

Dannelse, utslipp og prøvetaking av sivevann fra kommunalt avfall

Av Ketil Haarstad,
Trond Mæhlum og Per Kraft

Ketil Haarstad, Trond Mæhlum og Per Kraft er ansatt på Jordforsk, Senter for jordfaglig miljøforskning, Ås

Abstract

According to Norwegian experience an annual leachate production of 300-600 mm is to be expected at Municipal Sanitary Waste (MSW) landfills, making the waste relatively wet compared to other parts of the world. This can have a positive influence in a way that the waste is degraded in a relatively short period of time. Compounds specifically important in MSW leachate are typically found in concentrations of COD: 300-10 000 mg/l, TOC: 50-2000 mg/l, Tot-N: 50-500 mg/l (mainly as $\text{NH}_4\text{-N}$), and Tot-P: about 1 mg/l. BOD_7 varies between 50-2000 mg/l. Normally only Fe contribute with significant metal concentrations typically in the order of 20-300 mg/l. Leachate from Norwegian MSW landfills normally contains toxic organic pollutants in low concentrations, but grab samples can show high values eg. of phenols and phthalates, pesticides and others. The content of antibiotics have to our knowledge never been analysed. The content of pathogens can be high,

especially if septic sludge is deposited. We conclude that further work studying leachate surveys and treatment design must have a more standardised basis including a quality assurance program. All survey programs should have a local basis and have a high probability to separate specific runoff episodes.

Sammendrag

Norske erfaringstall antyder en årlig produksjon av sivevann på 300-600 mm, eller ca 35-65 % nedbøren. En såpass stor vannmengde kan være positivt i forhold til kontroll og eventuell drift av renseanlegg for sivevann, idet avfallet kan stabiliseres over en driftsperiode vesentlig kortere enn 100 år. De fyllinger som er omtalt i denne rapporten er i hovedsak ca 20-30 år gamle.

I utgangspunktet bør det være kontinuerlig måling av avrenning, og vannproposjonale prøver eller stikkprøver av konsentrasjoner i sivevann. Vannmengdene bør registreres over et lengre tidsrom før eventuelt

nering av renseanlegg foretas, og dekke alle årstider og inkludere perioder med høy sigevannsavrenning. Prøvetaking bør derfor være hyppigere enn midlere tid mellom større avrenningsepisoder, anslagsvis mellom 5-20 dager i undersøkte norske fyllinger

Sentrale måleverdier av sigevann for et utvalg av norske fyllinger utgjør for KOF: 300-10 000 mg/l, TOC: 50-2000 mg/l, Tot-N: 50-500 mg/l (hvorav hovedandelen er $\text{NH}_4\text{-N}$), Tot-P: ca 1 mg/l, BOF_7 50-2000 mg/l og Fe: 20-300 mg/l, Zn: 0.1-5 mg/l, Pb: 0.03 -15 ppb, Ni: 5-50 ppb, Cd: 0.1-3 ppb og Cu: 10-500 ppb. Hovedforskjellen fra andre typer avløpsvann kan være høyt innhold av oksygenforbrukende organisk stoff, nitrogen som ammonium og jern.

Sigevann fra norske fyllplasser inneholder organiske miljøgifter i generelt lave konsentrasjoner, men enkeltfunn, eksempelvis av nonylfenoler, hydrokarboner og løsemidler kan være høye. Innholdet av patogener i sigevann fra kommunale fyllplasser kan være høyt, både fra fyllplasser med og uten lagring av septikslam og slam fra renseanlegg.

Utslipp fra en kommunal fylling kan deles i to faser, en nedbrytningsfase med produksjon av gass og organiske stoffer i sigevannet med varighet 20-50 år, og en stabil fase (50-500 år) hvor omfang og innhold av utslipp er på et lavere nivå. Første fase egner seg for aktiv rensing, mens den andre fasen kan tilrettelegges for passiv rensing vha naturlige filtre og barrierer mellom fyllingen og sårbare resipienter. Generelt bindes tungmetaller godt til humus og

dimensjosulfider i fyllingene. Det er usikkert om metallene kan mobiliseres senere hvis oksygeninnholdet i fyllingen øker. Sigevannets toksisitet i spesifikke resipienter bør også vurderes i sammenheng med rensing. Slike analyser er ikke vanlige i Norge.

- Videre arbeid med kartlegging og rensing av sigevann bør baseres på en mere standardisert og kvalitetsorientert overvåking
- Overvåking av sigevann bør ha et grunnlag i innledende målinger av sigevannsmengder og -kvalitet ved den enkelte fyllplass
- Gode målinger av vannmengder og sammensetning kan gi detaljert forståelse av fyllingens sammensetning og tilstand
- Overvåkingen bør kunne skille mellom større avrenningsepisoder
- Det er behov for sigevannsprøver fra selve avfallskroppen
- Kunnskap om en fyllings oppbygging og alder, og målinger av sigevannet danner grunnlag for vurdering av rensbehov og metode

Innledning

Det finnes over 3000 registrerte fyllplasser i Norge, hvorav ca 500 er industrifyllinger (SFT, 1991), og mere enn 1000 har kommunalt avfall (Christensen, 1997). Av disse er det nå ca 250 aktive fyllinger. Den totale mengden kommunalt avfall fra husholdningene var i 1997 ca 1.2 millioner tonn (Miljødepartementet, 1997). Det meste av dette avfallet ble lagt direkte i fylling. Det er en økning på ca 3 % økning i

mengden husholdningsavfall pr år. Det er blitt tilført mer enn 60 millioner tonn avfall i kommunale fyllinger (1997). Til tross for økt material- og energigjenvinning produserer vi stadig mer avfall som legges i fylling. Antall aktive fyllplasser er nå i ferd med å reduseres betydelig, men eldre og nedlagte fyllinger vil skape sigevann og miljøfare i lang tid fremover. Det er klare signaler i retningslinjene med krav til fyllplasser om at miljøproblemer knyttet til fyllplassene skal kartlegges bedre og at tiltak skal iverksettes (SFT, 1994). Utover dette forventes EUs kommende direktiv om avfallsbehandling å bli retningsgivende også for Norge gjennom EØS-avtalen.

Nye retningslinjer gir behov for utredninger, særlig knyttet til faktisk forurensnings-potensiale, risikovurdering i forbindelse med sigevann og mulige tiltak for å redusere forurensningene. Pålegg om kildesortering av avfall og innsamling av spesialavfall medfører at tungmetaller og organiske miljøgifter i større grad fjernes fra avfallet før deponering. Ved de enkelte fyllplassene kan gode driftsmetoder gi lavere utslipp med sigevannet. Forbehandling av avfallet for å oppnå et stabilt avfall på relativt kort tid (<30 år) med reduksjon av totale utslipp, som f eks kompostering og forbrenning, er metoder som stadig vinner større utbredelse.

De nye kravene til fyllplasser innebærer blant annet en bedre overvåking fordi sigevannet fra nye deponier må samles opp og gis en eller annen form for lokal behandling før det slippes ut til recipient eller overføres til rensean-

legg for avløpsvann. Fylkesmennenes miljøvernavdelinger er nå i ferd med å utarbeide nye konsesjoner for fyllplasser. Det vil ikke bli tillatt videre drift på fyllinger som ikke tilfredsstiller disse kravene.

Denne artikkelen fokuserer på faktorer som påvirker sigevannets mengde og sammensetning med eksempler fra norske og utenlandske forhold. En annen artikkel i VANN vil omhandle rensing av sigevann.

