

Fastsættelse af vilkår for lugt fra store åbne arealkilder

Arne Oxbøl, Jørgen Boje og Karsten Boholt

dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
<i>Rensningsanlæg</i>	7
<i>Komposteringsanlæg (ikke kompostering af husholdningsaffald)</i>	8
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
<i>Sewage treatment plants</i>	9
<i>Composting plant (not composting of domestic waste)</i>	10
1 INDLEDNING	11
2 BAGGRUND OG STATUS	13
3 BIOLOGISKE PROCESSER	15
3.1 KOMPOSTERINGSANLÆG	15
3.1.1 <i>Biologisk nedbrydning i kompostanlæg</i>	15
3.1.2 <i>Komposteringsprocessen i praksis</i>	17
3.1.3 <i>Hvilke stoffer dannes i processerne?</i>	18
3.2 RENSNINGSANLÆG	19
3.2.1 <i>Generelt</i>	19
3.2.2 <i>Biologiske processer i rensningsanlæg</i>	20
4 ERFARINGER MED REGULERINGER PÅ OMRÅDET	23
4.1 ERFARINGER I DANMARK	23
4.2 DANSKE ERFARINGER MED OVERDÆKNING	25
4.3 ERFARINGER FRA UDLANDET	26
4.3.1 <i>Canada</i>	26
4.3.2 <i>Belgien</i>	28
4.3.3 <i>Holland</i>	30
4.3.4 <i>Tyskland</i>	35
4.3.5 <i>England og Irland</i>	36
5 VURDERING AF LUGT FRA AREALKILDER	37
5.1 METODER TIL BESTEMMELSE AF LUGTEMISSION FRA AREALKILDER	37
5.1.1 <i>Mikrometeorologiske metoder</i>	38
5.1.2 <i>Kammermetoder</i>	39
5.1.3 <i>Vurdering af målemetoderne</i>	44
5.1.4 <i>Måledata fra forskellige anlæg i Danmark</i>	45
5.1.5 <i>Måling af lugtpotentiale</i>	47
5.2 MÅLING I OMGIVELSERNE	47
5.2.1 <i>OPFTIR</i>	47
5.2.2 <i>Snifferundersøgelser</i>	47
5.2.3 <i>Elektroniske næser</i>	48
5.3 MÅLING AF INDIKATORSTOFFER	50

5.4	REGISTRERINGSMETODER	51
5.4.1	<i>Inddragelse af naboer og medarbejdere</i>	52
5.4.2	<i>Beregning af lugten her og nu</i>	53
5.4.3	<i>Lugtforsigelser</i>	54
5.5	LUGTEMISSION I RELATION TIL OML-MODELLEN	54
5.5.1	<i>Eksempler på spredningsberegninger</i>	55
6	DISKUSSION	57
6.1	PROCESSER OG DRIFTSPARAMETRE	57
6.2	AFSTANDE	59
6.3	MÅLINGER	59
6.4	NABOKONTAKT OG REGISTRERINGER	61
6.5	GRÆNSEVÆRDIER	61
6.6	GENERELT	61
7	KONKLUSION OG ANBEFALINGER	63
7.1	GENERELT	63
7.2	RENSNINGSANLÆG	64
7.3	KOMPOSTERINGSANLÆG	64
7.4	VILKÅR	64
7.4.1	<i>Rensningsanlæg</i>	64
7.4.2	<i>Komposteringsanlæg</i>	65
8	REFERENCER	67

Forord

Dette projekt er iværksat af Miljøstyrelsen som led i revisionen af lugtvejledningen. Følgende medarbejdere ved dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ har i 2003 bidraget til rapporten: Arne Oxbøl, Jørgen Boje og Karsten Boholt.

I Miljøstyrelsen har Vibeke Vestergaard Nielsen og Erik Thomsen været ansvarlige for at følge projektet. Der har ikke været nedsat en egentlig styregruppe, men en gruppe bestående af repræsentanter for virksomheder, myndigheder og Miljøstyrelsen har deltaget i et indledende møde om emnet.

Projektets formål har været: "Fastsættelse af vilkår for drift af virksomhed med store arealer, der indebærer risiko for lugt i omgivelserne".

Sammenfatning og konklusioner

Rapporten gennemgår forhold omkring lugtudvikling fra åbne arealkilder herunder mulighederne for at måle lugten.

De problematiske, åbne arealkilder findes typisk på anlæg med biologisk aktivitet, hvor bl.a. dårlig lugt kan udvikles, hvis de relevante parametre ikke styres korrekt. Anaerobe forhold i såvel kompostering som på rensningsanlæg er årsag til dannelse af svovlforbindelser som har meget lave lugttærskler og ubehagelig lugt.

Måleresultater i Danmark og udlandet viser stor variation selv indenfor anlæg af samme type og samme driftsform. De store afvigelser skyldes i vid udstrækning, at arealkilder udviser stor variation over overfladen og over tid. Dertil kommer, at der anvendes forskellige målemetoder og, at ingen af dem er standardiserede.

Målinger af lugt kan bruges til sammenlignende vurdering af forskellige processer og f.eks. tiltag til reduktion af lugt. Målinger af enkeltstoffer, som kan korreleres med lugt, er en mulighed, som skal undersøges.

En øget kommunikation med omgivelserne er værdifuld, fordi der derved dels opnås større viden og også opnås større forståelse blandt naboerne for virksomheden. Hvis oplevelser i omgivelserne kan korreleres med hændelser eller variationer i parametrene på anlægget, er mulighederne for korrigerende handlinger større.

Det vurderes at være relevant at arbejde med registrering af meteorologiske data og samtidig drift af anlægget, så man i højere grad kan gribe ind i tide, inden lugten når ud til naboerne.

Det er vanskeligt at foreslå endegyldige vilkår til miljøgodkendelser, da udviklingen på området formodes at føre til nye erkendelser i den nærmeste fremtid. Følgende vilkår anbefales på grundlag af nærværende undersøgelses resultater:

Rensningsanlæg

- Driftsparametre, der er relevante for udviklingen af lugt, skal måles regelmæssigt i tid og sted og rapporteres som del af dokumentation for driften.
- Anlæggene skal ligge i en afstand fra nærmeste beboelse, som fastlægges ved hjælp af accepterede emissionsfaktorer og nomogrammer til bestemmelse af afstande for forskellige emissioner.
- Lugt skal dokumenteres ved planlagte ændringer af produktionsform i sammenligning med hidtidig produktion. Dokumentationen skal med stor sikkerhed vise den relative effekt af de planlagte ændringer.
- Alle hændelser med særlig lugtudvikling skal registreres og rapporteres

Komposteringsanlæg (ikke kompostering af husholdningsaffald)

- Mængden af materiale skal indrettes efter anlæggets afstand til nærmeste beboelse. Afstanden skal fastlægges efter et skema, som udføres efter hollandsk forbillede
- Driftsparametre, der er relevante for udviklingen af lugt, skal måles regelmæssigt i tid og sted og rapporteres som del af dokumentation for driften
- Lugt skal dokumenteres ved planlagte ændringer af produktionsform i sammenligning med hidtidig produktion. Dokumentationen skal med stor sikkerhed vise den relative effekt af de planlagte ændringer.
- Ikke optimale driftsparametre skal afhjælpes gennem f.eks.
 - beluftning
 - vanding
 - sammensætning af materialet
 - anlæggets udformning

Summary and conclusions

The report goes through conditions about development of odour from open area sources including the possibilities of measuring the odour.

The problematic, open area sources are typically found in plants with biological activity where among other things bad odour might be developed if the relevant parameters are not controlled correctly. Anaerobic conditions in both composting and in sewage treatment plants cause formation of sulphur compounds that have very low odour thresholds and unpleasant odour.

Measuring results in Denmark and abroad show a large variation even in plants of same type and same form of operation. The large deviations are to a great extent due to the fact that area sources show a large variation above the surface and over time. Furthermore, different measuring methods are used and none of them is standardized.

Measurements of odour can be used for comparative assessment of different processes and for instance initiatives for reduction of odour. Measurements of single substances that can be correlated with odour are a possibility, which is to be analysed.

An increased communication with the surroundings is valuable because in this way a large knowledge is obtained as well as a better understanding among the neighbours for the company is obtained. If experience in the surroundings can be correlated with occurrences or variations in the parameters in the plant the possibilities for corrective actions are large.

It is assumed to be relevant to work with registration of meteorological data and contemporary operation of the plant so action to a higher degree can be taken in time before the odour reaches the neighbours.

It is difficult to suggest final conditions for environmental approvals as the development in this area is supposed to result in new recognitions in the near future. The following conditions are recommended on basis of the results of the present investigation.

Sewage treatment plants

- Operation parameters that are relevant for the development of odour have to be measured regularly in time and place and have to be reported as a part of the documentation of the operation.
- The plants have to be situated at a distance from the nearest residence, which is laid down by means of accepted emission factors and nomograms for identification of distances for different emissions.
- Odour has to be documented at planned changes of the production form in comparison with the production up to now. The documentation must with great certainty show the relative effect of the planned changes.

- All occurrences with a special development of odour have to be recorded and reported.

Composting plant (not composting of domestic waste)

- The amount of material has to be adapted to the distance of the plant to the nearest residence. The distance is determined in accordance with a form that is carried out according to a Dutch model.
- Operation parameters that are relevant for the development of odour have to be measured regularly in time and place and have to be reported as a part of the documentation of the operation.
- Odour has to be documented at planned changes of the production form in comparison with the production up to now. The documentation must with great certainty show the relative effect of the planned changes.
- Operation parameters that are not optimal have to be corrected through for instance:
 - aeration
 - watering
 - composition of the material
 - construction of the plant

1 Indledning

Nærværende rapport er udført som en gennemgang af eksisterende viden om lugt fra arealkilder. Denne viden er søgt i litteratur og gennem samtaler med personer, som gennem praktisk og teoretisk arbejde har erhvervet et stort kendskab til området.

Miljøstyrelsens projektformulering ”Fastsættelse af vilkår for drift af virksomhed med store arealer, der indebærer risiko for lugt i omgivelserne” dækker primært over komposteringsanlæg og rensningsanlæg. Men også biofiltre er nævnt i projektbeskrivelsen ligesom laguner kan have stor interesse.

Gennem projektarbejdet viste det sig, at biofiltre ofte er beskrevet i forbindelse med yderligere rensning i form af f.eks. skrubberne, hvor den primære interesse samlede sig om emissionen fra skrubberne. Lugtbestemmelsen fra åbne biofiltre følger samme retningslinier som ved lugtbestemmelse fra andre lignende materialer (komposteringsmateriale). Biofiltre er derfor ikke beskrevet særskilt i rapporten, men kun nævnt hvor litteraturen specifikt nævner det.

Rapporten er ikke en udtømmende beskrivelse af al eksisterende viden. Det har vist sig, at der er udført og stadig udføres meget arbejde på området. Rapportens forfattere har søgt at samle det mest relevante indenfor forskellige delområder, således at læserne får et samlet overblik over de væsentligste forhold.

Kapitel 3 omhandler de biologiske processer, der foregår i kompostering og spildevandsrensning. Det er tænkt som orientering for de særligt interesserede læsere og som grundlag for bedre forståelse af driftsparametrenes betydning for udvikling af lugt.

Der ligger stadig meget ikke gennemgået materiale, og specialister inden for hvert delområde kan bidrage med yderligere og mere specifik viden. Rapporten lægger således op til, at fremtidigt arbejde inden for projektets emneområder følges nøje og, at relevante eksperter inddrages.

Arbejdet med lugtanalyser har udviklet sig meget internationalt i de seneste år. Når det gælder lugtresultater i artikler og rapporter kan det være vanskeligt at vide, hvordan prøverne er analyseret. Angivelsen af resultaterne kan desuden følge forskellige retningslinier.

Der er derfor angivet flere enheder i rapportens tabeller og tekst. Den danske enhed er LE/m^3 og beskriver resultater, der er korrigeret med en følsomhedsfaktor. Den engelske betegnelse er OU/m^3 (odour unit). Hvor prøverne er analyseret efter den nye europæiske standard for lugtanalyse (EN 13.725) er enheden OU_e/m^3 . Her er resultaterne angivet uden korrektion med følsomhedsfaktor.

Endelig kan lugten angives ved den såkaldte ”sniffing unit” – su/m^3 . Den relateres til en særlig metode, som er beskrevet i rapporten.

I rapporten omtales flere gange, at grænseværdier i andre lande er angivet som 98 percentiler på timebasis. For at kunne relatere disse værdier til de i Danmark normalt anvendte grænseværdier på minutbasis, er omtrentlige omregningsfaktorer for omsætning vist i nedenstående tabeller.

I Danmark korrigeres med følsomhedsfaktoren ved division, idet det hidtil har været antaget, at trænede panelister er mere følsomme end almindelige borgere. Følsomhedsfaktoren er ca. 1,5. Værdierne for LE/m^3 skal derfor multipliceres med 1,5 for at opnå OU_E/m^3 .

Omsætning mellem 99 percentil og 98 percentil er umulig at foretage generelt. Forholdet mellem værdierne afhænger af bl.a. kildens højde og evt. bygnings-effekter. Den danske 99 percentil er den maksimale, månedlige 99 percentil. For alle timer i hver måned beregnes den maksimale, kortvarige koncentration (minutbasis) i hvert punkt og heraf 99 percentilen for hver måned (de syv timer med højeste, kortvarige koncentration). Den største 99 percentil angives som resultat. De udenlandske 98 percentiler beregnes derimod på grundlag af alle årets timer.

I et regneeksempel, som vises rapporten (p. 34), er forholdet mellem den maksimale, månedlige 99 percentil og 98 percentilen på årsbasis op til 2, som er anvendt i nedenstående tabel.

Omsætningen mellem timemiddelværdier og minutmiddelværdier er foretaget ved multiplikation med 2,8, som i Danmark er den mest anvendte faktor for arealkilder. Det fremgår senere i rapporten, at denne faktor ikke er éntydigt bestemt og endeligt fastlagt.

Multiplikationsfaktor for at gå fra LE/m^3 til OU_E/m^3

1 LE/m^3	OU_E/m^3	
	99 - minut	98 - time
99 - minut	1,50	0,27
98 - time	8,40	1,50

Multiplikationsfaktor for at gå fra OU_E/m^3 til LE/m^3

LE/m^3	1 OU_E/m^3	
	99 - minut	98 - time
99 - minut	0,67	3,73
98 - time	0,12	0,67

2 Baggrund og status

Flere danske firmaer har i de sidste ti år udført lugtmålinger på anlæg med arealkilder (f.eks. komposteringsanlæg og spildevandsbassiner). Målingerne har været nødvendige, fordi virksomhedsejere og naboer kan have problemer med lugt fra især store åbne arealkilder.

Komposteringsanlæg får en stadigt større rolle i bortskaffelsen af affald. Det skyldes, at samfundet i stigende grad fokuserer på, at affald udnyttes på en bæredygtig måde. Omsætning af det organiske affald under dannelse af f.eks. biogas og næringsrige vækstmedier og samtidig volumenreduktion af affaldet er en attraktiv metode.

Hvor boligområder udvides, øges behovet for bl.a. spildevandsrensning, og de traditionelt åbne anlæg kan ikke helt undgå lugtende processer.

Boligområder udbygges samtidig med, at f.eks. de to nævnte industri typer vokser, og industri og boliger kommer tættere på hinanden. Derfor er der i de senere år kommet stadig mere fokus på lugt fra bl.a. arealkilder. Hvis der er lugtgener, er der tradition for at måle lugten fra anlæggene, for at kunne vurdere, regulere og reducere den.

I Miljøstyrelsens vejledning på lugtområdet¹ er der vejledende værdier for, hvor meget en virksomhed (med punktkilder) må bidrage til lugtniveauet i omgivelserne - fra 5 til 10 lugtenheder per kubikmeter (LE/m^3) afhængigt af området og lugtens karakter. Værdierne er fastlagt for at sikre naboerne mod lugtgener. For punktkilder er der givet faste retningslinier for, hvorledes prøvetagning og beregning foretages. På en punktkilde kan lugtemissionen måles relativt nøjagtigt, og repræsentative prøver kan udtages.

I følge vejledningen bør arealkilder overdækkes eller minimeres, og der er ikke angivet retningslinier for bestemmelse af lugtemission fra åbne arealkilder. Det er vanskeligt og relativt omkostningskrævende at overdække store åbne arealer, og det er derfor ikke uden interesse at vurdere behovet for overdækning. Fra mange åbne arealer kommer der kun en lille luftstrøm, og vindens påvirkning af åbne overflader bidrager til lugtafgivelsen. Måleteknikken fra punktkilder kan derfor ikke umiddelbart overføres til arealkilder.

I de seneste år har reguleringen af arealkilder taget udgangspunkt i, at de ikke kan overdækkes, og der er derfor oftest stillet krav om, at virksomhederne ikke må give anledning til (væsentlige) lugtgener. Kravene er i visse tilfælde udformet som krav til overholdelse af specificerede lugtkoncentrationer i omgivelserne. Der har derfor været og er stadig et behov for målinger.

De sidste ti års målinger i Danmark er udført med forskellige teknikker. Det har i flere tilfælde vist sig, at lugtmålinger udført med forskellige teknikker giver forskellige resultater. Såvel myndigheder som virksomheder udtrykker derfor ønsker om større sikkerhed ved målinger og tolkninger af resultater.

Ingen af de anvendte måleteknikker for måling på arealkilder er standardiserede i Danmark, og heller ikke internationalt findes standarder på dette område.

I litteraturen er der beskrevet anvendelse af mange metoder til både direkte og indirekte luftkvalitetsmåling omkring større diffuse kilder. Indirekte måling anvender f.eks. vindtunneler efterfulgt af spredningsberegning. Direkte målinger foregår i omgivelserne og omfatter måling af lugt eller indikatorstoffer.

Miljøstyrelsen har gennemført en undersøgelse af lugtemissionsmålinger på åbne arealkilder³⁶. På baggrund af undersøgelsen er der anbefalet en fremgangsmåde til prøvetagning ved anvendelse af forskellige fluxkamre og en vindtunnel. Undersøgelsens resultater er imidlertid ikke valideret overfor andre metoder eller kendte "sande værdier". Det er således ikke endeligt dokumenteret, at de beskrevne metoder er bedre end andre metoder. Anbefalingerne anvendes derfor ikke som ensartet beslutningsgrundlag af virksomheder og myndigheder.

Spredningen af lugt til omgivelserne beregnes med de målte emissioner ved brug af spredningsprogrammet OML Multi, som er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser. Programmet kan regne på arealkilder og er for nylig forbedret på dette område^{2, 3}. Der er imidlertid stadig stor usikkerhed om, hvordan programmets timebaserede resultater skal korrigeres til værdier på minutbasis for arealkilder. Korrektionen er nødvendig, fordi grænseværdierne for lugt er baseret på kortvarige lugtoplevelser.

Der er som følge af ovenstående et behov for at finde den rigtigste metode til at udtage repræsentative prøver og navnlig den rigtige måde at beskrive en arealkildes påvirkninger af omgivelserne. Til beskyttelse af omgivelserne er det vigtigt, at myndighederne kan stille specifikke og operationelle vilkår vedrørende lugt i de miljøgodkendelser, som gives til anlæggene. Det kan være vilkår om overholdelse af specificerede lugtkoncentrationer i omgivelserne. Men det kan også være vilkår om driftsparametrene i anlæggenes processer

Miljøstyrelsen har derfor taget initiativ til at lave en undersøgelse, der skal afdække flere forhold omkring åbne arealkilder. Undersøgelsen skal bl.a. belyse årsager og virkning ved drift af f.eks. kompostering og spildevandsrensning. Undersøgelsen skal også belyse andre muligheder end lugtmåling til kontrol af vilkår for driften og optimering af samspillet med omgivelserne.

3 Biologiske processer

3.1 Komposteringsanlæg

3.1.1 Biologisk nedbrydning i kompostanlæg

Kompost udgør generelt en kompliceret heterogen matrix^a med en høj heterotrof aktivitet^b (bakterier og svampe). Det organiske stof nedbrydes ved en række mineraliseringsprocesser, hvor det organiske stof fungerer som energikilde for bakterierne. Mineraliseringen kan foregå ved aerob eller anaerob respiration^c, hvorved det organiske materiale oxideres under forbrug af en række oxidanter, der fungerer som elektronacceptorer^d. I det organiske stof findes de grundstoffer, som bakteriecellerne har brug for til vækst. Kulstof udgør den primære energikilde, mens de fem relativt lette grundstoffer H, N, O, P og S indgår i cellernes aminosyrer. En række essentielle sporelementer (ex. Zn, Cu, Co, Mn, Fe og Mo) er nødvendige for en lang række enzyms funktion^{4,5}.

I mange kompostanlæg er den aerobe respiration den primære mineraliseringsproces, da kompost generelt indeholder et aerobt miljø. Processen er skitseret ved nedenstående reaktionsligning⁴.



De små bogstaver refererer til forskellige former for organisk stof. De store bogstaver referer til støkiometri.

Det ses af ligningen, at det organiske stof nedbrydes under forbrug af O₂. Udover CO₂ dannes der også ammoniak (NH₃) og andre flygtige forbindelser. Den præcise frigivelse af disse stoffer afhænger af sammensætningen af det organiske stof. I praksis kan ilttilførslen til processen optimeres ved at komposten vendes med jævne mellemrum eller ved at belufte materialet. Selvom de aerobe betingelser på denne måde begunstiges, vil en del af mineraliseringen af organisk stof foregå anaerobt. Dette skyldes, at kompost indeholder en lang række anoxiske mikrohabiter^e på få millimeter i diameter⁵.

