

Utvärdering och rekommendationer för reningsteknik avseende på lukt vid anläggningar för återvinning av organiskt avfall och kommunala reningsverk

Sten-Åke Barr, Henrik Bjurström, Markus Olofsgård,
Mårten Arbrandt, Ulrika Follin, Mattias Wesslau

**Utvärdering och rekommendationer för
reningsteknik avseende på lukt vid anläggningar
för återvinning av organiskt avfall och
kommunala reningsverk**

**Evaluation and Recommendation for Odour
Control Equipment at Waste Refinery Plants
Waste Water Treatment Plants.**

Sten-Åke Barr, Henrik Bjurström, Markus Olofsgård
Mårten Arbrandt, Ulrika Follin, Mattias Wesslau

Projektnummer WR55
År: 2013

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Vid hantering av lättnedbrytbart organiskt avfall finns ett flertal aktiviteter som ger upphov till lukt. Bland annat har ett stort antal biogasanläggningar och komposteringsanläggningar uppförts. Många av dessa har haft problem med lukt och klagomål från grannar av denna orsak trots, att reningsanläggningar installerats för att komma till rätta med luktsläppen. Det kan också noteras att det räcker med några få klagomål, eller att någon enstaka granne engagerar sig i frågan, för att väsentligt försvåra ett projekt. Det beror på att miljömyndigheterna lätt blir osäkra eftersom det ofta saknas fakta i ärendet i form av mätunderlag och jämförelsetal.

Projektets syfte är att utvärdera idag installerade tekniker för luktreduktion med sensorisk analys (mätning med det mänskliga luktsinnet), se över ny teknik, och med utgångspunkt från dessa sammanställa en vägledning vid val av teknik för olika tillämpningar inom biologiskt avfall.

Projektet vill även skapa medvetenhet om möjligheterna att ställa funktionskrav vid inköp/upphandling av reningsutrustning. Med tillgång till prestanda för befintlig teknik är det lättare att ställa rimliga krav. Med väl definierade funktionskrav minskar risken för kostsamma felinvesteringar. Med rätt utrustning på rätt plats erhålls en mer optimerad drift av anläggningen och med god kunskap om luktreduktion ökar sannolikheten att luktproblematiken tas omhand på ett korrekt sätt, något som ökar acceptansen för anläggningen.

Det finns ett stort antal utrustningar installerade för att avskilja lukt från anläggningar för biologisk behandling inom såväl förbehandlingsprocesser, renodlade biogasanläggningar samt kommunala reningsverk med slamhantering i kombination med rötning av slammet. Slutsatsen från de luktmätningar som genomförts inom ramen för projektet är att den genomsnittliga avskiljningen av luktsämnen från dessa anläggningar är oacceptabelt låg (ca 55 % i genomsnitt). Det är svårt att finna andra områden där installerad reningsteknik fungerar sämre.

Orsaken till detta förhållande är flera. Dels kan man peka på tekniska orsaker, och dels på strukturella orsaker. Bland de tekniska orsakerna har konstaterats att tekniken ofta inte är anpassad för att lösa det aktuella problemet. Det kan bero på orsaker som att man valt fel teknik eller har en fel dimensionerad utrustning.

Den kanske viktigaste orsaken är att kunskapen är för låg hos anläggningsägarna vilket gör att billiga lösningar prioriteras framför teknikval som faktiskt löser problemet. Leverantörer får dessutom fritt spelrum när man inte har definierat problemet, tagit fram ett upphandlingsunderlag med kravspecifikationer på avskiljningsnivåer och inte heller följer upp effekten av installationen. Dessutom är denna typ av utrustning ofta behandlad med visst ointresse av anläggningsägarna vilket leder till minskad uppföljning och underhåll.

Nyckelord: Lukt, sensorisk analys, biologisk behandling, kommunala reningsverk, reningsteknik, luktaavskiljning.

Summary

With the development of Digester and Biogas plants and a growing market for waste incineration, the demand for biological waste is increasing in today's society. However, the handling of organic waste contributes to odor problems. Digester plants and composting plants have been particularly exposed to odor complaints. The complaints of odors are often extensive even though odor reducing equipment has been used. Often just a few odor complaints, or an engaged neighbor, will hold back a project because the Environmental authorities are unsure when they don't have all the necessary facts or results from measurements.

The objective of this project is to evaluate the odor control equipment in use today by using sensory analysis (measurements with the human sense of smell) and to review newer control technologies. The aim is to compile a guideline of how to choose a suitable odor control technology for different applications of biological waste.

This project is also intended to increase the awareness of plant owners on the demands they should make when purchasing new control equipment. With access to real and well-founded data of the performance of the equipment it is easier to make reasonable demands. The risk of bad investments will be reduced significantly with well-grounded data. Proper designed control equipment results in a smoother operation of the plant and with knowledge of the odor reduction the more likely is the plant owner to tackle any odor issues, resulting in higher acceptance of the plant.

Today many different types of odor reducing technologies are in use to reduce odors from biological treatment plants including pretreatment processes, biogas plants and municipal wastewater treatment plants with sludge treatment and decay of sludge. The conclusion from the odor measurements carried out within this project is that the average reduction of odors from these types of plants is remarkably low (on average 55 %). Such a low reduction level is usually not acceptable in other field areas.

There are a number of reasons that contribute to these circumstances. It is partly due to technical reasons and partly due to structural reasons. Among the technical issues is the fact that the control equipment is often not customized to solve the specific problem of the plant because of incorrect technology or an insufficient design of the control equipment.

However, the most important reason might be that the knowledge of plant owners on this issue is too low resulting in too simple solutions that will not solve the actual problem. When the odor problem has not been clearly defined the suppliers of control equipment have too much room for maneuver. The plant owner often shows a lack of interest in this type of equipment with minimal interest to investigate of how the requirements have been put into practice. With a procurement document the requirements of the reduction level can be specified with guidelines of how to follow up on the efficiency of the installed equipment.

Keywords: Odor, sensory analysis, biological treatment, waste water treatment plants, odor abatement.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	VÅRT LUKTSINNE	1
1.2	LUKT OCH LÄTTNEDBRYTBART ORGANISKT AVFALL	1
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
1.4	MEDVERKANDE ORGANISATIONER	3
2	BAKGRUND	4
2.1	EN TILLBAKABLICK	4
2.2	GENOMFÖRDA STUDIER RÖRANDE LUKT FRÅN BIOLOGISK BEHANDLING	5
2.3	ACCEPTABLA OMGIVNINGSHALTER	6
3	TEKNIKER FÖR LUKTAVSKILJNING	8
3.1	INLEDNING	8
3.2	ÅTGÄRDER I RÖTNINGSPROCESSEN FÖR ATT REDUCERA BILDNING AV LUKTÄMNE	8
3.3	KOMMERSIELLA TEKNIKER FÖR LUKTAVSKILJNING	11
4	UTVECKLINGEN INOM RENINGSTEKNIKERN	22
4.1	BIOFILTER	22
4.2	FOTOKATALYTISK OXIDATION	24
4.3	KEMISKA TILLSATSER	25
4.4	KOMBINERADE BEHANDLINGAR	25
5	MATERIAL OCH METODER	27
5.1	PROVTAGNING	27
5.2	LUKTANALYS MED DYNAMISK OLFAKTOMETRI	28
5.3	MÄTOSÄKERHET	29
6	RESULTATREDOVISNING AV GENOMFÖRDA LUKTMÄTNINGAR	30
7	RESULTATANALYS	37
7.1	RESULTATSAMMANFATTNING	37
7.2	UPPMÄTTA FUNKTIONEN HOS OLIKA RENINGSTEKNIKER	38
7.3	STRUKTURELLA BRISTER	51
8	SLUTSATSER	53
9	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	54
10	LITTERATURREFERENSER	56
BILAGA A	METODBESKRIVNING IUKTMÄTNING	
BILAGA B	MÄTRAPPORTER	
BILAGA C	HANDBOK FÖR UPPHANDLING AV LUKTRENINGSUTRUSTNING	

1 Inledning

1.1 Vårt luktsinne

Lukt har en förmåga att engagera människor. Detta har bland annat sin förklaring i att människans luktsinne har utvecklats under generationer för att säkra överlevnaden. Bland annat har människan ett välutvecklat luktminne och en stark associationsförmåga kopplat till olika lukter.

Luktsinnet är det kanske det minst utforskade av våra sinnen och så sent som 2004 fick Axel och Buck Nobelpriset i fysiologi (medicin) för upptäckten att vi i våra luktreceptorceller i näsans slemhinna har ungefär tusen olika typer av luktreceptorer. Varje typ av luktreceptor är specialiserad och kan endast känna av ett begränsat antal doftämnen. I vår arvs massa finns en hel familj av gener som ger upphov till dessa olika receptorer.

Varje typ av receptor är förbunden till ett eget område i hjärnans primära luktcentrum. Signalerna från detta luktcentrum skickas sedan vidare till andra delar av hjärnan där informationen kombineras till en upplevelse av en doft. Varje urskiljbar doft kan alltså sägas vara en unik kombination av signaler från de grundläggande receptortyperna.

Den individuella känsligheten för lukt är stor. Vissa personer har ett välutvecklat luktsinne, medan andra personer har lägre känslighet. Detta betyder att känsligheten för lukt väsentligt varierar mellan olika individer. Den stora individuella variationen begränsar den statistiska belagda skillnaden i luktsinne mellan olika individer till att den avtar med åldern. Den individuella skillnaden påverkas också av att man ofta blir mindre känslig för de lukter man har kring sig i vardagen.

Det finns med andra ord en fysiologisk förklaring till det starka engagemang man möter hos grannar som upplevt obehag och oro på grund av lukt.

1.2 Lukt och lättnedbrytbart organiskt avfall

Vid hantering av lättnedbrytbart organiskt avfall finns ett flertal aktiviteter som ger upphov till lukt. Ett stort antal biogasanläggningar och komposteringsanläggningar har uppförts i Sverige under senare år. Många av dessa har haft problem med lukt och klagomål har framförts av grannar, trots att reningsanläggningar installerats för att komma till rätta med luktutsläppen. Vad ÄF erfar har de flesta rötningsanläggningar någon gång haft klagomål på lukt. Detta har orsakat problem både för befintliga anläggningar och för planering av nya verksamheter. Således är risken stor att acceptansen för denna typ av verksamhet minskar och alltmer ifrågasätts av kringboende om dessa anläggningar även fortsättningsvis orsakar störande lukt.

En orsak är att när städer byggs allt tätare och expanderar mot de områden som används för verksamheter som avloppsreningsverk och anläggningar för biologisk behandling, så kommer allt fler bostäder så nära att luktstörningar uppstår och det riktas klagomål mot de

anläggningar som släpper ut luktande ämnen. Människor i närområdet upplever dels ett obehag av lukten, men känner även oro för sin egen hälsa då de är osäkra på vad det är som luktar och vilka effekter det kan tänkas ha. Det kan ju också noteras att det räcker med några få klagomål eller att någon enstaka granne engagerar sig i frågan för att väsentligt försvåra ett projekt. Det beror på att miljömyndigheterna lätt blir osäkra eftersom det ofta saknas fakta i ärendet i form av mätunderlag och jämförelsetal.

Väl fungerande luktreduktionsutrustningar minskar obehag och oro samt ökar acceptansen för anläggningen.

I samband med mätning och kartläggning har ÅF kommit i kontakt med ett flertal olika tekniker för att reducera lukt. I de fall där funktionen på sådana anläggningar har varit möjlig att mäta har så gjorts. Resultatet har varit väldigt varierande, även i de fall där utrustningen har upplevts som funktionell har mätningar i vissa fall kunnat visa på låg eller ingen reningseffekt. Ibland är funktionen till och med negativ, det vill säga att det luktar mer efter reningsanläggningen än före.

Orsaken torde vara att kunskapsnivån vad avser luktreduktionsutrustning generellt sett är låg, bland annat beroende på att rutiner för uppföljning av funktionen hos anläggningarna ofta saknas. Detta har då inneburit att många dåligt fungerande anläggningar - vad gäller luktreduktion – finns ute på anläggningarna för biologisk behandling och avloppsvattenrening.

Härutöver har det under de senaste åren skett en teknikutveckling som indikerar på att ny reningsteknik, exempelvis vissa inbyggda biofilter, oxidationsutrustningar samt fotooxidation med efterföljande kolfilter, är väsentligt mer effektiv än den som idag ofta återfinns inom befintliga anläggningar.

1.3 Avgränsningar

Projektet omfattade enbart luktande ämnen och deras bidrag till luktbilden. Andra utsläpp och andra effekter av luktande ämnen berördes inte. Vidare har tekniken enbart utvärderats med sensorisk analys. Ingen kemisk analys av luft har genomförts då det inte anses som relevant för projektet. Projektet har fokuserat på utrustningar för avskiljning av luktämnen men även olika processlösningar diskuteras.

Inom ramen för projektet har mätningar före respektive efter användandet av den aktuella tekniken genomförts. På så sätt har ett värde på såväl avskiljningsgrad som resthalt luktämne uttryckt som (l.e./m³) erhållits, mätt med en standardiserad sensorisk metodik.

Projektet har inte berört effekten av att olika lukter blandas och hur detta uppfattas hos kringboende.

1.4 Medverkande organisationer

1.4.1 Finansierare

För att kunna genomföra denna studie har följande organisationer bidragit med medel:

- Waste Refinery
- ÅForsk
- Svenskt Vatten
- Jönköpings Kommun
- Borås Energi -och Miljö
- Skellefteå Kommun
- Käppala
- Gryaab
- Helsinki Region Environmental services
- Uppsala Vatten
- Stockholm Vatten
- Vimmerby Energi och Miljö
- Cambi (leverantör av biogasanläggningar)
- VASYD

Härutöver har såväl Mälarenergi, Skövde Biogas, Renova och NSVA varit kopplad till projektet.

Reningsteknikleverantören Centriair ställde upp med en provrigg för att genomföra pilotstudier vid en biogasanläggning, men denna del kunde inte genomföras då den utvalda biogasanläggningen hamnade i konflikt med sin entreprenör under övertagandet.

1.4.2 Referensgrupp

En extern referensgrupp tillsattes och tre konstruktiva möten avhölls under projektets löptid. Följande personer medverkande i denna projektgrupp:

- Anders Fransson, Borås Energi och Miljö
- Nanna Bergendahl, Renova
- Stig Karlsson, Länsstyrelsen i Västra Götaland
- Douglas Lumley, Gryaab
- Charlotta Skredsvik Raudberger, Jönköpings Kommun
- Mikael Runeson, CAMBI

2 Bakgrund

2.1 En tillbakablick

Utsläpp av luktande ämnen har varit ett problem under hela den industriella eran. De första stora industriella luktkällorna var sannolikt sulfatbruken. I samband med att Värö bruk projekterades i början av 1960-talet utlovades att den första luktfria fabriken skulle byggas. Sedan dess har skogsindustrin investerat stora belopp för att minska utsläppen av luktande ämnen.

I PM 1619 som Naturvårdsverket publicerade 1984 noterades att det fanns ett stort antal anläggningar i Sverige där klagomål på lukt förekommit. De viktigaste verksamheterna då var; djurhållning, kommunala avloppsreningsverk, anläggningar där lösningsmedel användes, konverteringsanläggningar (köttmjöl och benmjöl), plastbåtstillverkare, skogsindustrier samt olika livsmedelsindustrier som kafferosterier, rökerier m.m.. För att avgöra effekten av de olika utsläppen genomfördes vanligtvis kemisk analys samt efterföljande jämförelse med i litteraturen angiven luktröskel för de identifierade ämnena. Härtill genomfördes då och då luktbesvärundersökningar genom att man engagerade kringboende som fick fylla i formulär om lukt och besvärsgard.

Under 1970-talet genomfördes de första sensoriska analyserna av luftutsläpp. Pionjär inom området i Sverige var Thomas Lindvall på IVL samt B Berglund och U Berglund på Psykologiska institutionen vid Uppsala Universitet. En särskild buss konstruerades för att åka runt med studenter som paneldeltagare och genomföra sensorisk analys på olika platser.

Under 1980-talet installerades mycket utrustning för att reducera utsläppen av luktande ämnen från olika verksamheter. Framförallt rörde det sig om installationer på industriella anläggningar och ofta med fokus på att minska utsläppen av organiska lösningsmedel. Jordbrukstekniska institutet i Uppsala genomförde ett projekt kring biofilter för luktreducering och publicerade rapporten 1986 (JTI- rapport 76). På kontinenten hade de första biofiltren installerats redan på 1950-talet. JTI studerade även hur man minskar lukt från flytgödselbehållare vid denna tidpunkt. ÅF samarbetade med bl.a. med Ulf Berglund i ett projekt rörande lukt från komposteringsanläggning i Borlänge 1987 och konstaterade redan då att det var svårt att korrelera de kemiska analyserna med de sensoriska.

Naturvårdsverket redovisade i sin rapport 3583 hur biofilter kan användas för avskiljning av luktämnen. Denna rapport innehåller den första uppföljningen vad gäller biofilter med modern sensoriskt utspädningsmetodik. Resultatet visar på förhållandevis låga avskiljningsgrader, 72 respektive 63 %, vilket inte stämmer överens med de kemiska analyserna som fokuserar på svavelväteuppföljning. Sannolikt beror det på att man delvis fokuserar på fel parametrar då den resterandeluktnivån efter biofilter ofta innehåller andra ämnen som påverkar lukstyrkan.

Under 1980-talet introducerades även den tyska standarden för luktmätning i Sverige, vilket betydde att man började standardisera de sensoriska luktmätningarna. Denna har sedan legat till grund för den europeiska standarden för luktmätning (SS-EN 13725) som antogs i början av 2000-talet varefter det blivit enklare att jämföra resultat från olika studier.

2.2 Genomförda studier rörande lukt från biologisk behandling

I JTI rapport Nr 26, 2001 ”*Undersökning av luktreducerande system och deras effekter i storskaliga biogas- och komposteringsanläggningar i Europa.*” presenteras en litteraturstudie över befintliga biogas- och komposteringsanläggningar i Sverige och i övriga Europa. I rapporten konstateras bland annat att luktolägenheter förekommit i större eller mindre utsträckning kring alla kontaktade anläggningar för biologisk avfallsbehandling. Man noterar också att lokaliseringsfrågan inte varit särskild prioriterad i samband med etablering av anläggningar för biologisk behandling.