Dannelse av sigevann

Husholdningsavfall brytes ned og danner sigevann og gass. Prosessene som bryter ned avfallet avhenger av en rekke ytre og indre faktorer, i hovedsak tilgang på luft og vann i fyllinga. Det er vanlig å inndele nedbrytningen av avfallet i en syrefase og metanfase. Syrefasen dannes når organiske stoffer nedbrytes med tilgang på oksygen. Dette gir høy produksjon av varme og løste stoffer i sigevannet. Metanfasen inntreffer ved fravær av oksygen og en økning i pH-verdien, og medfører stor produksjon av gass og mindre utslipp med sigevann. Det er ansett gunstig å fremme forhold som gir metanfase og maksimerer gassproduksjonen i fyllinger. Sigevann dannes av vanntilførsel til fyllingen som har tre hovedkilder: 1) Nedbør som faller på overflaten av fyllingen og trenger ned i avfallet, 2) vann i selve avfallet ved deponering og 3) overflatevann og grunnvann som trenger inn i fyllingen fra omgivelsene. Nedbør og snøsmelting er den viktigste faktoren for dannelse av sigevann.

Når avfallsets kapasitet til å binde vannet overstiges (feltkapasiteten, ca 125 l vann/m³ avfall), perkolerer vannet nedover i fyllingen. På sin vei mot bunnen løser det opp og tar med seg organiske og uorganiske bestanddeler fra avfallet. I Norge er det store sesongvariasjoner med hensyn til når flomtoppene ved fyllplassene kan forventes å komme.

Utslipp fra fyllinger og eventuelle miljøkonsekvenser vil i stor grad avhenge av avfallsets type og alder samt hvordan fyllingen er oppbygd og drives. Eksisterende kunnskap om utslipp fra fyllinger er basert på undersøkelser av kommunale fyllinger med en blanding av husholdnings- og industriavfall. Disse undersøkelser strekker seg maksimalt 20 til 30 år tilbake i tid, noe som er bare en brøkdel av en fyllings «levetid». Eksempelvis har utlekkingsforskning gitt halveringstider for Tot-N og Cl i avfall på henholdsvis 85 og 65 år. Total tidsperiode for potensiell utslipp vil være vesentlig lengre, særlig for metaller (Ehrig 1983).

Sigevannsmengder

De fleste undersøkelser knyttet til avrenning fra fyllplasser har som formål å beregne eller anslå stofftapet via sigevann. SFTs anbefaling til overvåking av sigevannsmengder fra fyllplasser omfatter oppsamling av alt sigevannet med kontinuerlig mengdemåling. Dersom mengdemåler ikke er installert anbefales ukentlig måling til samme klokkeslett. Kjemiske data anbefales analysert minimum 2-4 ganger

pr år basert på lokale forhold. Det er ikke gitt noen anbefalinger om prøvetakingen skal være mengdeproporsjonale blandprøver eller stikkprøver. Metodene for beregning av stofftransporten vil ha forskjellig grad av sikkerhet etter tilgang på hydrologiske data, frekvens av prøvetaking og hvilken instrumentering som er foretatt. Bedre generell kjennskap til hvordan stoffkonsentrasjonen i sigevann påvirkes av nedbørsintensiteten vil også innvirke på hvor omfattende prøvetakingssopplegget bør være.

Generelt krever prøvetaking basert på stikkprøver relativt hyppige målinger av stoffkonsentrasjoner for å oppnå stor sikkerhet fordi det antas at beregnet middelværdi er representativ for hele måleperioden. Stikkprøvene må derfor være mest mulig representative og inkludere ekstreme episoder som flom og tørke. Dagens praksis for beregning av stofftransport fra fyllinger består ofte av noen få stikkprøver av sentrale parametre sammenholdt med meteorologiske data og nedbørsfelt, eller stikkprøver av vannføringsmålinger. Metodene kan imidlertid forbedres ved å ta prøver på rette tidspunkt i forhold til vannføringen. Simuleringsforsøk viser at volumproporsjonal prøvetaking gir et betydelig bedre mål på stofftransporten enn stikkprøvetaking, men medfører usikkerhet pga. lagring av blandprøvene. Dersom stikkprøver skal gi et like godt resultat må det tas prøver svært ofte (Mæhlum og Haarstad, 1997). Norge har et relativt kaldt og fuktig klima. Mange av fyllplassene er etablert med mangelfulle avskjæringer og har

permeabelt toppdekke uten vegetasjon. Målt sigevannsproduksjonen ved norske fyllplasser er i gjennomsnitt 50-200 m³/dag, eller 300-600 mm/år, dvs. omtrent 30-60% av nedbøren, og er derfor relativt stor i forhold til hva som er beskrevet andre steder i Europa. Sett i forhold til eventuell rensing av sigevann er det ønskelig å avskjære alt overvann slik at kun «ekte» sigevann blir rensset. Vannmengden som infiltrerer avfallet bør være tilstrekkelig til at ønsket nedbrytning skjer. Det er et stort potensiale i Norge for å redusere sigevannsmengdene ved å gjennomføre ulike tiltak. Med gode driftsmetoder kan produksjonen av sigevann reduseres betraktelig.

En indikasjon på hvor effektive de avskjærende tiltakene er, kan en få ved å undersøke sammenhengen mellom nedbør og produksjon av sigevann. Ved god avskjæring av nedbøren og riktig deponeringsmetode vil det normalt være en lengre forsinkelse mellom høye verdier for nedbør og høye verdier for avrenning som sigevann. Det er imidlertid viktig å være klar over at denne forsinkelsen ikke forteller om sige-

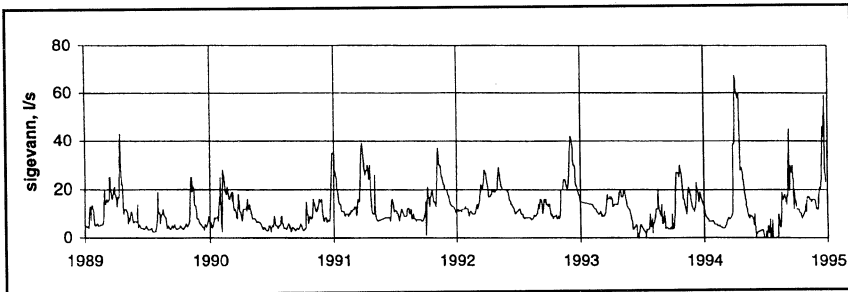
vannets oppholdstid i fyllinga, men heller indikerer en minimum forsinkelse dersom en bestemt nedbørepisode ønskes prøvetatt som sigevann, eks. dersom farlig avfall er deponert på en gitt dato.

Daglige målinger av sigevannsproduksjonen ved Grønmo fyllplass i perioden 1989-94 (figur 1) viser en svakt stigende men statistisk signifikant trend i perioden. Det er generelt lav sigevannsproduksjon om vinteren selv om også store avrenningsepisoder kan foregå vinters tid. Samtidig måling av nedbør og sigevannsproduksjon ved Bølstad fyllplass i Akershus (figur 2) viser at forsinkelse mellom nedbør og avrenning er liten i mars-april og større i perioden juni-august.

