

Luktreduceringsgrad hos biofilter, fältmätningar

Karine Arrhenius, SP

Lars Rosell, SP

Sakis Tsetsilas, SP

Maria Lövenklev, SIK

Marie Blomqvist, SIK

Gunnar Hall, SIK

Anna Sverkén, SIK

Heléne Widén, SIK

Magnus Andreas Holmgren, Vattenfall Power Consultant

Luktreduceringsgrad hos biofilter, fältmätningar

Biofilter odour reduction level, measurements

Karine Arrhenius, SP
Lars Rosell, SP
Sakis Tsetsilas, SP
Maria Lövenklev, SIK
Marie Blomqvist, SIK
Gunnar Hall, SIK
Anna Sverkén, SIK
Heléne Widén, SIK
Magnus Andreas Holmgren, VPC

Projektnummer WR-26
År: 2010

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

Sammanfattning

Biofilter är en vanlig luktbehandlingsteknik för biologisk behandling. Ett biofilter är en bädd av organiska material oftast bestående av kompost (från hushållsavfall eller trädgårdsavfall) och ett annat material för att höja bäddens porositet till exempel bark och lecakulor. En luftström innehållande luktande ämnen leds till bädden via en kanal. Mikroorganismer i bädden bryter ned luktande ämnen som används som energikälla för deras tillväxt. Resulterande produkter är främst koldioxid och vatten, mineraliska salter, några organiska ämnen och mera mikroorganismer.

I det här projektet har ett antal biofilter runt om i Sverige utvärderats för att beskriva deras status och funktion. Ett flertal fysiska, kemiska, mikrobiologiska och luktrelaterade parametrar har mätts i kanalen som leder till biofiltren och i biofiltrens bäddar och utgående luft för att bedöma deras aktuella status och effektivitet. Uppmätta värden jämfördes med optimala värden på respektive parameter. Målet är att optimera biofilters funktion och förebygga risk för uppkomst av driftstörningar samt att skapa underlag för anläggningar som planerar att bygga ett biofilter eller införa ändringar som möjligen kan påverka befintliga biofilter.

Varje medverkande anläggning har besökts under ca två dagar i augusti/september 2009. Följande parametrar har mätts: 1) fysiska parametrar såsom relativ fuktighet, temperatur och pH, 2) kemiska parametrar såsom inkommande och utgående gassammansättning, gassammansättnings variation med tiden, tillgång till näring, 3) mikrobiologiska parametrar såsom det totala antalet levande mikroorganismer samt dominerande mikroflora i respektive biofilter och 4) luktparametrar genom en bedömning av enskilda ämnens bidrag till den totala utgående lukten och i vissa fall genom en värdering av den emitterade lukten genom olfaktometri.

Alla dessa värden har sedan tolkats och behandlats för att bedöma biofiltrets status: beskrivning av biofiltret, vilken miljö som råder i biofiltrets bädd, den mikrobiologiska statusen, vilket flöde och belastning som biofiltret utsätts för och dess effektivitet med avseende på reduktion av såväl luktande som icke luktande flyktiga ämnen.

Resultaten visar att det inte är ovanligt att viktiga parametrar ligger utanför det optimala området. Exempelvis bedömdes delar av bädden vid ett flertal biofiltret som för blöta eller som för torra. Fuktigheten i media är identifierat som en av de viktigaste parametrarna för biofilters drift och har stor påverkan på dess effektivitet. I vissa biofilter bedömdes pH i bädden som för surt vilket påverkar mikroorganismers aktivitet negativt och därmed även biofiltrets effektivitet. Som förväntat återfanns ett samband mellan avvikande driftparametrar och begränsad effektivitet. Vid optimalt pH dominerar den mikrobiologiska florans av bakterier, medan vid sura pH värden så tar mögeltillväxten överhand och filtret förlorar en del av sin effektivitet. För de anläggningar där driftsparametrar låg inom rekommenderade värdena speglade detta sig i en god reningseffektivitet.

Projektets allmänna slutrekommendationer är att varje anläggning skall införa nya rutiner för att regelbundet kontrollera viktiga driftparametrar för biofiltret. Exempel på rutiner och mätmetoder presenteras i slutet på denna rapport. För de studerade anläggningar där stora avvikelser konstaterats rekommenderas att en ny bedömning av effektiviteten görs efter genomförda åtgärder.

Summary

Biofilter is today the most common odour reduction method for biological treatment. A biofilter consists of a bed of organic material often made of compost together with another material which increases the porosity of the bed. Microorganisms in the compost use odorous compounds as nutrient by decomposing them. Resulting products are mainly carbon dioxide and water, mineral salts, other organic compounds and more microorganisms.

In this project, seven biofilters implemented in Sweden have been tested in order to describe their status and function. A number of physical, chemical, microbiological and odour related parameters have been measured in the pipe which leads to the biofilter as well as on the surface of the biofilter in order to determine biofilters status and their effectiveness. Values from plants have been compared to published optimal values for each parameter.

The goal of the project is to optimize biofilters function och prevent risks for performance disturbances. Results from the project can also be used as reference for plants which are planning process modifications as an increase of waste to be treated, substrat/material changes etc.

Each plant has been visited during two days in August/September 2009. The following parameters have been measured: 1) physical parameters such as relative humidity, temperature, and pH, 2) chemical parameters such as incoming and outgoing gas composition, gas composition variation with time, access to nutrients, 3) microbiological parameters such as the total number of microorganisms and the dominating microflora in respective biofilter and 4) odour related parameters through an evaluation of the contribution of individual compounds to the total outgoing odour and in some cases, through an evaluation by olfactometry.

All these parameters have been subsequently interpreted and treated in order to evaluate the status of the biofilter: description of the biofilter, its environment, the microbiological status, which flow and load are passing through the biofilter and its effectiveness.

The results show that it is common that important parameters are outside the range of recommended values. As an example, it has been found that parts of the biofilters can be either too wet or too dry. The water content of the biofilter is known to be one of the most critical parameters to insure its correct function. In some cases, the pH was found to be very acidic which negatively influences microorganism's activity and consequently biofilters efficiency. At optimal pH, the microflora is dominated by bacteria while the growth of mould dominates at low pH. An expected lower effectiveness was found when important parameters are deviating from recommended values. At the opposite, when parameters were found to be within the recommended range of values, the efficiency was found to be higher.

The project general recommendations are that all plants should introduce new routines to regularly survey the biofilters status and function. Example of routines is presented in the end of this rapport. For the plants where parameters presented high discrepancies from

recommended values, the project group recommends to carry out a new evaluation when the deviating parameters have been corrected.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMDISKUSSION	1
1.2	PROBLEMFÖRMULERING OCH MÅL	1
1.3	AVGRÄNSNINGAR	1
2	BAKGRUND	2
3	MATERIAL OCH METODER	5
3.1	I VENTILATIONSKANAL	5
3.2	UTGÅENDE LUFT FRÅN BIOFILTERYTA, MED HUV	8
3.3	I BIOFILTERBÄDDEN	10
3.4	PROVTAGNING I BIOFILTRETS BÄDD, ANALYS PÅ LABORATORIUM	10
4	GENOMFÖRANDE	13
4.1	PROVTAGNINGSPUNKTER	14
5	RESULTATREDOVISNING	15
5.1	BORÅS	15
5.2	ESKILSTUNA	22
5.3	VÄSTERÅS	23
5.4	LINKÖPING	30
5.5	GÖTEBORG	35
5.6	SKÖVDE	41
5.7	FALKENBERG	44
5.8	NITRAT OCH SULFAT	50
5.9	METALLER	51
6	RESULTATANALYS	52
6.1	KOMMENTARER OM PROVTAGNING	52
6.2	KOMMENTARER OM ANALYSMETODER	52
6.3	RESULTATSAMMANSTÄLLNING	55
6.4	NEDBRYTNING AV FILTERMEDIA	59
7	SLUTSATSER	60
8	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	62
9	LITTERATURREFERENSER	63

BILAGOR

A	BILDER AV OLIKA BIOFILTER
B	ONLINE MÄTNINGAR

1 Inledning

1.1 Problemdiskussion

Biofiltrering är idag den vanligaste luktbehandlingstekniken för biologisk behandling. I Sverige använder 12 av 20 biogasanläggningar biofilter [1]. Det är något mindre vanligt hos komposteringsanläggningar (5 av ungefär 20). Totalt nära hälften av alla anläggningar för biologisk behandling har biofilter. Biofilter är oftast den enda luktbehandlingstekniken vid anläggningen men ibland kombineras tekniken med till exempel vattenskrubber, jonisering, förbränningspannor mm.

Biofiltrering [2,3] används för att fånga och biologiskt bryta ned låga halter av gasformiga organiska ämnen i en stor mängd luft. Ett biofilter är en bädd av organiskt material, oftast bestående av kompost och ett annat material för att höja bäddens porositet. Materialet är omgivet av en vattenfas innehållande mikroorganismer, så kallad biofilm. Mikroorganismerna i biofilmen bryter ned luktande ämnen och använder dessa som näring för sin fortsatta tillväxt. Resulterande produkter är främst koldioxid och vatten, mineraliska salter och organiska ämnen.

Ett tidigare Waste Refinery projekt [4] har visat att befintliga biofilter i Sverige är väldigt varierande på alla möjliga sätt och att uppförandet av biofilter med val av material, dimensionering mm oftast har överlämnats till olika externa företag. Med få undantag saknas relevanta mätningar för att bedöma de olika biofiltrens funktion, detta förmodligen på grund av brist på riktlinjer för hur ett biofilter ska designas, skötas och kontrolleras. Det är upp till varje anläggning att bestämma hur underhåll skall gå till. En av konsekvenserna är att skötseln av biofiltret ofta inte blir prioriterad.

1.2 Problemformulering och mål

I föreliggande projekt har sju anläggningar runt om Sverige besökts och deras biofilter har studerats med avseende på olika driftparametrar och bedömning av effektivitet både luktmässigt och kemiskt. Målet var att finna underlag för att optimera biofiltrens funktion och förebygga risk för uppkomst av driftstörningar samt att ta fram underlag för anläggningar som planerar att bygga ett biofilter eller införa ändringar som möjligen kan påverka befintliga biofilter.

1.3 Avgränsningar

Projektet avgränsas till det biologiska delområdet inom Waste Refinery.

2 Bakgrund

Biofilter har beskrivits i detalj i ett tidigare projekt (WR24) och enbart de viktigaste slutsatserna presenteras i denna rapport.

Biofiltrering är en teknik som används för att fånga och biologiskt bryta ned låga halter av gasformiga organiska ämnen i stor mängd luft.

Tekniken har många fördelar:

- Dess förmåga att omvandla föroreningar till inerta produkter såsom koldioxid och vattenånga. Föroreningar totalförstörs.
- Den är miljövänlig eftersom det framställs få eller inga sekundära ämnen
- Biofilter kan vara ett kostnadseffektivt val som anpassas bäst till höga luftflöden med relativt låga halter föroreningar
- Biofilter fungerar vid rumstemperatur och kräver ingen uppvärmning
- Den har en lägre energianvändning än andra konkurrerande teknologier

Ett biofilters bäddmaterial har en central funktion och måste därmed uppfylla vissa krav. Först och främst måste bädden vara en optimal mikrobiell miljö där mikroorganismer kan överleva och tillväxa. Detta innebär att bädden måste ha rätt fuktighet, pH och temperatur samt att mikroorganismerna har tillgång till näring (kväve, fosfor, svavel, spårelement).

Ett väl fungerande biofilter kräver att vissa parametrar i bädden hålls inom ett visst område [3]:

- Optimal fukthalt i mediet är mellan 40 och 60 % RH
- Acceptabla pH-värden i mediet är mellan 6 och 9, där mellan 7 och 8 är optimalt
- Optimal temperatur i mediet är mellan 30 och 40 °C
- Tillgång till syre och näring (kväve, fosfor, svavel och spårelement...)

Antalet mikroorganismer i ett väl fungerande biofilter är hög, mer än 10^9 CFU/gram är vanligt [5]. De flesta är heterotrofa mikroorganismer (använder organiska ämnen som energikälla) där bakterier och jäst/mögel är dominerande. Dessa mikroorganismer bryter ned VOC ämnen i inkommande gas till koldioxid, vatten och andra biprodukter.

För gällande driftsparametrar (temperatur, pH, fukttinhåll, total antal mikroorganismer, tillgång till näring) kan biofilters effektivitet bedömas genom att mäta såväl luktreduktionen som borttagningsförmågan för enskilda ämnen.

Borttagnings effektiviteten är den andel av ett ämne som försvinner i biofiltret. En borttagnings effektivitet av 100 % betyder att ett visst ämne i inkommande gas helt bryts ned i biofiltret. Borttagningsförmåga i g per m³ och timma uttrycker hur många gram av ett ämne som behandlas effektivt per m³ biofilter och per timme. Man kan också bedöma lukt reduceringsgrad med olfaktometriska mätningar före och efter biofiltret. Olfaktometri baseras på en panel av tränade individer som bedömer luktens intensitet och i viss mån luktens karaktär [6].

I Tyskland har VDI (The Association of German Engineers) sedan 2004 publicerat riktlinjer för drift, mätning och utvärdering av biofilter som biologisk gasrening [7]. Riktlinjerna avser inte enbart luktreduktion, utan alla användningsområden för biofilter. Mätningar som gjordes i denna studie baseras i stort sett på dessa riktlinjer.

I följande tabeller sammanfattas egenskaperna hos de medverkande anläggningarna samt deras biofilter:

Tabell 1: Behandlat substrat och luftkällor till biofilter

Table 1: Substrate which is treated and origin of the air that is treated by the biofilter

Anläggning	Behandlat substrat i anläggning	Källa till luft till biofilter
Göteborg	Biologiskt avfall från hushåll och företag	Komposteringshallen
Borås	Biologiskt hushållsavfall samt biologiskt verksamhetsavfall	Hallar där biologiskt material hanteras, bioseparator och bufferttankar
Västerås	Biologiskt avfall från hushåll och restauranger, vallgrödor, fettavskiljarslam	Ventilationsluft från biogasanläggning, stripperluft från uppgradering
Skövde	Slakteriavfall	Endast luft ifrån hallar. Mer luktpotenta källor behandlas genom förbränning.
Eskilstuna	Avloppsslam och matavfall	Stripperluft samt från två övriga lokaler på reningsverket (ventilation från renstvätt och från råslamavvattning)
Linköping	Livsmedelsavfall, slakteriavfall	Mottagningshall och mottagningstankar
Falkenberg	Gödsel, avfall (matavfall, slakteriavfall, biomassa m.m)	Mottagningshall, tankar och processlokaler

Tabell 2: Biofiltrens dimension.

Table 2: Biofilter's dimensions.

Anläggning	Yta (m ²)	Djup (m)	Volym (m ³)	Flöde in (m ³ /h)*
Renova (kompostering)	324	2	640	29000
Borås (rötning)	160	ca 2	ca 300	ca 13000
Västerås (rötning)	2 x 112,5	1,8	202,5	25000
Skövde (rötning)	20	1	20	1000
Eskilstuna (rötning)	2 x 10	0,8	2 x 8	1500
Linköping (rötning)	100	3	300	6000
Falkenberg (rötning)	154	1,2	163	18000

Tabell 3: Biofiltrens bädd.

Table 3: Biofilter's bed materials

Anläggning	Material	Antal lager	Byggdes/bytt material sist
Renova (kompostering)	Ekbitar i botten, tallbark, grönflis (buskar och träd)	1	1999
Borås (rötning)	Lecamaterial varvat med barkkompost	12	2003/2004
Västerås (rötning)	Trärötter, grovt material, bark och träflis blandade		Nytt material 2009
Skövde (rötning)	Leca, bark och spån blandat, toppat med 1dm alunspån	3	2003/2005
Eskilstuna (rötning)	Flis, leca och makadam	2	2003/2007
Linköping (rötning)	Flis, Torv, lecakulor	5-10	1997
Falkenberg (rötning)	leca -två storlekar	2	2008

3 Material och metoder

Följande parametrar har uppmätts:

I ventilationskanal:

- Temperatur
- Relativ fuktighet
- Gasflödet
- Online-mätningar av halt svavelämnar, svaveldioxid, koldioxid och kolväten
- Gassammansättning, med avseende på syror, svavelämnar, VOC, aminer, syre, metan mm
- Olfaktometri, luktbedömning av den totala lukten med panel

Utgående luft från biofilteryta, med huv [5]:

- Flödesdistribution över filterytan genom mätning av flödet på olika platser
- Online-mätningar av halt kolväten
- Gassammansättning, med avseende på syror, svavelämnar, VOC, aminer, syre, metan mm
- Olfaktometri, luktbedömning av den totala lukten med panel
- Luktbedömning (intensitet och karaktär) av enskilda ämnen med GC-O och tränade bedömare

I biofilterbädden:

- Temperatur
- Relativ fuktighet

Provtagning i biofiltrets bädd, analys på laboratorium:

- pH
- Vatteninnehåll
- Tillgång till näring
- Metaller
- Mikroorganismer (bakterier, jäst och mögel)
- Vattenaktivitet

3.1 I ventilationskanal

3.1.1 Temperatur och relativ fuktighet

Gasens temperatur och relativa fuktighet har bestämts genom ett flertal stickprovsmätningar i samband med övrig provtagning. Kalibrerade termoelement och T/RH-sonder har använts.

I samband med mätningarna har också omgivningstemperatur och fuktighet bestäms med samma utrustning.

3.1.2 Gasflödet

Gasflödet har bestämts genom ett flertal stickprovsmätningar i samband med övrig provtagning. Kalibrerad mikromanometer och pitotrör har använts. Kanalens dimension och gasens temperatur ingår som data i beräkningarna.

3.1.3 Online mätningar av halt svavelämnen, svaveldioxid, koldioxid och kolväten

Halt kolväten har bestämts med direktvisande FID-instrument. Halt svavelämnen har bestämts med direktvisande SO₂-instrument anslutet via konverter för att konvertera svavelämnen till svaveldioxid. Halt koldioxid har bestämts med direktvisande CO₂-instrument.

Instrumenten anslöts till datalogger som lagrade mätvärden under hela mätperioden. Instrumenten kalibrerades med kalibrergaser vid mät dagens början och kalibreringen kontrollerades med kalibrergaser vid dagens slut.

Vid några tillfällen under en mät dag stängdes konvertern av under några minuter för bestämning av halten svaveldioxid. Dataloggningen fortgick oavbrutet så tiderna för dessa prov noterades i dagboken. Sådana prov gjordes vid start, mitt på dagen och vid slutet av provtagning.

3.1.4 Provtagning gassammansättning

Estrar, terpen, ketoner, alkaner, aromater, fenoler

En adsorbent, Tenax (en porös polymer baserad på 2,6-difenyl-oxid), användes för att adsorbära opolära eller något polära ämnen med kokpunkt i intervallet 70-320°C (sex till trettio kolatomer). Provgasen samlades genom att pumpa luft över adsorbenten med hjälp av en bärbar pump (Airchek) under konstant flöde. Typiskt provtagningsflöde var 100-250 mL/min och provtagningstid var 10- 15 min så att den totala provtagningsvolymen blev 1 till 3 L.

Analys av Tenaxrör genomförs genom så kallad termisk desorption (TD) där de adsorberade ämnena först frigörs med värme och sedan överförs till en kylfälla för fokusering. Kylfällan värms snabbt upp igen och ämnena frigörs och leds vidare till en gaskromatografi-kolonn för separation. Utflödet från kolonnen delas upp i två strömmar för detektion av individuella komponenter i en flamjonisationsdetektor respektive masspektrometrisk detektion. Fragmenteringsmönstret i masspektrum ger information om de eluerade ämnenas struktur så att de kan identifieras. Tekniken kan förkortas TD-GC-FID/MS.

Analys gjordes på en Agilent Technologies gaskromatograf 6890N utrustad med två detektorer, en flamjonisationsdetektor och en masspektrometer 5975C inert MSD i så kallad "electron impact mode" under standardförhållande.

Adsorbentrör genomgick en tvåstegs termisk desorptionsprocess med hjälp av en Perkin Elmer TurboMatrix 650 desorber. Rördesorption utfördes vid 275°C i 7 min.

Tenaxrören analyserades på en opolär kapillärkolonn (5% fenyl polysilfenyl-siloxan, BPX5, 50 m lång, 0,32 mm interndiameter, 1 µm film tjocklek från SGE) programmerade från 30°C (4 min) till 100°C vid 3°C/min, 100 °C (0 min) till 220°C vid 8°C/min och till 300°C (10 min) vid 15°C/min.

