RAPPORT LNR 3930-98

Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlings-anlegg for våtorganisk avfall og slam

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S
9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk avfall og slam	3930-98	1998.09.30
	Prosjektnr. Undernr. O-97239 -	Sider Pris 46 -
Forfatter(e) Erik Norgaard	Fagområde 31	Distribusjon Åpen
	Geografisk område -	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Statens Forurensingstilsyn - SINTEF		Oppdragsreferanse

Sammendrag

I forbindelse med gjennomføringen av prosjektet Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk avfall og slam fokuserer denne delrapporten spesielt på hvilke kilder som avgir lukt i komposteringsanlegg samt hvilke prosesser og prosessvariabler som vil være med å bestemme luktkvalitet og luktmengder. Rapporten gjennomgår også kort viktige faktorer som påvirker spredning av lukt fra et anlegg og som derfor inngår som sentrale faktorer i spredningsmodeller. Et moderne komposteringsanlegg kan betraktes som en industriprosess. I rapporten deles prosessen inn i separate trinn: transport, mottak og lagring, forbehandling og interntransport, intensivfase og ettermodning. Mottak og lagring er sammen med intensivfasen de viktigste kildene til lukt. Begge trinnene kan imidlertid lukkes slik at avgasser kan behandles. Dersom komposteringsprosessen er ineffektiv vil imidlertid råkomposten til ettermodning være en adskillig mer problematisk luktkilde å håndtere. Et riktig C/N-forhold vil sammen med fuktighet være sentrale kvalitetsparametere for å få til en effektiv komposteringsprosess som gir et rimelig stabilt produkt for mellomlagring. Det er primært organiske svovelforbindelser, biogene aminer og ulike fettsyrer som gir vond lukt. Ammoniakk (som gir en karakteristisk lukt) er i høye konsentrasjoner å betrakte som et problem for driften av biologiske luktbehandlingsanlegg og vil dermed indirekte også resultere i luktavgivelse. Faktorer som hastighet og temperatur i avkast, skorsteinshøyde, dominerende vindretninger, blandingsevne og topografiske forhold er alle med å bestemme spredningspotensialer og dermed også nødvendige avstander til befolkede områder.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Lukt	1. Odour
2. Kompostering	2. Composting
3. Luktspredning	3. Odour dispersion
4. Luktanalyse	4. Odour analysis

Norgaard, Erik
Prosjektleder

Wathne, Bente
Forskningssjef

ISBN 82-577-3520-5

Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk avfall og slam

Lukt relatert til prosess / Luktspredning

Forord

Prosjektet Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk avfall og slam er et samarbeidsprosjekt mellom SINTEF og NIVA der målet er å utgreie årsaken til lukt hvordan den måles og spres og til sist hvilke tiltak som er sentrale for å håndtere luktproblemet.

Oppdragsgiver SFT ønsker å få et bedre beslutningsgrunnlag for hvordan utslippstillatelser kan utformes og hvilke krav som må stilles til anleggseiere før utbygging.

Delprosjektet Lukt relatert til prosess/ luktspredning er gjennomført av NIVA med Erik Norgaard som prosjektleder.

Prosjektleder for hovedprosjektet har vært Tormod Briseid ved SINTEF

Styringsgruppen i prosjektet har bestått av:

Svein Flornes, NORSAS
Tore Kleffelgår SFT
Jarle Marthinsen, FMVA Buskerud
Kristian Ohr, IVAR
Sigurd Tvedt, RKR

Oslo, 30. september 1996

Erik Norgaard

Innhold

Sammendrag 6

1. Faguttrykk innen luktmåling 7

2. Innledning 9

3. Ulike trinn i komposteringsanlegg 10
3.1 Transport (Trinn 1) 11
3.2 Mottak og lagring (Trinn 2) 11
3.3 Forbehandling og interntransport (Trinn 3) 12
3.4 Komposteringsprosessens intensivfase (Trinn 4) 12
3.5 Ettermodning og mellomlagring av ferdig produkt (Trinn 5) 15

4. Lukt fra komposteringsanlegg 16
4.1 Punktkilde eller diffus kilde 16
4.1.1 Lukt fra mottaksområder 16
4.1.2 Forbehandling 18
4.1.3 Lukt fra intensivfasen 19

5. Lukt - relatert til prosess og råvarer 24
5.1 Hovedomsetningsveiene ved kompostering - anaerobe og aerobe prosesser 25
5.1.1 Omsetning av aminosyrer og proteiner 26
5.2 Faktorer ved råvarer og prosessen som innvirker på dannelse av lukt 27
5.2.1 Kompostens sammensetning - fokus på C/N-forholdet 27
5.2.2 "Riktig" fuktighet 29
5.2.3 Temperatur 30

6. Hvilke forbindelser gir "vond lukt" 32
6.1 Fettsyrer 32
6.2 Nitrogenforbindelser 32
6.2.1 Aminer 32
6.2.2 Ammoniakk 32
6.3 Svovelforbindelser 33
6.3.1 Uorganisk svovel 33
6.3.2 Organisk svovel 34
6.4 Terpener 34

7. Luktspredning 35
7.1 Innledning 35
7.2 Utslippsbetingelser 36
7.2.1 Hastigheten i utslippet 36
7.2.2 Innvirkning av bygninger 36

7.2.3 Temperaturen i utslippet 37
7.2.4 Skorsteinshøyde og fortynning 37
7.3 Meteorologi og spredning 37
7.3.1 Blandingsevne - Turbulens 38
7.3.2 Vertikal temperaturstruktur 38
7.4 Topografiske effekter 41
7.5 Kartlegging av spredning 42

8. Konklusjoner 43
8.1 Komposteringsfaser og luktavgivelse 43
8.2 Komposteringsprosess og luktdannelse 43
8.3 Luktspredning 44

9. Referanser 46

Sammendrag

I forbindelse med gjennomføringen av prosjektet *Lukt og luktproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk avfall og slam* fokuserer denne delrapporten spesielt på hvilke kilder som avgir lukt i komposteringsanlegg samt hvilke prosesser og prosessvariabler som vil være med å bestemme luktkvalitet og luktmengder.

Rapporten gjennomgår også kort viktige faktorer som påvirker spredning av lukt fra et anlegg og som derfor inngår som sentrale faktorer i spredningsmodeller.

Et moderne komposteringsanlegg kan betraktes som en industriprosess. I rapporten deles prosessen inn i separate trinn:

- Transport
- Mottak og lagring
- Forbehandling og interntransport
- Komposteringsprosess (intensivfase)
- Ettermodning.

Mottak og lagring er sammen med intensivfasen de viktigste kildene til lukt fra et komposteringsanlegg. Begge trinnene kan imidlertid lukkes slik at avgasser kan behandles.

Dersom komposteringsprosessen er ineffektiv vil imidlertid råkomposten til ettermodning være en adskillig mer problematisk luktkilde å håndtere.

Et riktig C/N-forhold vil sammen med fuktighet (og porøsitet) være sentrale kvalitetsparametere i blandmassen for å få til en effektiv komposteringsprosess som gir et rimelig stabilt produkt for mellomlagring.

Det er primært organiske svovelforbindelser, biogene aminer og ulike fettsyrer som gir vond lukt. Hydrogensulfid er normalt ikke et problem ved kompostering. De karakteristiske terpenene som avgis fra bark og flis gir karakteristiske lukter som imidlertid ofte vil kunne godtas av naboer.
Ammoniakk (som gir en karakteristisk lukt) er i høye konsentrasjoner å betrakte som et problem for driften av biologiske luktbehandlingsanlegg og vil dermed indirekte også resultere i luktavgivelse.

Faktorer som hastighet og temperatur i avkast, skorsteinshøyde, dominerende vindretninger, blandingsevne (turbulens) og topografiske forhold er alle med å bestemme spredningspotensialer og dermed også nødvendige avstander til befolkede områder.

1. Faguttrykk innen luktmåling

FID: Flame Ionization Detector (flamme ionisasjon detektor).

Spesiell sensor for bestemmelse av organisk stoff i en prøve. Benyttes ofte i forbindelse med kvantifisering av enkeltforbindelser i en prøve etter separasjon basert på at størrelse og/eller ladning gir molekylene ulike kvaliteter.
En gasskromatograf vil ofte anvendes for denne type separasjoner.

ED_{50}: $ED_{50} = Z_{50}$ = Luktterskel

Luktterskelverdien ED_{50} angir hvilken fortynning som skal til for at 50 % av et trenet panel ikke skal kjenne lukt fra en luftprøve. Verdien beregnes statistisk vha. minste kvadraters estimat (MKE). Denne beregningsmåten tar hensyn til følsomheten til paneldeltakerne på 6 – 10 personer.

Luftprøven suges inn i et Triangle Olfactometer ved bruk av en liten pumpe, hvor luften fortynnes med luktfri frisk luft. Olfaktometeret fortynner prøven til 6 forskjellige konsentrasjoner. I tillegg kan olfaktometeret tilkobles ekstrautstyr (forfortynner) som gir øket fortynning. De olfaktometerne som anvendes kan typisk opereres med fortynninger helt opp til ca. 60.000 x.

Ved en fortynning lik ED_{50}, vil halvparten av paneldeltagerne merke lukt. Uansett om spredningen blant paneldeltagerne er stor eller liten, så vil de matematiske beregningene bak log ED_{50} og ED_{50} gi et best mulig statistisk svar når et luktinntrykk skal tallfestes. Olfaktometeret er kalibrert etter Europeisk SEM standard som er ute på høring, slik at luktstyrke verdier kan omregnes til lukt ekvivalenter som benyttes i SEM standarden.

OU: En luktenhet, OU (=Odour Unit)

En OU vil si mengden av (en blanding av) luktgivende stoff i 1 m^3 med luktgivende luftprøve. Den europeiske luktenheten(OU_E) er definert som mengden av en / flere luktgivende forbindelser som etter fordampning i 1 m^3 nøytral luft ved standard betingelser gir fysiologisk respons i et testpanel. Responsen skal være ekvivalent til responsen fra en European Reference Odour Mass (EROM) fordampet i 1 m^3 med nøytral luft ved standard betingelser. En EROM fordampet i 1 m^3 med nøytral luft ved standard betingelser er igjen ekvivalent med D_{50} - Fysiologisk respons (deteksjonsgrensen) i et luktpanel fremkommet i overensstemmelse med denne standarden. Denne D_{50} har per definisjon en konsentrasjon på 1 OU_g/m^3. Det er en sammenheng mellom OU_g for valgt referense-luktstoff og tilsvarende for en hvilken som helst blanding av luktstoffer.