Konkurrencen mellem den aerobe og anaerobe nedbrydning er styret af termodynamik^f. De oxidanter, der giver det højeste energiudbytte for bakterierne bliver udnyttet først. Den aerobe respiration giver bakterierne det største energiudbytte, efterfulgt af en række anaerobe nedbrydningsveje – eksempelvis fermentation, denitrifikation og sulfatreduktion. De anaerobe nedbrydningsveje resulterer i dannelsen af en række reducerede uorganiske forbindelser, som er forbundet med væsentlige gener i form af lugt – eksempelvis reducerede svovlforbindelser; sulfider, mercaptaner m.fl. Ved iltmangel vil nedbrydningen af især organiske syrer forløbe meget langsomt, og de vil derfor

^a Ved matrix forstås et afgrænset volumen med en kompliceret struktur

^b Heterotrof proces: bakterier der anvender organisk stof til energi- og kulstofkilde

^c Aerob respiration: O₂ er oxidationsmiddel; Anaerob respiration: NO₃⁻, SO₄²⁻; CO₂ m.fl. fungerer som oxidationsmidler

^d Et andet ord for oxidationsmiddel

^e Anoxisk betyder uden ilt – i praksis et redoxpotentiale under 200 mV

^f Termodynamik i denne sammenhæng refererer til de enkelte processers energiudbytte

begynde at ophobe sig i komposten. Disse syrer fordamper let, og kan give anledning til lugt i selv meget lave koncentrationer⁵.

Alle biologiske respirationsprocesser er afhængige af **temperaturen**. Da processerne frigiver en del varme, er bakterierne selv i stand til at skabe et fordelagtigt mikroklima i komposten. Den aerobe respiration forløber optimalt ved 55 – 60 °C, hvor det er såkaldte thermophile bakterier, der varetager mineraliseringen. Thermophile bakterier er karakteriseret ved at kunne respirere ved høje temperaturer (> 45 °C). Såfremt temperaturen daler vil nedbrydningen blive varetaget af mesophile bakterier, der har vækstopimum mellem 20 og 45 °C. I forsøg med kompost er der tidligere fundet en matematisk sammenhæng mellem bakteriers iltforbrug og temperaturen i intervallet mellem 20 og 70 °C. Forholdet kan udtrykkes ved ligningen^{4,5,7}.

$$Y = a \cdot 10^{KT}$$

Hvor a er en konstant = 0,1
 K = 0,028 for temperaturer i intervallet 20 til 70 °C
 T er temperaturen i °C
 Y har enheden mg O₂ / gram substrat / time

Ovenstående formel viser, at en temperaturstigning på 10 °C i ovennævnte interval vil betyde omkring en fordobling af bakteriernes iltoptagelse. Indsættes værdier i formlen fås, at en temperaturstigning fra 55 °C til 65 °C i 1 tons kompost vil betyde, at iltoptagelsen øges fra 3,5 kg pr. time til 6,6 kg pr. time.

Den del af nedbrydningen, der varetages af svampe, vil ophøre såfremt temperaturen overstiger 55 – 60 °C. Svampe varetager blandt andet nedbrydningen af mere komplekse aromatiske forbindelser såsom lignin. Ved højere temperaturer er kulstoffet i disse plantepolymerer dermed utilgængeligt.

Fugtighed er en anden vigtig parameter for de bakterielle mineraliseringsprocesser. Fugt er nødvendig for bakteriers optagelse af det organiske stof, idet bakterier kun kan optage opløste forbindelser over cellemembranen⁶. Bakterierne har optimale betingelser, hvis vandindholdet i komposten ligger på 50 – 60 %. Et højere vandindhold vil mindske den frie mængde poreluft i komposten. Dette har betydning for de aerobe bakteriers iltoptagelse, da diffusionshastigheden i vand er 10.000 gange mindre end i luft. Under disse betingelser vil den aerobe respiration blive kraftigt hæmmet, og de anaerobe nedbrydningsveje blive fremherskende⁷.

Et øget vandindhold vil også afkøle komposten i kraft af vands store specifikke varmekapacitet. Dermed reduceres den bakterielle nedbrydning.

Kompostens **porøsitet** har naturligvis også betydning for den frie mængde poreluft og for overfladearealet. Da bakterierne er adsorberet til overfladen af det organiske materiale i form af en biofilm⁸, vil findelte partikler med et stort overflade/volumen-forhold blive nedbrudt hurtigst. Derimod mindskes mængden af poreluft når porøsiteten falder, hvilket fremmer de anaerobe respirationsveje^{4,5}. Det er således en balancegang at finde den rette findeling.

Det er vigtigt, at bakterierne regelmæssigt får adgang til organiske materiale, som endnu ikke er nedbrudt, dvs. materialet skal blandes. Det sker ved regel-

⁸ Biofilm er en sammenhængende matte af bakterier

mæssig vending af materialet, hvilket også sikrer, at der ikke er permanente kanaler i materialet, som hindrer en effektiv beluftning.

Beluftning, der sikrer et optimalt iltindhold, kan således ikke fuldstændigt erstatte vendinger af materialet.

Generelt er nedbrydningshastigheden omvendt proportional med forholdet mellem kulstof og nitrogen (C/N forholdet) og alderen af det organiske stof. Derfor anvendes C/N forholdet ofte som en indikator på kvaliteten af det organiske stof. I tilfælde af et højt C:N forhold vil bakteriecellerne være begrænset af N tilgængeligheden⁵. I kompostanlæg er et lavt C/N forhold alligevel ikke umiddelbart at foretrække, da det vil medføre afdampning af NH₃ især under basiske forhold i komposten⁸. Et lavt C/N forhold vil desuden resultere i hurtig mineralisering og dermed mindsket gødningsværdi i det færdige kompostmateriale. For at sikre optimal bakteriel vækst og omsætning bør C/N forholdet i det organiske materiale som udgangspunkt ligge i intervallet 30/1 til 35/1⁷.

Bakterielle nedbrydningsprocesser er også afhængige af **surhedsgraden**, pH. Den maksimale nedbrydning hos thermophile bakterier foregår mellem pH 7,5 og 8,5. I starten af en biologisk nedbrydningsproces vil pH typisk ligge på 5,5 – 6,0 på grund af dannelsen af organiske syrer. Denne periode, der benævnes syrefasen, er ofte ansvarlig for frigivelsen af ildelugtende organiske forbindelser. I kompost strækker syrefasen sig over 10 – 14 dage^{9,10}. Den færdige kompost har ofte et pH mellem 7,0 og 8,0. Dette er dog betinget af en balance mellem de forskellige terminale processer. Således resulterer den aerobe omdannelse af ammonium til nitrat (nitrifikationen) i et pH fald, mens deaminering resulterer i dannelse af ammoniak og en stigning i pH⁹.

3.1.2 Komposteringsprocessen i praksis

I Danmark findes 142 kompostanlæg. Disse fik i 2000 tilført i alt 1.046.000 tons organisk affald (organisk dagrenovation, have- og parkaffald og slam fra rensningsanlæg), som blev omdannet til 450.000 tons kompost¹¹. Ved kompostanlæg forstås anlæg, der modtager og komposterer organisk affald. Dette kan foregå ved flere forskellige komposteringsmetoder, hvoraf nogle er åbne til omgivelserne, mens andre er lukkede.

Milekompostering (åben). Det indkomne organiske affald lægges direkte op i miler (lange, trapezformede bunker) – dette kan ske efter neddeling og frasortering af urenheder. Der benyttes ikke andre komposteringsmetoder end milekompostering.

Madraskompostering (åben). Det indkomne organiske affald lægges direkte op i madras (bred, flad bunke) efter eventuel neddeling / frasortering. Eftermodning sker i miler.

Tromlekompostering (lukket). Det indkomne organiske affald forkomposteres i tromle. Efterkompostering foregår ofte i miler.

Kammerkompostering (lukket). Forkompostering i kammer, boks eller container. Efterkompostering foregår oftest i miler.

Såfremt nedbrydningsprocessen ikke begrænses af hverken vand eller ilt vil temperaturen i kompostmilen stige til 70 – 75 °C i løbet af et par dage. Herefter vil temperaturen langsomt falde. Som et led i respirationsprocesserne vil

der afdampe vand fra komposten, hvorfor en kontinuerlig tilførsel af vand er nødvendig for at sikre en optimal nedbrydning. Såfremt komposten vendes vil temperaturen stige igen. Dette skyldes tilførsel af ilt og, at den fysiske påvirkning har givet bakterierne adgang til nye overflader^{5,9,7}.

En for kraftig varmeudvikling kan være et problem for de thermophile bakterier, der sikrer den mest optimale nedbrydning ved omkring 55 °C. Derimod er varmeudviklingen vigtig i forbindelse med reduktion af mængden af sygdomsfremkaldende bakterier. Disse dør ved temperaturer over 60 °C. Denne proces kaldes hygiejnisering⁵. Sygdomsfremkaldende bakterier udgør dog normalt ikke et problem, såfremt der kun anvendes planteaffald i komposten.

I mange anlæg har komposten en sammenpresset struktur. Hermed er der stor risiko for iltmangel – især hvis komposten indeholder mange letnedbrydelige forbindelser. Hvis komposten samtidig er våd, skal luftudskiftningen ske gennem en film af vand, hvilket favoriserer de anaerobe respirationsprocesser. Strukturgivende og langsomt nedbrydelige stoffer såsom cellulose og lignin kan sikre, at ilttilførslen bevares gennem det meste af komposteringsprocessen. I praksis tilsættes eksempelvis træflis eller høvlspåner for at bibeholde en let struktur under komposteringen^{9,8,7}.

Kompostanlæg kan tillige være forsynet med et beluftningssystem, der tilfører milien atmosfærisk luft nedefra via et rørsystem. Dette sikrer også, at processerne ikke forløber anaerobt¹⁰.

3.1.3 Hvilke stoffer dannes i processerne?

Der dannes specifikke lugtstoffer i de forskellige processer under kompostering¹², og dannelsen afhænger også af, hvilket materiale der komposteres. En evt. anvendelse af viden om enkeltstoffer kræver derfor undersøgelser for de aktuelle komposteringer. De følgende betragtninger er generelle erfaringer fra litteraturen.

Den indledende syrefase giver de højeste lugtkoncentrationer, som det fremgår af nedenstående tabel 1¹³. Det fremgår ikke af referencen, hvor koncentrationerne er målt, hvorfor de kun kan bruges som indikation af de enkelte fasers relative betydning.

Tabel 1 Oversigt over stoffer i tre faser i komposteringen.

Nedbrydningsfase	Lugtstoffer	Lugt karakter	Lugt koncentration (OU/m ³)
Syre startfase	Aldehyder, alkoholer, carboxylsyrer, estere, ketoner, sulfider, terpen	Sprittet, frugtagtig	6.000-25.000
Termofil fase	Ketoner, sulfider, organiske stoffer, terpen, ammoniak	Sød, muggen, generende, svampe	1.000-9.000
Kølefasen	Sulfider, terpen, ammoniak	Muggen, svampe, stikkende	150-3.000

Anaerobe forhold fører som tidligere nævnt til dannelse af svovlforbindelser, mens ufuldstændig aerob nedbrydning af grønt affald resulterer i alkoholer,

ketoner, estere og organiske syrer (sur lugt). Der er rapporteret dannelse af 740 g VOC, ammoniak og svovlbrinte per ton affald¹². En forkert næringsbalance med f.eks. for meget græs kan føre til voldsom emission af kulbrinter og ammoniak¹⁴.

For et anlæg, der komposterer slam fra rensningsanlæg, er der observeret tilsvarende sammenhænge, om end disse ikke er lige så godt dokumenteret¹⁵. Dimethylsulfid, dimethyldisulfid og limonen nævnes som de væsentligste komponenter^{16, 17}, hvor sidstnævnte frigøres fra strukturmaterialet.

En sammenhæng mellem lugt og specifikke komponenter illustreres tydeligt i en undersøgelse fra Flandern²⁵. Kompostering af grønt og have- og parkaffald foregår i lukkede bygninger. Afkastet fra bygningerne ledes gennem et biofilter, hvor mængden af de indgående stoffer reduceres. Prøver af afkastluften efter biofilteret er opsamlet og analyseret for både lugt og en række stoffer. Nogle er rester af de stoffer, der er dannet ved komposteringen (evt. nogle, der slet ikke kan nedbrydes i biofilteret). Andre er evt. dannet ved biofilterets omsætning af stofferne fra komposteringen. Udvalgte værdier er vist i tabel 2.

Tabel 2 Eksempler på målinger af lugt og enkeltstoffer

Parameter	Resultater – lugt i OU _E /m ³ – stoffer i µg/m ³			
Lugt	1.740	3.910	7.960	13.050
Total VOC	4.210	4.220	13.240	23.580
Kulbrinter	200	90	50	60
Alkoholer	ikke påvist	ikke påvist	2420	4.150
Aldehyder	ikke påvist	ikke påvist	730	3.460
Estere	ikke påvist	10	1350	2.930
Ketoner	40	ikke påvist	1250	2.820
Terpener	3.850	4.000	7270	9.990
Svovlforbindelser	100	80	40	100
Ethere	20	30	30	30
Furaner	ikke påvist	ikke påvist	90	20

Terpenerne frigives typisk fra træstykker, som bruges som strukturmateriale, og de frigives tidligt i komposteringsprocessen. Limonen er én af de mængdemæssigt vigtigste terpener.

En statistisk analyse af 19 resultater viser en god sammenhæng mellem lugt og total VOC og desuden en god sammenhæng mellem lugt og kombinationen af estere og ketoner. Disse to stofgrupper vurderes derfor at være de bedste indikatorstoffer for lugt fra biofiltre efter kompostering. Den samme sammenhæng gælder ikke nødvendigvis for indgangen til biofiltret, da sammensætningen ændres væsentligt ved passage af biofilteret.

3.2 Rensningsanlæg

3.2.1 Generelt

Den mest almindelige måde at behandle spildevand på i Danmark er at sende det igennem et rensningsanlæg, inden det ledes ud i recipienten. Selvom der kan være fællestræk, vil renseanlæggene i tilknytning til de særskilte industrivirksomheder ofte være opbygget efter vidt forskellige principper, idet de er konstrueret efter de enkelte delvandsstrømmes indhold af forurenende stoffer. Et hovedprincip i industriel spildevandsrensning er, at delstrømme fra enkeltprocesser skal renses, inden de enkelte delstrømme ledes sammen og renses for de stoffer, der er fælles for delstrømmene.

På et fuldt udbygget renseanlæg foregår typisk en mekanisk, en biologisk og en kemisk rensning af spildevandet. Den mekaniske rensning fjerner større partikler, sand og fedt fra spildevandet. Ved biologisk rensning nedbrydes det organiske stof – og i nogle tilfælde omsættes kvælstof og fosfor i biologiske processer. Rensningen afsluttes med en kemisk rensning, hvor forskellige kemikalier tilsættes spildevandet, så indholdet af forurenende stoffer bundfældes. Dette kan være relevant for kvælstof og fosfor, hvis dette ikke fjernes under den biologiske rensning. Behandlingen på renseanlæg reducerer mængden af organiske iltforbrugende stoffer, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer.

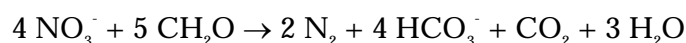
Spildevandsrensning resulterer i produktion af affald i form af sand, ristestof og slam. I Danmark findes 1.558 renseanlæg, hvoraf 1.229 anlæg er kommunale¹⁸.

3.2.2 Biologiske processer i rensningsanlæg

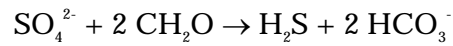
De biologiske nedbrydningsprocesser findes primært i det biologiske rensningstrin. Tidligere blev spildevandet behandlet i en stor cylinder, der var fyldt med sten. Herigennem løb vandet fra et roterende overrislingssystem. I cylinderen er bakterierne adsorberet til stenenes overflader i form af en biofilm, hvorved vandets indhold af organisk stof bliver nedbrudt ved hjælp af både aerobe og anaerobe nedbrydningsveje. I dag bruges hovedsagligt et aktivt slam anlæg i det biologiske rensningstrin. Her pumpes slam indeholdende mikroorganismer op gennem spildevandet. Den biologiske rensning afsluttes efterfølgende med en bundfældningstank, hvor det aktive slam bundfældes⁵.

Oxidationen af organisk stof i rensningsanlæg er kompleks og foregår gennem talrige mikrobielle processer. I spildevand vil både aerobe og anaerobe bakterier danne aggregater, hvor udvekslingen af metabolitter vil foregå mellem de forskellige heterotrofe bakterier. I modsætning til kompostanlæg udgør de anaerobe bakterier en større andel af den samlede bakteriepopulation i et rensningsanlæg. Dette skyldes, at tilgængeligheden af ilt er mindre – på trods af beluftning / ilttilførsel til anlægget. Iltten bruges dels til aerob respiration, dels til kemisk reoxidation af uorganiske metabolitter fra den anaerobe respiration (eks. NH_4^+ og HS^-). Derudover betyder den lave diffusionshastighed i vand, at der opstår talrige anoxiske mikrohabitater, hvor den anaerobe respiration kan forløbe⁵.

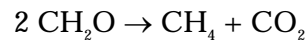
Fermentationen (forgæring) foregår kun under anaerobe forhold. Denne proces er kendetegnet ved, at det organiske stof fungerer både som elektrondonor og elektronacceptor. Processen spalter det organiske stof til forskellige makromolekyler (eksempelvis lavmolekylære fedtsyrer, alkoholer og dicarboxylsyrer). Fermentationen danner hermed substrater til den terminale anaerobe mineralisering, hvoraf to af de vigtigste omsætningsveje i rensningsanlæg er skitseret nedenfor⁵.



Denitrifikationen som ses ovenfor er en af de mest betydningsfulde processer i rensningsanlæg, idet næringsstoffet nitrat omdannes til uskadeligt elementært kvælstof. Nitraten stammer primært fra nitrifikationen, som er den aerobe omdannelse af ammonium. En anden anaerob omsætningsvej er sulfatrespirationen⁵.



Det ses, at processen resulterer i dannelse af sulfid, som er forbundet med kraftige lugtgener. Sulfid har en meget lav lugttærskel på 0,001 mg/l og bruges ofte som indikator for lugtgener fra spildevand. Sulfatrespirationen giver ikke meget energi til bakterierne, og den vil først træde i kraft, når andre oxidationsmidler er opbrugt – eksempelvis ilt og nitrat. Dette er grunden til, at man har haft succes med reduktion af lugtgener fra sulfid ved kontrolleret dosering af nitrat til spildevandet¹⁹. Den mindst energirige mikrobielle nedbrydningsvej er methanogenesen, der ikke kræver nogen ekstern oxidant, idet halvdelen af det organiske kulstof oxideres til kuldioxid på bekostning af den anden halvdel, som reduceres til methan. Processen, der kun forløber i ekstremt reaktivt spildevand, kan skitseres ved følgende reaktionsligning⁵.



Methanogenesen har et energiudbytte for bakterierne på omkring 1/10 af energiudbyttet under den aerobe respiration.

Det er generelt de samme fysiske og kemiske parametre, der har indflydelse på de mikrobielle processer i rensningsanlæg og komposteringsanlæg. De mikrobielle processer bliver primært varetaget af mesophile bakterier. Temperaturen i rensningsanlæg kommer sjældent over 30 °C⁵.

Vandets pH-værdi skal helst ligge omkring 7,0. En for høj pH-værdi kan føre til massiv ammoniak fordampning, mens en lav pH-værdi øger biotilgængeligheden af eventuelle tungmetaller i spildevandet.

Langvarig tilbageholdelse af spildevand i såvel afløbssystemet som selve rensningsanlægget vil øge omsætningen af det organiske stof og dermed risikoen for anaerobe forhold. Under disse forhold vil sulfatrespirationen ofte blive den mest favorable nedbrydningsvej, hvilket vil føre til massiv afdampning af sulfid⁵.

4 Erfaringer med reguleringer på området

4.1 Erfaringer i Danmark

Ved hjælp af en interviewundersøgelse har vi indhentet relevant information om lugt fra arealkilder. Undersøgelsen har i første omgang været rettet mod landets amter, hvor vi ved telefonsamtaler med miljømedarbejdere har fået nyttig information. I flere tilfælde har vi lånt måledata, rapporter og driftsvilkår for de relevante anlæg. Desuden har vi opsamlet nyttig information fra indlæg på en temadag for en gruppe aktører på området²⁰. De indsamlede informationer er anonymiseret af hensyn til forløbet af konkrete, aktuelle sager.

I alle adspurgte amter findes forskellige typer af arealkilder (komposteringsanlæg, rensningsanlæg, gylletanke og åbne biofiltre). Det er dog især komposteringsanlæggene, der er årsag til jævnlige klager i relation til lugt. Disse anlæg behandler organisk materiale – enten i form af spildevandsslam eller kompost fra parker, haver, affaldssortering o. lign. Klagerne er ikke nødvendigvis udtryk for, at disse anlæg har en større lugtemission end andre typer af arealkilder. De adspurgte sagsbehandlere giver især udtryk for, at problemerne skyldes forkert placering i nærheden af bebyggelse. Dog mener flere adspurgte, at slam bør efterbehandles og dermed ”lugte af” allerede ved kilden, dvs. hos de leverende spildevandsanlæg. Der er i den forbindelse gode erfaringer med slamtørringsanlæg og evt. efterfølgende afbrænding i flere kommuner.

Der er flest klager om sommeren, hvilket bl.a. kan kobles til meteorologiske forhold. Men naboerne er også mere udenfor om sommeren (griller, tørrer tøj etc.) og kan derfor lettere føle sig generede.

Sommerperioden er ofte præget af højtryk, der er karakteriseret ved længerevarende perioder med lav vindhastighed. Under disse betingelser fortyndes lugtemissionen ikke og kan lægge sig som en slags ”dyne” lige over jordoverfladen. Derudover kan tågedannelse medføre, at aerosoler vil blive fastholdt omkring milene og senere blive spredt i området omkring anlægget. Der er også en tendens til flest klager henholdsvis om morgenen og om aftenen. Disse perioder er i sommerperioden kendetegnet ved lav vindhastighed på grund af mindre termik i luften. Desuden er luftens indhold af vanddamp højere i aften- og morgentimerne. Dette stemmer overens med observationer i umiddelbar nærhed af komposteringsanlæg, idet der er registreret et sammenfald mellem luftens indhold af vanddamp og lugt. Derudover udviser klagerne en sammenhæng med driftsaktiviteterne på anlæggene. I forbindelse med milevendinger på komposteringsanlæg frigives store mængder af lugtpotente stoffer – primært fra den anaerobe nedbrydning i milene.