Ammoniak

Ammoniak analyserades i princip enligt NIOSH metod 6015 där en adsorbent bestående av svavelsyra behandlad silikagel används för att fånga ammoniak. Provgasen samlades genom att pumpa luft över adsorbenten med hjälp av en bärbar pump under konstant flöde (mellan 0,1 till 0,2 L/min). Adsorbenten extraherades med ammoniakfritt deoniserat vatten. Den erhållna lösningen analyserades med spektrofotometri i synligt ljus med extern kalibrering.

Svavelämnena

Lätta svavelämnena (svavelväte, metylmerkaptan, sulfurdioxid) analyserades efter insamling i en gastät påse på gaskromatografi med en induktivt kopplat plasma/masspektrometer (GC/ICP/MS) som detektor. Eftersom kalibreringen för den tekniken har visats vara ämnes-oberoende behöver man inte kalibrera för enskilda svavelämnena.

För tyngre ämnen (från dimetyldisulfid och tyngre) användes samma analysmetod som för estrar, terpener mm.

Aldehyder

Aldehyderna provtogs genom så kallad kemisorption (kemisk reaktion) i ett reagensbelagt filter (SepPak Exposure, Waters), där 2,4-dinitrofenylhydrazin, förkortat DNF, reagerar med förekommande aldehyder och ketoner och bildar mostvarande hydrazon.

Alla prov insamlades som enkelprov och exponeras 10 minuter. Provtagningsflödet var ca 1000 mL/min och provtagningsvolym blev alltså 60 L.

Analys av formaldehyd på DNF-provtagare är en SP-metod som är ackrediterad (metod SP2302). Provtagare extraheras med acetonitril. Den erhållna lösningen analyseras med en vätskekromatograf och addukterna detekteras med UV alternativt MS. Identifiering sker med hjälp av retentionstid och kvantiteten beräknas genom att toppens area i kromatogrammet jämförs med en standardkurva.

Analyserna utfördes på en vätskekromatograf kopplad till en masspektrometer (LC-MS).

Aldehyderna separerades med en C18 kolonn (3 µm, 2,1 mm × 15 cm) med acetonitril och vatten som mobilfas.

Syror

Provtagning av syrorna utfördes på samma sätt som opolära eller något polära ämnen (se 3.4.1) dvs på Tenax. Analys är också likvärdig analysen av opolära till något polära ämnen men kolonnen är av en annan typ. I detta fall analyseras Tenaxrören på en polär kapillärkolonn (en polyetylen glykol stationary fas, FFAP, 50 m lång, 0,32 mm interndiameter, 0,52 µm film tjocklek från Hewlett Packard) programmerad från 80°C (5 min) till 250°C vid 7°C/min (20 min).

Aminer

Aminer analyserades i princip enligt OSHA metoder 34-36-40-41 där en adsorbent bestående av Amberlite XAD-7 (en akrylesterpolymer) behandlad med NBD chloride (7-klor-4-nitrobensen-2-oxa-1,3-diazol) används för att fånga aminer. Ett stabilt derivat bildas på behandlad Amberlite XAD-7. Provgasen samlas genom att pumpa luft över

adsorbenten med hjälp av en bärbar pump under konstant flöde (mellan 0,1 till 0,2 L/min). Provtagare extraheras med tetrahydrofuran. Den erhållna lösningens eventuella innehålls av aminer bestäms med LC-MS. Aminerna separerades med en C18 kolonn (3 µm, 4,6 mm × 10 cm) med acetonitril och vatten som mobilfas.

3.1.5 Provtagning olfaktometri

Prover togs i stora gaspåsar. Provtagning med vakuum-teknik används för att undvika kontaminering från pumpar. Prover skall enligt standard analyseras inom 30 timmar från provtagning.

Proven analyserades dagen efter provtagning hos FORCE Technology i Danmark. Lukt koncentrationsbestämning utfördes i enlighet med FORCE ackrediterad metod 51 som baseras på den europeiska standarden EN 13725:03 "Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry" [6].

3.2 Utgående luft från biofilteryta, med huv

3.2.1 Flödesdistribution över filterytan och flödesmätning

Vid denna provtagning användes en särskild provtagningshuv som var placerad på biofiltrets yta. I huvens skorsten sitter en varmtrådsgivare monterad för bestämning av utgående luftflöde (figur 1). Flödet bestämdes genom stickprovsmätning i samband med övrig provtagning i huv. För att få en bild av flödesdistributionen på filterytan flyttades huvan mellan olika punkter där flödet bestämdes. Trots att den särskilda huvan användes så hade blåst en stor påverkan på mätresultaten varför det var svårt att få repeterbara mätresultat.

Figur 1: Huv för provtagning på filteryta

Figure 1: Hood, used for sampling on filter

I Borås gjordes försök med att placera en rökampull i inkommande ventilationskanal och sedan visuellt studera hur röken fördelade sig på filterytan. Metoden finns omnämnd i VDI 3477 [7]. Resultaten från försöket var svårtolkade eftersom de var delvis motstridiga till resultat från mätning med huv. Den senare metoden får trots blåstens inverkan anses vara mer pålitlig.



3.2.2 Online mätningar av halt kolväten

Provgas togs ut genom små hål i den breda delen av huvan. I övrigt se kapitel 3.1.3.

3.2.3 Provtagning gassammansättning

Samma procedur som i ventilationskanalen har använts för att bestämma gassammansättningen på biofiltrets yta. Provtagare introducerades genom små hål i den breda delen av huven. Ca tre-fyra gånger större provvolym, jämfört med prover i kanalen, togs på dessa adsorbenter. I övrigt se kapitel 3.1.4.

3.2.4 Provtagning olfaktometri

Provgas togs ut genom små hål i den breda delen av huven. I övrigt se kapitel 3.1.5.

3.2.5 Provtagning luktbedömning med GC-O-analys

Prover för GC-O-analys samlades in på adsorbentrör (Tenax TA) vid följande anläggningar: Borås, Västerås, Linköping, Göteborg och Falkenberg.

Provtagningsplatser på respektive biofilter visas i figur 3. Provtagningen skedde med en bärbar pump, flöde 50 ml/min. Den provtagna luftvolymen var ca 500 ml/Tenaxrör för samtliga anläggningar med undantag av Linköping där den provtagna volymen var ca 400 ml prov/Tenaxrör. Proverna som togs vid anläggningen i Göteborg var mycket fuktiga och rören torkades därför med torr helium (40 ml/min) under 10 min före luktbedömningen.

Luktbedömningen gjordes med tekniken GC-olfaktometri (GC-O), även kallad GC-sniff. Vid denna analys delades gaskromatografens bärgasflöde mellan en flamjonisationsdetektor och en speciell luktkopp, där erfarna luktbedömare, en åt gången, analyserade lukten. Denna teknik ger information om vilka toppar i ett kromatogram som luktar mycket och vilka toppar som inte luktar alls. Det är inte ovanligt att små toppar luktar mycket starkt, ibland till och med starkast. Det återspeglar att den mänskliga näsan är en väldigt känslig detektor som dessutom har en annan specificitet än instrumentdetektorer. Syftet med analysen var att peka ut de toppar som luktar starkast, att så långt som möjligt beskriva karaktärerna hos enskilda luktämnen samt att identifiera de ämnen som bidrog till emissionernas lukter med GC-MS-analys. Den masspektrometriska identifieringen gjordes av SP, men även SIK utförde GC-MS-analys för att säkerställa att olika toppar tillskrevs rätt identitet.

De adsorberande ämnena injicerades från Tenaxrören på en gaskromatografisk kolonn genom termisk desorption. Prover från alla anläggningar analyserades på en kapillärkolonn med den stationära fasen DB5 (30 m; 0,32 mm i.d.; 1 µm filmtjocklek). Det temperaturprogram som användes var: 25-220°C, där temperaturen hölls i 5 min vid 25°C och sedan ökades med 4°C/min till 220°C.

Luktbedömarna var instruerade att när han/hon kände en lukt manuellt markera i kromatogrammet vad det luktade och hur starkt det luktade (se figur 2). Följande intensitetsskala användes:

0	Ingen lukt
1	Mycket svag lukt
2	Svag lukt
3	Medelstark lukt
4	Stark lukt
5	Mycket stark lukt



Figur 2: GC-O-analys: En erfaren bedömare luktar på ämnena som kommer från gaskromatografen. Såväl lukternas intensiteter som deras karaktärer bedöms.

Figure 2: GC-O-analysis: An experienced judge assesses the odour of separated compounds as they are eluting from the gas chromatograph. Both perceived intensities and characters of the odours are assessed.

Observera att på det sätt skalan användes av bedömarna så innebär en 2:a i luktintensitet ("svag lukt") att lukten var klart kännbar och så tydlig att den var möjlig att karaktärisera, om bedömarna lyckades finna en luktassociation.

För varje prov utfördes GC-O-analysen i dubbelprov av två erfarna luktbedomare. Den kromatografiska analysen på DB5-kolonnen pågick i ca 1 timme och luktbedomare 1 analyserade lukterna i kromatogrammet vid tiden 0-20 min, luktbedomare 2, tiden 20-40 min och luktbedomare 1, tiden 40-60 min. Vid analys av dubbelprovet, så bytte bedömarna bedömningsordning.

3.3 I biofilterbädden

3.3.1 Temperatur och relativ fuktighet

Upp till fyra kalibrerade T/RH-sonder användes samtidigt för bestämning av temperatur och relativ fuktighet i biofilterbädden. Sönderna fördes ner i bädden i plaströr som grävts ned på olika platser och djup i bädden. Minst 60 minuter gick mellan det att sönderna sattes på plats och tills dess att mätvärden lästes av.

3.4 Provtagning i biofiltrets bädd, analys på laboratorium

Spade och jordborr användes för att ta prov på bäddmaterialet på olika platser och djup. Proven förvarades i tätslutande sterila plastpåsar. Prov som analyserades för mikroorganismer transporterades kylda till SIK i Göteborg för analys.

3.4.1 pH

Bestämning av pH gjordes dagen efter provtagning. Materialet från bädden transporterades till SP i Borås för analys. Därefter blandades proven med destillerat vatten i förhållande 1g till 20 mL i plastflaskor. Flaskorna skakades därefter i 5 min och fick stå 2 timmar innan mätningen med kalibrerad pH-mätare [8]. Proceduren utfördes som dubbelprov.

3.4.2 Vatteninnehåll

Från samma påsar som användes för pH-mätningen togs ett prov av 100 till 250 g som lades i petriskål. Petriskålarna vägdes när de var tomma och efter att de hade fyllts med material. Därefter lades petriskålarna i ugn vid 105°C under 24 timmar. Därefter vägdes petriskålarna igen. Proceduren utfördes som dubbelprov [9].

Vatteninnehållet beräknades enligt följande ekvation:

$$\text{Vatteninnehåll \%} = (\text{blött bädd} - \text{torr bädd}) / (\text{blött bädd} - \text{vikt tom skål}) * 100$$

3.4.3 Tillgång till näring

I ett försök att kontrollera att mikroorganismer har tillgång till näring bestämdes halt nitrat och sulfat i lakvatten (från 3.4.1). Resultat av bestämning av nitrat kan användas som referensvärden men är ej kompletta ur näringsynpunkt eftersom bäddens innehåll av kvävenäring är summan av lösligt kväve i form av ammonium, nitrit och nitrat. Ammonium och nitriter har inte mätts i den här studien på grund av instrumentfel.

Proverna analyserades med jonkromatografi med konduktivitetdetektor med avseende på nitrat och sulfat.

3.4.4 Metaller

Många tungmetaller kan vara skadliga för mikrobiell aktivitet eller orsakar toxisk hämning även vid låga halter i inkommande gasen. Eftersom tungmetaller ackumuleras av mikroorganismer kan de allvarligt skada deras metabolism. Tungmetaller har bestämts med induktivt kopplad plasma-optisk emissionsspektroskopi (ICP-OES) efter torkning av proverna vid 105°C och mikrovågsuppslutning i kungsvatten (blandning av salpetersyra och saltsyra) (enligt DIN 38 406-21 [10]).

Vanligtvis [7] bestäms halt av följande metaller: bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), kvicksilver (Hg) och zink (Zn). Kviksilver halt har inte bestämts i den här studien eftersom kvicksilver kan förloras under torksteget.

3.4.5 Mikroorganismer

Prover för mikrobiologisk analys togs från anläggningar i Borås, Västerås, Linköping, Göteborg och Falkenberg.

För dessa biofilter förutom Borås togs prover ut på två nivåer i bädden, beroende på bäddens utformning. I Borås togs prover ut på en nivå, ca 20 cm ner i bädden. På varje nivå togs tre prover ut, dvs totalt 6 prov per anläggning, med undantag för Falkenberg där enbart 2 prover totalt togs ut.

Vid provtagning användes engångshandskar samt sterila påsar med förslutare. Alla prover transporterades därefter kylda till SIK för vidare analys. Före analys mättes vattenaktiviteten (a_w) i varje prov med Aqua Lab CX-2 (Decagon Devices Inc.). Proverna för mikrobiell analys förbehandlades genom att blanda ca 25 g material med 100 ml 0.9% NaCl lösning och sedan homogenisera med hjälp av mixer (för utförligare beskrivning Smith et al. 2001, [9]). Efter mixning uppmättes vattenaktiviteten (a_w) i proverna.

För att påvisa dominerande grupper av mikroorganismer gjordes odling på olika odlingsmedier, se tabell 1. Antalet bakterier, jäst och mögelsvampar anges som log

CFU/gram provmaterial (CFU = kolonibildande enheter). För att identifiera dominerande bakterier, jäst och mögelsvampar från olika isolat användes ett standardförfarande för mikrobiell identifiering av okända isolat. (i) Morfologisk analys och mikroskopi ger svar på t ex mikroorganismers färg, form, utseende och rörlighet. (ii) Gramfärgning är en metod för infärgning av bakterier som används för att klassificera bakterier. Färgämnet som används är kristallviolett och grupperar en okänd bakterie som antingen en gramnegativ (förkortad G-) eller grampositiv (G+) bakterie. Grupperingen av bakterierna beror på att de har en skillnad i uppbyggnaden av cellväggen. (iii) Biokemisk analys är baserat på mikroorganismernas metabolism och vilka kolkällor som används vid tillväxt. System som använts vid identifiering är API Identification System® (BioMérieux) och BIOLOG™ Automated Identification System (Biolog Inc.).

Tabell 4. Mikrobiologisk analys och odlingsbetingelser.

Table 4. Microbiological analysis and growth conditions.

Mikroorganism	Odlingsmedium	Odlingsbetingelser
Total antalet bakterier (G+ och G-)	Tryptone Soya Agar (TSA)	30°C, aerobt
Total antalet jäst och mögelsvampar	Dichloran Rose-Bengal Chloramphenicol Agar (DRBC)	25°C, aerobt
Sporbildande bakterier (G+)	Reinforced Clostridial Agar (RCA)/ Tryptone Soya Agar (TSA)	80°C/10 min; 30°C, 55°C anaerobt/aerobt
<i>Pseudomonas</i> (G-)	<i>Pseudomonas</i> Agar with Cetrinide, fucidin, cephalosporin (CFC)	30°C, aerobt
<i>Salmonella</i> (G-)	Xylose Lactose Desoxycholat Agar (XLD)	35°C, aerobt
Gramnegativa (G-) stavar	Drigalski Agar	30°C, aerobt

Alla odlingsmedier kommer från Oxoid, Thermo Fischer Scientific.

3.4.6 Vattenaktivitet

Vattenaktiviteten (eller fuktjämvikt), a_w , är ett mått på mängden fritt eller tillgängligt vatten i en produkt och påverkar tillväxten hos bakterier, jäst och mögelsvampar. Vattenaktiviteten definieras som kvoten mellan produktens vattenångtryck och ångtrycket över rent vatten vid samma temperatur. I rent vatten är vattenaktiviteten lika med ett, $a_w=1$. Generellt gäller att flertalet bakterier inte kan tillväxa under $a_w=0,9$, flertalet jästsvampar inte under $a_w=0,85$ och flertalet mögelsvampar inte under $a_w=0,7$. Vattenaktiviteten mättes på alla prover med Aqua Lab CX-2 (Decagon Devices Inc.).

4 Genomförande

Samtliga anläggningar besöktes under perioden vecka 35-39 2009.

- Borås, vecka 35
- Eskilstuna, vecka 36
- Västerås och Linköping, vecka 37
- Göteborg och Skövde, vecka 38
- Falkenberg, vecka 39

Provtagningen genomfördes i stort sett enligt plan, dvs vid normalt drift.

I Borås upptäcktes dock under provtagning att ventilationsfläkten gick på reducerad effekt jämfört med normal drift. Problemet åtgärdades under provtagning men kan ha påverkat resultaten.

I Västerås genomfördes alla provtagningar direkt efter det att anläggningen startats upp efter ett driftavbrott av ca 6-7 timmar, vilket kan ha påverkat resultaten. Avbrottet var dock relativt kort och bör åtminstone inte ha påverkat tillväxten av mikroorganismerna i bädden.

I tabell 5 listas väderförhållanden som rådde i respektive anläggning under provtagning.

Tabell 5. *Väderförhållanden vid provtagning*

Table 5. *Weather conditions during sampling*

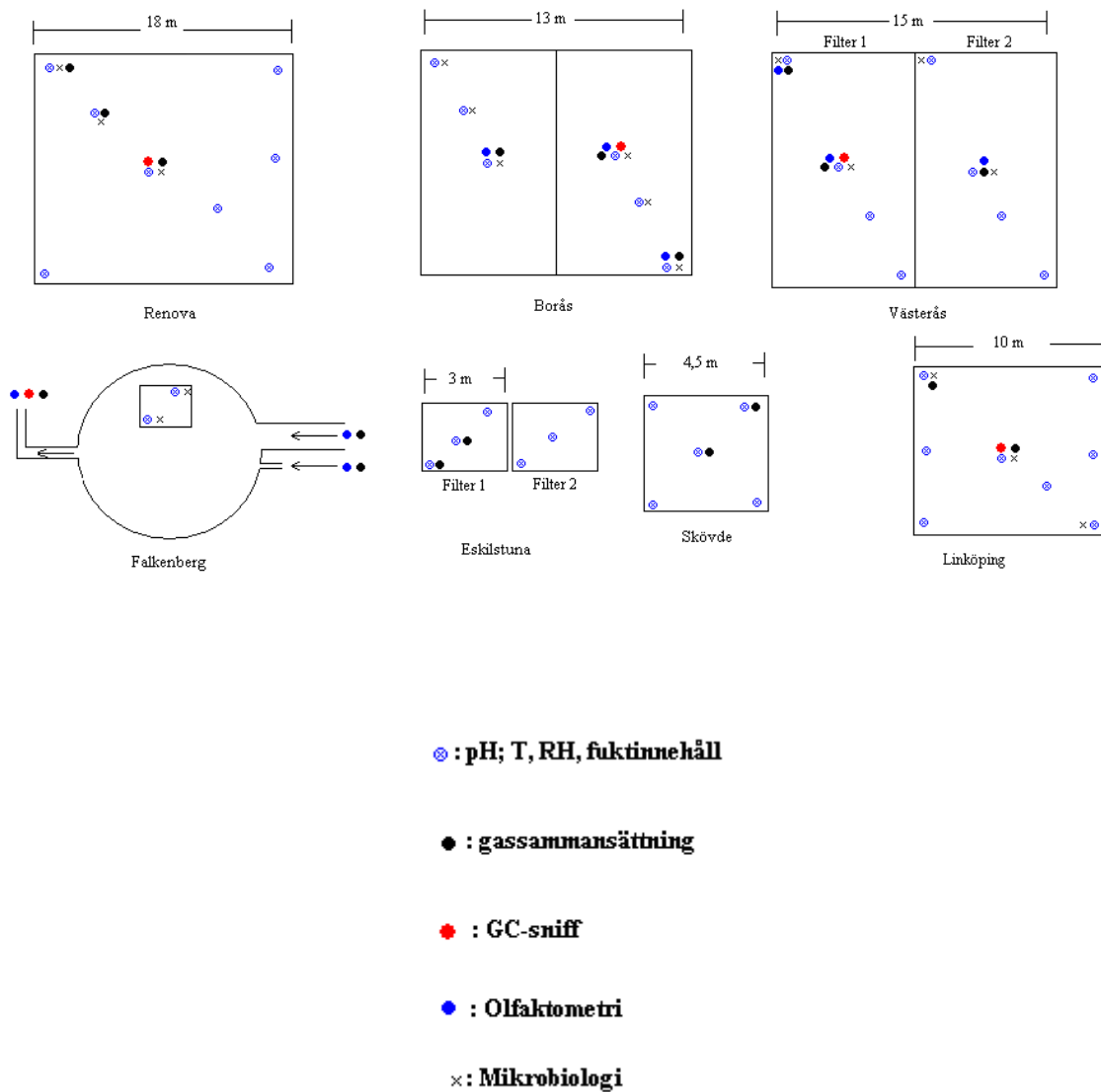
Anläggning	Temperatur	Relativ fuktighet	Anmärkningar
Borås	18-20 °C	80 % på förmiddag 65 % efter lunch	Regnigt i början på dagen sedan torrt
Eskilstuna	17-21 °C	79 % på morgonen 53 % vid lunchtid	Regnskur vid slutet av provperioden
Västerås	18-22 °C	*	
Linköping	22-27 °C	37 % vid lunchtid	Varm och solig sensommardag
Göteborg	13-22 °C	65 % på förmiddag 35 % på eftermiddag	Fuktigt på morgonen sedan varm och solig dag
Skövde	14-17 °C	40 % på eftermiddag	
Falkenberg	13-16 °C	90 %	Regnig dag

* ej mätt

Provinsamling gjordes i likartade väderförhållande i de flesta anläggningar, temperaturer från 13 till 27°C, måttlig/ingen nederbörd. I Falkenberg regnade det under hela provtagningsperioden men eftersom biofiltret är av slutet typ så påverkas det i stort sett inte av väderförhållanden.

