

Filosofien bak avfallsdeponering i Storbritannia — Nåværende utvikling og konsekvenser for miljøet

Av John Mather

John Mather er professor, Geology Department, Royal Holloway and Bedford New College (University of London), Egham, Surrey TW20 0EX, ENGLAND

Oversatt av Ola M. Sæther, Norges geologiske undersøkelse.

Foredrag holdt på seminaret: «Najonal Hydrogeologi» 29.10.91, Grand Hotel Olav, Trondheim, i regi av Norges geologiske undersøkelse.

Introduksjon

Etter at avfall er deponert i en avfallsfylling, vil forurensning kunne oppstå både fra gass og sigevann. I de siste tiår er det en vesentlig økning i antall problemer knyttet til deponigass. Imidlertid, etter at man har konstatert at deponigass utgjør et problem, kan problemet forholdsvis lett kontrolleres ved å installere et enkelt gassutvinningsanlegg. På den annen side er problemer tilknyttet sigevann noe vanskeligere å løse, fordi selv om det kan taes effektivt vare på, så er det nødvendig med avanserte renseprosedyrer før sigevannet eventuelt kan føres tilbake til naturen.

Det er viktig å være klar over at alt avfall vil forårsake sigevann som ikke er i kjemisk likevekt med det omkringliggende grunnvann, og følgelig kan det være forurensende. Derfor kan selv bygningsavfall forventes å gi grunn-

vann med større hardhet. Hvis det også består av gipsplater, utgjør det en mye større forurensningsfare ved at SO_4^{2-} reduseres til H_2S under anaerobe forhold.

Et stort antall fysisk-kjemiske og biologiske prosesser styrer produksjonen og sammensetningen av sigevann fra avfallsplasser. En av de første undersøkelsene som skaffet tilveie et vitenskapelig grunnlag for å kunne forstå disse prosessene ble gjennomført i Manchester i 1931—1934 av Jones og Owen (i Bevan, 1967). Senere studier av Farquahar, Farvolden, Hill og Rovers (1972) og Rees (1980) har ført til at forandringene som skjer i grunnen nå i det store og hele er forstått.

I Storbritannia har husholdningsavfall pr. idag følgende sammensetning (Robinson og Archer, 1988):

Organisk:	Nedbrytbar	24 %	} 63 %
	Papir	33 %	
	Plast	6 %	
Uorganisk:	Glass	9 %	} 37 %
	Metall	8 %	
	Annet	10 %	
Finstoff		10 %	

Dette kan sammenliknes med en fordeling på 42% og 58% på henholdsvis organisk og uorganisk materiale som ble undersøkt av Jones og Owen tidlig på tretti-tallet.

Nedbrytningen av avfall og papir skjer ved hjelp av mikrober som reagerer med avfallsmassene slik det er beskrevet i Waste Management Paper No. 26 (Dept. of the Environment, 1986). Nedbrytningen finner sted i tre trinn. Første trinn innebærer at det nedbrytbare avfallet blir angrepet av aerobe organismer som finnes i avfallet. Under tilgang på oksygen i den avstengte lufta blir dette avfallet brutt ned til enklere organiske forbindelser, karbondioksid og vann. Varme utvikles og de aerobe organismene formerer seg. Andre trinn begynner når alt oksygenet er forbrukt eller fortrent av karbondioksid. Nedbrytningsprosessen styres nå av organismer som kan eksistere med eller uten oksygen. Disse organismene kan bryte ned store organiske molekyler i mat, papir og liknende avfall, til enklere forbindelser som hydrogen, ammoniakk, vann, karbondioksid og organiske syrer. Under dette trinnet, som kalles det acetogene trinnet, kan konsentrasjonen av karbondioksid nå et maksimum på 90%, men vanligvis utgjør det 50% av den gassen som utvikles. I det tredje og siste

anaerobe eller metanogene trinnet, vil mikroorganismer formere seg og bryte ned organiske syrer idet de danner metangass og andre produkter. Vannløselige nedbrytningsprodukter fra disse biologiske prosessene sammen med andre løselige forbindelser i avfallet, f.eks. fra korrosjon av metaller, vil være tilstede i sigevannet. Forholdene som eksisterer i en moderne avfallsfylling, der det legges vekt på å isolere avfallet fra omgivelsene, pakke det sammen til en høy tetthet og forsegle det, er optimale for en anaerob nedbryting.