Denne sammenhengen defineres bare ved D_{50}, hvor:

1 EROM (for n-butanol, CAS 71-36-3) = 1 OU_g for blandingen av luktstoffer i prøven

Denne koplingen er grunnlaget for sporbarheten av luktstyrken (OU) i en hvilken som luktprøve til denne referansen. Den uttrykker luktstyrker *som n-butanol masse-ekvivalenter*. Luktkonsentrasjonen blir uttrykt som et multiplikat av 1 OU_g i 1 m^3 med nøytral luft.

European Reference Odour Mass = EROM:

EROM er den godkjente referenseverdien for den europeiske luktenheten som er lik den definerte mengden i et sertifisert referansestoff.

1 EROM er 123 µg n-butanol (CAS 71-36-6).
Fordampet i 1 m^3 med nøytral luft er denne mengden ekvivalent med 0,040 µmol/mol.

Luktkonsentrasjon: (= OU/m^3)

Antall europeiske luktenheter (OU_E) til stede i en m^3 ved standard betingelser.

2. Innledning

For bare få år siden var kompostering å betrakte som "et tiltak" som ble benyttet med det for øye å hygienisere og stabilisere avfall. Golueke (1995) hevder at komposteringshistorien i USA (og antagelig også Europa) kan deles inn i 3 faser:

1. Kompostering frem til 1960 - pionertid
2. Kompostering frem til 1970 - kunnskapstilegnelse
3. Kompostering frem til dags dato - gjenvinning, industrialisering og fokus på driftsproblemer

Allerede i 60-åra ble komposteringsprosessene godt beskrevet sammen med hvilke faktorer som var av avgjørende betydning for å oppnå et godt resultat.
Den store endringen som oppsto ut på 70-tallet og som ga grobunn for kompostering som avfallsbehandlingsmetode var erkjennelsen om at fyllplassene ikke ville vare evig og at fag og begreper som økologi, gjenvinning og miljø ble satt på dagsorden. Komposteringsanlegg (både åpne og lukkede) ble bygget i stort antall.

I begynnelsen av denne industrialiseringsperioden ble det fokusert ensidig på oksygentilførsel som den sentrale parameteren både i forbindelse med styring og design av anlegg. Dette forholdet sammen med lite veloverveide plasseringsvalg gjorde at det ofte oppsto problemer i forhold til naboer, og det altoverskyggende problemet var knyttet til luktavgivelse.

Som et resultat av disse problemene er kompostering av slam og våtorganisk avfall etter hvert erkjent å være en kompleks behandlingsform som det er nødvendig å forstå ut fra biologiske, kjemiske og fysiske lover og prinsipper dersom konflikter med naboer skal unngås. Nødvendigheten av å lukke komposteringsanleggene, helt eller delvis, er i dag innlysende.

Statusrapporten *Status and trends for biological treatment of organic waste in Europe* fra 1995 beskriver dagens komposteringsanlegg som langt på vei lukkede og industrialiserte prosesser.

Ved siden av viktigheten av å etablere vel dokumenterte prosesser og produkter, er det fortsatt bekjempelse av lukt og luktspredning som anses å være de viktigste utfordringene knyttet til komposteringen.

3.1 Transport (Trinn 1)

Våtorganisk avfall vil normalt ha gjennomgått en lagringsperiode på 1-2 uker ute i husholdningene før transport til behandlingsanleggene. Lagring av lett omsettelig organisk avfall uten annen lufttilførsel enn den som passivt diffunderer inn i avfallets eksponerte flater fører raskt til forhold der luft (molekylært oksygen) er mangelvare. Etter mikrobiologiske termer er forholdene i avfallsposen blitt anaerobe. Det etableres raskt gjæringsprosesser i avfallsposen som svært ofte fører til akkumulering av fettsyrer og alkoholer som igjen reduserer pH-verdien. Avfallet går surt.

Slike sure avfallsprodukter vil avgi lukt hvis kvalitet kan variere fra den sure, og for mange velkjente, søppellukten til de virkelige ubehagelige luktopplevelsene med innslag av organiske nitrogenforbindelser (bl.a. såkalte biogene aminer) og svovelholdige forbindelser (inklusive ulike sulfider). Hvilke luktinntrykk som blir dominerende er avhengig av sammensetningen i avfallet.

Det sier seg selv at transport og lossing av denne type avfall vil kunne være kilde til akutte luktutslipp.

Bark, spon eller flis er vanlig benyttede strukturmaterialer ved kompostering. Disse transporteres til anlegget og mellomlagres i store kvanta. Av disse strukturmaterialene fremheves bark som en potensiell luktkilde, spesielt dersom barken er fersk eller det utvikles varmegang i den (barken komposteres). Normalt vil barklukter kunne aksepteres blant folk flest, særlig dersom eksponeringen er av kort varighet, f.eks i forbindelse med transporten.

3.2 Mottak og lagring (Trinn 2)

Våtorganisk avfall bør håndteres umiddelbart etter mottak og lagres under kontrollerte betingelser. Lagring i åpne hauger vil kunne forårsake lukt av samme karakterer som de beskrevet ovenfor. Potensiale for akutt luktavgivelse fra avfallshauger i forbindelse med graving og intern transport vil naturlig nok være stort.

Det skal imidlertid anmerkes at den kanskje viktigste grunnen til å avskjære avfallet fra omgivelsene er at åpne hauger tiltrekker seg insekter, rotter og måker.

Bark, spon og flis vil oftest lagres åpent og under tak for å forhindre at det blir fuktig. Slik lagring vil normalt være uproblematisk. Det bør imidlertid understrekes at dersom det oppstår uro rundt etablering av et komposteringsanlegg så vil lukt, uansett kvalitet og valør, kunne bli et problem i forhold til naboer. I værste fall kan barkhaugene gjenstå som et "problem" etter at anleggseier har investert store summer for å behandle og redusere luktgivende avkast fra avfall og prosess for øvrig.

3.3 Forbehandling og interntransport (Trinn 3)

Om komposteringsprosessen har vært optimal eller ikke vurderes ut i fra ulike kvalitetskriterier som f.eks.:

- kvaliteten i sluttproduktet
- hvor tidseffektiv prosessen er
- om det oppnås temperaturer over en på forhånd valgt grense (ofte mellom 55°C og 70°C).

Muligheten for å nå slike kvalitetsmål avhenger for en stor del av forbehandlingen av avfallsfraksjoner, valg av strukturmateriale samt innblanding av strukturmateriale og råkompost (inokulum) i avfallet. Det må understrekes at dette er valg og operasjoner som alle skjer før selve komposteringsfasen.

Intensjonen med forbehandlingen er flere, og de aller viktigste er listet under:

1. Avfallet skal deles ned og homogeniseres for å bli tilgjengelig for mikroorganismene.
2. Blandmassen som komposteres skal være porøs slik at avfallet eksponeres mest mulig effektivt for tilført luft og en for kraftig sammenpressing unngås.
3. Innblanding av strukturstoff gir mulighet for å regulere blandmassens tørrstoff til et nivå som er optimalt, d.v.s. at det skal gi muligheter for den mest effektive oksygenoverføringen og dannelse av en "effektiv" flora av mikroorganismer.
4. Innblanding av strukturstoff gir mulighet for å oppnå et C/N-forhold som kan forenes med minst mulig tap av nitrogen (som ammoniakk) og en pH i sluttproduktet som ligger på mellom 7,5 og 9.

Innblanding og homogenisering er to stikkord i forbindelse med forbehandling. Begge stikkordene sier oss at avfallet settes i bevegelse, noe som igjen legger forholdene til rette for luktspredning enten fra selve homogeniseringsprosessen eller fra transport av blandmassen til rankeplass eller reaktor. Normalt vil disse operasjonene foregå under kontrollerte betingelser f.eks i lukkete containere, kverner og blandemaskiner som holdes under svake undertrykk der moderate luftmengder kan suges til biofiltere eller andre behandlingsenheter.

3.4 Komposteringsprosessens intensivfase (Trinn 4)

Intensivfasen i moderne komposteringsanlegg vil i dag oftest foregå i lukkede enheter som det etter hvert finnes mange ulike utforminger av. Det finnes imidlertid også åpne anlegg som drives mer eller mindre intensivt, med maskinell vending av ranker opp til flere ganger i uken.

Andre åpne systemer drives med:

1. trykksatt lufting fra plater under rankene eller madrassen (overtrykk)
2. sug gjennom tilsvarende (undertrykk)
3. kombinasjoner mellom overtrykk og undertrykk

De tre sist nevnte prosessutformingene vil imidlertid kunne lukkes inne i større haller noe som gir mulighet for ventilering og behandling av avkast.

I intensiv (fra noen timer til 3-4 uker, avhengig av blandmassens fysiske og kjemiske kvalitet), og spesielt under vending - tromling, er avgassene spesielt konsentrerte og inneholder også mellomprodukter med lave luktterskler. I lukkede anlegg vil slike avgasser ledes til egne behandlingsanlegg. Luktstyrken i avgassen reduseres til nivåer som er forenlig med at driften av komposteringsanlegget kan aksepteres av omgivelsene (driftspersonell og naboer).

En faktor som vil påvirke luktstyrken i avgassen er hvordan blandmassen eksponeres for luft.

Kvaliteten (luktpotensialet) i avgassen er avhengig av om lufting skjer gjennom:

- passiv diffusjon
- sug (undertrykk i kompostmassen)
- innblåsing (overtrykk i kompostmassen)
- kombinasjoner av overtrykk og undertrykk
- mekanisk vending alene eller sammen med oven nevnte luftemetoder

Komposteringsmassen i seg selv kan nemlig betraktes som et luktfilter der mikroorganismene bryter ned og omdanner luktstoffene etter hvert som disse transporteres gjennom massen. Derfor vil det kunne hevdes at passiv diffusjon vil gi en bedre kvalitet med hensyn på lukt i avgassen enn f.eks oksygentilførsel basert på trykksatt luft. I sistnevnte tilfelle vil utskiftningen av porevolumet i kompostrankene (og dermed også organiske luktforbindelser) være spesielt effektiv. Lang oppholdstid vil normalt være en fordel dersom målet er å oppnå omdanning av luktforbindelser til biomasse, CO_2 og vann. Disse forholdene er forsøkt fremstilt i figurene 2 og 3 nedenfor.