4.1 Provtagningspunkter

I figur 3 presenteras de olika provtagningspunkterna tillsammans med de analyser som gjordes på varje ställe.



Figur 3: Sammanställning av provtagningspunkterna

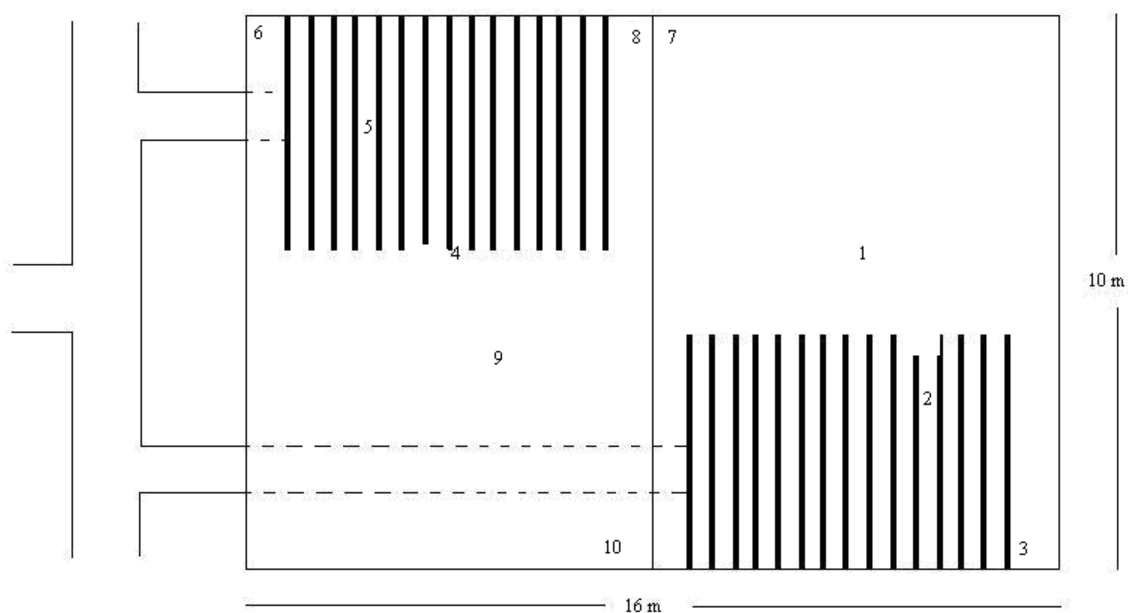
Figure 3: Schematic view over sampling points

5 Resultatredovisning

5.1 Borås

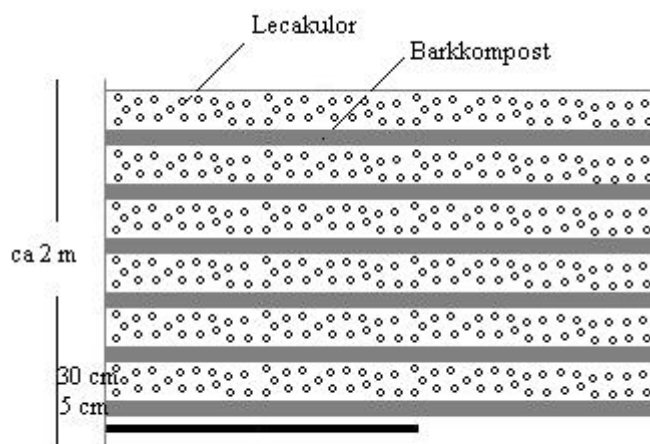
Borås Energi och Miljö's avfallsanläggning studerades också i ett tidigare projekt inom Waste Refinery (WR3, "Förberedande metodutveckling för att kartlägga spridning av lukter och luktämnen från biologisk behandling av avfall", WR14 "Kartläggning och studie av biologiska processer för luktreduktion"). Anläggningen hanterar idag utsorterat hushållsavfall, slakteriavfall och produktionsspill från livsmedelsindustrier.

Anläggningens biofilter är av öppen karaktär där bäddmaterialet är varvat i 12 lager som visats i figurerna 4 och 5.



Figur 4: Borås biofilter, principskiss, vy från ovan

Figure 4: Borås biofilter, schematic view from above



Figur 5: Borås biofilter, principskiss, vy från sidan

Figure 5 :Borås biofilter, schematic view from the side

Biofiltret var klart 2003 men byggdes om till leca-modellen 2004 (6 lager lecamaterial à 300 mm varvat med 6 lager barkkompost à 50 mm). År 2006 utökades kapaciteten då det visat sig att det var underdimensionerat. Luften som behandlas i filtret kommer från hallar där biologiskt material hanteras, från bioseparator och från bufferttankar.

Resultat från utvärdering av biofiltret redovisas i tabeller 3, 4, 5, 6, 7 och 8.

Tabell 6: Parametrar i kanalen, Borås

Table 6: Parameters in the pipe, Borås

I kanalen	T (°C)	Flöde (Nm ³ /h)	RH (%)
	25	12 200	-

Tabell 7: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt

Table 7: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-08-26	1	15	63	7,3	16,8
	2	15	49	7,6	14,9
	3	15	42	9,0	17,1
	4	15	55	7,7	15,9
	5	15	62	7,4	20,3
	6	15	58	7,2	20,8

Tabell 8: Gassammansättning i kanalen, Borås

Table 8: Gas composition in the pipe, Borås

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	< 1000 ppm	okänt*
Ammoniak	12-17 ppm	0
Svavelämnena:		< 0,2
Svavelväte	12 ppm = 16 mg/m ³	0
Metylmerkaptan	44 µg/m ³ (< 0,1 ppm)	
Dimetylsulfid	55 µg/m ³ (< 0,1 ppm)	
Dimetyldisulfid	340 µg/m ³ (< 0,1 ppm)	
Dimetyltrisulfid	150 µg/m ³ (< 0,1 ppm)	
Syror	Alla < 100 µg/m ³	0,1
Andra organiska ämnen:		2
2-Butanon		
D-limonen	680 µg/m ³	
Etanol	430 µg/m ³	
p-Kresol	370 µg/m ³	
Etylacetat	250 µg/m ³	
1-Propanol	160 µg/m ³	
2-Butanol	100 µg/m ³	
β-Pinen	100 µg/m ³	
α-Pinen	60 µg/m ³	
γ-Terpinen	20 µg/m ³	
	15 µg/m ³	
FID resultat	70-80 ppm	

De mätinstrument som användes i studien för metan kan inte detektera metanhalt under 1000 ppm. En trolig hypotes är att de 70-80 ppm som detekterades med direkt visande-FID i stort sett är metan.

Olfaktometri

Resultat uttryckta i *European Odor Unit*, OUE/m³ redovisas i tabell 6. Lukten är vid luktröskeln 1 per definition.

Tabell 9: Olfaktometri mätningar, Borås

Table 9: Olfactometry measurements, Borås

Provplatser	OU _E /m ³	Karaktär	Luktreduktion%	Antal gg lukt spädds
Filter 1 mitten (Pos. 1)	2700	Ruttet, avfall	98.6	70,3
Filter 2 mitten (Pos. 4)	17000	Ruttet, avfall	91.1	11,2
Filter 1 hörn, (Pos. 3)	12000	Syrligt, ruttet	93.7	15,8
Filter 2 hörn (Pos. 6)	7000	svavelaktigt	96.3	27,1
Kanalen	190.000	Ruttet, Avfall, härskat		

GC-sniffing

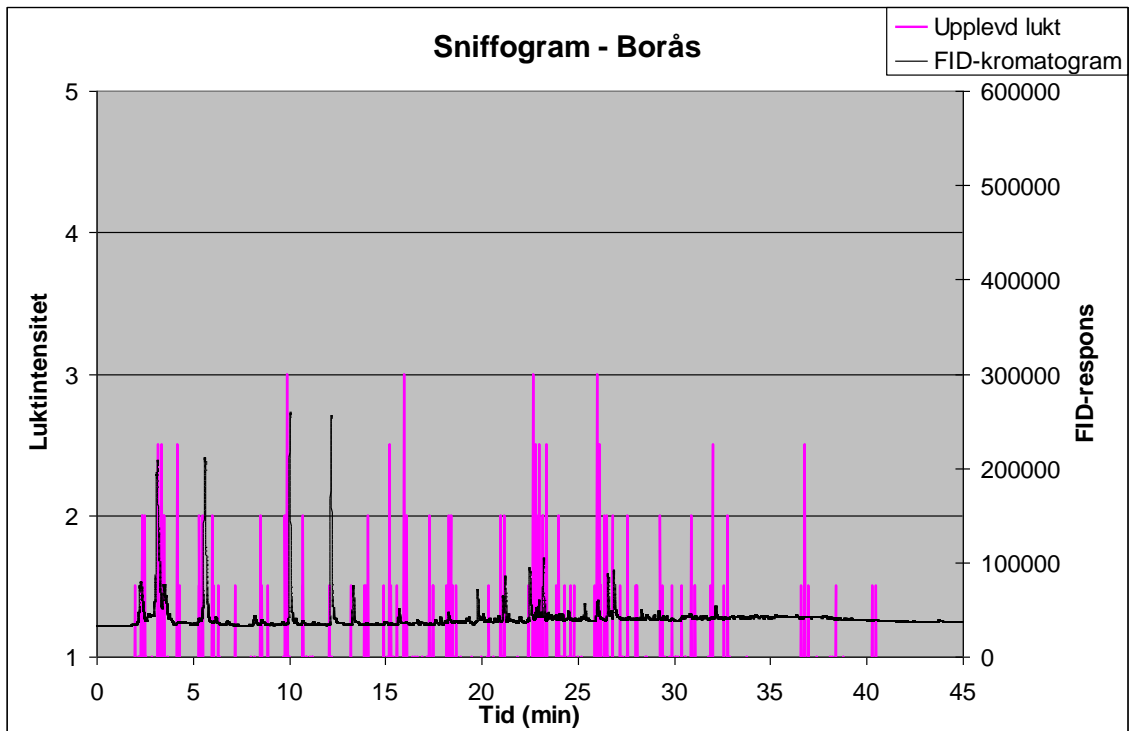
Sniffogrammet i figur 6 illustrerar var i kromatogrammet, dvs vid vilken retentionstid, som minst en av bedömarna noterade en lukt med intensitet >1 vid GC-O-analysen.

Totalt noterades 125 olika lukter, varav:

- 67 lukter där minst en bedömare noterade att lukten minst var tydlig (luktintensitet >1)
- 13 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var minst medelstark (luktintensitet >2)
- inga lukter bedömdes som starka eller mycket starka (intensitet ≥ 4)

I tabell 10 presenteras de 13 lukter där minst en bedömare har angett att luktintensiteten var >2 (medelstark). Lukternas retentionstider i sniffanalysen och bedömarnas beskrivning av deras karaktärer redovisas också. Dessutom visas de ämnen som identifierades med GC-MS vid de retentionstider där lukterna noterades. Frågetecken betyder att någon säker identifiering inte kunde göras.

Bland de luktande ämnena med intensitet 2 eller lägre identifierades: metantiol, diacetyl(?), metylpropylsulfid, dimetyldisulfid, etylmetyldisulfid, metylpropyldisulfid, bensaldehyd och dipropyldisulfid. Även spår av indol, skatol, kresol och geosmin har hittats i prov från Borås.



Figur 6: Kromatogram (GC-FID) samt luktresultat från GC-O (för lukter med upplevd luktintensitet >1) av luftprov från anläggningen i Borås.

Figure 6: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (odours with odour intensity >1) of air sampled at the Borås site.

Tabell 10: Resultat från GC-O-analyser av luftprov (lukter med intensitet >2), Borås.

Table 10: Results from the GC-O analysis of air (odours with intensity >2), Borås.

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)			Luktbeskrivning			Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 3	Bed 1	Bed 2	Bed 3	
ca 3,2	2-3	-	1	gummi	-	-	?
ca 3,4	2-3	1	2	räka	illa	räkskal	Dimetylsulfid
ca 4,2	2-3	1-2	-	gummi	lök, svavel	-	Mesyklorid eller dimetylsulfon?
ca 9,9	3	1	1	lök	vitlök	-	Allylmetylsulfid
ca 15,2	2-3	1-2	1	svavelaktigt	lök	-	?
ca 16	3	1-2	2	illa	starkt, kemiskt	syrligt	?
ca 22,7	3	2-3	2	kål	svavelaktigt, gummi	kål, illa	Dimetyltrisulfid
ca 22,9	2	2-3	1	svamp	svamp	-	?
ca 23,2	2	2-3	1-2	kemiskt, lösningsmedel	syrligt, illa	gummi	?
ca 25,9	1-2	3	1	-	honung, trä	"gräs, jord?"	Salicylaldehyd
ca 26,2		2-3		-			?
ca 31,8	1	2-3	1-2	-	mögel, paranöt	mögel, källare	?
ca 36,8	-	2-3	1	-	mögel, paranöt		?

Borttagningseffektivitet

Tabell 11: Borttagningseffektivitet för dominerande ämnen och svavelämnerna i kanalen, Borås

Table 11: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Borås

RE (%)	Pos. 3, filter 1, hörn	Pos. 1, filter 1 mitten	Pos. 4, filter 2, mitten
Ammoniak	99,8	99,9	99,9
Etanol	> 99	> 99	> 99
1-Propanol	> 99	> 99	> 99
2-Butanon	> 99	> 99	> 99
2-Butanol	> 99	> 99	> 99
Etylacetat	> 99	> 99	> 99
α -Pinen	37	71	87
β -Pinen	53	81	91
D-limonen	76	99	99
γ -Terpinen	83	96	> 99
Metylmerkaptan	66	> 99	84
Dimetylsulfid	55	77	85
Dimetyldisulfid	48	99	91
Dimetyltrisulfid	91	> 99	99
p-Kresol	> 99	> 99	> 99

Mikroorganismer

Tabell 12: Sammanställning av antalet bakterier, jäst och mögel i prover från Borås. Antalet angivet som log CFU*/gram material (dvs log 8.0 CFU/gram = 100.000.000 CFU/gram).

Table 12: Compilation of the number of bacteria, yeast and mould in samples from Borås. The number is stated as log CFU/gram material (that is log 8.0 CFU/gram = 100.000.000 CFU/gram).

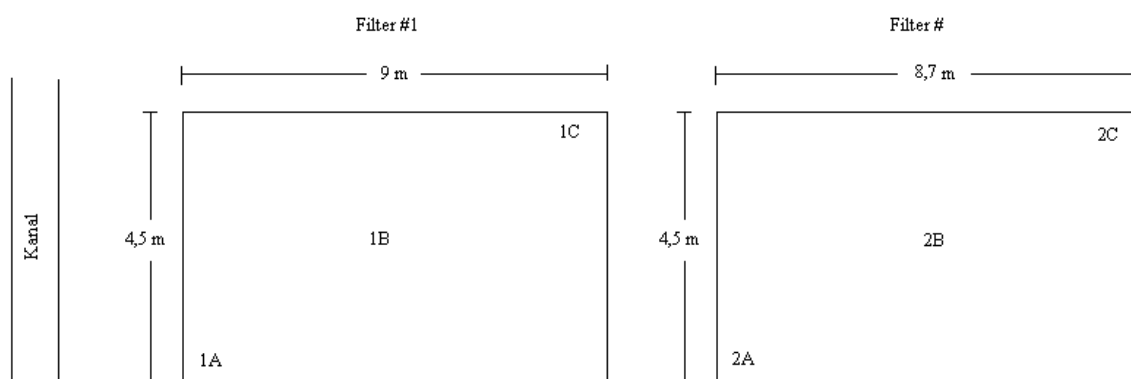
Plats	a_w	Totala antalet mikroorganismer	G- bakterier	Jäst	Mögel	Aeroba sporer 30°	Aeroba sporer 55°
1	1.0	7.9	6.8	4.0	5.8	7.1	4.2
2	1.0	8.0	6.8	4.3	5.8	7.2	4.5
3	1.0	8.0	6.9	4.3	6.3	7.6	4.7
4	1.0	8.1	6.4	5.7	4.5	6.8	3.9
5	1.0	8.2	6.8	5.5	4.5	7.0	3.7
6	1.0	7.8	6.3	4.5	4.8	6.7	4.4

* CFU: Colony Forming Units, dvs antalet mikroorganismer som bildar enskilda kolonier på ett odlingsmedium.

I alla 6 prover var vattenaktiviteten hög, $a_w = 1$, vilket gjorde att det totala antalet bakterier var högt. Detta överensstämmer också med höga halter av gramnegativa, stavformade bakterier och aeroba sporbildande bakterier. Från den gramnegativa bakteriefloran identifierades bl a *Stenotrophomonas maltophilia*, olika *Pseudomonas* arter och *Sphingobacterium* sp. Av sporbildande bakterier hittades bl a *Bacillus firmus* och *Bacillus cereus*. Mögelfloran var också en blandflora av olika arter av *Penicillium* och *Tricoderma*.

5.2 Eskilstuna

Ekeby reningsverk (Eskilstuna Energi & Miljö) producerar biogas av reningsverksslam och hushållsavfall. Anläggningen behandlar processluft, främst s.k. stripperluft från gasupppgraderingen, i sitt öppna biofilter för att förhindra lukt.



Figur 7: Schema av Eskilstuna biofilter

Figure 7: Scheme of the biofilter in Eskilstuna

Biofiltret är uppbyggt i ett par lager med barkkompost och lecakulor.

Utformningen av ventilationskanalen gör att det inte är praktiskt möjligt att mäta luftflödet.