I JTI rapport Nr 29, 2003 ”*Utvärdering av två metoder för luktreducering av komposterbart avfall från livsmedelsbutiker*” studeras ozonbehandling samt tillsats av ett särskilt preparat benämnt ”Ambio-Dor” bestående av två stammar av jordbakterier som sprutas över materialet. Man konstaterade då bara en marginell förbättring med de båda metoderna, 20 % luktreduktion (ozon) respektive 9 % (Ambio-Dor).

Avfall Sverige redovisade i Rapport B2007:4 ”*Åtgärder mot lukt. Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av bioavfall*” en sammanställning över olika metoder för att minska lukten från biologiska behandlingsanläggningar. Samtliga kommersiella metoder beskrevs översiktligt inklusive kostnadsberäkningar. Tyvärr genomfördes vare sig luktmätningar eller andra mätningar så funktionen kunde inte värderas. Här finns dock bra sammanställningar med rekommendationer på olika tekniker. Det kan noteras att projektet omfattade 36 olika anläggningar för biologisk behandling och att 15 av de 21 komposteringsanläggningarna samt samtliga 15 rötningsanläggningar har genomfört luktreducerade åtgärder. Då mätunderlag saknas för de flesta av anläggningarna går det inte att klarlägga vilka tekniker som fungerar väl i detta sammanhang.

Waste Refinery genomförde 2007 en studie för att utvärdera lämpliga mätmetoder för att kartlägga luktemissioner i ett par anläggningar för biologisk behandling. WR-03 ”*Förberedande metodutveckling för att kartlägga spridning av lukter och luktämnen från biologisk behandling av avfall.*” Projektet fokuserade på kemisk karaktärisering av de luktande ämnen samt ”sniff”-analyser, det vill säga man separerar de ingående ämnena genom gaskromatografi och luktar på de enskilda ämnena. Resultatet gav liknande resultat som de mätningar som genomfördes av ÅF/Berglund/Psykologiska Institutionen 1987 i det att liknande kemiska föreningar identifierades som luktande.

Analysmetodiken som togs fram i ovanstående projekt användes även i Projekt WR-26 ”*Luktreduceringsgrad hos biofilter, fältmätningar*” 2010. I denna undersökning kompletterades dock de kemiska analyserna och ”sniff”-analyser med sensoriska analyser för att mäta den samlade lukstyrkan. Här noterades, som bäst, luktaavskiljningsgrader mellan 91 och 99 %, medan en sämre anläggning enbart lyckades avskilja mellan 10 och 30 % av lukten. I projektet följdes en rad driftparametrar upp vid de olika biofiltren och man kunde

konstatera att om driftsparametrarna låg utanför rekommenderade värden/nivåer ökade utsläppet av luktämnen.

Som noterats ovan har det genomförts många olika typer av utredningar och sammanställningar men ingen av dessa har baserat slutsatserna på hur det mänskliga luktsinnet reagerar efter behandling i olika typer av reningsutrustningar.

2.3 Acceptabla omgivningshalter

I Sverige finns inga riktlinjer vad gäller lukt. I ovan nämnda SNV PM 1619 från 1984 nämns att *"Av de anläggningar som hittills studerats, har det visat sig att klagomål på lukt förekommer om lukttröskeln överskrider en eller ett par procent av tiden."* Detta baserades då huvudsakligen på erfarenheter från 1970-talet och betydde att under 1980- och 1990-talen genomfördes ett stort antal frekvensspridningsberäkningar för att jämföra med 1 % -nivån.

I Danmark används generella gränsvärden vad gäller acceptabel maximal luktkoncentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen (*Miljøstyrelsen, 1985, Begrensning af lugtgener fra virksomheder*) skall skorsten och/eller reningsåtgärder utformas så att maximala koncentrationer av luktande ämnen (som minutmedelvärden) inte överskrider en nivå om 5-10 gånger lukttröskeln, dvs. 5-10 l.e./m³. Under 2013 kom även generella riktvärden för Norge med motsvarande nivåer. Dessa är dock uttryckta som timmedelvärden.

I industriområden kan under vissa omständigheter högre koncentrationer accepteras. I andra länder använder man liknande begränsningar. I följande tabell redovisas några exempel på detta.

Tabell 2-1 Omgivningsgränsvärden för lukt

Table 2-1 Limits in ambient odour concentrations

Område/region/land	Omgivningsgränsvärde (l.e./m ³)	Medelvärdes tid	Procenti
Danmark	5 - 10	En minut	99
Norge	1-2	En timme	99
Auckland, New Zealand	2	En sekund	99,9
San Diego WWTP	5	Fem minuter	99,5
Tyskland	1	En timme	99,9
Holland	1-5	En timme	98

Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,2-0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att luktupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut.

3 Tekniker för luktavskiljning

3.1 Inledning

I syfte att minska bidraget av lukt från biologisk behandling eller från reningsverk kan man antingen försöka åtgärda själva orsaken till att lukt uppkommer alternativt att åtgärda lukten med hjälp av olika tekniker efter det att bildningen av lukttämnar skett. Prioritetsordningen för åtgärder borde vara att först förebygga att lukt uppkommer, och därefter behandla problemet med s.k. end-of-pipe lösningar, vilka är den huvudsakliga inriktningen på denna studie.

Förebyggandet kan innebära t.ex. att hantera materialet lufttätt och täta läckage av luktande luft från olika delar av verksamheten, att ändra processen så att lukten inte uppstår, att välja råvaror som inte ger upphov till lukt under nedbrytningen eller efter denna. Att välja bort utgångsmaterial är inte möjligt när man behandlar avfall, men genom kunskap om vilka de känsliga materialen är så går det att förebygga genom att påverka hanteringen av dessa material.

3.2 Åtgärder i rötningsprocessen för att reducera bildning av lukttämnar

3.2.1 Rötningsprocessen

3.2.1.1 Inledning

Målen för rötningen av biologiskt nedbrytbart material är flera:

- Nedbrytning av organiska ämnen
- Hög produktion av biogas
- Minimering av mängden fast återstod efter rötningen (rötrest)
- Kostnadseffektivt utnyttjande av utrustningen
- Minimal mikrobiologisk risk
- Goda avvattningsegenskaper hos återstoden
- Inga problem med lukt från rötningen eller från den fasta återstoden
- Hög utbyte till en låg kostnad

Utvecklingen av rötningsprocessen har under åren syftat till att förbättra ett eller flera av ovanstående mål.

3.2.1.2 Val av rötningsprocess

Vad gäller rötning av slam från avloppsreningsverk användes initialt den så kallade mesofila anaeroba rötningen (MAD, mesophilic anaerobic digestion). Denna sker vid en temperatur om ca 35°C. Enligt litteraturen var då huvudsyftet att reducera lukten från slammet.

Med tiden har ytterligare krav ställts på behandlingen, bl.a. behandling av patogener som *E. coli* och salmonella, vilket kräver hygienisering eller pastörisering genom upphettning till höga temperaturer. Genom att höja temperaturen (termofil rötning, TAD, thermophilic anaerobic digestion) kan kravet tillfredsställas.

Detta beror bland annat på att en snabbare rötning ger ett högre flux av illaluktande gaser (framför allt flyktiga fettsyror). Temperaturkänsligheten hos mikroorganismer ställer krav på temperaturstyrningen. I praktiken uppnås en mer långt gången nedbrytning av slammet med en termofil rötning, men det rötade slammet (återstoden) kan ändå avge mer luktämnen än om behandlingen varit mesofil.

De metanproducerande bakterierna som konkurrerar med svavelreducerande bakterier slås ut över 49°C. Förbrukningen av polymerer vid avvattningen sägs också vara högre vid termofil än vid mesofil rötning. (Carballa M, *m. fl. Water Sci. & Technol. Vol. 53, nr 8, sid. 109-117*; Kim J, *m. fl. J. Environ. Eng. 137, nr 8, 2011, sid. 746-753*; Willis *m. fl. Advances in thermophilic anaerobic digestion, Proc. WEFTEC 2006*; Wilson C A, Murthy S N & Novak J T; 2008)

3.2.1.3 Förbehandlingar

Förbättringar av behandlingen med avseende på den uppsättning egenskaper som man styr mot kan åstadkommas genom att förbehandla materialet som skall rötas eller genom att kombinera flera processteg.

Exempel på mer avancerade processer i syfte att förkorta behandlingstiden och förbättra produkterna:

- Första steget av rötningen (hydrolysen) sker i en termofil rötning, som utöver den snabbare hydrolyseringen även förstör patogener, och metanproduktionen i ett mesofilt steg som följer på detta
- En termofil rötning kan utföras i flera steg, t.ex. fyra steg eller på varandra följande batcher (Kim m.fl., 2011)
- Förhållanden i det första termofila steget kan göras alkaliska eller sura
- Förbehandlingarna i syfte att bryta upp cellstrukturen i utgångsmaterialet och därmed underlätta rötningen (kortare genomloppstid) av annars svårnedbrytbara ämnen
- En anaerobisk rötning kan följas av ett aerobiskt steg

Bland de aktuella förbehandlingarna finns en s.k. termohydraulisk behandling (TPAD, thermal pretreatment anaerobic digestion), varav Cambiprocessen är ett exempel. I denna process utsätts utgångsmaterialet för ånga, hög temperatur och högt tryck i en autoklav varvid samtidig förbehandling och hygienisering erhålls. Cellerna sprängs i samband med den plötsliga tryckreduceringen efter processen vilket ökar koncentrationen av

bionedbrytbart material in till den efterföljande mesofila rötningen. Dessa två steg är hopbyggda, vilket minskar risken för luktläckage.

Alternativa metoder att bryta ned celler och biofilmer är med hjälp av ultraljud (inte lika effektiv för patogener), hydrolys i sur (Neyens m.fl. 2003a) eller basisk miljö (Neyens m.fl. 2003b; Yu m. fl. 2008), partiell oxidation med ozon (Sievers m.fl., 2004) eller väteperoxid (Neyens m.fl., 2003c).

Ett intryck efter en granskning av litteraturen är att metoder som intensifierar rötningen ofta leder till bättre tekniska egenskaper, som exempelvis avvattningsförmåga, hos slutprodukten. Mindre lukt från slutprodukten innebär också högre koncentrationer av tillgängliga nedbrytbara ämnen i processen, med risk för ökad lukt från processens olika delar.

Nettoavgången av lukttämnerna kan vara lägre men mer koncentrerad i tid jämfört med den konventionella mesofila rötningen som pågår under en längre tid. En ofullständig nedbrytning i rötningen lämnar material i rötresten som kan avge lukt när biofilm eller celler skadas, t.ex. i en frys-tö cykel (Kumar m.fl., 2006).

En mesofil rötning lämnar mycket nedbrytbara ämnen kvar, medan en termofil rötning är något mer effektiv. En termisk förbehandling med ånga vid högt tryck förstör effektivt denna biofilm och gör beståndsdelarna tillgängliga för den efterföljande nedbrytningen under rötningen.

Ofta ligger fokus vid utveckling på hygieniseringen eller avvattningen av den fasta återstoden (rötresten), och lukt är en sidofråga, varför effekten på lukt inte alltid framgår ur rapporter.

För en termisk förbehandling följt av en mesofil rötning konstaterades dock en väsentlig minskning av lukten med 70-90 % (Wilson m.fl., 2008).

3.2.2 Tillsatser till rötningsprocessen i syfte att binda lukttämnerna

3.2.2.1 Bildning av reducerade svavelföreningar

Svavelväte och merkaptaner (metantio¹, MT, dimetylsulfid, DMS och dimetyldisulfid, DMDS) är bland de ämnen som är mest besvärande i luften från rötningsanläggningar eller från upplag av organiskt, biologiskt nedbrytbart material. De kallas för VOSC² i den engelskspråkiga litteraturen.

Om substrat med ett lågt innehåll av proteiner används är produktionen av svavelväte i intervallet 10–100 mg/Nm³, för flytgödsel, i intervallet 2 500–4 000 mg/Nm³ och för avfall

¹ Även kallad metylmerkaptan

² VOSC, volatile organic sulfur compounds

från livsmedelsindustrin upp till 80 000 mg/Nm³ (Straka m.fl., 2007). Slam från avloppsreningsverk producerar mindre VOSC än flytgödsel.

Aminosyrorna cystein och metionin i proteinerna är de huvudsakliga källorna. Metionin är en essentiell aminosyra (människan och djuren kan inte syntetisera den) medan cystein syntetiseras från metionin hos djuren (inkl. människan).

Noterbart är att proteiner inte är den enda källan till svavel i en nedbrytningsprocess. Lukten från flera svavelorganiska föreningar brukar beskrivas som ruttnade kål, ruttnade lök eller ruttnade grönsaker, men det är sällan proteininnehållet som är källan. Växter tar upp sulfat genom rötterna, men även svavelväte och gasformiga svavelföreningar från atmosfären genom bladverket i bristsituationer (se t.ex. de Kok m.fl., 2009, Saito, 2004).

3.2.2.2 Effekter av tillsatser i rötningsprocessen

Tillsatser av järn (Fe^{III}) eller aluminium minskar avgången av svavelväte genom att fälla den som sulfider (Zhang m.fl., 2008, Adams m.fl., 2008).

Järnklorid har visat sig mest effektivt, men ofta krävs så höga halter (10 %) att det inte är ekonomiskt försvarbart.

Några luktmätningar för att klargöra effekten av förbehandlings- eller tillsatser av järnklorid har inte genomförts inom ramen för denna studie.

3.3 Kommersiella tekniker för luktavskiljning

I följande avsnitt redovisas generellt vilka tekniker som används kommersiellt för att minska utsläppen av luktande ämnen.

För rening av luft innehållande varierande luktämnen, finns erfarenheter av ett antal olika reningsprinciper. De olika huvudprinciperna är följande:

1. Absorption
2. Adsorption
3. Biofilter
4. Jonisering
5. Ozonisering
6. Oxidation
7. UV-fotooxidation

I det följande lämnas en närmare presentation av de olika teknikerna

3.3.1 Absorption (skrubber)

Absorption eller skrubbing innebär en process vid vilken ett gasformigt ämne löses i en vätska. Själva absorptionsprocessen utformas oftast så att gasströmmen kontaktas av vätskefasen i ett motströmsförhållande i en absorptionskolonn. Beroende på hur absorptionsprocessen utformas kan man särskilja ett antal kommersiellt tillämpade absorptionssystem:

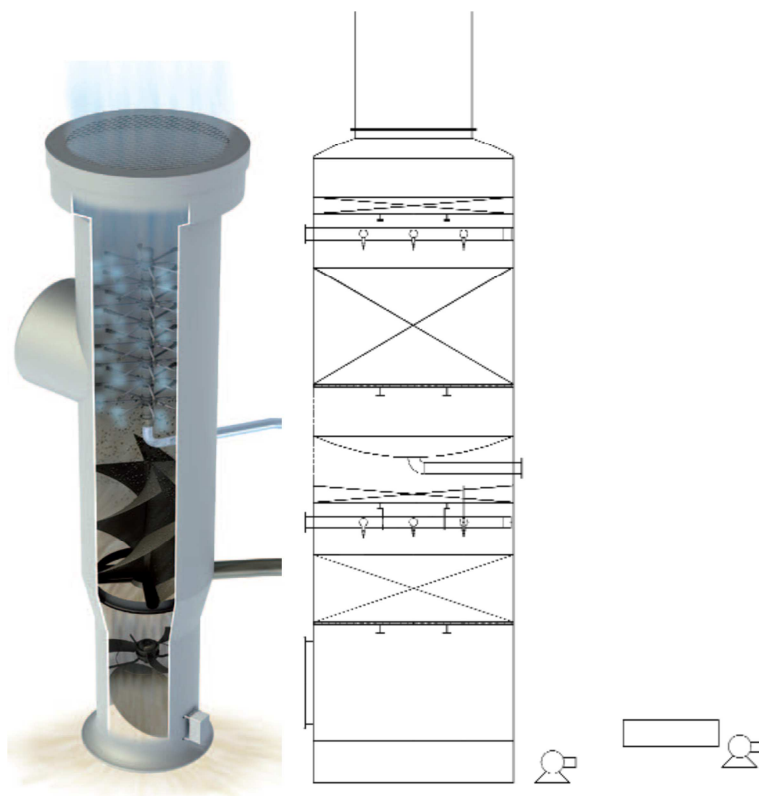
- Absorption i rent vatten
- Absorption i vatten med kemikalietillsatser
- Absorption i bioskrubber
- Absorption i en organisk fas

För att åstadkomma en hög effektivitet på en skrubberanläggning skall halten på de ämnen som skall avskiljas vara hög och den använda skrubbervätskan ha lågt innehåll av ämnena som skall avskiljas. För att åstadkomma detta kan skrubbern i extrema fall tillföras ren vätska som efter absorption leds till slutbehandling eller avlopp.

Det normala är dock att vätskekretsen cirkulerar och att föroreningarna tas ur systemet genom destruktion eller omvandling. Även avdrivning eller destillation kan förekomma.

För att få god överföring från gas till vätska brukar man låta vätskan rinna genom en inre struktur, fyllkroppar, i en absorptionskolonn. Det är också möjligt att duscha luftströmmen med dysor.

I det följande figur visas två olika typer av skrubbers som återfinns på marknaden.



Figur 3-1 Två typer av skrubbrar, dels s.k. Helix skrubber och dels en tvåstegs skrubber.

Figur 3-1 Two types of scrubbers, one Helix scrubber and one two-step scrubber

Absorption i rent vatten används där lättlösliga föreningar förekommer. Exempel på detta är saltvattenskrubber som i stor utsträckning används i Norge för att hantera luktutsläpp från verksamheter lokaliserade vid havet.

Kemisk skrubbing innebär ofta att alkalier alternativt syror tillförs vid syra/basreaktioner medan oxidationsmedel som väteperoxid, ozon eller hypoklorit ofta används då organiska ämnen skall destrueras. Här ökar förutsättningarna att avskilja ingående ämnen.

För organiska ämnen med endast begränsad vattenlöslighet kan istället ett utnyttjande av organiska absorptionsvätskor vara möjligt. System med organiska skrubbevätskor måste vidare kombineras med upparbetning, av typ destillation eller extraktion, för att kunna recirkulera skrubbevätskan. Denna extra hantering fördyrar kraftigt användande av absorption som reningsmetod. Denna metod är inte aktuell för reduktion av luktemissionen, dels beroende på att metoden är alldeles för dyr i förhållande till alternativa metoder, dels för att luktämnen i regel är förhållandevis vattenlösliga.

Biologisk skrubbing innebär istället att destruktion av ämnena ifråga sker genom mikrobiologisk aktivitet. Fördelen med biologisk skrubbing är, i jämförelse med den kemiska skrubben, att det erhållna skrubbevattnet i regel enkelt kan avbördas till

kommunalt reningsverk utan några särskilda åtgärder. För att säkerställa att inga miljömässigt besvärliga ämnen bildas rekommenderas pilotförsök innan installation. Ett skrubbersystem för biologisk behandling av en luftström innebär i regel högre investeringskostnader, men vanligtvis lägre driftskostnader.