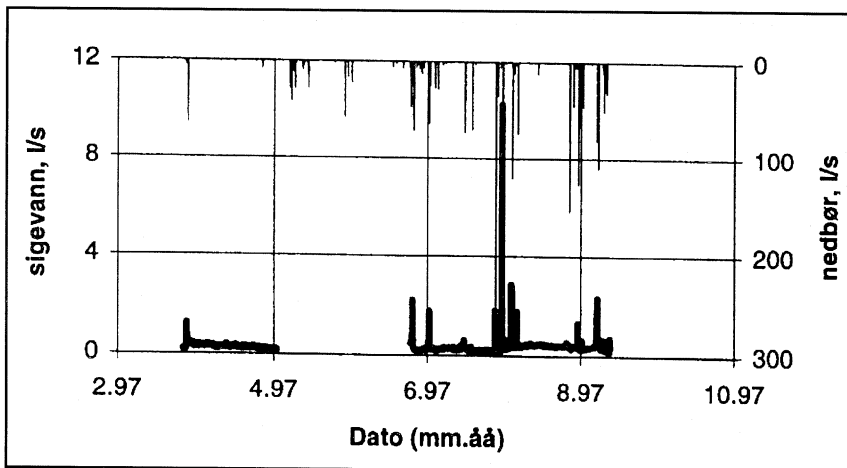
Avrenningskurver etter flomepisoder kan gi informasjon både om endring av vannføring over tid, men også om hvordan nedslagsfeltet er sammensatt. Vanligvis vil en avrenningsepisode etter nedbør avta logaritmisk etter formelen:

$$Q_{(t)} = Q_0 * e^{-a*t}$$

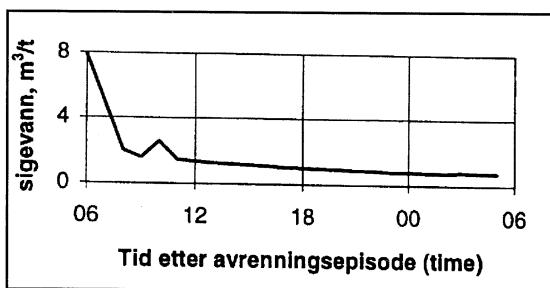
hvor $Q_{(t)}$ = avrenning ved tidspunkt t, Q_0 = avrenning ved flomtoppen, a = ko-



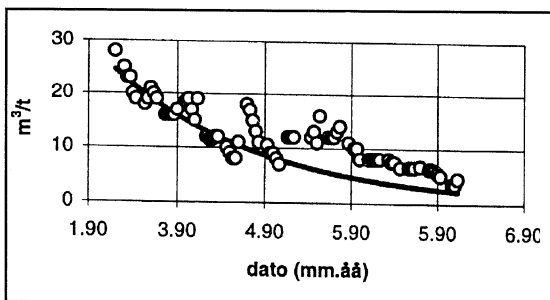
Figur 1. Daglige målinger av sigevann ved Grønmo fyllplass (fangdam A) i perioden 1989-1994.



Figur 2. Kontinuerlige og samtidige målinger av sigevann (venstre akse) og nedbør (ovenfra, høyre akse) ved Bølstad fyllplass i Ås.



Figur 3. Avrenningsepisode ved Bølstad avfallsplass i Ås våren 1997.



Figur 4. Avrenning (sirkler) og logaritmisk tilpassningskurve (strek) etter en flomepisode ved Grønmo fyllplass.

effisient og t =tid. a beskriver hvor hurtig flommen avtar. For avrennings-episoder ved Bølstad fyllplass vist i figur 2 i perioden mars-september 1997 varierer koeffisienten mellom 0.12-0.63. Tiden som medgår fra flomtoppen til avrenningen er redusert til 37 % varierer ved Bølstad fra 2-8 timer. Avrenningens avtagende forløp viser typiske knekkpunkt dersom avrenningen er dominert av ulike fysiske vannvolumer. Kontinuerlige målinger av sigevannsmengder ved Bølstad fyllplass i perioden mars-august 1997 viste 24 flomepisoder over 136 dager, med et midlere intervall på ca 6 dager.

Tabell 1. Tid mellom flomtopper, reduksjon i avrenning etter flom og forsinkelse av sigevann.

Fyllplass	Flomtopper*	Redusert til 37%	Forsinkelse
Bølstad, Ås	6 dager	2-8 timer	0-14 dager
Grønmo, Oslo	14-17 dager	6-34 dager	1-21 dager

* Flomtopper = midlere tid mellom avrenningsepisoder,

Reduksjon = tid fra maksimum avrenning (flom) til avrenningen er redusert til 37% av maksimal verdi.

Forsinkelse = tid mellom nedbørepisode og avrenningsepisode

Figur 4 viser avrenningskurve etter flomtopp ved Grønmo fyllplass. Tiden fra flomtopp til avrenningen var redusert til 0.37 % ved Grønmo varierte fra 6-34 dager, basert på døgnmiddelverdier av avrenningen.

Basert på en enkel visuell vurdering varierte antall «flomtopper» i avrenning av sigevann fra Grønmo fyllplass (fang-

dam A) mellom 20-33 i året, eller omlag 24 i middelverdi. Med jevn fordeling gir dette 14-17 dager mellom hver flomepisode. Dette indikerer at prøvehyppigheten bør være hyppigere enn 14 dager for å kunne skille avrenningsepisoder fra hverandre, og for å øke sannsynligheten for å prøveta en enkelt avrenningsepisode.

Tabell 2. Midlere konsentrasjon av sentrale parametre i sigevann fra ulike avfallstyper (KOF-jern, mg/l, sink og kadmium, µg/l).

	Blandet kommunalt avfall	Blandet avfall mye organisk innhold uten kommunalt avfall	Blandet avfall, lite organisk innhold	Slagg fra forbrenningsanlegg
KOF	2000	3000	500	.200
BOF ₅	500	1000	100	<30
Tot-N	1200	250	50-100	30
NH ₄ -N	1000	230	45-90	25
Jern	IS	-	3	<1
Sink	600	500-10 800	50-900	124
Kadmium	6	-	30-160	2

(Etter Johannessen et al. 1995)

Sigevannets sammensetning

Skjerpede krav om utsortering og gjenvinning av materialer vil endre sammensetningen av avfallet i årene som kommer. Spesielt kan utfasing av våtorganisk avfall komme til å påvirke sammensetningen av sigevannet betydelig. Avfallet tilfører følgende hovedgrupper av forurensninger til sigevannet: Næringssalter (hovedsakelig nitrogen), organisk materiale, jern og tungmetaller, organiske miljøgifter og smittestoff (sykdomsfremkallende bakterier). Den viktigste faktoren som påvirker sigevannets sammensetning er ifølge Hjelm et al. (1995) avfallets sammensetning som gjennom fordelingen av ulike typer av organisk og uorganisk avfall avgjør hvilke biologiske, fysiske og kjemiske prosesser som dominerer sigevannet. Fordelingen av organisk innhold er avhengig av gassproduksjonen slik at maksimal gassproduksjon gir minimalt innhold av C i sigevannet.

Tabell 2 viser typiske verdier i sigevann fra ulike kategorier fyllplasser i EU. Tabell 3 gir en oversikt over sigevannets sammensetning av næringstoff, organiske materiale og tungmetaller fra et utvalg fyllplasser i Østlandsområdet. Konsentrasjonene er angitt i middelverdier. Det er store forskjeller i hvor omfattende datagrunnlaget er for de enkelte parametrene på de ulike stedene, men tabell 3 gir et bilde av hva som er vanlige konsentrasjoner for sigevann i Norge.

Organisk stoff og næringssalter

Organisk og uorganisk stoff foreligger i hovedsak i oppløst form i sigevann. Konsentrasjonen av organisk materiale angis ofte som kjemisk oksygenforbruk (KOF), biokjemisk oksygenforbruk (BOF₇) og total organisk karbon (TOC). BOF-analyser kan gi lave verdier som følge av ekstreme pH-verdier, giftige stoffer i vannet som inhiberer prosessen eller mangel på fosfor. I KOF inngår vanligvis oksidasjon av uorganisk stoff som redusert jern, mangan og sulfider, noe som kan gi relativt stort utslag for sigevann. Organisk stoff i sigevann vil i en ung fylling foreligge som fettsyrer men over tid gå mere over til humussyrer (Christensen et al., 1994).

Humusforbindelser kan være vanskelige å bryte ned i biologiske renseanlegg. Det er også usikkert om slike forbindelser bidrar negativt i resipienten. Bruk av KOF og BOF som renseparametre kan derfor gi et unyansert bilde av miljøgevinsten ved renseprosessen. Økotoksikologiske tester og mutagene tester har internasjonalt fått økende betydning for karakterisering av sigevannets forurensningspotensial.