Tabell 13: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt

Table 13: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-02	1A	15	75	5,8	18 (80 cm)
	1B	15	78	6,2	18
	1B	90	77	5,5-6,5	16
	1C	15	77	5,9	21 (80 cm)
	2A	60	80	6,3	18
	2B	30	80	6,0	18
	2B	70	78	6,0	17
	2C	80	76	5,5	17

Tabell 14: Gassammansättning i kanalen, Eskilstuna

Table 14: Gas composition in the pipe, Eskilstuna

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	ca 2000 ppm	2000
Ammoniak	Ca 35 µg/m ³ (50 ppb)	0
Svavelämnena: Svavelväte Metylmerkaptan Dimetylsulfid Dimetyldisulfid Dimetyltrisulfid	ca 1 ppm (1,4 mg/m ³) < 10 µg/m ³ < 10 µg/m ³ < 10 µg/m ³ < 10 µg/m ³	0
Syror	alla < 10 µg/m ³	
Andra organiska ämnen: Dekametylcyclopentasiloxan D-Limonen Dodekan Tridekan Toluen β-pinen Alkaner γ-Terpinen Cymen	 5200 2700 2000 1500 360 260 Flera vid 200 220 125	Ca 2 ppm
FID resultat	4500-5000 ppm	

Borttagnings effektivitet

Tabell 15: Borttagnings effektivitet för dominerande ämnen och svavelämnena i kanalen, Eskilstuna

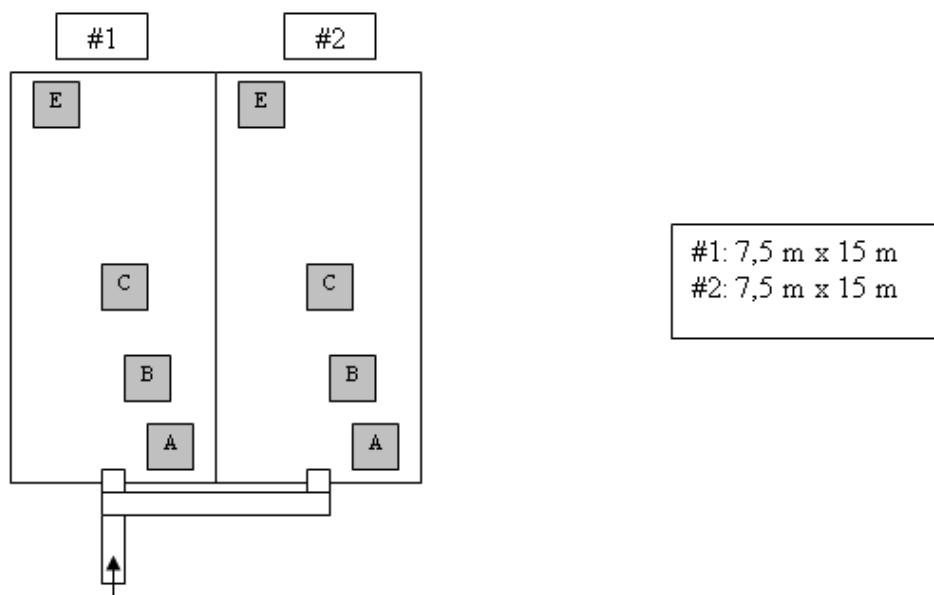
Table 15: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Eskilstuna

RE (%)	Filter 1 mitten	Filter 1 hörn
D-limonen	70-75	85
Dekametylpentasiloxan	Ca 60	65
Dodekan	Ca 60	75
Tridekan	Ca 60	85
Svavelväte	85	> 90

5.3 Västerås

På Växtkrafts biogasanläggning rötas matrester tillsammans med vallgrödor till biogas för fordon och rötrest som lantbrukare använder för gödning på åkrarna.

Anläggningen har ett biofilter med en vattenskrubber uppströms biofiltret som tillsammans behandlar anläggningens ventilationsluft. Luften tas från alla processdelar i byggnaden (förbehandling) samt s.k. stripperluft från gasupgraderingen.



Figur 8: Schema av Västerås biofilter

Figure 8: Scheme of the biofilter in Västerås

Det aktiva biologiska materialet i biofiltret består av trädrötter, bark och flis.

Tabell 16: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt

Table 16: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-08	1A	80	35	2,5	20
	1B	80	31	2,6	19
	1C	80	22	3,0	20
	1E	80	19	3,4	20
	2A	60	71	6,2	22
	2B	50	66	5,5	21
	2C	60	47	3,0	23
	2E	70	50	3,5	20

Tabell 17: Gassammansättning i kanalen, Västerås

Table 17: Gas composition in the pipe, Västerås

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	< 1000 ppm	okänt
Ammoniak	2-4 ppm (1,5-3 mg/m ³)	0
Svavelämnena: Svavelväte Metylmerkaptan Dimetylsulfid Dimetyldisulfid Dimetyltrisulfid	4-6 ppm - 20 µg/m ³ 20 µg/m ³ -	0
Syror: Ättiksyra Propansyra Isobutansyra Butansyra Andra organiska syror	400 µg/m ³ 120 µg/m ³ < 50 µg/m ³ 170 µg/m ³ < 50 µg/m ³	< 1
Andra organiska ämnen: 1-Propanol Etanol 2-Butanol D-Limonen 2-Butanon Cymen Etylacetat β-Pinen α-Pinen γ-Terpinen	6150 µg/m ³ > 4500 µg/m ³ 2800 µg/m ³ 2600 µg/m ³ 2400 µg/m ³ 1900 µg/m ³ > 1500 µg/m ³ 300 µg/m ³ 120 µg/m ³ 110 µg/m ³	6-10
FID resultat	350-400 ppm	

Olfaktometri

Resultat uttryckta i *European Odor Unit*, OUE/m³ visas i tabell 18. Lukten är vid luktröskeln 1 per definition.

Tabell 18: Olfaktometri mätningar, Västerås

Table 18: Olfactometry measurements, Västerås

Provplatser	OU _E /m ³	Karaktär	Effektivitet i %	Antal ggr lukt spås
Filter 1 mitten	19.000	Ruttet, avfall, slam	72,5%	3,6
Filter 2 mitten	8.100	Torrfooder, ruttet, avfall	88,2%	8,5
Filter 1 hörn E	19.000	Syrligt, ruttet, kemiskt	72,5%	3,6
Kanalen	Medel 69.000	Ruttet, Avfall, härskat		

GC-O-analys

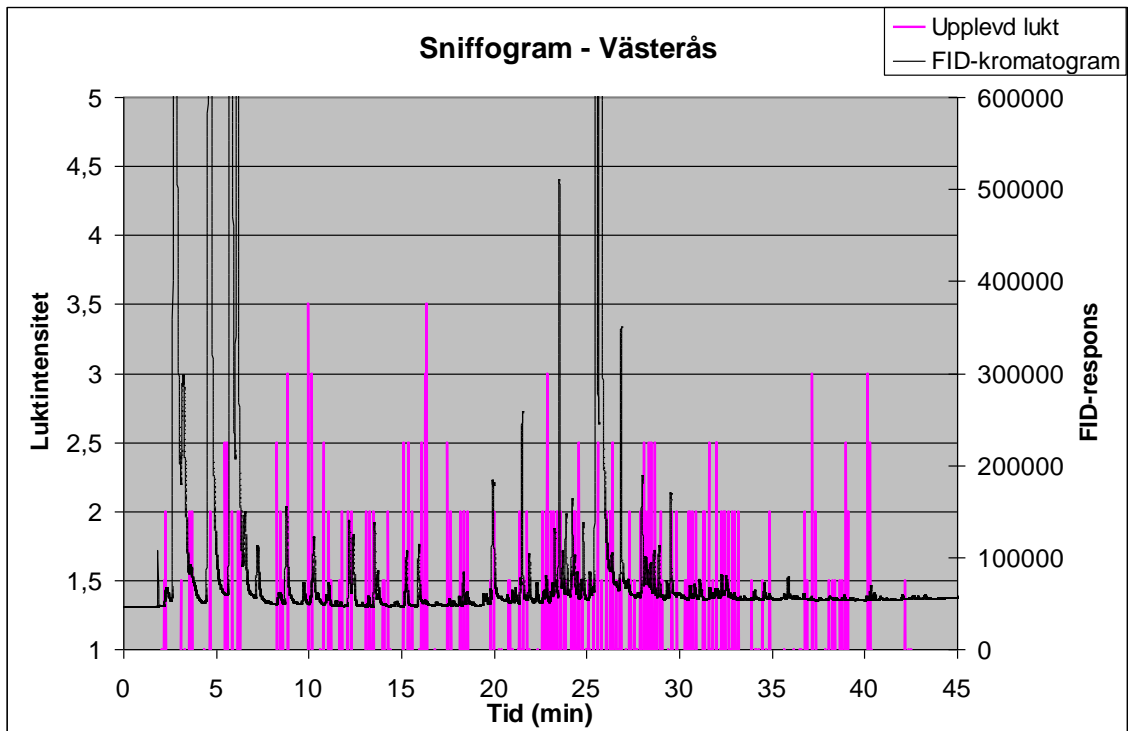
Sniffogrammet i figur 9 illustrerar var i kromatogrammet, dvs vid vilken retentionstid, som minst en av bedömarna noterade lukt med luktintensitet >1 vid GC-O-analysen.

Totalt upplevdes 121 olika lukter, varav:

- 90 lukter där minst en bedömare noterade att lukten minst var tydlig (luktintensitet >1)
- 23 lukter där minst en av bedömarna noterade att lukten minst var medelstark (luktintensitet >2)
- 2 lukter bedömdes som starka (intensitet =4)
- inga lukter bedömdes som mycket starka (intensitet =5)

I tabell 19 presenteras de 23 lukter där minst en bedömare har angett att luktstyrkan var 3 eller 4. Lukternas retentionstider i sniffanalysen och bedömarnas beskrivningar av deras karaktärer redovisas också. Dessutom visas de ämnen som identifierades med GC-MS vid de retentionstider där lukterna noterades. De båda starka lukterna, med luktintensiteten 4, är gråmarkerade. Frågetecken betyder att någon säker identifiering inte kunde göras.

Bland de luktande ämnena med intensitet 2 eller lägre identifierades: metylmerkaptan, dimetylsulfid, 2-butanol, etylacetat, trimetyldioxolan, isopentylalkohol, dimetyldisulfid, sec-butylacetat, 2-metyltiofen, sec-butylmetylsulfid, etylisovalerat, metylpropyldisulfid, terpen, och dipropyldisulfid. Det finns även spår av indol, skatol och kresol i prov från Västerås.



Figur 9: Kromatogram (GC-FID) samt luktresultat från GC-O (för lukter med upplevd luktintensitet >1) av luftprov från anläggningen i Västerås.

Figure 9: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (odours with odour intensity >1) of air sampled at the Västerås site.

Tabell 19: Resultat från GC-O-analyser av luftprov (lukter med intensitet >2), Västerås.

Table19: Results from the GC-O analysis of air (odours with intensity >2), Västerås.

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)		Luktbeskrivning		Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
ca 5,5	2-3	2-3	smör	smör	Diacetyl?
ca 8,3	2-3	2	grönt	unket, illa	Bensen + ?
ca 8,6	1-2	3	unket (bröd?)	lök, svavel	2-Butantiol
ca 10	3-4	3	svavelaktigt, illa	vitlök	Metyllallylsulfid
ca 10,8	2-3	2	petroleum svavel	-	Metylpropylsulfid
ca 15,1	2-3	2	grönt, syrligt	citronliknande diskmedel	Hexanal + Etylbutyrat
ca 15,4	2-3	2	svavel	svavel	?
ca 16,1	2-3	3-4	unket	starkt, spritigt	?
ca 16,3	3	-	unket	-	Metylvalerat?
ca 17,5	2-3	2	frukt	godis	Etyl 2-metylbutanoat
ca 22,9	3	1-2	kål	illa	Dimetyltrisulfid
ca 24,4	2	2-3	citron	fett	Oktanal
ca 25,4	1-2	2-3	plast	bensin	Cymen
ca 26,3	2	2-3	gummi	choklad	Salicylaldehyd
ca 27,9	2	2-3	sallad	växt, mat	Terpen
ca 28,2	1	2-3	-	fett	?
ca 28,3	2	2-3	syntetiskt, godis	fettaktigt	?
ca 28,5	1-2	2-3	-	syrligt, citron	?
ca 31,6	-	2-3	-	växt, mat	?
ca 32,05	-	2-3	-	stall	?
ca 36,9	1-2	3	svett	unket, källare	?
ca 38,7	1-2	2-3	"nypon??"	frukt	Copaene?
ca 40,2	3	2-3	rödbetor (kokt)	rödbeta (kokt)	

Borttagningseffektivitet:

Tabell 20: Borttagningseffektivitet för dominerande ämnen och svavelämnena i kanalen, Västerås

Table 20: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Västerås

RE (%)	Filter 1 mitten	Filter 1 hörn	Filter 2 mitten
Etylacetat	32	34	95
Dimetylsulfid	< 20	< 20	69
Dimetyldisulfid	50	37	84
α -Pinen	< 20	< 20	65
β -Pinen	< 20	< 20	52
D-limonen	< 20	< 20	39
γ -Terpinen	< 20	< 20	34
2-Butanon	< 20	< 20	59
1-Propanol	71	73	94
2-Butanol	25	39	88
p-Cymen	< 20	< 20	40
Svavelväte	85	92	96

Mikroorganismer

Tabell 21: Sammanställning av antalet bakterier, jäst och mögel i prover från Västerås. Antalet angivet i log CFU/gram material (dvs log 2.0 CFU/gram = 100 CFU/gram).

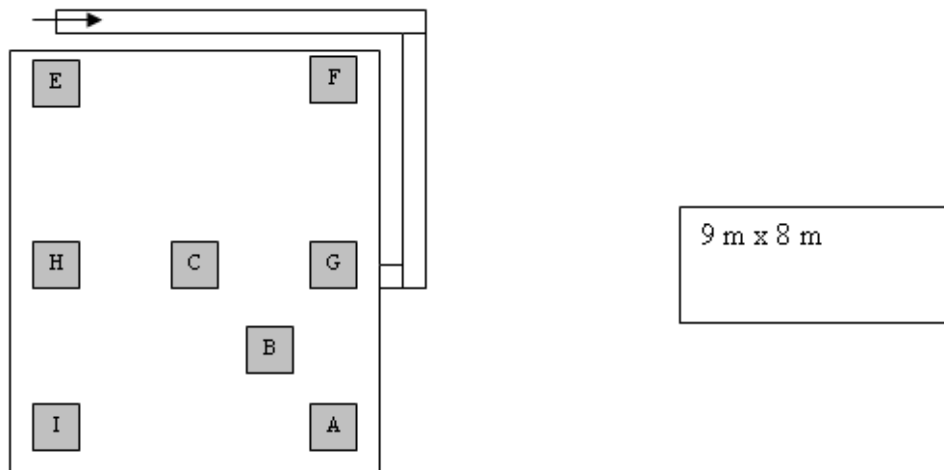
Table 21: Compilation of the number of bacteria, yeast and mould in samples from Västerås. The number is stated as log CFU/gram material (that is log 2.0 CFU/gram = 100 CFU/gram).

Plats	a_w	Totala antalet mikroorganismer	G- bakterier	Jäst	Mögel	Aeroba sporer 30°	Aeroba sporer 55°
1C, yta	1.0	6.1	<2	5.5	7.3	2.0	3.3
1C, djup	0.8	4.9	<2	<3	4.7	3.1	4.7
1E, yta	0.7	5.1	<2	<3	5.1	2.8	3.3
1E, djup	0.7	5.5	<2	<4	5.7	3.6	3.9
2C, yta	1.0	7.4	6.3	<4	5.9	4.9	4.6
2C, djup	1.0	6.9	<2	5.9	7.1	4.6	5.1

Den dominerande mikrofloran i proverna är mögelsvamp och sporbildande bakterier. Sporbildande bakterier som identifierats är *Bacillus cereus* samt *Brevibacillus laterosporus*, *Paenibacillus polymyxa* och *Bacillus licheniformis*. I prov 2C (yta) är pH högre än för övriga prov, pH 7.4 och vattenaktiviteten hög, $a_w = 1.0$. Detta medför att här växer även gram negativa bakterier. Kraftig tillväxt av mögel *Trichoderma* i ett par av proverna, även förekomst av *Penicillium* och *Cladosporium* gick att påvisa.

5.4 Linköping

Biogasanläggningen i Linköping producerar biogas från livsmedelsavfall och slakteriavfall. Luften från anläggningens hallar och tankar behandlas i ett öppet biofilter för att reducera lukt.



Figur 10: Schema av Linköping biofilter

Figure 10: Scheme of the biofilter in Linköping

Biofiltret består av fem till tio lager av torv, flis och lecakulor.

Tabell 22: Parametrar i kanalen, Linköping

Table 22: Parameters in the pipe, Linköping

Tid	Temperatur utomhus	Temperatur kanal	Flöde kanal (Nm ³ /h)	Relativ fukt kanal (RH %)
10.00	22	34	1400	
11.05	25	35	1600	
12.53	27	36	2050	
13.50	23,5	35	2100	
11.50				56 %

Tabell 23: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt:

Table 23: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-09	A	10-15	-	3,6	-
	A	50	-	3,7	28
	B	10-15	-	2,7	-
	B	50	40	3,6	34
	C	10-15	66	3,6	-
	C	50	-	3,6	34
	E	10-15	67	3,5	-
	E	50	-	3,4	32
	F	50	67	5,6	33
	G	50	67	4,3	28
	H	50	40	2,7	33
I	50	70	3,5	30	

Tabell 24: Gassammansättning i kanalen, Linköping

Table 24: Gas composition in the pipe, Linköping

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	Ca 1000 ppm	ca 1000 ppm
Ammoniak	Ca 11 ppm (7,5 mg/m ³)	0
Svavelämnerna:		
Svavelväte	ca 5-10 ppm	0
Svaveldioxid	250-300 ppm	0
Metylmerkaptan	*	
Dimetylsulfid	0,2 mg/m ³	
Dimetyldisulfid	13 mg/m ³	
Dimetyltrisulfid	0,3 mg/m ³	
Metylisopropyldisulfid	1 mg/m ³	
Syror:		1,5-2 ppm
Ättiksyra	580 µg/m ³	
Propansyra	900 µg/m ³	
Isobutansyra	700 µg/m ³	
Butansyra	1200 µg/m ³	
Isopentansyra	1100 µg/m ³	
Pentansyra	400 µg/m ³	
Isohexanoic acid	250 µg/m ³	
Hexansyra	250 µg/m ³	
Andra	< 50 µg/m ³	
Andra organiska ämnen:		> 2000 ppm
Aceton		
Etylacetat	> 1500 mg/m ³	
Isopropanol	> 900 mg/m ³	
Isopropylacetat	> 200 mg/m ³	
Etanol	13 mg/m ³	
2-Butanon	> 4 mg/m ³	
Isopropylbutyrat	4 mg/m ³	
Metylisobutenylketon	3 mg/m ³	
Isopropylhexanoat	2 mg/m ³	
Etylbutyrat	1 mg/m ³	
Isopropylvalerat	1 mg/m ³	
2-Butanol	1 mg/m ³	
	0,8 mg/m ³	
FID resultat	13000-19000 ppm	

GC-O-analys

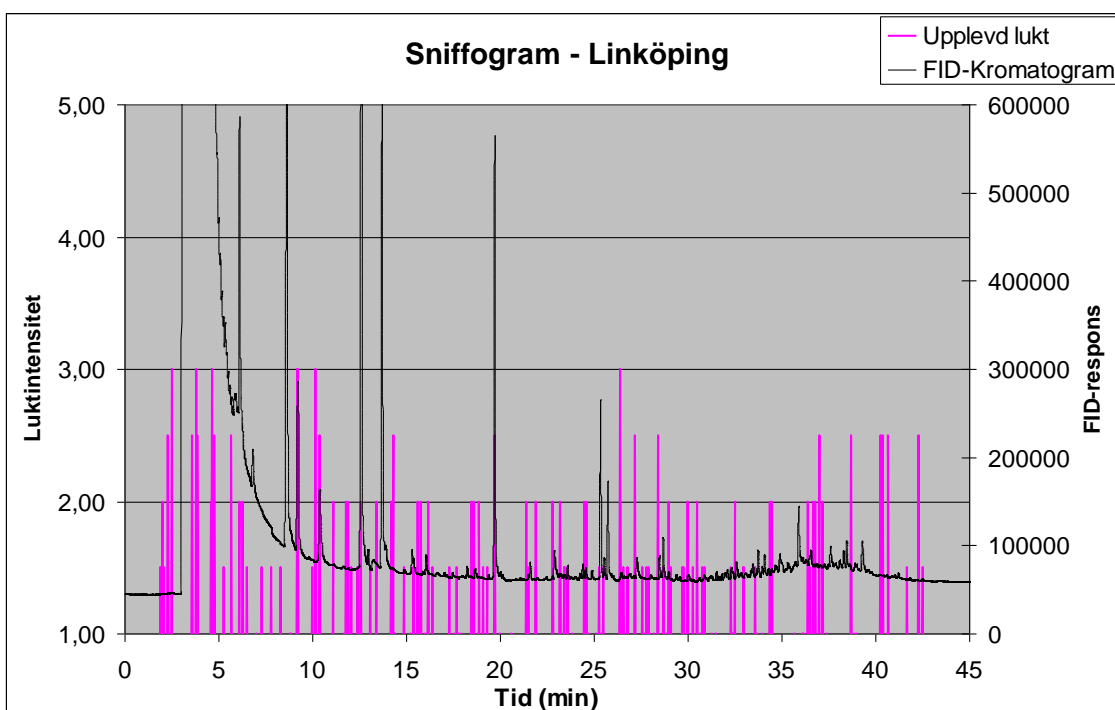
Sniffogrammet i figur 11 illustrerar var i kromatogrammet, dvs vid vilken retentionstid, som minst en av bedömarna noterade lukt med luktintensitet >1 vid GC-O-analysen.