Disse faktorer har amterne i varierende grad brugt i forbindelse med de driftsvilkår, der foreløbigt er blevet fastsat til anlæg forskellige steder i landet. De aktuelle vilkår har særlig fokus på de meteorologiske forhold. Således skal flere

komposteringsanlæg afhjælpe lugtgener ved at indpasse eksempelvis milevendinger efter vindretning og vindhastighed.

Et enkelt anlæg har fået følgende vilkår:

Milerne skal have en størrelse, der tillader vending
Undlade milevending, hvis temperaturen i omgivelserne overstiger 25 °C
Kun foretage milevending, når vindretningen er væk fra naboerne
Iltindholdet i materialet skal måles

Overholdelse af disse vilkår har medført færre klager og efter sagsbehandlens personlige vurdering betyder, at lugtkarakteren fra anlægget ikke længere er ”rådden”.

Derudover er der typisk krav til mængden af opbevaret materiale, samt perioden det organiske affald opbevares på anlægget. Krav til måling af fysiske, kemiske og biologiske parametre er sjældne. Vi har kun fundet et enkelt anlæg (der kan godt være flere), som har ugentlige registreringer af temperatur og ilt i milerne indført i driftsvilkårene. I dette tilfælde bruges målingerne til en løbende vurdering af driftsaktiviteter, driftsprocesser og produktion samt eventuelle afledte tiltag. Man kan imidlertid ikke opstille, præcise generelle krav til driftsparametre, idet affald nedbrydes forskelligt afhængigt af beskaffenhed og oprindelse. Det er nødvendigt at kende de optimale værdier for parametrene i hver enkelt procestype.

Få myndigheder har stillet krav til lugtkoncentrationen i omgivelserne. Ofte er der tale om, at virksomheden ikke må give anledning til ”væsentlige” lugtgener udenfor området. I et eksempel har en stor fladekilde dog fået opstillet krav til et maksimalt lugtbidrag på 10 LE/m³ i omgivelserne. Det er dog ikke anvist, hvorledes dette krav skal dokumenteres. Der er imidlertid procedurer og skemaer til udfyldelse, hvis lugtgener meldes til den pågældende kommune eller virksomheden. Derved sikrer man sig viden om, hvilken hændelse der udløste genen. Kommunen kan gribe ind, hvis virksomheden ikke gennem procedurer og driftsjournaler kan forhindre lugtgener. Der kan i yderste konsekvens gives påbud.

Et komposteringsanlæg for organisk dagrenovation og haveaffald har tidligere givet anledning til 8 – 9 klager årligt. I de sidste to år har amtet imidlertid ikke modtaget klager over anlægget. Dette er et resultat af en lang række tiltag, der alle har haft til formål at reducere lugten fra anlægget. Det er i høj grad søgt at minimere lugtgener via optimering af processerne og forskellige driftsforhold. Således vendes milerne ikke i starten af komposteringsprocessen. Denne periode giver især anledning til dannelse af organiske syrer, som er meget ildelugtende. Ved at udskyde den første milevending undgås et stort udslip af disse forbindelser.

Derudover foretages milevendinger kun, når vindretningen fører lugten væk fra beboelse. Udslippet af ildelugtende forbindelser søges også mindsket ved afdækning af milerne med 10-20 cm af den såkaldte sigterest. Da dele af anlægget er overdækket kan kompostens vandindhold bedre kontrolleres, idet tagdækket forhindrer at perioder med nedbør øger vandindholdet i komposten til et kritisk niveau. Komposten er desuden blandet med grovere materiale således, at tilgangen af ilt er optimal gennem det meste af komposteringsprocessen.

Et dansk rensningsanlæg har fået gennemført to lugtundersøgelser inden for et år. Lugtemissionen fra de formodet mest lugtende kilder blev bestemt, og spredningen af lugt blev beregnet med OML-MULTI. Beregningerne viste, at 99 percentilen på timemiddelbasis overskrider 100 LE/m³ 300 meter fra referencepunktet på anlægget. 60 LE/m³ overskrides 500 meter væk. Der er ikke registreret klager over lugt fra anlægget, og der er således ikke overensstemmelse mellem måling og oplevede gener.

Generelt hersker der stor tvivl om, hvorledes en ansøgning om udvidelse skal håndteres. Det er sikkert, at større afstand til boliger giver større robusthed i området og dermed mindre risiko for lugtgener.

Myndighederne har generelt svært ved at bedømme lugtens styrke og hvorvidt lugtpåvirkningen af omgivelserne er "rimelig". Den anvendte skala opleves som meget diffus, og selv efter målinger kan den beregnede immission være svær at forholde sig til. Mange komposteringsanlæg har fået foretaget målinger i forbindelse med klager. Målingerne er sædvanligvis omfattende og illustrerer typisk varierende produktionsscenerier. Som nævnt i afsnit 5.1 findes flere forskellige metoder til måling af lugtemission. Enkelte anlæg er blevet vurderet med flere forskellige målemetoder, hvilket har resulteret i varierende værdier for lugtkoncentrationen i omgivelserne. Desuden påpeger flere, at spredningsberegning med OML-MULTI ikke er optimal og helt klart defineret for arealkilder. Der efterlyses især information om korrektionsfaktoren for omsætning mellem timemiddel- og minutmiddelværdier.

Myndighederne har således flere argumenter for ikke automatisk at bruge målinger som et led i sagsbehandlingen. Lugtmålinger på arealkilder vurderes som usikre, da forskellige metoder anføres at give varierende resultater. Dermed forsvinder grundlaget for en ensartet sagsbehandling. Da man samtidig ikke har en éntydig anvendelse af spredningsberegninger opleves lugtvejledningens anvisninger med et maksimalt lugtbidrag på 5 – 10 LE/m³ i omgivelserne (2 – 3 gange højere værdier kan accepteres i det åbne land og industriområder)¹ som vanskelige at håndtere i sagsbehandlingen. Der findes ikke en eksakt grænseværdi, og den pågældende myndighed skal således definere et kriterium for "væsentlig" lugtpåvirkning. Desuden er spørgsmålet ofte, hvad der er væsentligt for de lokale beboere.

Det påpeges, at OML-MULTI mangler mulighed for indtastning af eksempelvis temperaturen i kompostmiler – når der er tale om store arealer, er det termiske løft betydeligt. Desuden mener flere sagsbehandlere og konsulenter, at det er problematisk, at modellen regner på en standardvejr-situation fra Kastrup Lufthavn. Dette sikrer et ensartet grundlag i sagsbehandlingen i hele landet, men er ikke nødvendigvis repræsentativt i relation til lokale vejrforhold. Alternativer til OML-MULTI er blevet anvendt forskellige steder i landet. I øjeblikket afprøves en spredningsmodel, der er koblet til en vejrstation, som omsamler lokale vejrdata. Dette giver mulighed for at følge lugtspredningen online, hvilket kan bruges som styringsparameter på de enkelte anlæg (se mere i afsnit 5.4.2).

4.2 Danske erfaringer med overdækning

Flere rensningsanlæg i bl.a. Fredericia og Hundested har hel eller delvis overdækning af anlæggene. Herved mindskes bestrygningen med luft og lugtgenerne reduceres tilsvarende. På Lundtofte Renseanlæg renses afsugningsluften via et biofilter renses til et lugtimmissionskoncentrationsbidrag på < 5 LE/m³.

Ved overdækning opnås en reduktion på over 90 % i forhold til ingen overdækning.



Figur 1 Overdækkede tanke på Lundtofte renseanlæg

4.3 Erfaringer fra udlandet

Kompostering og spildevandsbehandling har stor bevågenhed i andre lande, og der gøres forskellige tiltag for at kvantificere problemerne og for at kontrollere dem. Nogle steder håndteres kompostering i lukkede haller, og bestemmelse af lugtemissioner og regulering af dem følger samme retningslinier som andre punktkilder. Tilsvarende gælder for spildevandsanlæg, hvor overdækning finder anvendelse for de mest lugtende kilder²¹.

På åbne anlæg er der meget forskelligartede erfaringer. Udgangspunktet er generelt som i Danmark, at der skal måles for at bestemme problemernes størrelse. Flere og flere internationale artikler omtaler imidlertid begrænsningerne ved selve målingerne og det konkluderes at være utilstrækkeligt. Nogle af de nyere erfaringer sigter på et øget samspil med naboerne og anvendelse af observationer på såvel anlæg som i omgivelser.

Fra udenlandske undersøgelser har vi materiale fra bl.a. England og Tyskland, som er meget bevidste om lugts betydning for miljøet. Også Australien har arbejdet meget med lugt, bl.a. fra arealkilder. I lugtsammenhæng er det endvidere relevant at se på Holland, der er et lille, fladt land med stor befolkningstæthed og derfor har samme potentielle lugtgener fra virksomheder som Danmark. Andre erfaringer er hentet fra Canada og Belgien.

4.3.1 Canada

På et komposteringsanlæg i Montreal, Canada, håndteres årligt 10.000 tons have- og parkaffald²². Hovedparten ankommer til anlægget i oktober og november. Anlægget ligger i et tæt bebygget område (ca. 4.500 personer/km²) på en plads, hvor der også er en almindelig losseplads.

Komposteringen foregår i åbne miler på et underlag af grus, og milerne vendes regelmæssigt med en specialkonstrueret milevender. Tidligere erfaringer med vending med en frontlæsser er, at milerne blev vendt uregelmæssigt, hvilket førte til problemer med anaerobe forhold.

Poser med affald fra private åbnes i et kontinuert anlæg med 15 tons per time. Tidligere blev de åbnet manuelt i en tidskrævende proces, der betød, at affaldet lå længe i poserne og dannede meget lugtende stoffer i anaerobe processer.

Der var en helt tydelig erkendelse af, at elimination af anaerobe processer har medført en bedring af lugtforholdene. Der var imidlertid stadig en negativ holdning (klager) i omgivelserne og en frygt for, at lugten i virkeligheden stammede fra lossepladsen. Det blev derfor besluttet at gennemføre et studie for at kvantificere den reelle påvirkning fra anlægget og andre kilder og identificere kritiske processer på anlægget.

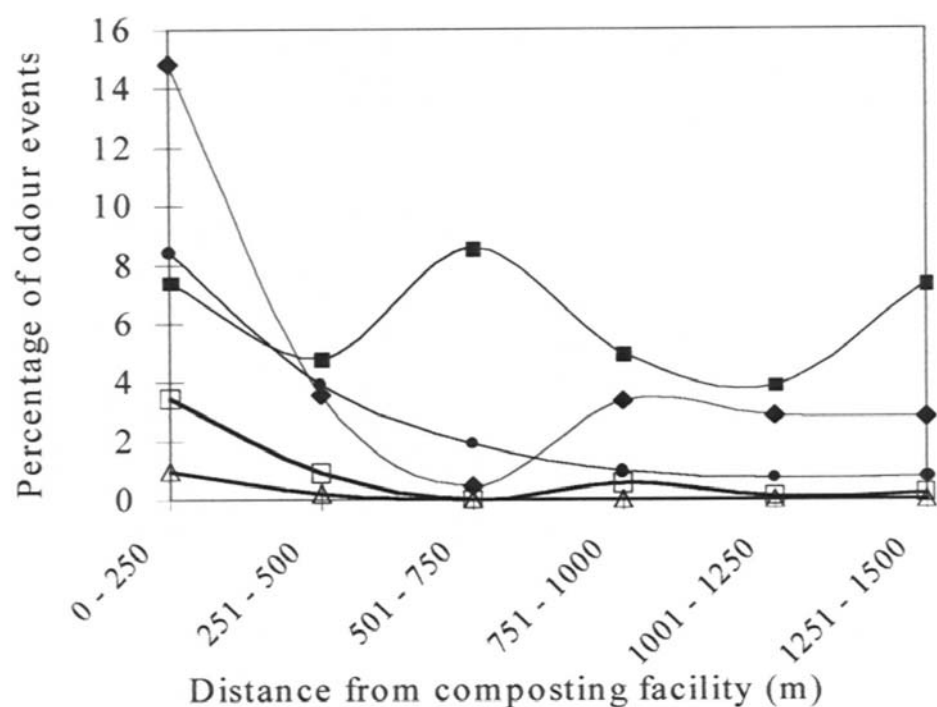
Studiet blev gennemført med et repræsentativt udsnit af beboerne indenfor en radius på 1,5 km fra anlægget. Formålet var desuden at involvere beboerne i anlægget og ønsket om at forbedre forholdene, så beboerne følte sig orienteret og forstod problematikken.

Efter træning og test med standardstoffer blev 43 personer instrueret i at registrere lugt uden for deres bopæl morgen og aften i en periode på godt to måneder i den mest belastede periode af året (oktober til december).

Resultaterne af 4323 observationer viste, at lugt kunne erkendes i 24 % af perioderne. Heraf var det i ca. halvdelen kun netop muligt at erkende lugt (på eller lige over lugttærskelen). Middel til stærke lugte kunne erkendes i 14 % af perioderne, og stærke og uacceptable lugte kun i 4 % af perioderne.

I halvdelen af tilfældene (46 %) blev kompost angivet som årsag til lugt, mens losseplads (22 %) og andre lugtkilder (32 %) var årsag til resten.

Afstanden 1,5 km var valgt ud fra spredningsberegninger under forskellige vindforhold og målte emissionsrater. Undersøgelsen med beboerne bekræftede denne radius, og det var tydeligt, at kompostlugt var mest tydelig inden for 500 meter fra anlægget (figur 2 - ■ (meget svag) ♦ (svag) ● (tydelig) □ (stærk) Δ (uacceptabel))



Figur 2 Illustration af udbredelse af kompostlugt²²

Den meget svage lugt (■) er nogenlunde jævnt udbredt og kan måske skyldes blade på jorden eller vanskeligheder med at skelne kompost fra andre lugte. Af de samlede observationer kan kompostlugt erkendes i ca. 12 % af tilfældene. Heraf findes ca. 12 % i afstanden 1,5 km fra anlægget. Det svarer til ca. 1,5 % af alle observationer.

Det er således lykkedes at bestemme den reelle påvirkning af det aktuelle anlæg i forhold til andre kilder, men data er ikke tilstrækkelige til at finde de kritiske kilder og operationer på anlægget. Artiklen lægger op til bestemmelser af emissionsrater generelt for den type anlæg. Der er foretaget sådanne målinger samtidig med nabostudiet, men resultaterne er ikke publiceret endnu.

4.3.2 Belgien

Der er ingen lovgivning om lugt i Belgien, hverken for punkt- eller arealkilder. Vurdering og regulering sker fra sag til sag. Hvis der opstår klager, forlanger myndighederne sommetider lugtanalyser, men der findes ingen standard procedure²³. Belgiske myndigheder planlægger imidlertid at lægge sig tæt op ad hollandske retningslinier.

Selvom der ikke er en egentlig lovgivning, er der foretaget flere undersøgelser på arealkilder i Belgien.

4.3.2.1 Optimering af anlæg

På et anlæg nord for Bruxelles komposteres årligt 60.000 tons grønsags-, frugt- og haveaffald²⁴. Metoden er indendørs kompostering med behandling af den producerede gas i lugtreducerende anlæg. Komposteringsmassen beluftes, processen varer 10-11 uger. Samtidig komposteres andet grønt affald i et åbent anlæg.

Hallerne bliver drevet med undertryk for at forhindre diffuse emissioner, og gassen bliver ledt til kombinationer af skrubber og biofilter.

Lugtklager fra naboerne i industriområder gav anledning til, at virksomheden satte et arbejde i gang for at identificere og bekæmpe problemerne. Arbejdet omfattede komponent- og lugtanalyser i gassen og lugtbestemmelse i omgivelserne med lugtpaneller (sniffing teams) og måling af meteorologiske forhold. På basis af målingerne blev der udført spredningsberegninger.

Som en del af arbejdet blev der nedsat en gruppe, hvor også naboerne havde repræsentanter.

Komponentanalyserne afslørede tilstedeværelse af aldehyder, furaner, organiske svovlforbindelser, estere og terpenener som de vigtigste.

Feltmålingerne viste, at lugt netop kunne registreres 750 meter fra anlægget, mens spredningsberegningerne forudsagde, at 98 percentilen for 1 OU/m³ lå 1.700 meter væk.

Stadige og voksende lugtgener betød en lukning i to måneder. Efterfølgende måtte virksomheden forpligte sig til, at anlæggets kapacitet på 1.200 tons/uge absolut ikke måtte overskrides og, at driften altid var optimal. Der indførtes strengere krav for accept af affald og regelmæssig rengøring blev iværksat.

Percolat fra pladsen blev behandlet i et spildevandsanlæg, og biofilteret blev gjort tre gange større og gassen udledt gennem en højere skorsten.

Antal lugtklager faldt, men de objektive analyser med feltundersøgelser og spredningsberegninger viste ikke tilsvarende effekt, muligvis fordi gassen nu blev udledt gennem en højere skorsten og nåede længere væk. Feltundersøgelserne viste registrering af lugt 760 meter væk, mens spredningsberegningerne viste, at 98 percentilen for 1 OU/m³ lå 1.200 meter væk. En væsentlig effekt var dog, at de højeste koncentrationer ved jorden blev reduceret, en effekt der ikke umiddelbart kan ses ved beregningerne.

Artiklen refererer, at der er en god overensstemmelse mellem kemiske koncentrationer og lugtemissioner fra biofiltre²⁵. Overensstemmelsen er specifik for hver type lugt og kan ikke generaliseres. Man fokuserede derfor både på reduktionen af kemiske komponenter og lugt ved målinger på biofiltrene.

Da de sidste forbedringer var indført blev det konstateret, at effektiviteten af biofiltrene var over 90 % for både kemiske komponenter og lugt. Lugt kunne registreres ca. 900 m væk, og spredningsberegninger viste, at 98 percentilen for 1 OU/m³ stadig lå ca. 1.200 m væk. Det nævnes ikke i rapporten, at påvirkningen af omgivelserne var mindsket, og det forklares ikke, hvorfor den forbedrede effektivitet tilsyneladende ikke kan eftervises gennem spredningsberegninger. Vi vurderer, at der kan være tale om forandringer i lugten gennem de forbedrede rensninger. Afstanden alene siger ikke det hele om lugtens generende påvirkning.

Erfaringerne i artiklerne bekræfter, at det er vanskeligt at vurdere lugten fra et sådant anlæg gennem målinger og beregninger.

4.3.2.2 *Feltmålinger med panel*

I Flandern indsamles og komposteres årligt 270.000 tons have-park affald på åbne anlæg²⁶. Der er lavet en større undersøgelse af lugtudviklingen fra tre forskellige komposteringsanlæg. Vendefrekvensen er forskellig på de tre anlæg, ligesom der er forskel i kapacitet og størrelse på madrasserne.

Undersøgelsen omfatter dels en "sniffing team measurement", hvor panelmedlemmerne går i området i læsiden af anlægget og noterer, hvor lugten kan erkendes. Resultater er den længste afstand fra anlægget, hvor lugt kan erkendes (som omtalt i afsnit 5.2.2), og en kildestyrke beregnet på basis af denne afstand og en meteorologisk model. Kildestyrkerne er interessante, da det er denne størrelse, man søger til brug ved spredningsberegninger i Danmark. Resultaterne ses i tabel 3.

Tabel 3 Resultater af lugtundersøgelse i Flandern²⁶

Anlæg	Procestid måneder	Vendes pr. x uger	Højde meter	Kapacitet tons/år	Max. afstand for lugtregistrering meter	Emission su/s*
A	6-8	6	4	15.000	200-600	12.000-75.000
B	3-4	1	2	6.000	160-530	3.000-74.000
C	5-6	8	3,5	25.000	300-910	12.000-120.000

* su = sniffing units – sammenlignelige men ikke identiske med lugtenheder

Der påvises ingen tydelig sammenhæng mellem emissioner og aktiviteter i denne undersøgelse.

Desuden er der foretaget flere olfaktometriske analyser på én madras på hvert anlæg i en periode på op til 120 dage ved forskellige aktiviteter. Der rapporte-

res om op til ca. 15.000 LE pr. ton kompost pr. time med en enkelt værdi på 35.000 LE pr. ton kompost pr. time umiddelbart efter vending.

Prøvetagningen til den olfaktometriske analyse er udført ved hjælp af et 9 m² stort telt på en metalramme. Teltet er forsynet med en 30 cm lang skorsten med 10,5 cm i diameter, hvor volumenstrømmen måles ved hjælp af hastigheden og prøver udtages. Metoden kan karakteriseres som en kammermetode.

På grundlag af resultaterne konkluderes, at lugtemissionen er størst de første 10 dage efter komposteringens begyndelse (5.000 – 10.000 LE/ton/time). Desuden er der store emissioner umiddelbart efter vending (op til 35.000 LE/ton/time). Efter vending går der 3-4 dage, før lugtemissionen er nede på niveauet før vending (100 – 700 LE/ton/time efter den indledende periode). Det påpeges, at lugtemissionerne efter vending er mindst på anlæg, hvor der vendes hyppigt.

4.3.3 Holland

I Holland indeholder den hollandske luftvejledning retningslinier for lugt fra kompostanlæg og spildevandsanlæg. I det følgende ses en kort gennemgang af hovedtrækkene.

4.3.3.1 Kompostering af have- og parkaffald

Reglerne for kompostering af have- og parkaffald og grøntaffald fra landbruget er første gang indført i luftvejledningen i 1996 og testet i perioden 1998/99, inden de reviderede og nu gældende regler blev indført²⁷.