Typiske eksempler på sammensetningen av sigevann er vist i Tabell 1 både for nyere og eldre husholdningsavfall (Department of the Environment, 1986). Tabellen viser tydelig hvordan sammensetningen av sigevannet endrer seg etterhvert som avfallet blir eldre. I det tidlige stadium av det acetogene trinnet dannes sigevann med høyt innhold av organiske forbindelser, mens i det påfølgende metanogene trinnet av nedbrytning, vil disse organiske forbindelsene hele tiden omvandles til deponigass, og ikke være tilstede i sigevannet i samme grad. Andre faktorer som påvirker hastigheten avfallet brytes ned med, og derigjennom den kjemiske sammensetningen av sigevannet, er tettheten av avfallet og

Tabell 1. Typisk sammensetning av sigevann fra nyere og eldre husholdningsavfall (alle konsentrasjoner i mg/L, unntatt verdiene for pH).

<i>Parameter</i>	<i>Sigevann fra nyere avfall</i>	<i>Sigevann fra eldre avfall</i>
Surhetsgrad (pH)	6,2	7,5
COD (kjemisk «oxygen demand»)	23.800	1.160
BOD (biologisk «oxygen demand»)	11.900	260
√TOC (total organisk karbon)	8.000	465
Fettsyrer (som karbon)	5.688	5
Ammoniakk — N	790	370
Oksidert — N	3	1
o-fosfat	0,73	1,4
Klorid (Cl)	1.315	2.080
Natrium (Na)	960	1.300
Magnesium (Mg)	252	185
Kalium (K)	780	590
Kalsium (Ca)	1.820	250
Mangan (Mn)	27	2,1
Jern (Fe)	540	23
Nikkel (Ni)	0,6	0,1
Kobber (Cu)	0,12	0,3
Sink (Zn)	21,5	0,4
Bly (Pb)	8,4	0,14

mengden vann det inneholder. Generelt sett vil økt vanninnhold føre til økt nedbrytning. Vann virker som et transport medium for bakterier og for deres næringsmidler og avfallsprodukter. På den måten vil manglende fuktighet redusere nedbrytningshastigheten og gi en avfallsplass som generer mindre mengder gass og sigevann pr. tidsenhet, men over en mye lengre periode. Tilsvarende resultater følger variasjoner i tettheten av avfallet. Hvis avfallet deponeres uten sammenpresning, vil luft bli blandet inn og gi en aerob nedbrytning. Med tetthet over 0,5 tonn/m³

vil nedbrytningsprosessene være overveiende anaerobe (Department of the Environment, 1986). Når tettheten øker ytterligere, vil vanngjennomtrengeligheten svekkes og dette fører til en lavere nedbrytningshastighet.

Den nåværende utvikling

I Storbritannia har det i løpet av de siste to tiår skjedd en betydelig endring i måten avfallsfyllinger blir konstruert på. Oppmerksomheten til utforming er betydelig skjerpet siden begynnelsen av sytti-tallet da det var presseoppslag i

forbindelse med oppdagelsen av utildekte tønner merket cyanid i Midt-England. Dette avdekket dårlige kontrollrutiner i forbindelse med deponering av avfall. Noen av disse endringene skjedde som en direkte følge av THE 1974 CONTROL OF POLLUTION ACT som satte retningslinjer for hvordan avfall skulle deponeres i Storbritannia, og hvilke krav som ble stilt for å få godkjent en avfallsplass. Imidlertid var det av mye større betydning at det ble en endring i de lokale myndigheters ansvarsområder når THE LOCAL GOVERNMENT ACT trådte i kraft 1.april 1974. I England medførte dette at innsamling av avfall ble tillagt THE DISTRICT COUNCILS (kommuner) mens deponeringen ble underlagt THE COUNTY COUNCILS (fylker). Mens det før 1974 var vanlig at tømning av søppel foregikk på mange små steder innen hvert DISTRICT, så ble det etter reorganiseringen mere økonomisk å drive et mindre antall større, strategisk plasserte avfallsplasser som tok imot søppel fra flere DISTRICTS. Således tilhører den lokale søppelfylling fortiden. Når søppel-deponiene ble konsentrert om et fåtall større steder, ble det også mulig å benytte moderne maskiner og utstyr for å øke utnyttelsegraden og å øke antall fagfolk i staben som er ansvarlig for drift av avfallsplassen. Avfallsplassene begynte å bli planmessig utformet og avfallet komprimert for å øke tiden avfallsplassen kan være operativ. Slik er avfallsplassene blitt store og det er økonomisk forsvarlig å benytte tekniske løsninger med sikte på å redusere miljøproblemer. Likevel har risikoen for dannelse av sigevann og gasser økt drastisk.