Nitrogen foreligger vanligvis som ammonium. Som tabell 3 viser, varierer midlere konsentrasjon for de ulike stoffer endel fra fyllplass til fyllplass. Sentrale måleverdier som KOF varierer fra 300-10 000 mg/l, TOC fra 50-2000 mg/l, Tot-N fra 50-500 mg/l (hvorav hovedandelen er NH₄-N) og Tot-P 0.5-2 mg/l. BOF₇ varierer fra ca 50-2000 mg/l.

Tabell 3. Sigevannets kjemiske sammensetning (aritmetisk middel, median for pH) fra et utvalg norske fyllplasser på Østlandsområdet. For samme fyllplass kan det være oppført data fra forskjellige tidsperioder eller for-

Fyllplass	Fylke	År etabl	År ^I Data	pH mS/m	Kond mg/l	KOF mg/l	BOF ₇ mg/l	TOC mg/l	NH ₄ mg/l
Grønmo A ^{II}	Oslo	1975	1995	7,0	391	303	-	83	-
Grønmo B ^{III}	Oslo	1977	1995	7,0	766	857	-	310	-
Grønmo	Oslo	1969	1976	6,8	331	470	320	100	-
Brånåsdalen	Akers	i.o	1976	6,9	321	1 080	870	250	-
Yggeseth	Akers	i.o	1993	7,1	326	900	-	-	108
Yggeseth			1976	5,9	338	9 425	5 250	1 700	-
Isi I	Akers	i.o	1976	7,0	305	825	110	180	-
Isi II	Akers	i.o	1976	6,4	66	590	50	30	-
Taranrød	Akers	i.o	1976	6,2	237	3 455	2 300	800	-
Dal Skog I ^{IV}	Akers	1981	1989	-	1 548	-	-	9 090	645
Dal Skog II			1996	6,3	746	7 105	-	2 484	200
Lørenskog	Akers	1956	1989	-	621	-	-	180	102
Ødegaard	Akers	1993	1996	-	-	-	-	1062	55
Gjerdrum	Akers	1971	1989	-	196	-	-	55	48
Nes, Ræling	Akers	1969	1989	-	699	-	-	2 367	318
Nittedal	Akers	1967	1989	-	361	-	-	115	114
Torud	Akers	1979	1989	-	323	-	-	94	108
Løvås	Akers	1978	1989	-	228	-	-	91	81
Esva ^V	Akers	1993	1995	7,0	10000	14250	325		-
Esva ^{VI}	Akers	1972	1996	7,1	680	2 766	1 355	1 125	173
Bølstad	Akers	1962	1996	7,5	301	405	64,5	170	90
Spillhaug	Akers	1973	1996	-	2 173	-	-	240	60
Bøler	Akers	1989	1996	-	763	2000	430	684	147
Solgård	Østf	1978	1996	7,6	474	510	27	-	202
Rokke ^{VII}	Østf	1968	1996	7,0	390	893	198	234	167
Rebnesskogen	Oppl	1982	1994	-	-	986	47	-	-
Holskogen	A-Agd	i.o	1990	6,9	251	1 231	-	221	187

Referanse: Data er sammenstilt av Mæhlum & Haarstad (1997).

Noter: **I** Siste år som inngår i de sammenstilte data. **II** Sigevann fra stor fangdam. Inneholder mye overvann fra eldre del av fylling m/kommunalt avfall og ny del m/spesialavfall.

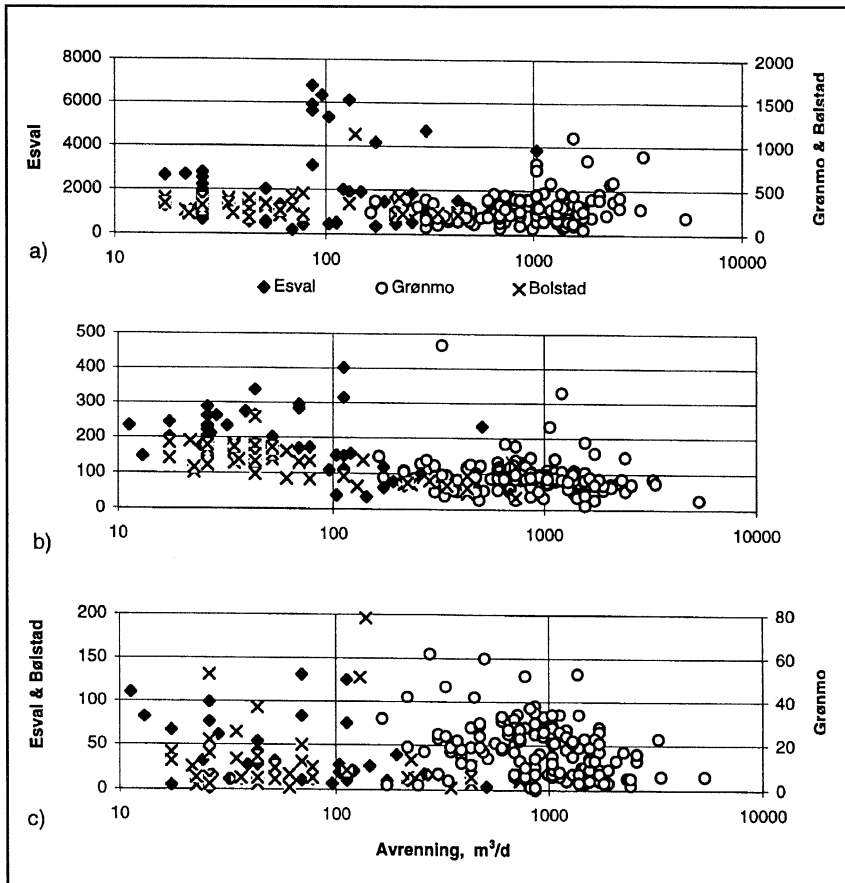
skjellige deler av fyllingen (se noter). For de fleste stoffgruppene er det relativt store standardavvik. Prøvetakingsfrekvensen varierer fra månedlig til noen få prøver pr år. Alle prøvene antas å være stikkprøver.

Tot-N mg/l	Tot-P mg/l	Cl ⁻ mg/l	Fe m/l	Zn µg/l	Cu µg/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Hg µg/l
85	0,7	-	19	500	10	1,04	40	3	15	0,17
252	1,5	-	16	200	20	0,83	50	5	53	0,07
182	0,6	-	68	100	85	0,50	<100	4	23	-
254	1,7	-	78	100	11	0,10	20	1	35	-
330	1,5	239	50	-	-	-	-	-	-	-
250	7,7	-	234	700	22	0,90	30	10	60	-
155	3,3	-	38	100	9	2,00	15	1	27	-
17	1,0	-	12	100	8	0,50	5	1	2	-
156	1,6	-	69	2700	21	0,80	120	15	170	-
-	-	2 236	1 647	22 000	-	-	-	-	200	-
213	1,2	1 290	510	-	-	0,01	-	1	-	0,25
-	-	1 392	135	1 500	-	-	-	-	-	-
105	1,0	-	49	-	-	-	-	-	-	-
-	-	93	217	300	-	-	-	-	-	-
-	-	576	214	2 400	-	-	-	-	-	-
-	-	308	192	1 200	-	-	-	-	-	-
-	-	291	85	1 200	-	-	-	-	-	-
-	-	157	207	1 400	-	-	-	-	-	-
673	0,4	3 100	37	3 000	110	2,00	60	15	70	-
239	1,0	1 000	59	600	20	1,00	24	2	24	0,25
132	0,6	265	39	53	<10	<0,3	23	<5	<10	<0,3
68	0,4	234	78	-	-	-	-	-	-	-
275	1,8	456	38	1 340	23	<10	<100	<75	<50	0,36
222	1,0	319	6	134	-	0,24	-	5	7	0,30
184	5,2	-	-	5 400	-	1,50	-	32	182	0,82
289	1,3	-	22	-	560	<5,0	-	-	38	<1,0
438	1,5	-	29	500	17	3,00	-	33	-	-

III Sigevann fra liten fangdam. Inneholder lite overvann fra fylling m/nyere avfall. **IV** Sigevann fra ny fyllingsdel etablert på tett bunndekke. Lite overvann. **V** Ufortynnet sigevann fra fyllingsfront med nytt avfall (syrefasen). **VI** Blandet sigevann fra fyllingen. **VII** Data fra 1995.96.

