

Sigevannsproblemer fra søppelfyllplasser

Av lic. techn. Ole Jakob Johansen

Ole Jacob Johansen er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning. Han er siv.ing. (1968) og lic. techn. (1972) fra Norges tekniske høgskole (NTH).

I Norge tar kommunene hånd om en årlig søppelmengde på mer enn 1,6 mill. tonn (1). Det meste av dette henlegges på søppelfyllplasser. Dessverre er de fleste søppelfyllplasser feilaktig lokalisert og dårlig drevet. Dette fører ofte til store skadevirkninger på naturen omkring.

Følgende diskusjon tar for seg vannforurensninger fra søppelfyllplasser og kontroll av disse. Tar man hånd om vannforurensningene, vil man også kunne klare å kontrollere de fleste andre miljømessige ulemper fra søppelfyllplasser.

Hvordan oppstår sigevann?

Sigevann oppstår ved at vann kommer i kontakt med søppelet og løser ut organiske og uorganiske forbindelser. Mengde og sammensetning av sigevann avhenger av vanntilførsel og de nedbrytningsprosesser som foregår inne i fyllingen.

Søppelet som deponeres i en fylling, vil utsettes for en rekke biologiske, fysiske og kjemiske nedbryt-

ningsprosesser. De viktigste faktorer som influerer på nedbrytningen er:

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

Faktor nr. 5 er en funksjon av faktorene 1—4. De faktorer som kontrollerer nedbrytningen, bestemmer også sigevannets mengde og karakter.

Ved rikelig tilgang på oksygen foregår en aerob nedbrytning med stabile sluttprodukter som CO₂ og H₂O. Ved denne nedbrytningen utvikles også meget varme, slik at vann tilført i begrenset mengde vil fordampe. Aerob nedbrytning av søppel vil derfor produsere små sigevannsmengder med relativt lave forurensningskonsentrasjoner. Kompostering av søppel er en teknisk tilretteleggelse hvor man forsøker å oppnå en slik aerob nedbrytning.

Ved deponering i fylling har det vist seg meget vanskelig å oppnå en aerob nedbrytning av søppel. Oksygenforbruk i de ytterste lag av fyllingen og produksjon av CO₂ hindrer en effektiv transport av oksygen inn i fyllingen. Derfor overtar de anaerobe nedbrytningsprosesser relativt raskt.

En fullstendig anaerob prosess skjer i to trinn:

1. Produksjon av organiske syrer.
2. Omdanning av de organiske syrer til hovedproduktene metan og karbondioksyd.

I en fyllplass foregår nedbrytningsprosessene i det første trinnet, og prosessen i det andre trinnet skjer meget langsomt. Da mineraliseringen av det organiske stoff vesentlig skjer i det metanproduserende trinn, vil nedbrytningen av organisk stoff i en fyllplass bli svært begrenset. Mellomproduktene er lettløselige i vann og gir et stort bidrag til konsentrasjonene av organisk stoff. Vannet blir også surere, og derved øker løseligheten av de fleste metaller.

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 der-

etter å avta. 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.

Sigevannets sammensetning.

Vannet som siger gjennom en søppelfylling, vil få høye konsentrasjoner av oppløst organisk og uorganisk stoff. Disse konsentrasjoner kan bli mer enn 100 ganger høyere enn tilsvarende verdier i kommunalt avløpsvann. Det er umulig å forutsi sigevannets mengde og sammensetning. Dette fordi de ytre og indre miljøer er så forskjellig fra fylling til fylling.

Tabell 1 viser sammensetningen av sigevannet fra tre søppelfyllplasser i Østlandsområdet. Analysene gjelder prøver tatt i september 1974. For sammenlikningens skyld er oppført omtrentlige verdier for kommunalt avløpsvann.

Fyllplass A og B drives som konsensjonelt tildekkede, mens C er en fyllplass for oppmalt avfall. Ved fyllplass A er det god kontroll over uønsket vanntilførsel, og det er derfor høyere forurensningskonsentrasjoner i sigevannet. For fyllplasser med dårlig kontroll over vanntilførselen, vil en kunne vente lavere forurensningskonsentrasjoner og store variasjoner, avhengig av nedbør. På grunn av de store sigevannsmengder fra slike fyllplasser vil det totale forurensningspotensialet bli større enn fra en fyllplass med god kontroll over vanntilførselen.