Holdningene i vannforsyningsin-

dustrien har også hatt en vesentlig påvirkning på konstruksjonen av avfallsplasser i de siste tiår. Den største faren har vært forurensning av grunnvann som lenge har vært betraktet som en rimelig og ren drikkevannskilde i offentlig vannforsyning. I England og Wales er 32% av offentlig vannforsyning fra grunnvann og denne prosenten stiger til over 70% i deler av Sør- og Øst-England. Det er mer og mer klart at dette grunnvannet blir forurenset av både urban og industriell virksomhet, samt jordbruk. Selv om forurensningen av nitrat som skyldes bruk av gjødsel har fått mest presseomtale, er det klart at forurensning fra forurenset grunn inkludert gamle avfallsplasser, også er et problem.

Holdningene i vannforsyningsetatene er også påvirket av foreslåtte og gjeldende EF-bestemmelser. Direktivet som omhandler «Beskyttelse av grunnvann mot forurensning fra visse farlige stoffer» (80/68.EEC) definerer grunnvann som «alt vann som er under overflaten i den mettede sone og direkte i kontakt med grunnvannet eller berggrunn/løsmasser». Direktivet krever at medlemslandene under enhver omstendighet forhindrer at visse stoffer introduseres i grunnvannet og begrenser innsiget av andre stoffer for å unngå forurensning. Da mange av disse stoffene finnes i sigevann fra avfallsfyllinger, er det ikke overraskende at de som driver i bransjen føler seg forpliktet til å unngå alle utslipp som kan forurense grunnvannet. Dessuten foretrekkes avfallsfyllinger basert på avgrensning og behandling («Concentrate and Contain») framfor de som stort sett er basert på jordmassenes naturlige evne til å fortynne og spre (adsorbere, utfelle, ned-

bryte osv.) forurensninger («Dilute and Disperse»).

Det nåværende utkastet til et EF-direktiv som omhandler deponering av avfall understreker sterkt betydningen av å komme bort fra prinsippene om fortykning og spredning. Det generelle kravet for alle typer deponier er at alt sigevann som stammer fra avfallsplassen skal samles opp og behandles, og at permeabiliteten skal være på 1.0×10^{-9} m/s i et lag på minst 3 m under fyllinger for spesialavfall og husholdningsavfall. I de tilfeller der disse betingelsene ikke er tilfredsstillende må det iverksettes tiltak som på sikt gjør at disse kravene blir innfridd. Hvis disse kravene blir nedfelt i det endelige direktivet, så vil prinsippet om «fortynning og spredning» som en deponeringsfilosofi være en saga blott i Storbritannia.

Det er klart at vi i fremtiden vil se en økende grad av deponering av kompakt avfall på store fyllinger som er basert på at sigevann forblir i fyllinga. Dette er mulig dersom de naturlige lagene under fyllinga er impermeable eller om fyllinga forsegles i bunnen med ugjennomtrengelige lag/duker av naturlig eller syntetisk materiale. På grunn av behovet for å behandle sigevannet, vil det bli lagt økt vekt på å redusere produksjonen av sigevann ved å legge inn lag med lav permeabilitet etterhvert som det fylles opp og forsegle toppen av fyllinga til slutt. Dette vil kreve at eksisterende teknologi taes i bruk og utvikles videre, og at det blir lagt mindre vekt på egenskapene til bergartene/løsmassene under fyllinga og de naturlige fortynnings-, sprednings- og nedbrytningsprosesser.

Erfaringer med gass fra avfallsfyllinger

De to hovedforbindelsene i deponiegass er metan og karbondioksid. Disse utgjør henholdsvis omlag 65% og 35%. I tillegg er det en rekke andre forbindelser med meget lave konsentrasjoner. Noen av disse lukter ille og forårsaker den karaktersitiske odør som kjenner seg på deponiegass. Dersom det ikke er tilstrekkelig kontroll med deponiegassene, er det fare for brann, forgiftning, kvelning og eksplosjon (HMIP, 1989).

Produksjonen av gass fra avfallsdynamer er ikke et nytt fenomen. Det ble oppdaget under tidlige eksperimenter rettet mot nedbrytning av avfall (Jones og Owen, i Bevan, 1967). Imidlertid er det først i løpet av de siste ti år at det er blitt et stort problem i Storbritannia. Dette skyldes delvis at det har vært en endring i sammensetningen av husholdningsavfall med en økning i andelen biologisk nedbrytbart materiale. Selv om avfallet som Jones og Owen benyttet i 1932 inneholdt 42% organisk materiale, var dette nok til å danne betydelige mengder metan under biologisk nedbrytning. Det er foreslått at innføringen av nye metoder for avfallsbehandling i større grad har ført til at vi idag har et problem med dannelsen av metangass på avfallsfyllinger.