Dersom lufting av kompostmassen i lukket trommelreaktor skjer ved undertrykk som genereres ved at headspacevolumet (volumet over kompostmassen) skiftes ut ved avtrekk, vil den dominerende mekanismen for lufting av kompostmassen skje gjennom passiv diffusjon. Kompostmassen fungerer da som et biofilter og luktstyrken i avgassen kan forventes å være lavere enn tilsvarende fra et ovetrykk-system der poregassutskiftningen er langt mer effektiv. Det presiseres at avgassen normalt vil behandles i begge tilfeller.

3.5 Ettermodning og mellomlagring av ferdig produkt (Trinn 5)

Med begrepet ettermodning forstås at det fortsatt foregår en kompostering, men at denne er mindre intens enn i komposteringsfasen (trinn 4). Dette merkes bl.a. ved at temperaturen ikke stiger så raskt og ikke når de samme høyder som under den intensive fasen.
Komposten legges ofte opp i ranker og det tilstrebes et tørrstoff som er høyere enn 40%. I ettermodningen skjer en endring i mikroflora fra termofile bakterier til mesofile bakterier og mer sopp og aktinomyceter. Rankene vil normalt fortsatt ha behov for vending, men vendefrekvensen er lav.

I hvilken grad ettermodningsrankene representerer vesentlige luktkilder er avhengig av hvordan dette trinnet defineres med hensyn på kvalitet i kompostmassen. Ideelt sett vil det kun avgis lukt fra haugene ved vending og lukten vil da ha preg av jordaktig kompost. Dette er en luktvalør som normalt ikke vil oppfattes som problematiske for omgivelsene. Det påpekes imidlertid at ettermodningsranker på samme måte som barkhauger kan oppfattes som problemfylte for naboer dersom det har vært protester i tilknytning til anleggsetablering og/eller at det har vært luktproblemer knyttet til driften tidligere.

4. Lukt fra komposteringsanlegg

4.1 Punktkilde eller diffus kilde

Det er vanlig å dele luktemisjoner inn i to grupper:

1. Lukt som kan spores til en definert luftstrøm (jfr. stiplede linjer i figur 1)
2. Lukt som spores til diffuse utslipp, f.eks fra hele eller deler av ettermodningsranker, til åpne deler av mottak og lagringsplass eller til bekker som påvirkes av kondensvann fra lukket prosess og sigevann fra kompostranker/hauger.

Når det gjelder førstnevnte gruppe, så kan denne "lukten" kvantifiseres.
For den andre gruppen vil luktmengden variere i forhold til endringer i meteorologiske forhold samt til variasjoner i kompostmassens temperatur og porøsitet. Ofte vil alternativet være å modellere spredningspotensialet for slike luktkilder. Alternativt kan deler av overflaten fra slike spredningskilder lukkes og undersøkes under kontrollerte betingelser.

4.1.1 Lukt fra mottaksområder

Dersom målet er høy grad av kontroll med luktspredning, vil mottaksområdet i komposteringsanlegget alltid være et kritisk punkt. Friskt avfall vil utsondre luktkomponenter umiddelbart, og dersom avfallet har vært lagret i 1 -2 uker før ankomst til behandlingsanlegget vil luktpotensialet kunne være vesentlig.

Årsaken til dette er etablering av anaerobe utråtningsprosesser i avfallet som fører til produksjon av fettsyrer, alkoholer, aminer og svovelforbindelser som alle har det til felles at de lukter.
Avfall som er anaerobt inneholder dessuten få aerobe "komposteringsmikrober" i utgangspunktet, noe som gjør prosessene i intensivfasen hemmes eller forsinkes.

Ut fra ovenfor stående er det lett å forstå at mellomlagring av avfallet må gjøres kortest mulig. I tysk litteratur anbefales maksimale oppholdstider på komposteringsanlegget til 24 timer (Bidlingmaier, 1995).

I tabell 1 og 2 under beskrives luktemisjoner og luftstrømmer fra avfallsmottak i tyske komposteringsanlegg.

Tabell 1. Luktkonsentrasjoner i mottaksområdet til 9 tyske komposteringsanlegg (Bidlingmaier, 1995).

Avfall	Silotype[1]	Luftkilde[2]	[3]ED_{50}	[3]FID	Belastning	Anmerkninger
			(OU / m^3)	(mg C / m^3)	(OU/s)	
Blandet	Dyp silo	1	46	13		
Blandet	Dyp silo	1	117 (90 - 165)	11 (6-20)		utskiftning 5 ganger
Blandet	Dyp silo	1	91 (82 - 99)	11 (11-10)		
Blandet	Dyp silo	1	350 (247 - 512)	16 (14-17)		
Blandet	Dyp silo	1	190 (160 - 220)	13 (7-18)	790	15 000 m^3 / h
Blandet	Dyp silo	1	140 (128 - 152)		500	12 900 m^3 / h
Kildesortert (Bio)avfall	Dyp silo	1	30 (7 - 73)		95	4 700 m^3 / h
Kildesortert (Bio)avfall	Grunn tank	2	4 010 (150 - 8 450)		3,31[4] (0,12-6,97)	72 000 m^3 / h ferskt avfall
Lauvavfall	Grunn tank	2	30			
Hageavfall	Grunn tank	2	355			

1 Dyp silo = dypere enn 2 meter / Grunn tank = grunnere enn 2 meter
2 1: Prøven tatt i luftstrøm / 2: Prøven tatt umiddelbart over kompost
3 I parentes vises minimums- og maksimumsverdier
4 (OU/s, m^2)

Tabellen viser konsentrasjon av karbon i avgassen. Det synes imidlertid ikke å foreligge sammenheng mellom luktstyrke og organisk materiale. Avgass fra hageavfall viser lavere luktstyrker enn tilsvarende fra ferskt kildesortert våtorganisk avfall. Dette er som forventet. Tabellen sier imidlertid ingen ting om lagringstid før transport til behandlingsanlegget.

Tabellen antyder at kildesortert avfall avgir mindre lukt enn såkalt blandet avfall (som sorteres på behandlingsstedet).

Tabell 2. Luktstyrke i omgivelsene til ett tysk komposteringsanlegg. Avfallsmengde: 20 000 Mg/a (Bidlingmaier, 1995).

	Volum	Luftutskiftninger	Gjennom-strømning	OU/m^3
	(m^3)	antall pr. Time	(m^3/time)	
Hall	10 466	4	41 820	300
Silo 1 (bioavfall)	250	5	1 250	2 500
Silo 2 (bioavfall)	250	5	1 250	2 500
Silo 3 (slam)	200	5	1 000	2 500

Tabell 2 viser at luktbelastningen fra hallen er mer enn 4 ganger så stor som for de 3 andre kildene. Det antas imidlertid at hallprøven også mottar lukt fra siloene.

Tabellen sier heller ikke noe om luktinntrykket fra de forskjellige prøvene.

4.1.2 Forbehandling

Forbehandling inkluderer arbeidsoperasjoner som kverning / homogenisering, sikting, magnetisk separasjon og transport. Normalt vil slike arbeidsoperasjoner foregå under tak og ofte vil de også foregå i lukkede enheter som drives med undertrykk.

Tabell 3 under viser ventilasjonssituasjon og luktmengder i forbehandlingsdelen i et tysk komposteringsanlegg.

Tabell 3. Eksempel på luktavgivelse fra forbehandling i ett tysk komposteringsanlegg. Avfallsmengden er 20 000 tonn/år (Bidlingmaier, 1995)

	Volum	Utskiftninger	Exhaustmemgder	OU / m^3
	(m^3)	(Antall/time)	(m^3 / timer)	
Mottakshall	9 150	1,5	13 725	100
Kvern	100	3	300	300
Sikt	100	3	300	300
Homogeni-sator				
Med slam	100	5	500	1 000
Uten slam	100	5	500	300

Tabell 3 viser at forbehandlingstrinnet (i dette anleggseksemplet) ikke er noen stor bidragsyter med hensyn på luktbelastning til omgivelsene sett i forhold til mottaksområdet (tabell 1og 2). En åpenbar årsak er at luftgjennomstrømningene i kvern og sikt er moderate.
Et interessant moment er at luktmengden fra tom blander er hele 33% av tilsvarende fra blander som er full av slam. Årsaken er at slamresten representerer et stort areal som eksponeres for omgivelseslufta. Eksemplet viser tydelig at det er viktig unngå at avfall og slam blir liggende i tynne lag enten på bakken eller i åpne siloer og containere. Dette vil representere typiske diffuse kilder til lukt. Det er viktig at det foreligger muligheter for rengjøring.

4.1.3 Lukt fra intensivfasen

Tabellene 4 a og 4 b under viser reelle luktmengder fra 4 tyske komposteringsanlegg. Tabell 5 viser beregninger av luktmengder fra to anlegg som behandler henholdsvis 6 500 tonn avfall/år og 20 000 tonn avfall/år (Bidlingmaier, 1995).