Biologisk skrubbing utnyttjas därför framför allt då större luftströmmar skall behandlas, medan kemisk skrubbing i huvudsak utnyttjas vid lägre luftflöden. Biologisk skrubbing utnyttjas främst vid behandling av luktande luftströmmar, exempelvis luft från reningsverk. Systemet är ofta känsligt för störningar.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att det finns många installationer av kemiska skrubbrar för luktdestruktion, ofta en kombination av oxidativt steg och ett neutraliseringssteg. Tidigare användes ofta hypoklorit som oxidationsmedel medan det numera är vanligare med ozon eller väteperoxid. Även om de kemiska skrubbrarna ofta är välfungerande - om man har kontroll över pH och redoxpotentialen i vattenflöden - är det svårt att komma ner i låga resthalter av lukt, vilket begränsar användbarheten.

Erfarenheten av bioskrubbrar är begränsad då denna typ av skrubber är förhållandevis ovanlig. Enligt ÅF:s erfarenhet från egna pilotstudier är att effekten är sämre än med kemiska skrubbrar.

3.3.2 Adsorption på aktiverat kol

Vid adsorption binds de i gasen förekommande föroreningarna till adsorbenten med ganska svaga krafter (van der Waals-krafter). Reaktionen blir härigenom reversibel och föroreningarna kan frigöras (desorberas) från adsorbenten genom att energi tillförs. För adsorption av ämnen ur luft används i kommersiella sammanhang för närvarande aktiverat kol och zeoliter.

Aktiverat kol är vanligast och det är med denna adsorbent den största industriella erfarenheten vunnits. Fördelen med detta material är att det är en förhållandevis billig adsorbent. Aktiverat kol har dock en del begränsningar, exempelvis kan nämnas en låg högsta möjliga desorptionstemperatur, vilket innebär risk för anrikning av svärflyktiga komponenter på kolfiltret.

I samband med luktreduktionsinstallationer används sällan desorptionsprocesser. Istället används jungfruligt aktivt kol som byts ut när adsorptionseffekten avtar. Konventionella aktiverade kolfilter har en förhållandevis låg adsorptionsförmåga för de här aktuella ämnena som svavelväte och merkaptaner. För reduktion av korta reducerade svavelföreningar som svavelväte och merkaptaner kan katalytiskt aktiverat kol användas. Ofta impregneras då kolet med lut, vilket medför att den reducerade svavelföreningen kan oxideras till elementärt svavel.

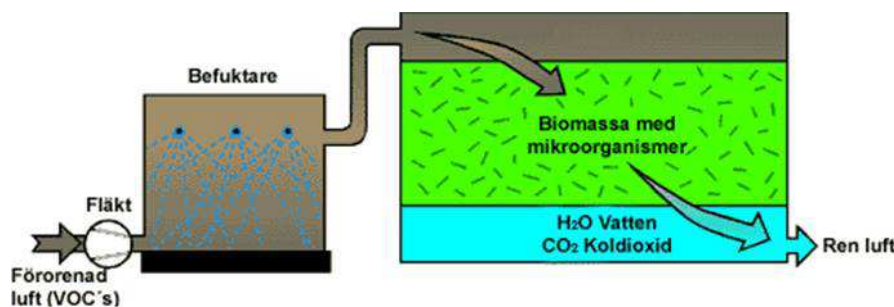
Aktiverat kol används framgångsrikt för destruktion av luktande gas från anläggningar för biologisk behandling. Kolet måste dock bytas ut när det börjar bli mättat annars förloras

funktion helt. Vidare är det viktigt att notera att höga fukthalter i den behandlade luften helt kan förstöra funktionen för luktavskiljning.

3.3.3 Biofilter

I biofilter sker nedbrytningen av organiska ämnen av mikroorganismer vidhäftade ett bärarmaterial.

Förutsättningarna för att ett biofilter skall vara användbart är att de organiska ämnena ifråga kan överföras och adsorberas på filtermaterialet. Om ämnet är vattenlösligt underlättas överföringen. Dessutom måste ämnet kunna brytas ned av mikroorganismerna. Nedbrytningsprodukterna från den mikrobiologiska processen får dessutom inte hämma den primära nedbrytningen. Biofiltret eller biobädden utgörs vanligen av en befuktad bädd, bestående av exempelvis bark, torv, ljungrötter eller något annat biologiskt material. Dessutom används ofta något poröst mineraliskt material som Leca kulor. Före passagen genom bädden befuktas luften och ofta måste även reglering av ingående temperatur till nivån 20-35°C göras.



Figur 3-2 Principskiss över biofilter

Figure 3-2 Principal of design for a biofilter

Utformningen av biofilter varierar med de lokala förutsättningarna, men den konventionella typen av anläggning består av en dränerad yta avskärmd med cementväggar. Vissa lösningar innebär att luften passerar uppifrån och ned, andra att luften passerar nedifrån och upp. I det senare fallet installeras då utrustning på botten av bädden för luftdistribution som kan fördelas över biobädden. Biobäddens djup varierar, men vanligen är den i nivån 0,5-2,5 m. Areabehovet för denna typ av anläggning blir normalt sett stort, men platsbehovet kan reduceras med olika tekniska lösningar.

Korrekt dimensionerade biologiska filter har miljömässiga fördelar eftersom de enbart släpper ut vattenånga och koldioxid till atmosfären. Koldioxid bildas som en nedbrytningsprodukt både från de gaser som renas och från omsättningen av själva filtermaterialet.

De flesta installerade biofilter är öppna och fyllda med bark och emitterar luften direkt ovan bädden. Detta innebär att det lätt kan uppstå snedfördelning av luftflödet genom

anläggningen och zoner med sämre funktion kan lätt uppkomma. I följande bild visas dessutom hur det kan se ut en kall vinterdag då oönskat skikt fryst, vilket helt hindrar luften från att tränga igenom filtret.



Figur 3-3. Barkfilter en kall vinterdag

Figure 3-3 Barque filter a cold winter day

En annan typ av filter är inbyggda och dessa medger större kontroll över filterbäddens status. Utformningen av dessa filter kan dessutom anpassas till omgivningen på bättre sätt, se följande bild.



Figur 3-4 Möjligheter med inbyggda biofilter

Figure 3-4 Possibilities of built in biofilters

En biobädd uppnår reningsgrader på 50-95 % beroende på vilket ämne som behandlas (låg reningsgrad vid icke vattenlösliga och hög vid vattenlösliga ämnen). Effekten är även koncentrationsberoende, ofta erhålles högre avskiljningsgrad vid högre luktbelastning.

Ett biofilter har en "egenlukt" som vanligtvis uppgår till några hundra l.e./m³. Detta medför att vid låga luktkoncentrationer så ger rening i biofilter ingen eller endast liten positiv effekt på luktupplevelsen.

3.3.4 Jonisering

Jonisering innebär att man tillför en stor mängd joner till luften genom elektrisk urladdning i ett elektronrör. Jonisering sker genom ett eller flera elektronrör beroende på luftmängden och typer av luktämnen som ska behandlas.

Leverantörernas förklaringar om verkningssätt är något oklara, men joniseringens effekt förklaras genom två olika processer: dels genom att ladda partiklar som därmed lättare avskiljs, jmf elektrofilter, dels genom att producera exciterat syre och ofta även ozon som oxiderar luktämnena. Ett annat namn som används för jonisering är icke-termisk plasma (Non-Thermal Plasma). Leverantörer har även velat förklarar jonisationens effekt genom bildning av syrekluster i luften. Dessa kluster har, enligt tillverkarna, högre oxidationspotential än obehandlad luft

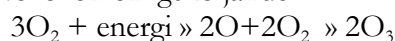
Många joniseringsutrustningar genererar dessutom ozon som är ett kraftigt oxidationsmedel och som naturligtvis påverkar effekten. Då joniseringen ofta tillförs till tilluften kan detta innebära förhöjda ozonhalter i arbetsmiljön.

Jonisering används ofta för bättre ineluft i avloppsreningsanläggningar och i pumpstationer för att reducera utsläppet av luktämnen till omgivningen.

ÅF har testat jonisering vid ett flertal tillfällen. Det som kan konstateras vid dessa studier är att man ibland får en reduktion av lukten. Flera installationer som ÅF testat visar dock på dålig funktion. Där man uppnår luktavskiljning är ofta reduktionsgraden förhållandevis låg och varierande. För att uppnå någon som helst effekt krävs förhållandevis lång uppehållstid (minuter). Detta betyder att man får bäst användning av denna utrustning i slutna utrymmen (t.ex. pumpstationer) eller vid tillförsel till tilluften.

3.3.5 Ozonisering

Ozon är tri-atomärt syre d.v.s. O_3 . Ozon framställs i generatorer som antingen bygger på metoder med UV-ljus eller en Corona urladdning. Man utgår från torkad luft eller syrgas (O_2) som tillförs energi. Syremolekylen delas då upp i två stycken syreatomer. Syreatomerna förenar sig därefter med en annan syremolekyl vilket gör att man får en molekyl innehållande tre syreatomer dvs. ozon enligt följande:



Ozonmolekylen har en kraftig oxidationspotential vilket innebär att den lätt reagerar med andra molekyler och bryter ner/omvandlar dessa. Livslängden för en ozonmolekyl varierar från några minuter uppemot någon timme beroende på omgivningen (temperatur, tryck föroreningar osv.).

Ozon är ett toxiskt och mycket reaktivt ämne som effektivt oxidera förekommande luktämnen. Ozon är dock så toxiskt att man måste vara försiktig vid dessa installationer så att man inte riskerar att utsätta personalen för förhöjda ozonhalter. För att få en effektiv funktion krävs ofta uppehållstider på flera sekunder vilket kan innebära långa kanaldragningar för att erhålla denna volym.

ÅF har testat denna typ av utrustning och den fungerar väl under förutsättning att ozonaggregatet genererar ozon som tänkt. Det är dock svårt att anpassa ozongenereringen till en källa med varierande belastning. Istället riskerar man ofta att överdosera vilket kan ge förhöjda halter i omgivningen.

3.3.6 Oxidation (förbränning)

Vid förbränning oxideras de organiska ämnena i den förorenade luftströmmen till i huvudsak koldioxid och vatten, (svavelföreningar oxideras till svaveldioxid). Oxidationen kan ske termiskt eller katalytiskt. I det följande ges en beskrivning av förekommande teknik för de båda oxidationsmetoderna.

Vid termisk förbränning sker oftast oxidationen inom intervallet 750-1 000 °C. Termisk förbränning eller oxidation kan i detta sammanhang ske med flera olika metoder, dessa utgörs av:

- Rekuperativ termisk oxidation
- Regenerativ termisk oxidation (förbränningsväxlare)

Vid rekuperativ termisk oxidation bör uppehållstiden i förbränningszonen vara 0,3-1,5 sekunder för att uppnå erforderlig destruktion. Reningsgraden i anläggningen styrs av förbränningstemperatur, uppehållstid och blandningsförhållanden i brännkammaren.

För att nedbringa driftskostnaderna för sådana anläggningar söker man återvinna så mycket av det tillförda värmets som är tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart. I konventionella rekuperativa anläggningar sker detta genom att den ingående förorenade luftströmmen värmeväxlas i en luft/luftvärmväxlare mot den utgående renade luftströmmen. Värmväxlaren dimensioneras ofta för en temperaturåtertagning på upp till ca 75 %. Temperaturen på ingående luft höjs då till ca 550 °C. Ökningen av temperaturen till förbränningstemperaturen sker normalt med gas- eller oljebrännare, men kan även ske elektriskt.

Ovan nämnda begränsning avseende värmeåtervinning i konventionella anläggningar kombinerat med de höga kostnaderna för denna typ av högtemperaturvärmväxlare, har lett utvecklingen fram till att det på marknaden idag finns flera typer av anläggningar med högre grad av värmeåtervinning än ovan beskrivna. Dessa anläggningar kallas regenerativa förbränningsväxlare och värmeväxlingen sker inte genom konventionell värmeväxling utan genom ackumulering av värme från utgående ström i keramiska material. Genom att luftströmmens riktning genom anläggningen regelbundet växlas kan detta värme återvinnas till upp mot 95 % för flertalet anläggningstyper.

Flera olika systemlösningar finns idag på marknaden. I en typ av förbränningsväxlare utnyttjas en keramisk bädd för värmeväxlingen. Grundprincipen för denna metod är att man i mitten av bädden upprätthåller en zon på nivån 800-1 000°C, var i en fullständig förbränning sker.

Erforderlig tillsatsenergi tillförs normalt via elektriska värmelement eller gas (gasol eller naturgas) i mitten av bädden. Flödesriktningen genom bädden skiftas oftast ett par gånger per minut och på ett sådant sätt att det vid förbränningen frigjorda värmets koncentreras till en zon i mitten av bädden. Detta är möjligt eftersom bädden fungerar som en värmeväxlare med en mycket stor yta. Denna stora yta i kombination med små energiförluster till omgivningen ger en hög temperaturverkningsgrad.

Renings effektiviteten för en förbränningsväxlare av ovan nämnda typ garanteras av leverantören till minst 95 %. Denna verkningsgrad är något lägre än vad som vanligen garanteras för konventionella förbränningsanläggningar. Orsaken till denna lägre reningsgrad har varit den dödvolum (residualluft) som endast delvis eller inte alls upphettas i samband med växlingen av flödesriktningen. Detta problem kan idag delvis hanteras

genom att residualluften förs in i en buffertbehållare för att under påföljande cykel successivt spädas in på tilluftsidan.

I de fall där högre krav på reningsgraden ställs, kan så kallade 3-bäddssystem utnyttjas. I dessa system finns ytterligare en bädd med värmelagrande material. Denna utnyttjas för att även den lilla luftmängd (residualluft) som förblir obehandlad i 2-bäddsystemen skall kunna renas. I dessa system kan reningsgrader på > 99 % uppnås. Dessa konstruktioner är också mindre känsliga för förekommande stoft.

Vid utnyttjande av förbränningsanläggningar finns alltid risken för brand och explosion. Om halten av ingående oxiderbara ämnen i gasen ligger över undre explosionsgränsen, LEL, finns risk för explosion.

Närvaron av stoft eller förhöjd temperatur sänker dessa värden. Vid lägre halter är regenerativ oxidation att rekommendera.

Vid katalytisk oxidation sker oxidationen av de ingående föroreningarna vid en lägre temperatur än vid termisk oxidation. Katalysatorns funktion kan beskrivas med att den sänker erforderlig aktiveringsenergi för oxidationsprocessen då de ingående organiska komponenterna adsorberas på katalysatorytan. För att erhålla tillräcklig reningseffekt i dessa system erfordras en temperatur om ca 250- 350 °C, något beroende på typ av förorening respektive katalysator. Genom oxidationen ökar temperaturen över katalysatormassan. Temperaturökningens storlek är proportionell mot innehållet av värme i de brännbara komponenterna i den orenade luften.

Ur driftsekonomisk synpunkt är katalysatorns livslängd en av de kritiska faktorerna och leverantörer brukar garantera en livslängd om ca 10 000-15 000 driftstimmar. I kända applikationer kan även längre livslängd garanteras.

För att begränsa energikostnaderna brukar man installera värmeväxlare på utgående rökgas för förvärmning av ingående luft. Beroende på hur värmeåtertagningen sker skiljer man på konventionell rekuperativ katalytisk oxidation och regenerativ katalytisk oxidation i förbränningsväxlare. Med konventionell utformning av den katalytiska oxidationen menas här att ingående luft förvärms av förbränningsluften i en luft/luft-värmeväxlare med temperaturåtertagningsförmåga om 50-75 %. Liksom vid termisk oxidation styrs graden av återtagning främst av ekonomiska faktorer.

Katalytisk oxidation i förbränningsväxlare innebär att man, på motsvarande vis som för en termisk förbränningsväxlare, utnyttjar en regenerativ värmeväxlare bestående av en keramisk bädd. Värmeåtertagningen kan i dessa system ökas till ca 95 %, med påföljden att driftskostnaden kan nedbringas. En väl fungerande katalytisk oxidationsanläggning uppnår reningsgrader >95 %.

Katalytiska oxidationsanläggningar är vidare känsliga för framför allt lokala överhettningar, stoft och katalysatorgifter. Som katalysatorgifter räknas ämnen som bland annat fosfor,

silikon, klor, svavel och tungmetaller. Förekomst av sådana ämnen kan radikalt reducera den faktiska livslängden.

Sammanfattningsvis kan konstateras att termisk oxidation kan användas om mycket höga lukthalter förekommer med låga luftflöden

3.3.7 UV-fotooxidation

Denna reningsmetod innebär att gasflödet som ska renas leds genom en kammare som är upplyst med kortvågigt UV-ljus (100-280 nm). Under inverkan av UV-vågorna startas en nedbrytning av såväl oorganiska som organiska föroreningar i gasströmmen. Nedbrytningen sker genom två slags mekanismer:

1. Direkt fotolys: ämnen som absorberar bra i det använda våglängdsområdet (VOC, ammoniak, svavelväte, merkaptaner, aminer) kan brytas ner direkt under inverkan av UV-strålningen
2. Oxidation genom reaktiva syreradikaler: ämnen som inte absorberar UV-ljus direkt, såväl som nedbrytningsprodukter från fotolysreaktioner, kan vara möjliga att oxidera med hjälp av högreaktiva syreradikaler. Dessa sistnämnda bildas ur syre närvarande i luftströmmen, enligt vissa reaktionsmekanismer. Vid dessa oxidationsreaktioner bildas koldioxid, vatten, kvävgas och svaveldioxid som slutprodukter.

Ofta installeras även aktiverat kol som den behandlade luften får passera. Kolet fungerar både som en katalysator för oxidationsprocessen och reducerar dessutom kvarvarande ozon till syrgas. Kolfiltret kan också adsorbera ämnen som inte oxiderats.

Metoden används idag såväl för att ta bort lukt, t.ex. vid bryggerier, sopsortering, avloppsreningsanläggningar, VOC vid lackeringsindustrier samt stekos från kök. Där ÅF testat metoden, såväl i pilotskala som i fullskala, fungerar metoden mycket bra för reduktion av lukt vid kommunala vattenreningsanläggningar. Där metoden lyckas med att reducera luktnivåerna till låga emissioner har fotooxidationsutrustningen kombinerats med ett aktiverat kolfilter.