Som tidligere nevnt, var det før 1974 mange små avfallsplasser som ikke ble tilstrekkelig kontrollert. Avfall som ble deponert under slike forhold ble nedbrutt aerobt og det ble dannet vann og karbondioksid. Denne reaksjonen er eksoterm og gir høye temperaturer. Dette forårsaker brann og brenning av mye potensielt nedbrytbart materiale som f.eks. papir og tre. Anaerob nedbrytning, som fører til dannelsen av metan, skjedd ofte ikke i det hele tatt,

og hvis metan ble dannet så forsvant det opp i atmosfæren. Da de store velkontrollerte avfallsplassene ble mer og mer vanlige, ble det også introdusert nye teknikker for å redusere faren for brann, og spredningen av lukt, støv og søppel. Aerob nedbrytning skjer nå bare i begrenset omfang i de aller øverste utildekte lag og den dominerende nedbrytningsprosess er anaerob. Dette fører uvilkårlig til dannelsen av metan, og det var mangelen på planleggingen rundt dette aspektet som førte til problemene med gass fra avfallsfyllinger på begynnelsen av åtti-tallet. Disse problemene er forsterket ved at nye deponeringsmetoder som komprimering, tildekking av dellag med lite gjennomtrengelig materiale og forsegling av avfallsdynga med ugjennomtrengelig topp-lag. Slik praksis øker sannsynligheten for at det dannes hengende, stagnant vann i fyllinga og lateral transport av gass. Straks disse problemene blir oppdaget kan de bøtes på ved å etablere et nett med brønner der gassen suges ut. I enkelte tilfeller er et slikt system kombinert med ugjennomtrengelige barrierer for å forhindre at gassene driver av utenfor området (Raybould og Anderson, 1987).

Erfaringene med å behandle gass fra avfallsfyllinger viser at framgangsmåter som er benyttet for et problem kan ha vesentlige bivirkninger i andre områder, og at det er nødvendig med en nøye vurdering av alle miljømessige aspekter ved introduksjon av ny teknologi.

Sigevann fra avfallsfyllinger

Den rådende reserveerte holdningen til beskyttelse av grunnvann i Storbritannia og årsaken til denne er nevnt foran. Denne holdningen har ført til at

det i dag er vanskelig å få offentlig godkjent en avfallsplass som er konstruert utfra prinsippene om fortynning og spredning. Hvis det ikke er mulig å finne en egnet plass som er naturlig avgrenset, så er det mulig å konstruere en fylling nesten hvor som helst der sigevann kan samles opp før det behandles og tømmes. Syntetiske eller naturlige duker/lag kan legges ut, og for å motvirke problemene forbundet med begge disse metodene, kan man eventuelt benytte flerlagsduker (Anon, 1990).

På grunn av problemene forbundet med tømning og behandling av store mengder sigevann er mye oppmerksomhet rettet mot hvordan man kan unngå at sigevann dannes. Materiale med lav permeabilitet blir benyttet for å lage celle-vegger og midlertidig dekkmateriale mens fyllinga er i bruk. Når fyllinga avsluttes, blir den dekket med et tett topp-lag for å redusere dannelsen av sigevann til et minimum. Retningslinjer utarbeidet av det britiske miljøverndepartementet foreslår at toppen avrundes slik at overflatevann lett renner av, og at topp-laget har en permeabilitet på 1×10^{-9} m/s eller mindre (Department of the Environment, 1986).

Alle anstrengelsene med å redusere muligheten for at nedbør infiltrerer i fyllinga, vil i stor grad påvirke nedbrytningen av de organiske deler av avfallet. Det skjer fordi den vesentligste faktoren som påvirker nedbrytningshastigheten er fuktigheten. Vannet opptre som et transportmedium for bakterier og deres nærings- og avfallsstoffer. I en fylling med lav fuktighet vil nedbrytningshastigheten være sterkt redusert, og dette vil føre til at det produseres gass

og sigevann i mindre mengder pr. år men over mye lengre tid. Enkle beregninger der det benyttes typiske verdier for tettheten på avfallet, fyllingenes dyp og permeabiliteten i topplaget viser at denne tidsskalaen er i størrelsesorden hundreår istedenfor tiår.