Resultatene gir et godt grunnlag for å hevde at:

- Luktpotensialet avtar over tid
- Luktpotensialet er høyt ved vending og spesielt noen få døgn etter vending
- Luktpotensialet synes å være størst i de 3-4 første ukene av komposteringsprosessen. Dette faller sammen med intensivfasen og forklarer hvorfor lukking av og kontroll med denne fasen er viktig for å unngå konflikter med naboer
- Etter 5 uker er luktpotensialet minimalt

Tabell 4. a. Luktstyrke og luktbelastning fra intensivfasen i 4 tyske komposteringsanlegg (Bidlingmaier, 1995)

	Lokalisering	Alder	Z_{50}[1]	Gjennom-strømning	Volum kompost	Belastning	Anmerkninger
		døgn	(OU/m^3)	(m^3/time)	(m^3)	(OU/s, m^3)	
Våtorganisk restavfall	Overflaten av madrasser h=1.8 m	ca. 7	9 700	1 100	260	11.4	-
		Ca. 21	4 100	1 800	260	7,9	-
		Ca. 28	480	1 500	260	0.8	-
		ca. 42	1 400	1 300	260	1,9	-
		ca. 56	860	1 200	260	1,1	-
		ca. 70	1 500	850	240	1,5	-
		ca. 77	680	1 400	260	1,0	-
Bioavfall	Overflaten av ranker	max. 5	14 600				h = 2,3 m
		max. 35	7 300				h = 1,9 m
		max.70	1 370				h = 1,5 m
Bioavfall	Overflaten av ranker h = 2.3 m.	max. 7	2 420	ca. 2 100	860	1,6	luft på toppen av ranker (liggende i ro)
		max. 10	18 300	ca. 2 000	820	12,4	etter vending
		max. 31	25 900	ca. 1 750	690	18,2	etter vending
		max. 70	1 240	ca. 1 190	470	0,9	luft på toppen av ranke (liggende i ro)
		max. 77	395	ca. 1 200	430	0,3	luft på toppen av ranke (liggende i ro)

Tabell 4b. Luktstyrke og luktbelastning fra intensivfasen i 4 tyske komposteringsanlegg (Bidlingmaier, 1995)

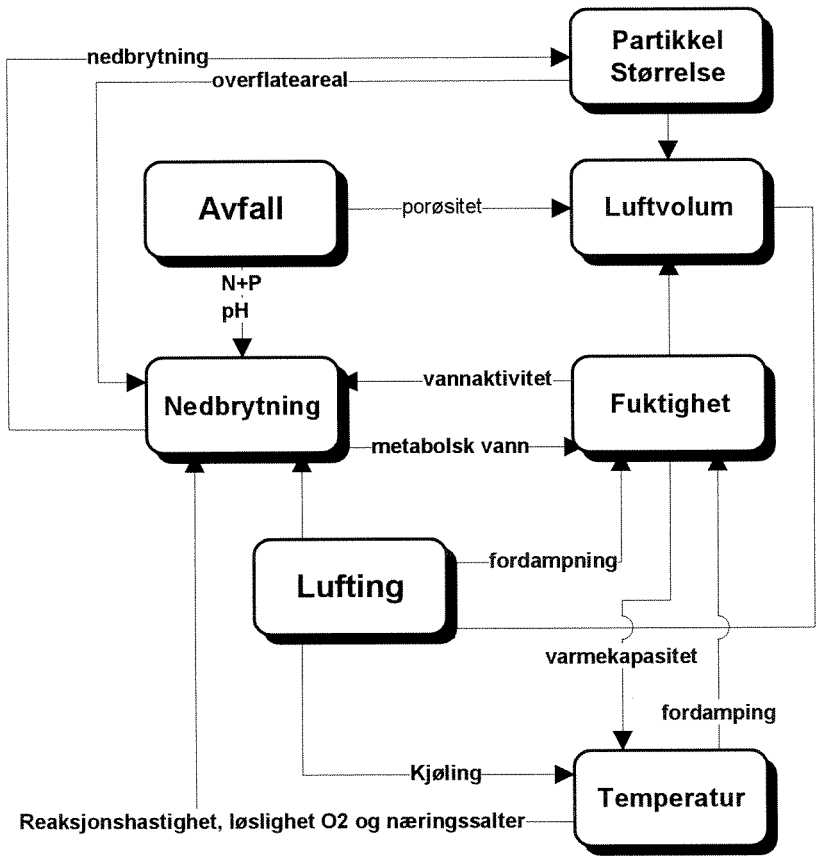
Avfall	Lokalisering	Alder	Z_{50}[1]	Gjennom-strømning	Volum Kompost	Belastning	Anmerkninger
		døgn	(OU/m^3)	(m^3/time)	(m^3)	(OU/s,m^3)	
Bioavfall	Overflaten av ranker h= 2,5 m	1	51 900 (47730-56070)	0	91 (78 – 104)	-	umiddelbart etter vending
		5	4 830	340	78	5,8	som ovenfor
		8	4 960	700	78	12,4	som ovenfor
		14	3 070	805	104	6,6	som ovenfor
		14	27 840 (19560-43910)	375 (305-470)	84 (78-91)	32,6	1 døgn etter vending
		19	3 340	560	78	6,7	som ovenfor
		20	76 930	370	83	95,3	1 døgn etter vending
		22	15 440	920	104	37,9	som ovenfor
		26	5 730	625	78	12,8	som ovenfor
		26-28	14 090 (12720-16720)	610 (540-675)	84 (78-91)	28,9 (24,3-37,8)	1 døgn etter vending
		32	5 030	450	91	6,9	som ovenfor
		33	3 450	620	104	5,7	som ovenfor
		35	2 110	540	78	4,1	som ovenfor
		35	10 650	680	83	24,2	som ovenfor
		36	220	590	104	0,3	avslutning
		42	100	510	78	0,2	avslutning

Tabell 5. Estimerte luktutslipp fra et komposteringsanlegg med en omsetning på henholdsvis 6500 Mg/år og 25000 Mg/år

	6500 Mg/år					25000 Mg/år				
	Mengde	Konsentrasjon		Belastning		Mengde	Konsentrasjon		Belastning	
	(m^3)	(OU/m^3)	(dB OD)	(OU/s)	($OU/s,m^3$)	(m^3)	(OU/m^3)	(dB OD)	(OU/s)	($OU/s,m^3$)
Mottaksbunker (døgn)	46	350	25	390	8.5	174	180	23	600	3.4
		(710)	(29)	(790)	(17)		(510)	(27)	(1700)	(9.8)
Daglig tilført										
- fersk forbehandlet	46	5000	37	470	10	174	5000	37	660	3.8
		(9500)	(40)	(880)	(19)		(9500)	(40)	(1250)	(7.2)
- fersk med dekke	46	1250	31	120	2.6	174	1250	31	165	0.95
		(2500)	(34)	(230)	(5.0)		(2500)	(34)	(330)	(1.9)
Rottingdrum	115	15000	42	2400	21	261	30000	45	10875	42
($5m^3/m^3$*time)		(t=2,5 dgn)					(t=1.5 dgn)			
Rottingcontainer										
-Luftmengde 5 m^3/m^3 * time	230	30000	45	9500	41					
-Luftmengde 20 m^3/m^3 * time	230	10000/200	40/23	6800	30					
- kompostprod. / uke	41	13300	1120	1120	27					
Ikke luftede ranker (døgn)										
- uten lufting max 2 uker	42	1000	30	85	2.0					
- uten lufting > 2 uker	32	200	23	13	0.41					
Ikke luftede ranker (døgn)										
- vending etter 1 uke	41	13300	41	1120	27					
- vending etter 3 uker	37	3100	35	240	6.5					
- vending etter RG III	30	580	28	36	1.2					
Madrassranke /sug										
(h:2,3 m, alder 0-70 døgn)										
-overflate						6600	350	25	970	0.15
							(4300)	(36)	(11900)	(1.8)
-exhaust (19800 m^3/time)						6600	11500	41	63250	9.6
							(20000)	(43)	(110000)	(17)
Madrassranke / trykk										
- uten vending (19800 m^3/time						6600	8000	39	44000	6.7
- 20% vending (3960 m^3/time)						1320	30000	45	33000	(25)
Ranker til ettermodning										
- mengde pr. Uke	115	80	19	19	0.17	435	80	19	31	0.07
		(200)	(23)	(48)	(0.42)		(200)	(23)	(78)	(0.18)
- utgravet pr. Uke	23	250	24	12	0.52	87	250	24	20	0.23
		(1100)	(30)	(53)	(2.3)		(1100)	(30)	(86)	(0.99)

5. Lukt - relatert til prosess og råvarer

Kompostering er definert som biologisk nedbrytning og omdanning av organisk materiale under tilførsel av molekylært oksygen (O_2). Figur 4 under viser sammenhenger mellom ulike kvalitetsaspekter ved avfallet og nedbrytning/omdanning av organisk avfall. Forståelse av sammenhengene er viktig for å kunne spore årsak til lukt og for å sette i gang riktige og effektive tiltak.



Figur 4. Ulike sammenhenger mellom kvalitet i og nedbrytning (kompostering) av avfall

Ved å styre og kontrollere faktorene (variablene) i figur 4 er det for en stor del mulig å isolere luktproblemet til distinkte faser av prosessen og/eller gjøre problemet minst mulig. Kapitlene under gir en kort presentasjon av de aerobe og anaerobe prosesser som er virksomme under komposteringen samt en vurdering av viktigheten av driftsparametere som fuktighet, C/N-forhold (avfallets kjemiske sammensetning), temperatur og porøsitet (avfallets fysiske sammensetning/kvalitet).

5.1 Hovedomsetningsveiene ved kompostering - anaerobe og aerobe prosesser[1]

Mikroorganismer bryter først ned de lett omsettelige forbindelsene i blandmassen som skal komposteres. Disse inkluderer aminosyrer, proteiner (mange aminosyrene satt sammen i store molekyler) og karbohydrater.

Ved nedbrytning av karbohydrater skjer det først en forgjæring (uten behov for luft) der sukkermolekylet omdannes til alkohol og karbondioksid:

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2\ CH_3CH_2OH + 2\ CO_2$
glukose — *etanol (alkohol)* — *karbondioksid*

Ved tilførsel av luft (hovedinnsatsfaktor i en komposteringsprosess) oksideres alkoholen til acetaldehyd og videre til eddiksyre:

$2\ CH_3CH_2OH + O_2 \rightarrow 2\ CH_3CHO + 2\ H_2O$
alkohol — *(acet)aldehyd*

$2\ CH_3CHO + 2\ H_2O \rightarrow 2\ CH_3COOH$
acetaldehyd — *eddik(syre)*

Den videre omsetningen er avhengig av oksygennivå og CO_2-trykk.
For å oppnå aerobe forhold kreves både god tilgang på luft (molekylært oksygen) og god utlufting, d.v.s. utskifting av karbondioksid som dannes under forbrenningen.
Dersom disse betingelsene er til stede oppnås en fullstendig forbrenning som beskrevet i den kjemiske reaksjonslikningen under:

$2\ CH_3COOH + 4\ O_2 \rightarrow 4\ CO_2 + 4\ H_2O$
eddik(syre) — *karbondioksid*

Dersom karbondioksid hopes opp p.g.a. utilstrekkelig utlufting, (vending av en kompostranke f.eks) vil reaksjonsforløpet over hemmes og det vil etter hvert skje en opphopning av eddiksyre i komposten. I slike tilfeller vil pH avta raskt og etter hvert stabiliseres på verdier rundt 5.
Karbondioksid kan fjernes enten ved å tilføre komposten kalk:

$CO_2 + H_2O + CaCO_3 \rightarrow Ca(HCO_3)_2$

eller ved å foreta hyppigere vendinger eller på annen måte sørge for at karbondioksid luftes ut.

[1] Kapittel 5.1 bygger på artikkelen Kompostering og anvendelse av kompost (Jakobsen, 1991).