Vejledningen beskriver meget nøje, hvordan sådanne anlæg skal drives, og hvilke krav der skal overholdes. Der beskrives fire metoder for kompostering af materialet, og for hvert anlæg anbefales afstande fra anlæggets kant til nærmeste bebyggelse. Hvis disse afstande overholdes, antages det, at lugtpåvirkningen i bebyggelsen er acceptabel (tabel 4).

Tabel 4 Oversigt over afstandskrav i Holland²⁷

	Anbefalede afstande for forskellige metoder og produktionskapaciteter		
	Metode A	Metode B	Metode D
Produktion i tons per år	Intensiv metode med regelmæssig vending af materialet med specialmaskiner - oftest i starten. Den nødvendige frekvens kan kontrolleres med procesparametre. Vendes ca. 10 gange på 3 måneder	Konventionel metode med ca. 7 gange vending på 6 måneder. Vendinger sker med frontlæsser og skovle.	Intensiv metode med beluftning. Processen tilstræbes at give fuldstændig aerobe forhold. Få vendinger kan være nødvendige for at sikre de aerobe forhold i hele materialet.
0-5.000	100-200	225-300	100
5.001-10.000	200-400	300-450	100
10.001-15.000	400-600	450-600	100
15.001-20.000	600-750	600-750	100
>20.000	>750	>750	200

En fjerde metode, C, er en ekstensiv metode, hvor materialet ikke vendes i løbet af processen. Der er ikke fastsat afstande for denne metode, da der ikke foreligger tilstrækkelige data. Emissionen varierer også meget fra ingen (materialet er i ro) til meget høj ved vendinger.

Det anføres, at emissionen fra metode D er tydeligt mindre end fra metode A, hvilket begrundes de meget kortere afstande. De anførte afstande er imidlertid hovedsagelig baseret på erfaring med processerne og analyser af antal klager. De er således ikke baseret på målinger af mindre emission²⁸.

Afstandene er beregnet på grundlag af forsøg og en praktisk erfaring med, at 1,5 OU_E/m³ som 98 percentil på timebasis er et acceptabelt niveau for lugtpåvirkning. Usikkerheden i forsøgene (bl.a. i lugtbestemmelsen) afspejles i afstandsintervallerne.

Der anbefales en række specifikationer til driften af anlægget. Gennemførelse og kontrol af disse anses for at være den bedste metode til at sikre, at et anlæg ikke belaster omgivelserne. Blandt de anbefalede specifikationer er:

Processen skal følges regelmæssigt gennem måling af temperaturen (<80 °C) og fugtigheden (max 60 %). Det anbefales, at der er et sprinklersystem til sikring af tilstrækkelig fugtighed.

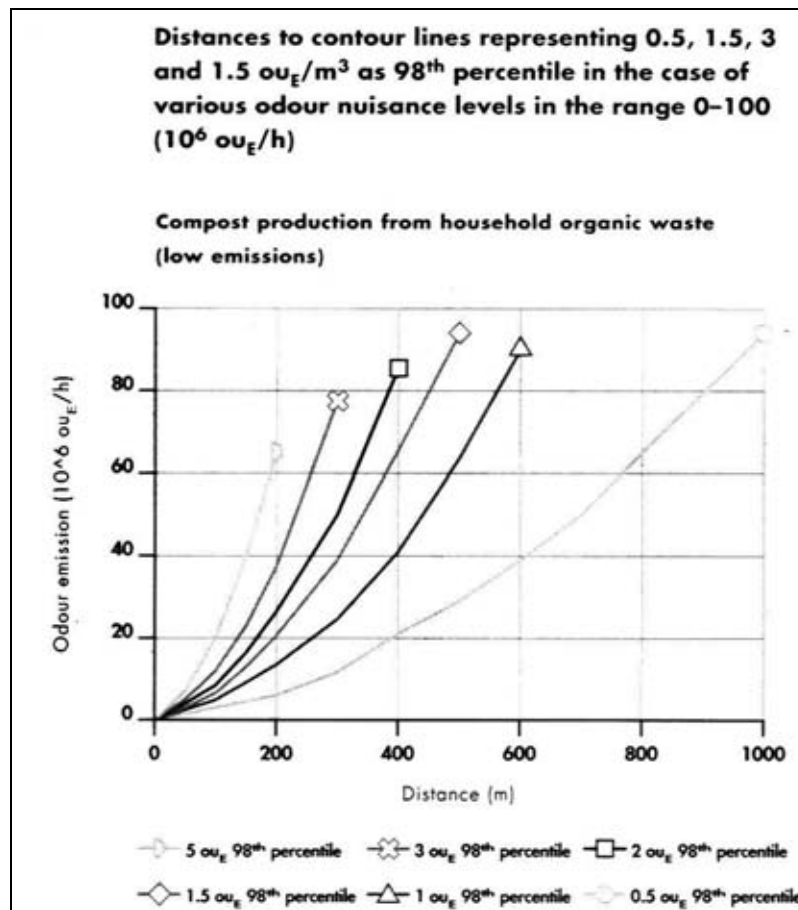
- Der må maksimalt være 30 % græs i materialet
- Kompostering af husholdningsaffald er ikke tilladt
- Op til 10 % affald fra landbruget kan tillades. Ved mere end 10 % kræves dokumentation for, at det ikke giver mere lugt.
- Der må ikke modtages materiale til kompostering, hvor omdannelse allerede er gået i gang.
- Modtaget materiale skal indgå i processen inden for tre døgn
- Perkolat fra pladsen skal opsamles og forrådnelse af dette skal forhindres.

Vejledningen levner i alle forhold mulighed for at afvige fra teksten under forudsætning af tilstrækkelig dokumentation af, at afvigelserne ikke øger belastningen af omgivelserne.

4.3.3.2 Kompostering af husholdningsaffald

Reglerne for kompostering af husholdningsaffald blev indført i 1996²⁷. De omfatter nøgletal for lugtemission fra forskellige kilder på et sådant anlæg. Nøgletallene kan anvendes til at foretage en vurdering af spredningen af lugt ved hjælp af to nomogrammer.

Der skelnes mellem processer, der foregår i dagtimerne, og processer, der foregår hele tiden. Begge situationer vurderes under hensyntagen til varigheden af processerne. Ved beregningerne multipliceres nøgletallene for de enkelte processer med de aktuelle mængder. Med den beregnede emission findes de nødvendige afstande i nomogrammet. Nomogrammet giver afstande til hhv. 0,5 - 1 - 1,5 - 2 - 3 og 5 OU_E/m³ som 98 percentiler på timebasis. Et eksempel vises i figur 3.



Figur 3 Nomogram til bestemmelse af acceptable afstande fra komposteringsanlæg²⁷

For eksisterende anlæg er der krav om, at lugtkoncentrationen i det nærmeste beboelsesområde ikke må overstige $3 OU_E/m^3$.

Hvis koncentrationen er imellem $1,5$ og $3 OU_E/m^3$ skal man sikre sig, at lugten og forholdsreglerne er acceptable. Der er et kapitel i lugtvejledningen om vurdering af lugt baseret på bl.a. acceptabilitet og områdets karakter og historiske tilhørsforhold til virksomheden. Der er således mulighed for at tage en række særlige forbehold.

For nye anlæg er de tilsvarende grænser hhv. $1,5 OU_E/m^3$ og $0,5$ til $1,5 OU_E/m^3$.

Vejledningen beskriver et sæt forholdsregler for kompostering af husholdningsaffald. Reglerne betragtes som "Best Available Technology" for begrænsning af lugt.

- Komposteringen skal foregå indelukket
- Afgangsgasserne skal ledes til rensningsforanstaltning med rensningsgrad på minimum 90 %
- Modtagelse og efterbehandling skal foregå indelukket
- Perkolat skal opsamles
- Produkterne må først forlade eftermodningen, når temperaturen er under $50\text{ }^\circ\text{C}$
- Biofiltre anbefales som rensningsforanstaltning

4.3.3.3 Rensningsanlæg

Reglerne for rensningsanlæg blev indført i 1996²⁷. De omfatter en række emissionsfaktorer for lugtemission fra forskellige kilder på et sådant anlæg. Emissionsfaktorerne kan anvendes til at beregne hver anlægsdels og herefter hele anlæggets samlede lugtemission.

Placeringen af hver anlægsdel beskrives ved koordinater. Den enkelte dels koordinater "vægtes" med denne dels andel af den samlede lugtemission. De "vægtede" koordinater summeres, hvilket giver koordinaterne til et imaginært "lugtvægtet" punkt for emissionen.

Ved hjælp af to nomogrammer kan man efterfølgende vurdere spredningen af lugt til omgivelserne. Nomogrammerne er fremstillet på basis af en spredningsmodel, hvor anlægget betragtes som en punktkilde. Spredningen beregnes som afstanden fra det "lugtvægtede" punkt til f.eks. konturlinien hvor 98 percentilen på timebasis er $1,5 \text{ OU}_E/\text{m}^3$. Der skelnes ikke mellem punkt- og arealkilder. Hvis der indgår punktkilder, placeres de imaginært i samme punkt, og der tages ikke hensyn til deres højder²⁸. Hvis det vurderes, at emission fra punktkilder er væsentlig - som på enkelte hollandske anlæg i byområder - skal spredningen beregnes med et spredningsprogram.

Emissionsfaktorerne er baseret på en stor hollandsk undersøgelse fra 1996 "Industry wide research into odour abatement measures at sewage water treatment plants: results and guidelines". Rapporten findes kun på hollandsk og indgår ikke som reference til nærværende rapport. Det er derfor ikke muligt at vurdere emissionsfaktorernes kvalitet.

Vejledningen fastsætter to sæt grænseværdier (OU_E/m^3 som 98 percentil på timebasis) for hhv. tæt befolkede områder og områder med spredt bebyggelse:

	Eksisterende anlæg	Nye anlæg
Tæt bebyggelse	1,5	0,5
Spredt bebyggelse	3,5	1,0

Hvis de beregnede værdier i omegnen af et anlæg overskrider disse værdier, skal nødvendige reduktioner beregnes ved hjælp af nomogrammet. Væsentlige kilder skal udpeges og nødvendige tiltag gennemføres. Ofte anvendte tiltag er

- tilsætning af kemikalier til binding eller kemisk omdannelse af lugtstoffer
- sikring af optimale iltforhold
- oxidation af svovlbrinte
- overdækning af anlægsdele og behandling af luften i f.eks. skrubbere
- reduktion af vandoverfladers areal, hvor udvikling af lugtstoffer udveksles
 - mindre faldhøjder fra bassin til bassin
 - anvendelse af flydedække

Det nævnes som almindeligt at overdække kanaler med ubehandlet spildevand og kanaler fra den primære sedimentation, ligesom slambehandling typisk overdækkes. Det er derimod sjældent, at f.eks. beluftningstanke og efterklaringsstanke overdækkes.

Erfaringerne hos de hollandske myndigheder med reglerne for rensningsanlæg er gode²⁸. Der er i 1999 lavet en stor undersøgelse, som viste, at der ikke er

lugtgener ved anlæg, der er installeret korrekt efter reglerne. Af 320 anlæg var der lugtgener ved 10, og disse levede ikke helt op til reglerne. Man vurderer derfor, at reglerne er tilstrækkelige til at beregne lugt fra rensningsanlæg, der behandler almindeligt spildevand fra husholdninger. Reglerne gælder ikke for industrispildevand.

4.3.3.3.1 Eksempel på beregning med den hollandske metode

Beregningsmetoden er illustreret for et dansk anlæg, som for nylig er undersøgt grundigt. Nedenfor er vist beregning af lugtimmission på basis af de hollandske emissionsfaktorer. Det "lugtvægtede" referencepunkt er beregnet sammen med afstanden til konturlinierne hvor 98 percentilerne på timebasis er hhv. 3,5 – 1,5 – 1,0 og 0,5 OU_E/m^3 .

Syv arealkilder på et dansk renseanlæg er ansvarlig for ca. 40 % af anlæggets samlede emission. For disse syv kilder er de hollandske emissionsfaktorer brugt til beregning af emissionen. Den samlede emission for de syv kilder er 120 millioner OU_E/m^3 . Til sammenligning gav anvendelse af den danske undersøgelses emissionsfaktorer en samlet emission på ca. 10 gange så meget. Afstandene til hver af de fire konturlinier som anvendes i nomogrammet ses i nedenstående tabel 5.

Ved hjælp af OML-MULTI, version 5.0, er de maksimale, månedlige 99 percentiler og 98 percentilerne for hele året (meteorologi for Kastrup, 1976) beregnet i de fire afstande. Begge percentiler er på månedsbasis. Resultaterne for 12 udvalgte retninger (af 36) ses i tabellen. Den maksimale 99 percentil for hver afstand er den højeste blandt alle 36 99 percentiler. 98 percentilen for hver afstand er beregnet på basis af samtlige timeværdier i denne afstand. Værdien er derfor ikke identisk med den højeste 98 percentil i tabellen.

Tabel 5 Resultater fra sammenlignende beregning af spredning af lugt fra rensningsanlæg

Konturlinie	3,5 OU_E/m^3		1,5 OU_E/m^3		1,0 OU_E/m^3		0,5 OU_E/m^3	
Afstand	360 meter		590 meter		770 meter		1360 meter	
Percentil	Max. 99	Års 98	Max. 99	Års 98	Max. 99	Års 98	Max. 99	Års 98
Grader fra nord	OU_E/m^3							
0	4,3	4,2	2,0	1,9	1,3	1,3	0,55	0,53
30	3,9	3,9	1,9	1,8	1,3	1,2	0,54	0,53
60	3,7	3,6	1,8	1,8	1,2	1,2	0,53	0,52
90	3,6	3,6	1,8	1,8	1,2	1,2	0,53	0,53
120	3,8	3,7	1,8	1,8	1,2	1,2	0,54	0,52
150	4,2	4,0	1,9	1,9	1,3	1,2	0,55	0,52
180	7,3	4,5	3,1	2,0	2,0	1,3	0,82	0,54
210	8,2	4,9	3,4	2,1	2,2	1,4	0,89	0,55
240	8,0	4,9	3,4	2,1	2,2	1,4	0,87	0,56
270	6,4	4,6	2,8	2,0	1,8	1,3	0,72	0,54
300	4,8	4,4	2,1	2,0	1,4	1,3	0,57	0,52
330	6,5	4,4	2,8	1,9	1,8	1,3	0,74	0,53
Total for alle retninger	8,2	4,2	3,4	1,9	2,2	1,2	0,89	0,53

Resultaterne for de udvalgte retninger viser, at den maksimale, månedlige 99 percentil i en given afstand fra kilden kan være op til to gange højere end den

årsbaserede 98 percentil i den samme afstand (nederste linie i tabel 5). I 60 % af de udvalgte punkter (kombination af retning og afstand) er den maksimale, månedlige 99 percentil op til 1,1 gange større end den årsbaserede 98 percentil. I de øvrige 40 % er den mellem 1,4 og 1,7 gange større.

Betydningen af de to beregningsmetoder kan illustreres ved at bruge afstanden 360 meter som eksempel. I denne afstand kan et eksisterende anlæg med en emission på 120 millioner OU_E/m^3 overholde det hollandske krav om 3,5 OU_E/m^3 som 98 percentil på timebasis over hele året (OML beregner 4,2 OU_E/m^3 , hvilket er en fornuftig overensstemmelse). Den maksimale månedlige 99 percentil på timebasis er beregnet til 8,2 OU_E/m^3 . Det svarer til ca. 5,5 LE/m^3 jfr. multiplikationsfaktorerne i afsnit 1. Anlægget vil derfor næsten kunne leve op til et hypotetisk dansk krav om 5 LE/m^3 på timebasis i denne afstand.

Danske krav er oftest baseret på minutværdier, og derfor skal værdien multipliceres med yderligere 2,8. Den maksimale, månedlige 99 percentil på minutbasis er derfor 15,4 LE/m^3 . Anlægget kan derfor ikke leve op til et typisk dansk krav i denne afstand på 5-10 LE/m^3 .

Resultaterne viser også, at beregning med OML-MULTI giver højere 98 percentiler end ved anvendelse af den hollandske nomogrammetode (de hollandske 98 percentiler er værdierne på de betragtede konturlinier – f.eks. 3,5 OU_E/m^3 i 360 meters afstand). For de tre korteste afstande er OML-værdierne (Total for alle retninger) 20-25 % højere, mens den for den længste afstand kun er 6% højere.

Det skal afslutningsvis gentages, at den hollandske metode også er baseret på målinger. Resultaterne skal derfor vurderes i lyset af usikkerheden på målingerne

4.3.4 Tyskland

Tyskland er et af de lande, der har meget fokus på lugt. Der er udført meget udviklingsarbejde med f.eks. bestemmelse af lugt fra rensningsanlæg. Der er stor fokus på brug af vindtunneler på denne type anlæg, men vi vurderer, at det er udenfor denne rapports formål at gå i detaljer med dette arbejde.

Det er dog værd at nævne, at der fra et af de seneste arbejder rapporteres meget omfattende resultater fra flere rensningsanlæg²⁹. Resultaterne antyder ikke, at der kan bestemmes éntydige lugtemissioner fra samme type kilde. Således rapporteres f.eks. 38 værdier fra 10 primære sedimentationstanke, og 95 % konfidensintervallet spænder fra 401 $\text{OU}_E/\text{m}^2/\text{h}$ til 12.900 $\text{OU}_E/\text{m}^2/\text{h}$. Den højeste værdi blev målt til 394.000 $\text{OU}_E/\text{m}^2/\text{h}$.

TA Luft beskriver enkle retningslinier for komposteringsanlæg og øvrig biologisk behandling af affald³⁰. For åbne anlæg gælder

- mindste afstand til beboelse 500 m

For lukkede anlæg gælder

- mindste afstand til beboelse 300 m
- rensning af luften med biofilter eller lignende
- årlig emissionskontrol

- lugtkoncentrationer i afkast $< 500 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ (anlæg > 10.000 tons/år)

Det fremgår ikke eksplicit om kravene til koncentrationerne i afkastene også gælder for åbne anlæg, og umiddelbart forekommer det ikke sandsynligt, at det kan kontrolleres. Tilsvarende gælder det næppe, at der skal foretages årlig kontrol.

4.3.5 England og Irland

I England er kravene til lugt generelt, at der ikke må forekomme lugt udenfor en virksomheds område. Følgende krav er formuleret, og de åbner lidt for, at der kan tillades lugt udenfor området³¹.

- Ingen gener
- Ingen lugt ved skel
- $< x$ ppb H_2S (x fastsættes lokalt)
- Ofte brugt: $6 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ som 98 percentil for eksisterende anlæg

Det sidste krav er en stor lempelse i forhold til ingen lugt, og det er derfor væsentligt at bemærke, at det gælder for eksisterende anlæg.

Irland har immissionsgrænser for fremstilling (ved kompostering) af vækstmedium til svampedyrkning:

$3 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ som 98 percentil for nye anlæg
 $6 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ som 98 percentil for eksisterende anlæg

Dermed er de irske krav mere imødekommende for anlæggene end de engelske krav.

5 Vurdering af lugt fra arealkilder

Vurdering af lugt fra en given kilde kan ske gennem beskrivelse af, hvordan lugten opleves i omgivelserne. Det vil typisk være gennem registrering af klager eller direkte gennem spørgeskemaundersøgelser og registrering af driftsforhold.

Vurderingen kan også ske gennem måling af lugtemissionen og teoretisk beregning af belastningen i omgivelserne. Der kan også foretages målinger i omgivelserne med sensoriske metoder eller med anvendelse af måleapparater.

Endelig er der nyere tiltag, der anvender kombinationer af ovenstående metoder.

I de følgende afsnit belyses disse muligheder, som de er beskrevet i bl.a. international litteratur.

5.1 Metoder til bestemmelse af lugtemission fra arealkilder

Emission fra åbne arealkilder som bassiner, tanke eller oplagspladser er svært at bestemme. Det skyldes, at der ofte ikke er en veldefineret volumenstrøm, og at emissionen sker over store dele af arealet. Det er derfor vanskeligt at finde veldefinerede og repræsentative målepunkter som f.eks. i en skorsten.

I kompostanlæg kan der være store variationer over arealet betinget af de biologiske processer i materialet. Ilt-, temperatur og fugtighedsforhold kan således give store lokale forskelle i såvel mængder som sammensætning af emissionen.

Fra spildevandsbassiner er der oftest ingen udgående volumenstrøm, idet reaktionsprodukterne fra processerne opløses i vandet. Her er lugtemissionen meget afhængig af vinden henover overfladen. Der sker en transport af stoffer gennem grænselaget mellem vand og luft, og kun hvis vinden fjerner stofferne fra grænselaget, er der emission. Denne emission er eksponentielt stigende med stigende vindhastighed⁴³.

Emission af et givet stof fra en væskeoverflade er ligefrem proportional med

- stoffets molvægt
- overfladens areal
- mængden af stof i væsken (molbrøk)
- og en faktor for masseovergang (masseovergangskoefficient)

Størrelsen af masseovergangskoefficienten afhænger af transportmodstanden for stoffet i grænselagene på begge sider af væskeoverfladen. Den kontrollerede massetransportproces, som styrer fordamningen af næsten alle kemikalier, er væskefasekontrolleret³². Forskellige hastigheder for forskellige kemiske stoffer skyldes primært forskellige væskefasediffusioner.

Masseovergangen øges med højere vindhastighed, og vinden har relativt stor betydning³³.

Diffusionen stiger med stigende temperatur, hvilket bevirker en øget fordampning³⁴.

Der findes to principielt forskellige metoder til bestemmelse af emissionen, nemlig mikrometeorologiske metoder og kammermetoder³⁵. Generelle principper og anvendelse i Danmark gennemgås i det følgende.

