

Kartläggning och studie av biologiska processer för luktreduktion

Karine Arrhenius, SP

Lars Rosell, SP

Gunnar Hall, SIK

Kartläggning och studie av biologiska processer för luktreduktion

Survey of biological processes for odor reduction

Karine Arrhenius, SP
Lars Rosell, SP
Gunnar Hall, SIK

Projektnummer WR-14

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
24Hwasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Det här projektet syftar till att kemiskt och luktmässigt karaktärisera emissioner från Sobacken avfallsanläggning (Borås Energi och Miljö AB). De slutprodukter som framställs i anläggningen, biogas och biogödsel, har många samhälls- och miljöfördelar som kommer att spela viktiga roller i framtida energiförsörjning och avfallshantering. Tyvärr anses ofta uppkomst av dålig lukt tillhöra de problem som kan hindra utveckling av tekniken eftersom obehagliga lukter påverkar acceptansnivån hos närboende. Frekvenser av luktklagomål bestäms bland annat av graden av luktbildning, spridningsrisken och lukttolerans hos närboende och dessa parametrar är starkt varierande. Verksamheten i en anläggning består av flera processer, oftast ojämnt fördelade över en stor yta, där alla mer eller mindre kan ge upphov till dålig lukt.

I denna undersökning har en utökad provtagning vid anläggningen haft som mål att öka kunskapen om luktemissioner och därmed öka möjligheter att införa lämplig kontroll och rutiner. Med bättre kunskap om vilka förutsättningar som ger upphov till luktproblem ges möjlighet att i tid informera närboende, vilket anses kunna höja acceptansnivå innan praktiska åtgärder införs.

Projektet inleddes tillsammans med drift- och miljöpersonal med en rundvandring för att kartlägga de viktigaste luktkällorna främst under normaldrift men också i de fall där driftstörningar uppstår. Målet var att välja de mätplatser att studera under projektet vid olika väderförhållanden. Tre områden i anläggningen anses kunna vara huvudkällor för luktuppkomst: deponiområdet, området med tankar (hygieniseringstankarna, bufferttank mm), och röt-kammaren samt området omkring lakvattendammen. Totalt har 13 platser studerats med avseende på emissioner under perioden 2008-2009 under samtliga årstider. Resultaten från en mätning som utförts 2007 rapporteras också i denna rapport.

Resultaten tyder på att luktuppkomst kan hållas till en acceptabel nivå om driftstörningar undviks. Mottagning och den tidiga hanteringen av organiskt avfall bör ske i bästa mån inomhus med stängda dörrar för att undvika luktspridning. Genom kontrollerad ventilation kan då luften renas via biofiltret. Biofilter visar sig vara effektivt för de flesta ämnen som kommer in men dess funktion bör kontrolleras regelbundet för att undvika driftstörningar som kan leda till luktspridning. De prover som togs med olika provtagningstekniker vid de olika mätplatserna visade hur komplex gassammansättningen är och hur den varierar beroende på var och när som proverna togs. Projektets resultat bekräftar och understryker att det därmed finns många orsaker till den oönskade lukten. Projektet visar vilka ämnen som anses vara ansvariga för eventuell luktspridning på de studerade mätplatserna och som bör kontrolleras: exempelvis limonen och ammoniak vid cisterner och biofilter området, svavelämnena vid deponin mm.

Luktspridning, biogasanläggning, luktemissioner, kartläggning

Summary

This project aims to characterize chemical and subsequently odor emissions from a digester plant located close to Borås in Sweden (Borås Energi och Miljö AB). The digestion produces mainly 2 by-products, biogas and high quality organic biofertilizer. Biogas is a renewable source of electrical and heat energy and subsequently digester have a promising future. Unfortunately, release of unpleasant odours is one of the problems that may limit development of the technique as odours strongly influence the level of acceptance of the neighbours. The number of complaints due to odours depends mostly, upon the degree of odour release, the weather condition and plant environment (which influence the risks for spreading out), and the tolerance of the neighbours. These parameters are strongly variable. Many processes inside the plant distributed on a large surface may contribute to odour release.

Chemical emissions were studied, in this project, by extensive sampling inside the plant. Results were then evaluated regarding risk for odour releases. The goal was to suggest controls and routines to limit releases. The conditions leading to the higher risks for odour emissions were studied by performing sampling at different periods of the year and subsequently different weather conditions.

At first, places for measurement were chosen together with personal of the plant. Three zones are considered to mainly contribute to the odour emissions: the landfill region, the cisterns region and the leaching lake region. Totally 13 places were studied with regard to odour and chemical emissions under 2008-2009 at different weather conditions. Some results from a previous project (2007) are also presented here.

Results show that the spreading out of can be maintained to an acceptable level as long as the plant is functioning without disturbances. The early stages of the treatment of waste should be confined in locals with closed doors to avoid spreading out of odours. Through controlled ventilation, the air from these buildings can be treated in a biofilter. Biofilter are effective to remove most of the odorous compounds. But the biofilter's function must be regularly verified to avoid operational disturbances.

Chemical emissions profiles at different places show how complex is the composition of the emission and how it varies from places to places and time to time. The project confirms and underlines that there are many causes to the global odour emitted from waste plants. Some compounds are important to survey, as for example limonene and ammonia in the tanks and biofilter regions and sulphur compounds in the landfills etc.

Odour spread-out, biogas plant, odour emissions, survey, waste

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMDISKUSSION	1
1.2	PROBLEMFORMULERING OCH MÅL	1
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
2	BAKGRUND	3
2.1	VAD ÄR LUKT?	3
2.2	LUKTTRÖSKEL OCH ANDRA LUKTEGENSKAPER	3
2.3	LUKTEMISSIONER	5
2.4	ATMOSFÄRISK SPRIDNING OCH OMVANDLING	6
3	MATERIAL OCH METODER	11
3.1	PROVPLATSER	11
3.2	PROVTAGNING	16
3.3	INTRESSANTA ÄMNEN	17
3.4	ANALYSMETODER	19
4	PROVTAGNINGSTILLFÄLLEN	23
5	RESULTATREDOVISNING	26
5.1	DEPONI	26
5.2	CISTERNER OCH BIOFILTER	30
5.3	LAKVATTENDAMMEN	43
6	RESULTATANALYS	51
6.1	DEPONIOMRÅDET	51
6.2	CISTERNER OCH BIOFILTER	52
6.3	LAKVATTENDAMMEN	55
7	SLUTSATSER	57
8	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	59
9	LITTERATURREFERENSER	60

1 Inledning

1.1 Problemdiskussion

I samhället produceras bl a stora mängder organiskt avfall som behöver behandlas på ett eller annat sätt. Utvinning av biogas ur avfall genom rötning är därmed en god resursanvändning och har en ljus framtid. Riksdagen har beslutat att minst 35 procent av matavfallet från hushåll, storkök, restauranger och butiker ska återvinnas genom biologisk behandling senast år 2010 [1]. År 2007 behandlades cirka 18 procent av matavfallet biologiskt i olika komposterings- och biogasanläggningar. Biogas produceras vid mer än 225 anläggningar runt om i landet. Anläggningarna består av ca 140 reningsverk, några industrier, ca 20 samrötningsanläggningar och ca 60 deponier [2]. Nya anläggningar håller dessutom på att byggas eller planeras.

Biogas bildas när organiskt material bryts ner av mikroorganismer i syrefri miljö. Biogasprocessen kan indelas i tre steg. Det första steget, hydrolysen, innebär att mikroorganismer med hjälp av enzymer sönderdelar de komplexa föreningarna till enklare föreningar som till exempel socker och aminosyror. I nästa steg sker en jäsning varvid ett antal mellanprodukter, bland annat alkoholer, fettsyror och vätgas, bildas. I det sista steget sker själva metanbildningen. Biogasprocessen är därmed en komplex process där ett stort antal ämnen bildas på vägen mot de två slutprodukterna, biogas och biogödsel. Dessutom emitteras ett stort antal ämnen redan när avfallet tas emot och hanteras på anläggningen. Många gasformiga ämnen kan ge upphov till lukt.

Förekomst av störande lukt vid biologisk behandling av avfall är ett känt problem som kan vara så centralt att det ibland avgör om en anläggning kan drivas eller inte. Faktorer som ger upphov till klagomål relaterade till störande lukter, inkluderar luktbildning i anläggningen, luktspridning och lukttolerans hos närboende och dessa parametrar är starkt varierande. Verksamheten i en anläggning består av flera processer, ojämnt fördelade över en stor yta, där alla mer eller mindre kan ge upphov till dålig lukt. Med bättre kunskap om luktemissioner och vilka förutsättningar som ger upphov till luktproblem ges möjlighet att i tid informera närboende innan lukt uppstår, vilket anses kunna höja acceptansnivå innan pratiska åtgärder/processjusteringar ska utföras. Resultatet på dessa frågor förväntas göra det möjligt för driftansvariga att bedöma vilka processer som behöver åtgärdas och om vissa ämnen/material bör tas bort. Driftansvariga kan sedan välja mellan passande befintliga metoder för luktreducering eller initiera studier av nya relevanta metoder utvecklade för att specifikt ta bort de ämnen som visade sig vara orsak till luktproblem. Kunskapen om vad som bildas i anläggning underlättar beslutsprocessen vid expansion och modifiering, som till exempel justering av processparametrar.

1.2 Problemformulering och mål

Projektets syfte är att kemiskt karaktärisera lukter från olika processer inom biologisk behandling och deponi genom en omfattande kartläggning av luktemissioner inom anläggningen med mätningar av lukande ämnen på platser där lukt kan uppkomma. Projektet syftar också till att studera hur stabila luktemissioner är för de processer som anses vara kontinuerliga och studera hur olika parametrar såsom årstider (luftfuktighet, temperatur) påverkar emissioner. Slutmålet är att kunna ge rekommendationer om hur luktemissioner kan hållas på en acceptabel nivå eller om åtgärder behöver utföras.

1.3 Avgränsningar

Projektet syftar till att karaktärisera emissioner från anläggningen med hjälp av kemiska mätningar på platser där lukter kan uppkomma. Resultat måste sedan utvärderas ur luktsynpunkt dvs sättas i relation till ämnens lukttrösklar. Ämnen som förekommer i hög koncentration behöver inte lukta något om de har en hög lukttröskel. Ämnen med en låg lukttröskel kan däremot ge en stark lukt trots att det finns i ytterst låga koncentrationer, vissa i så låga koncentrationer att de knappt går att detektera instrumentellt. Risken finns därmed att några viktiga ämnen inte hittas.

Däremot skall luktemissioner i anläggningar spädas ett antal gånger innan de når närboende. Detta innebär att målet inte är att identifiera små mängder ämnen i halter som motsvarar deras lukttröskel utan att bedöma vilka ämnen som visar en relativ hög luktenhet (förhållande mellan halt och lukttröskel) redan i anläggningen.

2 Bakgrund

2.1 Vad är lukt?

Lukt är en sinnesförmåelse orsakad av en eller flera flyktiga kemiska ämnen, ofta vid låga halter, som människor och djur förnimmar tack vare luktsinnet. De flesta luktande ämnena är av organisk karaktär (kolbaserade) men det finns också oorganiska ämnen såsom svavelväte och ammoniak som är luktpotenta. Förmåelse av lukt är en tvåstegsprocess. Först sker en fysiologisk reaktion, där receptorer i näsan blir stimulerade, sedan sker en psykologisk reaktion där stimulansen behandlas av det område i hjärna som är ansvarigt för luktopplevelser. Som konsekvens av detta är lukt en subjektiv upplevelse som inte kan fullt ut bestämmas med mätinstrument. Luktopplevelse är en personlig förmåelse, där de individuella reaktionerna beror på kön, ålder, hälsa och privata föreställningar och erfarenheter. För de flesta människor är lukter svåra att definiera till sin kemiska karaktär men förmågan kan tränas upp. För att ämnen skall ge upphov till en lukt krävs att de dels är flyktiga (för att vara luftburna och tillgängliga i luften som vi andas in) och vattenlösliga (för att kunna lösas i slemhinnan där luktcellerna är inbäddade).

2.2 Luktröskel och andra luktegenskaper

Luktande ämnen brukar tillskrivas olika luktegenskaper. Dessa egenskaper är på olika sätt relaterade till hur människor upplever ämnens lukter och vilken potential som ämnena har att faktiskt ge upphov till lukter. Till de allra vanligaste begreppen när det gäller luktegenskaper hör luktröskel, luktintensitet och luktkaraktär.