Som det fremgår av tabell 1, har sigevannet fra alle fyllplasser me-

Tabell 1. *Sammensetning av sigevann og kommunalt avløpsvann.*

Parametre	Sigevann fra søppelfyllplass			Vanlig kommunalt avløpsvann	
	A	B	C		
Kjemisk oksygenforbruk ..	mg O/l	9400	490	3740	300
Biokjemisk oksygenforbruk	mg O/l	5200	450	2300	150
Total nitrogen	mg N/l	320	182	156	25
Total fosfor	mg P/l	7,7	0,6	1,6	5
Suspendert stoff	mg/l	520	140	1093	150
Total tørrstoff	mg/l	4164	2963	3162	350
Ledningsevne	$\mu\text{S/cm}$	3380	3310	2370	600
pH		5,3	6,9	6,4	7
Jern	mg Fe/l	234	68	69	1
Sink	mg Zn/l	0,650	0,055	2,650	0,2
Krom	mg Cr/l	0,065	0,050	0,170	< 0,05
Nikkel	mg Ni/l	0,035	0,100	0,120	< 0,05
Kobber	mg Cu/l	0,022	0,005	0,022	0,1
Kalsium	mg Ca/l	400	188	218	50
Magnesium	mg Mg/l	54	6,6	4,0	20
Natrium	mg Na/l	206	462	197	100
Kalium	mg K/l	187	200	214	20
Klorid	mg Cl/l	370	680	340	100
Sulfat	mg SO ₄ /l	100	30	21	50

get høye konsentrasjoner av organisk stoff, nitrogen og jern. Innholdet av totalt tørrstoff er også meget høyt. Sammenliknes totalt tørrstoff og suspendert stoff, fremgår det at oppløst stoff dominerer. Sigevannets innhold av fosfor er lavt. Tungmetallene, med unntak av jern, viser lave konsentrasjoner. Her må imidlertid understrekes at tungmetallkonsentrasjonene i sigevannet fra visse industrifyllninger kan være høye.

Eksempler på vannforurensninger fra søppelfyllplasser.

En søppelfyllplass blir ofte lagt i nedbørfeltet til små bekker, tjern eller grunnvann med bruksinteresser. Vannforurensninger fra søppelfyll-

plasser vil derfor kunne få drastiske følger for resipienten. Går sigevannet ut i overflatevann, kan høyt innhold av organisk stoff gi sterk heterotrof begroing i vassdraget og oksygensvikt i vann med dårlig vannutskiftning. De høye nitrogenkonsentrasjoner vil, som organisk stoff, forbruke oksygen ved at ammonium oksydes til nitrat. Nitrogenforbindelsene er også næringssalter som kan ha sterk innflytelse på eutrof begroing. De høye konsentrasjoner av to-verdig jern skaper også store problemer. Når to-verdig jern oksydes, foregår en utfelling av tre-verdig jern. Dette ødelegger den naturlige bunnflora og fauna og ødelegger fiskens gytemuligheter.

Infiltreres sigevannet i grunnen, vil løsmassenes renskapasitet etter hvert bli oppbrukt. Alvorlige forurensninger av grunnvannet vil derfor kunne oppstå flere år etter infiltrasjonen begynte. Dette vil bli omtalt senere.

Sommeren 1974 startet NIVA et PRA-prosjekt «Rensing av sigevann fra søppelfyllplasser». Ved noen av fyllplassene som ble undersøkt i dette prosjekt, ble også forurensningene i de tilliggende vassdrag studert. Resultatene fra disse undersøkelser er gjengitt i tabell 2. Analyseresultatene gjelder for bekkevann oppstrøms og nedstrøms fyllplassene.

For fyllplass nr. 2, tabell 2, ble det ikke tatt prøver fra bekken oppstrøms fyllingen.

Fyllplass nr. 1, hvor det deponeres oppmalt avfall, produserte store mengder sigevann. Bekkelukningen gjennom fyllingen var utført i betongrør som hadde store lekkasjer. Dette førte til en økt utvasking av forurensningene. I tillegg fantes ikke

avskjærende grøfter for oppsamling av overflatevann fra tilgrensende områder. På det tidspunkt prøvene ble tatt, forårsaket snøsmelting fra områdene omkring at store vannmengder strømmet inn i fyllingen.