I et biogassanlegg vil karbondioksid oppløses i den vandige fasen, men p.g.a. de anaerobe forholdene vil eddiksyre ikke forbrenne som beskrevet ovenfor, men dekarboksyleres under dannelse av biogassen metan (CH_4) og karbondioksid:

$$\underset{\textit{eddik(syre)}}{CH_3COOH} \rightarrow \underset{\textit{metan}}{CH_4} + \underset{\textit{karbondioksid}}{CO_2}$$

5.1.1 Omsetning av aminosyrer og proteiner

Ved omdanning av aminosyrer dannes det karbondioksid, hydrogenkarbonat og ammoniakk (NH_3):

$$\underset{\textit{aminosyre}}{\begin{array}{l} R \\ | \\ HCNH_2 \\ | \\ COO^- \end{array}} + O_2 + H_2O \rightarrow RH + CO_2 + HCO_3^- + NH_3$$

Hydrogenkarbonat som dannes kan spalte videre til karbonsyre og karbonat.
Ved effektiv utlufting spaltes karbonsyren videre til karbondioksid og vann:

$$2HCO_3^- \Leftrightarrow \underset{\Uparrow}{H_2CO_3} + CO_3^{2-}$$

$$H_2O + CO_2$$

Karbonationene reagerer med hydrogenioner eller kalsiumioner i henhold til reaksjonslikningene under:

$$CO_3^{2-} + H^+ \rightarrow HCO_3^-$$

$$CO_3^{2-} + Ca \rightarrow CaCO_3$$

Når kalsiumionene feller ut vil pH stige. Det er vanlig å måle pH-verdier i kompost i området 7,5 - 9.

Ved anaerob kompostering med akkumulering av eddiksyre ligger pH-verdiene på typisk 5.

Overskudd av protein i komposten (f.eks. representert ved bioslam, husholdningsavfall eller grønt gress) krever mye eller spesiell kvalitet (les omsettelighet) i strukturmaterialet for å unngå for store nitrogentap.

5.2 Faktorer ved råvarer og prosessen som innvirker på dannelse av lukt

5.2.1 Kompostens sammensetning - fokus på C/N-forholdet

Tilgjengeligheten av karbon og nitrogen i blandmassen og det såkalte C/N-forholdet er alle parametere som må holdes under kontroll for å:

1. oppnå en effektiv prosess
2. unngå tap av nitrogen
3. oppnå høy kvalitet i sluttproduktet

og i ytterste konsekvens for å

4. redusere luktavgivelse

Organisk stoff eller glødetapet gir et indirekte mål for karbon i blandmassen. Glødetapet i en prøve bestemmes etter forbrenning ved 550°C i 2 timer. En røff sammenheng mellom organisk stoff i en prøve og karbonmengden i den samme prøven er gitt fra likningen under:

C = OM (Organisk Materiale, målt som glødetap) * 0.54

Mengden av og formen på nitrogenet som komposten inneholder er også viktig å ha kunnskap om. Det er ønskelig at nitrogenet i ferdigstilt kompost foreligger på organisk form og minst mulig som ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-). Sist nevnte vil normalt kun påvises når komposten er stabil og er da et tegn på såkalt nitrifikasjon.

Et forhold mellom karbon og nitrogen (C/N-forhold) i en organisk gjødsel (f.eks kompost) på ca. 20 beskriver grensen mellom nitrogenbinding og nitrogenmineralisering. Dette er i og for seg i god overensstemmelse med at andel biomasse kun utgjør halvparten av den totale mengde med organisk stoff. Dersom ammoniakk ikke tapes fra komposten, vil C/N forholdet halveres under den mikrobielle omsetningen og ende opp på et forhold i nærheten av det vi finner i jordens biomasse (10 – 12).

Det er imidlertid ikke avfallskomponentenes gjennomsnittlige C/N-forhold som er interessant, men derimot de gjennomsnittlige C/N-forholdene i de forbindelsene som brytes ned først, d.v.s. proteiner, fett og karbohydrater. Ut i fra at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av nitrogen i protein er på ca. 16% vil det være ca. 3 karbonatomer pr. nitrogenatom, d.v.s. at C/N = 36/14 = 2,6 (atomvekt). Med dette som grunnlag kan det forventes at C/N-forholdet i omsettelige forbindelser ofte vil ligge langt under 20 selvom C/N-forholdet i kompostmassen som helhet er betydelig over 20. Konklusjonen er at det selv med et gjennomsnittlig C/N-forhold i området 25- 35 (etter læreboka) vil kunne observeres ammoniakktap fra komposten.

Ved en pH på 9.3 vil halvparten av ammoniakken foreligge som NH_4^+-N og halvparten som NH_3-N. Dess høyere pH dess høyere vil andelen med NH_3-N være. Et viktig moment er også at pK_a-verdien på 9.3 gjelder ved romtemperatur. Denne verdien faller kraftig ved stigende

temperatur (ved oppvarming av komposten). Ved 60°C er den f.eks 8.3, og siden pH samtidig er høy ved aerob kompostering kan det forventes omfattende fordampning av ammoniakk og dermed et nitrogentap, dersom den ikke samles opp.

Dersom komposten inneholder fritt vann vil en del av ammoniakken løses opp. Problemet er imidlertid at ammoniakk i vannfasen hemmer den mikrobielle aktivitet. Denne kan også være et stort problem ved drift av biofiltere som behandler avgasser fra komposteringsanlegg.

Ammoniakk har en karakteristisk egenlukt, men vil sjelden være den direkte årsaken til luktsjenansene som innklages i noe avstand fra komposteringsanlegg.

Dersom forholdet mellom ammonium og nitrat er høyt i komposten, indikerer dette mangel på oksygen. Vending av slik kompost kan gi kraftige utslipp av ammoniakk og annen lukt til omgivelsene.

Hva er så det optimale C/N-forholdet i blandmassen?

Her finnes mange tall, men de fleste ligger i området C/N = 25 - 35 / 1. Etter hvert som prosessen pågår vil dette forholdet avta, mest fordi vi får dannet CO_2 som unnslipper kompostmassen.

Når C/N forholdet avtar ned mot 15 og lavere vil komposten normalt kunne betegnes som stabil. Som beskrevet i det ovenfor stående er det viktig å ha i minne at ikke all karbon er like lett omsettelig. Det betyr at C/N-forhold i ferdig kompost godt kan være høyere.

Tabell 6 under viser typiske C/N-forhold i ulike avfallsfraksjoner og strukturmaterialer (Nielsen, 1990). Tabellen gir også en vurdering av egnethet for kompostering og i hvilken grad fraksjonene egner seg som strukturgiver til blandmassen.

Tabell 6. Kvalitetsvurderinger av ulike avfallsfraksjoner og strukturmaterialer (Nielsen, 1990)

Materiale	C/N-forhold	Vurdering Struktur	Egnethet for kompostering
Bark	100 - 150	GOD	Middels
Treflis	> 100	GOD	Dårlig
Bladverk	30 - 60	Middels - God	(Dårlig)
Hageavfall	20 - 60	GOD	GOD
Friskt gress	10 - 20	Dårlig	GOD
Høy	20 - 30	Middels - God	GOD
Fruktavfall	35	Dårlig	GOD
Kjøkkenavfall	12 - 20	Dårlig	GOD
Husdyrgjødsel	20 - 25	GOD	GOD
Halm	60 - 100	GOD	Middels

Som det fremgår av figuren "behøver" kjøkkenavfall og grønt gress tilførsel av omsettelig karbon.

5.2.2 "Riktig" fuktighet

Kompostens vanninnhold er viktig for å få til en høyest mulig aktivitet av de riktige mikro-organismene (d.v.s. de som er avhengige av luftas oksygen for å bryte ned organisk stoff). For å unngå anaerobe prosesser med utsondring av vonde lukter som resultat, må vanninnholdet være forenlig med effektiv distribusjon av luft til hele avfallsmassen. Er tørrstoffet for lavt vil fort molekylært oksygen bli begrensende.

Blir komposten for tørr (> 50%) vil imidlertid bakteriefloraen etter hvert dø ut.

Under ettermodningsfasen bør tørrstoffinnholdet være høyere enn under selve komposteringen, men ikke for høyt. Det er viktig at både bakterier og noe sopp kan rekolonisere komposten etter den sterkeste varmgangen, og spesielt sopp liker det ikke for fuktig. En moden kompost med innslag av sopp og aktinomyceter vil ha en lett kjennelig lukt som normalt ikke virker sjenerende for omgivelsene.

Temperaturstigningen i komposten er et mål for aktivitet, men aktiviteten er ikke direkte proporsjonal med temperaturstigningen. Et eller annet sted i forkant av en temperaturtopp ligger den høyeste omsetningen målt som oksygenforbruk eller produsert CO_2 per tidsenhet. For å få en best mulig utnyttelse av kostbare anlegg vil det ofte være et mål å styre temperaturen i massen på en måte som sikrer den høyeste aktiviteten til enhver tid. Resultatene i tabell 7 viser imidlertid at temperaturområdet med høyest aktivitet (behov for effektiv kjøling) også faller sammen med høyest luktavgivelse fra prosessen (Wilber og Murray, 1990). Dersom råkomposten som er produktet ut fra den kontrollerte intensivfasen er stabil vil imidlertid sjansene for lukspredning fra ettermodningsrankene være langt mindre. Denne styringsstrategien betinger naturlig nok at avgassen fra intensiv (kontrollert) prosessfase (Trinn 4) kan føres kontrollert til behandling med et ønsket resultat.

Tabell 7. Reaktortemperaturens innvirkning på luktmengde fra komposteringsanlegg (Wilber og Murray, 1990)

Reaktortemperatur	Gjennomsnittlige luftmengder	Luktmengde
(°C)	m^3/time*tonn TS	ED_{50}*m^3/time*tonnTS
46,6	330	16,5
50	150	16,9
53,5	50	8,9
58,3	35	6,8
59,2	5	2,8
67,8	10	1,5

Normalt vil maksimal aktivitet målt som oksygenforbruk eller CO_2-produksjon ligge i temperaturområdet 60°C ± 2-3 °C.

6. Hvilke forbindelser gir "vond lukt"

De illeluktende forbindelsene som komposteringsprosesser kan gi fra seg kan deles inn i grupper som baseres på sammensetning, f.eks. om de inneholder svovel.

I det nedenfor stående deles luktavgivende forbindelser inn i 6 grupper.