Tröskelbegreppet tillämpas inte enbart för lukter utan även för andra typer av stimuli och psykologiska reaktioner. Mycket generellt kan man säga att tröskelbegreppet kan tillämpas på två sätt: för att mäta och beskriva olika individers känslighet för ett visst stimuli, exempelvis ett visst flyktigt och luktande ämne, och för att jämföra olika ämnen (stimuli) när de gäller deras förmåga att ge upphov till psykologiska reaktioner, exempelvis luktförmåelser. När det gäller luktande ämnen så måste man slå fast att olika ämnens luktrösklar inte är något direkt mått på olika ämnens luktstyrka.

Man brukar tala om olika typer av luktrösklar. Den kanske allra vanligaste typen benämns *detektionströskel*. Denna typ av tröskel uttrycker den lägsta koncentration vid vilken man, vanligen en grupp av människor, kan förnimma att det finns en lukt "av något slag". En annan typ av luktröskel benämns *igenkänningsströskel*, vilken är den koncentration där man känner vad det är som luktar. Igenkänningsströskeln för ett visst ämne är högre än detektionströskeln. En tredje typ av luktröskel benämns *skillnadströskel*. Den uttrycker den koncentrationsskillnad som krävs för att man skall uppleva en skillnad i luktopplevelse mellan två olika koncentrationer.

Tyvärr måste man konstatera att luktrösklar, oftast handlar det om detektionströsklar, för olika ämnen inte är några exakta konstanter. Det har flera orsaker. En orsak är att människor är väldigt olika när det gäller luktförmåga. Olika individers luktrösklar för ett visst ämne kan således variera avsevärt och sammansättningen på den panel (grupp av försökspersoner) som utfört bestämningen av en publicerad luktröskel spelar därför stor

roll. En annan orsak till att det finns stora variationer i publicerade lukttrösklar är att man kan ha använt olika metoder vid bestämningen. Ett alldeles speciellt problem är att lukttrösklar kan uttryckas som koncentrationer i olika medier, exempelvis i den luft som försökspersonerna andas in eller i det "lösningsmedel" (vatten, olja...) som används för att presentera olika prover till försökspersonerna.

Trots att det finns flera "bekymmer" så är begreppet lukttröskel mycket användbart och även mycket använt, särskilt när det handlar om utsläpp av ämnen som ger upphov till lukter i den omgivande miljön. Om man känner till den aktuella koncentrationen i luft av ett visst ämne (vid utsläppspunkten) samt har tillgång till en tillförlitlig lukttröskel för ämnet i fråga så kan man på ett enkelt sätt beräkna hur mycket ämnet måste spädas för att dess lukt inte längre skall förnimmas. Man dividerar den aktuella koncentrationen med lukttröskeln. Genom att göra denna typ av beräkning för samtliga (potentiellt) luktande ämnen så kan man få en uppfattning om vilket eller vilka ämnen som är de största "bovarna i dramat", dvs som måste spädas mest. Det är lukten av dessa ämnen som kommer att kunna förnimmas på störst avstånd från utsläppet.

Under senare tid har det skett en hel del utvecklingsarbete för att bestämmningar av flyktiga ämnens luktegenskaper, främst deras lukttrösklar, skall kunna göras under så standardiserade betingelser som möjligt. En åtgärd har varit att ta fram standardiserade metoder för presentation av luktande prover till bedömare. Vid bestämning av lukttrösklar måste man kunna presentera en hel serie med prover, med olika utspädningsgrad av det luktande ämnet. Spädningsserien måste bestå av såväl tydligt luktande prover som prover i vilka någon lukt inte kan detekteras. Serien måste bestå av så många spädningsteg att den täcker in olika individers (en luktpanel består av flera medlemmar) luktförmåga. I standardiseringen ingår vanligen också att man använder någon typ av "rekryteringsförfarande" och "rekryteringskriterium" för medlemmarna i en luktpanel. Det innebär att de skall uppfylla något förutbestämt kriterium på luktförmåga. Vid sådana tester av luktförmåga kan man dock endast använda något eller några få luktande "standardluktsämnen", exempelvis n-butanol. I Europa finns numera standardmetoden CEN 13725:2003 *Air Quality – Determination of Odour Concentration By Dynamic Olfactometry*. I denna metod används så kallad dynamisk olfaktometri för att "skapa" ett kontinuerligt flöde av luft i vilket luktkoncentrationen kan varieras. Kortfattat så sker det genom att man blandar en luftström som innehåller lukten med en annan luftström som är luktfri. Genom att variera förhållandena mellan de båda strömmarna så får man olika luktkoncentrationer. Enligt en metod som utvecklats och blivit standard i Japan, den så kallade "triangle odor bag method" "tillverkar" man luftprover med olika luktkoncentrationer genom att blanda lukttinnehållande och luktfri luft i olika förhållanden i speciella påsar. Ordet "triangle" refererar till att man vid själva luktbedömningen presenterar tre sådana påsar till varje bedömare. En av påsarna innehåller lukten medan de andra två är luktfria. Varje bedömare får lukta på en serie av prover, varje gång tre påsar, där luktkoncentrationen varieras. Panelen skall bestå av flera medlemmar. Denna metod har använts för bestämning av publicerade lukttrösklar, vid ett och samma laboratorium, för mer än tvåhundra ämnen som är relaterade till olika miljörelaterade luktproblem [3].

Resonemanget kring lukttrösklar uttrycker långt ifrån hela sanningen när det gäller ett luktproblem. Olika ämnen har olika luktkaraktärer och en del ämnen luktar gott medan andra luktar illa. Lukter förnimms när koncentrationen av minst ett ämne är högre än lukttröskeln. Vanligen är det koncentrationerna av flera, ofta många, ämnen som är högre

än de olika ämnenas lukttrösklar. Luktupplevelsen orsakas då av ett komplext samspel som det är mycket svårt att uttala sig om men det är denna typ av blandningar av olika luktande ämnen som förnimms på olika avstånd från utsläppet och som ger upphov till lukter som kan ha en rad olika karaktärer. Hur stor inverkan olika flyktiga ämnen får på den upplevda lukten på ett visst avstånd från ett utsläpp, beror både på de olika ämnenas luktstyrka och deras luktkaraktärer vid den aktuella mätpunkten. När det gäller luktstyrka så bör man komma ihåg att olika ämnen har olika så kallade luktintensitetsfunktioner. Man kan enkelt beskriva en luktintensitetsfunktion för ett enskilt ämne som ett "dos-respons-samband" där dosen är den aktuella koncentrationen av ämnet i fråga och responsen är den upplevda luktstyrkan. I den psykofysiska litteraturen talar man i detta sammanhang mest om Fechners lag och Stevens lag, vilka är två olika sätt att beskriva luktintensitetsfunktioner. De lukter som förekommer i olika utsläppssammanhang orsakas nästan alltid av blandningar av väldigt många ämnen. För sådana blandningar finns det ännu inte någon bra modell som kan användas till att förutsäga hur den upplevda luktintensiteten kommer att bero av de olika ämnenas koncentrationer. Inte heller finns det någon fungerande modell som kan användas till att förklara eller förutsäga karaktären hos lukten från en komplex blandning av luktande ämnen.

2.3 Luktemissioner

Lukter som bildas vid biogasanläggningar kommer framför allt från innehållet i avfallet och de mikrobiologiska nedbrytningsprocesserna där. Avfallet har ofta redan lagrats en tid innan det tas emot på anläggningen och innebär en risk för luktuppkomst redan vid transport då anaeroba förhållanden ofta råder och nedbrytningsprocessen har påbörjats. Alla ytor som avfallet kommer i kontakt med har benägenhet att lukta på grund av luktabsorption och de avfallsrester som blir kvar på marken/golvet samt i och runt maskiner. Intensivfasen av kompostering och rötning avger inledningsvis kraftig lukt, som avtar efter hand som nedbrytningsprocesserna fortgår och halterna av flyktiga föreningar minskar.

Luktkällorna vid biologisk behandling kan delas upp i rörliga källor, ytkällor och punktkällor [4]. En lista över typiska luktkällor vid biologisk behandling är tillgänglig i Avfall Sveriges rapport B2007_04 [4].

2.3.1 Rörliga källor

Vid transport eller förflyttning av avfallet och restprodukter i olika skeden av behandlingen finns det risk för uppkomst av lukter. Transport bör i bästa mån ske under slutna förhållanden.

2.3.2 Ytkällor

Vid lagring, spill på marken, urlakning och behandling på öppna ytor finns det risk för uppkomst av lukter.

Emissionshastigheten av flyktiga organiska ämnen ("VOC") avgående från marken styrs i första hand av diffusionshastigheten genom luftfyllda porer i underlaget. Diffusionen styrs i sin tur av olika faktorer såsom markegenskaper (partikelstorleksfördelning, marktyp, markfuktighet, partikeldensitet, porositet, närvaro av sprickor), marktemperatur mm [5].

I praktiken är emissionshastigheten från ytor mycket påverkad av väderförhållanden.

Regn inverkar på emissionshastigheten eftersom porositet och därmed diffusionshastigheten sjunker med ökande markfuktighet. Markfuktighet påverkas av antingen nederbörd, kraftig dagg m m. Om nederbörden inte överskrider 2,5 mm blir påverkan på emissionshastigheten försumbar medan ett regn motsvarande 8 mm har påvisats sänka emissionshastigheten med upp till 90 %. I detta fall krävs det sju dagar med varmt och soligt väder innan emissionshastighet återvänder till samma nivå som innan regnet.

Tid på dagen/årstid har också en inflytande på emissionshastigheten eftersom det ger ändring av marktemperatur. Sprickor i marken leder till mindre ythomogena emissioner, jämfört med emissioner från ”oskadade” områden.

Emissionshastigheten kan vara tidsberoende framför allt direkt efter att avfall deponeras på området och är störst direkt efter deponering. I sådana fall kontrolleras emissionsprocessen av avdunstningshastigheten. Avdunstning är ett ytfenomen som påverkas av avfallets egna egenskaper (ångtryck mm), väderförhållanden (vind vid ytan, solinstrålning, luft- och avfallstemperaturer, relativ luftfuktighet) och avfallets ytjämnhet (ytstorlek).

2.3.3 Punktkällor

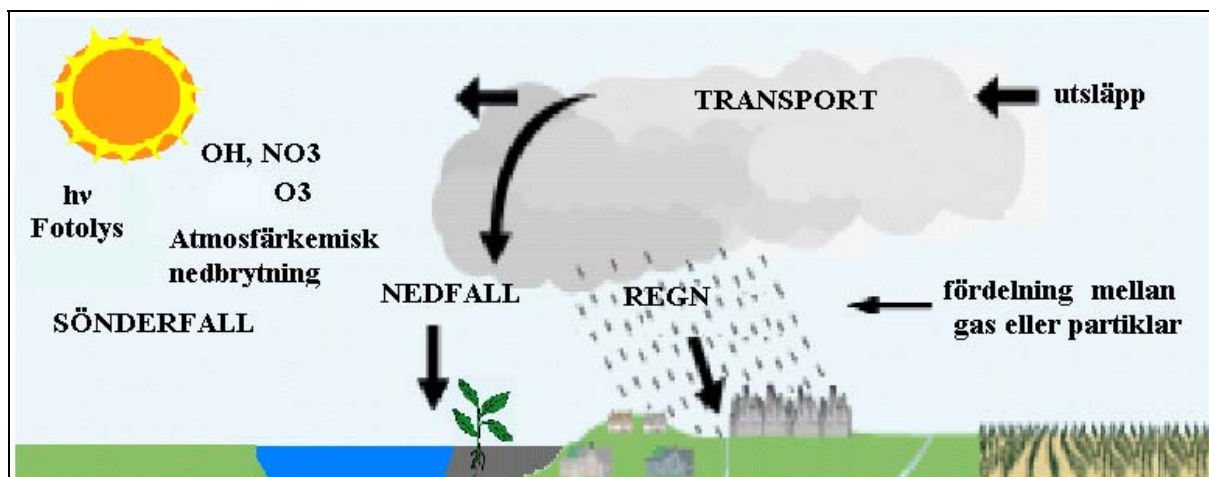
Vid ventilationsutsläpp, nödventiler, biofilter, portar och dörrar finns det risk för spridning av lukter. Alla ventilationspunkter bör därför bedömas ur luktrisksynpunkt. Dörrar och portar bör hållas stängda i möjligaste mån och alla lokaler bör kopplas till undertrycksventilation och luftbehandling där gasrening ingår, typ biofilter.

