

Verktøy for å vurdere om vi skal bygge på gamle fyllinger

Av Ketil Haarstad

Kjetil Haarstad er seniorforsker ved NIBIO, avdeling for Natur og miljø.

Sammendrag

Risikoen knyttet til nedlagte avfallsdeponier må vurderes nøye før eventuelle endringer og utbygging finner sted, og at vedtak blir basert på målrettede undersøkelser når det gjelder avfallens utbredelse og geometri, samt fare for utslipp

av farlig gasser og sigevann. Det finnes retningslinjer i litteraturen, men det er rom for flere undersøkelser og forskningsprosjekter. Retningslinjer for vurdering av forurenset grunn er ikke uten videre velegnet til å vurdere deponier. Det er



Illustrasjonsbilde av toppdekke på aktivt avfallsdeponi. Foto: K. Haarstad

trolig krav til gasskvaliteten som gir de strengeste kravene. Målingene må da utføres enten i eksisterende grassdrenering konstruert for å samle opp mest mulig gass, eller i brønner som bores gjennom avfallskroppen. Dersom lokaliteten skal godkjennes til sensitiv arealbruk bør denne risikovurderingen absolutt baseres på prøvetaking av både gass, sigevann og det nedbrutte avfallet og eventuelt sigevannssediment, foruten vannprøver i miljøet rundt lokaliteten.

Innledning

Det har vært en rekke kontroverser på grunn av gamle søppelfyllinger som ligger i områder hvor det er utført endringer i arealbruk. Et eksempel på dette er konflikten mellom Skedsmo kommune, beboere og utbyggere av boligfelt, som delvis er bygd på en gammel fylling. Et annet eksempel var oppdagelsen av søppel under bebyggelse ved Geilan Sør i Orkanger i Trøndelag. Det er lite tvil om at skjulte farer ofte kan ligge i slike lokaliteter. Et viktig spørsmål i etterpåklokskapens lys blir om dette kunne og burde vært unngått? I tilfellet Skedsmo er det gjort mange forsøk på å berolige, komme til enighet og finne løsninger. Det er imidlertid lite troverdig å la en konsulent gå rundt i boliger med en gassmåler på et tilfeldig tidspunkt og si i beste sendetid på nyhetene at det ikke er noen fare, noe som skjedde i forbindelse med lokaliteten på Skedsmo.

Regulering av avfallsbehandlingen er blitt mye strengere med årene, men først og fremst etter 1990-tallet. Deponier som mottok avfall før dette må derfor ses på med ekstra forsiktighet. Og det er mange av dem, hvorav de fleste er registrert i Miljødirektoratets database over grunnforurensning. Nå er det begrensninger på hvor mye organisk stoff som kan være i avfallet som deponeres (TOC < 10 %, glødetap < 20 %), med noen unntak. I tillegg fordeles avfallet til ulike deponier klassifisert som ufarlige, ordinære og farlige avhengig av for eksempel utlekkings-tester av avfallet.

Av egen erfaring har vi sett at det dukker det opp ulike farlige forbindelser til ulike tidspunkt og ved forskjellige lokaliteter, dvs. at alle ikke er like farlige til enhver tid. Eksempler på fore-

komster i høye konsentrasjoner er plantevernmidler i sigevannet og dioksiner i sigevannssediment. Dette kan skje flere tiår etter at deponiet er avsluttet, særlig i sigevannssedimentet, men også i sigevann og deponigass. En annen ting er at det er vanskelig å fastslå hvilken veg særlig gassen og sigevannet tar ut fra deponiet og inn i miljøet. Det er derfor lite ønskelig å kombinere slike lokaliteter med utbygging av boliger og lengre opphold av mennesker i andre sammenhenger som for eksempel barnehager, idrett, fritid og pleie.

Av erfaring ser vi at mange lokaliteter med avfall blir vurdert etter kriterier for forurenset grunn, som ofte ikke er velegnet. Disse tar ikke hensyn til eventuell nedbrytning av organisk avfall og de prosesser som følger, som dannelsen av gass og sigevann.

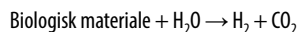
Her gis eksempler på hvordan deponier kan undersøkes og vurderes med tanke på om de er blitt stabile og ufarlige. Selve analysene er enkle å få utført og utfordringen kan være å ta et nødvendig antall prøver for å gi et sikkert bilde av tilstanden i deponiet. Vi har veiledere på håndtering av avfall, etablering av systemer for behandling og overvåking av sigevann. Hvorfor har vi ikke tilsvarende når det gjelder sluttbehandling av deponier?

Hva skjer i fyllingene?

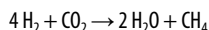
Avfallsfyllinger, og særlig de eldre, må betraktes som store bioreaktorer med lang og usikker levetid, stor utbredelse og med forekomst av uønskede sluttprodukter av nedbrytningen. De organiske forbindelsene nedbrytes i det infiltrerte sigevannet. Nedbrytningen følger en utvikling som vist i figur 1, med en aerob og syredominert startfase, som går over i en metanproduserende periode som kan være svært langvarig, og som ender med en ny aerob fase. Disse fasene overlapper hverandre, og lengden av dem er vanskelig å forutsi, bortsett fra at de tar lenger tid ved lavere temperatur.

