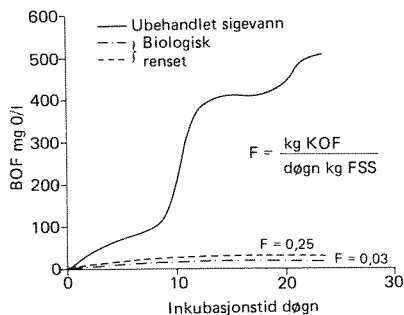
Sigevann fra søppelfyllplasser har normalt meget høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser.

Ved oksydasjon av disse fra ammonium til nitrat forbrukes oksygen (se kapittel 2). Fjerning av biokjemisk oksygenforbruk og oksydasjon av nitrogenforbindelser henger derfor nøye sammen. Ved å benytte tilstrekkelig lange oppholdstider eller lave slambelastninger, vil en oppnå at nitrogenforbindelsene oksyderes til nitrat i renseanlegget (nitrifikasjon). Dette reduserer derfor biokjemisk oksygenforbruk i det rensede utløpsvann. Ved et meget høyt innhold av nitrogenforbindelser i sigevannet og et forholdsvis lavt innhold av organisk stoff, kan BOF-bidraget ved oksydasjon av ammonium til nitrat bli mye høyere enn bidraget fra biooksydasjon av organiske forbindelser. For slike sigevann er det derfor viktig at tilstrekkelig lave belastninger anvendes slik at ammoniumforbindelsene oksyderes til nitrat.

For å belyse det ovenfornevnte vil oksydasjon av nitrogenforbindelser fra fyllplassene Grønmo, Brånåsdaalen og Yggeseth bli omtalt.

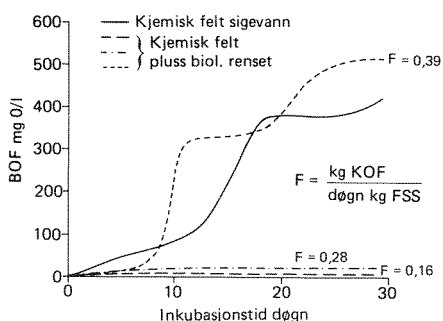
Grønmo

Figur 11 viser typiske BOF-kurver for innløp og utløp for to aktivslamanlegg ved rensing av ubehandlet sigevann. Figur 12 viser tilsvarende kurver ved rensing av kjemisk felt sigevann. Studerer vi figur 11 ser vi at det oppnås høye renseeffekter med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk ved slambelastninger 0,03 og 0,25 kg



Figur 11. BOF-kurver for ubehandlet og biologisk rensert sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

KOF/kg FSS døgn. Ved en inkubasjonstid på 22 døgn viser således kurvene at verdiene for biokjemisk oksygenforbruk ble redusert fra 510 mg O/l til 33 og 20 mg O/l for de to nevnte slambelastninger. Dette gir en høyere fjerning av biokjemisk oksygenforbruk enn 90%. Kurvene viser også nødvendigheten av å benytte lang inkubasjonstid ved BOF-tester for sigevann. For eksempel ved de tradisjonelle 7-døgn BOF-verdier viser de samme kurver at BOF ble redusert fra ca. 100 til ca. 30 og 18 mg O/l (for de to nevnte slambelastninger). Denne store forskjell i BOF-fjerning ved inkubasjonstider 7 og 22 døgn, skyldes oksydasjon av nitrogenforbindelser til nitrat.

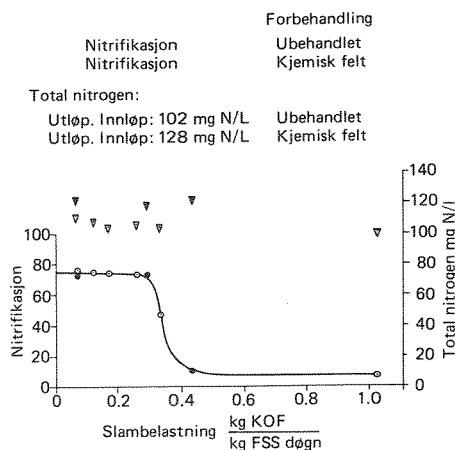


Figur 12. BOF-kurver for kjemisk felt sigevann og kjemisk felt pluss biologisk rensset sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