Vannanalysene fra bekken nedstrøms fylling nr. 1 er nærmest sjokkerende. Belastningen med organisk stoff, uttrykt som kjemisk oksygenforbruk, har f.eks. økt med mer enn 1500 % sammenliknet med oppstrømsverdiene. Vannføringen i bekken ble målt til 4,4 l/sek. Denne vannføring sammen med verdien for kjemisk oksygenforbruk, viser at fyllplassen avgir en organisk belastning til bekken tilsvarende ca. 600 personekvivalenter. For en fyllplass som denne, hvor man har liten eller ingen kontroll over overflatevann, vil selvsagt forurensningsbelastningen på vassdraget være sterkt influert av klimatiske forhold.

Sterk heterotrof begroing, hovedsakelig av arten *Sphaerotilus natans*, dominerte nedstrøms. Denne

Tabell 2. Analyseresultater av vann fra bekk oppstrøms og nedstrøms søppelfyllplass.

Parameter	Fyllplass	Nr. 1		Nr. 2	Nr. 3	
		Oppstrøms	Nedstrøms	Nedstrøms	Oppstrøms	Nedstrøms
Kjemisk						
oksygenforbruk	mg O/l	9,1	152	492	19,5	103
Total nitrogen	mg N/l	1,6	10,0	56	7,2	27,6
Farge	mg Pt/l	60	405	3800	223	186
Turbiditet	JTU	2,8	7,0	45	6,5	5,5
Ledningsevne	μS/cm	65	260	1300	165	930
Jern	mg Fe/l	0,09	8,8	38,8		
Klorid	mg Cl/l	7,2	26	200	15,0	170

begroing gjenspeiler høyt innhold av organisk stoff i bekkevannet. Jernavsetninger, forårsaket ved oksydasjon fra to- til tre-verdig jern, var også betydelige.

Fyllplass nr. 2 er en såkalt konsjonell kontrollert fylling. Bekkelukningen gjennom fyllingen var, som for fyllplass nr. 1, utført i betongrør. Lekkasjene i disse forårsaket rystende forurensninger i bekken nedstrøms fyllplassen, noe som gjenspeiles i analyseresultatene. Gjør man tilsvarende beregning som for fyllplass nr. 1, finner man ut at sigevannet fra søppelfyllplassen tilsvarer en organisk belastning på ca. 2000 personekvivalenter. Nedstrøms fyllplassen, der bekken hadde en vannføring på ca. 5 l/sek., viste analyse av vannprøver at det var et kjemisk oksygenforbruk tilsvarende 2—3 ganger normalverdier for kommunalt avløpsvann. Det var sterk heterotrof begroing og jernutfelling.

Fyllplass nr. 3 som også er en konsjonell kontrollert fylling, har noe bedre kontroll av overflatevann enn tilfellet er med fyllplass nr. 1 og 2. Analyseresultatene nedstrøms er fra

en av sidebekkene. Sigevannet siger ned i grunnen under fyllingen og kommer til syne i bekken nedstrøms fyllingen og gir her en kraftig forurensningsbelastning. Fyllingen har drengsystem for oppsamling av sigevann, men mangler tetningslag i bunnen. Noe av sigevannet renner derfor ned i vanngjennomtrengelige masser eller bergsprekker og kommer i kontakt med vassdraget nedenfor fyllingen.

Bekkene nedenfor fyllplass nr. 3 munner ut i et tjern. Forurensningsbelastningen på tjernet er blitt så stor at de dypere vannmasser er oksygenfrie.

I Norge fins få opplysninger om forurensning av grunnvann fra søppelfyllinger. I utenlandsk litteratur er imidlertid problemet ofte omtalt. Ved en søppelfyllplass i USA, plassert på løsmasser med høyt grunnvannsnivå, ble det foretatt undersøkelser av grunnvannet 15 år etter at fyllplassen ble tatt i bruk (2). Grunnvannet ble undersøkt i flere forsøksbrønner. I tabell 3 er gjengitt middelverdien fra to brønner, den ene ovenfor og den andre 1,6 km nedenfor fyllingen.

Tabell 3. *Analyseresultater av grunnvann oppstrøms — og nedstrøms søppelfylling.*

<i>Parameter</i>		<i>Oppstrøms</i>	<i>Nedstrøms</i>
Total hardhet	mekv/l	6,2	12,0
Alkalitet	mekv/l	5,5	8,7
Kalsium	mg Ca/l	95	178
Magnesium	mg Mg/l	17	37
Natrium	mg Na/l	75	165
Klorid	mg Cl/l	73	263
Sulfat	mg SO ₄ /l	74	115

Dette viser at grunnvannet 1,6 km nedenfor fyllplassen er sterkt forurenset av sigevann. Med den høye forurensningsbelastning makter ikke løsmassene i lengden å ta hånd om selvrensningen.