Tabell 4. Konsentrasjoner av KOF, Tot-N og Tot-P i sigevann (mg/l). Sammenligning av konsentrasjonene i sigevann og avløpsvann fra Norge.

	Sigevann	Avløpsvann	Sigevann : avløpsvann
KOF	300-10000	350	1-30
Tot-N	50-500	30	2-20
Fe	10-1600	1.8	5-900



Figur 5. Konsentrasjon (mg/l) av a) organisk stoff (KOF), b) nitrogen (Tot-N) og c) jern (Fe) ved ulik avrenning ved Esva (1992-1997), Grønmo (1989-1994), og Bølsta (1988-1997).

Forholdet BOF/KOF varierer fra 0.04-0.5. De høyeste konsentrasjonene antas å skyldes dominerende andel av sigevann fra syrefasen og god oppsamling av sigevann, dvs mindre fortykning av overvann. Figur 5 og 6 viser at det for KOF og N er høye konsentrasjoner ved lav sigevannsproduksjon. Bølstad fyllplass som er liten i forhold til Esval og Grønmo viser en jevnt avtagende konsentrasjon av nitrogen med økende sigevannsmengder.

Tungmetaller

Noen tungmetaller som Fe, Cr, Cu, Mn, Mo og Zn inngår i nødvendige biokjemiske prosesser i mange organismer, men kun i små mengder. Høye konsentrasjoner kan medføre giftvirkning. Andre metaller som As, Cd, Pb og Hg er ikke kjent å ha noen biologisk funksjon i levende organismer og kan være toksiske selv i små konsentrasjoner. Tungmetallene Cd, Pb og Hg er prioritert av SFT begrunnet ut fra giftighet for vannlevende organismer og stor akkumuleringsevne i næringskjedene. Lokale myndigheter og publikum legger ofte vekt på å fjerne jern pga. estetiske problemer med utfelling langs vassdrag. Andre prioriterte tungmetaller er Cu, Cr og Zn. Mengden toksiske metaller (Cd, Cr, Zn, Hg & Pb) kan være 100 ganger høyere i en avfallsfylling enn i naturlig jord (Aulin et al., 1997). Mobilisering av tungmetaller fra fyllinger vil normalt ikke være et akutt miljøproblem, men det er likevel påkrevet å måle tungmetallforurensning. Konsentrasjonen av Fe, Cd og Pb kan være mye høyere i 1995).

vann enn i avløpsvann. Kvikksølvinnholdet er derimot ofte lavere i sigevann enn i avløpsvann. Det er imidlertid viktig å vurdere de totale mengdene av tungmetaller som slippes ut (stofftransporten) da norsk sigevann ofte er betydelig fortyknet. Ofte er mobiliseringen av tungmetaller forbundet med spesielle episoder, som f.eks endring av fuktighets- og redoksforhold i deponiet.

Beregninger av fremtidige metallutslipp fra kommunale deponier er usikre. Metallinnholdet i sigevannet gitt i tabell 3 viser at Fe varierer fra ca 20-300 mg/l, Zn fra 0.1-5 mg/l, Pb fra 0.03-15 ppb, Ni fra 5-50 ppb, Cd fra 0.1-3 ppb og Cu fra 10-500 ppb. Tungmetallkonsentrasjonene fra norske fyllinger er generelt på et lavt nivå i forhold til utenlandske måledata.

Organiske miljøgifter

Organiske miljøgifter er stoffer som kan gi skadeeffekter på naturmiljøet også i små konsentrasjoner. Skader forårsakes av egenskaper som akutt giftighet, liten nedbrytbarhet og høy akkumulering i biologiske systemer. Ved minst 695 av de kommunale fyllingene er det i årenes løp deponert spesialavfall i tillegg til husholdningsavfall.

Av de organiske miljøgiftene som kan finnes i gasser og sigevann fra kommunal avfall er følgende prioriterte av SFT: *Klorerte fenoler, dioksiner, polyaromatiske hydrokarboner (PAH) (tjærestoffer) og polyklorerte bifenyler (PCB)*. En undersøkelse av sigevann i UK konkluderte at det er plantevernmidler som er det største problemet mht organiske miljøgifter i sigevann (DoE,

Tabell 5. Organiske stoffer ($\mu\text{g/l}$) målt i sigevann fra kommunale fyllplasser i Norge, Sverige og Danmark (maksimums- eller middelverdier fra to eller flere prøver).

	Esva	Bølstad	Grønmo 1	Grønmo2	Spillhaug	Bøler	Solgård	Rissa	Sverige	Danmark
Toluen	9,0	1,2	14,4	-	16-200	45	-	-	-	39
Σ -PAH	4,6	1,4	21	3,5	1-5	5	0,2	-	11	35
Σ -PCB	-	<0,01	-	-	-	-	0,06	-	-	-
Σ -Fenoler	145	-	147	35	150	52	110	-	48	400
AOX	400	175	800	900	160	-	-	1 100	900	335
TOC (mg/l)	775	70	83	-	52	200	32	172	-	-
Σ fettsyrer	1 300	0	-	-	0	-	-	-	-	-
Σ plante- vernmidler	10	2	-	-	3	-	-	-	-	-

Data sammenstilt av Mæhlum & Haarstad (1997).

Σ -PAH representerer sum av flere ulike PAH-forbindelser, f.eks. maftalen, asenaftylen, asenaften, fluoren, fenatren, ant-rasen, fluoranten og pyren.

Σ -plantevernmidler = resultat fra 1 stikkprøve hvor >40 midler er analysert- Σ -fenoler = sum fenolstoffer, viktig gruppe med hormonhermende virkning.

Tyskland har en øvre grense på 500 ppb AOX i sigevann ved utslipp (Roth, 1991). Innholdet av organiske miljøgifter i utslipp fra fyllinger vil foruten avfallsbehandlingen og de ytre kjemiske og fysiske forhold avhenge av avfallets sammensetning.

Tabell 5 gir en oversikt over innhold av organiske miljøgifter basert på stikkprøver av norsk sigevann. Sigevann fra kommunalt avfall inneholder organiske miljøgifter, men målte konsentrasjoner har vært lave. Det må understrekes at antall prøver er lavt og spredt over lange tidsperioder. Enkeltfunn eksempelvis av nonylfenoler og løsemidler kan være relativt høye. AOX er en samlebetegnelse for adsorberbare organiske halogener som kan gi en god indikasjon på nivået av problematiske organiske forbindelser. Medisinrester (særlig anitbiotika) er ikke undersøkt i sigevann i Norge, men er funnet i relativt store konsentrasjoner i Danmark, opp til 18 mg/l (Holm et al., 1995). Det finnes over 5000 syntetiske forbindelser med antibiotisk virkning. Foreløpige resultater av analyser av plantevernmidler i sigevann viser funn i alle prøver, høyeste konsentrasjon var 10 mg/l. Det finnes ca 120 godkjente aktivstoffer i plantevernmidler idag, men antall stoffer blir mye større dersom tidligere godkjente midler tas med. Nivået av stoffer med kjent hormonhermende virkning som ftalater ligger mellom 30-150 µg/l i sigevann fra norske fyllinger.