Totalt upplevdes 111 olika lukter, varav:

- 79 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var tydlig (svag) eller starkare (luktintensitet >1)
- 18 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var medelstark eller starkare (luktintensitet >2)
- inga lukter bedömdes som starka eller mycket starka (intensitet = 4 respektive =5)

I tabell 25 presenteras de 18 lukter där minst en bedömare har angett luktstyrka högre än 2. Luktens retentionstid i sniffanalysen och bedömarnas beskrivning av luktens karaktär redovisas också. Dessutom visas det ämne som identifierades med GC-MS vid den retentionstid där lukten noterades. Frågetecken betyder att någon säker identifiering inte kunde göras.

Bland de luktande ämnena med intensitet 2 eller lägre identifierades: metylpropylsulfid, dimetyldisulfid, hexanal, terpen, bensaldehyd, dimetyltrisulfid, oktanal, och nonanal.



Figur 11: Kromatogram (GC-FID) samt luktresultat från GC-O (för lukter med upplevd luktintensitet >1) av luftprov från anläggningen i Linköping.

Figure 11: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (odours with odour intensity >1) of air sampled at the Linköping site.

Tabell 25: Resultat från GC-O-analyser av luftprov (lukter med intensitet >2), Linköping.

Table 25: Results from the GC-O analysis of air (odours with intensity >2), Linköping.

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)		Luktbeskrivning		Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
ca 2,3	2-3	-	-	-	?
ca 2,5	3	-	fis	-	Metylmerkaptan
ca 3,6	2-3	-	räka	-	?
ca 3,8	3	2-3	räka	svavel, illa	Dimetyldisulfid
ca 4,8	2-3	3		krut	Mesyl klorid eller dimetylsulfon?
ca 6,1	2	2-3	smör	smör	Diacetyl?
ca 9,2	3	3	illa	kemiskt, stickigt	2-Metyltiopropan
ca 10,4	2-3	3	s-aktigt	vitlök	Allylmetylsulfid
ca 14,3	2-3	2	syrligt	citron, godis, syrligt	?
ca 19,7	2-3	2	illa	svavel, kål krut	Metylisopropyldisulfid
ca 26,4	2	3	plast, gummi	gott, choklad, trä	Salicylaldehyd
ca 27,2	1	2-3	citron	varmt, unket	Acetofenon?
ca 28,4	2	2-3	godis	fettigt	?
ca 37	-	2-3	-	russin	?
ca 39	1	2-3	-	mögel	Trikloranisol?
ca 40,4	2-3	2-3	rödbeta	rödbeta	Geosmin?
ca 40,7	-	2-3	-	-	?
ca 42,5	1-2	2-3	gummi	plastigt	?

Borttagningseffektivitet

Tabell 26: Borttagningseffektivitet för dominerande ämnen och svavelämnena i kanalen, Linköping

Table 26: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Linköping

RE (%)	Filter 1 mitten	Filter 1 hörn
Aceton	*	*
Etylacetat	> 99,9	> 99,9
Isopropylacetat	> 99,9	> 99,9
Svavelväte	Max 50%	Max 50%
Svaveldioxid	Ej mätts	Ej mätts
Dimetylsulfid	< 20%	< 20%
Dimetyldisulfid	79	75
Dimetyltrisulfid	75	75
Metylisopropyldisulfid	76 (bästa resultat)	76 (bästa resultat)

* Osäker pga osäkerhet i halt aceton i inkommande gas

Mikroorganismer

Tabell 27: Sammanställning av antalet bakterier, jäst och mögel i prover från Linköping. Antalet angivet i log CFU/gram material (dvs log 7.0 CFU/gram = 10.000.000 CFU/gram).

Table 27: Compilation of the number of bacteria, yeast and mould in samples from Linköping. The number is stated as log CFU/gram material. (that is log 7.0 CFU/gram = 10.000.000 CFU/gram).

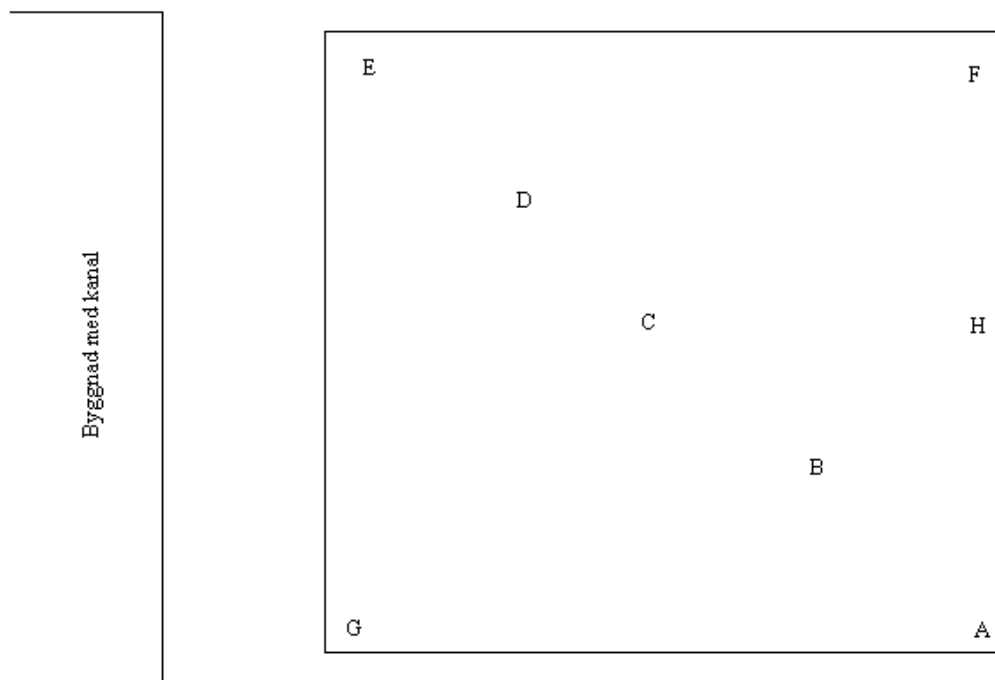
Plats	a _w	Totala antalet mikroorganismer	G- bakterier	Jäst	Mögel	Aeroba sporer 30°	Aeroba sporer 55°
A, yta	1.0	6.8	4.8	5.8	7.3	5.7	2.0
A, djup	1.0	7.1	4.0	6.4	6.8	4.9	3.1
C, yta	1.0	6.8	3.0	-*	6.8	4.8	4.7
C, djup	1.0	7.1	<2	-*	7.3	5.2	3.1
E, yta	1.0	6.1	<2	-*	6.6	5.2	3.0
E, djup	1.0	6.0	3.0	-*	6.8	4.8	<2

* Överväxt av mögel, ingen påvisning av jäst

Filtret ympas regelbundet med Pro Deur Plus (Udo Oeler) som innehåller en mix av olika *Bacillus* stammar för att reducera lukt problem. I alla 6 prover var vattenaktiviteten hög, a_w =1, vilket gjorde att det totala antalet bakterier var högt ca log 6.0-7.0 CFU per gram material. Den dominerande mikrofloran i proverna är mögel och även aeroba sporbildande bakterier var relativt högt (~ log 5 CFU/g). Av sporbildande bakterier som identifierats var det främst *Bacillus* sp. som dominerade, i prov A fanns *B. cereus* nästan som renkultur. I alla proverna kunde en kraftig tillväxt av mögel påvisas; både *Trichoderma* och *Cladosporium* identifierades.

5.5 Göteborg

På Renovas komposteringsanläggning på Marieholm i Göteborg förvandlas matrester och annat biologiskt avfall från hushåll och företag till prima kompost. Komposteringen sker i en sluten hall för att förhindra att lukt sprider sig i området. Luften från komposteringshallen leds till ett öppet biofilter där lukten behandlas.



Figur 12: Schema av Göteborg biofilter

Figure 12: Scheme of the biofilter in Göteborg

Biofiltret består av ett lager med grovspån och ett lager med bark och flis blandat.

Tabell 28: Parametrar i kanalen, Göteborg

Table 28: Parameters in the pipe, Göteborg

Termoelement, mikromanometer			
Tid	Temperatur utomhus	Temperatur kanal	Flöde kanal (Nm ³ /h)
9.22	11,5	38	7300
10.35	14,5	38	7550
11.30	15,5	39	7000
12.10	18,5	38,5	7200

Tabell 29: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt:

Table 29: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-15	A	20	75	6,5	41
	A	50	70	6,9	42
	B	20	77	6,6	37
	B	70	76	6,6	38
	C	20	75	6,0	36
	C	50	79	6,3	36
	D	20	15	6,4	38
	D	70	29	6,4	-
	E	20	73	6,9	37
	E	70	79	6,8	37
	F	80	74	7,1	43
	G	50	-	-	-
	G	90	75	6,7	42
	H	50- 60	55	5,2	37

Tabell 30: Gassammansättning i kanalen, Göteborg

Table 30: Gas composition in the pipe, Göteborg

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	ca 1000 ppm	1000 ppm
Ammoniak	32 ppm	0
Svavelämnena:		
Svavelväte	2-3 ppm	0
Svaveldioxid	< 1 ppm	
Metylmerkaptan	-	
Dimetylsulfid	55 µg/m ³	
Dimetyldisulfid	210 µg/m ³	
Dimetyltrisulfid	10 µg/m ³	
Syror:		2-3 ppm
Ättiksyra	3 mg/m ³	
Propansyra	1 mg/m ³	
Isobutansyra	200 µg/m ³	
Butansyra	800 µg/m ³	
Isopentansyra	300 µg/m ³	
Pentansyra	200 µg/m ³	
Hexansyra	300 µg/m ³	
Andra	< 100 µg/m ³	
Andra organiska ämnen:		80-100 ppm
1-Propanol	> 20 mg/m ³	
Etylhexanoat	13 mg/m ³	
D-Limonen	10 mg/m ³	
2-Butanol	9 mg/m ³	
Etylacetat	6 mg/m ³	
2-Butanon	6 mg/m ³	
Acetoin	3 mg/m ³	
Propylacetat	1,6 mg/m ³	
Etanol	> 1,5 mg/m ³	
Etylbutyrat	1,3 mg/m ³	
Isopentanol	0,9 mg/m ³	
Acetaldehyd	0,3 mg/m ³	
FID resultat	ca 1800 ppm	

GC-O-analys

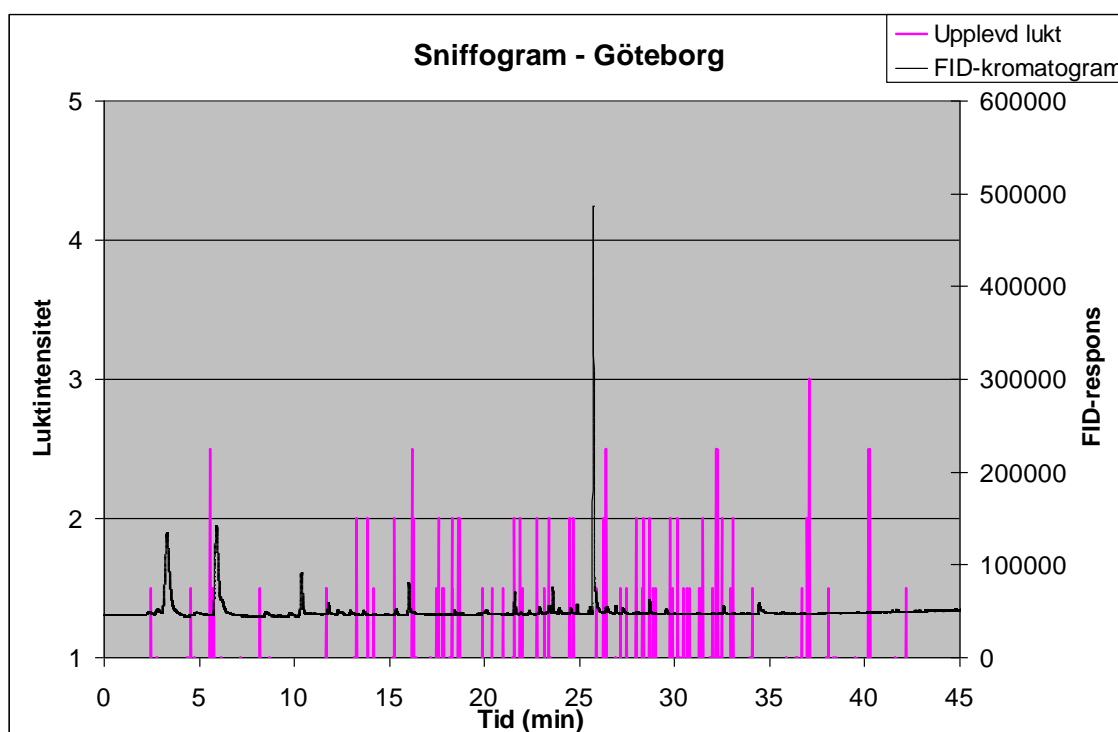
Sniffogrammet i figur 13 illustrerar var i kromatogrammet, dvs vid vilken retentionstid, som minst en av bedömarna upplevde lukt med luktintensitet >1 vid GC-O-analysen.

Totalt upplevdes 78 olika lukter, varav:

- 52 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var tydlig (luktintensitet > 1)
- 6 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var medelstark (luktintensitet > 2)
- inga lukter bedömdes som starka eller mycket starka (intensiteterna 4 och 5)

I tabell 31 presenteras de 6 lukter där minst en bedömare har angett att intensiteten var högre än 2. Lukternas retentionstider i sniffanalysen och bedömarnas beskrivningar av deras karaktärer redovisas också. Dessutom visas de ämnen som identifierades med GC-MS vid de retentionstider där lukterna noterades. Frågetecken betyder att någon säker identifiering inte kunde göras.

Bland de luktdande ämnena med intensitet 2 eller lägre identifierades: hexanal, bensaldehyd, trimetyldioxolane, oktanal, acetofenon och nonanal.



Figur 13: Kromatogram (GC-FID) samt lukterresultat från GC-O (för lukter med upplevd luktintensitet > 1) av luftprov från anläggningen i Göteborg.

Figure 13: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (odours with odour intensity > 1) of air sampled at the Göteborg site.

Tabell 31: Resultat från GC-O-analyser av luftprov (lukter med intensitet >2), Göteborg.

Table 31: Results from the GC-O analysis of air (odours with intensity >2), Göteborg.

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)		Luktbeskrivning		Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
ca 5,7	1-2	2-3	smör	smör	Diacetyl?
ca 16,3	2	2-3	syrligt	-	?
ca 26,4	2-3	2-3	unket, torrt	choklad	Salicylaldehyd?
ca 32,2	2-3	2-3	jord, källare, mögel	mögel	?
ca 37	2	3	mögel	mögel, källare	?
ca 40,3	2-3	2-3	rödbeta	rödbeta	Geosmin?

Borttagnings effektivitet

Tabell 32: Borttagnings effektivitet för dominerande ämnen och svavelämnerna i kanalen, Göteborg

Table 32: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Göteborg

RE (%)	Filter mitten	Filter i hörn E	Filter i pos. D
Etanol	99.9	99.9	98.7
1-Propanol	99.9	99.9	88.4
2-Butanon	99.7	99.7	57.6
2-Butanol	99.7	99.7	60.8
Etylacetat	99.9	99.9	96.4
n-Propylacetat	99.9	99.9	82.6
Acetoin	99.9	99.9	92.3
Isopentanol	99.9	99.9	< 20
Etylbutyrat	99.9	99.9	86.8
Etylhexanoat	99.9	99.9	94.7
D-Limonen	98.2	98.2	< 20
Svavelväte	*	*	*
Svaveldioxid	Ej mätts	Ej mätts	Ej mätts
Dimetylsulfid	97	96,5	65%
Dimetyldisulfid	99,5	99,8	45%
Dimetyltrisulfid	> 95	>95	> 92%

* Svårt att mäta eftersom svavelväte halt i inkommande gas är nära kvantifieringsgräns och svavelväte halt i utgående gas är under kvantifieringsgräns.

Mikroorganismer

Tabell 33: Sammanställning av antalet bakterier, jäst och mögel i prover från Göteborg. Antalet angivet i log CFU/gram material (dvs log 7.0 CFU/gram = 10.000.000 CFU/gram).

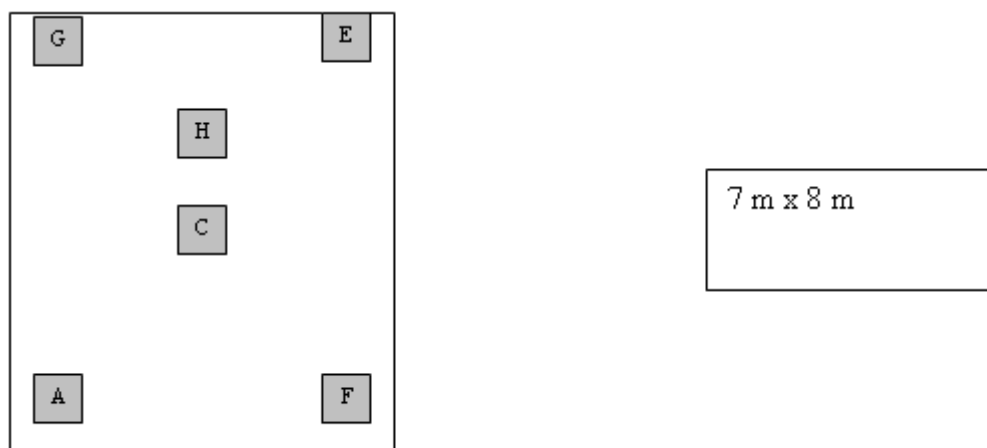
Table 33: Compilation of the number of bacteria, yeast and mould in samples from Göteborg. The number is stated as log CFU/gram material. (that is log 7.0 CFU/gram = 10.000.000 CFU/gram).

Plats	a_w	Totala antalet mikroorganismer	G-bakterier	Jäst	Mögel	Aeroba sporer 30°	Aeroba sporer 55°
C, 20 cm	1.0	7.0	6.1	<3	4.8	6.9	5.7
C, 50 cm	1.0	7.0	6.1	<3	4.4	6.1	5.0
D, 20 cm	0.6	8.0	6.9	<4	7.0	7.7	6.6
D, 70 cm	0.9	8.0	6.1	<4	7.0	7.6	6.8
E, 20 cm	1.0	7.1	5.9	5.1	5.3	6.6	6.0
E, 70 cm	1.0	6.7	5.3	<3	4.0	6.6	5.6

I alla 6 prover är det totala antalet mikroorganismer högt, log 7.0-8.0 CFU per gram material. Torts att vattenaktiviteten varierar och är lägre i framförallt prov D, så är antalet gramnegativa bakterier relativt högt, \sim log 6 CFU/g. Detta kan tyda på att den låga vattenaktiviteten i prov D inte har varit så länge så att mängden tillgängligt vatten hunnit påverka bakteriernas tillväxt. I prov D kunde även höga halter av mögelsvamp och sporbildande bakterier påvisas. Av mögelsvampar är det framförallt olika *Aspergillus*-arter som påvisas. Bland de gramnegativa bakterierna dominerade *Chromobacterium violaceum*, som återfanns på fyra provtagningsplatser av 6 totalt. Även *Serratia marcescens* påvisades. Bland sporbildande bakterier isolerades olika *Bacillus* arter; *B. subtilis*, *B. licheniformis*, *B. cereus* och *B. firmus*.

5.6 Skövde

Skövdes biogasanläggning behandlar slakteriavfall biologiskt för att producera biogas. Produktionen uppgår till 8000 Nm³/dygn. Anläggningen har arbetat mycket med luktfrågan och hur lukt kan förhindras på anläggningen. Slakteriavfall är ofta betraktat som det svåraste materialet att hantera med avseende på obehaglig lukt.



Figur 14: Schema av Skövde biofilter

Figure 14: Scheme of the biofilter in Skövde

Anläggningens biofilter är öppet och av uppbyggt i tre lager enligt Leca-modellen.

Vid mätningarna inträffade ett förmodat tekniskt fel på utrustningen för flödesmätning, varför det inte finns några mätresultat för luftflöde i ventilationskanalen in till biofiltret.