Figur 12 viser også meget høy fjerning av biokjemisk oksygenforbruk ved lave slambelastninger ved rensing av kjemisk felt sigevann. Slambelastningen 0,39 kg KOF/kg FSS døgn er imidlertid for høy til å gi en fjerning av biokjemisk oksygenforbruk. Dette skyldes en meget begrenset oksydasjon av nitrogenforbindelser (nitrifikasjon). Ved en inkubasjonstid på ca. 11–12 døgn viser kurvene for slambelastningen 0,39 kg KOF/kg til og med endog høyere BOF-verdi i utløpsvannet enn i innløpsvannet. Dette kan forklares ved at nitrifikasjonsprosessene starter ved en inkubasjonstid på ca. 8 døgn, mens de for innløpsvannet starter etter ca. 11 døgn. Ved slambelastningene 0,16 og 0,28 kg KOF/kg FSS døgn, har nitrifikasjonsprosessene funnet sted i selve rensaneanleggene, slik at utløpsvannet ikke inneholder nitrogenforbindelser som

oksyderes biologisk til nitrat. Kurvene i figur 11 og 12 viser betydningen av å benytte tilstrekkelig lave slambelastninger ved rensing av sigevann. Benyttes ikke lave nok slambelastninger, oppnås svært begrenset eller ikke nitrifikasjon, slik at fjerningen av biokjemisk oksygenforbruk blir lav. Legg merke til at det bare ble oppnådd en KOF- eller TOC-fjerning på ca. 35% ved lave slambelastninger, mens den tilsvarende fjerning for biokjemisk oksygenforbruk var høyere enn 90%.

Ved å analysere innløps- og utløpsvannet på nitrogenforbindelsene total nitrogen, ammonium og nitrat, vil man kunne bestemme om oksydasjon av nitrogenforbindelser har funnet sted i anlegget og i hvilket omfang. Ut fra støkiometriske beregninger (se side 11) kan man så beregne fjerningen av biokjemisk oksygenforbruk, forårsaket av nitrifikasjonsprosessene.



Figur 13. Oksydasjon og fjerning av nitrogenforbindelser som funksjon av slambelastning ved biologisk rensing av sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

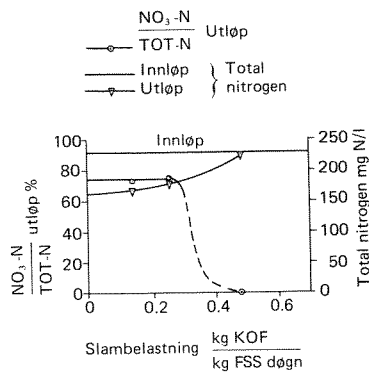
Figur 13 viser forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpsvannet. Betraktes verdiene for total nitrogen i inn- og utløpsvannet, ser vi at ingen fjerning av nitrogen fant sted verken ved rensing av ubehandlet eller kjemisk felt sigevann. Dette betyr at graden for omdanning av ammonium til nitrat (nitrifikasjon) er det samme som forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpsvannet. Figuren viser en høy grad av nitrifi-

fikasjon opp til en slambelastning på ca. 0,3 kg KOF/kg FSS døgn. Ved høyere belastninger faller graden av nitrifikasjon sterkt. Figuren viser også at det ikke er noe forskjell i grad av nitrifikasjon ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann ved samme belastninger.

Med et innhold av total nitrogen på 100 mg N/l i innløpsvannet, og med en omdanning av ammonium til nitrat på 75% som ble oppnådd ved lave belastninger (se figur 11), tilsvarer dette en fjerning av biokjemisk oksygenforbruk på $100 \cdot 0,75 \cdot 4,57 = 342$ mg O/l (se side 11). Dette kommer altså i tillegg til den reduksjon av biokjemisk oksygenforbruk som blir oppnådd ved biologisk oksydasjon av organisk stoff. For sigevann fra Grønmo var dette omtrent 100 mg/l. Ved rensing av sigevann med lave konsentrasjoner av organisk stoff og høye nitrogenkonsentrasjoner skulle dette illustrere nødvendigheten av å benytte tilstrekkelig lave slambelastninger for å oppnå høye renses effekter med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk.

Brånåsdalen

Figur 14 viser forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpsvannet som funksjon av slambelastningen ved rensing av ubehandlet sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass. Punktene som danner grunnlaget for kurvene er gjennomsnittsverdier over forsøksperioden. Kurven viser at forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpet begynner å falle sterkt ved slambelastninger på ca. 0,25 kg KOF/kg FSS døgn. Figuren viser også at en fjerning av total nitrogen på 30–35% fant sted ved de laveste slambelastninger. Tar man dette i betraktning, kan man finne ut at omdanningen av ammonium til nitrater i anlegget ved de lave slambelastninger er høyere enn 90%. Men en konsentrasjon av total nitrogen på 230 mg/l i innløpet, vil en omdanning på 90% av dette til nitrat utgjøre en BOF-reduksjon på $230 \cdot 0,9 \cdot 4,57 = 945$ mg O/l. Biologisk oksydasjon av organisk stoff i sigevannet fra Brånåsdalen utgjorde omtrent 600 mg O/l.