Kontroll av sigevannsproduksjon.

Den ideelle metode for å forebygge at søppelfyllplasser avgir sigevann, er å hindre vann i å komme i kontakt med søppelet. De tekniske tiltak som må iverksettes for å hindre dette, er i første rekke avhengig av fyllplassens lokalisering. For fyllplasser lokalisert på f.eks. myrområder, permeable løsavsetninger, vannførende dalsøkk etc., må man vanligvis utføre kostbare tekniske inngrep for å oppnå en tilstrekkelig kontroll av sigevannsproduksjonen.

Vann kan tilføres en fylling på følgende måter:

1. Nedbør direkte på fyllingen.
2. Overflatevann fra tilgrensende områder.
3. Grunnvann.
4. Utette bekkelukninger som føres gjennom fyllingen.
5. Vannholdig avfall (f.eks. ikke avvannet slam).

Med utgangspunkt i disse mekanismer må følgende tekniske tiltak iverksettes:

1. Sørge for god overdekking av ferdigfylte arealer med forholdsvis ugjennomtrengelige masser og med tilstrekkelig fall til å sikre god avrenning.
2. Sørge for grøfter rundt fyllplassen, som kan lede bort overflate-

vann fra tilgrensende områder og fra fyllplass.

3. Sørge for senking av grunnvannstand og heving av fyllplassens bunn før søppelfyllingen tas i bruk. Fyllplassens bunn gjøres samtidig tett med mest mulig ugjennomtrengelige masser.
4. Sørge for at bekkelukninger gjennom fylling utføres absolutt tett.
5. Sørge for avvanning av slam.

Med unntak av nedbør som faller på fyllingen, burde man ved tekniske tiltak kunne begrense de andre vannkilder. Gjøres dette, vil den vannmengde som infiltrerer fyllingen i form av nedbør, ikke føre til mer sigevann enn at det kan tas hånd om på en enkel måte.

Overdekking.

Hvor stor vannmengde som kan trenge inn i fyllingen gjennom overdekkingen, bestemmes av infiltrasjonskapasiteten. Denne er avhengig av faktorer som kornstørrelse, porøsitet, trykkgradient, tykkelse og helning av overdekkingen, av vegetasjon og klima. Leire blandet med matjord gir en tilnærmet impermeabel overdekking. Matjorden iblandes for å minske sprekkdannning og for å få en god vegetasjon. Vegetasjonen minsker erosjon, gjør fyllingens utseende mer tiltalende og reduserer infiltrasjonen betraktelig i sommermånedene. Det er derfor viktig at man beplanter ferdigfylte arealer relativt raskt. For å unngå vannansamlinger bør overdekkinger ha fall. På grunn av mulig erosjon bør dette ikke være mer enn ca. 2 % (3).

Ved en skikkelig overdekking og

beplantning bør man kunne redusere vannmengden som trenger inn i fyllingen via overdekkingen til ca. 30 % av årsnedbøren. Ser en bort fra andre vannkilder enn den nedbør som faller direkte på fyllingen, viser et overslag at infiltrasjons-vannmengden i Østlandsområdet burde kunne reduseres til ca. 300 m³ pr. da og år. Tar man bare infiltrasjons-vannmengden og et bestemt fyllingsvolum i betraktning, vil høye fyllinger avgi mindre sigevann enn lave fyllinger.

Grøfting.

Svært få norske fyllplasser er omgitt av grøfter som kan føre vekk overflatevann fra tilgrensende områder. Ved sterk nedbør eller ved snøsmelting kan derfor hele bekker strømme inn i fyllingen, og dette resulterer i en kraftig utvasking av fyllingens forurensningskomponenter. Grøftene bør anlegges slik at både vann som renner av fra fyllplassenes overdekking og fra områder omkring, bortledes uten å komme i kontakt med søppelet. Dette er forsøkt anskueliggjort i fig. 1.

Uten bortledning av overflatevann øker vanntilførselen og derav sigevannsmengden grovt regnet proporsjonalt med nedbørfeltets størrelse. Den potensielle forurensning fra en søppelfyllplass lokalisert i konvekse områder (topper) er derfor mindre enn i konkave områder (dalsøkk etc.).