4 Utvecklingen inom reningsteknikerna

Vid en genomgång av tillgänglig information om de tekniker som används för att reducera lukten framkommer det att de huvudsakliga teknikerna ovan är mogna tekniker. Det pågår inte någon utveckling av principiell art av dessa tekniker, utan det intryck som erhålls är att det mest är fråga om konsekvensforskning och förbättringar.

På det hela taget är skrubber med eller utan kemikalier, kolfilter eller oxidationsutrustning (katalytisk eller termisk) så välkända tekniker att man inte bör räkna med stora framsteg. Bland de senare kan bättre kunskap och bättre dimensionering av utrustningen från leverantörernas sida förbättra funktionen på utrustningen.

4.1 Biofilter

På samma sätt som skrubber och kolfilter, är biofilter en välkänd teknik, men teknikutvecklingen är där mer intensiv och förs i olika riktningar i syfte för att lösa specifika problem, som t.ex. tryckfall, materieöverföringen för vissa ämnen, svarstid på en ändring i ingående sammansättning, syretillgång m.m. (Rene m.fl., 2012). Det sker även en utveckling av skrubber med två vätskor, bioreaktorer med fluidiserad bädd etc. De utvecklingar man kan notera är:

- En önskan att hantera större gasflöden genom att tillföra vätska och näringsämnen: biotrickling (sipperbädd) och bioskrubber
- Ett arbete med att kartlägga mikrobiologin i biofilter och optimera artförekomsten

4.1.1 Utformningen av biofiltret

Ett biofilter med ett naturligt material som bark eller torv är billigt och relativt enkelt att sköta, samt har redan med ett tillskott av slam en population av mikroorganismer som kan bryta ner de flesta ämnen som passerar den. Bärarmaterialet utgör även ett lager av näringsämnen för mikroorganismerna. En nackdel är att det tar tid att acklimatisera populationen till de aktuella utsläppen och att filtret inte hanterar plötsliga ändringar särskilt väl.

Det är dock inte alldeles lätt att styra biofiltret: det kan vara för torrt, för blött, för dammigt (igensättning eller stoftutsläpp), för surt etc. för optimal funktion (Arrhenius m.fl., 2010). Sercu har undersökt orsakerna till bristande prestanda (Sercu, 2006). Materieöverföringen från luft till bärarmaterialet är relativt god, men i processen utgör den ett större motstånd än den mikrobiologiska nedbrytningen (Prenafeta-Boldú m.fl., 2012).

I en bioskrubber absorberas ämnen i en vätskefas och destrueras sedan av mikroorganismer som sitter på kolonnpackningen. Fördelar framför ett konventionellt biofilter är ett mer kompakt byggsätt, recirkulation av den absorberande vätskan vilket ger

ytterligare uppehållstid i utrustningen för nedbrytningen av ämnen som lösts men också bättre vätskeekonomi, bättre fördelning av näringsämnen i vätskan till mikroorganismerna, samt möjlighet att avlägsna eventuella hämmande nedbrytningsprodukter. Nackdelen är priset och att den kräver mer skötsel än ett konventionellt biofilter.

En biotrickling konstruktion eller en sipperbädd är något av en mellanlösning: bädden av bärarmaterial befuktas kontinuerligt av en vätska som sipprar genom bädden. Tekniken kom fram för ca 20 år sen, men är nu kommersiell. I ett pilotskaleförsök i Helsingfors uppnådde Nipuli 85-90 % nedsättning av lukten vid uppehållstider under 30 s (Nipuli, 2008). Enligt Sercu är dessa sipperbäddar lättare att styra än de konventionella biofiltren (Sercu, 2006).

Både bioskrubber och biotrickling byggs för större gasflöden än ett vanligt biofilter. De ger möjligheten att avlägsna de föreningar som hämmar mikroorganismernas nedbrytning av luktämnen. Uppehållstiden för gasen är oftast längre än i ett konventionellt biofilter.

Bland andra forskningsämnen bör nämnas möjligheten att använda ett system med två vätskor i en biotrickling-design eller i en bioskrubber: vatten med ev. kemikalier samt t.ex. hexan eller en tillsats av tensider för att absorbera ämnen som dimetylsulfid vilka är svårslösliga i vatten.

4.1.2 Utveckling av mikrobiologin

Den andra riktningen i arbetet är en optimering av kulturen av mikroorganismer (bakterier och svampar). En tillsats av en kultur är nödvändig om man börjar med ett inert bärarmaterial som kolonnpackningen i en bioskrubber. Det kan också vara ett sätt att minska omställningstiden eller starttiden för ett biofilter.

Kunskapen om mikrobiologin för biofiltrering är fortfarande ofullständig, vilket torde bero på att den kultur av mikroorganismer som används är komplex. Ett stort antal mikroorganismer samverkar (se t.ex. Kristiansen m.fl., 2011), verkar parallellt med varandra eller konkurrerar med varandra, alternativt inhiberas av miljön. Mycket arbete ägnas åt att försöka utreda sambanden samt att identifiera mikroorganismer som är specifika för en önskad nedbrytning. Ett av de uttalade syftena är att kunna fånga in och bryta ner även hydrofoba ämnen som toluen och andra ämnen i BTEX, monoklorbensen (MCB) etc.

En naturlig bakteriekultur i t.ex. bark eller torv, eller i avvattnad slam uppvisar en stor mångfald och bör kunna bryta ner ett brett spektrum av ämnen. Emellertid, vid en ändring i inflödets sammansättning kan det ta tid innan populationen anpassar sig. Genom att inokulera en specifik kultur kan anpassningstiden reduceras väsentligt (Gadal-Mawart m.fl., 2012). Det är emellertid inte givet att en tillsats av en mikroorganism (bakterie eller svamp) för ett specifikt ändamål får den avsedda effekten. Väl på plats kan den inhiberas av produkterna från den befintliga nedbrytningen., eller så är tillgången till den övriga näring som behövs för dess utveckling begränsad.

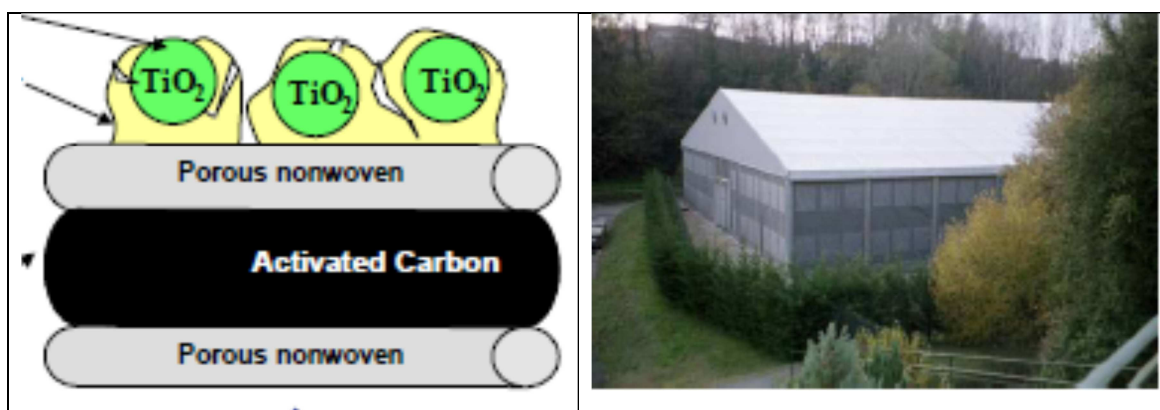
Dimetylsulfid (DMS) är en huvudkomponent i den dåliga lukten, men det är ett sådant ämne som inte omhändertas i lika stor utsträckning som svavelväte i ett biofilter. I en avhandling om lukt från massaindustrin gör man gällande att en tillsats av metanol skall väsentligt öka graden av reduktion (Hayes, 2010.). Metanol utgör den näring som behövs för att den specifikt DMS-nedbrytande bakterien *Hyphomicrobium* i denna undersökning skall kunna växa och konkurrera med andra bakterier.

4.2 Fotokatalytisk oxidation

Termisk och katalytisk oxidation är etablerade tekniker, men fotokatalytisk oxidation är relativt nytt. Energin i ljuset som belyser en katalysator, titandioxid, omvandlas till en elektron som driver oxidationen av ämnen som adsorberas på katalysatorn. Titandioxid är en halvledare som är välkänd i solcellsammanhang, i vilket fall produkten är en elström genom en yttre krets. Det kinetiskt styrande steget är adsorptionen av ett ämne på ytan se t. ex. (Wang m.fl., 2011, 2012). Fotokatalys kan kombineras med en skrubber för att öka överföringen av luktämnet till katalysatorytan (Liu m.fl., 2010). De första patentskrifterna om fotokatalytisk rening av luft eller vatten kom i början av 1990-talet.

Fotokatalys används bl.a. i enheter för rening av inomhusluften. Användningar av dessa material som exponerats i massmedia är i tegelbeklädnad av hus (minskar försmutsningen) eller som NO_x-reducerare i vägbeläggning. Det har inte kunnat hittas dokumentation om användningen av fotokatalys för att minska lukt i avloppsreningsverk eller biogasanläggningar. Fotokatalys i vattenmiljö och för destruktion av VOC (flyktiga organiska ämnen) förefaller vara vanligare.

En udda utrustning är Ahlstroms fotokatalytiska filter bestående av aktivt kol vilket har belagts med titandioxidpartiklar med ett oorganiskt bindemedel (referens,). Under inverkan av solljus oxideras de ämnen som adsorberats i det aktiva kolet. Resultatet är ett kolfilter som byts ut tidigast efter fyra år i stället för när det mättats.



Figur 4-1 Fotokatalytiskt kolfilter: till vänster, materialets struktur med en kolfiber med ett poröst skyddsskikt och titandioxidpartiklar utanpå fästa med ett oorganiskt bindemedel, till höger ett tält för rötslam

Figure 4-1 Photocatalytic carbon filter: To the right a tent for storage of sludge.

4.3 Kemiska tillsatser

Det är vanligt att dosera nitrater till vattnet i avloppsledningar för att undertrycka sulfatreducerande bakteriers förbrukning av svavel och produktion av svavelväte, t.ex. Siemens Waters Bioxide. Nitrat blir elektrongivare och reduceras. Produkten är lägre kväveoxider däribland lustgas, vilket inte är lyckat då lustgas utgör en växthusgas, men inte är lika farligt för människan som svavelväte.

Ett företag, BioWish, marknadsför en blandning av enzymer och ett mikrobiologiskt system. Enligt företaget verkar de med olika tidsskalor; först bryts cellväggarna ner av enzymer, sedan cellernas innanmäte av andra enzymer och på längre sikt ersätts de av den bakteriekultur som utgör tredje komponenten. Den synergistiska blandning som Siemens (tidigare US Filter) erbjuder har också en komplex sammansättning med olika funktioner hos komponenterna (Simpson och Holden, 2011).

Det finns fler tillsatser som levereras av andra företag, men meddelanden om deras innehåll är ofta tämligen svävande. En typ av tillsatser är eteriska oljor, vilka sägs inte maskera lukten, utan bidra till att destruera luktämnen. GE Waters "H₂S scavenger" består av en specifik oxidant för svavelväte och en korrosionsinhibitor (ingen information finns att tillgå om sammansättningen).

I en översikt diskuteras tillsättandet av oorganiska peroxider eller av formaldehyd som inhibitor för svavelväteproduktionen (Zhang m.fl., 2008).

4.4 Kombinerade behandlingar

Ofta kan leverantörer erbjuda alla tre huvudsakliga tekniker (biofilter, kolfilter och skrubber). De dimensionerar sin utrustning till specifikationerna och till det fall som är aktuellt, dvs luktkällan och de luktämnen som är karakteristiska för den. Det som ges mer utrymme i broschyrer från företag är kombinationen av utrustningar som arbetar efter olika principer för att uppnå en mer omfattande rening av luften. Syftet är att klara ett bredare spektrum av ämnen än det en enskild utrustning kan:

- Ett biofilter eller en skrubber som avlägsnar vattenlösliga ämnen kompletteras t ex med ett kolfilter som skall ta de ämnen som inte löses i vatten (Ref.)

Man kan dela upp ett biofilter i två steg, som t.ex. Siemens som har patentskyddat en uppdelning av bioskrubber i två kammare, en första vid lågt pH och en andra vid en högre pH (Simpson m. fl., 2007). Samma typ av lösning beskrivs av andra leverantörer: motiveringen är att ammoniak fångas i den första skrubbern och att sura svavelvätet fångas i den andra med basisk pH. Idén kan vidareutvecklas genom att förse de två kamrarna med olika bakteriekulturer, bl. a. med *Thiobacillus* som specifikt oxiderar svavelväte eller

sulfider i den andra kammaren. Bakgrunden är att produkten från en samtidig behandling av ammoniak och svavelväte inhiberar den mikrobiologiska processen.

5 Material och metoder

De data som presenteras i resultatredovisningen i avsnitt 6 har sitt ursprung från dels ÅF:s mätningar genomförda under de senaste 10 åren vid olika typer av anläggning (biologisk behandling samt vattenreningsanläggning) och dels från kompletterande mätningar utförda under projektets gång hos företrädesvis projektdeltagare, men även andra som ställt sina anläggningar till förfogande. Både provtagning och analys har i samtliga fall följt den metod som anges i EN 13725-Europeiskt standard för luktanalys med dynamisk olfaktometri. Metoden beskrivs i korthet nedan. I [bilaga 1](#) redovisas en mer detaljerad metodbeskrivning.

5.1 Provtagning

Prover uttas i lufttäta och för ändamålet speciellt anpassade påsar. För provtagning av lukt används en vakuumpump, se följande figur.



Figur 5-1 Vacuumprovtagare med inbyggd pump

Figure 5-1 Vacuum sampler with built in pump

Vid provtagning i kanal eller vid utloppet av skorsten används enbart pumpen som provtagningsutrustning. I de fall det är nödvändigt används teflonslang för att förlänga den slang som är integrerad med påsen.

Vid provtagning över ventilerade ytor, exempelvis öppna biofilter används en huv för att samla flödet från en avgränsad yta. Huv som används är 0,5m x 0,5m vilket innebär att ytan som provas är 0,25 m². Vid provtagning på ett biofilter behöver flera prover fördelade över hela ytan uttas för att få ett representativt resultat. Provtagning över ventilerad yta visas i figur 5-2.

Samtliga uttagna prover är att betrakta som momentanvärden, då provtagningen normalt sker under någon minut. Kontinuerlig mätning och analys med dynamisk olfaktometri är dessvärre inte möjligt.



Figur 5-2 Provtagning på ventilerad yta (biofilter)

Figure 5-2 Sampling over a ventilated surface (bio filter)

5.2 Luktanalys med dynamisk olfaktometri

Vid sensorisk luktanalys bestäms luktkoncentrationen i ett prov med hjälp av ett spädningsinstrument (olfaktometer) och en panel bestående av minst fyra godkända paneldeltagare. Luktkoncentrationen mäts i enheten luktenheter per kubikmeter, l.e./m³.

Inledningsvis tillförs ren luft till panelen varefter koncentrationen av provluften successivt ökar. Vid en viss given utspädning kan lukt från provluften förnimmas, denna nivå registreras för respektive paneldeltagare.

Panelens gemensamma luktröskelvärde beräknas som det geometriska medelvärde av paneldeltagarnas individuella luktrösklar. Detta värde motsvarar den koncentration vid vilken 50 % av populationen kan förnimma lukt.

Det redovisade antalet luktenheter i ett prov motsvarar det antal gånger som provet måste spädas med luktfri luft innan luktfrihet uppnås.

För mer information om sensorisk luktanalys, se Bilaga A

5.3 Mätosäkerhet

Innan varje analys genomförs lukttester för att testa paneldeltagarnas luktsinne. För detta ändamål används ett särskilt ämne (n-butanol) där luktröskeln är väldokumenterad. För ett godkännande av paneldeltagaren krävs att personen i fråga känner lukt av n-butanol inom ett visst intervall runt den kända och väldokumenterade luktröskeln för ämnet och med en viss standardavvikelse.

Mätosäkerheten för lukt är definierad som reproducerbarheten hos det ovan nämnda n-butanoltestet som görs innan varje luktanalys. Med reproducerbarhet åsyftas den förmåga laboratoriet har att ange samma resultat vid flera tillfällen för ett och samma testmaterial under likvärdiga förhållanden. Mätosäkerhet vid luktanalys är i regel i storleksordning 2-2,5 ggr

6 Resultatredovisning av genomförda luktmätningar

I det följande redovisas en resultatsammanställning över de mätningar som legat till grund för bedömningen i denna rapport. I Bilaga B redovisas de olika mätrapporterna i sin helhet.

Tabell 6-1 Mätresultat från Vimmerby Energi och Miljös reningsverk

Table 6-1 Results from Vimmerby Waste Water Treatment plant

Utrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Kolfilter 1	10 300	1 200	88
Kolfilter 2	100 000	70 000	30
Kolfilter 2	570 000	300 000	47
Kolfilter 3	31 000	40	99,9
Barkfilter	1000	500	50

Vid avloppsreningsverket i Vimmerby studerades funktionen vid tre kolfilter och ett biofilter. Två kolfilter visade på acceptabel funktion.

Table 6-1 Results from Vimmerby Energy and Waste Water Treatment plant

Tabell 6-2 Mätresultat från Kungsängsverket (Uppsala energi och miljö)

Table 6-2 Results from Kungsängsverket Uppsala, (Waste Water Treatment plant).

Utrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Biofilter 1	1850	500	73
Biofilter 3	20	760	0
Biofilter C-block	5000	500	90
Biofilter externslam	900	30	97
Biofilter Grovens/sandfång	270	40	85
UV slamutlastning	20	30	0

Vid avloppsreningsverket i Uppsala finns flera biofilter installerade. Hälften av de installerade utrustningarna ger acceptabel avskiljning.

Tabell 6-3 Mätresultat från Skövde biogas

Table 6-3 Results from Skövde biogas plant

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Biofilter mottagningshall (1)	250	410	0
Biofilter mottagningshall (2)	74 000	23 000	69
Biofilter bufferttankar	170 000	54 000	68
Kolfilter gasuppgradering(1)	10 000	9 500	5
Kolfilter gasuppgradering(2)	340 000	540 000	0
Kolfilter gasuppgradering(3)	125 000	36 000	71

Vid biogasanläggningen i Skövde har de installerade utrustningarna överlag oacceptabel avskiljningsförmåga.