5.1.1 Mikrometeorologiske metoder

Disse metoder giver en indirekte måling af emissionen ved at måle vindhastigheder og koncentrationer nedstrøms for kilden (i læsiden). Opsamling af prøver til analyse og bestemmelse af vindhastighed skal ske i flere højder og i en bredde, der svarer til vindens udbredelse på målestedet. Koncentrationerne i prøverne er så lave, at de er mere egnede til analytiske end til sensoriske lugtanalyser³⁵.

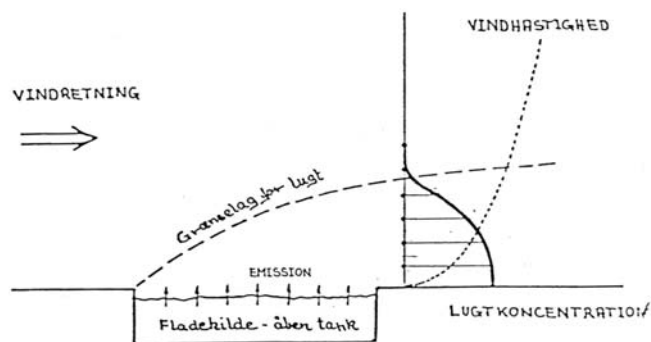
Teknisk er det muligt at foretage fortyndinger ned til 10 gange lugttærsklen ($10 \text{ OU}_E/\text{m}^3$), men det er vanskeligt at undgå kontaminering med posens og fortyndingsudstyrets egen lugt. I praksis kan der normalt ikke angives lugtstofkoncentrationer mindre end $50 \text{ LE}/\text{m}^3$ uden betydelig usikkerhed.

Den friske baggrundsluft opstrøms (luvsiden) giver også lugt, og der kan være kontamineringsrisiko fra kilder i luvsiden. Det skal derfor vurderes nøje, om lugtkoncentrationen i luvsiden kan trækkes fra. Det kræver, at lugtkarakteristikken for luvsiden er den samme som for læsiden³⁶. Hvis koncentrationen i luvsiden trækkes fra, baseres emissionen på forskellen mellem to små, usikre tal.

I figur 4 illustreres, hvordan lugten udbreder sig i højden afhængig af kildens størrelse. Udbredelse i bredden er afhængig af kildens bredde. Den indlysende ulempe ved denne metode er, at der skal tages et stort antal prøver. Der er beskrevet flere tiltag for at reducere antallet af prøver^{35,h}. I teorien er fordelene, at der opsamles lugt fra hele arealet, og prøven derved er repræsentativ.

Denne metode var en af de først anvendte metoder i Danmark. Lugtkoncentrationen måles i et tværsnitsareal vinkelret på vindretningen både i kildens læ- og luvside. Koncentrationsforskellen mellem de to målinger repræsenterer lugtemissionen fra kilden.

^h Vi vurderer, at det ikke tjener denne rapports formål at gå i detaljer med disse tiltag.



Figur 4 Principskitse af lugtforhold i læside af fladekilde

Metoden er forholdsvis let at håndtere og fleksibel. Samtidig bestemmes vindhastigheden i den betragtede flade, hvorefter fluxen gennem fladen kan beregnes³⁷. Metoden kræver veldefinerede meteorologiske forhold, dvs. konstant vindhastighed og retning og lille omskiftelighed mellem regn og sol. Desuden kræves en klar afgrænsning af den lodrette flade for at undgå unøjagtigheder som følge af randeffekter, som vil kunne påvirke resultaterne væsentligt³⁶.

Som vist på figur 4 er grænselagshøjden for lugt fra kilden en væsentlig parameter. Grænselagshøjden kan være over 10 meter, og det er i praksis ikke muligt at tage prøver højere end 3 - 4 meter over jorden.

5.1.2 Kammermetoder

Kammermetoder giver en direkte måling af emissionen. En del af den betragtede overflade isoleres i et kammer, og i de fleste anvendelser blæses en luftstrøm over overfladen. Efter passage af overfladen opsamles en prøve af luftstrømmen, som analyseres. Emissionen bestemmes som koncentration gange volumenstrøm.

Metoden er i princippet simpel, men skal anvendes med stor omhu, så resultaterne kan relateres til den virkelige verden³⁵. Man skal bl.a. passe på ikke at ændre betingelserne i kammeret så meget, at emissionen ændres. Vindhastigheden er især af betydning, hvor diffusion er den væsentligste drivende kraft

Den drivende kraft er en funktion af koncentrationsforskelle mellem materiale og luft og modstand i grænselaget. For flydende materialer betragtes koncentrationen i væske, og for f.eks. kompost betragtes gaskoncentrationen i materialets porer. Modstanden er i grænselagene på hhv. luft- og materialesiden.

For væsker styres modstanden på materialesiden af stoffernes opløselighed, idet høj opløselighed giver stor bevægelighed og lille modstand³⁵. Stoffer med lav opløselighed har derimod stor modstand mod overførsel til luften.

For faste materialer styres modstanden hovedsagelig af porøsiteten. I en kompost vil lav porøsitet og/eller højt vandindhold give stor modstand mod overførsel af stoffer til luften, mens stofferne let kan forlade et porøst materiale.

Modstanden på luftsiden er lille for ru overflader og i store vindhastigheder. Tilsvarende er den stor over glatte overflader og i lave vindhastigheder. Den samlede modstand domineres af modstanden på materialesiden³⁵. For meget porøse materialer med lav modstand bliver modstanden på luftsiden dog af større betydning. Det gælder således for kompostmateriale.

For væsker skal man passe på bølgedannelse ved høje vindhastigheder, som vil nedsætte modstanden betragteligt. Omvendt kan meget lave hastigheder betyde, at stofkoncentrationen i kammeret stiger til et niveau, så koncentrationsforskellen reduceres markant.

En væsentlig parameter er trykforhold i kammeret. Overtryk vil undertrykke emissionen (holde stofferne tilbage i materialet eller tvinge dem ud uden for kammeret), mens undertryk i et vist omfang vil suge stofferne ud af materialet og øge emissionen.

For at opnå så repræsentative resultater som muligt skal prøvetagningsstedet udvælges med omhu og være repræsentativt for det, man vil undersøge. Mindre arealer med særlig aktivitet (hot spots) eller døde punkter skal undgås, med mindre de netop er målet for undersøgelsen. Den valgte overflade skal dækkes omhyggeligt med kammeret og grænsefladen til omgivelserne sikres mod ind- og udtrængning af luft. På faste overflader anvendes i praksis et skørt rundt om kammeret eller tildækning af kanterne med materiale.

Det er således tydeligt, at der er mange forhold at tage hensyn til, hvis man skal udføre en fuldstændigt korrekt bestemmelse på et arealudsnit. De store variationer over et areal taget i betragtning, skal man dog nok ikke gå for meget i detaljer. Hvis man benytter almindelig sund fornuft, kan metoderne give anvendelige resultater, som kan beskrive størrelsesordener.

Der findes fire typer kamre, som omtales i det følgende.

5.1.2.1 Statiske flukskamre

Princippet i metoden er at dække en del af det betragtede areal og lade gassen under dækket (head space) nå en ligevægtskoncentration. Emissionshastigheden bestemmes ved den tidsafhængige ændring i koncentrationen af en komponent i gassen, der er let at måle. Emissionshastigheden reduceres, når koncentrationen øges, og man skal være meget opmærksom på dette. Det kan håndteres ved matematiske beregninger, men generelt hævdes det, at metoden underestimerer emissionen³⁵.

Dækket kan være en dug eller en lukket beholder. I begge tilfælde skal der være mulighed for at udtage prøver.

Metoden kan anvendes, når der er en svag udgående volumenstrøm eksempelvis på en aktiv losseplads. Lugtemissionen kan beregnes efter bestemmelse af sammenhørende værdier mellem lugt og den valgte komponent³⁶.

5.1.2.2 Dynamiske flukskamre

Dynamiske flukskamre er meget lig de statiske, men anvender en kontrolleret luftstrøm gennem kammeret. Luftstrømmen er imidlertid ikke styret, så den efterligner vindens påvirkning, men sørger blot for et luftskifte i kammeret, så det bliver lettere at måle volumenstrøm. Udformningen af luftstrømmen gør, at forholdene inde i kammeret ikke svarer til omgivelserne, og metoden vurderes, som de statiske, at underestimere emissionen³⁵.

En særlig type statiske kamre er udviklet og beskrevet til brug på væskeoverflader³⁶. En type består af en 2-liter flaske uden bund, som ved hjælp af en flydering kan anbringes på væskeoverfladen. Gennem et glasrør med fritte doseres nitrogen over overfladen og ud af flasken til en prøvepose. Resultaterne er kalibreret i forsøg, hvor en kontrolleret luftstrøm strøg over overfladen og blev opsamlet (simuleret vindpåvirkning).

Resultaterne fra analyse af den opsamlede luft fra flaske kan omregnes til specifik emission per areal- og tidsenhed ved en given vindhastighed. Metoden er blevet brugt til målinger på rensningsanlæg i Danmark.

En modifikation af metoden anvender en flaske med bund, hvor en hjemtagen prøve anbringes og i øvrigt behandles på samme måde.

Valideringen af disse to metoders anvendelse til bestemmelse af den faktiske emission er kun beskrevet i én rapport³⁶. Metoderne er imidlertid velegnede til at vurdere potentialet for lugtafgivelse fra forskellige typer væske fra f.eks. forskellige anlægsdele på et rensningsanlæg.

5.1.2.3 Vindtunneler

Med indførelse af vindtunneler tilstræbte man at efterligne vindens påvirkning af overfladen. En af de første vindtunneler blev udviklet af Lindvall for ca. 30 år siden, og der er siden udført mange arbejder med optimering af princippet³⁸.

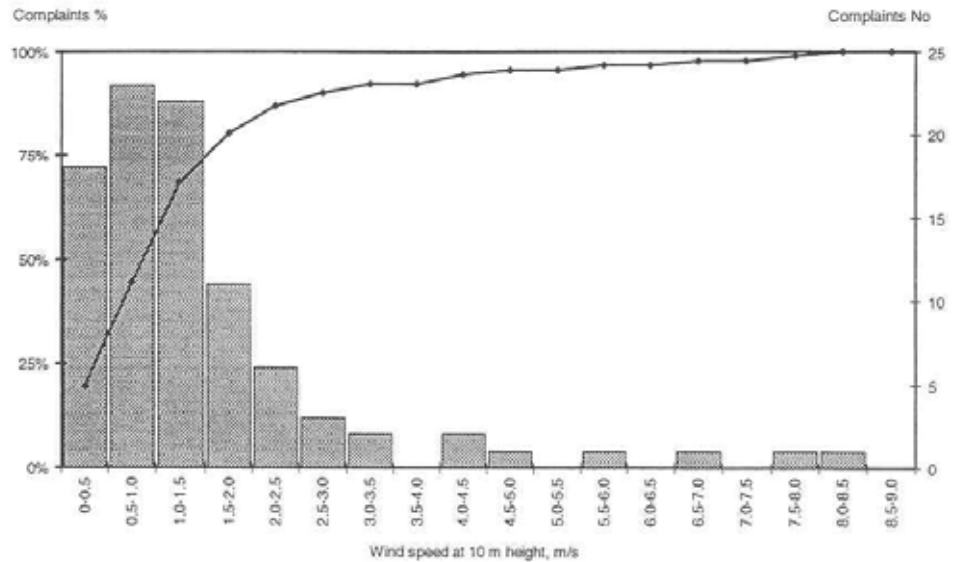
Vindtunneler anvendes i mange lande og sammenhænge, bl.a. i England³⁹, New Zealand⁴⁰, Australien⁴¹ og Holland⁴².

Med en vindtunnel dækkes en del af det betragtede areal, og en luftstrøm sendes over arealet med en hastighed, der svarer til en repræsentativ vindhastighed. Det nye i forhold til dynamiske flukskamre er desuden, at påvirkningen af arealet sker i længderetningen uden vertikal bevægelse. Strømningen tilstræbes at være laminar, og luften samles i et afkast med lille tværsnitsareal. Der udtages en luftprøve til analyse for lugtkoncentration.

Lugtemissionen for den udvalgte del udregnes som arealspecifik emission i LE/m²/s. For hele arealet beregnes lugtemissionen i LE/s ved at multiplicere med hele arealets størrelse.

I f.eks. Australien er der udført mange arbejder med optimering af vindtunnelen og med bestemmelse af emissionens sammenhæng med vindhastigheden⁴³. Det foreslås, at beregne emissionen ved flere vindhastigheder og i spredningsberegninger benytte de emissioner, der hører til den enkelte vindhastighed³⁵.

Der er dog en enklere tilgang til vurderingen, idet en australsk undersøgelse har påvist sammenhæng mellem klager over lugt fra rensningsanlæg og vindhastigheden⁴⁴. Figur 5 viser, at 90 % af klagerne kom ved vindhastigheder mindre end 3 m/s i 10 meters højde og 70% ved vindhastigheder mellem 0 og 1,5 m/s. Disse hastigheder svarer til mellem 0,2 og 0,6 m/s 10 cm over overfladen af bassinet. På dette grundlag valgte man at bruge 0,3 m/s over overfladen i vindtunnelen. I princippet er det uinteressant, hvor stor emissionen er ved høje vindhastigheder, hvor lugten spredes hurtigt og ikke giver anledning til gener.



Figur 5. Antallet af klager som funktion af vindhastigheden⁴⁴

Danmarks Miljø Undersøgelser har givet udtryk for, at denne betragtning er god og også kan finde anvendelse på en aktiv, fast arealkilde⁴⁵.

Metoden er kendetegnet ved at være reproducerbar med mulighed for at gentage målingerne uanset vindforhold. De opsamlede prøver har ofte høje lugtkoncentrationer, hvorfor lugtanalysens detektionsgrænse spiller en mindre rolle.

Man skal imidlertid være opmærksom på kvaliteten af den luft, der blæses henover arealet. Det er i praksis vanskeligt at bruge ren luft fra trykflasker, og man er derfor henvist til at bruge kulfiltreret luft fra omgivelserne. Der kan således blive tale om en vis interferens fra luften, og man bør dokumentere størrelsen af denne gennem analyse af lugtkoncentrationen i tilgangsluften.

På arealer, hvor emissionen er lav, vil metodens relativt store volumenstrømme medføre lave lugtkoncentrationer, som er vanskelige at bestemme nøjagtigt. Vi vurderer, at metodens detektionsgrænse er ca. 5 LE/m²/s. I et senere afsnit vurderes, hvad det betyder for vurderingen af en spredningsberegning.

Metoden er ikke valideret på nogen måde i Danmark eller udlandet. En validering kan gennemføres ved f.eks. en ringtest for flere vindtunneler og andre metoder eller ved forsøg, hvor den "sande værdi" kendes. En ringtest kunne forholdsvis let iværksættes, men sammenligning med den sande værdi er vanskelig, da den sjældent kendes.

En praktisk anvendelse af metoden er vist på figur 6. Kultfiltreret luft blæses henover overfladen med 0,4 m/s svarende til den vindhastighed ved jordoverfladen, hvor der forekommer flest klager. I afgang fra kammeret opsamles en lugtprøve til lugtanalyse.



Figur 6. Vind tunnel til lugtbestemmelse på faste arealkilder

Metoden kræver en del håndtering, og som for de fleste kammermetoder måles der på et lille areal - ca. 0,5 m².

5.1.2.4 Emhætter

Ved denne metode ledes luft under en afdækning til en lille skorsten, hvori luftstrømme kan måles, og hvor prøven kan tages (se figurerne 7 og 8).

Fordelen består i, at man kan dække et veldefineret areal og, at skorstenens tværsnitsareal er væsentligt mindre end arealet under afdækningen. Derfor kan selv små volumenstrømme bestemmes. Ved meget små eller ingen udgående luftstrømme kan lugtemission ikke bestemmes. En anden, mulig ulempe er, at der kan opstå træk i forbindelse med temperaturforskel mellem skorsten og omgivelser (skorstenseffekt)⁴⁶ eller kraftig blæst forbi skorstensåbningen. Det formodes at kunne overestimere emissionen særligt på meget nye og aktive miler med høj temperatur.

Ved metoden bestemmes lugt i udgående luftstrøm, men eventuel emission der skyldes vindens påvirkning medtages ikke. Værdierne kan derfor være lavere end den "sande" lugtemission, og metoden vurderes derfor at være mindre anvendelig ved f.eks. kilder med lille biologisk aktivitet⁵².

Metoden er enkel og meget fleksibel at anvende.



Figur 7 Statisk fluxkammer til bestemmelse af lugtkoncentration på en kompostmølle. Her illustreret ved telmetoden²⁶



Figur 8 Statisk fluxkammer – en emhætte på en kompostmølle

5.1.3 Vurdering af målemetoderne

Afhængig af karakteren af det betragtede areal kan én eller flere metoder komme i betragtning. Hvor arealet er meget varierende sammensat med forskellige emissioner vil en mikrometeorologisk metode i princippet være et godt valg, fordi den vurderer luften nedstrøms for anlægget og ”får det hele med”. Ulempen er den relativt store unøjagtighed og behovet for mange prøver.

På arealer med en tydelig udgående luftstrøm kan en emhætte anvendes, når der tages højde for muligheden for skorstenseffekt. Denne metode er den enkleste at anvende. Antallet af prøver afhænger af arealets beskaffenhed. Er der stor variation, skal der tages mange prøver.

Hvor vindens påvirkning antages at spille en relativt stor rolle (diffusion over grænselaget), bør der anvendes en vindtunnel. Også for vindtunnelen afhæn-

ger prøveantallet af arealets beskaffenhed. Umiddelbart vurderes det, at metoden også kan anvendes på beluftede arealer, idet beluften bliver fanget af vinden i kammeret og indgår i den samlede prøve.

Det er forsøgt at vurdere komposten ved termofotografering af det oplagte materiale^{47,48}. Denne metode afslører tydeligt, hvor der er særlig aktivitet i materialet (høj temperatur), og hvor der er mindre aktivitet. Der er påvist en tydelig sammenhæng mellem temperaturen i overfladen af et biofilter og emissionen af TOC⁴⁹. Der kan derfor også være en lignende sammenhæng mellem temperaturen og lugtemissionen. I et forsøg med kun seks målepunkter er en sådan sammenhæng påvist⁵⁰. En helt ny dansk undersøgelse har anvendt termografi til udpegning af repræsentative områder og på nogle arealer påvist en tydelig temperaturafhængighed⁵¹. Fremgangsmåden bør undersøges nøjere, da den kan bidrage til at begrænse antallet af prøver. Hvis prøverne udtages under de rette forudsætninger, kan bestemmelse af lugtemission have stor værdi.

Generelt er der ikke et klart valg af metode, og formålet med den enkelte vurdering skal man gøre sig klart før måling planlægges. Det kan være vanskeligt - eller måske endda umuligt - at finde den sande værdi for lugtemissionen. Det er derimod muligt at lave sammenlignende undersøgelser, hvis prøverne udtages og analyseres på samme måde. Derved elimineres andre forskelle end den, man ønsker at undersøge, og resultaterne angiver derfor en evt. forskel. Det kan anvendes ved dokumentation af effekten af ændrede metoder, rensning etc.

Hvis målinger skal danne grundlag for en acceptabel vurdering i reguleringssammenhæng, skal metoderne udvikles yderligere og valideres, så man kan opnå reproducerbare resultater tæt på "den sande værdi".

I Holland er tre metoder vurderet⁵², og deres anvendelsesmuligheder er sammenfattet i nedenstående tabel 6.

Tabel 6 Oversigt over metoders anvendelse i Holland⁵²

Kilde	Emhætte	Vindtunnel	Læsidemetode
Beluftet overflade	Ja	Nej	Ja
Ikke beluftet overflade	Nej	Ja	Ja

Vi har ikke fået oplyst, om der er en kritisk vindhastighed, der afgør anvendelse af emhætte i stedet for vindtunnel. Det anføres imidlertid, at det bør undersøges, om vindtunnel kan anvendes på beluftede overflader⁵². Et institut i Holland anvender afdækning af store afsnit af beluftede overflader og udtager prøver i afgang fra afdækningen⁵³.

I en dansk undersøgelse er emhætten og vindtunnelen sammenlignet på fire forskellige kompostmiler i tre forskellige aldre. Der var ingen statistisk signifikant forskel på de to metoder i denne undersøgelse⁵¹.

5.1.4 Måledata fra forskellige anlæg i Danmark

Der er foretaget en række målinger på åbne arealkilder med de ovennævnte metoder. Mange parametre har betydning for de emissioner, der måles på anlæggene. Nogle af disse parametre kan være betinget af den anvendte metode, andre parametre er betinget af forhold som vejret og processen på anlægget, som beskrevet tidligere i rapporten.

I tabel 7 ses nogle af de senere års måleresultater fra forskellige anlæg i Danmark.

Tabel 7. Måleresultater fra udvalgte anlæg i Danmark.

Slammineraliseringsanlæg						
Metode	Anlæg	Proces under måling *	Lugtemission (LE/s)	Arealspecifik lugtemission (LE/s/m ²)	Lugt-koncentration (LE/m ³)	Detektionsgrænse (LE/m ³)
Læ-/luvside	A	Under	38000	48	590	50
	A	Før	16000	20	80	50
	A	Efter	4100	8	100	50
Statisk fluxkammer	C	Før	4512	22	-	50
		Under	6906	33	-	50
		Efter	4668	23	-	50
Dynamisk fluxkammer	A	Før	28600	110	1800	50
		Under	56600	566	5000	50
		Efter	19100	191	4400	50
Kompostanlæg						
Læ- luvside	A	Før	7200	8	60	50
		Under	40300	113	840	50
Statisk fluxkammer	C	Før	6379	31	-	50
		Under	6379	31	-	50
		Efter	6379	31	-	50
Dynamisk fluxkammer	D	Før	44700	25	300	50
		Efter	14900	79	1000	50
	A	Før	1885	29	700	50
		Under	65446	649	6600	50
		Efter	3445	53	1000	50
Rensningsanlæg						
Dynamisk fluxkammer	E	Primærtanke	133000	25	1600	50
		Luftningstanke	41000	1	114	50
	F	Efterklaringstanke	128700	43 - 97	4100	50

* Før, under og efter refererer til milevendinger

Det er på baggrund af ovenstående lugtemissionsmålinger ikke muligt at vurdere de forskellige målemetoder i forhold til hinanden i relation til de netop omtalte fordele og ulemper. Der er tale om betydelige variationer i lugtemissionerne, hvilket kan skyldes flere faktorer.