Senking av grunnvannstand.

Grunnvann må ikke få komme i kontakt med søppelet. Hvor slike problemer kan oppstå, bør grunnvann-

standen senkes, eller det må foretas en oppfylling av fyllplassens bunn. Oppfyllingen bør skje med grove masser underst for å bryte den kapillære sugehøyde. Over dette legges et lag av impermeable masser. Benyttes leire, bør den blandes med matjord for å hindre sprekkdannelse. Anlegges fyllingen med et slikt tett bunnlag, hindres sigevannet i å trenge ned i grunnvannet, og en effektiv oppsamling av sigevannet muliggjøres.

Prinsipielt bør alle fyllplasser anlegges slik at bunnen blir tett. En fyllplass bør helst anlegges på et område hvor man fra naturens side har tette lag i bunn. Jordartene som disse tette lag bør bestå av, kan være finkornig morene, silt eller tørrskorpeleire på morene. I områder hvor man ikke har slike masser, vil kostnadene for transport av dem ofte bli urimelig høye. Områdets geologiske og hydrologiske beskaffenhet blir derfor ofte bestemmende for lokalisering av en fyllplass.

Bekkelukninger.

Typisk for norske fyllplasser er at de er lagt i et dalsøkk med en bekk som er ført gjennom fyllingen. Som regel går denne bekken i rør som ikke er tette. Vann fra bekken kan derfor strømme inn i fyllingen eller sigevann fra fyllingen inn i rørene. Problemet med disse utette bekkelukninger bør løses ved at det brukes plastledninger, eller likeverdige ledninger, som beskyttes mekanisk, f.eks. ved å tre dem inn i betongrør. Problemet med inntrengning av vann fra bekkelukninger synes imidlertid å være så stort at bekkene om mulig burde ledes rundt fyllingene.

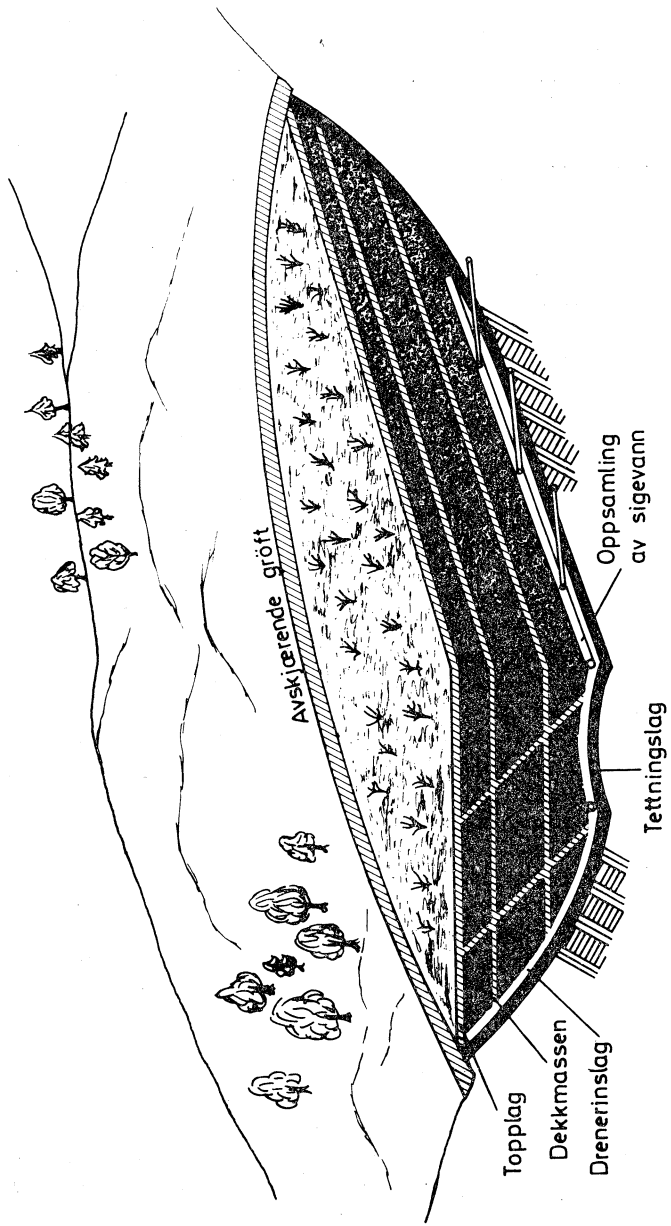


Fig.1 Avledning av overflatevann og oppsamling av sigevann

Avvanning av slam.