2.4 Atmosfärisk spridning och omvandling

Efter utsläpp till atmosfären kan ett ämne transporteras bort, deponeras eller kemiskt omvandlas så som det beskrivs i Figur 1.

Figur 1: Processer i atmosfär efter utsläpp

Figure 1: Atmospheric processes after release



Spridning av lukter i form av flyktiga ämnen påverkas av olika processer [6]. Vindar transporterar föroreningarna, turbulensen blandar om och späder dem, moln (=vatten) och solstrålning ger atmosfärskemiska omvandlingar och nederbörden kan "tvätta" bort luktande ämnen från atmosfären. Dessa processer påverkar i olika omfattning. Nära källor är det främst processer såsom spädning i det atmosfäriska gränsskiktet som är viktiga. På längre avstånd blir också atmosfärskemi och depositionsprocesser viktiga.

Transport

Spridning av luftföroreningar styrs av de atmosfäriska rörelserna som är föränderliga. Transportvägarna är följaktligen sällan raka mer än några tiotals kilometer [7].

Deposition

En del av dessa processer leder till en sänkning av föroreningshalten i atmosfären (så kallad sänkprocesserna) bland annat genom torr- och våt deposition samt genom kemiska omvandlingar.

Torrdeposition innebär att partiklar och gaser tas upp direkt av växt, mark- och vattenytor. Torrdeposition är proportionell mot föreningens masskoncentration (g/cm^3) vid en referenshöjd enligt:

$$F = v_d \cdot c$$

Där F är massflödet till ytan ($\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{s}$) och v_d är en depositions hastighet ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) som är en funktion av tre processer som sker i serie:

- turbulent transport genom atmosfären (beror på meteorologin, mest vindhastigheten).
- molekylär diffusion genom det vindstilla skiktet intill depositionsytan (beror dels på vindhastighet, dels på den molekylära diffusionen vilken ingår i molekylens diffusionskoefficient, som i sin tur beror på molekylens storlek)
- upptag på eller i ytan, som beror på upptagsytan och föreningens benägenhet att torredeponera.

Våtdeposition innebär att atmosfäriska gaser och partiklar tas upp av moln- och nederbördsdroppar och förs till markytan via nederbörd. Upptaget av gaser bestäms av deras vattenlöslighet och eventuella reaktioner i vattenfas. Hur en gasformig förening fördelas mellan vatten- och gasfas (utan hänsyn till eventuella reaktioner i vattenfas), beskrivs av Henry's koefficient. Henrys lag, som formulerades av den engelske kemisten William Henry, säger att partialtrycket för ett ämne i gasfas är linjärt proportionellt mot dess koncentration i en lösning som befinner sig i jämvikt med denna. En vanlig form av Henrys lag är:

$$P = K_H \cdot c$$

där P är partialtrycket för ämnet i gasfas och c är dess lösta koncentration i lösningen som finns i kontakt med denna. K_H är den så kallade *Henrys konstant* som är olika stor för olika gaser.

Ju högre värde för Henrys lags konstant, desto större tendens har ett ämne att avgå till gasfasen. Många källor listar Henrys konstant för olika ämnen [8, 9]. Om Henrys konstant inte har bestämts experimentellt kan den uppskattas genom att dividera ämnets ångtryck med dess vattenlöslighet vid samma temperatur [10].

2.4.1 Kemiskt öde i miljö

Toxiska egenskaper hos ämnen avgivna till omgivningsmiljön studeras av toxikologer och data samlas i ett dokument "Potential For Human Exposure" [11] (på svenska "Risk för mänsklig exponering") under rubriken "Environmental Fate" (på svenska "Kemiskt öde") med två underrubriker: 1) transport och fördelning, 2) omvandling och sönderfall. Hittills har mer än 300 ämnen studerats med avseende på deras toxikologiska profiler. Valet av de ämnen som undersökts avseende toxikologiska profiler baseras på deras hälsoeffekt och utsläppsfrekvens och få av dessa ämnen är relevanta ur luktsynpunkt.

Exempel på information som kan tas fram från toxikologiska profiler är ett ämnes livslängd. För svavelväte beräknas effektiv livslängd variera mellan 0,23 och 2,3 dygn på sommaren och upp till 42 dygn vintertid. Svavelväte förväntas inte omvandlas snabbt i atmosfären [12].

En del av resultaten som togs fram i denna rapport skulle kunna utnyttjas tillsammans med data från toxikologiska profiler men det krävs då bedömning av en erfaren toxikolog.

2.4.2 Modell

Det finns väl etablerade modeller för spridning av föreningar i atmosfären som tar hänsyn till de flesta processerna som beskrivs i kapitel 2.4 såsom AERMOD, CALPUFF – BLP, SMHI:s modell avseende lokala utsläpp "*Dispersion*" [13,14]. Modeller är uppbyggda dataprogram som använder matematiska algoritmer för att simulera hur föreningar i atmosfären sprids och i vissa fall hur de skall omvandlas i atmosfären. De används för att uppskatta eller förutsäga halten i vindriktningen från en emissionskälla, såsom industrianläggningar och fordonstrafik.

Dessa modeller kräver ett antal indata som inkluderar:

- Väderförhållande (vindhastighet och riktning, mängd turbulens, temperatur, inversion mm)
- Emissionsparametrar såsom källans lokalisering och höjd, utgående temperatur och massflöde, diameter på utsläpp mm
- Markhöjd vid källan och vid den aktuella platsen
- Lokalisering, höjd och vidd av samtliga hinder (byggnader, träd, berg mm) på vägen mellan källan och vid den aktuella platsen.

De flesta studier om spridning av kemiska ämnen handlar om luftföreningar och har någon koppling till hälsoeffekt. Problematiken är dock annorlunda för luktande ämnen, för det första på grund av att lukt är av subjektiv natur och för det andra på grund av kortare tidsskalor. Luktförnimmelse är en personlig upplevelse där alla observatörer inte är lika känsliga. Dessutom sker stimulansen normalt på en tidsskala av sekunder till minuter, dvs kortare tidsrymder än i fallet hälsoeffekter.

SMHI har på uppdrag av olika kunder [14] anpassat spridningsmodeller till luktmodeller. I luktmodellen utnyttjas samma förbehandlingssystem av meteorologiska data, inför spridningsberäkningar, som i modellen Dispersion. Vanliga spridningsmodeller grundar sig på timvisa data och beräkningarna resulterar i halter i form av timmedelvärden. I luktmodellen bryts sedan det timvisa materialet ned till halvminutskala. Luktmodellen har vissa begränsningar, exempelvis är modellen av enkälletyp och förutsätter en konstant utsläppstakt.

2.4.3 Väderförhållanden som innebär störst risk

Vind kan påverka luktspridning i stor omfattning. Ju större vindhastighet är desto lägre blir luktande ämnens halt. Vind späder lukter och sprider dem snabbt i närmaste området. Vanliga värden för vindhastighet sträcker sig från 1 (våldigt svag vind) till 10 m/s (stark vind).

Atmosfärisk stabilitet hänvisar till en vertikal luft rörelse. Luft nära marken värms under dagen på grund av solinstrålning. Varmare luft i atmosfäriska gränsskiktet (som blir lättare) stiger upp och blandar sig med kallare luft (och tyngre) i övre atmosfären. Konstant blandning resulterar i spridning av lukter. Stabila atmosfäriska förhållanden kan också förekomma när varm luft ligger ovanpå den kalla luften. Fenomenen kallas temperaturinversion. I sådana förhållanden är lukter fångade nära marken och kan enbart spridas genom horisontella rörelser.

Pasquill [15] definierade sex olika klasser av atmosfärisk stabilitet (Tabell 1), från A, mycket ostabilt till F, stabilt beroende på vindhastighet, solstrålning och molnmängd under natten.

A: Mycket ostabilt

B: Ostabilt

C: Ganska ostabilt

D: Neutralt

E: Ganska stabilt

F: Stabilt

Tabell 1: Pasquills klasser av atmosfärisk stabilitet

Table 1: Pasquill's classes of atmospheric stability

Vindhastighet	Solstrålning			Molnmängd under natten	
m/s	Stark	Medium	Svag	> 50%	< 50%
< 2	A	A-B	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Värsta-fallet-scenario för spridning av lukter uppstår när atmosfären är stabil och därmed kan förekomma under natten, med svag vind och klar himmel.

Dagar med inversion betraktas också som kritiska för spridning av lukter. En inversion är ett skikt i luften där temperaturen ökar med höjden. Detta ger ett stabilt skikt där det vertikala luftbytet är mycket litet.

3 Material och metoder

3.1 Provplatser

Genom en rundvandring på Sobackens avfallsanläggning identifierades de viktigaste luktkällorna under normaldrift och vid driftstörningar (Figur 2) med hjälp av anläggningspersonal. Dessa presenteras i följande avsnitt.

Figur 2: Karta över Sobacken avfallsanläggning med biogasanläggningen

Figure 2: Map over Sobacken waste management area including the biogas plant



A: Deponiområde

B: Cisternområde med biofilter

C: Lakvattendamm

3.1.1 Deponi

Beskrivning av området

På deponiområdet deponeras idag endast inert material, främst rivningsavfall (isolering mm) samt behandlade förorenade massor från saneringsarbeten. Deponering sker kontinuerligt. Högsta tillåtna nivå är 170 m över havet. Deponering av organiskt avfall skedde till 2005 då det förbjöds. Fram till dess deponerades en blandning av organiskt avfall, brännbart avfall och inert material. Detta innebär att det i deponin finns kvar organiska massor och att det sker en rötningsprocess med bildande av orenad biogas, rötgas. Det är därmed en process som liknar den i cistern-området, med motsvarande risker för uppkomst av lukt från olika biprodukter när rötgasen läcker ut ur deponin.

En viss mängd lakvatten rinner också ut ur deponin. Detta leds till lakvattendammen via en ledning under deponin. Det bildas också vattenpölar längs tillfartsvägarna, detta försöker man täcka eller dränera bort allteftersom. I deponin finns sedan 2007 ett flertal rör nedborrade i massorna. De är ca 12 m långa varav ca 1 m sticker upp ovan ytan. Där har man tillgång till gasen för kontroll av sammansättning och gasmängder.

Risk för luktuppkomst

Bedömning av risk för luktuppkomst vid deponiområdet redovisas i Tabell 2.

Tabell 2: Risk för luktuppkomst vid deponi

Table 2: risk for odour development in the landfill

Lokalisering	Kommentar	Åtgärder
Deponi	Gasläckage	Deponigasutvinning är en åtgärd som planeras genomföras inom kort.
Vattenansamlingar	Vatten som ansamlas på grund av att diken satt igen ger snabbt en sur lukt.	Rutin finns för kontinuerlig kontroll av diken, vilket minskar sannolikheten för insamlingar. Deponiplan innefattar detta. Vissa åtgärder återstår.

På basis av riskbedömningen valdes följande platser som mätpunkter.