Tabell 6-4 Mätresultat från Simsholmens reningsverk (Jönköpings kommun)

Table 6-4 Results from Simsholmens Waste Water Treatment Plant(Jönköping)

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Kolfilter slamförtjockare	5200	3700	29
Jonisering externslam	1 000	3 000	0
Jonisering Biogödsel(1)	19 000	12 000	29
Jonisering Biogödsel(2)	11 500	25 000	0
Jonisering sandfång	270	320	0
Termisk oxidering	283 000	4 200	98
Jonisering tippficka	1 900	1 500	21

Vid Simsholmens reningsverk är det enbart den termiska oxideringen vid gasuppgraderingen som ger acceptabel avskiljning. Även om resthalten från denna utrustning är förhållandevis hög.

Tabell 6-5 Mätresultat från Borås Energi och Miljö:s reningsverk i Borås

Table 6-5 Results from Borås Waste Water Treatment Plant

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Kolfilter	153	15	90
Ozonrening	399	197	51

De låga belastningarna medför att resthalterna är låga även om reningsgraden för ozonanläggningen är låg.

Tabell 6-6 Mätresultat från VASYD:s reningsverk i Malmö

Table 6-6 Results from Waste Water Treatment Plant in Malmö(VASYD)

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Ozon pumpstation	840	190	77

Den låga belastningen medför resthalterna är låga även om reningsgraden för ozonanläggningen är något låg.

Tabell 6-7 Mätresultat från biogasanläggning i Falköping

Table 6-7 Results from biogas plant in Falköping

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Jonisering Tippficka	150	270	0
Jonisering allmänvent.	10	20	0

Joniseringen ger ingen mätbar effekt.

Tabell 6-8 Mätresultat från Käppala:s reningsverk i Stockholm

Table 6-8 Results from Käppala Waste Water Treatment Plant in Stockholm

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
UV-kolfilter (1)	1 600	30	98
UV-kolfilter (2)	41 800	595	99
UV-kolfilter (3)	85 000	250	99,7

Anläggningen i Käppala visar på både god avskiljning av luktämnen och låga resthalter.

Tabell 6-9 Mätresultat från Biogasanläggning i Lidköping

Table 6-9 Results from bio gas plant in Lidköping

Utrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Kolfilter	35 400	50	99,9

Detta kolfilter på uppgraderingen vid biogasanläggningen i Lidköping visade sig ha både god avskiljning av luktämnen och låga resthalter vid mättillfället.

Tabell 6-10 Mätresultat från Renovas slurryproduktion i Marieholm

Table 6-10 Results from production of slurry at Renovas plant at Marieholm

Utrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Jonisering mottagningshall(1)	630	540	14
Jonisering mottagningshall (2)	630	320	49
UV+kolfilter (1)	540	60	89
UV+kolfilter (2)	320	450	0

Vid Renovas slurryproduktion i Marieholm konstaterads en låg avskiljningsgrad för joniseringsanläggningen medan kombinationen UV+kolfilter gav bra resultat vid en av mätningarna.

Tabell 6-11 Mätresultat från Skellefteå Kommuns reningsverk och biogasanläggning

Table 6-11 Results from Waste Water Treatment Plant and bio gas plant in Skellefteå

Utrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Ozonskrubber	8 000	9 500	0
Ozonskrubber	1 000	1 600	0
Kolfilter	9 500	12 000	0
Kolfilter	1 600	1 200	25

De kontrollerade luktavskiljningsutrustningarna vid Skellefteås avloppsvattenanläggning och biogasanläggning hade ingen funktion vad gäller luktavskiljning enligt ÅF:s mätningar.

Tabell 6-12 Mätresultat från Stockholm Vattens anläggning i Henriksdal

Table 6-12 Results from Waste Water Treatment Plant Henriksdal in Stockholm

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Ozonskrubber grovrening (1)	16 000	15 100	6
Ozonskrubber grovrening (2)	835	700	16
Ozonskrubber organisk mottagning (1)	3 200	1 800	44
Ozonskrubber organisk mottagning (2)	760	750	0

De kontrollerade luktavskiljningsutrustningarna vid Stockholm Vattens anläggning i Henriksdal hade låg luktavskiljning enligt ÅF:s mätningar.

Tabell 6-13 Mätresultat från biogasanläggning i Katrineholm

Table 6-13 Results from biogas plant in Katrineholm

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Kolfilter	43 500	11	99,9

Kolfiltret fungerade mycket bra vid mättillfället.

Tabell 6-14 Mätresultat från Biogasanläggning i Örebro

Table 6-14 Results from Biogas plant in Örebro

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Termisk Oxidation	26 400	980	96,3

Den termiska oxidationsanläggningen vid Biogasanläggningen i Örebro visar på en god avskiljningsgrad.

Tabell 6-15 Resultat från biogasanläggning i Oslo

Table 6-15 Results from Biogas plant in Oslo

Utrustning	Lukthalt rening före	Lukthalt rening efter	Reningsgrad (%)
Biofilter	11 500	640	95,5 %

Som framgår av ovanstående tabell fungerar luktaavskiljningen bra vid det biofilter som finns installerat vid Cambis biogasanläggning i Oslo.

Tabell 6-16 Tidigare, av ÅF genomförda, provtagning vid anläggningar för hantering av biologiskt avfall och/eller kommunala reningsverk

Table 6-16 Previously conducted measurements carried out by ÅF at plants for treatment of biological waste and/or municipal Waste Water Treatment Plants.

Anläggningstyp	Reningsutrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Kompostering	Biofilter	6 100	4 100	33
Kompostering	Biofilter	2 400	1 700	29
Kompostering	Biofilter	23 000	8 400	63
Kompostering	Biofilter	3 900	4 200	0
Kompostering	Biofilter	9 500	5 900	38
Kompostering	Biofilter	9 500	7 000	26
Kompostering	Biofilter	95 700	4 800	95
Kompostering	Biofilter	31 300	740	98
Kompostering	Biofilter	40 300	150	99,6
Biogasproduktion	Biofilter	1 600 000	1 500	99,9
Biogasproduktion	Biofilter	21 000	180	99
Biogasproduktion	Biofilter	3 650 000	7 100	99,8
Biogasproduktion	Biofilter	4 500 000	45 000	99
Biogasproduktion	Jonisering	122 000	27 000	78
Kommunalt Reningsverk	UV+kolfilter	1 800 000	40	99,9
Kommunalt Reningsverk	UV+kolfilter	240	40	83
Kommunalt Reningsverk	UV+kolfilter	3 000	60	98
Kommunalt Reningsverk	UV+kolfilter	41 700	480	99
Kommunalt Reningsverk	UV+kolfilter	69 000	200	99
Kommunalt Reningsverk	Biofilter	26 000	20 200	22
Kommunalt Reningsverk	Kolfilter	400	290	28
Kommunalt Reningsverk	Skrubber	9 200	6 600	28
Kommunalt	Skrubber +	9 900	200	98

Anläggningstyp	Reningsutrustning	Lukthalt före rening	Lukthalt efter rening	Reningsgrad (%)
Reningsverk	kolfilter			
Livsmedelsindustri	Kolfilter	240	1 400	0
Slakteriavfall	Ozon	70	410	0
Slakteriavfall	Ozon	4 700	2 300	51
Slakteriavfall	Ozon	310	180	42
Slakteriavfall	Ozon	10 200	4 700	54
Slakteriavfall	Ozon	767 000	1 300	99,8
Slakteriavfall	Ozon	19 000	30 000	0
Slakteriavfall	Kolfilter	26 000	11 000	58
Slakteriavfall	Skrubber	830 000	260 000	69
Slakteriavfall	Skrubber	1 000 000	300 000	70
Slakteriavfall	Skrubber	920 000	230 000	75
Slakteriavfall	Biofilter	5 200	2 300	56
Slakteriavfall	Biofilter	5 9000	150	99,7
Slakteriavfall	Biofilter	4 700	200	96
Slakteriavfall	Biofilter	86 000	83	99,9
Slakteriavfall	Biofilter	86 000	400	99,5
Slakteriavfall	Termisk Oxidation	11 000	600	94,5
Slakteriavfall	Termisk Oxidation	6 600 000	30 000	99,5
Slakteriavfall	Termisk Oxidation	160 000 000	12 000	99,9
Slakteriavfall	Termisk Oxidation	18 000 000	49 000	99,7

Samtliga dessa resultat har använts i följande resultatanalys.

7 Resultatanalys

7.1 Resultatsammanfattning

I följande tabell redovisas en sammanställning över resultaten i den nu genomförda utredningen av reningsteknik.

Tabell 7-1 Sammanställning över resultat i den nu genomförda studien

Table 7-1 Summary of the measurement results in the this study

Teknik	Antal mätningar	Antal anläggningar	Avskiljningsgrad %	
			Medelvärde	Median
Absorption	20	14	37	32
Konventionell	13	9	50	61
Ozonskrubber	7	5	13	6
Adsorption	19	16	63	72
Biofilter	26	13	70	90
Jonisering	8	8	21	7
Ozonisering	10	10	45	51
Termisk oxidation	6	3	98	99
Fotooxidation + kolfilter	10	4	86	98
Totalt	98	67	56	58

Som framgår av ovanstående tabell är slutsatserna kring funktion på anläggningar baserade på ett hundratal mättillfällen på knappt 70 olika anläggningar runt om i Sverige och Norge. Mätningar har genomförts såväl före som efter den aktuella anläggningen och dubbelprov har som regel uttagits.

I genomsnitt är reningsgraden för lukt drygt 55 % om man betraktar hela datamängden, vilket måste betraktas som oacceptabelt lågt. De tekniker som i denna studie har visat sig ha högst avskiljningsgrad för lukt är termisk oxidation och fotooxidation med efterföljande kolfilter.

Skrubberteknik ger i genomsnitt ett dåligt resultat vad gäller luktavskiljning och sämst utfall har de så kallade ozonskrubbrarna. Även de joniseringsanläggningar och de ozoniseringsanläggningar som studerats ger oacceptabelt låga avskiljningsgrader.

Adsorption på aktiverat kol samt biofilter ger i denna studie avskiljningsgrader på i genomsnitt 60-70 % för lukt.

Vid analys av resultaten från de många studerade luktavskiljningsanläggningarna kan man konstatera att dessa förvånansvärt ofta har en dålig avskiljningsgrad. Orsaken till detta är flera men man kan dela in problemområden i dels tekniska, det vill säga funktion av olika tekniklösningar i aktuella applikationer, och dels strukturella, det vill säga frågor om hur upphandling av utrustning går till samt underhåll och tillsyn av anläggningarna.

I det följande redovisas båda dessa frågeställningar.

7.2 Uppmätta funktionen hos olika reningstekniker

Huvudsyftet med detta arbete har varit att sammanställa samtliga luktmätningar över olika kommersiella tekniker som erbjuds på marknaden för att avskilja lukt i form av end-of-pipe lösningar. Inom ramen för denna sammanställning återfinns såväl alla de mätningar som utförts inom ramen för detta projekt såväl som luktmätningar ÅF tidigare genomfört på liknande anläggningar.

Totalt rör det sig om ca 85 anläggningar som studerats och kontrollerats med luktmätningar före respektive efter utrustningen.

De tekniker som återfinns och som kontrollerats med hjälp av luktmätningar och som redovisas i det följande är:

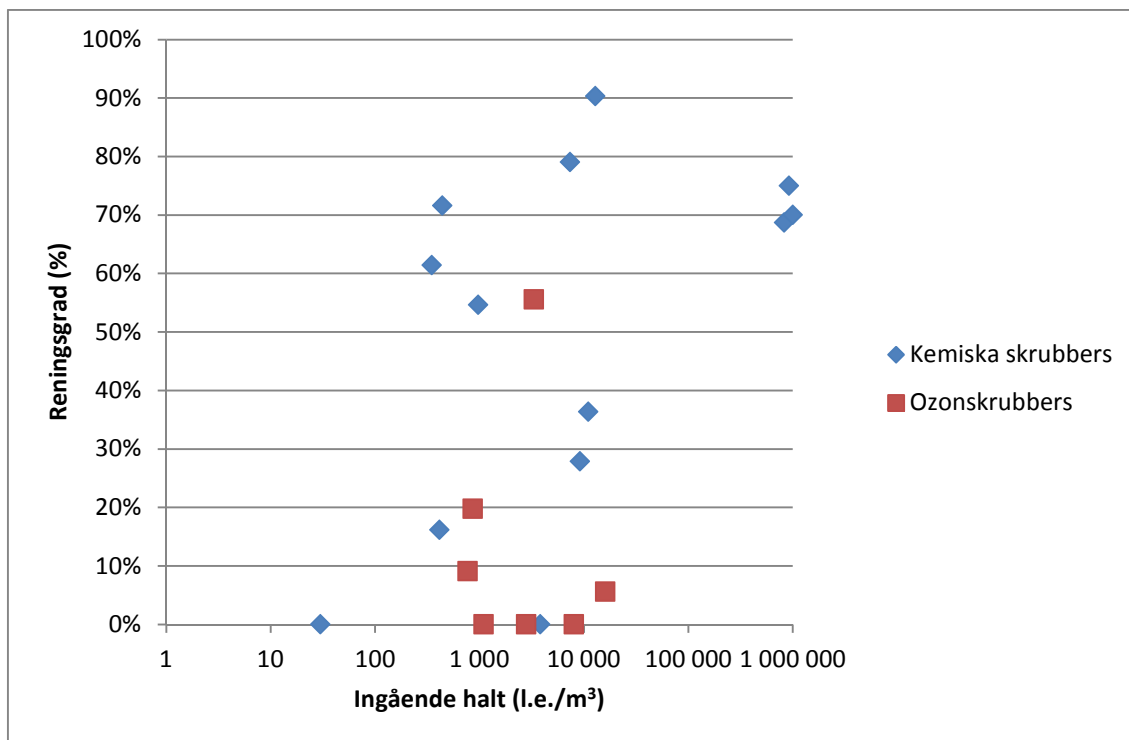
- Absorption; kemiska skrubbers, ozonskrubbers
- Adsorption; kolfilter av olika storlek och fabrikat
- Biofilter öppna markfilter såväl som inbyggda filter
- Jonisering
- Ozonisering
- Oxidation så kallade förbränningsväxlare och efterbrännkammare(EBK)
- UV-fotooxidation i kombination med aktiverat kolfilter

I det följande redovisas resultaten från samtliga dessa mätningar.

Resultatet redovisas dels som avskiljningsgrad som funktion av ingående luktkoncentration och dels erhållen restkoncentration lukt som funktion av ingående luktkoncentration.

7.2.1 Absorption - skrubbrar

I följande tabell redovisas samtliga resultat från de utförda analyserna före respektive efter de olika skrubberenheter. Som framgår av figur 7-1 så särredovisas resultaten från konventionella skrubbrar baserade på syra/lut och hypoklorit, alternativt ozonskrubbrar.



Figur 7-1 Reningrad som funktion av ingående halt för olika typer av skrubbar

Figure 7-1 Reduction efficiency as a function of inlet concentration for various types of scrubbers

Som framgår av ovanstående sammanställning är de flesta skrubbar installerade för haltnivåer inom intervallet 800-10 000 l.e./m³. Som framgår av ovanstående figur är avskiljningsförmågan begränsad (< 70 %) för de flesta studerade anläggningar. Vid de genomförda studierna var det enbart en skrubber som hade högre avskiljningsgrad än 90 %, vilket måste betraktas som otillfredsställande för denna teknik.

Orsaken till detta förhållande torde vara att det är svårt att bibehålla en tillräcklig hög redoxpotential i skrubbevätskan och styra inblandningen av kemikalier med denna.

Tydligt är också att ozonskrubbar fungerar sämre än övriga skrubbar som studerats. De skrubbar med högre avskiljningsgrad som studeras återfinns framförallt vid högre luktconcentrationer till anläggningen, vilket innebär att resthalterna efter dessa ofta blir oacceptabelt höga. Flera installationer med ozonskrubbar är i kombination med efterföljande aktiverade kolfilter i syfte att reducera ozonutsläppet och putsa resthalterna. Där kontroller utförts av dessa kolfilter gav dessa ingen ytterligare luktreduktion.

I följande figur redovisas resthalten som funktion av ingående halt för de skrubbar som studerats.

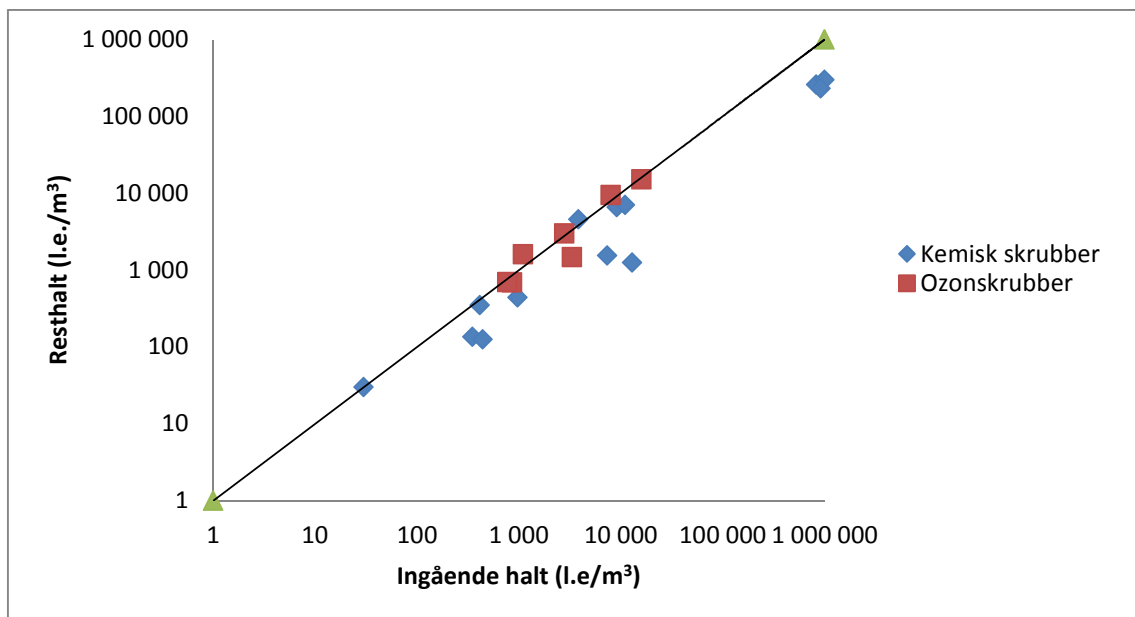


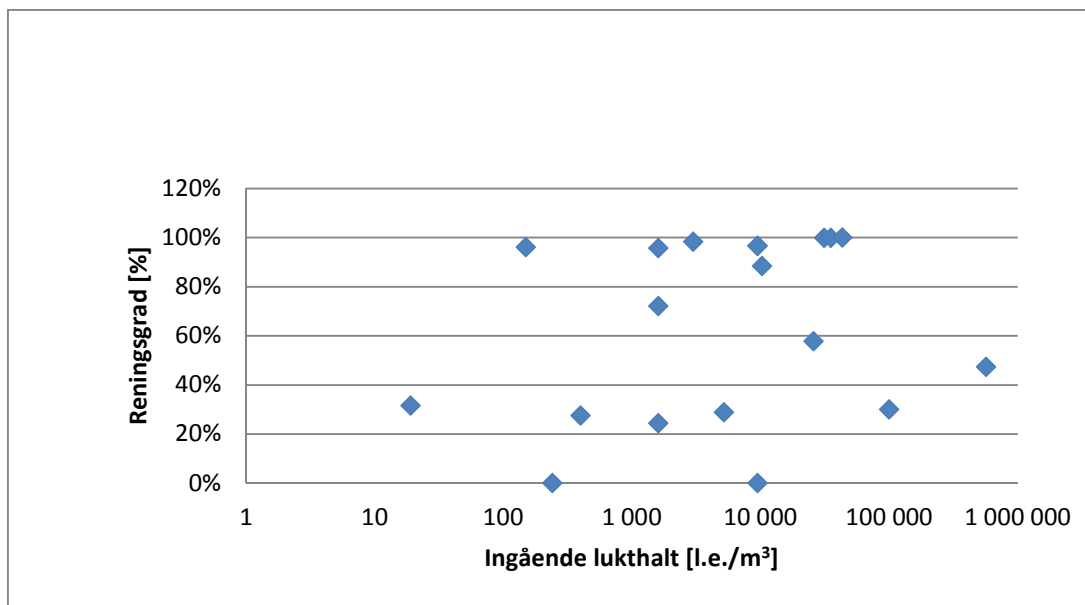
Figure 7-2 Outlet concentration as a function of inlet concentration for absorption in scrubbers

Som framgår av ovanstående bild ligger punkterna väl samlade kring trendlinjen, vilket betyder att ingående halt är nära utgående eller att avskiljningsförmågan är låg.