Hvis slam skal deponeres på søpelfylling, bør dette avvannes. Uavvannet slam vil i sterk grad bidra til å øke sigevannsmengdene. Disponering av slam vil kort bli omtalt i et senere avsnitt.

Kan sigevannsproblemene minskes ved oppmaling av avfallet før deponering?

I de senere år har oppmaling av avfall før deponering vært viet stor oppmerksomhet. Oppfatningene er ofte at sigevannsproblemene fra slik deponering er små sammenliknet med dem fra konvensjonelt kontrollerte fyllinger. Forsøk har imidlertid vist at under vanlige deponeringsforhold vil forurensningspotensialet fra sigevannet fra de to fyllingstyper ikke være vesentlig forskjellige (4). Forløpet av sigevannsproduksjonen er dog noe forskjellig. For oppmalt avfall starter sigevannsproduksjonen på et senere tidspunkt enn fra en konvensjonell fylling. Grunnen til dette er at oppmalt avfall absorberer sigevannet bedre. Forurensningskonsentrasjonene er høye i begynnelsen av «sigeperioden» for deretter å avta. For den konvensjonelle fylling avtar også forurensningskonsentrasjonene med tiden, men ikke så hurtig som for oppmalt avfall. En fyllplass for oppmalt avfall vil derfor stabiliseres hurtigere enn en fyllplass drevet på den konvensjonelle måte. Årsaken til at det ikke er noen særlig forskjell i sigevannets forurensningspotensial fra de to typer fyllinger, er at det vesentligste av nedbrytningen for begges vedkommende skjer anaerobt.

For oppmalt avfall vil man dog i startfasen få en aerob nedbrytning. Det høye oksygenforbruk medfører imidlertid at de anaerobe prosesser overtar relativt raskt. At det ikke er oksygen til stede i søppelet, eller i meget lave konsentrasjoner, bekrefte også av at fyllplasser med oppmalt avfall ikke antennes. Det er altså ikke oppmalingen i seg selv, men måten søppelet deponeres på som bestemmer om nedbrytningen vil skje aerobt eller anaerobt. Med utgangspunkt i dette har man for oppmalt avfall noen steder tatt i bruk strengkompostering eller utlegging av avfall i meget tynne lag uten komprimering. Utføres dette på en forskriftsmessig måte, vil nedbrytningen skje aerobt, og sigevannsproblemene skulle bli små.

Utlegging av søppelet i meget tynne lag eller i ranker som vendes hyppig, blir meget arbeidskrevende og kostbart. Dette medfører ofte at lagtykkelsen øker, og hyppigheten av søppelvingingen reduseres. Under slike forhold oppfylles ikke betingelsene for aerob nedbrytning. I praksis må man derfor regne med bare en delvis aerob nedbrytning, og at sigevannsproblemer vil oppstå.

De aerobe nedbrytningsprosesser har en forholdsvis sterk varmeutvikling. En stor del av nedbøren eller annet vann som tilføres søppelet i begrensede mengder, vil derfor kunne fordampe. I sommermånedene kan det således være mulig å resirkulere sigevann, vesentlig til områder som nylig er ferdigfylte eller på arealer som er under oppfylling. På denne måten kan man oppnå en delvis reduksjon av sigevannsmengdene. Over-

drives resirkuleringen, blir fuktighetsgraden i søppelet for høy, og anaerobe nedbrytningsprosesser overtar. Optimal fuktighetsgrad for de aerobe prosesser er 40—60 % (5).

Effektiviteten av resirkulering og spredning av sigevann som en delvis kontrollmekanisme for sigevannsproduksjon, er helt avhengig av om man virkelig oppnår en aerob nedbrytning. Ved anaerob nedbrytning hvor varmeutviklingen er lav, vil tilbakepumping og spredning av sigevannet være lite effektivt.

Ved valg av deponeringsmetode er det mange faktorer som må vurderes. Fins tilstrekkelige og gode løsmasser, vil totalkostnadene ved kontrollert fylling bli lavere enn for tilsvarende fylling med oppmalt avfall. Utføres en kontrollert fylling forskriftsmessig, vil sigevannsproduksjonen bli så lav at den kan tas hånd om ved f.eks. rensing.