- 1) Ytemissioner från en referenspunkt längst upp på deponin
- 2) Gassammansättning inuti deponi (ett oproppat rör på deponins topp)
- 3) Gassammansättning inuti deponi (ett proppat rör på deponins topp)
- 4) Vattenansamlingar (pölar eller i dräneringsdike)

3.1.2 Cisterner och biofilter

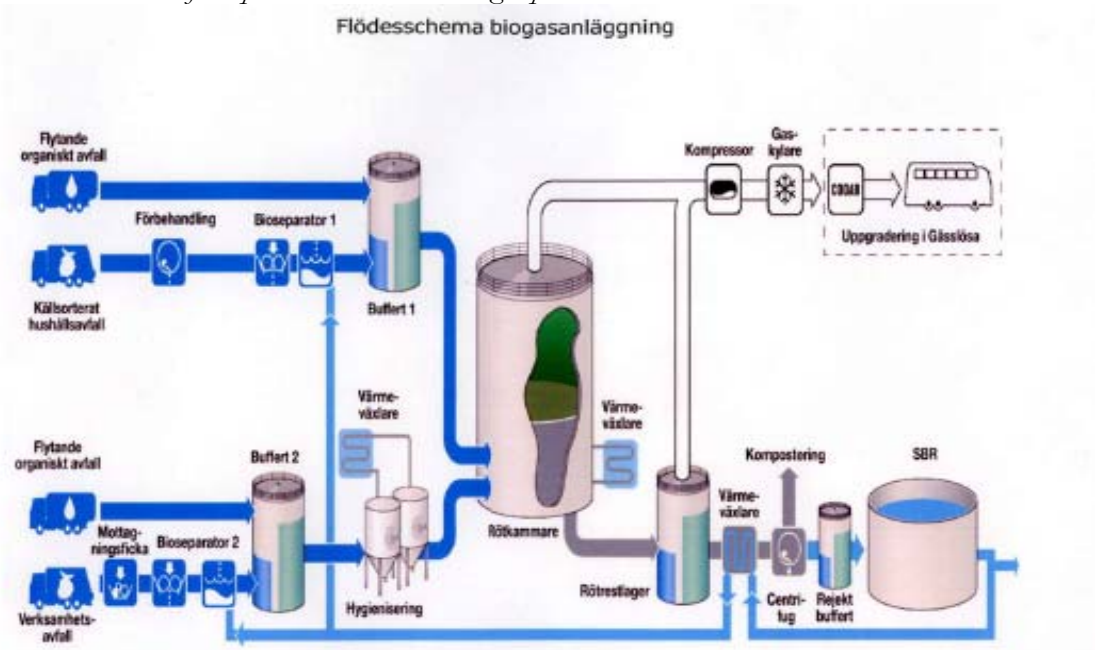
Beskrivning av området

Avfallsanläggningen Sobacken hanterar och behandlar källsorterat hushållsavfall, flytande organiskt avfall samt biologiskt verksamhetsavfall. Sopfordon hämtar hushållsavfall som har sorterats i svarta och vita påsar (rötbart respektive brännbart) och lämnar dem till en optisk sortering som skiljer påsarna åt. Svarta påsar sönderdelas varvid plastemballaget sorteras bort och innehållet, dvs matavfallet, går till en rötningsreaktor efter förbehandling och en tid i en bufferttank (Figur 3).

Verksamhetsavfall från butiker, restauranger, storkök och livsmedelsindustrin behandlas separat (SOR2).

Figur 3: Flödeschema, Sobackens biogasanläggning

Figure 3: Flow scheme of the process at Sobacken biogas plant



Detta område är väldigt känsligt för luktemissioner eftersom biologisk behandling är koncentrerad till den platsen. För att reducera luktemissioner används ett biofilter som byggdes färdigt år 2003. År 2004 byggdes det om till "Leca-modellen". Biofiltret består därmed nu av sex lager Lecamaterial, varvat med sex lager barkkompost. Lecamaterialet har en dimension av 12-20 mm och varje lager är 30 mm tjockt. Varje lager av barkkompost är 50 mm tjockt. Total bäddjup är cirka 2 m. Ytan av filtret är enligt uppgift 160 m² och filtret är uppdelat i två sektioner. År 2006 utökades biofiltrets kapacitet då det visade sig vara underdimensionerat. Sedan dess bedöms biofiltret fungera tillfredställande men inga mätningar har gjorts innan vår undersökning för att mäta dess funktion.

Biofiltret behandlar luften från SOR2, bioseparatorn i SOR1, bufferttank 1 och 2, rejektivattenbufferten, nya mottagningshallen för utsorterat hushållsavfall (SOR3) och mottagningsstationen för pumpbart avfall, inklusive hygieniseringstankarna. Biofilter kan maximalt behandla 1900 m³/h, vilket motsvarar 100 % av fläktens kapacitet. Normalt körs fläkten på 75-80%.

Risk av luktuppkomst

Bedömning av risk för luktuppkomst vid cisterner och biofilter redovisas i Tabell 3.

Tabell 3: Risk för luktuppkomst vid cisterner och biofilter

Table 3: Risk for odour development closed to the cisterns and the biofilter

Källa	Kommentar	Åtgärd
Mottagning animaliskt avfall	Noggrann hantering vid lossning av animaliskt avfall motverkar luktuppkomst. Men spill kan ske, vilket leder till en kraftig luktuppkomst.	Tidsstyrd stängning av dörrar har införts.
Förbehandling biologiskt avfall	Påsöppnare och bioseparator kan generera påtaglig lukt inomhus.	Portar ska hållas stängda.
Bufferttankar	Driftstörningar som medför skumning och översvämning. Lukten är mer påtaglig under sommarhalvåret.	Rutiner har setts över för att minska sannolikheten för skumning. Ekolod har installerats som ger indikation på påbörjad skumning.
Biofilter	Biofiltret renar insamlad luft från den biologiska behandlingen. Filtret behöver övervakas bland annat vad gäller fukthalt och biologisk aktivitet.	Denna lukt är tydlig men upplevs inte som en obehaglig lukt och bedöms inte spridas till omgivningen. Företaget arbetar enligt de skriftliga underhållsrutiner som finns på biofilter.
Läckage från ventilations-system	Vid händelse av strömavbrott, åsidosätts undertrycket i bufferttankar varför luft pyser ut.	

Baserat på riskbedömningen valdes följande platser som mätpunkter.

- 1) I bufferttanken
- 2) I ventilationskanalen, före biofiltret
- 3) Ovanpå biofilter, (=efter filter) *Blöt yta*
- 4) Ovanpå biofilter, (=efter filter) *Torr yta*
- 5) Omgivningsluft, nära filter

3.1.3 Lakvattendammen

Beskrivning av området

Det vatten som leds till lakvattendammen består av lakvatten från deponin, från alla behandlingsytor (kompostyta, ytor där förorenade massor behandlas mm) och från SBR-anläggningen (Sequencing Batch Reactor). Mängden vatten från dessa processer är

varierande och beror bland annat på nederbörds mängderna. Rötresten avvattnas och den torra fraktionen blandas med kompost. Vattenfraktionen som kallas rejektvatten innehåller höga halter av ammoniumkväve och måste därför renas från kväve. Denna rening utförs i en så kallad SBR-anläggning. Det renade vattnet recirkuleras i processen till viss del. Återstoden av det renade vattnet leds till lakvattendammen. Processen i SBR anläggningen är känslig för störningar, varför dess tillgänglighet begränsas ibland. Vid sådana störningar kan det vara tvunget att släppa ut en viss del orenat rejektvatten till lakvattendammen.

Varje dag tömmer man ut ca 100 m³ renat vatten från SBR:en. En del av detta används i processen. Störningarna som inträffat är oregelbundna i frekvens och omfattning. Totalt har det, år 2008, släppts ut ca 15 000 m³ orenat rejektvatten, främst det första halvåret.

Risk för av luktuppkomst

Bedömning av risk för luktuppkomst vid lakvattendammen redovisas i Tabell 4.

Tabell 4: Risk för luktuppkomst vid lakvattendammen

Table 4: Risk for odour development closed to the leaching lake

Källa	Kommentar
Lakvatten- damm vid onormala lägen	I samband med driftstörningar eller ogynnsamma förhållanden kan en kraftig lukt uppkomma från dammen. Det kan röra sig om dålig syresättning, lågt vattenstånd, ökad belastning av organiska ämnen från exempelvis biologisk behandling eller slamfickstömning.
Syrefria förhållanden	Järnklorid tillsätts för att förhindra svavelvätebildning. En annan åtgärd som påbörjats är luftning av dammen, som tydligt har ökat syrehalten.

Baserat på riskbedömningen valdes följande platser som mätpunkter.

- 1) På lakvattendammens yta
- 2) Luft omkring dammen, punkt 1 (se karta, figur 4)
- 3) Luft omkring dammen, punkt 2 (”)
- 4) Luft omkring dammen, punkt 3 (”)

Figur 4: Karta över lakvattendammen med mätpunkter

Figure 4: Map over the leaching lake with indication of the points of measurement



3.2 Provtagning

Det finns tre olika provtagningsmetoder beroende på källan:

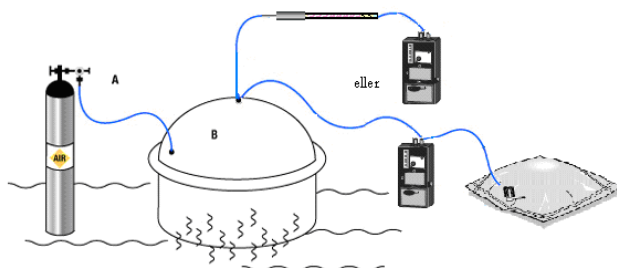
3.2.1 Luktemissioner från en yta

För att uppskatta gasemissionshastigheter från ytor, rekommenderar amerikanska EPA att använda en "isolation flux chamber" [16]. Metoden har använts för att mäta flyktiga organiska ämnens emissioner från ytor, med inriktning på luktande ämnen [17,18].

Principen hos kammaren är beskriven i Figur 5, tagen från ref [18]. En representativ area av källans yta omsluts av kammaren. Ett kontrollerat flöde av ren gas (kvävgas eller lukt- och kolvätefri luft) släpps in i kammaren genom en slang, blandas, och släpps ut genom ett annat hål där luften kan provtas med hjälp av en pump på adsorbentrör eller i en gastät påse. Flödet in i kammaren bör vara mellan 2 och 10 l/min (5 l/min är vanligast) [19]. Rekommenderat flöde för provtagning är max 75 % av ingående flöde och 2,5 l/min rekommenderas när inflödet är 5 l/min.

Figur 5: Princip hos isolation-flux kammare

Figure 5: Principle of the isolation flux chamber



A: Ultra pure air (or any neutral gas)

B: Flux chamber

3.2.2 Luktemissioner från en kanal, ”punktkällor”

Det finns i anläggningen ett antal rör och kanaler där gas med viss lukt transporteras. Exempel på sådana är ventilationskanalen som leder till biofiltret och provrören som finns på deponin. Från sådana källor beräknas emissionsmängden som produkten av halten och aktuellt gasflöde.

3.2.3 Stickprov i omgivning

För att få en uppfattning om hur lukterna rör sig kring anläggningen har också stickprov tagits på omgivningsluften kring flera mätplatser, som till exempel i närheten av biofilter och tankarna och runt lakvattendammen. Resultaten kan inte uttryckas som emissioner men ger ändå information om vilka ämnen som återfinns i omgivningsluften.

3.3 Intressanta ämnen

Relevanta ämnen kan klassificeras i olika familjer av organiska föreningar:

Svavelämnena framställs under andra skedet av anaerob nedbrytning och har en mycket karakteristisk lukt av ruttna ägg, rutten vitlök/kål eller naturgas. Människans näsa är ibland känsligare än de flesta analytiska instrument som finns för att detektera dem. Ett exempel på dessa ämnen är metylmerkaptan, som har en extremt låg luktröskel.

Aminer är resultatet av biologisk nedbrytning av aminosyror och uppstår vid olika skeden under den anaeroba nedbrytningen. Aminernas lukt kan beskrivas som lukt av rutten fisk, från etc.

Ammoniak är resultat av biologisk nedbrytning av slaktavfall och har en karakteristisk lukt som folk ofta känner igen pga ämnets användning i fönsterrengöringsmedel och andra kemiskt-tekniska produkter.

Karboxylsyror uppstår som ett resultat av anaerob nedbrytning av proteiner, med typiska luktkännetecken, inklusive sur, härsken, lukt, som av fekalier, spyor eller svettluft.

Även andra polära flyktiga ämnen såsom alkoholer, aldehyder, estrar, ketoner, eter, fenoler, och kresoler bidrar ofta till obehagliga lukter. De framställs genom oxidation av andra ämnen.

I Tabell 5 sammanfattas vilka ämnen som är relevanta och presenteras tillsammans med deras luktintensitet och luktkaraktär.

Tabell 5: Luktrelevanta ämnen med deras karaktäristiska lukter

Table 5: Odour relevant compounds together with their odour character

Familj	Luktintensitet	Karaktäristik lukt
Svavelämn	Mycket stark	”svavelaktigt” Vitlök, Kål, Rutten
<i>Ex: Svavelväte</i>	<i>Mycket Stark</i>	<i>Ruttna Ägg</i>
Aminer	Mycket stark	Fisk, Gödningsmedel
Ammoniak	Medium	Ammoniak
Syror	Stark	Härsken, Ost
Estrar	Medium-Stark	Frukt
Terpener	Medium	Citrus, Mynta, tall
Aldehyder	Medium-stark	Stickande, Fruktig, Trädaktig
Ketoner	Medium	Eter
Indoler (inkl skatole)	Stark	Bränt, fekalier
Alkoholer	Medium	Vin, whisky, lök, frukt
Fenoliska ämnen	Medium	Fenol, medicinsk
Alkaner	Svag-Medium	Olja
Aromater	Medium	Olja, Plast, färg

En del andra ämnen är också intressanta ur luktsynpunkt men analysmetoderna måste vidareutvecklas. Bland dessa ämnen finns *putrescin* och *kadaverin*, två di-aminer som bildas bland annat när aminosyror som arginin respektive lysin i kött sönderfaller. Dessa aminer har en distinkt ruttet lukt.