Vid de högre belastningarna är utgående halt otillfredsställande hög ($> 250\,000$ l.e./m³).

7.2.2 Adsorption på aktiverat kol

I följande figur redovisas samtliga resultat från de utförda analyserna före respektive efter de olika adsorptionsenheterna. Samtliga adsorptionssystem är baserade på aktiverat kol.

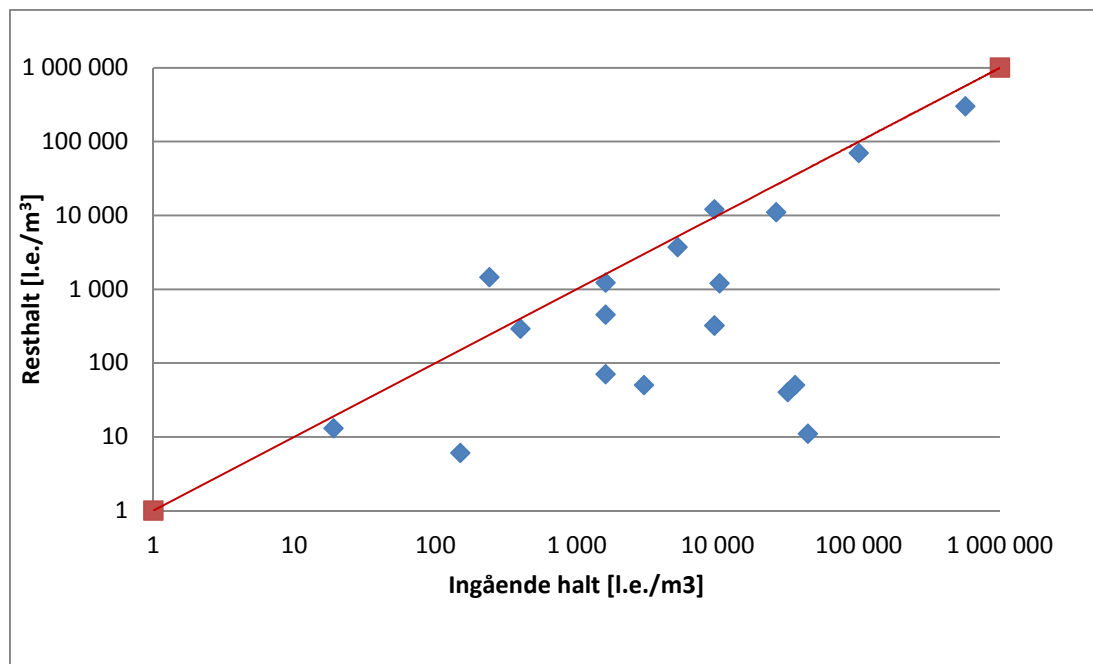


Figur 7-3 Reningsgrad som funktion av ingående halt – adsorption på aktiverat kol

Figure 7-3 Reduction efficiency as a function of inlet concentration for adsorption on activated carbon

Som framgår av ovanstående figur återfinns de flesta installerade kolfilter i applikationer där den ingående koncentrationen är mellan 200 och 20 000 l.e./m³. Är ett kolfilter väl dimensionerat och nyligen utbytt så ger den för de ämnen som normalt förekommer vid avfallshantering/reningsverk i regel en god avskiljning.

När ett kolfilter börjar bli mättat sjunker adsorptionsförmågan drastiskt. Den stora variation som återspeglas i resultatet i ovanstående bild torde främst vara ett uttryck för hur länge kolfiltret varit installerat sedan förra bytet. Vidare är de känsliga för förekomst av hög fuktighet i den behandlade luften som kan försvåra i vissa applikationer.



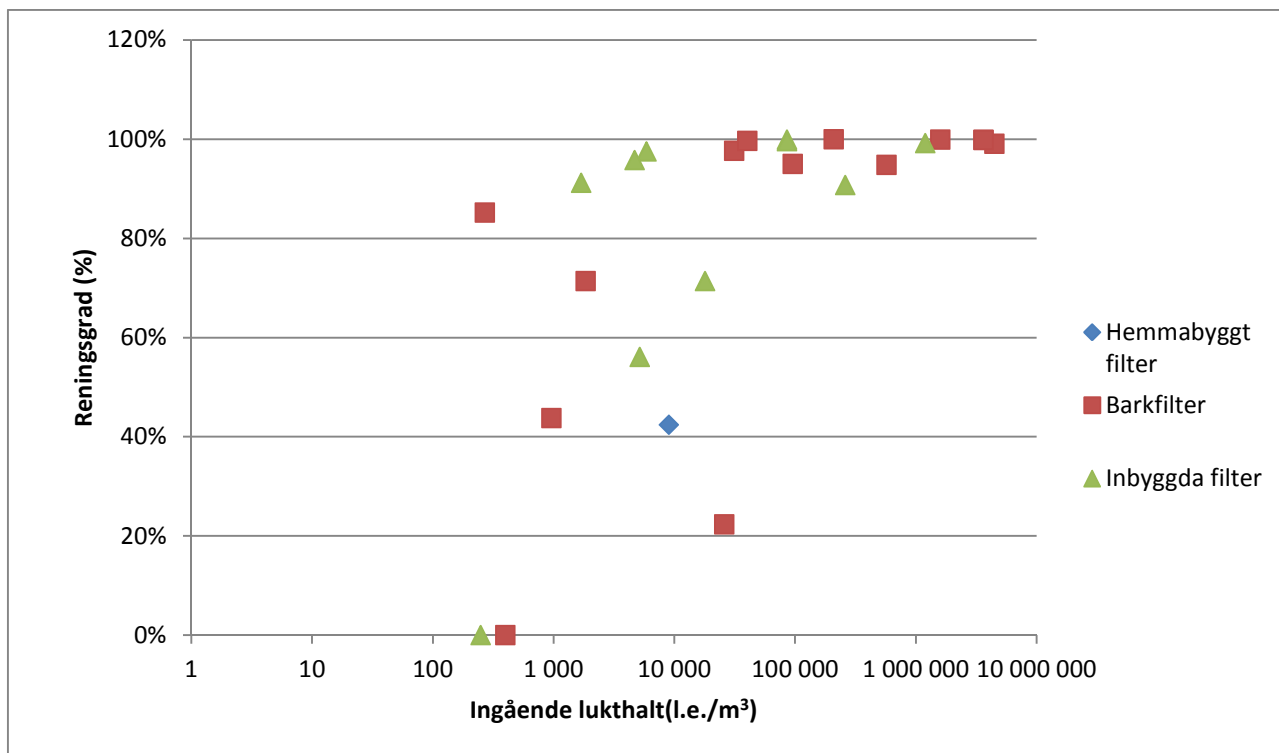
Figur 7-4 Resthalt som funktion av ingående halt för adsorption på aktiverat kol

Figure 7-4 Outlet concentration as a function of inlet concentration for adsorption on activated carbon

I ovanstående figur kan man utläsa vilken resthalt man får för olika anläggningar med skilda belastningar. De punkter som ligger nära den markerade linjen ger låg avskiljningsgrad. De punkter som ligger ned till höger motsvarar anläggningar som både har en hög koncentration av luktämnen in till anläggningen men ändå medger låga resthalter lukt efter filtret. När det gäller adsorption på aktiverat kol är det svårt att ange några generella tendensen förutom att statusen på det aktuella kolet är avgörande för funktionen samt att uppehållstiden i kolbädden är tillräcklig samt att man använder ett aktiverat kol som är anpassat till den aktuella applikationen.

7.2.3 Biofilter

I följande figur redovisas samtliga resultat från de utförda analyserna före respektive efter de olika biofiltren. Bland biofiltren återfinns två huvudtyper dels markbaserade barkfilter och dels inbyggda biofilter. Dessutom redovisas resultatet från flera mätningar från ett hemmabyggt av en inbyggd variant av biofilter.



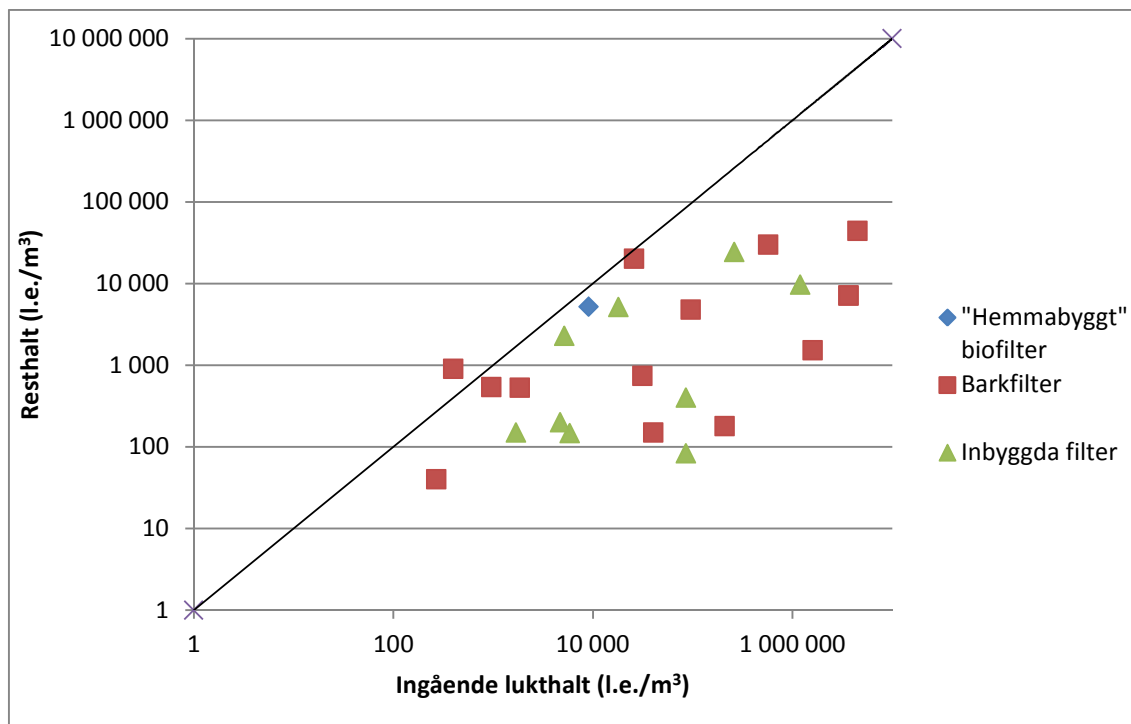
Figur 7-5 Reningsgrad som funktion av ingående halt för biofilter

Figure 7-5 Reduction efficiency as a function of inlet concentration for biofilters

Som framgår av ovanstående figur återfinns biofilter i installationer inom ett brett intervall vad gäller belastning i form av luktkoncentration. Många installationer uppnår hög avskiljningsförmåga, särskilt vid högre luktkoncentrationer. Däremot är det även förhållandevis många filter som har en alltför låg avskiljning (< 90 %).

Orsaken att avskiljningsgraden är lägre vid låga ingående halter är att det är svårt att få ned utgående luktkoncentrationer till riktigt låga nivåer < 200 l.e./m³ då biofiltren alltid har en egenlukt som också påverkar resultatet.

Detta förhållande kan även noteras i följande bild där resthalten avsatts som funktion av ingående halt.



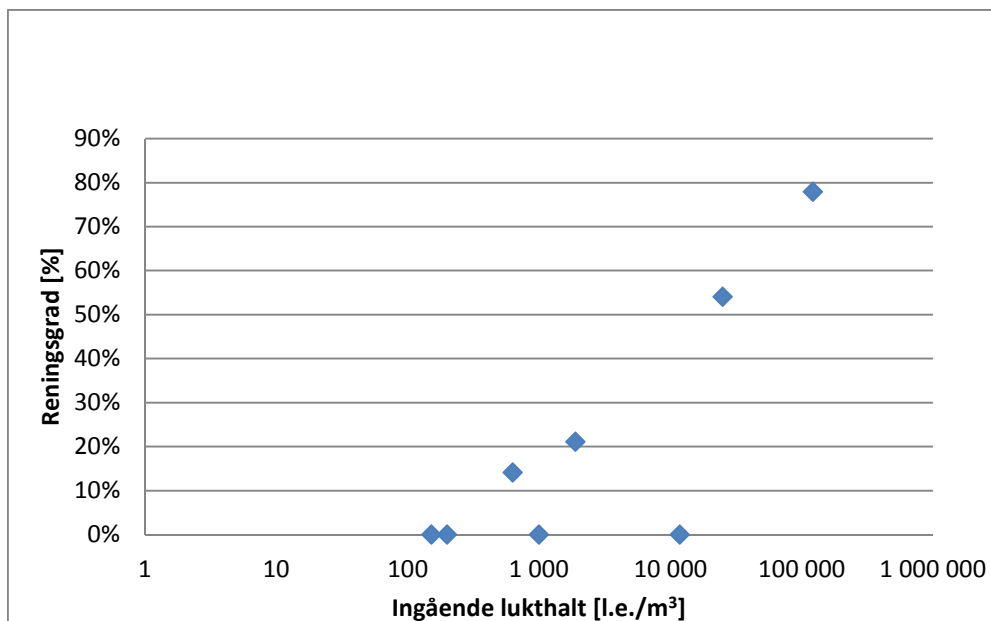
Figur 7-6 Resthalt som funktion av ingående halt för biofilter

Figure 7-6 Outlet concentration as a function of inlet concentration for bio filters

Som framgår av ovanstående bild återfinns de allra flesta punkterna väl till höger om trendlinjen vilket indikerar på en god avskiljning för många av de studerade anläggningarna. Någon större skillnad mellan konventionella barkfilter eller inbyggda filter har inte kunnat konstateras när man betraktar hela datamängden. En viktig skillnad är att det vid rimliga ingående lukthalter ($< 20\,000 \text{ l.e./m}^3$) är lättare att få ned resthalten luktämnen från de inbyggda filtren.

7.2.4 Jonisering

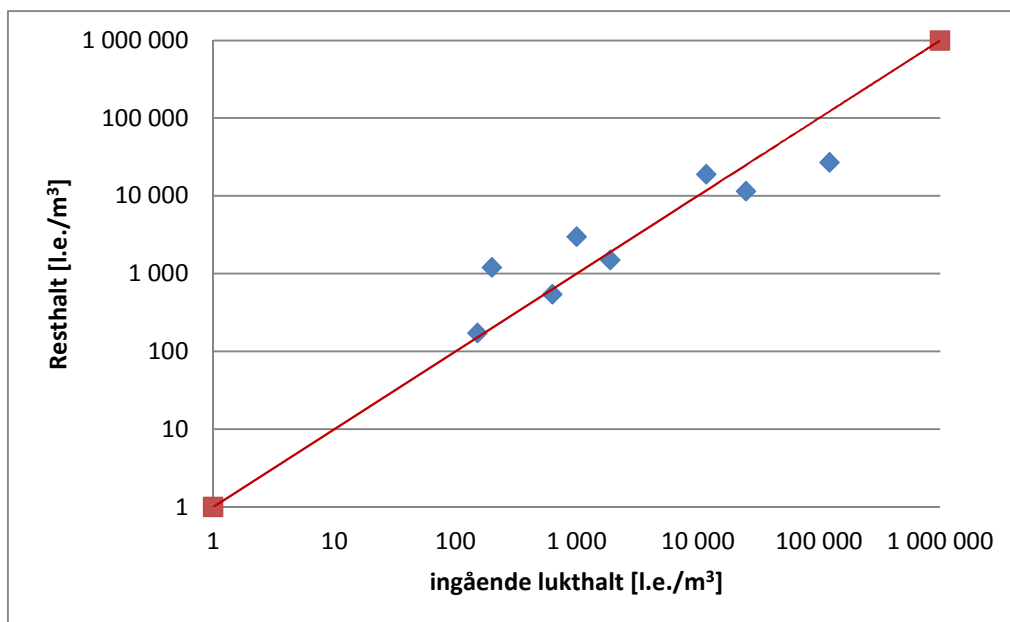
I följande figur redovisas samtliga resultat från de utförda analyserna före respektive efter studerade joniseringsanläggningar.



Figur 7-7 Reningsgrad som funktion av ingående halt för jonisering

Figure 7-7 Reduction efficiency as a function of inlet concentration ionization techniques

Av de studerade joniseringsanläggningarna finns både anläggningar som inte visar upp någon luktreduktion alls eller otillfredsställande låg luktreduktion. Den otillfredsställande funktionen kan även studeras i följande figur.