6.1 Fettsyrer

Opphopning av fettsyrer og nedgang i pH i komposten betyr normalt at den videre forbrenningen av fettsyrene er hemmet p.g.a. for høye konsentrasjoner med karbondioksid. Komposteringsprosessen blir anaerob.

Et annet moment som angår fettsyrene er at de ikke inneholder nitrogen, men kun karbon, oksygen og hydrogen. Det vil derfor også være en sammenheng mellom fettsyreopphopning og C/N-forholdet i blandmassen. En tommelfingerregel sier at kompost med C/N-forhold som overstiger 35 lett kan anrikes med fettsyrer dersom en ikke er spesielt oppmerksom med hensyn på lufting .

Her skal det imidlertid understrekes at dersom karbonet i blandmassen er tungt tilgjengelig vil C/N-forhold på langt over 35 være forenlig med en kontrollert prosess også hva gjelder dannelse av fettsyrer.

6.2 Nitrogenforbindelser

6.2.1 Aminer

Aminer er typiske mellomprodukter fra anaerob omsetning av aminosyrer. Aminene dannes primært i det lavere pH-området og under utråtning. Aminene som går under fellesbetegnelsen biogene aminer inkluderer enkeltforbindelser som f.eks kadaverin og putrescein.

Som navnet tilsier er disse opphav til meget ubehagelige luktopplevelser.

6.2.2 Ammoniakk

Det er nesten umulig å unngå at komposteringsprosessen avgir nitrogen som ammoniakkgass (NH_3). Spesielt i starten av den intensive fasen når temperaturen er høy og pH er stigende vil konsentrasjonen av ammoniakk i avgassen kunne være anselig (> 100 ppm), selv om C/N-forholdet i blandmassen ligger på 30 eller mer.

Ammoniakk har en karakteristisk lukt som fremfor alt virker irriterende. Siden denne forbindelsen fortynnes raskt, vil den i all hovedsak være et problem i arbeidsmiljøet og de aller nærmeste omgivelsene.

I moderne komposteringsanlegg vil det normalt tas hensyn til ammoniakk i avgassen i forbindelse med drift av biofiltere. Høye konsentrasjoner av ammoniakk virker giftig overfor bakterier og kan i værste fall slå ut floraen i biofilteranlegg. I en del nyere biofiltere består filtermassen hovedsakelig av partikler med mineralsk opprinnelse uten spesiell tilsats av organisk stoff (som halm, bark og torv). Fordelen med slike filtere er mekanisk styrke og jevn distribusjon av avgass. Antagelig stiller denne type filtere større krav til at avgassen er balansert med hensyn på innhold av karbon og nitrogen. C/N-forholdet i avgassen spiller med andre ord en rolle for oppnåelig luktreduksjon i utslippet.

6.3 Svovelforbindelser

6.3.1 Uorganisk svovel

Hydrogensulfid gir den karakteristiske lukten av råtne egg og dannes under anaerobe betingelser via ulike omsetningsveier. Den mest kjente er reduksjon av sulfat under tilstedeværelse av fettsyrer og/eller karbohydrater (sulfatreduserende bakterier = SRB). En annen produksjonsvei går via anaerob omdanning av svovelholdige aminosyrer.

Hydrogensulfid kan utvikles i ulike trinn av komposteringsprosessen. Avfallet som skal komposteres vil ofte være anaerobt i utgangspunktet og dermed bl.a. kunne inneholde hydrogensulfid. Det kan også dannes anaerobe nisjer under komposteringsprosessen med produksjon av svovelforbindelsen som resultat.

Etableres en effektiv aerob komposteringsprosess vil hydrogensulfid ikke være et stort problem. Den effektive prosessen er selvfølgelig avhengig av at kompostmassen får en optimal porøsitet bl.a. gjennom valg av riktig strukturmasse og at den ikke er for våt i utgangspunktet.

Det er også viktig at kompostmassen ikke inneholder baller der avfallets tilgang på luft er begrenset. Hydrogensulfid kan dannes lokalt i slike klumper og dermed forårsake at et "95% høyverdig" komposteringsprodukt avgir lukt.

Det skal poengteres at det ikke er spesielt vanlig å påvise hydrogensulfid, selv i dårlige kompostkvaliteter.
Årsaken til dette kan være at ammonium (som ofte er et problem) reagerer med sulfiden under dannelse av elementært svovel.

6.3.2 Organisk svovel

De aller fleste som arbeider med luktreduksjon fra komposteringsanlegg er opptatt av å få kontroll med emisjoner av organiske svovelforbindelser. Slike forbindelser avgir lukt, til dels ved svært lave konsentrasjoner (på ppb-nivå). Et særfenomen med slike forbindelser er at dannelsen like gjerne kan skje anaerobt som aerobt (Wilber og Murray, 1990).

En vanlig forbindelse som metylmerkaptan:

$$SH\text{-}CH_3$$
metylmerkaptan

dannes ofte i anaerobe nisjer i kompostmassen. Når forbindelsen diffunderer ut i den "åpne" kompostmassen (hvor molekylært oksygen er til stede) vil metylmerkaptanen oksideres til dimetyldisulfid:

$$SH\text{-}CH_2\text{-}CH_2\text{-}SH$$
dimetyldisulfid

Dimetyldisulfid blir så omdannet til dimetylsulfid. Denne omdanningen er imidlertid ikke avhengig av tilstedeværelse av molekylært oksygen. Hvilke av de 3 luktkomponenter som dannes er med andre ord avhengig av oksygenforholdene i kompostranken.

6.4 Terpener

Terpener er forbindelser som nesten alltid vil ha sin opprinnelse i strukturmaterialene som bark og spon/flis/sagmugg. Terpenene kan påvises i konsentrasjoner på > 500 ppb like over kompostrankene. Lukt-tersklene for slike forbindelser ligger imidlertid ofte helt ned mot 5 ppb, og når de i tillegg er svært stabile med hensyn på nedbrytning er det naturlig at de kan forårsake lukt til omgivelsene.

Imidlertid skal det presiseres at svært mange av terpenene avgir lukt som for mange oppfattes som gode.

7. Luktspredning

7.1 Innledning

Det er utviklet metoder som kan anvendes for å måle den reelle forurensningen på stedet samt modeller som brukes for å beskrive spredningen av komponenter i et utslipp fra en kilde (f.eks. en skorstein). Frem til nå har fokus vært rettet mot forurensning som virker skadelig overfor mennesket selv eller miljøet. Nå defineres også lukt som en forurensning som det vil kreves spesifikke utslippstillatelser for. Det betyr at ovenfor nevnte metoder må tilpasses for å måle lukt i omgivelsene og beregne luktspredning.

I noen land så som Nederland og Danmark er det fra sentralt hold allerede satt opp grenseverdier for hvilke luktnivåer som kan godtas i omgivelsesluften, mens flere og flere land i Europa utvikler og samordner metoder for å måle(kvantifisere) luktforurensning til luft. Ofte benyttes regnemodeller for å lage anslag på hvilke luktkonsentrasjoner som kan forventes f.eks i nærheten av et komposteringsanlegg. Disse modellene bygger inn meteorologiske data og topografiske forhold på stedet, men er naturlig nok ikke entydig tilpasset forholdene ved det enkelte behandlingsanlegget (utslippskilden). De beste resultatene oppnås ved kalibrering av modellene ved målinger av meteorologi og utvalgte utslippsparametere i den enkelt lokalitet.

I spredningsmodeller presenteres gasskyer som slippes fra punktkilder matematisk som Gauss fordelinger både i horisontal og i vertikal retning. Fordelen med å presentere spredning som en Gauss-funksjon er simpelthen at den (spredningen) er enkel å håndtere. Imidlertid er det kun statiske (tidsuavhengige) situasjoner som beskriver en homogen turbulens som kan beregnes ved bruk av slike Gauss-modeller. Det er derfor utviklet et sett med hjelpeverktøy som gjør det mulig å beregne spredningsbilder som er *ikke-homogene*. Både høyde-avhengige effekter og effekter av endringer i vindretning kan beregnes i slike analytiske (dynamiske) Gauss modeller.

Det er 3 aspekter ved luktutslipp som er med å beskrive miljøbelastningen rundt kilden:

1. Forholdene ved/i utslippet
   Herunder ved hvilke betingelser og i hvilke mengder utslippet skjer

2. Spredningen av utslippet
   Viktige parametere som påvirker spredning er vindforholdene på stedet og stabiliteten i selve luftlaget

3. Virkningen av utslippet
   Når det gjelder lukt vil tolererbarhet og valgte grenseverdier vær av sentral betydning

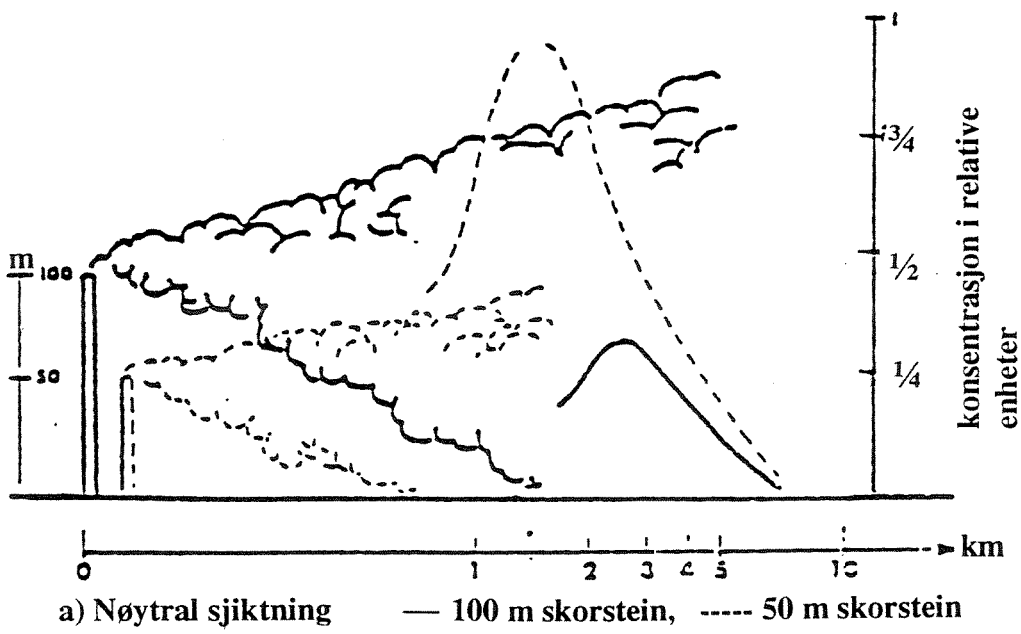
Nedenfor gjennomgås noen generelle prinsipper ved spredning av et luktutslipp til luften.