Det finns i litteraturen ett antal ämnen som påpekas som speciellt intressanta ur luktsynpunkter i deponisammanhang [20,21].

Från tester utförda på sex deponier i England kunde författarna anta att lukter primärt orsakas av två grupper av föreningar:

- Alkylbensener och limonen som ofta emitteras från avfall. De anses vara ansvariga för den typiska bakomliggande lukten i deponiområden.
- Estrar (exempelvis metylbutanoat, etylbutanoat, etylisobutytrat) och svavelföreningar (svavelväte, metylmerkaptan, propylmerkaptan, dimetylsulfid), men också specifika lösningsmedel och butan-2-ol som bedöms ha en relativ låg luktröskel för en alkohol.

3.4 Analysmetoder

3.4.1 Estrar, terpenar, ketoner, alkaner, aromater, fenoler

En adsorbent, Tenax (en porös polymer baserad på 2,6-difenylen-oxid), används för att adsorbera opolära eller något polära ämnen med kokpunkt i intervallet 70-320°C (med sex till trettio kolatomer). Provgasen samlas upp genom att pumpa luft över adsorbenten med hjälp av en bärbar pump (SKC Airchek) under konstant flöde. Typiskt provtagningsflöde är 250 ml/min och provtagningstid är ca 60 min så att den totala provtagningsvolymen blir ca 15 l.

Analys av Tenaxrören 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 delströmmar för detektion av individuella komponenter i en flamjonisationsdetektor respektive masspektrometrisk detektor. Fragmenteringsmönstret i masspektrum ger information om de eluerade ämnenas struktur så att de kan identifieras. Tekniken brukar förkortas TD-GC-FID/MS.

Analyserna 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 genomgår en tvåstegs termisk desorptionsprocess med hjälp av en Perkin Elmer TurboMatrix 650 desorber. Röresorption utfördes vid 275°C i 7 min.

Tenaxrören analyseras på en opolär kapillärkolonn (5% fenyl polysilfenylen-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.

3.4.2 Ammoniak

Ammoniak analyseras i princip enligt NIOSH metod 6015 [22] där en adsorbent bestående av svavelsyrabehandlad kiselgel används för att fånga upp ammoniak. 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 ammoniakfritt avjoniserat vatten och ett reagens tillsätts. Den erhållna lösningen analyseras med spektrofotometri i synligt ljus med extern kalibrering.

3.4.3 Svavelämnena

Lätta svavelämnena (svavelväte, metylmerkaptan, svaveldioxid) analyseras efter insamling i en gastätpåse på gaskromatografi med en Induktivt Kopplat Plasma/masspektrometer (GC/ICP/MS) som detektor. Eftersom den tekniken genom kalibrering visats vara ämnesoberoende behöver man inte kalibrera för varje enskilt svavelämne [23].

För tyngre svavelämnena (från dimetyldisulfid och tyngre) används samma analysmetod som för estrar, terpenar mm (se 3.4.1).

3.4.4 Aldehyder

Aldehyderna provtas 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 motsvarande hydrazon.

Alla prov insamlades som enkelprov. Provtagningsflödet är ca 1000 ml/min och provtagningstid är ca 60 min. Provtagningsvolym blir alltså 60 l.

Analys av formaldehyd på DNF-provtagare är en SP-metod som är ackrediterad (metod SP2302). Provtagningsmediet extraheras med acetonitril. Den erhållna lösningen analyseras med en vätskekromatograf och hydrazon 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 utförs på en vätskekromatograf kopplad till en masspektrometer (LC-MS).

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

3.4.5 Syror

Provtagning av syror utförs på samma sätt som opolära eller något polära ämnen (se 3.4.1) dvs på Tenax. Analysprincipen motsvarar VOC-analysen (se 3.4.1) men GC-kolonnen är av en annan typ. I detta fall analyseras Tenaxrören på en polär kapillärkolonn (en polyetylglykol stationary fas, FFAP, 50 m lång, 0,32 mm innerdiameter, 0,52 µm film tjocklek från Hewlett Packard) programmerade från 80°C (5 min) till 250°C vid 7°C/min (20 min).

3.4.6 Aminer

Aminer analyseras i princip enligt OSHA metoderna 34, 36, 40, 41 [24], där en adsorbent bestående av Amberlite XAD-7 (en akrylesterpolymer) behandlad med NBD chloride (7-klor-4-nitrobensen-2-ol-1,3-diol) 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 innehåll av aminer bestäms med LC-MS. Aminerna separeras med en C18 kolonn (3 µm, 4,6 mm × 10 cm) med acetonitril och vatten som mobilfas.

3.4.7 ”Sniffing”

Vid ”vanlig” GC-analys (exempelvis enligt beskrivningarna ovan) av komplexa blandningar av flyktiga ämnen används olika typer av detektorer för att identifiera (exempelvis MS) eller kvantifiera (exempelvis FID) de olika ämnen som finns i ett prov och som eluerar från kolonnen efter den gaskromatografiska separationen. Analyser som utförs på detta sätt ger ingen direkt information om vilken inverkan på lukten som olika ämnen har. Det problemet kan man delvis lösa om man har tillgång till information om de olika ämnas lugtegenskaper. För de ämnen man har tillgång till (tillförlitliga) lugttrösklar kan man göra en beräkning av i vilken mån som de olika ämnena kan tänkas bidra till lukten vid den aktuella provtagningspunkten. Men eftersom det inte finns (tillförlitliga) lugttrösklar för alla

de ämnen som kan komma ifråga så är denna möjlighet begränsad. Det finns en stor risk att man missar ämnen som har stor betydelse för den aktuella lukten. Ett särskilt problem i detta sammanhang kan vara att en del av de ämnen som bidrar till lukten förekommer i så låga koncentrationer att de inte registreras av de olika instrumentdetektorerna. För att lösa dessa problem använder man inom luktforskningen den teknik som kallas GC-sniffanalys, eller GC-olfaktometri (GC-O). GC-O-analys ger en ”bred” beskrivning av lukten hos ett visst prov. Man får således information om vilka ”toppar” i ett kromatogram som luktar mycket och vilka som luktar lite eller inte alls. Det är dessutom mycket vanligt att man noterar starka lukter fastän det inte finns några synliga toppar, eller endast mycket små toppar. När detta inträffar så är det en indikation på att instrumentella detektorer inte alltid är lika känsliga som näsan.

I detta projekt utfördes GC-O-analys vid SIK av prover som tagits med Tenaxrör. Analysen utfördes i princip som ”vanlig” TD-GC-FID- eller TD-GC-MS-analys men med skillnaden att en del av bärgasflödet efter kolonnen leddes ut genom en speciell luktport på gaskromatografen. Under hela den tid som analysen av ett prov pågick så utförde erfarna bedömare en luktbedömning av den gasström som kom ut genom luktporten. Bedömarna var instruerade att uttrycka intensiteterna på de lukter som de kunde förnimma. De var dessutom instruerade att så långt som möjligt använda egna ord för att beskriva de olika lukterna. Vid bedömningen av luktstyrka användes följande intensitetsskala:

0	ingen lukt
1	mycket svag
2	svag
3	medelstark
4	stark
5	mycket stark

GC-O-analysen utfördes av prover som tagits vid lakvattendammen (platserna 1 och 4). Provtagningen utfördes den 9 april 2009. Vid analysen användes en Trace GC 2000 (ThermoQuest) försedd med en split som delade det utgående bärgasflödet mellan en flamjonisationsdetektor och sniffningsporten. Den termiska desorberingen och injektionen av flyktiga ämnen utfördes med en PerkinElmer ATD400. Vid sniffanalysen deltog två erfarna bedömare. Den kromatografiska analysen av varje prov pågick i ungefär 1 timme. För varje prov utfördes GC-O-analysen i dubbelprov. Varje bedömare utförde luktbedömning under 20 minuter. Vid analysen av det första provet så utförde ”bedömare 1” luktbedömning under tiden 0 – 20 samt 40 – 60 minuter medan ”bedömare 2” utförde bedömning under tiden 20 – 40 minuter. Vid analysen av det andra provet bytte bedömarna bedömningsordning. Resultaten sammanställdes i efterhand i tabellform.

För den gaskromatografiska separationen användes en DB-5MS-kolonn (30 m; 0,32 mm i.d., 0,25 µm filmtjocklek) från Agilent. De kromatografiska egenskaperna hos denna kolonn är i princip de samma som hos den kolonn som användes av SP. Syftet med GC-O-analysen var inte att enbart ”peka ut” toppar som var luktmässigt intressanta utan att också kunna gå vidare och även identifiera de ämnen som orsakade dessa luktande ”toppar” med GC-MS-analys. I detta projekt baseras identifieringen i första hand på analyser som utfördes av SP men för att säkerställa att den masspektrometriska identifieringen av de luktande ämnen som ”lokaliserades” vid GC-O-analysen skulle bli så säker som möjligt så utförde även SIK GC-MS-analys. Vid denna analys användes en ThermoQuest Automass

Solo masspektrometer. Retentionstiderna för ett stort antal identifierade ämnen användes för att ta fram matematiska samband mellan olika ämnens retentionstider på SIKs och SPs analyssystem. I de fall SIK inte utförde egen masspektrometrisk identifiering av luktande ämnen så utnyttjades dessa samband till att använda SPs mera omfattande masspektrometriska analyser för att identifiera ämnen som var intressanta ur luktsynpunkt.

4 Provtagningstillfällen

Provtagning skedde vid fyra tillfällen motsvarande de fyra årstiderna, sommar, höst, vinter och vår. Tyvärr kunde provtagning inte utföras vid mer extrema förhållanden dvs en mycket varm dag eller en mycket kall dag eftersom provtagning kräver en del föreberedelser och därmed måste planeras i förväg. Men provtagningsdagarna kan anses vara representativa för svenskt ”medelväder” under respektive årstid.

I tabell 6 sammanfattas medelvärden av klimatdata under mätperioden (från kl.10 till kl.16) avseende temperatur, vindhastighet och relativ luftfuktighet. I tabell 7, 8, 9 och 10 anges mer detaljer angående väderförhållanden som rådde dessa dagar. Information levererades av SMHIs kundtjänst och är mätta på den station som ligger närmast Sobacken, dvs Rångedala.

Tabell 6: Väderförhållande under de fyra provtagningsstillfällena, medelvärden

Table 6: Weather conditions during the four sampling periods, mean values

Datum	Temperatur	Vindhastighet	Relative fuktighet	Beskrivning
2008-06-11	13°C	4-5 m/s	53 %	Solig och torr dag men blåsigt
2008-09-28	9.5°C	0-1 m/s	77 %	Molnigt, ganska vindstilla
2009-01-27	-1°C	0-1 m/s	99 %	Vinterdag, lite snö, ganska vindstilla
2009-04-09	10°C	2-3 m/s	68 %	Medelvarm dag, lite blåsigt och mest uppehåll

Tabell 7: Detaljerade väderförhållanden, 2008-06-11

Table 7: Detailed weather conditions, 2008-06-11

DATUM	Tid i UTC*	DDD	DDF	DPR	DRR	DTT	UU
2008-06-11	timmar	Grader	m/s	hPa	mm	°C	%
	0	270	5	-	-	10.5	72
	3	230	2	-	-	9.4	92
	6	290	5	-	-	9.6	91
	9	270	4	-	-	11.7	62
	12	270	6	-	-	13.1	50
	15	260	4	-	-	13.4	48
	18	280	3	-	-	12	57
	21	320	2	-	-	9.8	74

Tabell 8: Detaljerade väderförhållanden, 2008-09-28

Table 8: Detailed weather conditions, 2008-09-28

DATUM	Tid i UTC*	DDD	DFF	DPR	DRR	DTT	UU
2008-09-28	timmar	Grader	m/s	hPa	mm	°C	%
	0	240	1	1010.0	0.2	6.0	92
	3	230	1	1008.6	-999.0	4.9	94
	6	210	1	1007.4	0.2	4.8	94
	9	230	2	1006.4	-999.0	9.2	81
	12	280	3	1005.7	1.1	9.8	79
	15	270	3	1004.8	-999.0	9.4	70
	18	210	1	1005.0	1.1	6.2	89
	21	180	2	1004.0	-999.0	5.7	93