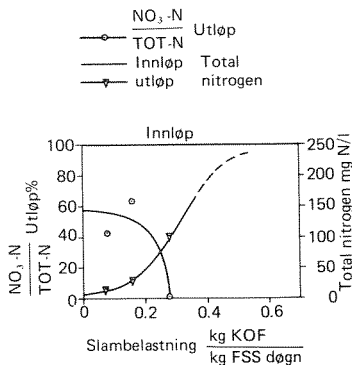
Figur 14. Forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpsvannet samt fjerning av total nitrogen som funksjon av slambelastning ved biologisk rensing av sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass.

Oksydasjon av nitrogenforbindelser utgjør også ved rensing av dette sigevann ved lave belastninger, en større andel av total biokjemisk oksygenforbruk enn oksydasjon av organisk stoff. Forskjellen er imidlertid ikke så stor som tilfellet var ved rensing av sigevann fra Grønmo.

Yggeseth

Sigevann fra Yggeseth hadde en konsentrasjon av total nitrogen på 250 mg/l. Av dette var mindre enn 1 mg/l til stede som nitritt eller nitrat. Nitrogeninnholdet i det ubehandlede sigevann utgjør derfor et potensielt biokjemisk oksygenforbruk på ca. $250 \cdot 4,57 = 1140$ mg O/l. Biokjemisk oksygenforbruk for oksydasjon av organisk stoff utgjør for dette sigevann ca. 4200 mg O/l (se side 11). Bidraget til biokjemisk oksygenforbruk fra oksydasjon av nitrogenforbindelser er derfor mye mindre enn bidraget fra oksydasjon av organisk stoff.

Figur 15 viser forholdet mellom nitrat og total nitrogen samt fjerning av total nitrogen fra utløpsvannet som funksjon av slambelastningen. Figurene viser det interessante at en meget høy nitrogenfjerning fant sted ved lave slambelast-



Figur 15. Forholdet mellom nitrat og total nitrogen i utløpsvannet samt fjerning av total nitrogen som funksjon av slambelastning ved biologisk rensing av sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass.

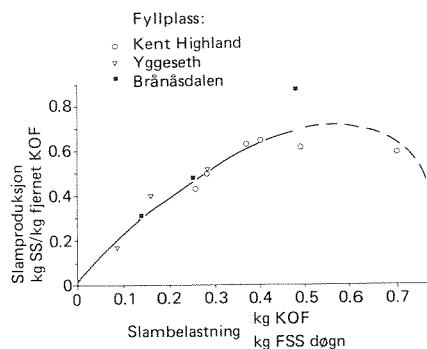
ninger. Ved lave slambelastninger oksyderer ammoniumforbindelsene effektivt til nitrat. Ved at slammet blir stående i sedimenteringsenheten tilstrekkelig lang tid uten lufttilgang, reduseres nitratforbindelsene slik at nitrogen gass drives av (denitrifikasjon). For at denitrifikasjonsprosessen skal kunne gå, må det også være til stede tilstrekkelig lett nedbrytbart organisk stoff. Dette var tilfellet ved rensing av sigevannet fra Yggeseth, men ikke i sigevannsprøvene fra Grønmo og Brånåsdalen.

Ved rensing av de tre undersøkte sigevann, har det vist seg at slambelastninger opp til ca. 0,3 kg KOF/kg FSS dogn kunne benyttes for å få en effektiv oksydasjon av nitrogenforbindelser. Ved høyere belastninger falt effektiviteten sterkt. Denne kritiske slambelastning er omtrent den samme som ble funnet for fjerning av organisk stoff. Fjerning av organisk stoff uttrykt ved kjemisk oksygenforbruk var imidlertid ikke så følsom, idet denne falt mer gradvis ettersom slambelastningen økte.

Middeltemperaturene ved rensing av de tre typer sigevann varierte fra 12,5 til 13,1°C. Ved høyere temperaturer ville en fått oksydasjon av ammoniumforbindelser ved høyere slambelastninger enn 0,3 kg/ KOF/kg FSS dogn.

3. Slamproduksjon – Slamegenskaper

Slamproduksjonen fins ved å måle endringen i mengde slam i luftetanken over en viss tidsperiode. I tillegg kommer mengden suspendert stoff som er ført med i utløpsvannet. Denne slammengde kan da settes i relasjon til fjerning av organisk stoff uttrykt som f.eks. kg suspendert stoff (SS) produsert pr. kg. fjernet kjemisk oksygenforbruk.



Figur 16. Slamproduksjon som funksjon av slambelastning.