De konstruerte barrierene som inngår i enhver moderne avfallsfylling vil også trenge vedlikehold over en lang periode mens det dannes sigevann. Man må være forberedt på at naturlige og syntetiske duker og materiale benyttet til forsegling kan bryte i løpet av denne tidsperioden. Naturlig materiale er ikke homogent og ethvert permeabelt lag eller spekk i leira kan bli utløp for sigevann dersom et tilstrekkelig trykk bygges opp. Holdbarheten av syntetisk materiale over så lang tid som hundre år eller mer har vi ingen data på. Gradvis nedbrytning vil resultere i en sammenpressning av avfallet og at overflatelaget setter seg. Dette vil kreve kontinuerlig vedlikehold av topplaget for å hindre at overflatevann trenger inn. Systemene for oppsamling av sigevann vil kunne tettes av slam og dette vil kreve regelmessig oppstaking og vedlikehold.

En overgang fra fortynnings- og sprednings-prinsippet til større anlegg basert på oppsamling av sigevann, vil på kort sikt forhindre forurensning av grunnvann, men det kan diskuteres om dette innebærer en akseptabel løsning på lang sikt. I framtida vil vi antakelig finne en rekke områder som er forurenset, og som også må overvåkes og vedlikeholdes for tidsrom utover hundre år etter at siste lass ble tømt og fyllinga var inntektsbringende. I det klima som er typisk for De britiske øyer er det van-

skelig å tro at topp-lagene som benyttes idag kan ha en holdbarhet utover to til tre tiår (Mather, 1989). Hvis denne type fyllplasser ikke vedlikeholdes på en effektiv måte, vil vi om tyve til tredve år stå foran et tiår der sigevann fra avfallsfyllinger blir hovedproblemet på lik linje med at åtti-tallet var tiåret da gassutvikling på fyllplassene utgjorde et stort problem.

Konklusjoner

I denne artikkelen antydes det at den nåværende trend i Storbritannia går i retning av å benytte avanserte tekniske løsninger slik at nesten ethvert hull i bakken kan forberedes til å ta imot avfall. Dagens konstruksjon av fyllplasser er basert på at avfallet deponeres i tørre, avstengte kister, forseglet med ugjennomtrengelige lag under, på sidene, og på toppen. Denne konstruksjonsmåten blir benyttet uten at det taes tilstrekkelig hensyn til de langsiktige miljømessige konsekvenser. Tidligere avfallsfyllinger har langt fra vært ideelle, men det er få nedarvede problemer med disse, og nåværende metoder synes å skape problemområder i framtida.

Fra en hydrogeologs ståsted, er det ingen grunn til at prinsippet om fortynning og spredning ikke skal kunne anvendes også i framtida i de tilfeller hvor en detaljert hydrogeologisk kartlegging av forholdene rundt fyllplassen tilsier det. Dette synspunktet synes imidlertid allerede nå å være avleggs i Storbritannia, og det er lite sannsynlig at det vil være mulig å få offentlig godkjenning til å drive en avfallsfylling basert på fortynning og spredning. Hvis avgrensning av fyllinga skal være en akseptabel praksis, må fyllplassene konstrueres slik at en rask nedbrytning

av organisk materiale er mulig. Dette betyr at man innser at store mengder sigevann vil bli produsert og trenger behandling.

LITTERATURHENVISNINGER

- Anon (ukjent), 1990. *Luxury liner*. Ground Engineering. Des.1990, s. 14-16.
- Bevan, R.E., 1967. *Notes on the science and practice of controlled tipping of refuse*. The Institute of Public Cleansing, London, 216 s.
- Dept.of the Environment (DoE), 1986. *Landfilling wastes*. Waste Management Paper Nr.26. HMSO, London, 206 s.
- Farquahar, G.J., Farvolden, R.N., Hill, H.M. og Rovers, F.A., 1972. *Sanitary landfill study* - Final report volume 1. Univ. Waterloo Res.Inst., 316 s.
- Her Majesty's Inspectorate of Pollution (HMIP), 1989. *The control of landfill gas*. Waste Management Paper Nr.27, HMSO, London, 56 s.
- Mather, J.D., 1989. Groundwater pollution and the disposal of hazardous and radioactive wastes. Journal Institution of Water and Environmental Management, 3, s. 31-35.
- Raybould, J.G. og Anderson, D.J., 1987. *Migration of landfill gas and its control by grouting, a case history*. Quarterly Journal of Engineering Geology, 20, s. 75-83.
- Rees, J.F., 1980. *The fate of carbon compounds in landfill disposal of organic matter*. J. Chem. Tech. Biotechnol., 30, s. 161- 175.
- Robinson, J. og Archer, D., 1988. *A study of landfill microbiology and biochemistry*. Energy Technology Support Unit, Harwell Laboratory, Report Nr. ETSU B1159, 66 s.