For det første er der tale om forskellig praksis i forhold til bestemmelse af kildestyrken (de anvendte metoder er beskrevet tidligere i kapitlet). Forskellene indenfor samme anlægstype er dog ikke nødvendigvis metodisk betinget, der kan være tale om forskel i affaldets sammensætning og oprindelse. Desuden spiller milernes størrelse og selve anlæggets proceshåndtering en rolle for lugtemissionen.

Alle måleresultaterne i tabel 7 er fra relativt nye miler (0 – 7 dage gamle). Men en systematisk gennemgang af rapporter viser, at der generelt er stor forskel på milernes alder under de udførte målinger. Dette komplicerer en egentlig sammenligning af data, idet lugtemissionen aftager med milens alder, hvilket også er påvist i flere rapporter^{54, 55}. Der er også påvist store forskelle i forhold til, hvor på milen lugtprøverne udtages. Den arealspecifikke lugtemission er således omkring en faktor to højere i toppen af milen i forhold til en tilsvarende måling på siderne⁵⁴. Tilsvarende kan der opstå forskelle i lugtemission forårsaget af revner og sprækker i materialet, hvor varme og lugtstoffer lettere slipper ud.

For kompost- og slammineraliseringsanlæg udtages som regel prøver henholdsvis før, under og efter en milevending. I tabellen kan alle de anvendte metoder detektere forskelle i lugtemissionen i relation til disse driftsprocesser. Milevendinger giver ikke overraskende anledning til høje men kortvarige emissioner. Der er imidlertid store tidsmæssige forskelle på prøvetagningstidspunktet i relation til hændelsen ”efter milevending”.

5.1.5 Måling af lugtpotentiale

Væsker, som giver anledning til lugt, kan vurderes på en relativt simpel metode ved hjælp af et lugtpanel.

Ved metoden bestemmes et lugttal, TON (threshold odour number), ved at udføre et antal fortyndinger af en vandprøve og lade et hold panellister snuse til prøverne. TON defineres som det antal fortyndinger, der er nødvendige for at opnå en lugtfri blanding⁵⁶.

Lugttallet er ikke en absolut, veldefineret størrelse men afhængig af de deltagende panelister. Tallet kan imidlertid bruges som en indikation af vandets lugtpotentiale, og metoden kan evt. anvendes til regelmæssig kontrol på f.eks. et rensningsanlæg.

5.2 Måling i omgivelserne

5.2.1 OPFTIR

En teknik som nylig har fundet anvendelse i forbindelse med vurdering af lugtpåvirkning af omgivelserne er open-path Fourier transform infrared spektroskopi (OP-FTIR)⁵⁷. En infrarød stråle sendes langs en strækning på op til én kilometer. Påvirkningen af stoffer langs strålen påvirker denne på en måde, der kan registreres. Registreringen kan omsættes til indholdet af forskellige stoffer.

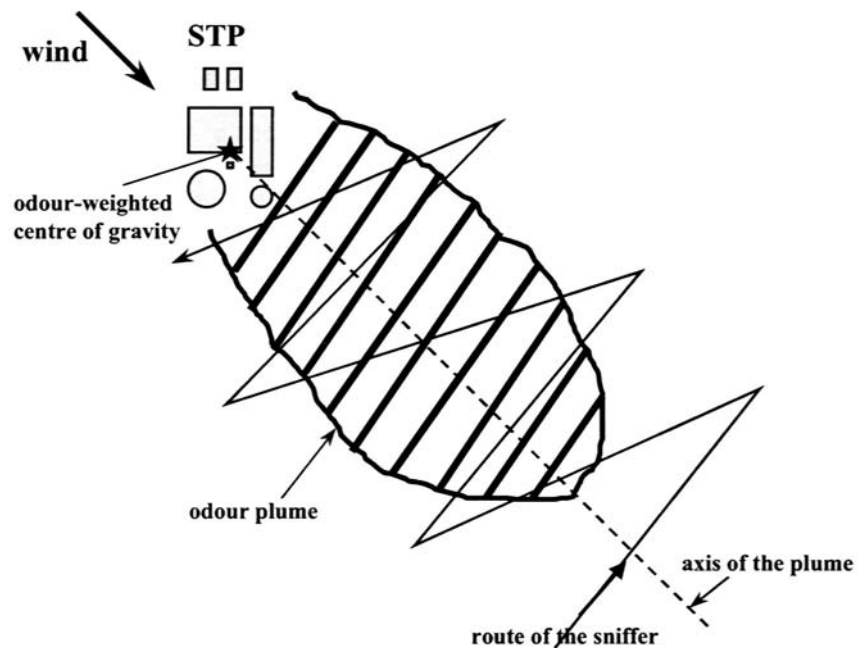
Der opnås ikke et direkte mål for lugt, men hvis sammenhæng mellem lugt og enkeltstoffer kan opstilles, er der en god mulighed for at vurdere lugten langs strålen.

Metoden giver mulighed for at vurdere daglige variationer i anlæggets påvirkning af omgivelserne. Til direkte kontrol af, om anlægget er til gene for omgivelserne, kræves formodentlig en række studier af sammenhørende måleresultater og oplevelser i omgivelserne. Resultaterne kan næppe anvendes direkte i en spredningsberegning.

5.2.2 Snifferundersøgelser

I Belgien, Holland og Tyskland er det almindeligt at lave undersøgelser i omgivelserne med lugtpaneller⁵⁸. Metoden muliggør en total vurdering af et anlægs påvirkning af omgivelserne²⁶, men det er ikke muligt at skelne mellem enkelte kilder. Metoden giver rimelige resultater men er ressourcekrævende.

Princippet i målingen er at gå rundt om anlægget fra en position nedstrøms for anlægget og ind mod anlægget. Startpositionen vælges, så der ikke kan registreres lugt. Hver gang lugt registreres, markeres det på et kort. Efterfølgende kan lugtpåvirkningen optegnes. Den længste afstand, hvor lugt kan erkendes kaldes "Maximum distance of odour perception". Med kendskab til denne afstand og de meteorologiske data under målingen kan den totale lugtemission beregnes i "sniffing units per second". Metoden illustreres i figur 9.



Figur 9 Snifferundersøgelse i ved et rensningsanlæg⁵⁹

Metodens fordel er, at den i princippet beskriver sandheden for den valgte måleperiode. Hvis anlægget er i repræsentativ drift, opnås et godt grundlag for at vurdere anlæg af samme størrelse. I et vist omfang kan man beregne lugtpåvirkningen per ton eller per kvadratmeter og bruge tallene for andre anlæg. En erfaring fra Belgien viste dog, at med et begrænset antal resultater var det ikke muligt at skelne mellem forskellige aktiviteter, som ellers giver væsentligt forskellige lugtemissioner²⁶. I den samme undersøgelse blev der også udført direkte olfaktometriske målinger af emissionen, og disse resultater viste tydelige forskelle mellem forskellige aktiviteter.

Metoden er anvendt i Danmark med modifikationer i en enkelt undersøgelse til belysning af lugtemissionen fra vending af kompostmiler⁶⁰. Panelister gik på udvalgte dage mod vinden og mod pladsen og søgte den afstand, hvor lugtkoncentrationen i gennemsnit over et minut skønnes at være 1 LE/m^3 .

5.2.3 Elektroniske næser

Elektroniske næser er på vej frem i arbejdet med lugtproblemer. Erfaringerne er af nyere dato, og især anvendelse i områder med sammensatte og varierende lugte er stadig under udvikling. De elektroniske næser kan med det nuværende stade skelne gode og dårlige lugte fra hinanden i veldefinerede sammenhænge, hvor lugtene ikke varierer meget⁶¹. Endnu er de fleste anvendelser beskrevet for situationer, hvor lugtkoncentrationerne er forholdsvis høje. Afhængig af lugttypen kan en elektronisk næse anvendes i koncentrationsområder ned til $200\text{-}500 \text{ OU/m}^3$.

Elektroniske næser består af et antal sensorer, der giver et signal, som både beskriver styrke og art af lugten. Ved hjælp af computerbaseret signalbehandling kan næsen give en éntydig værdi for lugten.

Elektroniske næser er anvendt til vurdering af lugt fra kompostering, bl.a. til lugtovervågning på et lukket komposteringsanlæg⁶². Der foregår intensive for-

rådnelsesprocesser i et fuldkommen lukket anlæg, der ventileres over et biologisk rensesystem (biovaskere og biofiltre).

Næsens signaler blev kalibreret med olfaktometriske analyser af luftprøver med et acceptabelt resultat i området mellem 400 og 4.000 LE/m³.

Styrken ved den elektroniske næse er, at den kan vise et meget varierende emissionsmønster, som ikke kan identificeres med få olfaktometriske analyser. I det nævnte eksempel kunne det varierende mønster forklares ved f.eks. indfødning og vending af materialet, som foregik i et bestemt mønster. Tilsvarende blev det afsløret, at kortvarige afbrud i belufningen af materialet førte til fald i lugtemissionen. Dette fald blev fuldt af en stigning til over gennemsnitsniveau, når beluftningen blev startet igen. Mønsteret var meget regelmæssigt. Konklusionen var, at man skal tilstræbe en meget regelmæssig beluftning.

Også udelufttemperaturens indflydelse på koncentrationen i luften fra rådneprocessen kunne følges. Lugtemissionen fulgte udelufttemperaturen meget regelmæssigt med skiftende nat- og dagtemperaturer. Over en periode på tre dage var koncentrationen ca. 16.000 OU/m³, når temperaturen var højest, og kun ca. 9.000 OU/m³ ved de laveste temperaturer.

De beskrevne resultater viser, at olfaktometriske stikprøvemålinger er stærkt afhængig af det valgte prøvetidspunkt.

Den samme elektroniske næse er anvendt på et åbent komposteringsanlæg⁶³. Den er bl.a. anvendt ved kompostering af slam fra rensningsanlæg. Den elektroniske næse hævdes at kunne erstatte olfaktometrisk måling med et hold panelister, som registrerer lugten i omgivelserne. Det vil imidlertid kræve væsentligt lavere detektionsgrænser end de før nævnte.

Der kan tages prøver i hver af fire prober med ned til 5 minutters varighed. De fire prober blev anbragt 0,5 meter over kompostmilernes øverste kant i milernes hjørnepunkter samtidig med registrering af meteorologiske data. Næsens resultater blev kalibreret ved hjælp af olfaktometriske analyser.

Emissionsmønsteret for en uge viste sig at være noget varierende, og spidserne var angiveligt sammenfaldende med lugtoplevelser på tre områder i omgivelserne.

Målingerne kan bruges ved beregning af, hvornår gener vil opstå i omgivelserne⁶⁴. Ved hjælp af en model til spredningsberegning er det beregnet, hvor stor emission fra de fire målepunkter, der skal til, før uacceptable koncentrationer opstår hos naboerne. Denne viden kan f.eks. anvendes til at igangsætte et lugtreduktionssystem (overrisling) eller på anden måde advare medarbejderne på komposteringsanlægget om de potentielle gener.

Den elektroniske næse kan bedre end olfaktometriske analyser af udtagne prøver anvendes ved kortlægning af emissionen over et større areal, da man kan analysere mange punkter på relativt kort tid.

Disse muligheder rummer et stort potentiale, men det bør fremhæves, at ved skiftende lugttyper fra komposten kan den elektroniske næse risikere at gå meget fejl af både karakter og styrke. Det kan afhjælpes ved at indbygge et stort bibliotek med forskellige lugte i næsen. Men det kræves også, at næsen er i stand til at skelne mellem mange forskellige lugte. Det stiller krav til sensor-

systemet, som oftest består af kun få sensorer og derfor ikke er særligt følsomt. Et nyt, danskudviklet system bruger flere sensorer og angives at være mere følsomt end andre systemer⁶¹.

Helt nyt brochuremateriale⁶⁵ nævner, at detektionsgrænsen er 15-30 OU/m³. Det er en væsentligt lavere detektionsgrænse end angivet andre steder, men den er alligevel ikke egnet til målinger hos naboerne, hvor grænseværdierne er i størrelsesorden 5-10 OU/m³.

Samtidig er den elektroniske næses anvendelighed til direkte registrering af lugtkoncentrationer afhængig af den samtidige olfaktometriske bestemmelse af lugtkoncentrationen. Dermed er den elektroniske næses resultater ikke bedre end de olfaktometriske målinger, som den er kalibreret overfor.

5.3 Måling af indikatorstoffer

Lugtanalyser giver uden tvivl det rigtigste billede af lugtemissioner og dermed de bedste muligheder for at vurdere koncentrationerne og genererne i omgivelserne²⁵, da lugt kan skyldes en blanding af mange stoffer i ganske små mængder. Lugtanalyser er imidlertid tidskrævende og forholdsvis dyre, og derfor er det i flere sammenhænge forsøgt at korrelere koncentrationen af flygtige stoffer med lugten gennem f.eks. gaschromatografiske analyser. Denne korrelation er dog ikke bedre end kvaliteten af lugtanalyserne, og derfor skal disse foretages omhyggeligt, inden man evt. anvender registrering af indikatorstoffer.

Lugt fra fremstilling af vækstmedium til svampedyrkning (foregår ved kompostering) er godt korreleret med svovlbrinte og dimethylsulfid⁶⁶, og lugten fra gylle angives at have god sammenhæng med svovlbrinte og 4-methylphenol.

Svovlbrinte angives af flere at være et anvendeligt indikatorstof for lugten fra spildevandsanlæg⁶⁷, men der er ikke enighed om dette⁶⁸. University of Cranfield har udviklet en beregningsmodel, der tager højde for hele forløbet ved lugtgenerens opståen: Dannelse af lugtmolekyler i vandet, overførsel til luften, transport til omgivelserne og registrering af naboerne⁶⁷.

Input til modellen er koncentrationen af H₂S i vandet. Selvom H₂S ikke er den perfekte indikator på lugt, er den indtil videre den bedst kendte. Modellen arbejder med de kemiske reaktioner, der fører til dannelse og omsætning af H₂S, og genererer emissionsdata (emission af H₂S) til input i en spredningsmodel.

Regneeksempler viser, at de primære sedimentationstanke er klart dominerende sammen med indløbskanalerne.

Variierende tilgang af spildevand giver variierende dannelse af svovlbrinte og lugt, og modellen kan tydeligt illustrere, hvad det betyder for lugtvurderingen. Emissionerne varierer meget, og belastningen af omgivelserne varierer dermed. Lugtmålinger kan ikke give den samme tidsmæssige opløsning – prøvetagningstidspunktet er meget vigtigt.

Variierende vind giver anledning til store variationer, idet høje vindhastigheder øger emissionen. Til gengæld er spredningen bedre. Hvis den konstante emission bestemmes i en situation med høj vindhastighed, vil det føre til overestimering af lugtpåvirkningen. Modelberegninger illustrerer forskellen mellem at anvende en konstant emission og en variabel emission. Den estimerede lugtpåvirkning når ca. dobbelt så langt ud i det første tilfælde.

Kendskabet til, hvilke stoffer der dannes (se f.eks. afsnit 3.1.3) giver en potentiel mulighed for at vurdere lugten gennem analyse af få enkeltstoffer. I princippet kunne den samme mulighed udnyttes i omgivelserne, men det kræver en undersøgelse af, om koncentrationsniveauerne i omgivelserne kan bestemmes analytisk.

Hvis det er muligt at bestemme et egnet indikatorstof i læsiden af kilden i flere punkter med samtidig måling af vindhastighed kan lugtemissionen bestemmes på den måde. Måling af enkeltstoffer med f.eks. kontinuerte monitorer kan være enklere end lugtanalysen, og der kan derfor opsamles flere sæt værdier. Denne mulighed er dog afhængig af, om der er interfererende kilder i luvsiden.

Lugtemissionen pr. arealenhed kan beregnes af:

$$Emission_{lugt} = \frac{(M * C) (LE/m^3) * V_s (m/s) * A_{proj} (m^2)}{A_{kompost} (m^2)} = E_{lugt} (LE/s/m^2)$$

hvor M = Netto ppm indikatorstof = indikatorstof_(læs) - indikatorstof_(luvs)
 C = Forholdet lugt/indikatorstof: 1 ppm indikatorstof = C_{lugt} (LE/m³)
 V_s = Vindhastighed (m/s)
 A_{proj} (m²) = Det lodrette, projicerede areal i læsiden
 $A_{kompost}$ (m²) = Areal af den undersøgte kompost

5.4 Registreringsmetoder

Det hidtil mest brugte værktøj til vurdering af lugt i omgivelserne er spredningsberegning på basis af emissionsdata. Målemetoder til bestemmelse af emissionen rummer som beskrevet i foregående afsnit mange tekniske udfordringer, og kvaliteten af de indsamlede data kan derfor diskuteres.

Det kan desuden hævdes, at målinger inden for et overkommeligt antal ikke er i stand til at dække alle de situationer, som forårsager gener. Emissionerne varierer over tiden, men de betragtes som konstante i spredningsberegninger⁶⁷. Variationerne kan både skyldes normale driftsvariationer og særlige uheld.

Den usikkerhed, der således er omkring de mulige målemetoder, betyder, at der ofte ikke bliver taget fat om problemerne, før naboklager via myndighederne lægger pres på anlægget. Ofte skyldes det ikke, at problemet underkendes, men i højere grad at virksomheden ikke ser mulighederne for at opnå en form for "enighed" mellem naboer, myndigheder og virksomhed⁶⁹. Derfor er man ikke klar over hvordan man skal gribe problemerne an.

Kontakten til omgivelserne og informationer fra personalet udnyttes ikke nok. Tværtimod kan f.eks. meddelelser om, at der nu er lavet forbedringer på anlægget til bekæmpelse af lugtproblemer skabe en forventning, som forårsager en opmærksom og "overfølsom" naboskare, der koncentrerer sig om at registrere forbedringerne. Det kan resultere i stadige lugtoplevelser og evt. fortsatte klager, selvom der faktisk sker forbedringer⁷⁰. Det er vigtigt at være tydelig med sit budskab og fremhæve, at selvom en grænseværdi overholdes efter de foretagne forbedringer, kan der lejlighedsvis forekomme lugt og endda over grænseværdien, hvilket måske opleves som en gene.

Nye erfaringer med to alternative metoder til bekæmpelse af lugtgener i omgivelserne beskrives i det følgende.

5.4.1 Inddragelse af naboer og medarbejdere

I England er driftstilladelser ofte betinget af "ingen lugt ved skel eller ved nærmeste nabo". Da man har erkendt, at de måletekniske muligheder ikke altid giver det rigtige billede af generne, har man i Yorkshire valgt en anden strategi for det lokale vandrensingsanlæg.

Kontakten til omgivelserne og informationer fra personalet udnyttes i højere grad end hidtil. En tæt kontakt til naboerne opfattes som en forudsætning for, at kommunikationen fra anlægget virker troværdig. Kommunikationen skal dreje sig om noget, som naboerne kan forstå og evt. selv bidrage til.

For at sikre sig en dialog, der afspejler de faktiske forhold, kan det være nødvendigt at opfordre naboerne til at rapportere, før der bliver grund til at klage. Mangel på klager svarer ikke nødvendigvis til, at der ikke er lugtgener. Det afhænger meget af naboernes indstilling til virksomheden og troen på, at klager hjælper. Det kan også forklares med en generel "tålmodig" holdning hos naboerne, og vandrensingsanlægget er sandsynligvis også umuligt at lukke. Manglen på klager kan få virksomheden til at tro, at alt er i orden, indtil den dag, hvor "bægeret flyder over". Og da har man skabt en vanskelig situation.

Det er vigtigt at skelne mellem "klagehåndtering" og "klagestyring". Klagehåndtering er en metode til at stille klagerne tilfredse igen (undskyldninger, kompensation etc.), hvor klagestyring søger at udnytte informationerne. Der kan f.eks. udnevnes særlige naboer, som skal føre dagbog. Dermed opnås informationer om de "små" hændelser, som ikke er egentlige gener, men som er symptomer på u hensigtsmæssige forhold.

Personalet på anlægget er en anden vigtig kilde til informationer, fordi de opdager hændelser hurtigt og kan nå at gribe ind. Kendskab til hændelser kan desuden være med til at forklare evt. klager og registreringer hos naboerne. Ansatte skal opmuntres til at registrere relevante hændelser og erfaringer. De skal vide, at deres indsats værdsættes og anvendes. Derfor skal der være et system til registrering af informationer.

For at udnytte disse oplysninger er der udviklet en metode, som kan beskrives som "udpegning af risiko områder". Det involverer beskrivelse af risiko områder i omgivelserne, hvor lugtgener kan vurderes målt i styrke og frekvens. Alle parter på området skal bidrage til beskrivelse af et område (naboer, der rapporterer gener – ansatte, der beskriver hændelser – meteorologisk overvågning, der relaterer hændelser til gener).

Data opsamles i et datasystem, så informationerne bevares, også når f.eks. personale udskiftes. Ved hjælp af databasen kan særlige kilder til gener i særlige områder identificeres. Når kilden er identificeret, kan der gribes målrettet ind. Når klagerne er sat i system, kan der tages hurtig aktion på dem.

Anvendelsen af dette princip er sat i system hos Yorkshire Water Services Ltd., der angiveligt har stor succes med det. Resultaterne er imidlertid ikke publiceret og beskrivelsen af princippet er fra september 2003⁷⁰.