Figur 16 viser slamproduksjonen som funksjon av slambelastningen ved rensing av sigevann fra Kent Highland, Brånåsdalen og Yggeseth. Slamproduksjonen pr. kg fjernet kjemisk oksygenforbruk øker lineært opp til en belastning på ca. 0,4 KOF/kg FSS dogn. Ved høyere belastninger er overbelastning inntrådt slik at slammet vaskes ut.

Den lave slamproduksjon ved de lave belastninger skyldes endog respirasjon eller populært sagt at slammets mikroorganismer dør eller spiser hverandre på grunn av mangel på tilstrekkelig føde.

Ved rensing av sigevann fra Grønmo ble det funnet en minimal eller betydelig økning i aktivslamkonsentrasjonen i luftetankene. Grunnen til dette var at sigevannet var meget tungt nedbrytbart med den følge at lite var tilgjengelig for mikrobiologisk vekst.

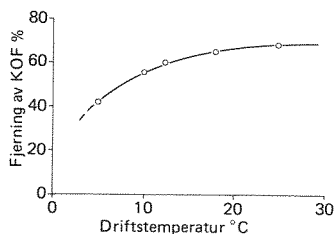
Ved rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo sedimenterte det aktive slam meget raskt, men vannfasen inneholdt finfordelte små slampartikler som ikke sedimenterte. Det rensede vann inneholdt derfor relativt høye konsentrasjoner av suspendert stoff. Ved lave slambelastninger (mindre enn ca. 0,3 kg KOF/kg FSS døgn) var utløpsvannets innhold av suspendert, henholdsvis flyktig suspendert stoff omtrent 60 og 25 mg/l. Ved tilsvarende rensing av kjemisk felt sigevann fra Grønmo var innholdet av suspendert og flyktig suspendert stoff i utløpsvannet ved lave belastninger ca. 30 og 20 mg/l. Det høye innhold av suspendert stoff i utløpsvannet ved rensing av det ubehandlede sigevann skyldes sannsynligvis et høyt jerninnhold i forhold til konsentrasjonene av organisk stoff.

Ved rensing av ubehandlet sigevann fra Brånåsdalen, inneholdt også det rensede vann omtrent samme konsentrasjoner av suspendert og flyktig suspendert stoff som ved rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo. Derimot ved rensing av ubehandlet sigevann fra Yggeseth ved lavere slambelastninger enn ca. 0,1 kg KOF/FSS døgn, inneholdt utløpsvannet så lave konsentrasjoner av suspendert stoff som 15 mg/l. Ved økende slambelastninger økte konsentrasjonene av suspendert stoff sterkt.

For alle de undersøkte sigevann var både avvannings- og sedimenteringsegenskapene av det aktive slam gode.

4. Lave temperaturers innflytelse på rensesprosessene

Sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass ble forsøkt renses etter aktivslammetoden ved forskjellige temperaturer. Rensingen foregikk ved temperaturene 5, 10, 10–14, 18 og 25°C og slambelastning 0,16 kg KOF/kg FSS døgn. På grunn av lang aklimatiseringstid ved de laveste



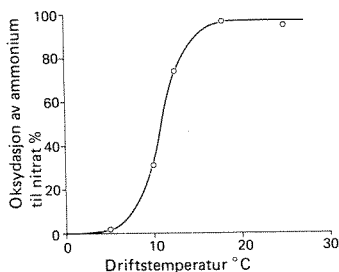
Figur 17. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av driftstemperatur.

temperaturer ble forsøkene kjørt i 10 uker. På grunn av en del snøsmelting i perioden var konsentrasjonene av organisk stoff i sigevannet uttrykt som kjemisk oksygenforbruk forholdsvis lave. Disse varierte fra 620 til 840 mg O/l med en middelværdi på 730 mg O/l. Middelværdien av total nitrogen var 230 mg N/l hvorav praktisk talt alt forelå som ammonium.

Figur 17 viser den gjennomsnittlige fjerning av kjemisk oksygenforbruk som ble oppnådd som funksjon av temperaturen. Figuren viser at fjerningen av kjemisk oksygenforbruk er svakt fallende ned til 10–15°C. Ved lavere temperaturer faller effektiviteten sterkt.

Oksydasjon av nitrogenforbindelser er imidlertid mye mer temperaturømfintlig enn oksydasjon av organisk stoff. Effektiviteten av oksydasjon av ammonium til nitrat (nitrifikasjon) som funksjon av temperaturen er vist i figur 18. Figuren viser at ved lavere temperatur enn 15–18°C faller graden av nitrifikasjon sterkt. Ved 5°C foregår det en ubetydelig nitrifikasjon. Kurven i figur 16 er også avhengig av belastningen. Ved økende slambelastning forskyves kurven mot høyre, og ved lavere belastninger mot venstre.