Tabell 34: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt

Table 34: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-17	C	20	53	4,2	16,4
	C	80	60	3,1	21,9
	A	80	34	4,0	19,4
	E	70	57	3,6	18,2
	F	60	62	3,9	16,6
	G	60	40	3,1	20,3

Tabell 35: Gassammansättning i kanalen, Skörde

Table 35: Gas composition in the pipe, Skörde

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	< 1000 ppm	okänt
Ammoniak	0,1 ppm	0
Svavelämnerna: Svavelväte Metylmerkaptan Dimetylsulfid Dimetyldisulfid Dimetyltrisulfid	ca 100 ppm > 4 ppm (> 8 mg/m ³) 4 mg/m ³ 0,5 mg/m ³ 150 µg/m ³	ca 2 ppm
Syror: Ättiksyra Propansyra Isobutansyra Butansyra Isopentansyra Pentansyra Andra	520 µg/m ³ 910 µg/m ³ 180 µg/m ³ 270 µg/m ³ 270 µg/m ³ 260 µg/m ³ < 50 µg/m ³	< 1 ppm
Andra organiska ämnen varav: Acetonitril 2-Butanon p-Kresol Etylacetat	> 6 mg/m ³ 300 µg/m ³ 80 µg/m ³ 60 µg/m ³	1-2 ppm
FID resultat	300 ppm	

Borttagnings effektivitet

Tabell 36: Borttagnings effektivitet för dominerande ämnen och svavelämnena i kanalen, Skövde

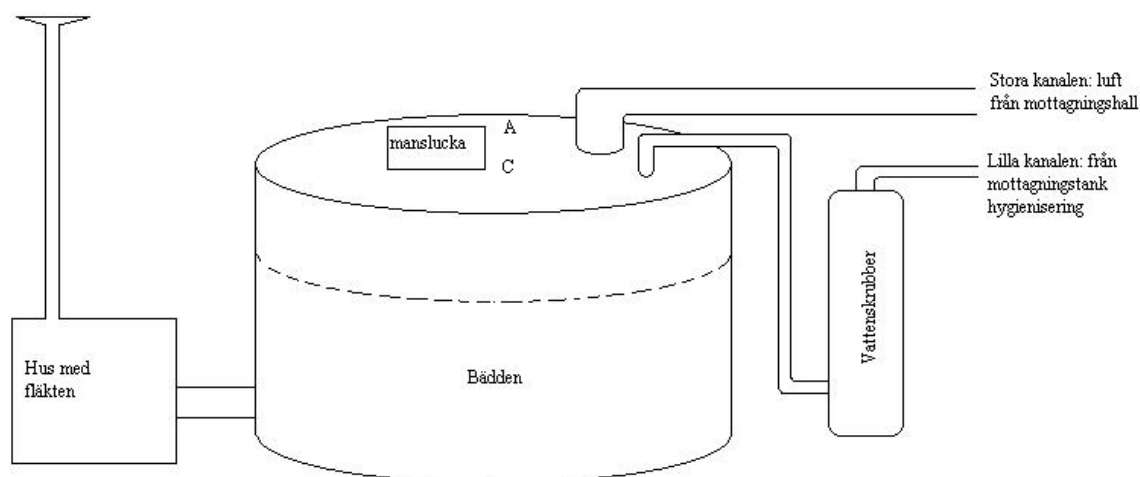
Table 36: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Skövde

RE (%)	mitten	Hörn E
2-Butanon	99	99
Etylacetat	98	98
α -Pinen	97	97
D-limonen	88	95
Metylmerkaptan	> 99	> 99
Dimetylsulfid	> 99	> 99
Dimetyldisulfid	> 99	> 99
Dimetyltrisulfid	> 99	99
p-Kresol	> 99	> 99
Acetonitril	Ca 60*	Ca 70*
Svavelväte	> 99	> 99

* osäkert på grund av osäkerhet i halt i inkommande gas

5.7 Falkenberg

Falkenbergs Biogasanläggning rötar i huvudsak gödsel men behandlar även livsmedelsavfall, och energigrödor, vilket ger 37 GWh gas per år.



Figur 15: Schema av Falkenberg biofilter

Figure 15: Scheme of the biofilter in Falkenberg

Anläggningens processluft behandlas biologiskt i ett slutet biofilter för att reducera lukt. Biofiltret är levererat av det danska företaget BBK. Anläggningen är en av de nyaste i Sverige.

Tabell 37: Parametrar i kanalen, Falkenberg

Table 37: Parameters in the pipe, Falkenberg

Termoelement, mikromanometer (VPC)			
Tid	Plats	Temperatur kanal	Flöde kanal (Nm ³ /h)
9.55	In _{Tank}	17,5	1250
9.53	In _{Vent}	16	4750
10.15	Ut	16	6900

*Tabell 38: Mätning av driftparametrar, pH, temperatur och vattenhalt:**Table 38: Measurements of operational parameters, pH, temperature and water content*

Provtagnings Datum	Plats	Djup (cm)	Vatteninnehåll %	pH	T (°C)
2009-09-22	C	ca 10	52	2,2	16
	A	yta	0,5	5,0	-
	A	ca 10	42	2,2	-

Tabell 39: Gassammansättning i kanalen, Falkenberg

Table 39: Gas composition in the pipe, Falkenberg

Ämnen	Halt	Bidrag till FID-signalen i ppm
Metan	12000	12000
Ammoniak	< 0,1 ppm	0
Svavelämnena: Svavelväte Metylmerkaptan Dimetylsulfid Dimetyldisulfid Dimetyltrisulfid	150-450 ppm 100 µg/m ³ 510 µg/m ³ (200 ppb) 710 µg/m ³ (180 ppb) 160 µg/m ³ (40 ppb)	ca 1 ppm
Syror: Ättiksyra Alla andra syror	< 1 ppm 100-150 µg/m ³ < 50 µg/m ³	< 1 ppm
Andra organiska ämnen: 2-Butanon 2-Butanol Etanol 1-Propanol D-Limonen Etylbutyrat Cymen Etylacetat	700 µg/m ³ (0,25 ppm) 180 180 160 140 80 60 60	1-2 ppm
FID resultat	3000-15000 ppm Ca 13000 vid kemiska analyser	

Olfaktometri

Resultat uttryckta i *European Odor Unit*, OUE/m³. Lukten är vid luktröskeln 1 per definition.

Tabell 40: Olfaktometri mätningar, Falkenberg

Table 40: Olfactometry measurements, Falkenberg

Provplatser	OUE/m ³	Karaktär	Luktreduktion i %
I lilla kanalen	2.200.000	Rutet, kokt kål	
I stora kanalen	10.000	Ruttet, avlopp	
Efter biofiltret	78.000	Ruttet, avlopp	10-30

GC-O-analys

Sniffogrammet i figur 16 illustrerar var i kromatogrammet, dvs vid vilken retentionstid, som minst en av bedömarna noterade lukt med luktintensitet >1 vid GC-O-analysen.

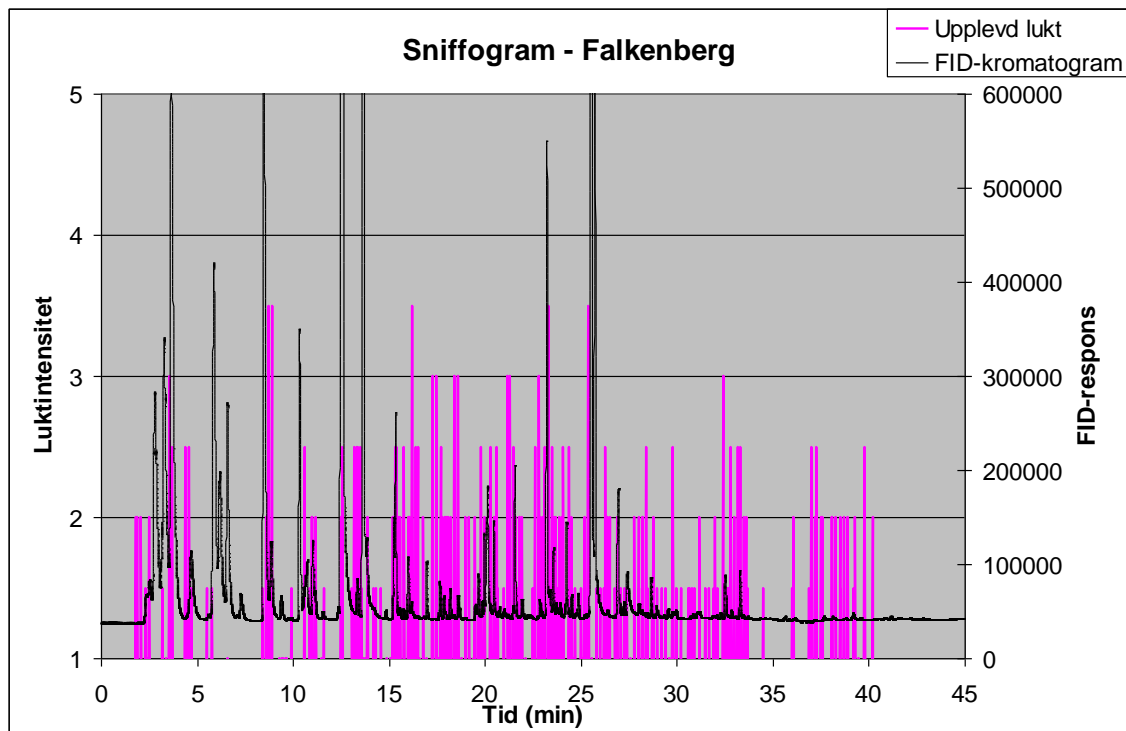
Totalt upplevdes 163 olika lukter, varav:

- 125 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var tydlig eller starkare (luktintensitet >1)
- 38 lukter där minst en bedömare noterade att lukten var medelstark eller starkare (luktintensitet >2)
- 4 lukter bedömdes som starka (intensitet >3)
- inga lukter bedömdes som mycket starka (intensitet >4)

I tabell 41 presenteras de 38 lukter där minst en bedömare har angett att luktintensiteten var högre än 2. Lukternas retentionstider i sniffanalysen och bedömarnas beskrivningar av deras karaktärer redovisas också. Dessutom visas de ämnen som identifierades med GC-MS vid de retentionstider där lukterna noterades. De starkaste lukterna, med luktintensitet högre än 3, är gråmarkerade. Frågetecken betyder att någon säker identifiering inte kunde göras.

Bland de luktande ämnena med intensitet 2 eller lägre identifierades: svavelväte, metylmerkaptan, diacetyl(?), bensen, etylpropionat, metylbutyrat, toluen, 2-metyltiofen, 3-metyltiofen, etylmetyldisulfid, etyl(2-eller3-)metylbutyrat, etylbensen, metylpropyldisulfid, bensaldehyd, limonen, p-kresol, och skatol.

Falkenberg hade en stark bakgrundslukt av rökt och gödsel efter ca 28 minuter, vilket till exempel skulle kunna bero på kresolen som kommer ut i en bred topp och därför luktar länge. Detta försvårar också möjligheten att känna andra lukter i slutet av analysen.



Figur 16: Kromatogram (GC-FID) samt luktresultat från GC-O (för lukter med upplevd luktintensitet >1) av luftprov från anläggningen i Falkenberg.

Figure 16: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (odours with odour intensity >1) of air sampled at the Falkenberg site.

Tabell 41: Resultat från GC-O-analyser av luftprov (lukter med intensitet >2), Falkenberg.

Table 41: Results from the GC-O analysis of air (odours with intensity >2), Falkenberg.

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)		Luktbeskrivning		Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
ca 3,7	3	2-3	konstigt, illa	-	Dimetylsulfid
ca 4,6	2-3	1-2	svavel	-	Mesyklorid eller dimetylsulfon?
Ca 4,7	2-3	1-2	-	-	?
ca 8,9	3-4	3-4	vidrigt, mat rутten	lök	2-Butantiol
ca 10,6	2	2-3	ättika	ättiksyra	?
ca 12,6	2	2-3	illa, lök	unket, svavel	Dimetyldisulfid
ca 13,4	2-3	2-3	syrligt, citron	syrligt	Etylisobutytrat
ca 13,5	2-3	2-3	bränt, unket	svavelaktigt	?
ca 15,4	2	2-3	syrligt	syrligt	Etylbutyrat
ca 15,5	2-3	2	vitlök	-	Mercaptoacetic acid?
Ca 15,8	2	2-3	-	svavelaktigt	?
ca 16,2	2	3-4	bränt	svavelaktigt	?
ca 16,4	2	2-3	lösningsmedel	-	?
ca 16,5	-	2-3	-	-	?
ca 17,3	3	-	illa unket	-	?

Ret.tid (min)	Luktstyrka (>2 av minst en bedömare)		Luktbeskrivning		Identifiering
ca 17,7	3	2-3	jäst	syrligt	Etyl isovalerat
ca 18,4	2	3	bränt	illa, svavelaktigt	Etyltiofen (2- eller 3-)
ca 18,6	2	3	-	kokt	?
ca 20	2-3	1-2		unket	Etylvalerat+ ?
ca 20,5	2-3	2	”bakgrund?”	vitlök	?
ca 20,7	2-3	1-2	gummi	grönt	?
ca 21,3	3	3	illa	illa	?
ca 21,6	2-3	2	trä	svavel	Terpen + Metyl propyl disulfide
ca 22,8	2-3	2	-	plast	Etyltoluene?
Ca 23	3	2	illa, svavelaktigt	-	?
ca 23,3	2-3	3-4	gummi	svavel, vidrigt	Dimetyltrisulfid
ca 23,5	2	2-3	blomma?	Skog, svamp	?
ca 24,1	2-3	0-1	träigt	-	Etylhexanoat + Metylbutyldisulfid
ca 24,5	2-3	2	bärfis	citron	?
ca 25,6	3-4	1	getinggift (spray)	-	Cymene
ca 26,4	2-3	2	choklad	bränd plast	Salicylaldehyd
ca 28,4	2-3	-	rökigt	-	Kresol ligger under
ca 29,8	2	2-3	-	stickigt	?
ca 32,5	3	1-2	rökt (ev bakgrund)	-	?
ca 32,8	1-2	2-3	syrligt	illa	Tioxolone?
Ca 33,3	2-3	2-3	skit, kloak	fy!	Dimetyltetrasulfid
ca 37,2	2-3	2	unket	grönt	?
ca 37,3	2-3	1-2	unket	gödsel	?
Efter ca 28 min	Stark bakgrund av rökt eller gödsel stör resten av luktanalysen.				Kresolen? När skatol kommer luktar det också gödsel.

Borttagningseffektivitet

Tabell 42: Borttagningseffektivitet för dominerande ämnen och svavelämnena i kanalen, Falkenberg

Table 42: Removal efficiencies for the major compounds and for sulphur compounds, Falkenberg

RE (%)	Ut
Dimetylsulfid	71
1-Propanol	67
2-Butanon	82
2-Butanol	83
Etylacetat	72
Dimetyldisulfid	66
Etylbutyrat	69
Dimetyltrisulfid	79
Cymen	82
D-limonen	81
Svavelväte	Mellan 85-95
Metylmerkaptan	70

Mikroorganismer

Tabell 43: Sammanställning av antalet bakterier, jäst och mögel i prover från Falkenberg. Antalet angivet i log CFU/gram material (dvs log 2.0 CFU/gram = 100 CFU/gram).

Table 43: Compilation of the number of bacteria, yeast and mould in samples from Falkenberg. The number is stated as log CFU/gram material (that is log 2.0 CFU/gram = 100 CFU/gram).

Plats	a_w	Totala antalet mikroorganismer	G-bakterier	Jäst	Mögel	Aeroba sporer 30°	Aeroba sporer 55°
A	1.0	<3	<2	<2	6.7	<2	<2
C	1.0	6.6	<2	6.4	5.2	<2	<2

Vattenaktiviteten i prov A och C var hög, $a_w = 1$. I prov A dominerades mikrofloran av mögel. Möglet som tillväxte i provet identifierades som en möjlig *Cladosporium*, en långsamväxande art. I prov C dominerades mikrofloran av jäst som identifierades som *Candida lipolytica*. Inga bakterier kunde påvisas i dessa två prover.

5.8 Nitrat och sulfat

Resultat för haltbestämning av nitrat och sulfat tillsammans med pH rapporteras i Tabell 44:

Tabell 44: Haltbestämning av nitrat och sulfat i samtliga anläggningar

Table 44: concentration of nitrates and sulfates in all plants

	Provplatser	Nitrat mg/kg DS	Sulfat mg/kg DS	pH
Borås	1 (mitten F1)	5	14	7.3
Eskilstuna	1A 15 cm	2	80	5.8
Västerås	1C djup	8	6410	2.5
Västerås	2A djup	3	110	6.2
Linköping	B 50 cm	18	37647	3.6
Linköping	F 50 cm	8	182	5.6
Göteborg	C 20 cm	62	32	6
Göteborg	D 20 cm	8424	12	6.4
Skövde	C 20 cm	34	64	4.2
Skövde	C 80 cm	20	23500	3.1
Falkenberg	C 10 cm	3	20000	2.2

5.9 Metaller

Resultat för haltbestämning av metaller redovisas i Tabell 45:

Tabell 45: Haltbestämning av metaller i samtliga anläggningar i mg/kg torrsbstans

Table 45: Concentration of metals in all plants in mg/kg dry substances

		Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Cr
Borås	PB	< 20	< 5	45	68	22	40
Eskilstuna	1A	< 20	< 5	112/23	< 20	< 20	< 5
Västerås	1C	< 20	< 5	65	< 20	< 20	< 5
Linköping	B 50 cm	< 20	< 5	88	< 20	< 20	28
Linköping	F 50 cm	< 20	< 5	80	< 20	< 20	40
Göteborg	C20	< 20	< 5	100	40/14	< 20	12
Skövde	20 cm C	< 20	< 5	45	71/16	27/< 20	25/173
Falkenberg	A	< 20	< 5	50	< 20	28	60

6 Resultatanalys

6.1 Kommentarer om provtagning

Utformningen på det slutna biofiltret i Falkenberg gjorde att det endast var möjligt att ta prov från bäddmaterialet på en begränsad del av ytan. Provtagningen gjordes genom manlucka med en provkopp monterad på en lång pinne, det är ca 3 meter ned till filterytan från taket.

Direktvisande instrument som användes i samband med provtagning var tänkta att fungera som hjälpmedel för att kunde anpassas provtagningstiderna till uppmätta nivåer med instrumenten. Speciellt kan nämnas att i Linköping där mycket höga halter kolväten och svavel uppmättes, kortades provtagningstiderna ner. Trots kraftigt förkortade provtagningstider så blev ändå somliga prover mättade. I efterhand misstänks metan ha gett ett stort bidrag till de uppmätta nivåerna i flera anläggningar. Direktvisande metanmätning måste därmed användas i framtiden om direktvisande instrument skall uppfylla deras avsedda funktion.

Vid provtagning av filtermaterial i Borås kunde prov endast tas vid ytan eftersom materialet rasade ihop vid grävning. Det var dessutom mycket kompakt.

Projektgruppen gör bedömningen att projektet genomförts med en lämplig ambitionsnivå gällande antal delprover. Det antal delprover som förordas i VDI 3477 [7] känns som aningen överambitiöst för detta syfte.

6.2 Kommentarer om analysmetoder

Flödesdistribution

Det bedöms inte som en användbar metod att illustrera flödesdistributionen i filterytan med hjälp av en rökampull. Mätningar i Borås gav rakt motstridiga resultat vid jämförande mätning med flödesgivare i huv.

Flödesmätning med huv visade sig vara mycket känsligt för blåst, varför inte det heller gav några tillförlitliga resultat i projektet.

En metod som nämns i VDI 3477 är att fotografera filterytan med en IR-kamera. Det fanns tyvärr ingen möjlighet att prova detta inom ramarna för projektet, men det är en intressant möjlighet som bör provas i framtiden.

pH, vattenhalt

Det går ej att hitta väl beskrivna (eller rekommenderade) metoder för att mäta pH eller vattenhalt i biofilter i litteraturen. Eftersom standardiserade metoder saknas har tillvägagångssättet beskrivits noggrant i rapporten vilket möjliggör att man kan få jämförbara resultat från andra anläggningar.

När det gäller pH-mätningen finns olika alternativ. En parameter som varierar mycket i de artiklar och standarder som har mätt pH är förhållande material/vatten. I Borås har vi provat att mäta pH med tre olika förhållanden material/vatten, 1/20, 1/10 och 1/2. Resultaten var likvärdiga och det bestämdes att använda förhållande 1/20 i alla anläggningar.