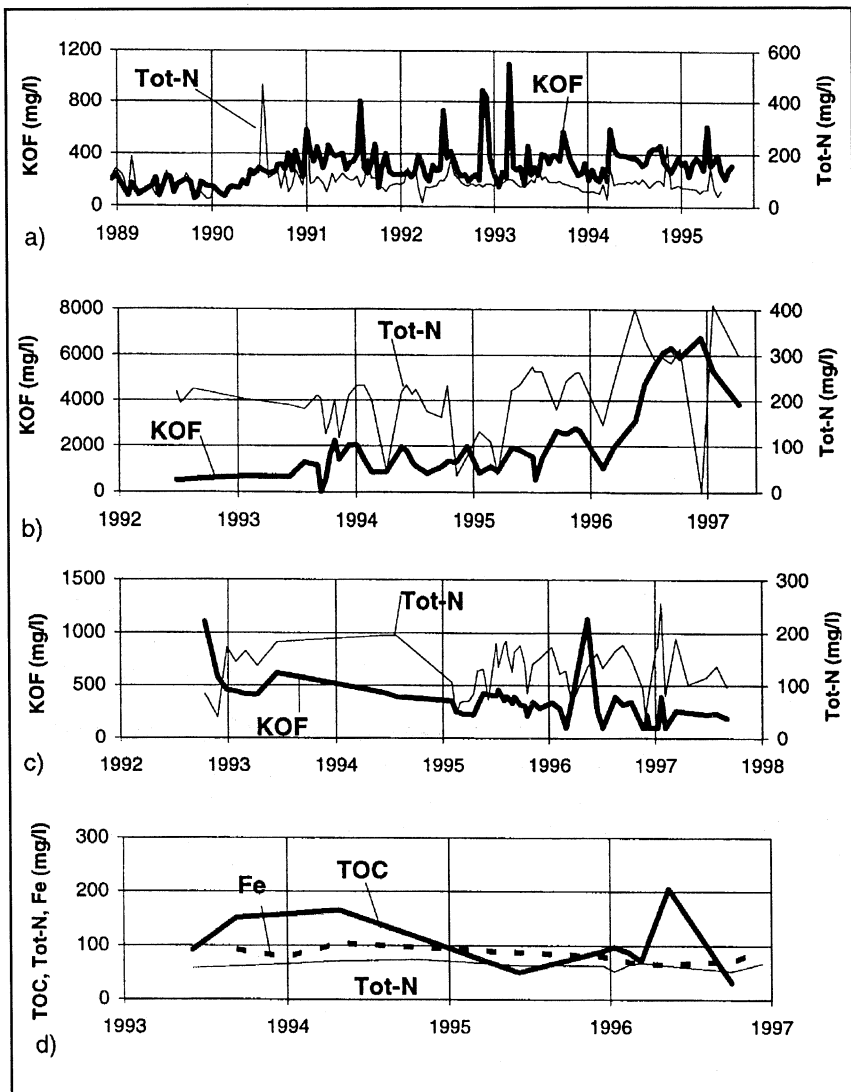
Smittestoff

Det er påvist sykdomsfremkallende

mikroorganismer (patogener) i form av termotolerante koliforme bakterier (>1000E.Coli/100 ml) og fekale streptokokker i sigevann fra norske fyllinger (Mæhlum & Haarstad, 1997). Patogene bakterier som er påvist i sigevann fra utlandet er bl a *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus faecalis*, *Diplococcus pneumoniae*, *Klebsiella pneumoniae* og flere Salmonella-arter. I tillegg til sykdomsfremkallende bakterier kan andre grupper patogener som protozoer, virus og innvollsorm også finnes i avfallsfyllinger (Senior og Shibani 1990). Dette viser at sigevann kan utgjøre en betydelig hygiensk forurensning til både overflatevann og grunnvann. Mulige kilder til patogener er blant annet bleier, kjøkkenavfall, dyreekskrementer, infisert avfall fra helseinstitusjoner, slakterier og septikslam.

Sigevannskvalitet over tid

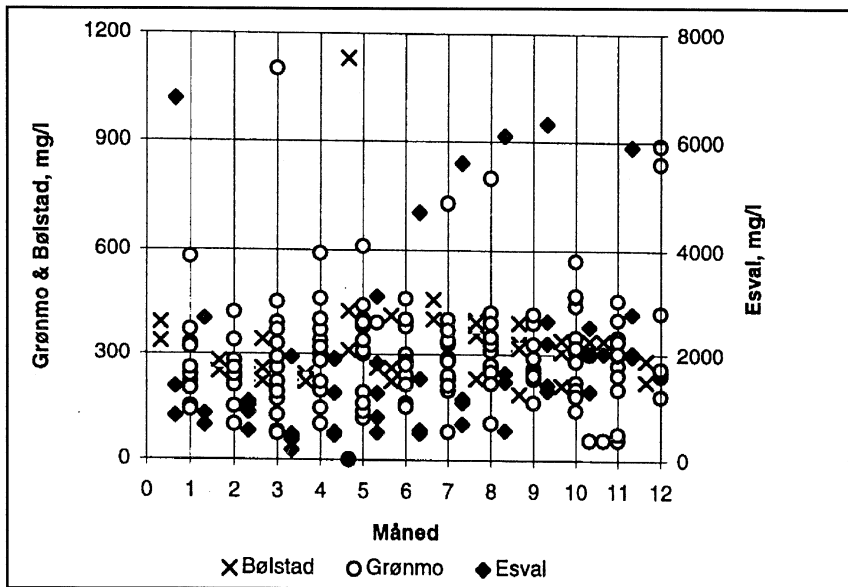
I figur 6 er det gitt eksempler på tidsserier som viser hvordan sigevannet varierer. Sigevannskvaliteten påvirkes foruten av klimafaktorer også av hvilken fase som dominerer sigevannets sammensetning som igjen er styrt av sammensetningen og alder på avfallet. De store variasjonene i konsentrasjoner gjennom året og over en årrekke viser at det kreves grundige undersøkelser av sigevannets sammensetning og oversikt over fremtidige fyllingsstrategi for å komme frem til dimensjonerende data for et lokalt behandlingsanlegg for sigevann. Derfor er det derfor gitt en beskrivelse av de forhold som gir endringer av sigevannet over tid.



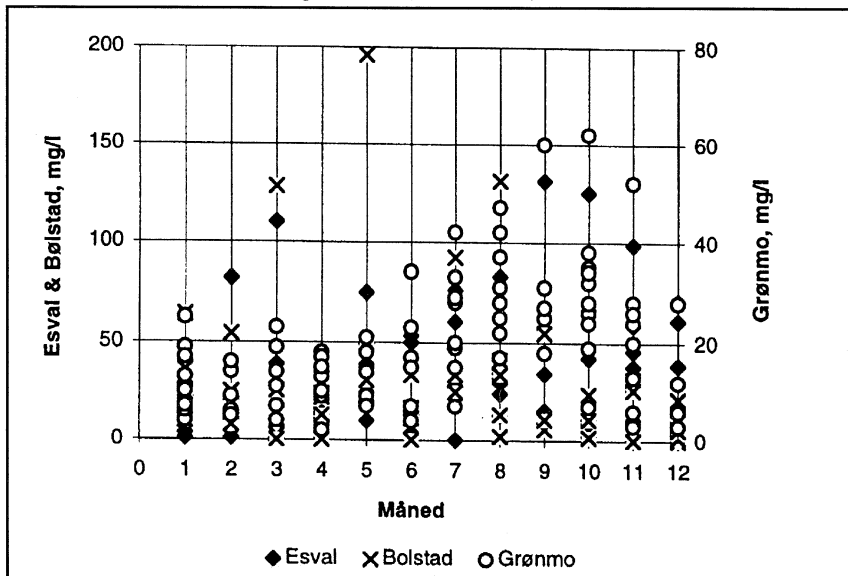
Figur 6. Tidsutvikling av organisk stoff (KOF eller TOC) og nitrogen (Tot-N) i sigevann fra a) Grønmo, b) Esval, c) Bølstad og d) Spillhaug fyllplasser.