Det er to viktige prosesser som forårsaker volumreduksjon og setninger i avfallsfyllinger;

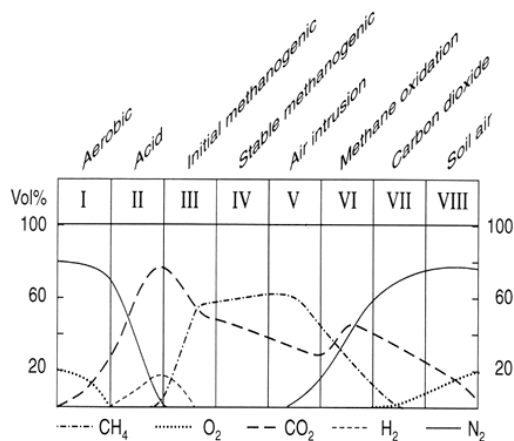
Den første og største er omsetningen av fast organisk materiale til vann og gass:



Den andre er omsetning av gass under metanproduksjonen, som kan forenkles til:



dvs. 5 mol gass blir til ett mol gass (Lagerkvist, 1986).



Figur 1. Idealisert forekomst av ulike deponigasser over tid (Kjeldsen et al., 2002)

Dette er prosesser som forårsaker volumreduksjon og setninger i avfallsfyllinger over tid. Disse volumendringene medfører en kontinuerlig endring av strømningsveier både for vann og gass, og vil på kort og lang sikt utgjøre en fare for alle konstruksjoner i eller på avfallet.

Erfaringstall fra Tyskland og Sveits tilsier at det tar flere hundre år før avfallet er stabilt og ikke lenger slipper ut farlige stoffer med vann og gass.

Verktøy for vurdering

Det følgende er forslag til verktøy for vurdering av om et deponi kan sies å være stabilt og ufarlig, også kalt endelig lagringskvalitet (ELK, eller

på engelsk FSQ, Final Storage Quality). Det meste er beskrevet i en rapport fra Nordisk råd (Haarstad, 2003).

Når det gjelder sigevannet omfatter disse bl.a. en sammenligning av konsentrasjonene i sigevannet med grenseverdier for utlekkings tester av avfall. Andre land har også satt spesifikke grenseverdier for sigevann fra stabilt avfall (f.eks. i Tyskland er grenseverdiene som følger; oksygenforbrukende stoffer <200 mg/l og nitrogen <70 mg/l). Andre tegn på stabilt avfall er et lavt forhold mellom lett- og tungt nedbrytbare organiske forbindelser, at nitrogenet ikke foreligger som ammonium, at sigevannet ikke inneholder flyktige organiske forbindelser (oljedamp) og at fargen i sigevannet består av tungt nedbrytbare humusstoffer. En økning av tungmetaller kan også indikere at avfallet er nedbrutt og at luft igjen kan komme til deponiet.

Generelt gjelder at krav til lave konsentrasjoner i deponigassen er vanskeligere å oppnå fordi det tar lengre tid og kravene blir derfor strengere enn for sigevannet. De fleste grenseverdier for gass gjelder de mest typiske avfallsgassene karbondioksid (CO₂) og metan CH₄). Kravene kan både være i volumprosent, eller i mengde utslipp, enten per tidsenhet eller arealenhet. Igjen kan det være krav om fravær av flyktige stoffer og av andre deponigasser som karbonmonoksid (CO), sulfid og andre gasser.

Sigevannsparametre

- Sammenligne med utlekkings tester og grenseverdier for ufarlig avfall, som for eksempel C₀=160 mg/l for KOF, se avfallsforskriften. Men; dette er kriterier for mottak av avfall og egner seg ikke nødvendigvis til å vurdere ELK.

Tabell 1. Anslått tid til sigevannet oppnår tenkt grenseverdi (etter Heyer & Stegmann, 1997)

Parameter*	Grense (mg/l)	Start (mg/l)	Halvering (År)	Tid til grense (År)
KOF	200 (DE) /60 (S)	2000-43 000	25-96	120-300
TKN	70 (DE) /5 (S)	800-3900	40-150	120-580
Cl	100	500-4200	40-90	120-220

*KOF = kjemisk oksygenforbruk, TKN = Total Kjeldahl nitrogen, Cl = klorid. DE = Tyskland, S = Sveits.

- Spesifikke grenseverdier for sigevann (KOF<200 mg/l, TKN<70 mg/l Tyskland; KOF<60 mg/l, TKN<5 mg/l, Cl<100 mg/l (Sveits))
- Et lavt KOF/BOF-forhold (<0.1 – 0.2)
- Et høyt forhold mellom ikke nedbrytbart og nedbrytbart organisk stoff (f.eks. humussyrer*/BOF)
- Høy konsentrasjon av NO₃
- Ingen flyktige organiske syrer
- Forekomst av spesifikke humussyrer
- En fortløpende økning og nedgang i konsentrasjonen av for eksempel tungmetaller som indikerer overgang til aerobe forhold.