Ved 18 og 25°C ble den gjennomsnittlige grad av nitrifikasjon funnet til 95%. Ved 10°C var den falt til 31%. Med et innhold av ammonium på 230 mg N/l blir derfor fjerningen av biokjemisk oksygenforbruk forårsaket av nitrifikasjon $0,95 \cdot 230 \cdot 4,57 = 998$ mg O/l, og $0,31 \cdot 230 \cdot 4,57 = 326$ mg O/l ved henholdsvis 18 og 10°C.



Figur 18. Grad av nitrifikasjon som funksjon av driftstemperatur.

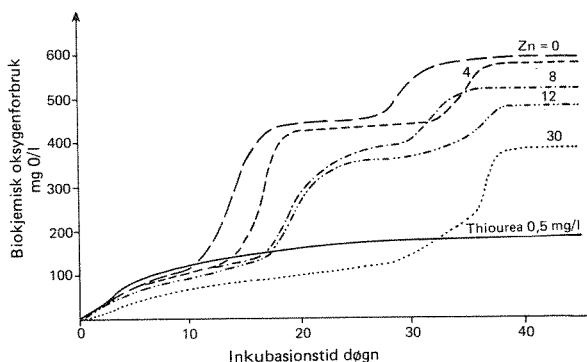
For sigevann med høye ammoniumkonsentrasjoner skulle dette illustrere betydningen av tilstrekkelig høye temperaturer eller lave slambelastninger for å oppnå gode renses effekter med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk.

5. Tungmetallers innflytelse på biologisk rensing

Giftigheten av tungmetaller på biologiske prosesser er i første rekke avhengig av i hvilken form og konsentrasjoner de er tilstede, nærvær av andre tungmetaller og kompleksbindende organiske og uorganiske stoffer. Av størst viktighet er kanskje løsningsenes pH. Ved synkende pH-verdier vil løseligheten av metallene øke slik at giftigheten også øker. Ved biologisk rensing av ubehandlet sigevann vil giftpåvirkningene fra tungmetaller være meget komplekse.

Jernet i sigevannet vil ved en form for simultanfelling kunne felle ut en del av tungmetallene slik at de ikke blir tilgjengelige for mikroorganismene. De høye pH-verdier som man vanligvis har i luftetanken ved rensing av sigevann, reduserer også løseligheten og giftpåvirkningene betraktelig.

Måling av giftighet kan f.eks. måles ved respirasjonsforsøk. Figur 19 viser resultatene fra en BOF-test av sigevann fra Grønmo tilsatt forskjellige doser av sink fra 4 til 30 mg Zn/l. Den heltrukne kurve gjelder for en prøve hvor man har hindret oksydasjon av nitrogenforbindelser ved å tilsette 0,5 mg thiourea pr. liter. Denne kurve angir derfor bare biokjemisk oksygenforbruk av organisk stoff. Kurvene viser at ved høye sinkdoseringer får man en forsinkelse av



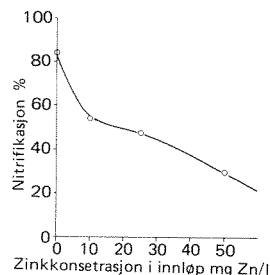
Figur 19. Biokjemisk oksygenforbruk som funksjon av sinktilsetning og inkubasjonstid.

nitrifikasjonsprosessene og en reduksjon av absoluttverdien for biokjemisk oksygenforbruk. Ved sinkdoseringer på 30 mg/l viser figuren at man får en vesentlig giftpåvirkning. Ved en inkubasjonstid på 40 døgn blir reduksjonen i biokjemisk oksygenforbruk 35%. De lavere sinkdoseringer i området 4 til 8 mg/l gir relativt lave giftvirkninger. Giftvirkningene gir seg først og fremst utslag i en forsinkelse i nitrifikasjonsprosessene.

BOF-prøvene i figur 19 ble først fortynnet 1 + 6 og deretter tilsatt sink til de angitte nivåer. Ved biologisk rensing av sigevann vil trolig giftvirkningene være lavere enn resultatene fra figur 19 angir, fordi ved ufortynnet sigevann vil jernkonstruksjonene tilgjengelig for felling og kompleksbindende stoff være større.

Ved rensing av sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass ble sink tilsatt i konsentrasjonene 10 og 30 mg/l. Råvannet som ble benyttet er det samme som angitt i tabell 1, side 9. Slambelastningen som ble benyttet ved forsøket, var 0,28 kg KOF/kg FSS døgn og midlere driftstemperatur 13°C. Ved denne lave temperatur og relativt høye belastninger, foregikk ingen oksydasjon av nitrogenforbindelser verken i anlegget uten sinktilsetning eller hvor det ble tilsatt 10 og 30 mg sink pr. l. Alle resultater viste at sink-konsentrasjoner så høye som 30 mg/l ikke hadde noen negative effekter på rensesprosessene. Fjerningen av kjemisk oksygenforbruk lå for alle anleggene i området 95–97%.