I områder hvor man ikke har tilstrekkelige løsmasser, eller hvor transport av disse faller for dyrt, vil deponering av oppmalt avfall bli aktuelt. Drives ikke en form for effektiv kompostering av avfallet, må man regne med sigevannsproblemer. Disse løses ved de samme tekniske tiltak som nevnt for den kontrollerte fylling. Betydelige fordeler som oppnås ved deponering av oppmalt avfall i forhold til den konvensjonelt kontrollerte fylling er: Mindre fyllingsvolumer, ingen dekkmasse, raskere stabilisering, søppelet antennes ikke, ingen plage med fugler, rotter eller annet utøy. Vanligvis vil også sigevannsproblemer bli noe mindre.

Hvordan bør slam deponeres for å minske sigevannsproblemet?

De restriksjoner man har i dag for deponering av slam, har ført til stor interesse for innblanding av slam i søppel. Dette er en lettvinnt måte å bli kvitt slammet på, men miljømessig er metoden ofte betenkelig. Ved en effektiv aerob nedbrytning av søppel, kan slam innblandes med fordel, mens man bør unngå dette under anaerob nedbrytning. Slam bør derfor ikke innblandes i søppel hvis det ikke drives en effektiv kompostering. Særlig gjelder dette for uavvannet slam og slam som ikke er stabilisert. Årsakene er at slammet som er blandet i søppelet, er langt mer følsomt for utvasking enn søppelet. Nedbør eller annen form for vann tilførsel vil derfor lett kunne vaske ut slammet slik at dette bidrar til ytterligere forurensning av sigevannet. Ved innblanding av slam vil også slammet spres utover slik at det lett tilgriser personell og kjøretøy.

Stabilisert slam kan derimot deponeres på en forsvarlig måte atskilt fra søppelet på fyllplassområdet. Ved separat deponering vil aerob nedbrytning på slammets overflate danne en hård slamkake som beskytter mot utvasking. Luktproblemene blir også små. Deponering av ustabilisert slam på fyllplass er, av hensyn til hygiene og sigevannsproblemer, mer betenkelig enn deponering av stabilisert slam. Derfor bør deponering av slikt slam betraktes som en midlertidig løsning. På grunn av luktp problemer bør det avvannede ustabiliserte slam tildekkes hyppig og helst umiddelbart etter deponering.

Ved kompostering av søppel kan

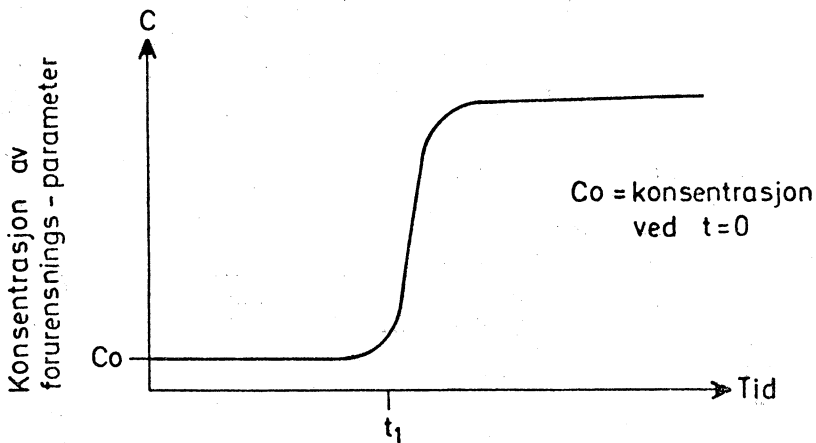


Fig.2 Selvrensning ved adsorpsjon og ionebytte

det være en fordel med innblanding av slam for å få et mer optimalt vann- og næringssaltinnhold. Vanlig husholdningssjøppel har et vanninnhold på 20—25 % og et karbon/nitrogenforhold på 100 (6). Dersom vanninnholdet eller innholdet av nitrogenforbindelser ikke skal virke begrensende på de biologiske prosesser, bør vanninnholdet økes til 40—60 % og karbon/nitrogen-forholdet senkes til 35 (6). Da slam er relativt rikt på nitrogenforbindelser, kan slam med fordel tilsettes søppel ved kompostering. Hvor meget slam som skal tilsettes, avhenger helt av type slam og vanninnhold.