När det gäller vattenhaltmätningen finns det inga optimala metoder men den viktmetod som användes i den här studien är enklast och mest praktisk.

Resultat som togs fram här borde jämföras i första hand med resultat som tas fram med liknande metoder.

I projektet gjordes försök att mäta fuktigheten i bädden med T/RH-sonder, vilket hade varit ett relativt enkelt sätt. Tyvärr gav dessa försök ingenting då fuktigheten nästan genomgående är så hög att sensorerna visar >90 %. Manuell provtagning och analys på laboratorium ger större dynamik i provresultaten.

Gassammansättning

Det krävs 7 olika analysmetoder för att få en bild på gassammansättningen i kanalen.

Tenax adsorbent visade sig vara en lämplig adsorbent för många flyktiga organiska ämnen med kokpunkter mellan 70 och 320°C [11]. Vissa resultat måste dock betraktas med försiktighet. Till exempel misstänker man att det kan hända reaktioner på Tenax efter provtagning som påverkar gassammansättningen. En studie [12] har visat att halt dimetyldisulfid kan överskattas om gasen också innehåller metylmerkaptan genom att metylmerkaptan oxideras till dimetyldisulfid. Likadana studier finns om terpenier [13]. I en studie där lukt borttagningseffektiviteten för olika typer av biofilter mättes enbart svavelämnena [14].

Linköping gassammansättning

Resultat av gassammansättningen i kanalen från Linköping måste behandlas med försiktighet. Eftersom halterna är så extremt höga i jämförelse med halterna i de andra anläggningar, är det omöjligt att veta om det inte skedde en överbelastning av adsorbenten och/eller av den analytiska GC-kolonnen. Det finns tyvärr inga sätt att verifiera överbelastning. Med tanke på halterna borde gasen provtas i en lämplig påse och ingående ämnen analyseras direkt på GC/MS utan ”preconcentration” på adsorbenter.

GC/O

Eftersom proverna från Göteborg innehöll mycket vatten var de tvungna att torkas före GC-O-analys. Under torkning försvinner inte bara vatten utan också en del av de allra mest flyktiga föreningarna. Detta kan ha orsakat att några luktande ämnen eventuellt inte hittades, eller uppfattades som svagare, vid GC-O-analysen för Göteborg.

Luktproblem i ”verkliga livet” kan väsentligen vara av två olika arter. Dels kan det lukta tydligt och ”genuint oangenämt”, dels kan det finnas en obestämbart och tämligen svagt förnimbar men störande lukt. Vilket av problemen som dominerar i en viss punkt, på ett visst avstånd från utsläppet, beror till en stor del på hur mycket som emissionen späts ut med frisk luft. Den olfaktometriska analys som gjorts i detta projekt ger mått på hur mycket som luktemissionerna måste spädas för att lukten skall släckas ut fullständigt. GC-

O-analysen, så som den har utförts, ger fingervisningar om vilka ämnen som kan tänkas kräva mest utspädning för att deras inverkan på lukten skall elimineras. Det fanns inte utrymme i detta projekt att utföra GC-O-analysen med olika provtagna luftvolymmer vilket annars hade gett den bästa informationen om (exakt) vilka ämnen som måste spädas mest för att lukten skulle elimineras.

Det bör också noteras att den adsorbent (Tenax TA) som användes inte adsorberar alla potentiellt luktaktiva ämnen fullständigt. Delvis beror detta på olika ämnens så kallade "genombrottsvolymmer", dvs de provtagningsvolymmer vid vilka ämnena börjar att passera genom adsorbentmaterialet. Denna effekt har naturligtvis betydelse för både kvantitativa GC-resultat i allmänhet och för GC-O-resultat.

Att många av de luktande ämnena inte har kunnat identifieras är inte så förvånande. Om man tittar på sniffogrammen kan man se att lukter ofta finns hos mycket små, ibland knappt synliga toppar, och sällan hos de riktigt stora topparna. Små toppar betyder att de emitterade ämnens koncentrationer i luften var låga. Det är därför som det är så svårt och ibland helt omöjligt att identifiera de luktande ämnena. Detta är ett tydligt exempel på hur vår näsa fungerar: många ämnen luktar inte ens om de förekommer i höga halter medan en del av de ämnen som luktar kan lukta starkt även om de inte kan detekteras med avancerade instrumentella detektorer.

Borttagningseffektivitet

I detta projekt undersöktes olika biofilters funktion bland annat genom att mäta hur stora andelar av ingående ämnen som togs bort, dvs biofiltrets borttagningseffektivitet. Detta är naturligtvis ett viktigt mått på hur biofiltret fungerar och visar biofiltrets kapacitet. Det är viktigt att påpeka att trots att den fysikalisk-kemiska borttagningseffektiviteten är hög så kan det fortfarande finnas kvar en betydande "luktpotential". Det är den faktiska koncentrationen av ämnet i relation till dess luktröskel som avgör om det luktar eller inte. Speciellt tydligt är detta för många svavelföreningar och andra ämnen med låga luktrösklar. I praktiken betyder detta att även om halten av ett ämne reduceras med 99 %, vilket är mycket bra, så kan den lilla bråkdel som finns kvar (1 %) fortfarande ge en mycket påtaglig lukt.

Direktvisande resultat för kolväten

Mätningen var avsedd för att kontrollera hur stabil eller ostabil halterna i inkommande gas var i samband med provtagning. Variationer i halter är dessutom en viktig faktor för mikroorganismerna.

När man har analyserat gassammansättningen i kanalen på ett omfattande sätt kan man beräkna hur mycket varje ämne bidrar till den totala FID-signalen.

I vissa anläggningar korrelerar FID resultat bra med metanhalt vilket tyder på att metan är det dominerande bidraget till FID-signalen.

I andra anläggningar blir summa bidrag av enskilda ämnen mycket lägre än resultat angett av direktvisande FID. Det är speciellt markant i Linköping där summa bidrag uppskattas vara mer än 3000 ppm och FID-resultat är runt 15000 ppm. Ett intressant fenomen i den anläggningen är också att kurvan för svavelämnena följer kurvan för kolväten, vilket antyder

att det kan finnas ämnen som interfererar med analysatorerna. Resultatet kan inte förklaras utan att utföra nya analyser med den samlade erfarenheten från anläggningen.

Tyvärr har vissa ämnen som kan bidra till FID-signalen antingen inte analyserats (ex: eten, etan, propan, propen, C4-C5) eller kan möjligen ha underskattats (i en okänd proportion) av analysmetoderna (ex: metylmerkaptan, acetone, etylacetat, etanol, 1-propanol...).

En direktvisande FID utrustad med en s.k. Cutter, som filtrerar bort andra kolväten än metan, hade givit intressant information till projektet.

Falkenberg

Halten kolväten varierar kraftigt med tiden i Falkenberg medan den är i stort sett stabil i övriga anläggningar. En förklaring är att variationerna troligen kommer av lossning i mottagningstanken vid den aktuella tidpunkten på dagen som mätningen utfördes. Ventilationsfläkten styr på ett undertryck före fläkt, vilket medför en större flödesbelastning när luckan öppnas. Även överpumpning från mottagningstank till blandningstank görs dagtid vilket medför att inpumpad mängd tränger ut motsvarande mängd "gas" via filteranläggningen.

Om flödet hade mätts kontinuerligt på denna anläggning hade man kunnat veta hur stor del av variationerna i uppmätt halt som beror på flödesvariationer.

Mikroorganismer

Det finns väldigt lite beskrivet i litteraturen vilka bakterier, jäst och mögelsvampar som återfinns i olika biofilter. Viktiga faktorer som påverkar den mikrobiologiska sammansättningen är t ex packningsmaterial, djup i biofiltret, näringstillgång och pH och vattenhalt/vattenaktivitet. Med detta som utgångspunkt gjordes valet att isolera och karaktärisera förekomsten av mikroorganismer väldigt grovt; total antalet mikroorganismer, gramnegativa bakterier, sporbildande bakterier och jäst/mögel. Med utgångspunkt från vad vi vet idag, tack vare vad vi lärt oss genom detta projekt kommer det framöver vara möjligt att inrikta undersökningar mot mer specifika grupper/arter av bakterier som t ex svaveloxiderande och/eller kväveoxiderande bakterier.

6.3 Resultatsammanställning

I Tabell 46 sammanfattas för samtliga anläggningar ett stort antal parametrar som har uppmätts i den här studien.

Tabell 46: Uppmätta parametrar för samtliga anläggningar för jämförelse

Table 46: Measured parameters for all plants for comparison

	Borås	Eskilstuna	Västerås	Linköping	Göteborg	Skövde	Falkenberg
Driftparametrar i bädden							
Vattenhalt %	40-60	75-80	20 (F1) 50-70 (F2)	40-70	70-80	35-60	40-50
pH	7-9	5,5-6,5	2,5-3,5 (F1) 3,0-6,0 (F2)	2,7-5,6	6,0-7,0	3,1-4,2	2,2
Temperatur	15-20	15-20	19-23	28-34	37-43	16-21	16
Tot. antal (log CFU) mikroorganismer	8.0	-	6.0	6.7	7.3	-	<3 (A) 6.6 (C)
G- bakterier, log CFU	6.3-6.9	-	<2 (F1) 6.3 (F2C)	<2 - 4.8	6.1	-	<2
Mögel, log CFU	4.5-5.8	-	6.0	6.9	4.6 7.0 (D)	-	5.2-6.7
I gasen i ppm							
Svavelväte in	10-12	ca 1	4-6	5-10	2-3	ca 100	150-450
Svaveldioxid	< 1	< 1	< 1	ca 300	< 1	<1	< 1
Ammoniak	12	< 0,5	2-4	ca 10	32	< 0,5	<0,5
Syror	< 1	< 1		1-2	2-3	< 1	< 1
VOC	2	2	6-10	> 2000	80-100	2	2
FID kolväten	70-80	4500-5000	350-400	13000-19000	1600	300	3000-15000
Luktenheter in	190.000	-	69.000	-	-	-	2.200.000
Luktenheter ut	2700-17000	-	8100-19000	-	-	-	78.000
Luktreduktion %	91-99	-	72-88	-	-	-	10-30
Antal lukter med intensitet >0	125	-	121	111	78	-	163
Antal lukter med intensitet >1	67	-	90	79	52	-	125
Antal lukter med intensitet >2	13	-	23	18	6	-	38
Antal lukter med intensitet > 3	0	-	2	0	0	-	4

- ej mätts

Sambandsanalys – mikroorganismer

Temperatur, pH och vattenaktivitet påverkar den mikrobiella sammansättningen i bädden. Flertalet av mikroorganismerna i filtren är mesofila dvs de tillväxer bäst vid temperaturer mellan 20 och 45°C. Bakterier trivs bäst vid vattenaktivitet, $a_w > 0.95$ och ett optimalt pH mellan pH 6 och 9. I de filter där både pH och vattenaktiviteten är optimal, Borås och Göteborg, är halterna av gramnegativa bakterier också hög, log 6-7 CFU/g. Dessa bakterier är aktiva och tillgodogör sig effektivt de luktande ämnen i inkommande gas under deras tillväxt. När omgivningen i bädden blir surare och pH sänks till mellan 3 och 5, förändras den mikrobiella sammansättningen. Halten av gramnegativa bakterier sjunker (<2 CFU/g)

och istället dominerar tillväxten av mögelsvamp. Detta gäller för anläggningarna i Västerås, Linköping och Falkenberg, där halterna av mögelsvamp ligger mellan log 6-7 CFU per gram material. De kemiska analyserna i dessa bäddar tyder på att mögelsvampar inte bryter ner och lika effektivt tillgodogör sig ämnena i den inkommande gasen, vilket påverkar bäddens luktreduceringsgrad.

Även sporbildande grampositiva bakterier återfinns i flera av anläggningarna. I Linköping tillsätts regelbundet en sporblandning av olika *Bacillus* stammar i syfte att förbättra den mikrobiella sammansättningen i filtret. Dessa sporer kunde även återfinnas vid de mikrobiella analyserna. En bakteriespor är dock inte metaboliskt aktiv utan en spor är en överlevnadsform för bakterier i ogynnsamma miljöer. För att aktivera sporer så att dessa gror och omvandlas till bakterier behöver omgivande miljöfaktorer som temperatur, pH och vattenaktivitet vara optimala för bakterien. I Linköping är pH väldigt surt (~3) vilket gör att *Bacillus* finns i filtret i sporform och således inte bryter ner ämnen i den inkommande gasen. Ett enkelt sätt att förbättra detta kan vara att höja pH till neutral nivå.

Den största delen av mikroorganismer i olika biofilter är heterotrofa dvs de använder sig av organiska ämnen i inkommande gas som energikälla under deras tillväxt. Om däremot inkommande gas även innehåller oorganiska ämnen (t ex ammoniak, svavelväte) kan mikroorganismerna slå över och bli kemolitotrofa dvs de får energi ifrån oxidation av oorganiska ämnen. I denna grupp finns bl a svaveloxiderande och kväveoxiderande bakterier. Svaveloxiderande bakterier oxiderar bl a svavelväte (H₂S) till svavelsyra och kväveoxiderande bakterier oxiderar bl a ammoniak till nitrat. Två anläggningar (Skövde och Falkenberg) behandlar svavelväte i högre halt i inkommande gas än övriga anläggningar; Skövde ca 100 ppm och Falkenberg 150-450 ppm. Analys av sulfathalten i bädden från dessa anläggningar visar på höga halter (se tabell 44) vilket skulle kunna bero på att svavelväte oxideras till sulfat av bakterier. En mer specifik mikrobiologisk analys behövs för att konfirmera denna teori.

På liknande sett skulle oxidation av ammoniak i inkommande gas i Göteborg av kemolitotrofa bakterier kunna förklara de höga halterna av nitrat i bädden (~8000 mg/kg).

Sambandanalys – Pearson korrelationer

Ett försök att korrelera ett antal parametrar som mättes i den här studien med varandra gjordes och resultatet redovisas i Tabell 47. Det finns många olika sätt att beräkna korrelationen. Den mest välkända och vanligaste formen är *Pearsons produktmomentkorrelationskoefficient*, där korrelationen beräknas som kovariansen mellan de två variablerna dividerat med de båda variablernas standardavvikelse. Korrelationen uttrycks som ett värde mellan 1 och -1, där 0 anger inget samband, 1 anger maximalt positivt samband och -1 anger maximalt negativt samband.

Tabell 47: Beräkning av Pearson Korrelation Koefficient

Table 47: Calculation of Pearson Correlation coefficients

	Vatten halt%	pH	T	a_w	Totala antalet mikro organismer	Gram negativa bakterier	Jäst	Mögel	Olfakto metri OUE/m ³	Lukt red. %
RH%	1									
pH	0.34	1.00								
T	0.21	0.19	1.00							
a_w	0.67	0.03	-0.08	1.00						
Totala antalet mikroorganismer	0.19	0.77	-0.18	0.24	1.00					
Gram negativa bakterier	-0.38	0.89	-0.38	-0.28	0.82	1.00				
Jäst	-0.51	-0.74	0.42	-0.24	-0.66	-0.77	1.00			
Mögel	-0.32	-0.59	0.00	-0.10	0.01	-0.41	0.18	1.00		
Olfaktometri i OUE/m ³	0.00	-0.59	-0.25	0.01	-0.65	0.32	-0.17	0.34	1.00	
Lukt reduktion %	0.96	0.43	-0.60	0.95	0.96	-0.31	-0.43	0.28	0.10	1.00

En likadan analys utfördes av Defoer and al. [15] för biofilter i komposteringsanläggningar. De hittade en positiv korrelation mellan olfaktometriska mätningarna och VOC halterna samt mellan olfaktometrimätningarna och halterna estrar resp. ketoner. Däremot fanns det inga tydliga samband mellan olfaktometriska mätningarna och VOC halterna för anläggningar som behandlar slakteriavfall. Ett positiv samband beräknades mellan olfaktometriska mätningarna och halterna av olika svavelämnen.

I den här studien, som visats i tabell 47, finns det till exempel ett linjärt samband mellan:

- Vattenaktivitet och vattenhalt ($R^2 = 0,67$, $n = 22$). När vattenhalt ligger över 40% blir a_w 1. När vattenhalt ligger under 40% finns det ett linjärt förhållande mellan vattenaktivitet och vattenhalt.
- Totala antalet mikroorganismer och pH ($R^2 = 0,77$, $n = 22$).
- Vattenhalt och luktreducering i % ($R^2 = 0,96$, $n = 7$). Resultatet bekräftar att vattenhalten i media har stor betydelse för luktreducering.
- Vattenhalt och totala antalet mikroorganismer ($R^2 = 0,95$, $n = 22$).
- Totala antalet mikroorganismer och luktreducering i % ($R^2 = 0,96$, $n = 7$).
- Gram negativa bakterier och Totala antalet mikroorganismer ($R^2 = 0,82$, $n = 22$)

En mer omfattande studie om korrelationer (inte enbart linjära korrelationer) vore intressant att utföra men det fanns inte utrymme i projektet för detta.

6.4 Nedbrytning av filtermedia

Beroende på mediasammansättningen och hur det används och sköts, har nedbrytbara filtermedia en livslängd på ca 2 till 5 år, längre tid [7] om mediet innehåller en hög fraktion inert material. Ett tecken på att filtret behöver regenereras eller bytas ut är en försämrad funktion. Det vill säga ökad luktförekomst. Eftersom vi inte har tidigare mätningar att jämföra med är det svårt att med våra resultat avgöra filtermaterialets nedbrytningsgrad. Före utbyte av filtermaterial bör ett antal kemiska och biologiska analyser genomföras. Detta för att avgöra om materialet kan regenereras eller helt bytas ut. Parametrar som indikerar nedbrytning av materialet är mekaniska egenskaper, vattenadsorptionsförmåga och biologisk aktivitet [7].

7 Slutsatser

Biofiltrering i biogas- eller komposteringsanläggningar är en vanlig luktreduceringsteknik i Sverige. Tekniken bedöms vara enkel och ekonomiskt fördelaktig. Men biofilters driftparametrar och effektivitet behöver på en regelbunden basis kontrolleras vilket inte är väl etablerat i Sverige idag. Med få undantag saknades relevanta mätningar för att bedöma de olika biofiltrens funktion.

I den här studien har sju biofilter runtom i Sverige provtagits med flera kemiska och mikrobiologiska metoder för att fastställa de olika bäddarnas funktion och effektivitet. Resultaten visar att i många av de medverkande anläggningarna finns parametrar som avviker från rekommenderade värden vilket med stor sannolikhet begränsar biofiltrens effektivitet.

Den parameter som avviker mest från rekommenderade värden är pH i bädden. På flera av anläggningarna är pH värdet för lågt vilket till stor del påverkar den mikrobiologiska sammansättningen. Den sura miljön gör att nedbrytningen blir långsammare och mögel dominerar över bakterierna. Detta gör i sin tur att bäddens effektivitet sänks och risken för korrosion på komponenter gjorda av metall ökar.

Vattenhalten, och vattenaktiviteten, som är en av de viktigaste parametrarna, är ofta inte homogena över hela biofiltret och flera anläggningar har områden där vattenhalten antingen är för hög (mer än 70%) eller för låg (mindre än 30%). Dessa områden har kunnat kopplats till en begränsad reningseffektivitet.

Att dimensionera biofilter enbart på basis av inflödet är förmodligen inte tillräckligt specifikt om halterna av flyktiga ämnen i kanalen är höga (mer än 1000 ppm av organiska ämnen exkl. metan).

Några slutsatser kan dras för enskilda anläggningar:

Borås: Materialet är något för blött och för basiskt (men pH-värdet hade åtgärdats av personalen genom kalkning strax före vårt besök). Både pH värdet och vattenaktiviteten är annars optimala för en rik mikrobiologisk flora med höga halter av både grampositiva och gramnegativa bakterier.

Eskilstuna: Materialet är något för blött, reningseffektiviteten visade sig vara begränsad (runt 70%). På denna anläggning saknas av ekonomiska skäl mätningar av dels luktparametrar (GCO och olfaktometri), dels mikrobiologiska parametrar, vilka behövs för att vidare bedöma biofiltret.

Västerås: Materialet är för surt i båda filter och för torrt i ett av filtren. Därför är det logiskt att reningseffektiviteten också uppmättes som mycket begränsad (till exempel för svavelämnena). En något begränsad luktreduceringsförmåga (72,5 till 88%) har mätts av panelen.