Erfaringer fra komposteringsanlæg i Europa, der har stået overfor lukning på grund af hyppige lugtklager fra naboerne, viser at åbenhed og inddragelse af naboer og myndigheder er væsentlige forudsætninger for, at regulære tiltag til minimering af lugten også vil have den forventede effekt⁶⁹.

På et konkret anlæg i Tyskland blev tekniske tiltag suppleret med en nabostrategi. En nabokoordineringsgruppe var i tæt dialog med anlægget, myndighederne og en rådgiver og skulle finde måder at håndtere problemerne på. Medlemmerne af koordineringsgruppen sørgede for registrering og indmelding til anlægget i forbindelse med lugtgener, og anlægget sørgede for at holde gruppen orienteret om tiltag og ændringer på anlægget.

Gennem arbejdet med de tekniske forbedringer er der skabt en meget større forståelse for anlæggets aktiviteter, og anlægget er blevet mere bevidst om de særligt problemfyldte aktiviteter.

5.4.2 Beregning af lugten her og nu

Kontinuert beregning af lugten er et nyt koncept, som er på vej til afprøvning i Danmark. Konceptet frigør sig ikke fra emissionsmålinger, men søger at udnytte dem på en mere proaktiv måde⁶⁹.

På trods af usikkerhederne primært knyttet til udtagning af lugtprøver fra arealkilder, viser erfaringer, at koncentrationsbestemmelse af lugten fra virksomhedernes aktiviteter er et godt redskab i forbindelse med håndtering af klagesager.

De fleste naboer forholder sig ikke til lugtstyrken, hvis de først har oplevet lugten som generende. Det giver derfor ikke markant bedre forhold i omgivelserne at reducere lugten til det halve eller en tredjedel. Det er derfor vigtigt at forhindre lugten og at være åben om evt. tiltag. Lugtforudsigelsen er et led i en strategi, hvor der tages fat om lugtproblemerne på flere fronter. En sådan strategi giver erfaringsmæssigt de bedste resultater⁶⁹.

En lugtkortlægning og beregning af lugtspredning fra et anlæg skal følges op med tæt dialog mellem alle involverede parter om lugtgenernes karakter og styrke. Det kan være en fordel at udforme en nabo- og mediestrategi samt en gennemgang af anlæggets driftsrutiner herunder driftsoptimering af processerne.

Lugtspredningen beregnes i Danmark oftest med spredningsmodellen OML-MULTI, der estimerer lugtpåvirkningen af omgivelserne ud fra lugtprøver og reference meteorologiske data (se afsnit 5.6). Metoden anvendes oftest sammen med en koncentrationsbestemmelse i forbindelse med påbud, håndtering af klagesager eller til at få et overblik over de enkelte kilders emissionsbidrag.

Det samme princip, som anvendes i OML-MULTI, kan udnyttes til en proaktiv beregning af spredningen af lugt fra et givet anlæg. Koncentrationsbestemmelse af lugten fra forskellige aktiviteter på anlægget er stadig basis for beregningen, men forskellen er, at lokale og aktuelle data anvendes.

På flere komposteringsanlæg i Tyskland har man opsat et monitoringssystem til indsamling af meteorologiske data fra en vejrstation opstillet på den enkelte virksomhed⁶⁹. Efterfølgende gennemføres øjeblikkelig beregning af lugtens spredning fra anlægget ud fra emissionsværdier fastlagt for alle betydende aktiviteter og de faktiske meteorologiske forhold.

Vejrstationen måler vindretning, vindstyrke samt turbulens og sender data til en almindelig computer på driftskontoret. Et beregningsprogram beregner 10 minutters middelværdier for vindhastighed- og retning. En spredningsmodel udnytter de aktuelle vejrdata og lugtemissionen fra de enkelte aktiviteter på

anlægget og beregner spredningen på et givet tidspunkt. Spredningen af lugt-fanen vises som et grafisk billede ud fra et kort over virksomheden og omgi-velserne.

Mulighederne i systemet er bl.a. at evt. klager kan sandsynliggøres, da man til ethvert tidspunkt kan få overblik over lugtsituationen. Data kan genfindes i en database, og man kan dermed få sandsynliggjort, om anlægget har overskredet de givne lugtgrænser. Ligeledes vil man kunne vurdere, hvorvidt naboer har været udsat for lugt i en koncentration der må forventes at kunne give anled-ning til gener.

En anden væsentlig mulighed er, at anlæggets driftsmedarbejdere kan agere umiddelbart på en visning af store lugtkoncentrationer i omgivelserne og evt. indstille visse aktiviteter eller starte overrislingsanlæg eller andet.

I bl.a. Tyskland kalibreres monitoringsystemet ved hjælp af lugtpanel i omgi-velserne. Derved får man et mål for lugten, der hvor problemerne opstår, nemlig hos naboerne. Ved at inddrage både naboer og myndigheder i opsæt-ning og kalibrering af systemet vil man kunne opnå en større forståelse for problematikken omkring lugt fra anlægget.

Et komposteringsanlæg i Danmark er ved at få opstillet et sådant system. Ved denne installation kobles systemet sammen med et driftskontrol program, der kan håndtere mængder og aktiviteter på anlægget. Lugtfanen, der vises på skærmen på ethvert tidspunkt, afspejler de aktiviteter og mængder, der er på pladsen.

På dette anlæg skal der udføres kalibreringer med lugtpaneller i anlæggets om-givelser. Formålet er at vurdere, om monitoringsystemet giver et billede, der svarer til de reelle lugtoplevelser. Man forholder sig således kritisk til de emis-sionsfaktorer, der er anvendt i beregningerne og kan evt. ændre dem.

5.4.3 Lugtforudsigelser

Vejrprognoser kan anvendes på samme måde som aktuelle meteorologiske data og således give mulighed for at tilrettelægge driften under hensyntagen til mulige lugtgener i særlige områder. Ved tilkobling af en vejrudsigt, kan man foretage både ugentlig og daglig planlægning af driften efter forventninger til lugtens spredning fra de enkelte anlægsdele.

Det er således muligt i højere grad at tilrettelægge driften, at forudse uheldige situationer hvor naboer kan blive generet af lugt, og det er muligt at tage højde for ugunstige vejrforhold i den daglige drift. Dette er et skridt imod, at drifts-lederne tilpasser driften til de aktuelle forhold, hvilket må formodes at resultere i en reduktion af antallet af lugtgener i omgivelserne⁶⁹.

5.5 Lugtemission i relation til OML-modellen

Spredning af lugt beregnes med spredningsprogrammet OML-MULTI, idet der skal foretages en korrektion for omsætning til korttidsværdier (fra time middelværdier til f.eks. ét-minuts middelværdier). For punktkilder har Miljø-styrelsen fastsat faktoren 60. Danmarks Miljøundersøgelser anbefaler en min-dre værdi for arealkilder⁴⁵.

Den rigtige korrektionsfaktor til arealkilder kendes endnu ikke, og der er ikke lavet detaljeret arbejde herom i Danmark. Faktoren er mindre end for punktkilder, hvilket skyldes, at "røgfanen" fra en flad kilde ikke har så stor vertikal bevægelse som fanen fra en punktkilde⁴⁵. I Australien anbefales korrektionsfaktorer mellem 1,9 og 2,5 for arealkilder⁴¹.

Modellen tager ikke højde for temperaturen i kompostmiler eller -madrasser. Ligeledes indgår den vindafhængige lugtemission fra arealkilder heller ikke direkte i OML-MULTI. Den kommercielle model kan arbejde med en fastlagt emission, der antages at gælde hele tiden. Lugtemissionen er imidlertid delvis afhængig af vindpåvirkningen. Det er ifølge Danmarks Miljøundersøgelser både relevant og muligt at indarbejde disse faktorer i det nuværende system.

5.5.1 Eksempler på spredningsberegninger

Til illustration af OML-MULTI's resultater er der foretaget beregninger med lugtemissioner, der er bestemt på hver af tre forskellige måder og vist i tabel 8. For hver metode er det antaget, at lugtkoncentrationerne netop var over detektionsgrænsen på 50 LE/m³. Denne værdi er brugt som beregningsparameter i en række teoretiske OML-beregninger. Forskellige scenarier, hvor størrelsen af arealkilden varierer, indgår i beregningerne. Der er ikke anvendt en korrektionsfaktor i beregningerne.

Kildestyrkebestemmelsen (omregningen fra lugtkoncentration til lugtemission) varierer i de tre metoder - læ-/luvside, statisk flukskammer og vindtunnel. Der er anvendt et rektangulært receptornet til beregningerne.

Tabel 8 Oversigt over OML-beregningsresultater

Metode	Areal på kilde (m ²)	Lugt-konc. (LE/m ³)	Lugtemission totalt (LE/s)	Areal specifik Lugtemission (LE/s/m ²)	Maks. lugtkoncentration i omgivelser (LE/m ³)		
					Afstand fra kilden (meter)		
					25	100	450
Læ-/luvside	4.000	50	13.500	3,4	39	25	2
	10.000	50	31.200	3,1	81	43	6
Statisk flukskammer	4.000	50	1.600	0,4	5	3	0
	10.000	50	3.900	0,4	10	5	1
Vindtunnel	4.000	50	16.000	4,0	48	30	2
	10.000	50	40.000	4,0	98	52	4
	10.000*	50	40.000	4,0	94	52	6

*Arealerne er opdelt i mindre arealer ved beregningen

Emissioner bestemt ved læ-/luvside metoden kan resultere i immissionsværdier (99 percentiler), der er højere end den koncentration, der er målt i læsiden, hvilket kan forekomme ulogisk. Men lugtkoncentrationen måles som en gennemsnitskoncentration i et tværsnitsareal vinkelret på vindretningen i kildens læ luvside, mens den beregnede immission angives for punkter, typisk 1,5 meter over jorden.

OML-MULTI anvender vejrdata fra et helt år, og den målte kildestyrke bliver også sammenstillet med vindhastigheder, som ikke svarer til situationen under målingen. Det er med til at forklare de tilsyneladende ulogiske resultater. Endelig beskriver de angivne 99 percentiler næppe situationen i prøvetagningsøjeblikket.

Beregningerne illustrerer et kardinalpunkt i kritikken af emissionsmålinger og spredningsberegninger. Selvom analyseresultatet er på detektionsgrænsen, kan kun to af de tænkte situationer leve op til kravene om 5-10 LE/m³.

Kun med det statiske flukskammer kan man bestemme en tilstrækkeligt lav specifik lugtemission til netop at "frikende" en arealkilde i 25 meters afstand. Men netop det statiske flukskammer kræver en vis udgående luftstrøm og medtager ikke vindens påvirkning. For svagt lugtende arealer (næsten færdigt komposteringsmateriale) er der imidlertid sjældent udgående luftstrøm, og vindens påvirkning er derfor væsentlig.

Derfor må det konkluderes, at der ikke eksisterer en metode, der kan dokumentere, at vilkår på 5-10 LE/m³ overholdes tæt på kilden. 450 meter fra kilden er ingen af metoderne begrænset af lugtanalysens detektionsgrænse.

6 Diskussion

Som det ses af den foregående gennemgang er lugt fra arealkilder et overordentligt kompliceret område. Selvom der er foretaget mange undersøgelser, er der mange uafklarede spørgsmål, og der skal tages mange hensyn i valget af metoder til vurdering.

Vanskelighederne ved vurdering af lugten gør det tilsvarende vanskeligt at udstikke klare retningslinier for en drift af anlæggene, som sikrer den mindste påvirkning af omgivelserne. Derfor er det også vanskeligt at stille vilkår i miljøgodkendelser.

Vi kan dog se nogle tendenser i materialet, som vi trækker frem i det følgende, og i afsnit 7 giver vi nogle anbefalinger til både mulige vilkår og fremtidige undersøgelser.

Det siger sig selv, at krav om fuldstændig overdækning af alle processer giver den bedste mulighed for at kontrollere og behandle lugten. Det er imidlertid denne rapportes formål at give bud på, hvordan processerne kan drives som hidtil - dvs. i åben tilstand.

6.1 Processer og driftsparametre

Der kan ikke gives fuldstændigt generelle retningslinier for, hvordan f.eks. en kompostering skal styres. Det afhænger af, hvilke stoffer der indgår i komposteringen. Det er derfor vigtigt, at man på den enkelte plads gør sig helt klart, hvad de optimale driftsparametre er. Tilsvarende kan rensning af spildevand ske efter forskellige principper. Driftsparametre (ilt, temperatur, stofkoncentrationer i vand) kan typisk måles med enklere metoder end lugt og rapporteres allerede nu som led i mange driftsjournaler.

Der kan imidlertid peges på en række parametre som er af generel betydning.

Lugtstofferne er i mange tilfælde meget potente (lave lugttærskler), og det er derfor vigtigt, at de biologiske processer ligger meget tæt på det optimale. Selv mindre afvigelser kan ikke tolereres, da lokale og begrænsede produktioner af ildelugtende stoffer kan give stor påvirkning af omgivelserne.

I komposteringsprocesser er det oftest de anaerobe processer, der giver de mest ildelugtende stoffer, og iltindholdet er derfor den parameter, der først og fremmest skal kontrolleres og styres. Kontrollen må gennemføres med et tilstrækkeligt antal målinger både i rum og tid. Styring gennemføres ved at sørge for ilttilførsel efter det behov, som målingerne afslører.

Det har hidtil været praksis at opretholde et tilfredsstillende iltindhold ved at vende milerne regelmæssigt. Det forøgede iltindhold reduceres imidlertid igen i løbet af få timer efter vending⁷¹. Hvis der i stedet sørges for kontinuert be-
luftning og dermed optimalt iltindhold, kan lugtemissionen reduceres markant (op til en faktor 30 i de indledende faser)⁷¹.

Vending af materialet tjener et andet vigtigt formål - at homogenisere materialet og dermed forhindre varig kanaldannelse og skabe ny overflader for den biologiske aktivitet. Beluftning af materialet eliminerer derfor ikke nødvendigvis behovet for vending.

Rapporten er ikke kommet så tæt på spildevandsrensning, at vi kan sige generelt, at der skal tilføres ilt. Hvor svovlbrinte giver lugtproblemer skyldes det dog netop, at svovlcyklus er stoppet på et iltfattigt trin. Problemet er imidlertid, at de anaerobe processer er vigtige i relation til fjernelse af kvælstof fra spildevandet - her tænkes bl.a på denitrifikationen. En overdækning af de relevante rensningstrin kan overvejes, men kan næppe anvendes på alle anlæg.

En anden vigtig parameter i komposteringsprocessen er temperaturen, der har indflydelse på typen af biologisk proces (hvilke mikroorganismer) og på forløbet af processerne. Temperaturen har således indflydelse på, hvor meget ilt der optages og dermed indirekte på iltkoncentrationen. Jo højere temperatur indtil en vis grænse, des mere ilt optages. Det betyder stor omsætning (gunstigt) og iltoptagelse. Hvis ikke ilttilførslen reguleres, risikerer den høje omsætning imidlertid at føre til iltfattige forhold (ugunstigt). Samtidig har temperaturen indflydelse på, hvilke mikroorganismer der dominerer, og hvilke faser processen befinder sig i.

For højt vandindhold i kompost kan virke hæmmende ved at fortrænge ilt fra hulrummene og dermed skabe iltfattige forhold. Omvendt kan for lav fugtighed hæmme mikroorganismernes vækst. Desuden kan lav fugtighed føre til dannelse af mange revner og sprækker, som luft og lugt kan slippe let ud af. Endelig har vandindholdet betydning for diffusionsmodstanden over overfladen og dermed for, hvor stor effekt vinden har for lugtfjernelse fra milerne.

Generelt kan der med fordel stilles krav om meget præcis styring af ilt, temperatur og fugtighed. Således er det en væsentlig anbefaling i den hollandske luftvejledning, og én dansk myndighed har oplevet sådanne krav som et vigtigt led i en problemfri drift. Sådanne vilkår skal tilpasses den aktuelle proces, som virksomheden skal beskrive med angivelse af de optimale værdier for aktiviteten.

Man må imidlertid inddrage det økonomiske aspekt ved evt. vilkårsstillelse om overvågning af parametre. Det kan være dyrt at foretage en omfattende, kontinuert måling af et antal parametre. Et krav om dokumentation af regelmæssige målinger (spredt i tid og sted) må derfor være tilstrækkeligt. Der skal ske nødvendige indgreb, hvis parametrene afviger væsentligt fra de optimale værdier.

De hollandske retningslinier for kompostering af grøntaffald fungerer angiveligt tilfredsstillende⁵³, hvorimod der ikke er tilsvarende tilfredshed med retningslinierne for kompostering af husholdningsaffald, hvor komposteringen foregår i lukkede bygninger.

Der er ikke fundet éntydige oplysninger om kompostering af slam fra rensningsanlæg. Lugtafgivelsen fra kompostering af slam formodes hovedsageligt at hænge sammen med slammets egen lugt, og ikke med specifikke nedbrydningsprodukter.

6.2 Afstande

Vurdering i form af afstande er brugt flere steder. Den canadiske undersøgelse viste, at lugt kunne erkendes ca. 1,5 km fra anlægget i ca. 1,5 % af alle observationer. Anlægget håndterer hovedparten af 10.000 tons i en periode på ca. 3 måneder med regelmæssig vending. Omsat til et helt år svarer det til ca. 35.000 tons per år.

I sammenligning hermed viste undersøgelsen fra Flandern, at lugt fra et anlæg med årskapacitet på 25.000 tons kunne erkendes op til 900 meter væk.

Endelig angiver de hollandske retningslinier afstandskrav på >750 meter for anlæg, der håndterer mere end 20.000 tons om året og anvender regelmæssig vending.

Oplysningerne er baseret på forskellige undersøgelsesmetoder, men giver nogenlunde samstemmende indikationer. Vi vurderer på grundlag af alle oplysningerne, at de hollandske angivelser kan bruges som grundlag for danske vilkår.

Vi anbefaler derfor, at der for komposteringsanlæg, der ikke komposterer husholdningsaffald, opstilles et skema svarende til det hollandske med angivelse af mængder, procestype og tilhørende afstande. En virksomhed i en given afstand fra beboelser, der ønsker at udvide produktionen, så afstanden ikke længere passer med skemaet, skal dokumentere at lugten ikke øges ved udvidelsen. Udvidelsen skal derfor typisk ledsages af procesændringer, der mindsker emissionen.

For rensningsanlæg er der fundet færre referencer til erfaringer. De hollandske erfaringer forekommer så veldokumenterede, at de kan bruges som grundlag for udarbejdelse af danske vilkår. Vi anbefaler derfor at undersøge, om der kan udarbejdes en oversigt over emissionsfaktorer og en beregning af afstande svarende til den hollandske nomogrammetode²⁷. Da vi som nævnt har fundet relativt få referencer og i disse fundet emissionsfaktorer, der afviger meget fra hinanden, anbefaler vi yderligere undersøgelser af baggrundsmaterialet for den hollandske metode.

6.3 Målinger

De største vanskeligheder ved målinger på arealkilder findes på inhomogene materialer, dvs. på komposteringsanlæg. På disse overflader er der ikke éntydige masseovergangsforhold, idet både vindpåvirkning og direkte udgående luftstrømme kan bidrage til emissionen. På væskeoverflader er der som oftest kun tale om vindpåvirkning. I beluftningsbassiner er der dog også tale om udgående luft.

På komposteringsanlæg er det desuden vanskeligt at bestemme, hvor prøven skal tages, på grund af den inhomogene struktur (revner i materialet og varierende aktivitet). I væsker vil der være væsentligt mere homogene tilstande, da stoffer i væsken lettere fordeler sig.

For begge typer overflader gælder, at der kan være en betydelig tidsmæssig variation fra den ene periode til den anden.

Til målinger på komposteringsanlæg vurderer vi, at både emhætten og vindtunnelen kan komme på tale, evt. til forskellige situationer. Emhætten er sær-

deles anvendelig ved udgående luftstrømme, men evt. temperatureffekter skal vurderes. Derimod er vindtunnelen nok den eneste mulighed på overflader, hvor aktiviteten er ophørt. De to metoder bør evalueres yderligere over for hinanden, før den rigtige strategi kan anbefales.

Vurdering af, hvor prøverne skal tages, har hidtil været vanskelig. Muligheden af at måle temperaturerne i overfladen og derigennem vurdere aktiviteten er så ny, at den endnu ikke kan anbefales, men foreløbige resultater er lovende. Den bør undersøges nærmere, og i princippet er der store muligheder for både en korrekt beskrivelse af overfladen i hver måleperiode og en beskrivelse af variationen over tid.

Til måling på væskeoverflader vurderes vindtunnelen at være den absolut mest anvendelige. Statiske kamre af enhver type er primært egnede til bestemmelse af relative lugtpotentialer for forskellige væsker. Vindtunnelen giver i princippet den rigtige værdi ved den valgte vindhastighed. Det er principielt det mest korrekte at måle ved forskellige vindhastigheder. Ved spredningsberegninger skal der for hver vindhastighed vælges den relevante emission. Det er meget ressourcekrævende at vælge denne fremgangsmåde, og det er mere anvendeligt og formodentlig tilfredsstillende at vælge den vindhastighed, der oftest giver anledning til klager.

Det er imidlertid stadig vanskeligt at vælge det rigtige tidspunkt, og erfaringer viser meget varierende resultater for samme type anlægsdel.

Målinger af emissionsfaktorer vurderes at have stor berettigelse ved sammenligning af aktiviteter, tilstande, processer etc. Hvis målinger udføres med samme metode og tidsmæssigt tæt på hinanden, kan resultaterne sammenlignes. Derved opnås en beskrivelse af relative sammenhænge, men næppe "de sande værdier".

Set i lyset af vanskelighederne ved emissionsbestemmelse får måling i omgivelserne med f.eks. elektroniske næser større interesse. De elektroniske næser er endnu ikke fuldt udviklede, og deres detektionsgrænse er næppe tilfredsstillende for kontrol af lugtvilkår på under 30 LE/m³. Anvendelsen af elektroniske næser skal derfor ske tættere på kilderne. Næserne kan dog dække et større område end emissionsmålingerne, der udføres på meget små arealer. En anden fordel er, at næserne muliggør kontinuert overvågning og dermed indgreb mod høje emissioner.