Figur 7-8 Resthalt som funktion av ingående halt för jonisering

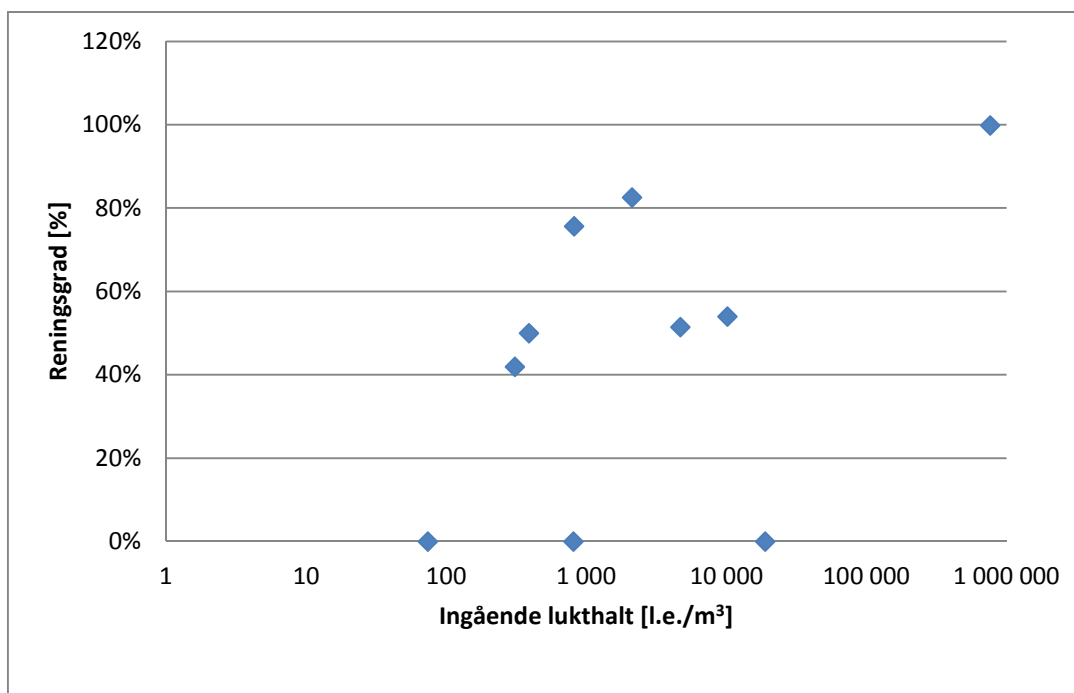
Figure 7-8 Outlet concentration as a function of inlet concentration for ionization

Som tidigare nämnts innebär att om punkten ligger nära trendlinjen är avskiljningsförmågan låg. Ligger den dessutom på vänstra sidan är utgående lukt högre än ingående. Orsaken kan vara dels de ingående variationerna i mätförfarandet men även det förhållande att den begränsade oxidation som sker skapar luktämnen och därmed ökar luktkoncentrationen.

Orsaken till de låga resultaten för jonisering är att samtliga installerade anläggningar har varit i mekaniskt ventilerade utrymmen, vilket innebär att uppehållstiden är begränsad även om jonisering är installerad på ingående luft. Däremot finns många vittnesmål att tekniken fungerar i slutna utrymmen utan mekanisk ventilation. Några mätningar som bekräftar detta har dock inte kunnat tas fram inom ramen för denna utredning.

7.2.5 Ozonisering

I följande figur redovisas samtliga resultat från de utförda analyserna före respektive efter studerade ozoniseringsanläggningar



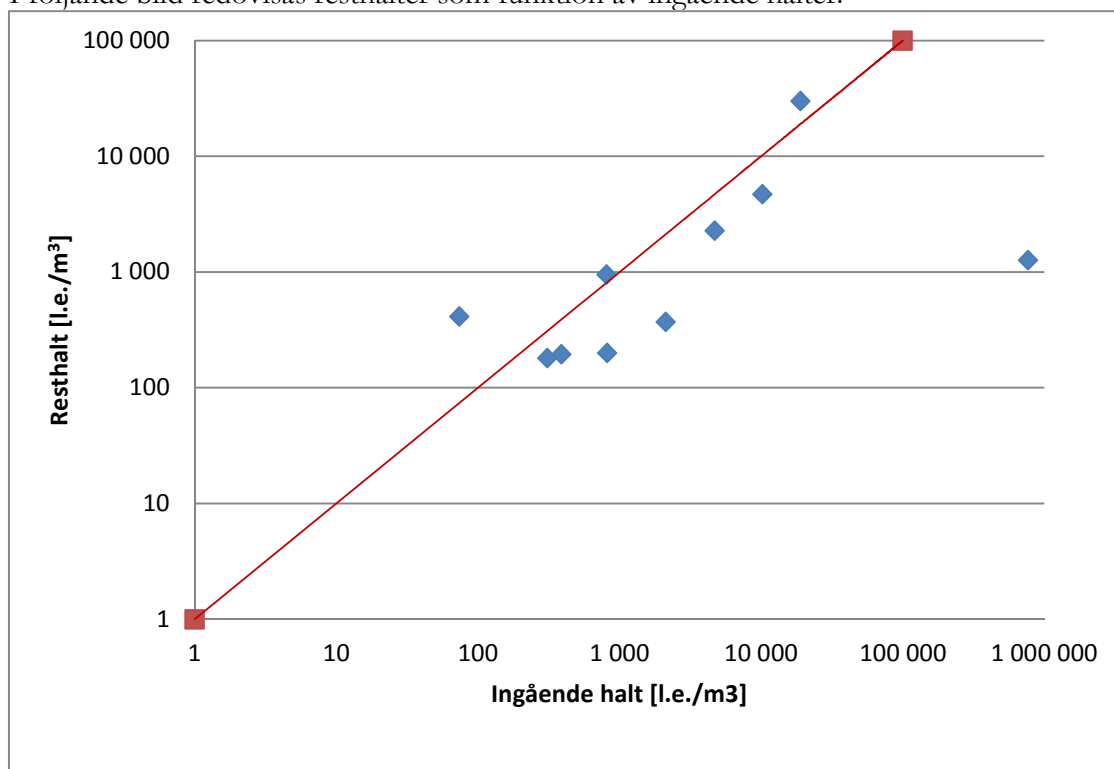
Figur 7-9 Reningsgrad som funktion av ingående halt för studerade ozonanläggningar

Figure 7-9 Reduction efficiency as a function of inlet concentration for various types of ozone units

Som framgår av ovanstående figur är reningsgraden för lukt låg (< 90 %) i de flesta studerade installationer. Installation med hög ingående luktkoncentration (770 000 l.e./m³) och hög verkningsgrad lyckas också med att generera förhållandevis låga resthalter lukt, drygt 1 000 l.e./m³.

Intrycket är att det är svårt att säkerställa rätt koncentration ozon för den aktuella applikationen eller att uppehållstiden för reaktionen är otillfredsställande låg.

I följande bild redovisas resthalter som funktion av ingående halter.



Figur 7-10 Resthalt som funktion av ingående halt för ozonanläggningar

Figure 7-10 Outlet concentration as a function of inlet concentration for ozone units

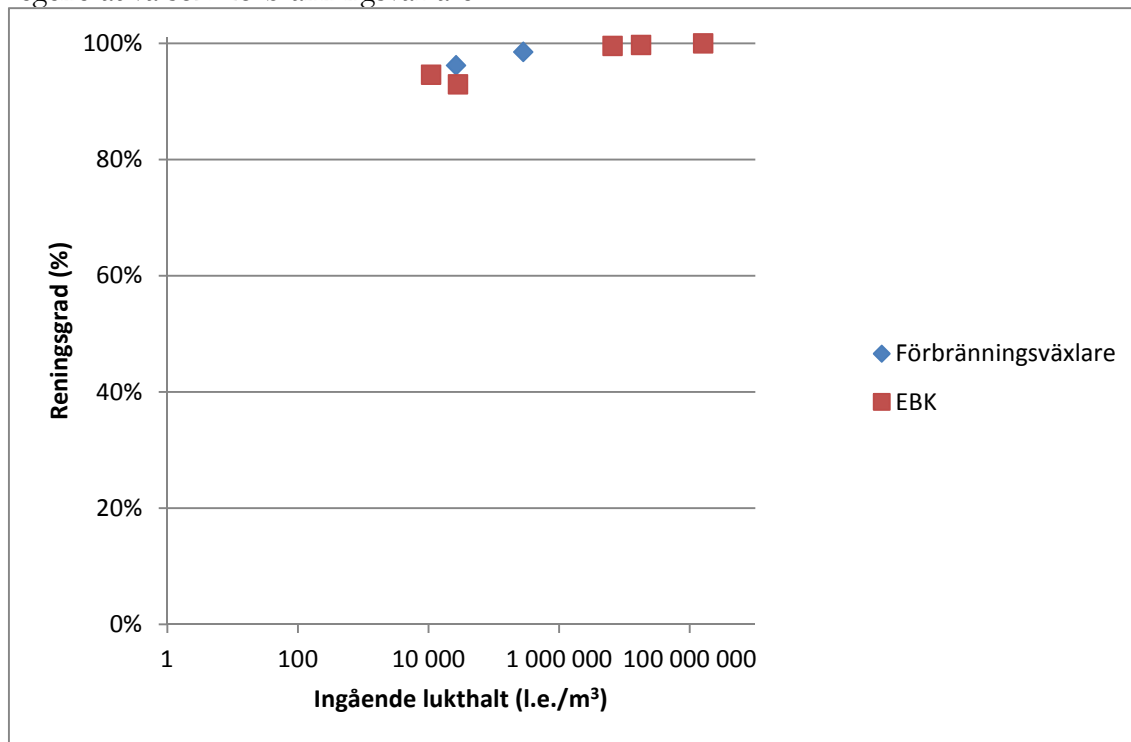
Även om ozoniseringsanläggningar ger ett överlag dåligt intryck så fungerar de bättre än joniseringsanläggningar enligt de mätningar som ÅF genomfört.

7.2.6 Oxidation (termisk)

Termisk oxidation av luktutsläpp från anläggningar som hanterar organiskt avfall sker företrädesvis där höga lukthalter förekommer. Vanligt applikationer är behandling av frånluft från reningsprocess för biogas men även vid hantering av slakteriavfall. Där luftströmmarna är små (1 000 m³/h) kan både regenerativa och rekuperativa

oxidationsanläggningar användas. Vid högre flöden utnyttjas företrädesvis regenerativa lösningar eftersom driftskostnaden annars blir för hög.

I följande figurer anges de rekuperativa lösningarna som EBK (efterbrännkammare) och de regenerativa som förbränningsväxlare.

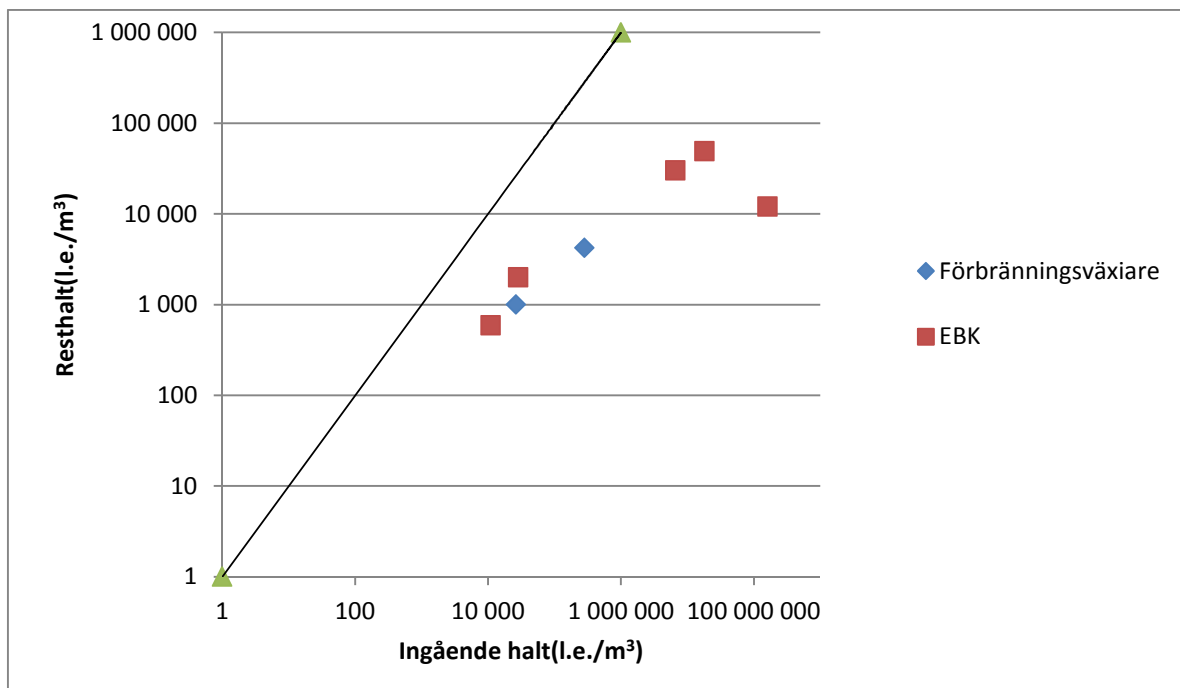


Figur 7-11 Reningsgrad som funktion av ingående halt för termiska oxidationsanläggningar

Figure 7-11 Reduction efficiency as a function of inlet concentration for various types of thermal oxidizers

Som framgår av ovanstående figur uppnås höga reningsgrader oavsett vilken typ av termisk oxidation som väljs. Vid riktigt höga luktkoncentrationer till anläggningen är reningsgraden väl över 99 %.

I följande bild redovisas resthalter som funktion av ingående halter.



Figur 7-12 Resthalt som funktion av ingående halt för termisk oxidation

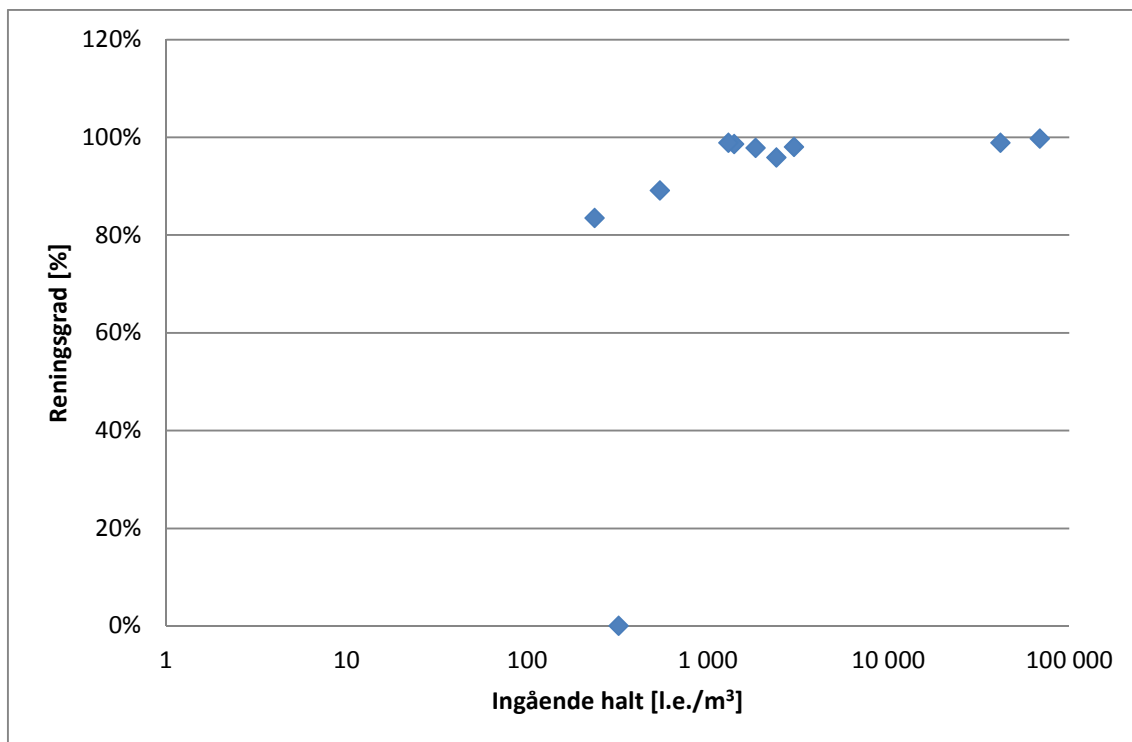
Figure 7-12 Outlet concentration as a function of inlet concentration for thermal oxidizers

Som framgår av ovanstående bild är det svårt att komma ned i riktigt låga resthalter efter oxidationsprocessen trots en hög avskiljningsgrad. Detta är bland annat beroende på att den termiska oxidationen innebär att rökgasar bildas som kväveoxider, svaveloxider som också kan bidra till lukt.

En viktig designfråga när det gäller förbränningsväxlarna är om den så kallade residualluften renas i den aktuella anläggningen. Om inte kan kortvariga puffar emitteras med mycket höga resthalter då flödet i anläggningen skiftar riktning. De utförda mätningarna tar inte hänsyn till detta förfarande.

7.2.7 UV-fotooxidation med aktiverat kolfilter

Fotooxidation är en tämligen ny teknik och idag finns ett begränsat antal på anläggningar som hanterar organiskt avfall även om antalet ökar snabbt. De redovisade värdena över provtagningar i följande figur avser tre olika anläggningar där flera prover uttagits under längre tid.