Tabell 9: Detaljerade väderförhållanden, 2009-01-27

Table 9: Detailed weather conditions, 2009-01-27

DATUM	Tid i UTC*	DDD	DFF	DPR	DRR	DTT	UU
2009-01-27	timmar	Grader	m/s	hPa	mm	°C	%
	0	330.0	1.0	1012.5	0.1	-0.6	99.0
	3	0.0	0.0	1013.1	-999.0	-0.8	99.0
	6	0.0	0.0	1014.2	0.4	-1.1	99.0
	9	0.0	0.0	1015.3	-999.0	-1.0	99.0
	12	280.0	1.0	1015.8	-1.0	-0.5	99.0
	15	290.0	1.0	1016.9	-999.0	-0.9	99.0
	18	230.0	1.0	1017.7	-1.0	-1.6	96.0
	21	200.0	1.0	1018.4	-999.0	-1.9	96.0

Tabell 10: Detaljerade väderförhållanden, 2009-04-09

Table 10: Detailed weather conditions, 2009-04-09

DATUM	Tid i UTC*	DDD	DFE	DPR	DRR	DTT	UU
2009-04-09	timmar	Grader	m/s	hPa	mm	°C	%
	0	160	2.0	1010.3	0.0	5.5	95.0
	3	180 syd	2.0	1010.6	-999.0	5.4	98.0
	6	260 väst-sydväst	2.0	1011.9	1.3	5.3	95.0
	9	220 sydväst	3.0	1013.1	-999.0	8.6	80.0
	12	290 väst-nordväst	3.0	1014.2	-1.0	9.8	69.0
	15	270 väst	3.0	1014.5	-999.0	10.8	54.0
	18	250	1.0	1016.4	-1.0	7.7	54.0
	21	210	2.0	1017.9	-999.0	4.3	95.0

* Koordinerad Universell Tid

Vind-data:

DDD: Vindriktningen, vilket betyder riktningen varifrån det blåser, anges i grader.

DFE: Vindhastigheten, som är den medelvind som observerats under cirka 10 minuter. Om en markant ändring har inträffat under observeringen anges vinden efter ändringen.

Vindriktningen anges som 360 Nordlig samt 0 vid vindstill. Vid växlande vindriktning och samtidigt svag vind (vanligen högst 3 knop) kan riktningen få värdet ”990”.

DPR lufttryck vid havets nivå hPa

DTT temperatur grader C

DRR nederbörd mm (millimeter)

UU relativ fuktighet %

-999-0 innebär att data inte är tillgänglig.

5 Resultatredovisning

5.1 Deponi

5.1.1 Referenspunkt

Analys av gasen som emitteras från deponin utfördes 2008-06-11. Som referenspunkt valdes en yta längs upp på deponin. Provtagning utfördes med hjälp av en "isolation flux kammare" som visas i Figur 6. På platsen upplevdes då bara en mycket svag lukt. Resultat visar att gassammansättningen var jämförbar med utomhusluft där dominerande ämnen var toluen (1-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), terpener (max 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), aldehyder (hexanal, nonanal max 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Inga relevanta ämnen ur luktsynpunkt utmärkte sig.

Figur 6: Bild av provtagning vid referenspunkten (deponi)

Figure 6: Picture of sampling for the reference point (landfill)



5.1.2 Gassammansättning inuti deponi

Analyser av gasen inuti deponi utfördes vid två olika tillfällen, 2008-06-11 och 2009-01-27. Provtagningsadsorbenter placerades direkt i gasrören på deponins krön, ca 1 m ner i röret och en känd volym gas drogs genom dem med hjälp av en pump som visas i Figur 7. Analyser utfördes i två olika rör, ett rör som var helt öppet och ett rör på vilket fanns en något otät plastpropp. Luktupplevelsen i närheten av dessa två rör var olika. I närheten av det s.k. oproppade röret var lukten svag, nästintill obefintlig, medan en tydlig lukt av svavelväte kändes i närheten av det proppade röret. Begreppet proppat/oproppat används här enbart för att skilja dessa två rör åt. Ursprungligen fanns det proppar på alla rör och proppen har som funktion att begränsa utsläpp av deponigas.

Figur 7: Bild av provtagning i gasrör (deponi)

Figure 7: Picture of sampling for the gas pipe (landfill)



Resultat av analys i gasrören redovisas i tabell 11 och 12.

Tabell 11: Gassammansättning i deponi, dominerande komponenter

Table 11: Gas composition inside the landfill, dominant compounds

Halt i %	Oproppat rör	Proppat rör
Syrgas	9,5 % $\pm$ 0,5 %	0,3 % $\pm$ 0,1 %
Kvävgas	50 % $\pm$ 1 %	1,3 % $\pm$ 0,1 %
Metan	35 % $\pm$ 1 %	58 % $\pm$ 1 %
Koldioxid	8,0 % $\pm$ 0,5 %	36 % $\pm$ 1 %

Tabell 12: Gassammansättning i deponi, svavelföreningar

Table 12: Gas composition inside the landfill, sulphur compounds

Ämnen	Proppat gasrör	Oproppat gasrör	Dräneringsdiket
	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³
Isopropylmerkaptan	117000	< 0.1	< 0.1
sec-Butylmerkaptan	75500	< 0.1	< 0.1
Svavelväte	50000	< 10	Mäts ej
Tripropyltrisulfid	15520	< 0.1	< 0.1
sec-Amylmerkaptan	9470	< 0.1	< 0.1
Metylpropyldisulfid	7110	< 0.1	< 0.1
Dimetylsulfid	3450	< 0.1	Spår
Isopropylmetylsulfid	3420	< 0.1	0.7
2-Metyltiofen	3120	< 0.1	3.1
Dimetyldisulfid	2090	< 0.1	< 0.1
Metylmerkaptan	1920	< 0.1	< 0.1
Propylmerkaptan	1350	< 0.1	< 0.1
Metyletylsulfid	1300	< 0.1	< 0.1
Butylmerkaptan	600	< 0.1	< 0.1
Dimetyltrisulfid	450	< 0.1	0.5
2-Etyltiofen	200	< 0.1	1.0
Tiofen	< 0.1	< 0.1	0.4
Metylpropylsulfid	< 0.1	< 0.1	2.7
Tetrahydrotiofen	< 0.1	< 0.1	0.1

Andra ämnen som återfanns i prov från det *oproppade* röret var främst lätta alkaner (etan, propan, isobutan, butan, isopentan, pentane, 2,2-dimetylbutan, 2,3-Dimetylbutan, isohexan, 3-Metylpentan, hexan, metylhexan, etylpentan, heptan), lätta alkener (metylpropen, 1-buten, metylbuten, 2-penten, metylpenten, etylbuten, hexen mm) och cykloalkaner (etylmetylcyklopropan, cyklopentan, metylcyklopentan, cyklohexan, metylcyklohexan mm). Det fanns också spår av halogenerade ämnen såsom 1-klor-1fluoretan och fluorodiklormetan, spår av siloxaner (hexametyldisiloxan, oktametylcyklotetrasiloxan, dekametylcyklopenta-siloxan) och spår av monoterpener (α -pinen, 3-karen).

Andra ämnen från prov i det *proppade* röret var alkaner, alkener och cykloalkaner, fast i mindre omfattning än i det oproppade röret. Det fanns också andra föreningar i betydande halter såsom monoterpener (α -pinen, 3-karen, limonen mm), furaner (tetrahydrofuran, metylfuran, etylfuran, dimetylfuran), ketoner (2-butanon, dimetylpentanon), alkoholer (2-metyl-2-propanol), oxatiolan och trimetylsilanol och siloxaner.

5.1.3 Vattenpöl

Mätningar genomfördes vid två tillfällen, 2008-06-11 och 2008-09-28 med hjälp av isolation-flux kammare som visas i Figur 8.

Figur 8: Bild av provtagning vid vatteninsamling (vattenpöl på deponi)

Figure 8: Picture of sampling over drainage water (landfill)



Närmast 100 ämnen hittades i detta prov. Resultat från juni och september visar samma trend och halterna är likvärdiga för de flesta ämnena. Tydligt dominerande är ammoniak med en halt av 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ett antal ämnen fanns med en halt av 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och mer (se Tabell 13).

Tabell 13: Gassammansättning ovanpå vatteninsamling, dominerande ämnen

Table 13: Gas composition over drainage water (landfill), major compounds

Ämnen	Struktur	Juni 2008 Halt $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Sept 2008 Halt $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Oxatiolan	$\text{C}_3\text{H}_6\text{OS}$	67	55
Trimetylsilanol	$\text{C}_3\text{H}_{10}\text{OSi}$	40	32
Kamfor	$\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{O}$	20	25
L-fenchon	$\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{O}$	22	17
Tetrahydrofuran	$\text{C}_4\text{H}_8\text{O}$	11	16
Etylmetyltiasol	$\text{C}_6\text{H}_9\text{NS}$	8	15
TXIB	$\text{C}_{16}\text{H}_{30}\text{O}_4$	1,5	11

Andra ämnen påvisar en halt av max 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De kan indelas i flera kategorier: ketoner (linjära, grenade och cykliska ketoner med 3 till 10 kolatomer, aceton, 2-butanon, 2-pentanon, 3-pentanon, 2-metyl-3-pentanon, dimetylpentanon, metylhexanon, 2-heptanon, cyclohexanon mm), alkoholer (etanol, tert-butanol, 1-butanol mm), aldehyder (acetaldehyd, butanal, isobutanal, pentanal mm), monoterpener (α -pinen, kamfen, 3-karen, limonen med halt från 0,5 till 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), aromater (tabell 14), tiazoler, svavelämnar mest tiofener (tiofen,

2-metyltiofen, tetrahydrotiofen, 2-metyltetrahydrotiofen mm), siloxaner, acetaler (diacetal, dioxolan, dioxan, dimetoxymetan, dimetoxyetan).

Tabell 14: Gassammansättning ovanpå vatteninsamling, aromater

Table 14: Gas composition over drainage water (landfill), aromatic compounds

Ämnen	Juni 2008	Sept 2008
	Halt µg/m ³	Halt µg/m ³
Bensen	1	1
Toluen	15	6.6
Etylbensen	3.5	4.3
Xylener	18	19
Trimetylbensener	12	10
Tetrametylbensener	5	5

5.2 Cisterner och biofilter

5.2.1 Mätning ovanpå bufferttanken

I förberedande projektet WR03 ”Förberedande metodutveckling för att kartlägga spridning av lukter och luktämnen från biologisk behandling av avfall” [25] studerades gassammansättningen i Bufferttank 1. Provtagning gjordes 2007-07-20. Först öppnades en lucka på taket till rötkammarens bufferttank men då lukten var alldeles för stark och obehaglig genomfördes provtagningen fortsättningsvis med delvis stängd lucka (se bild, Figur 9). En del av Tenaxproven analyserades på SIK med GC/MS/O med avseende på luktstyrka och luktkaraktär och resterande prov analyserades på SP med avseende på identifiering.

Figur 9: Bild av provtagning i bufferttank

Figure 9: Picture of sampling inside the buffer tank



Ämnen som förekom i bufferttank 1 kan indelas i fyra grupper [25]: svavelföreningar (Tabell 15), estrar (Tabell 16), syror (Tabell 17) och terpenier (Tabell 18). Andra ämnen kunde också identifieras (Tabell 19), bland annat några kolväten, ketoner och alkoholer. I den här förebereidande studien genomfördes enbart analyser med Tenax provtagare vilket innebär att kvantifiering för viktiga ämnen såsom svavelväte och ammoniak, saknades. Dessutom gjordes analysen enbart på en opolär kolonn. Det innebär att syrorna inte kommer ut som en väldefinierad och symmetrisk topp utan som en osymmetrisk bred topp som ligger under flera andra toppar (ämnen) och påverkar andra ämnens luktkaraktär och styrka i GC/sniffing. Dessutom varierar de polära ämnens retentionstider vilket komplicerade korrelationen lukt/kemi med de använda

Limonen var dominant i luften ovanpå bufferttanken (400 ppb) men kopplades till en relativt låg luktstyrka (mycket svag till svag). Dessutom beskrevs luktkaraktären oväntat som lök/ost/fisk där den förväntade karaktären var citrus/mint. Det tyder på att det förmodligen fanns ett annat ämne i betydligt mindre halt vars retentionstid sammanföll med den för limonen. Den upplevda luktintensiteten var mycket svag till svag och kan sannolikt kopplas till detta ämne vars lukt dominerade över limonenslukten.