Giftvirkningene av både sink og kobber ble undersøkt ved rensing av sigevann fra Brånåsdalen søppelfyllplass. Fire forsøksanlegg ble kjørt i parallell med tilsats av sink slik at konsentrasjonene totalt ble 0, 10, 25 og 59 mg/l. På slutten av forsøksperioden som varte i 5 uker ble kobber tilsatt de samme anlegg til konsentrasjonene 10, 25 og 50 mg/l. For å unngå for store additive effekter fra de to tungmetallene sink og kobber, ble de høyeste kobberdoser tilsatt anleggene som tidligere hadde blitt drevet med de laveste sinkdoser. Forsøkene ble drevet ved en slambelastning på 0,14 kg KOF/kg FSS døgn og midlere temperatur 12,3°C.



Figur 20. Nitrifikasjon som funksjon av sinktilsetning.

Det ubehandlede sigevann hadde i middel en verdi av kjemisk oksygenforbruk på 730 mg/l. Jern- og sinkkonsentrasjonene var i middel 75,7 og 6,7 mg/l. De øvrige tungmetaller kobber, krom, kadmium, bly og nikkel var tilstede i lavere konsentrasjoner enn 0,1 mg/l.

Forsøkene viste at sinkkonsentrasjonene på 10 og 25 mg/l hadde ingen eller ubetydelig virkning på oksydasjon av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk. Sinkkonsentrasjonen på 50 mg/l ga en reduksjon i fjerning av kjemisk oksygenforbruk på 5–10% (fra ca. 70 til 60–65%).

Sink viste seg imidlertid å ha langt mer negative virkninger overfor oksydasjon av nitrogenforbindelser. Dette betyr indirekte at sink har større innvirkning på fjerning av biokjemisk oksygenforbruk enn kjemisk oksygenforbruk. Figur 18 viser at omdanningen av ammonium til nitrat reduseres fra ca. 80% til ca. 55% ved en sinktilsetning på 10 mg/l. Med et total nitrogeninnhold på 230 mg N/l betyr dette at BOF-fjerningen blir $230 \cdot (10,80 - 0,55) \cdot 4,57 = 260$ mg O/l lavere ved en tilsats på 10 mg sink på 1 enn ved ingen sinktilsats. Ved økende sinkdoser viser figur 20 et økende fall i graden av ammoniumomdanning. Som tidligere understreket vil resultatene særlig når det gjelder oksydasjon av nitrogenforbindelser være sterkt temperatur- og belastningsavhengige.

Tilsats av kobber viste seg å ha en langt mer negativ virkning enn sink både for oksydasjon av organisk stoff og nitrogenforbindelser. Ved fjer-

ning av organisk stoff uttrykt som kjemisk oksygenforbruk viste kobberkonsentrasjoner på 10 mg/l liten eller ingen innvirkning. Derimot hadde konsentrasjoner på 25 mg/l stor effekt på fjerningen av kjemisk oksygenforbruk. I referanseanlegget (uten tilsats av kobber) viste verdiene for kjemisk oksygenforbruk i innløps- og utløpsvannet 740 og 370 mg O/l. Ved kobberkonsentrasjoner på 25 mg/l var kjemisk oksygenforbruk i utløpsvannet øket til 540 mg/l. Ved kobberkonsentrasjoner på 50 mg/l var utløpsvannets KOF-verdi så høy som 600 mg/l.

Oksydasjon av nitrogenforbindelser ble også hemmet vesentlig av kobber. Ved kobberkonsentrasjoner på 25 mg/l ble det således funnet en oksydasjonsgrad av ammonium til nitrat på 30%. I anlegget hvor det ikke ble tilsatt kobber, ble oksydasjonsgraden funnet til ca. 53%. Denne lave oksydasjonsgrad som ble funnet uten tilsats av kobber skyldes så lave temperaturer som 10–12°C i slutten av forsøksperioden.

Giftighet av tungmetallene sink, kobber, krom, kadmium, bly og nikkel ble også undersøkt ved oksygenopptakstudier. Resultatene fra disse målinger viste at kobber reduserte oksygenopptakene mest. Dernest var nikkel og bly giftigst.

Resultatene viser at sigevann med relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller kan bli rensert biologisk med aktivslammetoden. Av de giftige tungmetaller er vanligvis sink til stede i de høyeste konsentrasjoner. Dette tungmetall er også forholdsvis lite giftig, slik at høye konsen-

trasjoner kan tolereres før man får en betydelig reduksjon i renseeffektene av organisk og oksygenforbrukende stoff. Giftigheten er sterkt avhengig av både belastning og temperaturer. Dette gjelder særlig ved oksydasjon av nitrogenforbindelser som for sigevann kan utgjøre en stor andel av total biokjemisk oksygenforbruk.