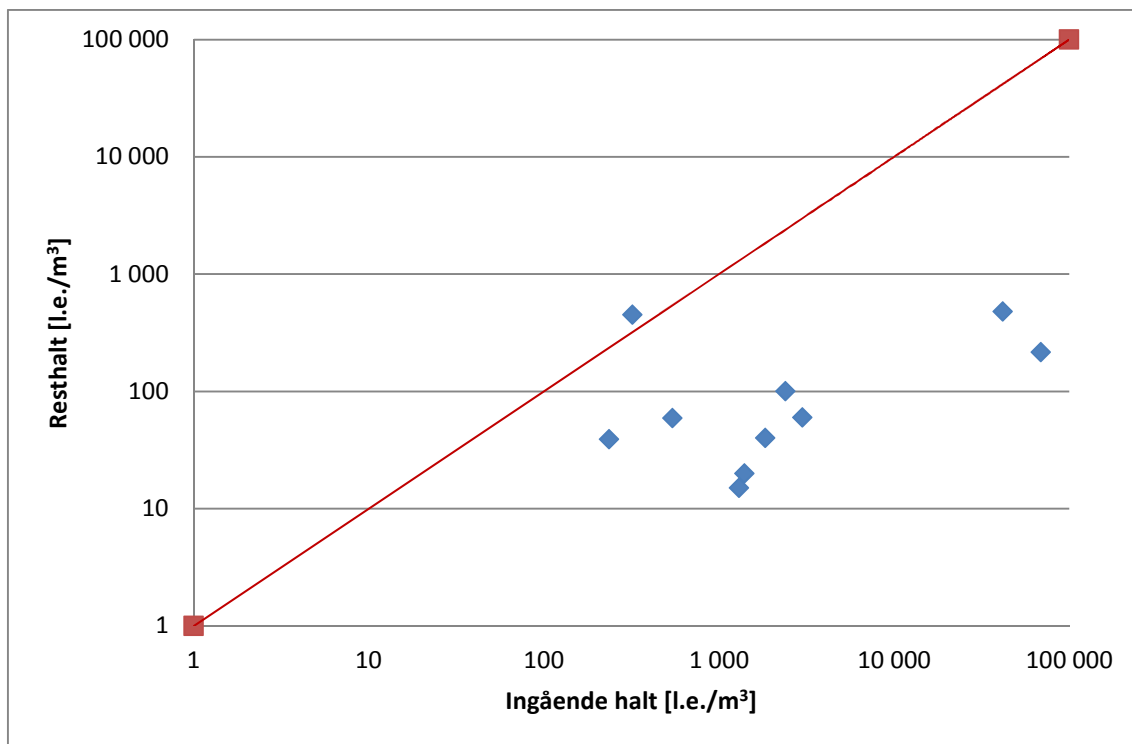


Figur 7-13 Reningsgrad som funktion av ingående halt för fotooxidation med efterföljande kolfilter

Figure 7-13 Reduction efficiency as a function of inlet concentration – photo oxidation combined with activated carbon filter

Som framgår av ovanstående figur är medger kombinationen fotooxidation och aktiverat kolfilter höga avskiljningsgrader (> 90 %) i de allra flesta av mätningarna. För fallet med låg funktion torde kolfiltret vara i dåligt skick och i behov för utbyte.

I följande bild redovisas resthalten som funktion av ingående koncentration.



Figur 7-14 Resthalt som funktion av ingående halt för fotooxidation med aktiverat kolfilter

Figure 7-14 Outlet concentration as a function of inlet concentration – photo oxidation combined with activated carbon filter

Som framgår av denna figur medger tekniken låga resthalter ($< 500 \text{ l.e./m}^3$) även vid förhållandevis höga ingående koncentrationen ($> 40\,000 \text{ l.e./m}^3$).

7.3 Strukturella brister

En viktig strukturell fråga är kommunikationen mellan anläggningsägare och leverantör av avskiljningsutrustning. De viktigaste bristerna är följande:

- Anläggningsägarna har inte definierat problemet
- Korrekta dimensionerande data saknas ofta
- Anläggningsägarna ställer inga krav på luktavskiljning vid upphandlingen
- Anläggningsägarna gör ofta en bristfällig uppföljning av funktionen
- Underhållet är eftersatt

Ofta lämnar anläggningsägarna över ansvaret till att lösa luktfrågan till leverantörerna utan att man själv har definierat problemet. Detta betyder att när man går ut med en förfrågan angående luktavskiljning saknas uppgifter om vilken luktbelastning som förekommer i det

aktuella processavsnittet. Det betyder också att man sällan ställer krav på luktaavskiljning eller högsta tolerabla restlukter efter behandlingen i samband med upphandlingen. Då garantier saknas görs sällan någon faktisk uppföljning i form av luktmätning efter installationen.

Istället görs då allmänna bedömningar om funktionen genom att personal förnimmar lukt på liknande sätt som innan installationen, eller att grannarna fortsätter att klaga.

Från leverantörens sida kan det synas tryggt att leverera en avskiljningsutrustning utan att behöva lämna garantier på funktion. Vid flera anläggningar ha noterats hur diskussionerna mellan anläggningsägare och leverantörer varit besvärliga när man anser att anläggningen inte fungerar som tänkt.

Ett annat problem är kompetensen vid upphandlingen och LOU (Lagen om Offentlig Upphandling) om man bara utgår från lägsta pris. Har man inte analyserat installationen ordentligt från början kan man således helt missbedöma de dimensionerande förutsättningarna. Detta innebär att såväl fel val av teknik (enkel) som en underdimensionerad utrustning ofta kommer på plats istället för en utrustning som löser det faktiska problemet. Det är som vanligt; man får det man betalar för, men man får kanske inte det man behöver. Tekniskt stöd vid denna typ av upphandling skulle stärka anläggningsägarnas position.

Efter installationen är det avgörande för funktionen att man underhåller anläggningen på ett bra sätt. Alltför ofta glöms anläggningen bort efter installation och då är det svårt att upprätthålla god funktion i den. Ett ofta uppmärksammar problem är att anläggningsägarna inte vet när det är dags att byta ut ett kolfilter eftersom man inte genomför regelbundna kontroller.

Ofta erbjuder leverantörerna ett serviceavtal som betyder att leverantören kommer regelbundet och tittar till utrustningen och byter de delar som behövs. Vissa leverantörer arbetar då med mätningar för att värdera statusen på anläggningen men lång ifrån alla gör detta. ÅF:s uppfattning är att mätning av lukt eller lukande komponenter är avgörande för att förstå anläggningens status och behovet av service.

8 Slutsatser

I föreliggande rapport har sammanställts luktmätningar från ett stort antal luktaavskiljningsutrustningar av olika slag installerade vid kommunala reningsverk och anläggningar för biologisk behandling (huvudsakligen rötning och kompostering).

Utredningen visar på såväl vilka tekniker som fungerar vid de aktuella applikationerna som sådan tekniklösningar som man bör undvika.

Slutsatserna från arbetet kan sammanfattas i att det finns ett stort antal utrustningar installerade för att avskilja lukt från anläggningar för biologisk behandling inom såväl förbehandlingsprocesser, renodlade biogasanläggningar samt kommunala reningsverk med slamhantering i kombination med rötning av slammet. Den genomsnittliga avskiljningen av lukttämnar från dessa anläggningar är oacceptabelt låg (ca 55 % i genomsnitt). Det är svårt att finna andra områden där installerad reningsteknik fungerar sämre. Orsaken till detta förhållande är flera, dels kan man peka på tekniska orsaker, och dels på strukturella orsaker.

Bland de tekniska orsakerna har konstaterats att ofta är tekniken inte anpassad för att lösa det problem som skall lösas. Det kan bero på orsaker som fel val av teknik eller feldimensionerad utrustning. Ofta väljer man en billigare lösning vilket ofta leder till sämre resultat. En billigare lösning kan bestå av enklare teknik, underdimensionerad utrustning eller att man undviker avfuktning före aktiverat kol.

Den kanske viktigaste orsaken är att kunskapen om förutsättningarna och vad som krävs för att erhålla en fungerande lösning är för låg hos anläggningsägarna, vilket gör att billiga lösningar prioriteras framför teknikval som faktiskt löser problemet. Leverantörer får dessutom fritt spelrum när man inte har definierat problemet, tagit fram ett upphandlingsunderlag med kravspecifikationer på avskiljningsnivåer och inte heller följer upp effekten av installationen. Dessutom är denna typ av utrustning ofta behandlad med visst ointresse av anläggningsägarna vilket leder till minskad uppföljning och underhåll.

Tillsammans innebär detta att även om anläggningsägaren har investerat i ansenligt kapital för att lösa ett problem eller att undvika ytterligare klagomål från grannar kvarstår problemet vilket påverkar intresset för och möjligheten att utveckla verksamheten.

För att starta en utbildningsprocess har i bilaga 2 till denna rapport en kortfattad handbok tagits fram som stöd till anläggningsägarna för att säkerställa en teknik som fungerar.

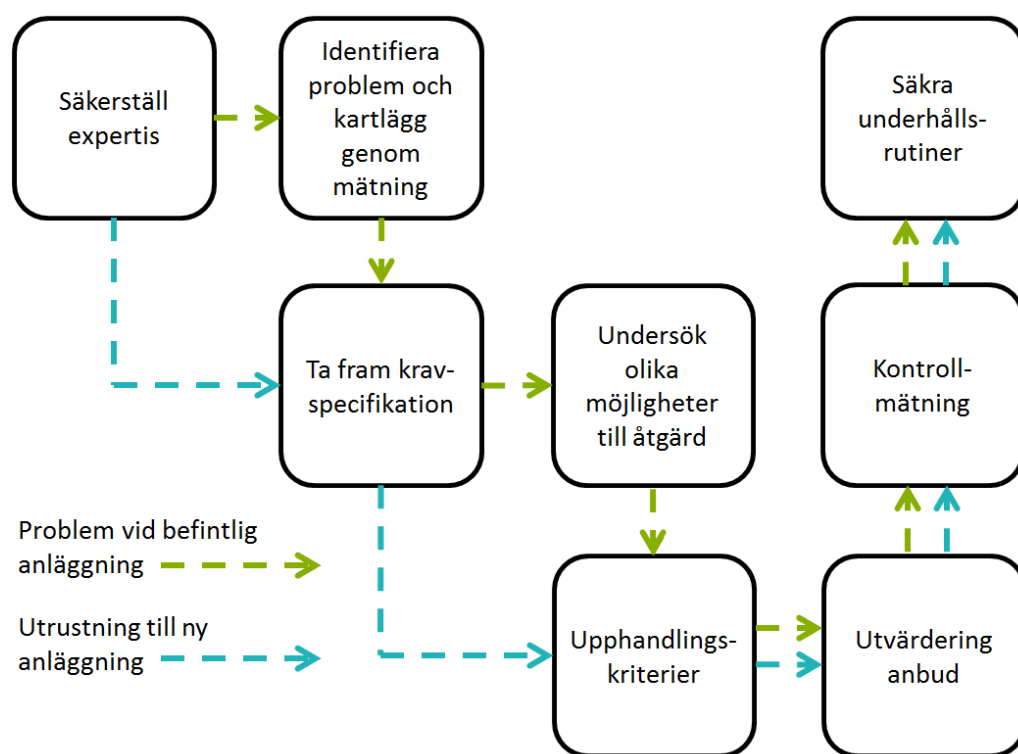
9 Rekommendationer och användning

Föreliggande rapport riktar sig till anläggningsägare till kommunala reningsverk och verksamheter som hanterar organiskt avfall exempelvis biogasanläggningar. I rapporten redovisas tydligt vilken reningsteknik som enligt utförda mätningar ger en hög avskiljningsgrad och låga resthalter. Detta kan ge en god indikation på vilken typ av utrustning man skall välja från det stora utbud som finns på marknaden.

Viktigt att notera är att alla tekniker inte passar i alla applikationer. Av denna anledning bör anläggningsägaren anlita teknisk support i samband med upphandling av utrustning och i kontakt med leverantörer. Viktigt i detta sammanhang är att ställa relevanta funktionskrav på utrustningen som går att kontrollera i efterhand med konventionella luktprovtagningar.

Rapporten ger också en tydlig rekommendation att för att få en utrustning att fungera under längre tid måste ett planerat underhåll ske där man regelbundet följer upp luktavskiljningsförmågan i utrustningen. Många anläggningar som ingått i denna studie har underhållet varit eftersatt vilket också bidragit till att anläggningen inte fungerar som tänkt.

ÅF förslår följande metodik vid upphandling av utrustning för luktbehandling.



Figur 9-1 Föreslagen metodik vid upphandling av utrustning för luktbehandling

Figure 9-1 Suggested methodology for procurement of equipment for odour treatment.

I Bilaga C till denna rapport presenteras en handbok som kan användas vid upphandling av luktreningsutrustning.

10 Litteraturreferenser

- [1] Arrhenius K, Rosell L, Tsetsilas S, Lövenklev M, Blomqvist M, Hall G, Sverkén A, Widén H & Holmgren M A; Luktreduceringsgrad hos biofilter, fältmätningar, Waste Refinery, Borås 2010, rapport nr WR-26
- [2] Cavinato C; Anaerobic Digestion Fundamentals – I, presentation at Jyväskylä summer school on biogas technology for sustainable second generation biofuels production, 2011, inom ramen för EU-projektet Valorgas, nedladdad från <http://www.valorgas.soton.ac.uk/publications.htm>
- [3] Gadgil-Mawart A, Malhautier L, Renner C, Rocher J & Fanto J-L; Treatment of a gaseous mixture by biofilters filled with an inorganic packing material: performance and influence of inoculation on removal efficiency levels, J. Chem. Technol. Biotechnol. 2012, Vol. 87, sid. 824-830
- [4] Lyngbye M, Jørgensen L, Jonassen K, Schlünssen V & Sigsgaard T; Støvreduktion i smågrisestald med elektrostatiske partikelioniseringsudstyr, Videncenter for Svineproduktion, 2012, Meddelande nr 927
- [5] Nipuli J; Hajukaasujen käsittely biologisella suodattimella, diplomarbete vid Helsingfors Tekniska Universitet, Helsingfors 2008
- [6] Prenafeta-Boldú F X, Ortega O, Arimany M & Canalias F; Assessment of process limiting factors during the biofiltration of odorous VOCs in a full-scale composting plant, Compost Science & Utilization (2012), vol. 20, nr 2, sid 73-78
- [7] Rene E R, Montes M, Vega M C & Kennes C; Novel bioreactors for waste gas treatment, in "Environmental Chemistry for a Sustainable World", Vol. 2 "Remediation of Air and Water Pollution", Springer Netherlands, 2012, ISBN 978-94-007-2439-6, pp. 121-170, abstract på http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-007-2439-6_3?LI=true
- [8] European Commission; Reference document on Best Available Techniques for the Waste Treatment Industries, Sevilla 2006
- [9] Higgins N J & Novak J T; Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation, J. Environ. Eng. Vol. 123 (1997), nr. 5, sid 479-485, abstract: [http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123%2F5\(479\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123%2F5(479))
- [10] Kim J, Novak J T & Higgins M J; Multistaged anaerobic sludge digestion processes, J. Environ. Eng. 137, nr 8, 2011, sid 746-753
- [11] Kempe M; Jonisering av inomhusluft – En intressant luftreningsteknik med många frågetecken, Novia, Vasa, rapport 5/2012, nedladdad från www.novia.fi
- [12] Kristiansen A, Lindholm S, Feilberg A, Nielsen P H, Neufeld J D & Nielsen J L; Butyric acid- and dimethyl sulfide-assimilating microorganisms in a biofilter treating air emissions from a livestock facility, Appl. Environ. Microbiology vol. 77 (2011), nr 24, sid 8595-8604
- [13] Kumar N, Novak J T & Murthy S; Effect of secondary aerobic digestion on properties of anaerobic digested biosolids, WEFTEC 2006, sid 6806-6829

- [14]Liu H & Fang H H P; Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges, J. Biotechnology vol. 95 (2002)m sid 249-256
- [15]Lyngbye M, Jørgensen L, Jonassen K, Schlünssen V & Sigsgaard T; Støvreduktion i smågrisestald med elektrostatisk partikelioniseringsudstyr, Videncenter for Svineproduktion, 2012, Meddelande nr 927
- [16]McSwain B S, Irvine R L, Hausner M & Wilderer P A; Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge, Applied and Environmental Biology, vol. 71 (2005), nr 2, sid 1051-1057
- [17]Neyens E, Baeyens J & Creemers C; Alkaline thermal sludge hydrolysis, J. Haz. Mat. Vol. 98 (2003), nr 1-3, sid 295-314, www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12573845
- [18]Neyens E, Baeyens J, Weermaes M & de Heyder B; Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge, J. Haz. Mat. Vol. 98 (2003), nr 1-3, sid 275-293, www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1268793
- [19]Neyens E, Baeyens J, Weermaes M & de Heyder B; pilot-scale peroxidation (H₂O₂) of sewage sludge, J. Haz. Mat. Vol. 98 (2003), nr 1-3, sid 91-106, www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12628779
- [20]Nipuli J; Hajukaasujen käsittely biologisella suodattimella, diplomarbete vid Helsingfors Tekniska Universitet, Helsingfors 2008
- [21]Parker R D, Davis E C & Jain R C; Biological scrubber odor control system and method, US Pat. 7 276 366 (2007)
- [22]Prenafeta-Boldú F X, Ortega O, Arimany M & Canalias F; Assessment of process limiting factors during the biofiltration of odorous VOCs in a full-scale composting plant, Compost Science & Utilization (2012), vol. 20, nr 2, sid 73-78
- [23]Rene E R, Montes M, Vega M C & Kennes C; Novel bioreactors for waste gas treatment, in “Environmental Chemistry for a Sustainable World”, Vol. 2 “Remediation of Air and Water Pollution”, Springer Netherlands, 2012, ISBN 978-94-007-2439-6, pp. 121-170, abstract på http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-007-2439-6_3?LI=true
- [24]Rönnöls E och Jönerholm K; Åtgärder mot lukt – Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av avfall, Avfall Sverige, Malmö 2007, rapport B2007:04
- [25]Sercu, B ; Geurverwijdering in relatie met de activiteit en samenstelling van de microbiële gemeenschappen in biofilters en biowasfilters (Odour removal in relation with the activity and composition of the microbial communities in biofilters and biotrickling filters), doktorsavhandling vid Universitet Gent, 2006, *nedladdad*
- [26]Shimp G F & Sandio J; Seeking options to conventional anaerobic digestion, nedladdat från www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/wef-sandino.pdf
- [27]Sievers M, Ried A & Koll R; Sludge treatment by ozonation – evaluation of full-scale results, Water Sci. Technol. Vol. 49 (2004), br 4, sid 247-263
- [28]Simpson G D & Holden G W; Composition for odor control, US Pat. 7 972 532 (2011)
- [29]Willis J & Schafer P; Advances in thermophilic anaerobic digestion, Proc. WEFTEC 2006, sid 5378-5392
- [30]Wilson C A, Murthy S N & Novak J T; Laboratory-scaled digestability study of wastewater sludge treated by thermal hydrolysis, Proc. WEF conf. Residuals and Biosolids 2008, sid 374-386

- [31] Yu G-H, He P-J, Shao L-M & He P-P; Toward understanding the mechanism of improving the production of volatile fatty acids from activated sludge at pH 10.0, *Water Research*, vol. 42 (2008), sid 4637-4644

[32]

Titel på Bilaga A: Provtagning och Analysmetodik

Titel på Bilaga B: Mätrapporter

Titel på Bilaga C: Handbok



WASTE REFINERY

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
wasterefinery@sp.se
www.wasterefinery.se