Konsentrasjon av organisk stoff og jern i sigevannet til ulike tider på året er gitt i figur 7 og 8. Det er kun Fe som viser statistisk signifikant endring med

årstid, med stigende verdier mot høsten for Grønmo og Esval. Høye konsentrasjoner opptrer ikke systematisk kun for enkelte år.



Figur 7. Sesongvariasjon av organisk stoff (KOF, mg/l) ved Grønmo (1989-1994), Esva (1992-1997) og Bølsta (1988-1997).



Figur 8. Sesongvariasjon av jern (Fe) ved Grønmo (1989-1994), Esva (1992-1997) og Bølsta (1988-1997).

Sigevann fra ulike faser i fyllinga

Nedbrytningen i en fylling går gjennom en rekke faser. Både aerobe og anaerobe prosesser finner sted, men de anaerobe prosessene dominerer. Målinger ved fyllplasser i drift har vist at før metanproduksjon kan starte bør forholdet mellom eddiksyre og alkalitet være riktig, og pH må ikke være for lav (Haarstad 1997). Metanfasen er som regel mye lenger enn syrefasen, men lengden varierer mye (Lindfors 1989). Ulike deler av et deponi gjennomgår både en syrefase og en metanfase, forutsatt at ikke fysiske og kjemiske forhold hindrer prosessene.

Mengdefordelingen mellom gass- og sigevannsproduksjonen avhenger i hovedsak av tilgangen på vann og oksygen i fyllingen. Et sigevann fra avfall i syrefasen er sterkt konsentrert og gir lav gassproduksjon (Ehrig og Scheelhaase 1993, Christensen og Kjeldsen 1995). I syrefasen vil en større andel av tilført organisk stoff lekke ut i sigevannet, og en mindre del som gass. Generelt vil det være gunstig å gjøre syrefasen så kort som mulig. Inndelingen i de ulike nedbrytningsfasene er idealisert og i en kommunal fylling hvor gammelt og nytt avfall er blandet vil bildet kompliseres. Figur 9 viser en tydelig tendens til maksimale konsentrasjoner i sigevannet i fyllinger med en midlere alder, og lavere konsentrasjoner i yngre og eldre fyllinger. Dette er viktig å ta hensyn til ved feks. dimensjonering av renseanlegg.

Økte metallutslipp i eldre fyllinger

Det generelle mål om å oppnå stabile fyllinger med lave utslipp innen kort tid har rettet søkelyset mot langsiktig utvikling av sigevannets konsentrasjoner. Beregninger har vist at det kan ta svært lang tid før innholdet i sigevannet er redusert til bakgrunnsverdier. Dersom kravet om hurtig stabilisering skal etterkommes er det avgjørende at en tilstrekkelig vannmengde kan passere fyllinga. Sigevannet vil fungere både som et reaksjonsmedium og et transportmedium. Det er anslått at en akkumulert sigevannsmengde på ca 3-4 m³ pr. tonn avfall er nødvendig for å oppnå stabile og lave konsentrasjoner av KOF, TOC og Tot-N (Hjelmar et al. 1995). For AOX er sannsynligvis større vannmengder nødvendig.

Etter at avfallet er stabilisert forventes en modningsfase. I denne fasen avtar både den biologiske aktiviteten og gassproduksjonen. Konsentrasjonen av oksygen og andre oksiderende forbindelser kan øke. Organisk materiale er omdannet til humusforbindelser, som kan danne komplekser med metaller som deretter transporteres ut av deponiet med sigevannet. En økning i redokspotensialet kan oksidere metallsulfider til mobile sulfater, noe som også kan føre til økte metallkonsentrasjoner i sigevannet. Kunnskap om modningsfasen er mangelfull.

Utfasing av våtorganiske avfall

Det er innført forbud mot at våtorganisk

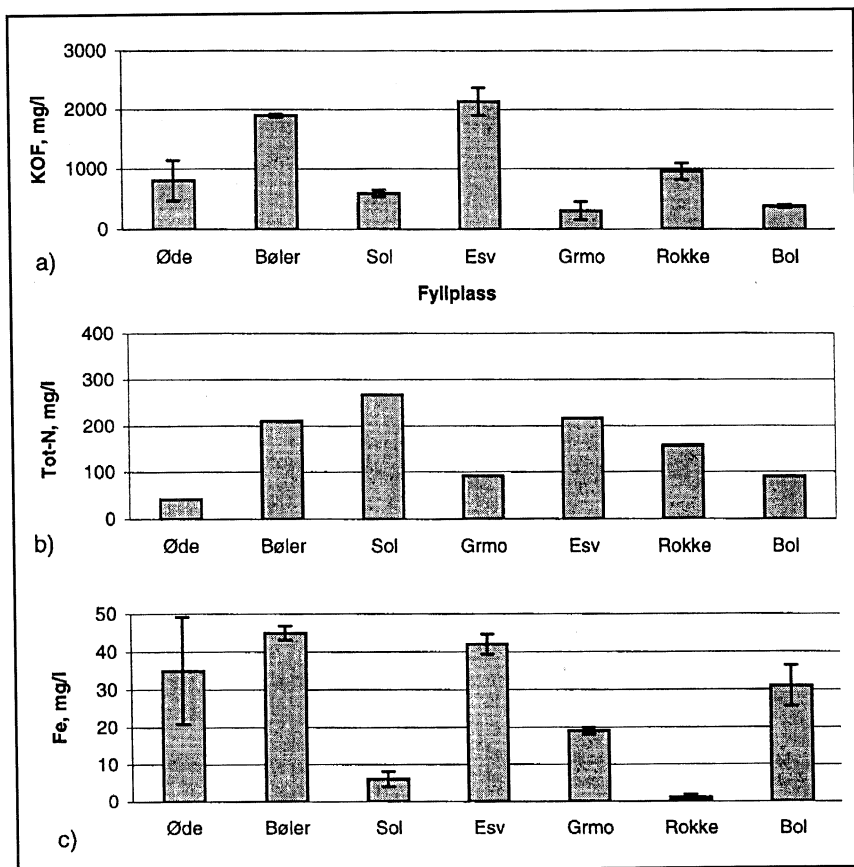
Tabell 6. Alder og type fyllplass for vurdering av midlere innhold av organisk stoff, nitrogen og jern.

	Ødegård	Bøler	Sølgård	Esvål	Grønmo	Rokke	Bølstad
Alder*	3	7	18	24	27	29	34
Aktiv	ja	ja	ja	ja	ja/nei	ja	nei
Antall prøver	15	4	11	51	151	6	33
Måleperiode	1992-96	1996	1995-96	1992-97	1989-95	1996	1992-97

* År siden fyllingen ble åpnet.

avfall tilføres kommunale fyllinger, noe som vil endre fyllingens sammensetning og påvirke sigevannskvaliteten, særlig sett over et lengre tidsrom. Det er få erfaringer med forurensningspotensialet fra fyllplasser hvor organisk avfall gradvis er fjernet. Moderne avfall vil påvirkes av renere teknologi, mindre emballasje og økt gjenvinning og resirkulering. Avfallet vil da få følgende karakteristikk (Hjelmar et al. 1995): Avfallet har gjennomgått en forbehandling der en rekke fraksjoner i hovedsak er sortert bort (papir, organisk stoff, plast mm.), det vil inneholde minimalt med våtorganisk avfall (spesielt det som kommer fra usortert husholdningsavfall), minimalt med spesialavfall (tungmetaller og organiske miljøgifter) og en relativt stor andel av inert avfall (stein, betong, forbrenningsaske, slagg, etc). Sigevann fra en moderne fyllplass kan beskrives ved: Relativt lavt innhold av organisk stoff og nitrogen, av det organiske stoffet er det kun en liten del som er biologisk nedbrytbart, lavt innhold av spormetaller (tungmetaller) og høyt innhold av salter i begynnelsen (hovedsaklig klorider og sulfater).