Bilag 3

Anaerob rensing av sigevann fra Cedar Hills Landfill

For sigevann med meget høye konsentrasjoner av organisk stoff, vil anaerob rensing komme på tale.

Sigevann fra Cedar Hills landfill ble forsøkt rensed ved anaerobe filtere. Ved tilstrekkelig lave belastninger viste det seg at sigevannet innsamlet både under tørrværs- og regnværsperioder kunne bli rensed med høye renses effekter men hensyn på organisk stoff. Sigevannsprøvene som ble rensed anaerobisk, er identiske med de som er gitt i tabell 1. Figur 21 gjengir noen av de viktigste resultater som ble oppnådd i et av filterene ved rensing av sigevann innsamlet under en tørrværsperiode. Kjemisk oksygenforbruk ble redusert fra 38 000 mg O/l i innløpsvannet til ca.

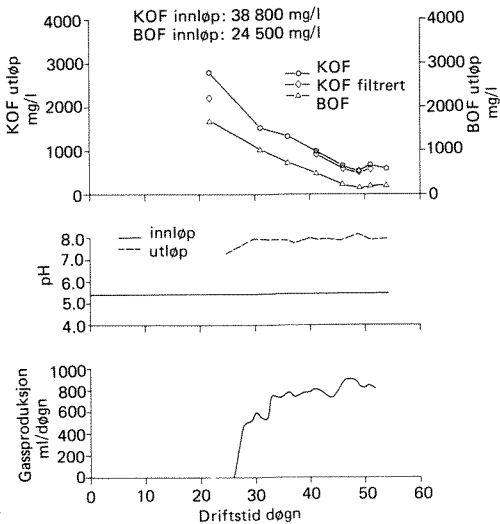
600 mg O/l i det rensede vann. Belastningen var 0,25 kg KOF/m³ døgn og driftstemperaturen 22°C. For å sammenligne den anvendte organiske belastning med belastningsuttrykk brukt i aktivslamprosessen tilsvarer belastningen ovenfor en slambelastning på 0,1 kg KOF/kg FSS døgn. Vi har da forutsatt et innhold av flyktig suspendert stoff i aktivslamanleggets luftetank på 2500 mg/l.

Figur 21 viser at det tok ca. 6 uker før utløpsvannet begynte å vise noenlunde stabile verdier for kjemisk- og biokjemisk oksygenforbruk. Dette skyldes i første rekke den lange oppholdstiden som er nødvendig for å rensed dette sigevannet med unormalt høye konsentrasjoner av organisk stoff. Kurven for gassproduksjon i samme figur viser god overensstemmelse med fjerningen av organisk stoff.

Figur 21 viser en høy økning av pH gjennom filteret. Dette skyldes i første rekke nedbrytningen av de organiske syrer i det ubehandlede sigevann. Utløpsvannets innhold av suspendert og flyktig suspendert stoff var normalt høyere enn henholdsvis 100 og 50 mg/l. På grunn av utløpsvannets store innhold av suspendert stoff kan det komme på tale med en form for etterbehandling før det rensede vann slippes ut i resipient.

Det samme sigevannet som omtalt ovenfor ble også forsøkt rensed i anaerobe filtere med en organisk belastning på 0,73 kg KOF/m³ døgn. Ved denne belastning virket ikke filterene. pH i utløpsvannet viste verdier under 6,0, hvilket skulle antyde at belastningen var for høy til at de metanproduserende bakterier skulle kunne funksjonere.

Sigevannet fra Cedar Hills landfill innsamlet under regnværsperioder viste også at det med



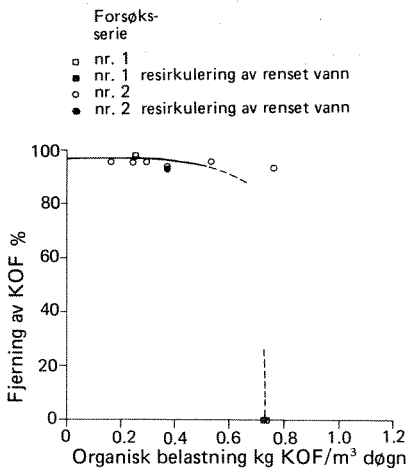
Figur 21. Resultater fra anaerobisk filter. Organisk belastning 0,25 kg KOF/m³ døgn, driftstemperatur 22°C.