Gassparametre

- CO₂ <1.5% og CH₄<1 % i minst 2 år (England), eller
- CO₂< 22 l/time og CH₄<15 l/time fra alle borehull i minst 2 år (England)
- CH₄<25 m³/time i sum fra deponiet, eller
- CH₄<5 m³/time og hektar (Danmark).
Kommentar: dette kan sees som et strengt kriterium
- Fravær av flyktige organiske forbindelser (VOC) i gassen* Kommentar: VOC i gass fra aktive deponier varierer vanligvis mellom 2-22 ppm (Haarstad & Bergersen, 204; Bergersen & Bøen, 2004)
- Fravær av andre deponirelaterte gasser (e.g. H₂S, CO)

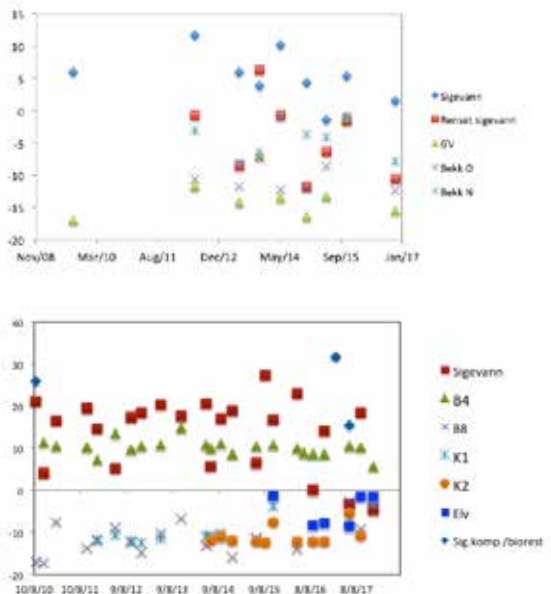
Avfallsspesifikke parametere

(tas ut fra deponiet ved graving eller boring):

- Målbare mengder av nedbrytbare stoffer (cellulose, hemicelluloses, eller stoffer som kan løses i syre (*acid digestible material*))
- “Indirekte” målinger som for eksempel. glødetap (*loss on ignition*, LOI), KOF, TOC, BMP (Biologisk metanpotensial), aerob oksygenforbruk (AT), og andre. Kommentar: nedbrytningen av individuelle stoffer er generelt mindre interessant enn den totale nedbrytningen målt med indirekte parametre som nevnt over
- BMP<0.1 m³ per tonn tørrvekt (eller > 99.9% nedbrutt)

- Forslag i direktivet for biologisk avfall AT₄<10 mg O₂/g tørrstoff (TS) eller <30 Nm³ gas /t tørrstoff eller ~ 85% nedbrytning
- Veiledning for mekanisk/biologisk forbehandling av avfall (MBP): det totale gasspotensialet må være mindre enn GS₄<20 normalm³/t tørrstoff, AT₄<7 mg O₂/g TS (Østerrike); AT₄<5 mg O₂/g TS eller BMP over 21 dager, GB₂₁<20 normalliter/g TS (Tyskland)
- Forekomst av mikroflora typisk for lavere temperaturer (<20 °C) eller jordbakterier eller actinomycetes typisk for aerobe forhold dominerer I stedet for metanogene, acetogene og sulfatreduserende bakterier.

Et annet hjelpemiddel er å bruke sporstoffer for å se om det er påvirkning av sigevann i overflate- og grunnvann nedstrøms lokaliteten. Vi har funnet at den stabile karbonisotopen ¹³C er velegnet og relativt rimelig parameter i denne sammenheng, se figur 2.



Figur 2. Målinger av ¹³C-isotopen (promille) i rensert og urensert sigevann og i miljøet rundt et lukket (topp) og aktivt deponi.

REFERANSER

- Bergersen, O., Berg, B. 2001. Etablere teknikk for indirekte måling av lukt i behandlingsanlegg for organisk avfall ved on-line måling i kompostmassen. (in Norwegian). SINTEF-rapport STF66 A015510, Boks 124 Blindern, 0314 Oslo, 21 s.
- Heyer, K.U., Stegmann, R. 1997. The long-term behaviour of landfills: results of the joint research project "Landfill body". In: Christenen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. Eds. Landfill processes and waste pretreatment. Proceedings Sardinia 97. Vol 1, CISA, Via Marengo 34, 09123 Cagliari, Italy, s. 73-88.
- Haarstad, K. et al. 2003. Handling and assessment of leachate from landfills in the Nordic countries. Nordisk råd, Stockholm. 39 s.
- Haarstad, K. & Mæhlum, T. 2008. Pesticides in Norwegian Landfill leachate. The Open Environmental & Biological Monitoring Journal, 1, 8-15.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. 2002. Present and long term composition of MSW landfill leachate. Critical Reviews in Env. Sci. Tech., 32. 4. 297-336.
- Lagerkvist, A. 1986. Om nedbrytnings- och transportprosesser i avfallsupplag. Licentiatoppsats 1986:004L, Luleå Tekniske Högskola, Luleå, Sverige, 129 s.