Sigevann vil etterhvert domineres av humusstoffer som har evne til å binde toksiske metaller på linje med reduserte metallsulfid-forbindelser. Undersøkelser tyder på at bindingskapasiteten til humus i fyllinger er 5 ganger større enn «behovet» basert på innholdet av metaller i avfallet, mens sulfider er anslått å ha en bindingskapasitet 2 ganger metallinnholdet (Aulin et al. 1997, Bozkurt et al. 1997). Det er spekulert



Figur 9. a) Organisk stoff (KOF), b) Nitrogen (Tot-N) og c) Jern (Fe) ved fyllplasser med ulik alder (stigende mot høyre langs x-aksen). Fyllplasser: Ødegaard, Bøler, Solgård, Esv, Grønmo, Rokke og Bølstad, jfr tabell 3.

om at sulfidbundne toksiske metaller kan remobiliseres fra en avfallsfylling etter at de organiske stoffene er nedbrutt. Dette er usikkert dersom humusstoff er mere dominerende i metallbinding enn sulfidforbindelser. Uansett ser det ut til at organisk stoff er viktige i forbindelse med mobilitet av metaller fra fyllplasser (Moreno og Neretnieks 1995).

Forurensningen i sigevannet vil bli betydelig redusert ved utfasing av våtorganisk avfall med størst reduksjon av nitrogen, fosfor og organisk stoff, mindre reduksjoner for tungmetaller ifølge Estensen og Heie (1995). Det er ikke vurdert om utfasing av våtorganisk avfall kan bidra til økt mobilisering av tungmetaller (Pb, Cd og Hg) fra fyllinga på kortere eller lengre sikt. Dersom

metallutslipp blir et problem, kan etableringen av et biomasseproduserende våtmarksområde (f eks en myr, sumpskog eller takrør-sivaks-sump) nedstrøms fyllplassen kunne bidra til å vedlikeholde anaerobe forhold med binding av tungtløselige metaller i det tilvoksende sedimentet, mens andre stoffer (som natrium, kalium og klorid) passerer uten fordrøyning (Lagerkvist, 1992).

Det våtorganiske avfallet vil generelt ha større kapasitet til å binde vann enn annet avfall og har derfor stor betydning for vannhusholdningen i fyllingen. Den høye bindingskapasiteten kan bidra til å dempe effekten av store nedbørmengder og dermed gi en jevnere sigevannsproduksjon. Lengre kontaktid mellom vann og avfall vil imidlertid kunne øke utvaskingen av stoffer.

Sammenstillingen av litteratur og data er finansiert gjennom Jordforsks instituttprogram og program for Naturbasert avløpsteknologi (NAT). Takk til fyllplasseiere for bidrag av nye sigevannsdatabaser.

Referanser

- *Aulin, C., Bozkurt, S., Moreno, L. og Neretnieks, I. (1997)*. The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals. I: Christensen, T., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): Landfill Processes and Waste Pretreatment, Sixth Int. Landfill Symp. Vol. I, CISA, Italy, 267-278.
- *Bozkurt, S. Aulin, C. Moreno, L. og Neretnieks, I. (1997)*. Long term release of toxic metals from waste deposits. I: Christensen, T., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): Landfill Processes and Waste Pretreatment, Sixth Int. Landfill Symp. Vol. I, CISA, Italy, 257-266.
- *Moreno, L. og Neretnieks, I. (1995)*. The influence of humic substances on the long term mobility of toxic metals». I: Christensen, T., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): Landfill Processes and Waste Pretreatment, Sixth Int. Landfill Symp. Vol. I, CISA, Italy, 267-278.
- *Christensen, T.B. (1997)*. Bellona Magazin nr. 5, Oslo.
- *Christensen, T. H., Kjeldsen, P. Albrechtsen, H-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L. og Holm, P.E. (1994)*. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. Critical Reviews in Environmental Science & Technology, 24 (2), 199-202.
- *Christensen, T.H. og Kjeldsen, P. (1995)*. Landfill emissions and environmental impact: an introduction. I: Regulations, environmental impact og aftercare, eds: Christensen, T.M. Cossu, R og Stegman, R. Proceedings Sardinia'95, fifth international landfill symposium, Vol. III. CICA, Italy.
- *DoE. (1995)*. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. UK Department of the Environment, ref. DE0918A/FR1., Wastes technical division, 2 Marsham str., London, SW1P 3EB.
- *Ehrig, H.-J. (1983)*. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management and Research, 1, 53-68.

- *Ehrig, H.-J og Scheelhaase, T. (1993).* Pollution potential and long term behaviour of sanitary landfills. I: Proceedings Sardinia '93, fourth international landfill symposium vol. II., eds: Christensen, T.M., Cossu, R og Stegman, R., CISA, Italy
- *Estensen, A.S.G. og Heie, A. (1995).* Utsortering av avfall, miljømessige konsekvenser. SFT rapport 95:11, TA-1199, ISBN 82-7655-295-1.
- *Filip, Z. og Smed-Hildmann, R. (1988).* Microbial activity in sanitary landfills-a possible source of humic substances in groundwater? Water Sci. Tech 20 (3) 55-59.
- *Haarstad, K. (1997).* Methane in Landfills: production, oxidation and emissions. I: Christensen, T.; Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Environmental impact, aftercare and remediation of landfills, Sixth Int. Landfill Symp. Vol. IV, CISA, Italy, 33-44.
- *Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Knox, K., Ehrig, H.J., Flyvbjerg, J., Winther, P. og Christensen, T.H. (1995).* Composition and management of leachate from landfills within the EU. I: Proceedings Sardinia '95, fifth international landfill symposium Vol. II., eds: Christensen, T.M., Cossu, R. og Stegman, R., CISA, Italy
- *Holm, J.H.; Rugge, K.; Bjerg, P.L. og Christensen, T.H. (1995).* Occurrence and distribution of pharmaceutical organic compounds in the groundwater downgradient of a landfill. Env. Science & Tech., 29, (5) 1415-1420.
- *Lagerkvist, A. (1992).* Anaeroba barriærer - en tankbar strategi for behandling av lakvatten från avfallsupplag. Naturvårdsverket, rapport nr 7, Depå 90.
- *Lindfors, L.-G. (1989).* Metallutlakning från avfallsupplag. Depå-90 nr 1. SNV rapport 3701, RVF-publ nr 89:8.
- *Miljødepartementet. 1997. Miljøfakta* Kortversjon. Ref.: <http://odin.dep.no>.
- *Mæhlum, T. og Haarstad, K. (1997).* Lokal behandling av sigevann. Jordforsk-rapport 18/96, revidert mai 1997. Jordforsk, Ås.
- *Roth. (1991) Wassergefährdende Stoffe.* Trinkwasserverordnung III-11, vom 5 dezember 1990, 15. erg. Lfg. 5/91.
- *Senior, E. og Shibani, S.B. (1990).* Landfill leachate. I: Senior, E. (red) Microbiology of landfill sites. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. ISBN 0-893-4996-6, 81-113.
- *SFT. (1991).* Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn. Registrerte lokaliteter - vedlegg til slutt-rapport. SFT-rapport nr. 91:01B, TA-719B/1991.
- *SFT. (1994).* Krav til fyllplasser. Avfallsplaner. Retningslinjer 94:02 og 94:03.