Slik situasjonen er i dag, er markedet lite for avfallskompost. Tungmetaller og gjenstander som ikke lar seg nedbryte, gjør at interessen for slik kompost er liten.

Kan sigevann infiltreres i grunnen?

I den senere tid har det vært en viss interesse for lokalisering av søppelfyllinger på løsmasser. Dette bygger ofte på diffuse oppfatninger om grunnens selvrensende evne.

Med grunnens selvrensende evne menes her løsmassenes evne til å holde tilbake, nedbryte eller omsette stoffer i det forurensede vann som passerer gjennom løsmassene. Denne rensing foregår ved en kombinasjon av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Det blir et komplekst samspill mellom disse prosesser hvor virkningene er betinget av en rekke faktorer. Selvrensningen 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 kon-

trollere selvrensningen. I finkornige løsmasser vil tilbakeholdelse av en del stoffer (f.eks. oppløste uorganiske forbindelser) kunne skje ved adsorpsjon og ionebytte. Men når ionebyttekompleksene blir mettet, opphører selvrensningen. Disse renseprosesser er forsøkt anskueliggjort i fig. 2. Selvrensningen foregår effektivt til tidspunktet t_1 hvor selvrensningen raskt opphører. Tidspunktet t_1 kan inntreffe etter flere års drift, avhengig av løsmassenes mektighet, mengde og konsentrasjoner av sigevann.

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.

Sigevannet har meget høye nitrogenerkonsentrasjoner som selvrensningsprosessene normalt ikke kan ta hånd om. Ved selvrensning må nitrogenforbindelsene først oksyderes til nitrat, for deretter i et anaerobt miljø å reduseres til nitrogengass. Under en fylling og i grunnvann er det et ugunstig miljø for disse biokjemiske reaksjoner, slik at nitrogenforbindelsene som regel vil forbli som ammonium eller nitrat. Ammonium og nitrat er giftige selv ved relativt lave konsentrasjoner. I drikkevann bør konsentrasjonene ikke overskride 10 mg N/l og 0,5 mg N/l for henholdsvis nitrat og ammonium (7).

Det hevdes ofte at man får en effektiv fortykning og spredning av

forurensningene i grunnvannet. Dette er som regel ikke tilfelle fordi grunnvannstrømmene er laminære. Forurensningskonsentrasjonene kan derfor forbli relativt høye selv i betydelig avstand fra fyllingen. 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. Infiltrasjon i grunnen bør derfor kun tillates til klart definerte grunnvannsmagasiner hvor man med sikkerhet vet at det ikke eksisterer brukerinteresser nå eller i fremtiden.

Sammendrag.

Vannforurensninger fra søppelfyllplasser kan reduseres betydelig ved riktige tekniske tiltak. Hvilke tiltak som bør iverksettes, er i første rekke avhengig av fyllplassens lokalisering. De tekniske tiltak må vurderes i hvert enkelt tilfelle og blir ofte et økonomisk spørsmål. Ved vanlige deponeringsmetoder vil tiltakene i hovedsaken gå ut på:

1. Begrense vanntilførselen til søppelet.
2. Muliggjøre en effektiv oppsamling av sigevannet ved at fyllingen plasseres på tette jordarealer, eller bunnen gjøres tett.
3. Foreta en effektiv rensing eller bortføring av sigevannet.

REFERANSER

- (1) «Kommunalt avfall. Kommunenes oppgaver over mengder og

- behandlingsmetoder». SINTEF. 1974.
- (2) *Jacobsen, A. R.*: «Solid Wastes and Ground Water Quality». Public Works 102, April 1971.
- (3) »Sanitary Landfill Design and Operation». U.S. Environmental Protection Agency, 1972.
- (4) *Reinhardt, J. J. and Ham, R. K.*: «Final Report on a Milling Project at Madison Wisconsin between 1966 and 1972». U.S. E.P.A.
- (5) *Yen, T. F.*: «Recycling and disposal of solid waste». Ann Arbor Science, 1974.
- (6) *Hovsenius, G.*: «Kompostering av sopor och slam — praktiska lösningar». NIF-kurs, AVFALL, et samfunnsproblem, men en resurs. Lillehammer 6.—7. sept. 1974.
- (7) «Bedömningsgrunder för svenska ytvatten». Statens Naturvårdsverk, 1969:1.