gode resultater kunne renses med anaerobe filtere. Organiske belastninger helt opp til 0,76 kg KOF/m³ døgn ga gode renseseffekter med hensyn på organisk stoff. Figur 22 viser de gjennomsnittlige resultater som ble oppnådd for fjerning av organisk stoff som funksjon av organisk belastning. Forsøksserie nr. 1 og nr. 2 gjelder for rensing av sigevann, innhentet under en tørrværsperiode henholdsvis en nedbørsperiode (se tabell 1 side 9). For om mulig å utnytte filterkapasiteten bedre, ble det ved to av forsøkene forsøkt å resirkulere rensed sigevann tilbake til filteret. Figur 22 viser at det ikke ble oppnådd bedre renseseffekter eller at filteret kun-

ne belastes høyere ved å resirkulere deler av det rensede sigevann. Årsaken til dette er muligens at den såkalte stempelstrømning mistes ved resirkuleringen og at det inngående vann blir fortynnet med rensed sigevann.

Figur 22 viser at filterene i forsøksserie nr. 1 var overbelastet ved en organisk belastning på 0,73 kg KOF/m³ døgn. I forsøksserie nr. 2 ble det imidlertid oppnådd høye renseseffekter med hensyn på kjemisk oksygenforbruk ved organisk belastning 0,76 kg KOF/m³ døgn. Årsaken til dette er at filterenes innhold av aktive organismer øker med tiden, slik at belastningen uttrykt som vektenhet organisk stoff pr. vektenhet aktive mikroorganismer og tidsenhet synker med driftstiden. Dette ga seg også utslag i suspendert og flyktig suspendert stoff i det rensede vann, idet dette økte betraktelig mot slutten av siste forsøksserie. Av og til må man derfor tappe noe av slammet fra filterene for å unngå for høye konsentrasjoner av suspendert stoff i det rensede vann.

Tabell 8 viser innholdet av suspendert og flyktig suspendert stoff samt tungmetallkonsentrasjoner i slammet fra de tre anaerobiske filtere. Prøvene ble tatt etter at rensesforsøkene var avsluttet. Tabellen viser meget høye konsentrasjoner av suspendert og flyktig suspendert stoff. Organisk belastning pr. vektenhet mikroorganismer blir derfor meget lav sammenlignet med tilsvarende belastning benyttet ved aktivslamlegg.

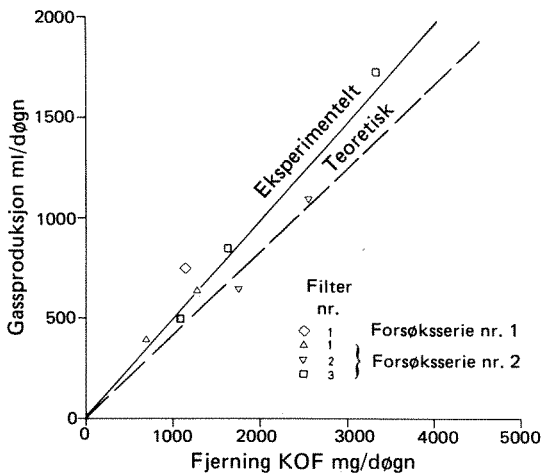


Figur 22. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av organisk belastning.

Tabell 8. Konsentrasjoner av tungmetaller i slam fra anaerobe filtere.

Filter nr.	1		2		3	
	mg/l x)	Vekt %	mg/l	Vekt %	mg/l	Vekt %
Suspendert stoff	68730	100	53760	100	71700	100
Flyktig suspendert stoff	24780	36,0	19980	37,1	26130	36,4
Jern	196,0	0,3	152,0	0,3	192,0	0,3
Sink	174,0	0,25	270,0	0,50	296	0,41
Kobber	65,0	0,09	30,5	0,06	78,5	0,11
Krom, total	20,1	0,03	13,3	0,03	18,7	0,03
Kadmium	2,4	0,004	2,3	0,004	2,8	0,004
Bly	7,5	0,01	6,0	0,01	8,5	0,01

x) mg/l væskevolum.



Figur 23. Gassproduksjon som funksjon av reduksjon i organisk stoff.

Tabellen viser også konsentrasjoner av tungmetaller i slammet fra de tre filtere. Dette skyldes trolig utfelling av tungmetallsulfider som er meget tungt løselige.

Figur 23 viser gassproduksjonen som funksjon av fjerning av organisk stoff i de to forsøksserier. Det teoretiske forhold mellom gassproduksjon og fjerning av organisk stoff er beregnet ut fra det teoretiske kjemiske oksygenforbruk i den produserte metangass. Resultatene viser at de oppnådde og teoretiske verdier stemmer godt overens. Dette viser at gassproduksjonen ved anaerob rensing er et godt mål for fjerning av organisk stoff. Ut fra vannføringsmålinger og gassproduksjon kan man derfor enkelt beregne hvor mye organisk stoff som er fjernet ved de anerober prosesser i filteret.