Halten ammoniak i inkommande gas var förvånansvärt hög för en anläggning som använder en vattenskrubber.

Linköping: Materialet bedöms vara för surt. Till filtret tillsätts regelbundet en blandning av *Bacillus* sporer som troligtvis inte är aktiva på grund av bäddens låga pH. Sporer av *Bacillus* återfinns tillsammans med kraftig mögelväxt. Vi rekommenderar att driftpersonalen regelbundet kontrollerar bäddens pH och justerar till ett neutralt pH. Stor belastning av vissa ämnen har mätts (acetonn). Anläggningen håller på att eventuellt ersätta biofiltret med ett kolfilter.

Göteborg: Temperaturen i bädden är relativt hög, runt 40°C. Halten ammoniak i inkommande gas är relativt hög. En hög borttagnings effektivitet har uppmätts på detta biofilter. Både pH och vattenaktiviteten är optimala för en rik mikrobiologisk flora med höga halter av bakterier och mögel. En mät punkt var tydligt sämre än resten av biofiltret där det uppmätta luftflödet visade sig vara dubbelt så högt jämfört med de andra punkterna. Vi rekommenderar att driftpersonalen känner av biofiltret och vid dessa symptom täcker dessa områden med mera material.

Skövde: Materialet är något för surt men borttagnings effektiviteten visade sig vara hög (runt 99%). Biofiltret behandlar svavelväte vid 100 ppm. På denna anläggning saknas mätningar av luktparametrar som behövs för att vidare bedöma biofiltret.

Falkenberg: Mätningar av pH, temperatur och RH i bädden är en utmaning eftersom det enda sättet att få tillgång till materialet är genom en manlucka där provtagaren står flera meter ifrån filtermaterialet. Materialet bedöms vara för surt och för torrt vid ytan. Lågt pH innebär att inga bakterier kunde växa i filtret utan enbart mögelsvamp kunde påvisas. Falkenberg var den anläggning som hade mest lukt vid GC-O: både störst antal luktande ämnen totalt, och dessutom störst antal starkast luktande ämnen. Förutom många luktande svavelämnen hade anläggningen i Falkenberg ämnen som gav en stark lukt av rökt och gödsel (till exempel kresol och skatol). Belastning av lukter var extremt hög i jämförelse med andra anläggningar, och lukt reducerings förmågan bedöms vara låg, runt 10-30%.

8 Rekommendationer och användning

I takt med att kraven på minskade luktutsläpp blir större så ökar behovet av effektiv lukt borttagning. Resultaten i denna undersökning visar att biofilter är en bra metod för detta om de bara sköts på rätt sätt. Vid en första anblick kan ett biofilter se ut som något mycket okvalificerat, det är ju ”bara” en bädd med bark och en del annat material. I själva verket är det en mycket avancerad process. Olika mikroorganismer gör ett mycket stort arbete med att ta hand om många olika typer av flyktiga och luktande ämnen, i förhållandevis låga koncentrationer i stora luftflöden, och använder dem som källor för såväl energi som olika näringsämnen i sina egna livsprocesser. Precis som med andra avancerade processer så behöver ett biofilter både övervakas och styras. Skötseln av ett biofilter skall ses som en viktig uppgift.

Studien visar också att reningseffekten hos biofiltren kan vara hög om driftparametrarna är de rätta och detta är då en viktig faktor för att minska luktspridning kring anläggningar som behandlar organiskt material. På detta vis kan såväl en bättre arbetsmiljö för de anställda som en ökad acceptans från närboende uppnås.

För de anläggningar där uppmätta värden av pH och/eller vattenhalt skiljer sig betydligt från rekommenderade värdena anser vi att anläggningarna borde åtgärda dessa avvikelser. För pH rekommenderas att anläggningarna kalkar materialet för att höja pH till minst 6. Frågan som ställs blir därmed om dessa åtgärder räcker för att rätta till den mikrobiologiska florin. Detta borde kontrolleras med nya mätningar av antalet mikroorganismer och kvalitet såväl som effektivitet.

Vi rekommenderar att en driftjournal upprättas för varje biofilter med noteringar om både uppmätta och rekommenderade driftparametrar, driftstörningar, etc. Även luktupplevelser avseende utgående luft från biofiltret bör noteras. Driftparametrar såsom vattenhalt, pH och temperatur, (viktigast under kalla dagar) bör kontrolleras regelbundet på flera olika ställen över filterytan och på olika djup enligt exempelvis metoderna som presenteras i denna rapport. Vår undersökning visar tydligt att mätning på ett enda ställe kan ge helt missvisande resultat för filtret som helhet. Mätningar minst en gång per månad rekommenderas.

I detta projekt har sju biofilter provtagits och analyserats vid ett tillfälle under året (augusti/september 2009). Då förutsättningarna i ett biofilter även påverkas av omgivande faktorer som t ex årstid, väder och temperatur kan det i ett framtida projekt vara intressant att följa förändringar i en biofilterbädd under ett helt år. Omfattande mätningar användes i detta projekt för att bedöma utgående luktemissioner. Dessa var dessutom momentana mätningar. Det vore intressant att studera möjliga kontinuerliga mätmetoder, till ex. elektroniska sensorer av typ elektroniska näsor.

9 Litteraturreferenser

- [1] Rönnols E., Jonerholm K., Avfall Sverige, Rapport B2007:04, Åtgärder mot lukt, Erfarenheter från svenska anläggningar förbehandling av bioavfall
- [2] Shareefdeen Z., Singh A., "Biotechnology for odor and air pollution control", Springer, 2005, ISBN: 978-3-540-74049-0
- [3] Swanson W.J., Loehr R.C., J. Environ. Eng., 1997, 538-546, "Biofiltration: Fundamentals, Design and Operations Principles and Applications", Fellow, ASCE
- [4] Arrhenius K., Holmgren M., Pettersson H., Lövenklev M., Waste Refinery projekt WR24, 2009, "Biofilters luktreduceringsgrad, förstudie med litteraturgenomgång och enkätundersökning av svenska erfarenheter"
- [5] Chem. Eng. Prog., 1992, 88, 34-40, "Considering biofiltration for decontaminating gases", Bohn H.L.
- [6] Comité Européen de Normalisation, EN13725:2003[3]: "Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry", 2003
- [7] VDI 3477, Biological Waste Gas Purification Biofilters", 2004
- [8] SS-ISO 10390, 1994, Soil Quality - Determination of pH
- [9] Smith M.D., "Investigation of Physical and Biological Properties of a Full Scale and a Pilot Scale Biofilter", Master´s Thesis, University of Cincinnati, 2001
- [10] DIN 38 406-21
- [11] Vahdat N., Swearengen P., Johnson J., Priante S., Mathews K., Neidhardt A., Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 1995, 56, 32-38, "Adsorption Capacity and thermal desorption efficiency of selected adsorbents"
- [12] Sampling and analysis of sulphur containing volatile organic compounds at low concentrations, <http://www.aidic.it/nose2008/webpapers/30Ojala.pdf>
- [13] Hollender J., Sandner F., Möller M., Dott W., J. Chrom. A, 2002, 962, 175-181, "Sensitive indoor air monitoring of monoterpenes using different adsorbents and thermal desorption gas chromatography with mass-selective detection"
- [14] Quigley C., Easter C., Burrowes P., Witherspoon J., Water Science and Technology, 2004, 50,4, 319-326, "Biotechnology-based odour control: design criteria and performance data"

- [15] Defoer N., De Bo I., Van Langenhove, Dewulf J., Van Elst T., J. Chrom. A, 2002, 970, 259-273, "Gas Chromatography – Mass Spectrometry as a tool for estimating odour concentrations of biofilter effluents at aerobic composting and redering plants"

A Bilder på olika biofilter

Borås:



Eskilstuna:



Västerås:



Linköping:



Göteborg:



Skövde:

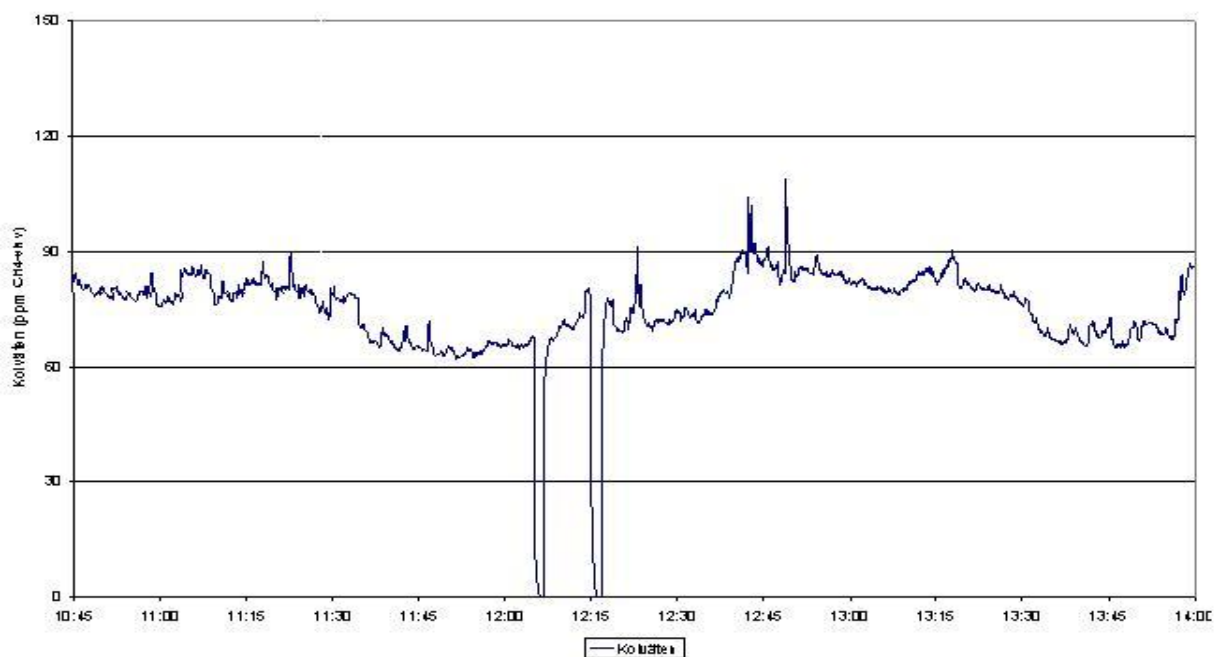


Falkenberg:

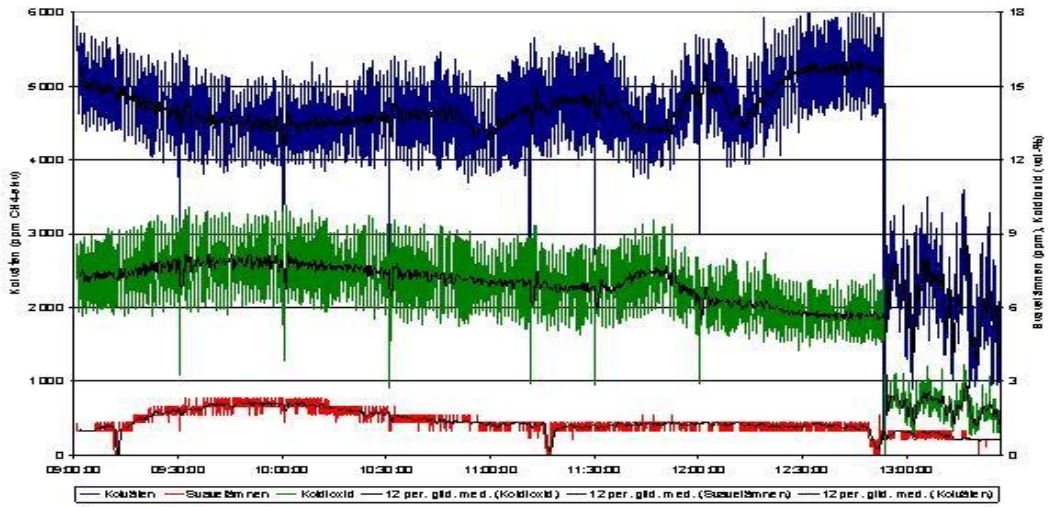


B Online mätningar

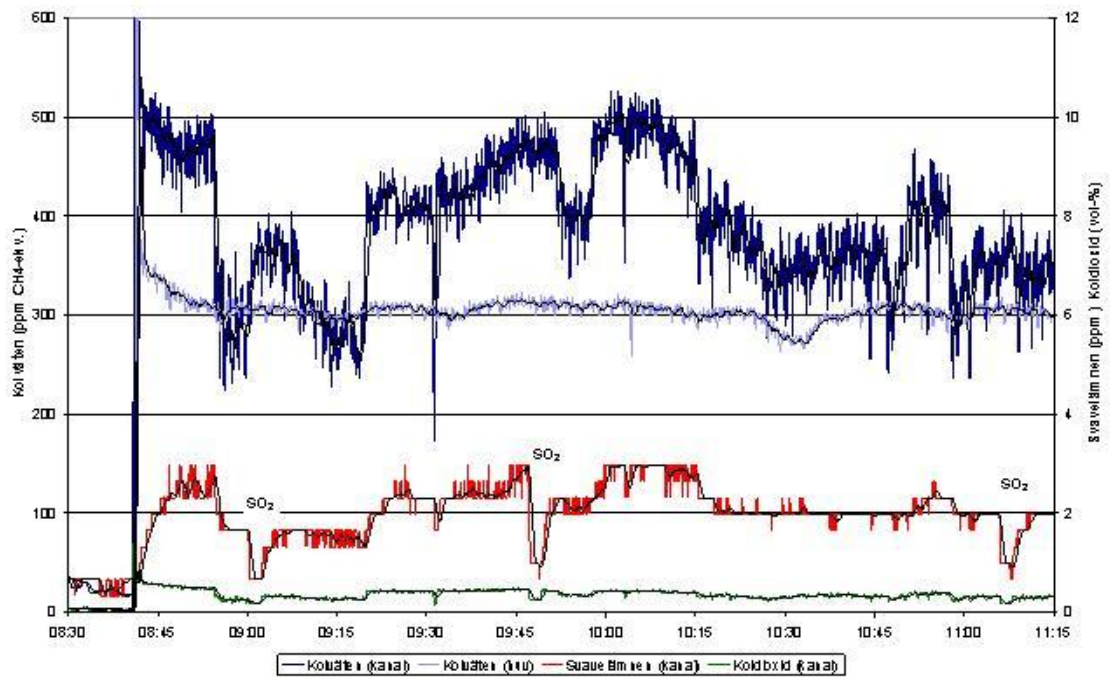
Borås



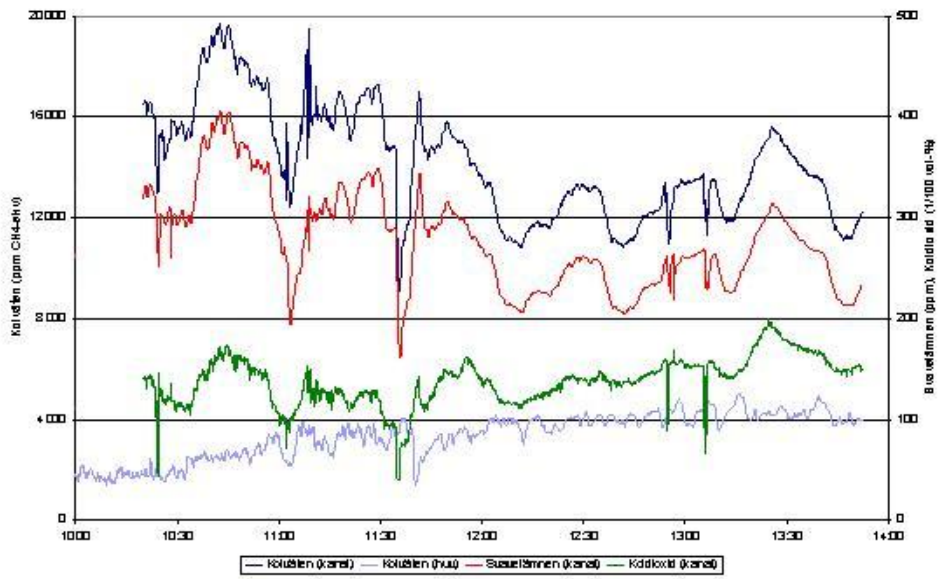
Eskilstuna



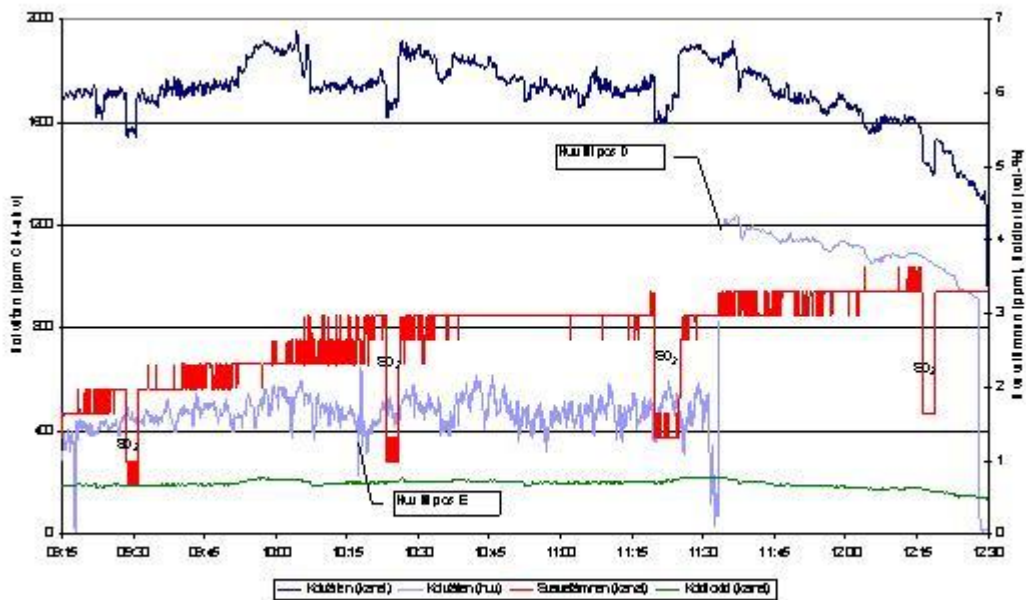
Västerås



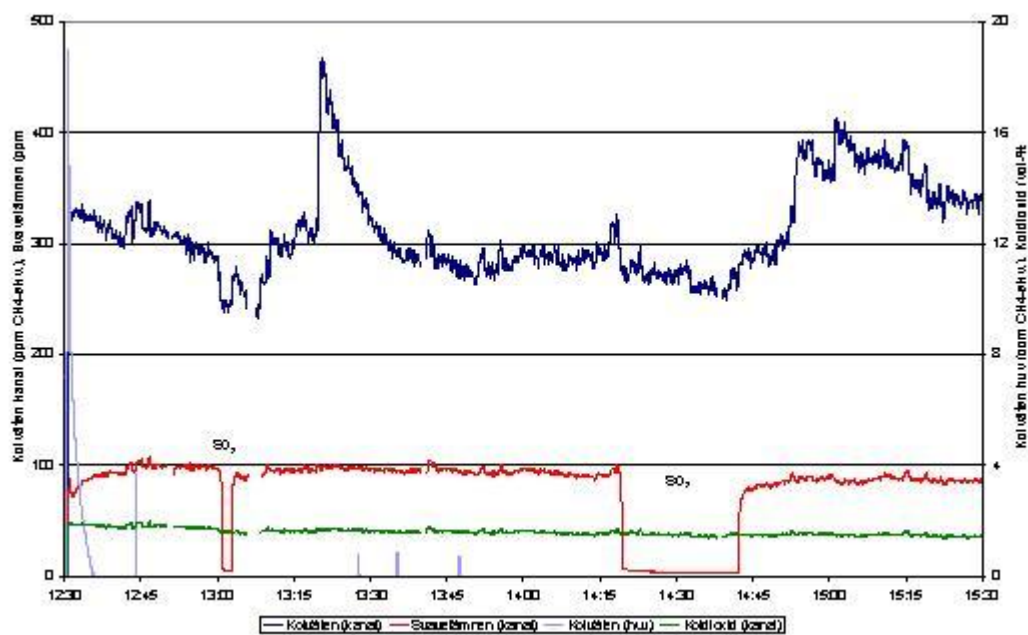
Linköping



Göteborg



Skövde



Falkenberg