Tabell 15: Gassammansättning i bufferttank, svavelföreningar

Table 15: Gas composition inside the buffer tank, sulphur compounds

Ämnen	µg/m ³
Svaveldioxid	> 5
Metylmerkaptan	> 5
Koldisulfid	> 5
Odientifierade (förslagsvis merkaptoaceton)	> 60
Dimetyldisulfid	340
Metyletyldisulfid	20
Metylpropenyldisulfid	30
Metylpropyldisulfid	70
Dimetyltrisulfid	280
Propenylpropyldisulfid	40
Dipropyldisulfide	40
Metylpropyltrisulfid	40
Dimetyltetrasulfid	5

Tabell 16: Gassammansättning i bufferttank, estrar

Table 16: Gas composition over the buffer tank, esters

Ämnen	µg/m ³
Ej	
Metylacetat	kvant
Etylacetat	> 1000
Metylpropionat	> 900
Propylacetat	60
Metylbutyrat	410
Metyl-etylpropionat	120
Etylbutyrat	180
Propylpropionat	40
Butylacetat	30
Metylpentanoat	20
Etyl 2-metylbutyrat	< 5
Metyletylbutyrat	120
Etylpentanoat	140
Metylhexanoat	30
Etylhexanoat	180
Metylheptanoat	20
Propylhexanoat	90
Etylheptanoat	90
Butylhexanoat	20

Tabell 17: Gassammansättning i bufferttank, terpenier

Table 17: Gas composition inside the buffer tank, terpenes

Ämnen	µg/m ³
α-pinen	90
β-pinen	270
3-karen	20
Limonen	2250
Terpinen	80

Tabell 18: Gassammansättning i bufferttank, syror

Table 18: Gas composition inside the buffer tank, acids

Ämnen	µg/m ³
Butansyra	800-1000
Metylbutansyra	600-700
Metylbutansyra	200-300
Pentansyra	500-700
Hexansyra	800-1000

Tabell 19: Gassammansättning i bufferttank, andra ämnen

Table 19: Gas composition inside the buffer tank, other compounds

Ämnen	µg/m ³
1-propanol	700
Butanon	500
2-butanol	660
1-butanol	410
Metylbutanol	180
Tetrametylbensen	20
4-metylfenol	430

Bland identifierade ämnen bedömdes svavelämnena ha den starkaste luktintensiteten. Lukt av dimetyltrisulfid bedömdes vara mycket stark vid 5 µg/m³. Lätta svavelföreningar bedömdes bidra signifikativt till starka lukter även om de enbart partiellt fångades på adsorbent med den använda analysmetoden (metylmerkaptan och koldisulfid, ”stark” till ”mycket stark” lukt).

Andra ämnen som eventuellt kunde bedömas ha stark till mycket stark luktintensitet var omöjliga att skilja från de bakomliggande lukterna av karboxylsyror. Exempelvis bedömdes ett ämne identifierat som metyletylbutyrat ha en ”mycket stark” luktstyrka och dess luktintensitet beskrevs som ost-aktig. Estrars lukt karakteriseras som fruktaktig. Det tyder på närvaro av en bakomliggande lukt av syror som med stor sannolikhet påverkar luktintensitet.

5.2.2 Mätningar i ventilationskanalen till biofilter

Luften i kanalen har analyserats vid tre tillfällen, 2008-09-28, 2009-01-27 och 2009-04-09. För provtagning utnyttjas ett befintligt hål på ca 3 cm diameter. På grund av det stora flöde som råder i själva kanalen kunde inte provtagare direkt placeras i kanalen eftersom de skulle då utsättas för alltför stort övertryck, vilket ger okända flöden genom provtagarna. Provet togs därför ur ett delflöde av den aktuella gasen genom att en stos placerades över befintligt hål. Stosen tätades något mot omgivningen med aluminiumfolie för att utesluta uppblandning med omgivningsluft. (Se Figur 10).

Figur 10: Bild av provtagning i kanalen som leder till biofiltret

Figure 10: Picture of sampling in the pipe before the biofilter



I Tabell 20 (de två dominerande ämnena) och 21 (resterande dominerande ämnen ordnade familjevis) redovisas resultaten uttryckta i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det hittades många fler ämnen än redovisas i tabellerna. Enbart de dominerande ämnena per familj och ämnen som är relevanta ur luktsynpunkt rapporteras här.

Tabell 20: Gassammansättning i kanalen, biofilter, dominerande ämnen

Table 20: Gas composition in the pipe, biofilter, major compounds

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	08-sep	09-jan	09-apr
D-Limonen	2500	9000	3350
Ammoniak	1300	11000	11140

Tabell 21: Gassammansättning i kanalen, biofilter, viktiga ämnen (halter eller ur luktsynpunkten)

Table 21: Gas composition in the pipe, biofilter, important compounds (concentration and odour)

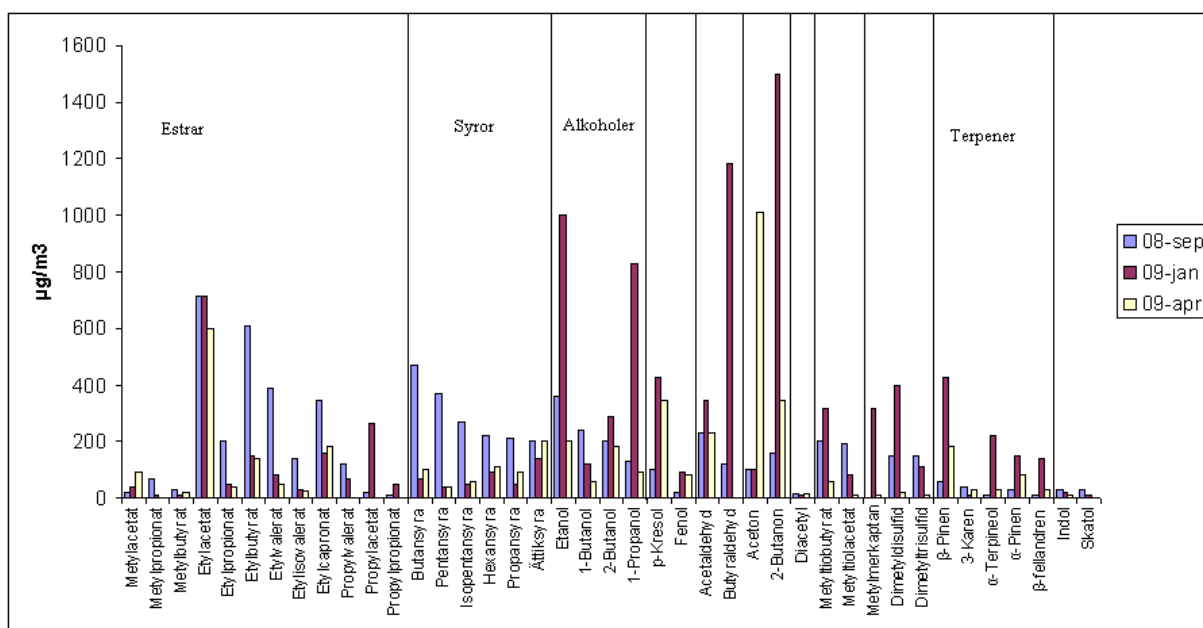
	Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	08-sep	09-jan	09-apr
Estrar	Metylacetat	20	40	90
	Metylpropionat	70	10	< 10
	Metylbutyrat	30	10	20
	Etylacetat	710	710	600
	Etylpropionat	200	50	40
	Etylbutyrat	610	150	140
	Etylvalerat	390	80	50
	Etylisovalerat	140	30	25
	Etylcapronat	350	160	180
	Propylvalerat	120	70	< 10
	Propylacetat	20	260	< 10
	Propylpropionat	10	50	< 10
Syror	Butansyra	470	70	100
	Pentansyra	370	40	40
	Isopentansyra	270	50	60
	Hexansyra	220	90	110
	Propansyra	210	50	90
	Ättiksyra	200	140	200
Alkoholer	Etanol	360	1000	200
	1-Butanol	240	120	60
	2-Butanol	200	290	180
	1-Propanol	130	830	90
Kresoler	p-Kresol	100	430	350
Fenol	Fenol	20	90	80
Aldehyder	Acetaldehyd	230	350	230
	Butyraldehyd	120	1180	<12
Ketoner	Aceton	100	100	1010
	2-Butanon	160	1500	350
Diketoner	Diacetyl	15	10	15
Tiostrar	Metyltiobutyrat	200	320	60
	Metyltiolacetat	190	80	10
Svavelämnen	Metylmerkaptan	< 10	320	10
	Dimetyldisulfid	150	400	20
	Dimetyltrisulfid	150	110	10
Terpener	β -Pinen	60	430	180
	3-Karen	40	10	30
	α -Terpineol	10	220	30
	α -Pinen	30	150	80
	β -felandren	10	140	30

	Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	08-sep	09-jan	09-apr
Indoler	Indol	30	20	10
	Skatol	30	10	<1

Resultaten för övriga dominerande ämnen förutom limonen och ammoniak redovisas också i Figur 11 för en tydligare jämförelse:

Figur 11: Gassammansättning i kanal före biofilter vid tre mättillfällen, övriga ämnen

Figure 11: Gas composition in the pipe, biofilter, under three measurement test periods



Det framgår av Figur 11 att olika familjer av ämnen dominerar vid de olika provtagningstillfällen. Syror och estrar var dominerande i september 2008 medan ketoner och alkoholer dominerade i januari 2009. I april 2009 var acetonhalt förhållandevis stor jämfört med de två andra provtagningstillfällen, medan andra ämnens halter var i samma storleksordning som vid provtagning i januari 2009.

5.2.3 Mätningar på biofiltrets yta (blött)

Luften som emitteras från biofiltrets yta, dvs renad luft efter filter, har analyserats vid två tillfällen, 2008-09-28 och 2009-01-27. Vid dess två tillfällen nyttjades ett rör som trycktes ett par cm ner i biofiltrets bädd. I röret hängdes sedan alla provtagare och röret täcktes sedan med aluminiumfolie för att undvika utspädning av proven med omgivningsluft.

Utifrån dessa resultat och mätningarna i kanalen beräknades för enskilda ämnen biofiltrets borttagningseffektivitet (RE) [26].

RE (Removal Efficiency på engelska) (%) är den andel av ett ämne som behandlas effektivt i biofiltret. En borttagnings effektivitet av 100 % betyder att ett visst ämne i inkommande gas helt omvandlas i biofilter.

$$\text{Removal efficiency} = \frac{C_{Gi} - C_{Go}}{C_{Gi}} \cdot 100$$

C_{Gi} : halt av ämne G i inkommande gas

C_{Go} : halt av ämne G i utgående gas dvs gas som emitteras från biofiltrets yta

Detaljerade resultat från den 2008-09-28 redovisas i Tabell 22 (för syror), i Tabell 23 (för estrar), i Tabell 24 (svavelämnar) och Tabell 25 (terpener). Resultaten från den 2009-01-27 visade samma tendens varmed de inte visas här. Det fanns ett undantag och det var för Limonen som visade en borttagnings effektivitet av 99 % i sep 2008 men endast 70 % i jan 2009. Detta visas i Tabell 26.