7.2.3 Temperaturen i utslippet

Utslippets temperatur har betydning for hvilke konsentrasjoner som vil forekomme på bakkenivå. Hvis utslippet er varmere enn omgivelsene vil dette i seg selv være med på å gi avkastet et løft p.g.a. varmeoverskuddet. Dette løftet øker jo større varmeoverskuddet er. Dette betyr at utslippet får en "tilleggshøyde" til skorsteinen, slik at konsentrasjonene vil fortynnes tilsvarende før det når bakken.

7.2.4 Skorsteinshøyde og fortynning

Figur 7 under viser at ved ellers identiske værforhold blir maksimalkonsentrasjonen ved bakken fra en 50 m høy skorstein nesten 4 ganger høyere enn tilsvarende fra en 100 m høy skorstein. Avstanden til maksimalkonsentrasjonen ved bakkenivå er ca. 1,5 km fra en 50 m høy skorstein og ca. 2,5 km fra en skorstein som er 100 m høy.



Figur 7. Skorsteinshøydens betydning for bakkenær konsentrasjon av lukt (Bøhler, 1986)

7.3 Meteorologi og spredning

Konsentrasjonene som skal til for å gi den totale luktopplevelsen i ulike avstander fra kilden er avhengig av det luftvolumet som forurensningen slippes ut i og luftens evne til å spre og fortynne utslippet.

Værforholdene spiller en avgjørende rolle for spredningen av de luktkomponentene som slippes ut. Vindretningen bestemmer hvilken vei utslippet transporteres, og fortynningen avhenger av vindstyrke og luftens blandingsevne underveis.

Disse meteorologiske faktorene påvirkes igjen av de topografiske forholdene som kan kanalisere vinden, ofte i helt andre retninger enn den dominerende vindretningen.

7.3.1 Blandingsevne - Turbulens

Avkastets horisontale og vertikale utstrekning (åpningsvinkelen) er avhengig av atmosfærens blandingsevne eller turbulensen.

Vindretningen varierer langs en midlere retning og fluktuasjoner som er mindre enn dimensjonen på selve avkastet betegnes som turbulente fluktuasjoner.

Det er disse fluktuasjoner som sprer forurensningen på tvers av vindretningen.

Turbulensen er avhengig av følgende tre faktorer:

1. Vertikal temperaturstruktur
2. Vindvariasjon med høyden
3. Overflatens ruhet

7.3.2 Vertikal temperaturstruktur

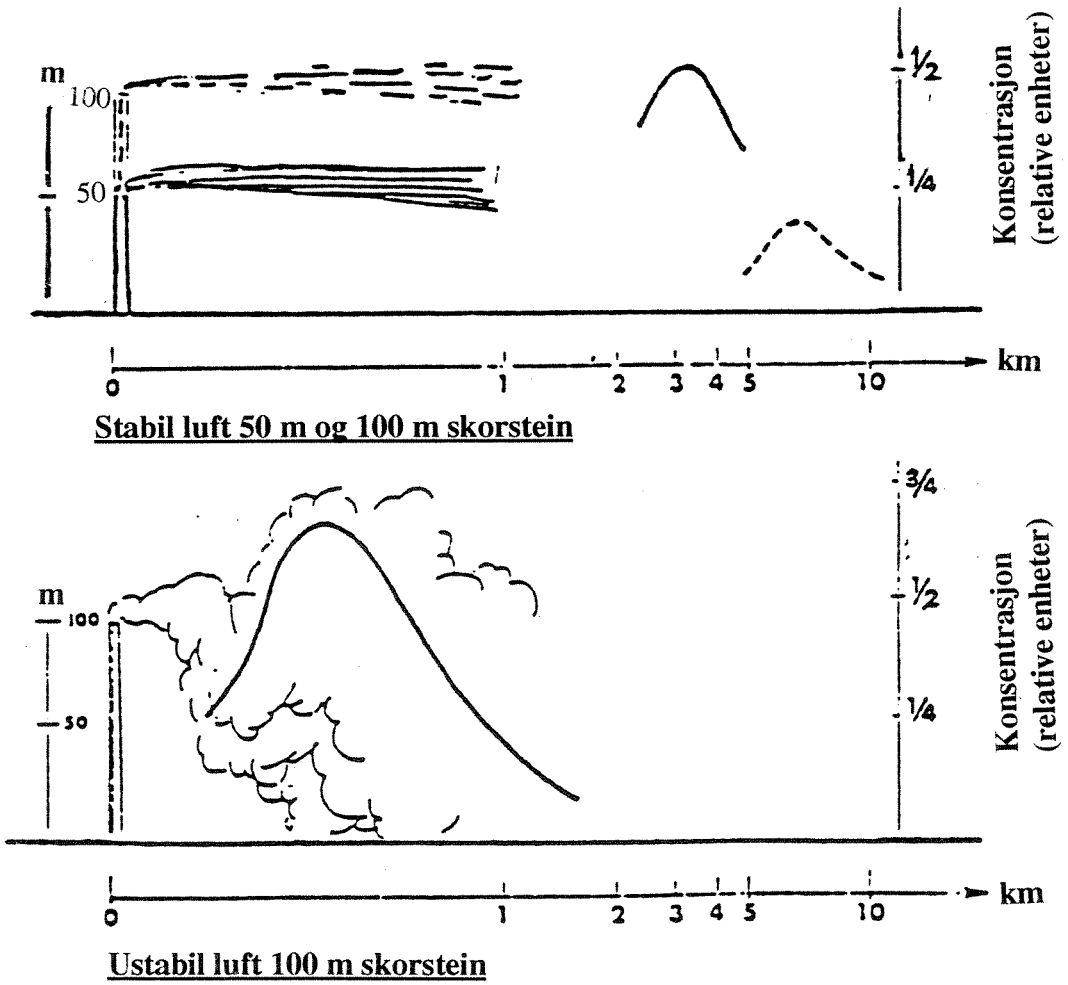
Hvis luften i nærheten av bakken blir varmet opp ved solstråling, slik at luften nederst er varmere enn høyere opp, vil det oppstå termiske virvler ved at utslippsgassen bevege seg oppover. Når temperaturen avtar mer enn 1^0C pr. 100 meter vertikalt, er atmosfæren definert som ustabil. Det vil da oppstå termisk turbulens vertikalt og spredningen er god uansett vindstyrke (figur 8)

Hvis derimot kald luft ligger under et varmere luftlag som tilfellet er i klare mørke netter, vil sjiktningen i luftmassene være stabil. Et luftsjikt hvor temperaturen øker med høyden blir kalt inversjon. Tilsvarende oppleves på kalde vinterdager hvor forurensningstilstanden for Oslo kan inngå som et talende eksempel. Den stabile inversjon vil motvirke turbulensdannelse som da vil være liten og mekanisk betinget, avhengig av vindstyrke.

Ved middels eller sterk vind og overskyet vær vil den mekaniske turbulens være så sterk at eventuelle temperaturgradienter vil bli utjevnet. Temperaturen avtar da vertikalt med mindre enn 1^oC pr. 100 meter og en sier da at sjiktningen er nøytral (figur 8).

Ved spredning av luktforbindelser i et flatt og homogent terreng, vil avstanden til maksimum bakkekonsentrasjon være avhengig av utslippsgassens åpningsvinkel, d.v.s. vindstyrke og luftens stabilitet.

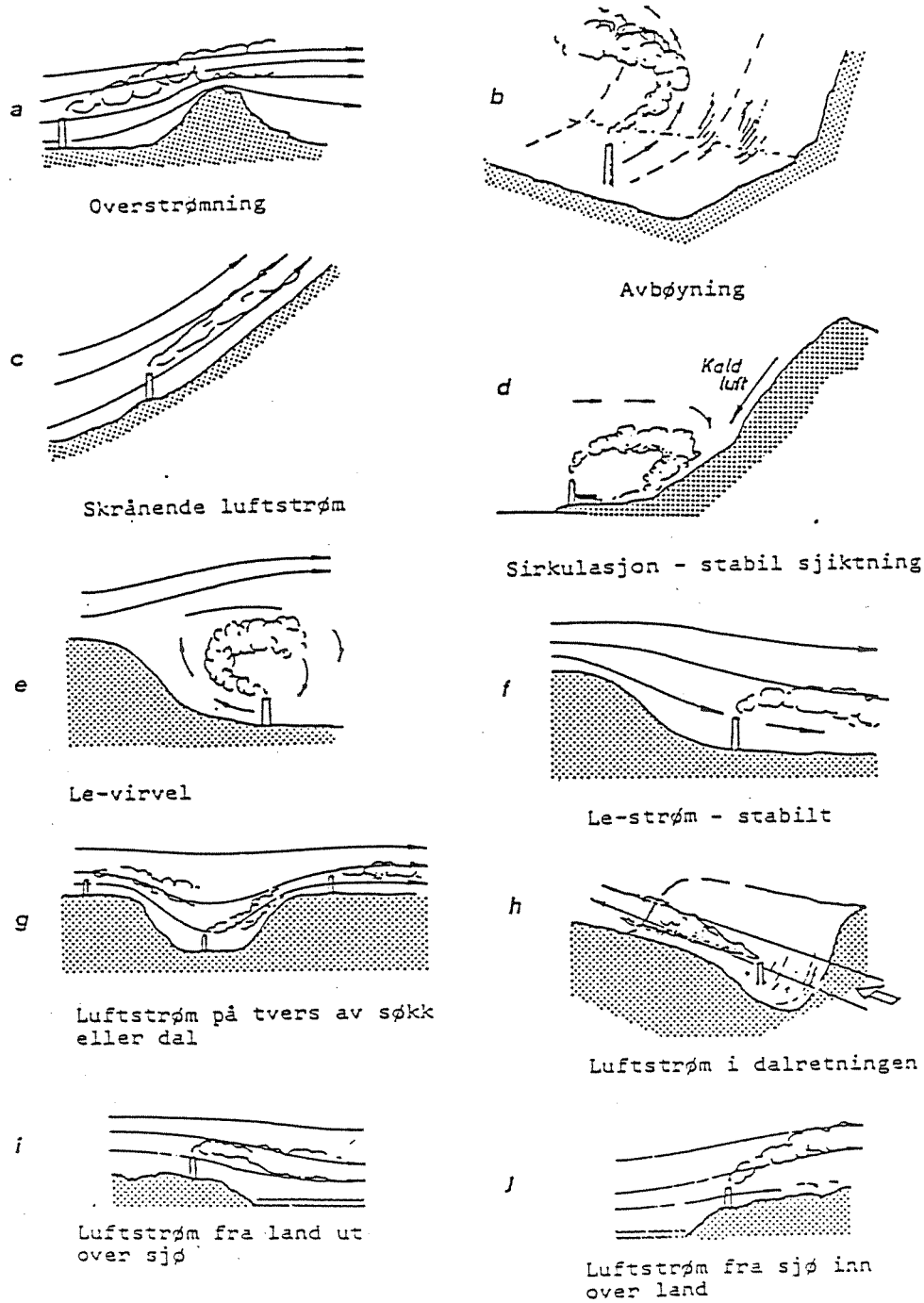
Figur 9 viser at maksimums bakkekontakt vil forekomme nærmere kilden ved ustabil sjiktning, når åpningsvinkelen er stor enn ved stabil sjiktning når turbulensen er svak.