Hvis de elektroniske næser skal dokumentere selve lugten, kræves en god korrelation med målte lugtkoncentrationer. Elektroniske næser kan derfor ikke eliminere behovet for gode bestemmelser af lugtkoncentrationer.

Analyse af enkeltstoffer kan evt. komme på tale, men koncentrationerne i omgivelserne svarende til lugtgrænserne formodes at være meget lave, hvorfor meget fintfølelse udstyr er nødvendigt til egentlige kontrolformål. Analyse af enkeltstoffer kan snarere bruges i en proceskontrol, dvs. på selve kompostmaterialet, som supplement til måling af andre parametre.

På rensningsanlæg, hvor svovlbrinte er et dominerende lugtstof, kan måling af svovlbrinte i vandet overvejes som en lettilgængelig regelmæssig kontrol. En sådan måling er enkel at udføre, men kræver erfaringstal for sammenhæng mellem koncentrationen og lugten i omgivelserne.

6.4 Nabokontakt og registreringer

Regulering og kontrol gennem registrering af faktiske forhold er en mulighed, som ikke er almindeligt brugt i Danmark. Princippet er attraktivt, fordi der sættes ind mod reelt oplevede gener, og fordi der ikke igangsættes unødvendige tiltag. Derved bliver indsatsen målrettet, og såvel naboer som anlæggets personale får en større forståelse for hinanden og aktiviteterernes påvirkning.

Den form for regulering kræver samarbejde og vil næppe være anvendelig i meget fastlåste situationer. For nye eller planlagte anlæg kan det overvejes, hvordan samarbejdet kan tilrettelægges. Vores gennemgang af erfaringer giver ikke anledning til specifikke retningslinier, men det anbefales at følge udviklingen hos f.eks. engelske rensningsanlæg.

Overvågning af meteorologiske forhold og samtidig beregning af lugtspredning er interessant, fordi der derved er mulighed for specifikt at udpege de områder i omgivelserne, der er mest udsatte i enhver situation. Samtidig er der mulighed for at gribe ind mod problematiske aktiviteter. Det har været almindelig praksis at undgå f.eks. vending af miler i vindretninger, der fører mod naboerne. Den nye metode kan udbygge denne praksis og mere præcist bestemme, hvornår hvad kan udføres. Man skal dog huske, at der er tale om biologiske processer, som ikke kan stoppes ved enkle midler. Lugtbegrænsning må derfor ske ved f.eks. oversprøjtning med vand.

Metoden er afhængig af emissionsmålinger for en række aktiviteter, og dens værdi er derfor stærkt knyttet til værdien af emissionsmålingerne. Ved anvendelse af metoden er det derfor værdifuldt at kalibrere med lugtpaneler i omgivelserne.

6.5 Grænseværdier

De hollandske afstandskrav til komposteringsanlæg angives at være valideret på grundlag af erfaringer med koncentrationsmålinger og beregninger af koncentrationerne i omgivelserne ($1,5 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ som 98 percentil som timemiddelværdi). De er således i et vist omfang baseret på lugtmålinger og derfor ikke bedre end målingernes kvalitet. Da hollænderne er meget seriøse med hensyn til vurdering af lugt, er de nævnte vejledninger nok blandt det bedste, internationale erfaringsmateriale. For rensningsanlæg angives $2,5 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ som timemiddelværdi som en acceptabel grænse.

I England er udviklingen af lugtregulering i vækst, og der gøres et stort arbejde. Det har endnu ikke udmøntet sig i nye grænseværdier, og de gamle (ingen lugt i skel med undtagelser op til $6 \text{ OU}_E/\text{m}^3$) er ikke anvendelige som inspiration, ligesom de irske grænser er temmelig vide ($3\text{-}6 \text{ OU}_E/\text{m}^3$).

Vi lægger mest vægt på at bruge de hollandske erfaringer som udgangspunkt. Da de er angivet som 98 percentiler kræves omregning til de forhold, der kommer til at gælde i en ny dansk lugtvejledning.

6.6 Generelt

Uanset hvilke andre metoder til vurdering, opstilling af vilkår og kontrol med disse man vælger, er der således et vist omfang behov for korrelation med lugtkoncentrationer og omgivelsernes oplevelser. De hollandske retningslinier for kompostering er baseret på en stor undersøgelse, som er udført med én eller flere af de omtalte metoder. Hvis undersøgelsen ikke er udført rigtigt, kan

afstandene i princippet være forkert valgt. De hollandske afstandskrav kan bruges, fordi det er oplyst at virke tilfredsstillende - ikke fordi man ved, at de rigtige lugtkoncentrationer overholdes. Måske kunne afstandene være mindre.

Det er vigtigt stadig at optimere vurderingen af lugtkoncentrationer og dermed gøre vilkårene bedre. Der er derfor behov for at lave et udredningsarbejde med målemetoder og opnå et ensartet grundlag for fremtidig vurdering gennem fastlæggelse af én eller to standardiserede metoder.

7 Konklusion og anbefalinger

På grundlag af de oplysninger, der er kommet frem ved udarbejdelsen af denne rapport kan der gives nogle forslag til, hvad man skal lægge vægt på ved fremtidig regulering. Rapporten er ikke nået til entydige konklusioner, hvilket afspejler det internationale stade, som vurdering af lugt fra arealkilder har nået.

Anbefalingerne lægger op til konkrete vurderinger i de enkelte tilfælde og evt. nytænkning med hensyn til driftsformer.

7.1 Generelt

Det anbefales ikke at foretage meget detaljerede bestemmelser af lugtemissioner og efterfølgende spredningsberegning før der kommer mere entydige regler for, hvordan resultater for timemiddelværdi omsættes til minutmiddelværdi.

Kortlægninger kan bruges til sammenlignende vurdering af forskellige anlægsdele eller forskellige driftsformer.

Det er relevant at optimere målemetoderne og dokumentere deres anvendelighed i forskellige situationer. I denne sammenhæng bør det undersøges, om prøvetagningssteder kan udpeges ved hjælp af termografering. Beskrivelse af overfladerne og sammenhængen mellem temperatur og emission er derfor et meget relevant, fremtidigt arbejde.

Der er meget arbejde i gang både i Danmark og internationalt for at få bedre grundlag for at vurdere lugten fra arealkilder. Det anbefales derfor at følge med i udviklingen. Blandt de spændende nye muligheder er den konstante overvågning af meteorologiske data og driften på anlægget.

En kontinuert overvågning af emissionen ved hjælp af elektroniske næser (lugt) eller andet måleudstyr (enkeltstoffer) kan give værdifuld information i en udviklingsfase. Udstyret vurderes at være for kompliceret at have stående på en plads, hvor f.eks. kompostmiler hele tiden flytter sig, og der arbejdes med store køretøjer.

På lidt længere sigt kan overvågning i omgivelserne ved hjælp af elektroniske næser evt. komme på tale, men detektionsgrænserne er endnu for høje.

Fremtidigt arbejde evt. i internationale sammenhænge kan omfatte

- Validering af målemetoder
- Vurdering af spredningsmodeller
- Metodevalg til kortlægning af gener i omgivelserne
- Diskussion af genegrænse i omgivelserne og dermed muligheden for at bruge disse i vilkår
- Kortlægning af lugt fra forskellige processer med angivelse af emissionsfaktorer

- Beskrivelse af termografering og sammenhæng mellem temperatur og emission

7.2 Rensningsanlæg

Det anbefales, at baggrundsmaterialet for den hollandske metode til afstandsfastlæggelse undersøges nøjere. På baggrund heraf beskrives en dansk version af denne metode, som kan anvendes ved fastsættelse af vilkår.

Rensningsanlæggene anbefales at

- vurdere driftsformen og om driftsparametrene har de optimale værdier – eksempelvis iltindholdet (skal også optimeres i forhold til f.eks. fjernelse af nitrat fra spildevandet)
- måle svovlbrinte kontinuert i de kritiske anlægsdele

7.3 Komposteringsanlæg

Det anbefales at beskrive en dansk version af det hollandske skema for afstandskrav baseret på produktionsmetoder og mængder.

Komposteringsanlæggene anbefales at

- vurdere driftsformen og om driftsparametrene har de optimale værdier – herunder
 - tilpasse driftsform til meteorologi og den aktuelle sæson
 - måle de vigtigste parametre regelmæssigt i tid og sted og rapportere dem som led i dokumentationen af driften
 - sørge for optimal fugtighed
 - sørge for optimale iltindhold ved komposteringen, så anaerobe forhold undgås
 - holde den optimale temperatur (gennem vanding og evt. beluftning)
- sørge for, at den nyeste viden om kompostering af det aktuelle materiale anvendes
- lægge nye pladser i passende afstande fra beboelse

7.4 Vilkår

De manglende éntydige retningslinier internationalt og den stadige udvikling på området gør det relevant at følge udviklingen. Men på baggrund af nærværende undersøgelses resultater foreslås følgende vilkår:

7.4.1 Rensningsanlæg

- Driftsparametre, der er relevante for udviklingen af lugt, skal måles regelmæssigt i tid og sted og rapporteres som del af dokumentation for driften.
- Anlæggene skal ligge i en afstand fra nærmeste beboelse, som fastlægges ved hjælp af accepterede emissionsfaktorer og nomogrammer til bestemmelse af afstande for forskellige emissioner.

- Lugt skal dokumenteres ved planlagte ændringer af produktionsform i sammenligning med hidtidig produktion. Dokumentationen skal med stor sikkerhed vise den relative effekt af de planlagte ændringer.
- Alle hændelser med særlig lugtudvikling skal registreres og rapporteres

7.4.2 Komposteringsanlæg

- Mængden og arten af materiale skal indrettes efter anlæggets afstand til nærmeste beboelse. Afstanden skal fastlægges efter et skema, som udføres efter hollandsk forbillede (se tabel 4)
- Driftsparametre, der er relevante for udviklingen af lugt, skal måles regelmæssigt i tid og sted og rapporteres som del af dokumentation for driften
- Lugt skal dokumenteres ved planlagte ændringer af produktionsform i sammenligning med hidtidig produktion. Dokumentationen skal med stor sikkerhed vise den relative effekt af de planlagte ændringer.
- Afvigelser i parameterværdierne skal afhjælpes gennem f.eks.
 - optimere iltindholdet
 - vanding
 - sammensætning af materialet
 - anlæggets udformning

8 Referencer

Ikke alle nedenstående referencer har fuldstændige data, så de er til at finde. Interesserede kan kontakte rapportens forfattere for hjælp til kopier af referencer.

-
- ¹ Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 1985, Begrænsning af lugtgener fra virksomheder
 - ² Per Løfstrøm, Helge Rørdam Olesen: Treatment of area sources in the OML atmospheric dispersion model, Intern note, DMU, 1999
 - ³ Per Løfstrøm, Helge Rørdam Olesen: Introduktion til spredningsmodellen OML-Multi 5.0, oktober 2002
 - ⁴ The Science of Composting, Technomic Publishing Company Inc., Elliot Epstein, 1997
 - ⁵ Microbial Ecology, The Benjamin/Cummings Publishing Company Inc., Atlas & Bartha, 1993
 - ⁶ Molecular architecture and electrostatic properties of a bacterial purin, Weiss et al., Science 254: 1627 -1630, 1991
 - ⁷ The Practical Handbook of Compost Engineering, Lewis Publishers, Roger T. Haug, 1993
 - ⁸ Lukt og lugtproblemer fra biologiske behandlingsanlegg for våtorganisk affald og slam, Sinteff Kemi / NIVA Sørlandsavdelingen, 1999
 - ⁹ Processerne, der sker under kompostering, Carlsbæk & Brøgger, Solum Gruppen, 2002
 - ¹⁰ Vejle Kommune, Miljø og driftsmæssig gennemgang af komposteringsanlæg for organisk dagrenovation og haveaffald. Rambøll, 2001
 - ¹¹ Statistik for behandling af organisk affald fra husholdninger 2000, Miljøprojekt Nr. 708 2002
 - ¹² Erik Smet, Herman Van Langenhove, Inge De Bo: The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste, Atmospheric Environment 33 (1999), 1295-1303.
 - ¹³ Joachim Müsken, Primary and secondary odour sources in composting plants, Præsentation ved kompostkonferencen "Effective Odour Management in Biological Waste Treatment Plants", 20th - 22nd of March 2003, Stadthalle Aschaffenburg, Germany
 - ¹⁴ T.O. Williams: Odors and VOC emissions control methods, Biocycle 36, 1995, 49-56
 - ¹⁵ L. H. Hentz, W. E. Toffey, C. E. Schmidt, Biocycle 37 (3) (1996) 67
 - ¹⁶ G. P. Van Durme, B. F. McNamara, C. M. McGinley, Water Environment Research 4 (1) (1992) 19
 - ¹⁷ G. P. Van Durme, B. F. McNamara, C. M. McGinley; Bench-scale removal of odor and volatile organic compounds at a composting facility, Water Environment Research 64, 1992, 19-27
 - ¹⁸ Spildevandsrensning - Natur og Miljøpolitisk Redegørelse, Miljøstyrelsen, 1999
 - ¹⁹ Internationalt Miljønyt, nr. 7, 1994
 - ²⁰ Temadag den 9. september hos dk-TEKNIK med deltagelse af repræsentanter for myndigheder, virksomheder og konsulenter.
 - ²¹ Wah Yuen Long, Assistant Director, Public Utilities Board Singapore, foredrag ved IWA Odour Conference, Singapore, September 2003.
 - ²² M. Héroux, T. Pagé, C. Gélinas, C. Guy: Evaluating odour impacts from a landfilling and composting site: involving citizens in the monitoring. IWA Odour Conference, Singapore, September 2003.
 - ²³ Personlig kommunikation med Nele Defoer, Ghent University
 - ²⁴ G. Philips, T. Van Elst, G. Wauters: Odour abatement at a VFG-composting plant: a case study. IWA Odour Conference, Singapore, September 2003.

- ²⁵ N. Defoer, I. De Bo, H. Van Langenhove, J. Dewulf, T. Van Elst: Gas chromatography - mass spectrometry as a tool for estimating odour concentrations of biofilter effluents at aerobic composting and rendering plants. *Journal of chromatography A*, 970 (2002), 259-273.
- ²⁶ N. Defoer and H. Van Langenhove: Odour emissions during yard waste composting: Effect of turning frequency, ingen journal og årstal angivet
- ²⁷ Netherlands Emission Guidelines on Air, Infomil, www.infomil.nl, 2001
- ²⁸ Korrespondance med André Peeters Weem, InfoMil, info@infomil.nl
- ²⁹ F.-B. Frechen: Odour Emission Inventory of German Wastewater Treatment Plants – Odour Flow Rates and Odour Emission Capacity, Department of Sanitary and Environmental Engineering, University of Kassel, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, Germany, IWA Odour Conference, Singapore, September 2003.
- ³⁰ Foredrag af Ralf Both ved kompostkonferencen "Effective Odour Management in Biological Waste Treatment Plants", 20th - 22nd of March 2003, Stadthalle Aschaffenburg, Germany
- ³¹ Frans Vossen: Situation in the Netherlands, Belgium, UK, Ireland, Spain, Præsntation ved kompostkonferencen "Effective Odour Management in Biological Waste Treatment Plants", 20th - 22nd of March 2003, Stadthalle Aschaffenburg, Germany
- ³² Springer, C. et al., "In situ Methods to control Emissions from Surface Impoundments and Landfills". *Journal of the Air Pollution Control Association*, vol. 36, No 12, 1371-1374, 1986
- ³³ Owen, M., Edwards R.W. and Gibbs J.W., "Some Reservation Studies in Streams", *Journal Air and Water Pollution* p. 486, 1964
- ³⁴ Shen, T.T., "A simplified Method for Estimation of Harzardous Emissions from Waste Lagoons". Paper på APCA, june 20th – june 25th, 1982
- ³⁵ Peter Gostelow, Philip J. Longhurst, Simon A.Parsons, Richard M. Stuetz: Review of odour sampling and measurement, Cranfield University, July 2003
- ³⁶ Boholt, K. "Procedure for måling af lugtemission fra åbne arealkilder uden udgående luftstrøm", 1997, Miljøstyrelsen
- ³⁷ Boholt, K. "Lugtundersøgelser på og omkring Lynetten", 1986. Stadsingeniørens Direktorat. Ikke publiceret
- ³⁸ K. Jiang, P. J. Bliss, T. J. Schulz: The development of a sampling system for determining odor emission rates from areal surfaces, part I and part II, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 45, november 1995.
- ³⁹ IPPC H4: Horizontal guidance for odour, Part 2 - Assessment and control. Environment Agency (England), Environment and Heritage Service (Wales), Scottish Environment Protection Agency, 2002.
- ⁴⁰ Analysis of options for odour evaluation for industrial or trade processes, CH2M Beca Ltd. for Auckland regional council, 2000
- ⁴¹ Draft Policy: Assessment and management of odour from stationary sources in New South Wales. New South Wales EPA, 2001
- ⁴² Personlig oplysning fra PRA Odournet i Amsterdam, 2003
- ⁴³ K. Jiang, Ralph Kaye: Quantification of odour emission sources at wastewater treatment plants, Centre for Wastewater Treatment School of Civil Engineering, The University of New South Wales, Australien
- ⁴⁴ K. Jiang, Ralph Kaye: The selection of air velocity inside a portable wind tunnel system by using odor complaints database, Centre for Wastewater Treatment School of Civil Engineering, The University of New South Wales, Australien
- ⁴⁵ Personlige samtaler med Per Løfstrøm, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde
- ⁴⁶ Ståbi for ventilation
- ⁴⁷ Lone Clowes, Rambøll: Foredrag ved DAVID-møde, juni 2003
- ⁴⁸ Arne Oxbøl, dk-TEKNIK: Eksperimenter på kompostanlæg, 2003, ikke publiceret.
- ⁴⁹ A. Bockreis, I. Steinberg and J. Jager: Monitoring of single-level biofilters using infrared measurements in order to reduce odour impacts, IWA Odour Conference, Singapore, September 2003
- ⁵⁰ Anke Bockreis, Universität Darmstadt: Infrarot-thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern, Schriftenreihe WAR, 136, 2001.
- ⁵¹ Mohr, Clowes, Oxbøl: Endnu ikke publiceret undersøgelse af lugt på forsøgsmiler på Odense Nord Miljøcenter, 2004

-
- ⁵² Ministerium van Volkshuisvesting: Document Meten en rekenen geur, nr. 115, December 1994
- ⁵³ Personlig samtale med Margrethe Bongers, PRA Odournet i Amsterdam
- ⁵⁴ Reno Djurs, Lugtemissionsmålinger og lugtemissionsberegninger på komposteringsanlæg ved Glatved, dk-rapport nr. 17.837, sep. 2001
- ⁵⁵ RGS 90, Lugtemissionsmålinger og lugtemissionsberegninger på komposteringsanlæg ved Glatved, dk-rapport nr. 17.837, sep. 2001
- ⁵⁶ Arne Oxbøl: Determination of Odour Concentration in Water, Natural Resources and Environment Board, Kuching, Malaysia, 2001
- ⁵⁷ Peter Gostelow, Philip J. Longhurst, Simon A. Parsons, Richard M. Stuetz: Review of odour sampling and measurement, Cranfield University, July 2003
- ⁵⁸ Guideline VDI 3940 (1993): Determination of odourants in ambient air by field inspections.
- ⁵⁹ G. van Broeck, H. van Langenhoeve: Development of a methodology to set up odour quality objectives for sewage treatment plants in Flanders, Water and Environmental Management, 2000.
- ⁶⁰ Kaj Bøje Frandsen, Miljøcenter Fyn/Trekantområdet: Undersøgelse af lugtbidrag fra losseplads i forbindelse med vending af kompostmiler, 14. februar 2003
- ⁶¹ Karsten Boholt, Kjær Andreasen, Frans van den Berg & Thomas Hansen (2003): A New Method for Monitoring Emission from a Rendering Plant Using The Danish Odour Sensor System (DOSS) Artificial Nose. Conference proceedings, The 10th International Symposium on Olfaction and Electronic Nose. Riga, Latvia (keynote presentation).
- ⁶² Dr. Hubert Kretz und Dr. Wolfgang Jockel: Einsatz eines Geruchsmonitors zur Prozess- und Emissionsüberwachung, TÜV Rheinland, Köln, journal og årstal ikke angivet
- ⁶³ Dr. H. Födisch, P. Schengber: Praxisbeispiele der kontinuierlichen Überwachung von Gerüchen mit dem Geruchsmessgerät OMD 1.10, journal og årstal ikke angivet
- ⁶⁴ Holger Födisch, Petra Schengber: Applikationsbeispiele kontinuierlicher Geruchsemmissionsmessungen, journal og årstal ikke angivet
- ⁶⁵ Product information: Continuous Odour Measuring Device OMD 98, Instrumatic a/s, Ellemosen 9, 8680 Ry.
- ⁶⁶ R. Noble, P. J. Hobbs, A. Dobrovin-Pennington, T. H. Misselbrook, A. Mead, Journal Environmental Quality 30 (2001) 760
- ⁶⁷ P. Gostelow, S. A. Pearsons and M. Lovell: Integrated odour modelling for sewage treatment works, IWA Odour Conference, Singapore, September 2003.
- ⁶⁸ R. M. Stuetz, R. A. Fenner, G. Engin, Water Science Technology, 33 (2) (1999), 453
- ⁶⁹ Lone Clowes, Rambøll: Notat om erfaringer med lugtgener, 10. november 2003
- ⁷⁰ P. J. Longhurst, M. Cotter and P. Gostelow: Odour management plans: a risk-based approach using stakeholder data, IWA Odour Conference, Singapore, September 2003
- ⁷¹ Information og brochuremateriale fra Lars Krogsgård Biosystem, www.krogsgaard.as