Figur 9. Stabilitetens innvirkning på bakkenær konsentrasjon av lukt i ett ellers flatt og homogent terreng (Bøhler, 1986).

7.4 Topografiske effekter

Området rundt et utslipp er i Norge som regel både kupert og inhomogent. Kilder til luktutslipp ligger ofte i bunnen av daler, nær bebyggelse eller i grenseområdet mellom land og sjø. Alle disse forhold virker modifiserende på gasspredningen, og virkningen av disse må vurderes i hvert enkelt tilfelle. I figur 10 vises noen eksempler på disse effektene.



Figur 10. Topografiens innvirkning på spredningsforhold (Bøhler, 1986)

7.5 Kartlegging av spredning

Norsk Institutt for luftforskning (NILU) har utviklet en sporgassteknikk for å beskrive emisjonshastigheter sammen med fortynning og diffusjon av gasser (Sivertsen og Tønnesen, 1995).

Metoden baseres på at sporstoffene SF_6 og $CBrF_3$ analyseres ved henhold av bærbart feltutsyr (gasskromatograf) i ulike avstander fra kilden. Luftprøver samles inn ved valgte frekvenser.

Prøveinnsamlingen kan automatiseres.

8. Konklusjoner

For å vurdere kilder til lukt og tiltak for å redusere luktavgivelse fra et moderne komposteringsanlegg er det naturlig å dele produksjonen inn selvstendige faser og vurdere hver enkelt av disse for seg.

8.1 Komposteringsfaser og luktavgivelse

Rapporten deler produksjonen inn i **6 faser**:
1) Transport av avfall fra kilden
2) Lossing og lagring på mottaksplass
3) Forbehandling av avfall og intern transport til komposteringsanlegget (intensivfasen)
4) Komposteringsprosessens intensivfase (lukket eller åpen)
5) Ettermodning/etterkompostering og mellomlagring av de(t) ferdige produkt(ene)
6) Anlegg for behandling av exhaust/avgass og kondensvann

Normalt vil fase 2: Mottak og lagring sammen med fase 4: Komposteringsprosessens intensivfase være de viktigste kildene til luktavgivelse. Dersom disse fasene lukkes, vil imidlertid luktmengden kunne kontrolleres til nivåer som kan godtas av naboer simpelthen ved å behandle avgassene i egnede luktbehandlingsanlegg (fase 6). Det er viktig at luktbehandlingsanlegg er dimensjonert for aktuelle luftmengder og at det ved valg av løsning tas hensyn til kvalitet i luften f.eks. innhold av ammoniakk og vann samt temperatur.

Dersom intensivfasen ikke er effektiv, og den såkalte råkomposten som skal ettermodnes har lav stabilitet og/eller inneholder klumper med mer eller mindre omsatt slam eller avfall, vil ettermodningsfasen kunne medføre luktavgivelse av mer diffus karakter og som derfor er vanskelig å behandle.

8.2 Komposteringsprosess og luktdannelse

Kompostering er pr. definisjon en aerob prosess, d.v.s. at avfallet brytes ned og omdannes under tilførsel av luft. Forbindelser som gir vond lukt i avgassen fra komposteringsprosessen er normalt mellomprodukter eller endeprodukter i mikrobiell omsetning som skjer uten at luft er til stede, såkalte anaerobe prosesser. **Kompost som ikke luftes effektivt vil med andre ord avgi vond lukt.** Typiske stoffgrupper er **organiske og uorganiske svovelforbindelser, aminer og diverse fettsyrer, aldehyder og ketoner** sammen med terpener. Sistnevnte er en samlebetegnelse på organiske forbindelser som bl.a. avgis fra bark og flis, begge typiske strukturmaterialer ved kompostering.

Effektiv lufting er avhengig av at blandmassen som skal komposteres er homogent porøs og har en riktig fuktighet. Normalt vil flis og bark gi en god porøsitet, mens fuktigheter rundt 65 % beskriver tommelfingerregelen ved kompostering.

Organisk avfall som har vært lagret (f.eks. ute i husholdningene), vil normalt være anaerobt i utgangspunktet. **Avfallet har typisk en lav pH** og inneholder en god del luktforbindelser. Mikrobefloraen i slikt anaerobt avfall er naturlig nok ikke en ideell komposteringsflora, og selve komposteringen av slike avfallskvaliteter vil ofte komme senere i gang.

I den typiske varmgangen som karakteriserer komposteringens intensivfase, vil det naturlig nok avgis mange luktforbindelser (komponenter med lavt damptrykk). **Den mest effektive mikrobielle omdanningen skjer ved 55–60°C, noe som krever en effektiv kjøling av prosessen**. Siden kjøling normalt skjer gjennom tilførsel av luft, **vil luktmengdene som avgis fra et komposteringsanlegg være høyest i intensivfaser som drives effektivt, d.v.s. styres mot en komposteringstemperaturer på rundt 60°C.**

I en effektiv komposteringsprosess fjernes karbondioksid med det som resultat at pH stiger. **Kombinasjonen av stigende pH, høy temperatur og overskudd av nitrogen i forhold til karbon fører til et tap av nitrogen som ammoniakk.**
C/N-forholdet i blandmassen som skal komposteres må derfor tilpasses slik at N-tapet blir lavest mulig. **Tommelfingerregelen oppgir C/N-forhold på 25 – 35.** Imidlertid vil N-tapet kun kontrolleres av karbonkilder som er lett tilgjengelige. N-tapet fra kompostmasser som baserer struktur på flis og med C/N-forhold langt over 35, vil derfor fortsatt være vesentlig. Bark vil derfor være en gunstigere karbonkilde enn flis og spon.

Dersom ammoniakk konsentrasjonen i avgassen blir høyt (> 100 ppm) vil konsekvensen være reduserte renseeffekter i luktbehandlingsenhetene som baseres på mikrobiologi, da ammoniakk lett løses inn i vann og i høye konsentrasjoner virker som en gift for bakterier.

Dersom luft tilføres ved passiv diffusjon eller ved mekanisk vending vil komposten selv fungere som et luktfjerningsanlegg. Avgassens oppholdstid i komposten er relativt lang og luktforbindelser omdannes av bakteriene i komposten.

Systemer som drives med overtrykk eller kombinasjoner mellom overtrykk og undertrykk har en langt mer effektiv gassutskiftning. Slike systemer som prioriterer en effektiv og kortvarig intensivfase er naturlig nok avhengige av effektive luktbehandlingsanlegg.

8.3 Luktspredning

Forurensningsmyndighetene vil etter hvert setter strenge utslippskrav til komposteringsanlegg. Grenser og krav til luktutslipp og spredning av lukt vil knyttes til driftskonsesjoner.

Det er derfor viktig at grunnlaget for plassering av et behandlingsanlegg også inkluderer betraktninger rundt forventede luktmengder som vil avgis fra anlegget og hvordan lukten spres til omgivelsene.

Det er etter hvert utviklet spredningsmodeller som kan tilpasses den enkelte lokalitet.

Modellene er tilpassede Gauss-funksjoner som tar hensyn til:

1) Meteorologiske forhold på stedet som vindretning og blanding (turbulens)
2) Topografiske forhold på stedet som fjellformasjoner, dalsøkk og bygninger
3) Fysikalske forhold ved selve utslippet som temperatur

Modellene vil gi informasjon om:

1) Nødvendig avstand fra anlegget til naboer
2) Nødvendig renseeffekt i valgt luktbehandlingsanlegg
3) Nødvendig skorsteinshøyde for å oppnå nødvendig fortynning i utslippet

Som en ekstra forsikring vil det også kunne gjennomføres praktiske spredningsanalyser som anvender sporstoff og automatiserte prøvetakere.

9. Referanser

Bidlingmaier, W., 1995. odour emissions from composting plants. I The science of composting
PART 1, de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. og Papi, T. (eds).
ISBN 0 7514 0383 0. sider 71 - 79

Bøhler, T. 1986. Atmosfærisk spredning av utslipp ved avfallsforbrenning. Forelesning om avfallsforbrenning. NIF-seminar: Teknisk vinteruke 1986. sider 2 - 19

Bøhler, T. 1087. Users guide for the gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. NILU TR: 8/87. Ref.Nr. E-8547. ISBN 82-7247-861-7.29 sider

Golueke, C. G. og Diaz, L. F., 1995. Historical Review of composting and its role in municipal waste management. I The science of composting - PART 1, de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. og Papi, T. (eds). ISBN 0 7514 0383 0. sider 3 - 11

Jakobsen, S. T., 1991. Kompostering og anvendelse af kompost. Miljø & Teknologi Nr. 1. 1991 sider 9 - 12

Nielsen, H. 1990. Kompostering af spildevandsslam med andet organisk affald. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 9 1990. ISBN 87-503-8769-3

Nordisk Ministerråd, 1992. Grønne systemer for husholdningsaffald i Norden - vurdering av indsamlingssystemer og behandlingsanlæg. Nord 1992:5.
ISBN Danmark 87 7303 662 5

Sivertsen, B. og Tønnesen, D., 1995. The NILU tracer gas technique. NILU informasjon 8/1995 E

Wilber, C. og Murray, C., 1990. Odor source evaluation. BioCycle. Mars 1990. sider 68 - 72