Tabell 22: Borttagnings effektivitet för syror (sept 2008)

Table 22: RE for acids (sept 2008)

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C_{Gi}	C_{Go}	RE (%)
Ättiksyra	200	0.6	99.7
Propansyra	210	0.1	99.9
Isobutansyra	150	0.0	> 99.9
Butansyra	470	0.1	> 99.9
Isopentansyra	270	0.0	> 99.9
Pentasyra	370	0.0	> 99.9
Isohexansyra	50	0.0	> 99.9
Hexansyra	220	0.0	> 99.9
Heptansyra	60	0.0	> 99.9
Oktansyra	10	0.0	> 99.9
Nonansyra	1	0.0	> 99.9

Tabell 23: Borttagningseffektivitet för estrar (sept 2008)

Table 23: RE for esters (sept 2008)

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C_{Gi}	C_{Go}	RE (%)
Metylacetat	20	0.8	95.5
Etylacetat	710	7	99.1
Metylpropionat	70	< 0,5	> 99.9
Metylisobutyrat	2.4	< 0,1	> 99.9
Etylpropionat	200	0.5	99.8
Propylacetat	20	0.4	98.4
Metylbutyrat	30	< 0,1	> 99.9
Etylisobutyrat	80	0.2	99.7
Metylisovalerat	4.2	< 0,1	> 99.9
Etylbutyrat	610	1.3	99.8
Propylpropionat	12.7	< 0,1	> 99.9
Butylacetat	14.6	1.3	91.2
Metylvalerat	18.3	0.1	99.7
Secbutylpropionat	3.2	< 0,1	> 99.9
Etylmetylbutyrat	51.9	< 0,1	> 99.9
Eylisovalerat	138.8	0.3	99.8
Propylisobutyrat	1.4	< 0,1	> 99.9
Propylbutyrat	37.6	0.1	99.7
Etylvalerat	392.3	1.0	99.8
Butylpropionat	9.3	< 0,1	> 99.9
Methylcapronat	12.7	0.1	99.6
Secbutylbutyrat	4.5	< 0,1	> 99.9
Propylisovalerat	11.9	< 0,1	> 99.9
Butylisobutyrat	2.1	< 0,1	> 99.9
Isobutylbutyrat	15.9	< 0,1	> 99.9
Propylvalerat	120.2	< 0,1	> 99.9
Etylcapronat	353.1	0.5	99.9
Metylenantat	4.7	0.1	98.4
Etylenantat	102.0	< 0,1	> 99.9
Butylcapronat	17.4	< 0,1	> 99.9
Etylcaprat	3.3	< 0,1	> 99.9

Tabell 24: Borttagnings effektivitet för svavelämnar (sept 2008)

Table 24: RE for sulphur compounds (sept 2008)

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C_{Gi}	C_{Go}	RE (%)
Dimetylsulfid	10	0,2	98,5
Propylmerkaptan	14.3	0.8	94.5
Metylpropylsulfid	6.4	0.6	90.1
Dimetyldisulfid	150	1.9	98.7
2-Metyltiofen	5.1	0.9	83.4
Dimetyltrisulfid	150	1.3	99.1
Dipropyldisulfid	3.1	0.6	81.0
Dimetyltetrasulfid	5.2	0.0	> 99.9

Tabell 25: Borttagnings effektivitet för terpenar (sept 2008)

Table 25: RE for terpenes (sept 2008)

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C_{Gi}	C_{Go}	RE (%)
α -Fellandren	7.6	0.2	97.9
α -Pinene	25.2	1.0	96.1
Myrcen	71.1	1.1	98.5
β -Fellandren	11.6	0.0	100.0
β -Pinen	55.2	1.4	97.4
3-Karen	9.2	0.4	96.1
4-Karen	12.9	0.3	97.9
D-Limonen	2500	27.6	98.9
Terpinen	31.6	0.5	98.3
α -Terpineol	12.5	0.0	100.0
Karyofyllen	0.5	0.0	100.0

Tabell 26: Borttagnings effektivitet för limonen (sept 2008/jan 2009)

Table 26: RE for limonene (sept 2008/jan 2009)

Halt i $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Datum	C_{Gi}	C_{Go}	RE (%)
Limonen	Sept 2008	2500	27,6	98.9
	Jan 2009	9000	2740	69.6

5.2.4 Mätningar på biofiltrets yta (torr)

På biofiltrets yta, den 21 januari 2009, kunde observeras att vissa områden var torra även vid nedgrävning. Provtogs på ett torrt område och på ett blött område som visas i Figur 12 för jämförelse.

Figur 12: Bild på biofiltrets yta, med två skilda områden (torr och blöt)

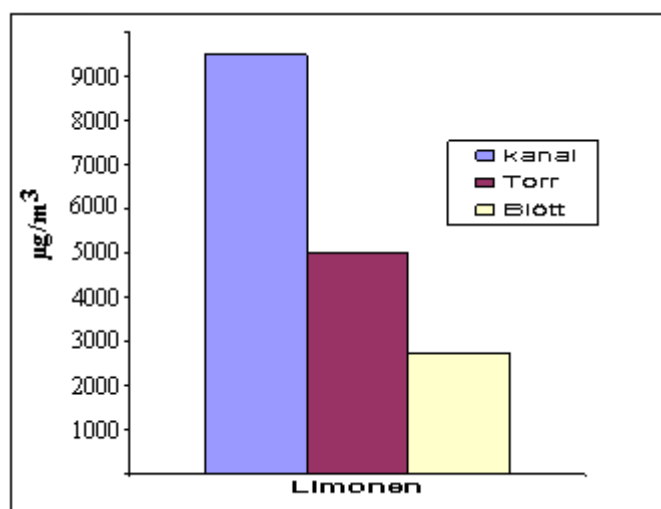
Figure 12: Picture of the biofilter's surface with two distinct zones (dried and wet)



Resultat av jämförelsen visar att biofiltrets effektivitet var mycket sämre på de torra områdena jämfört med de blöta områdena avseende syror, sulfider och limonen. Resultaten redovisas i Figur 13, 14 och 15.

Figur 13: Halt limonen i kanalen före biofilter jämfört med halten på biofiltrets yta (torr och blöt)

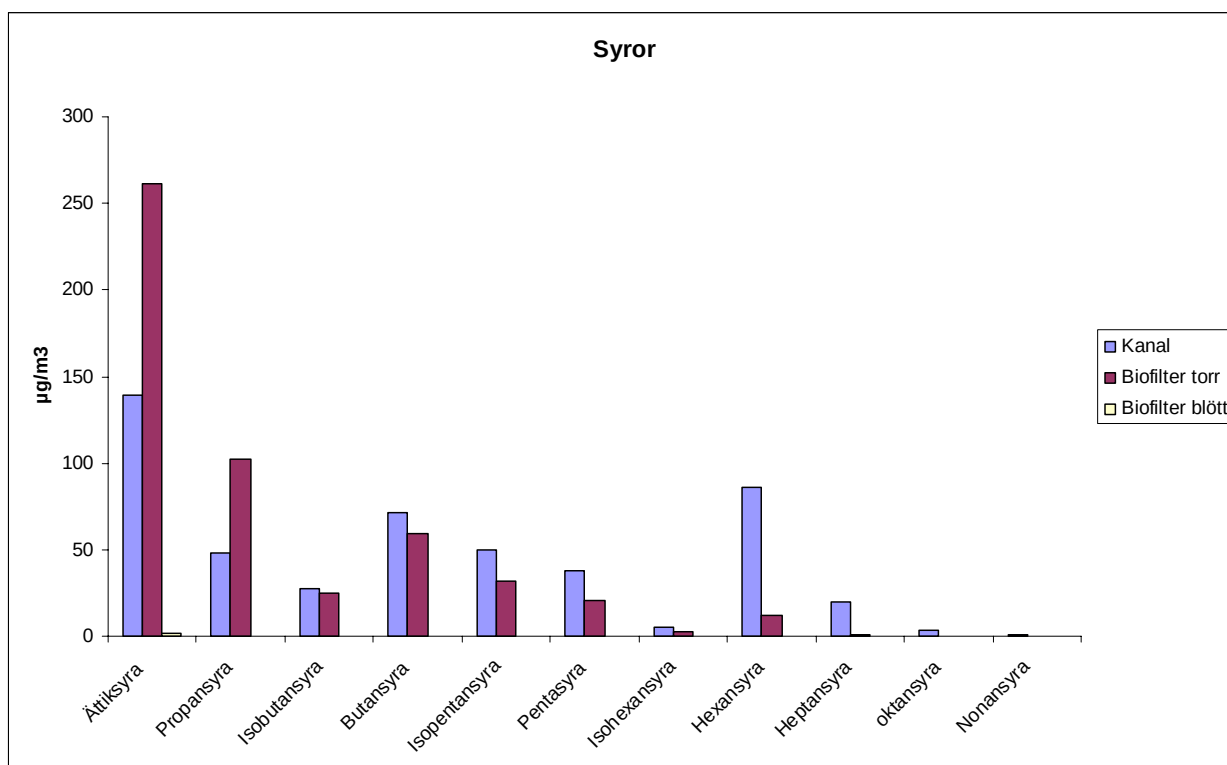
Figure 13: Limonene concentration in pipe the before and after the biofilter



Halten limonen efter biofiltret är fortfarande hög, speciellt på det torra området där ca 50% av limonenet i kanalen finns kvar efter biofiltret. Borttagningseffektiviteten är något bättre på det blöta området.

Figur 14: Halt syror i kanalen innan biofilter jämfört med halten på biofiltrets yta (torr och blöt)

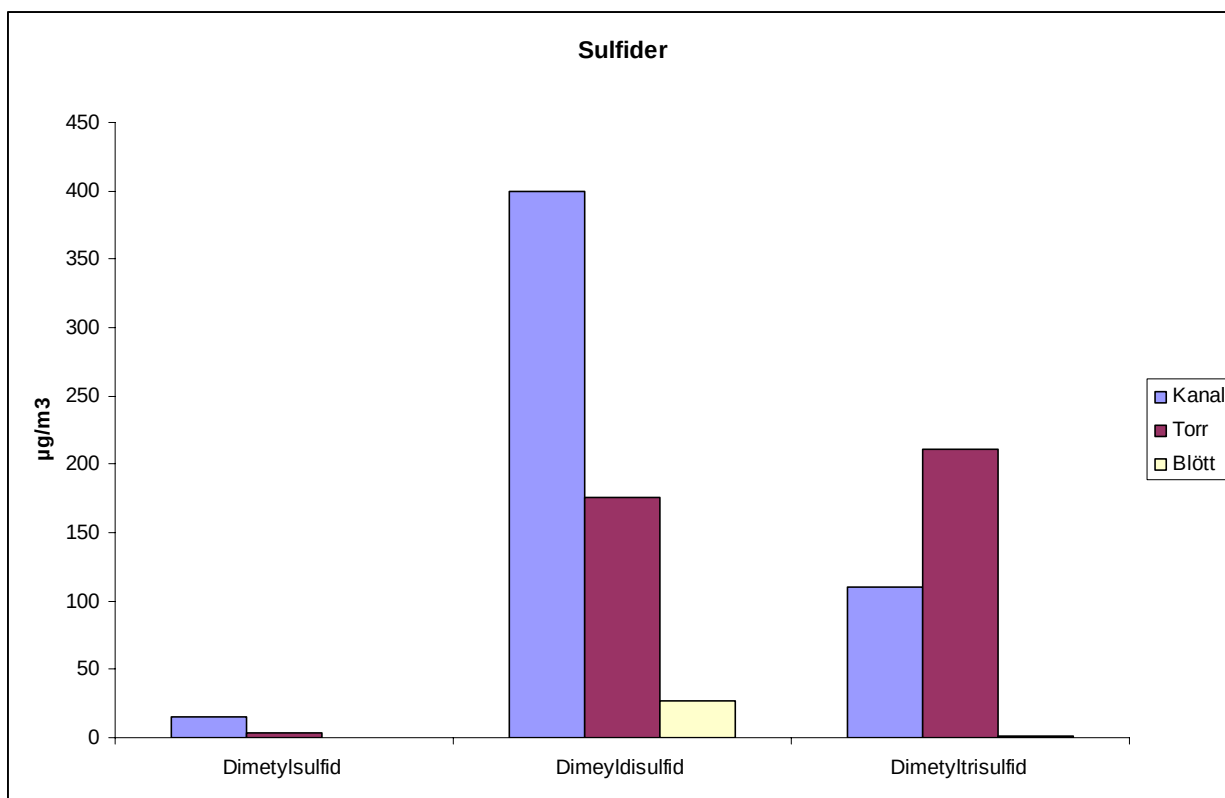
Figure 14: Acids concentration in the before and after the biofilter



Halterna av syror som emitteras efter biofiltret på det torra området är höga vilket innebär att borttagningseffektiviteten är begränsad i biofiltret. I vissa fall är halter efter biofiltret till och med högre än före (ättiksyra, propansyra). Borttagningseffektiviteten är däremot tydligt bättre på det blöta området.

Figur 15: Halt sulfider i kanalen före biofilter jämför med halten på biofiltrets yta (torr och blöt)

Figure 15: Sulphides concentration in the pipe before and after the biofilter



Halterna av sulfider som emitteras efter biofiltret på det torra området är höga vilket innebär att borttagningseffektiviteten är begränsad i biofiltret. Halt dimetyltrisulfid efter biofiltret är till och med högre än före. Borttagningseffektivitet är dock tydligt bättre på det blöta området.

5.2.5 Mätningar på luft omkring biofiltret

Runt biofiltret upplevdes varje gång en påtaglig lukt som kan beskrivas som både sur och svavelaktig.

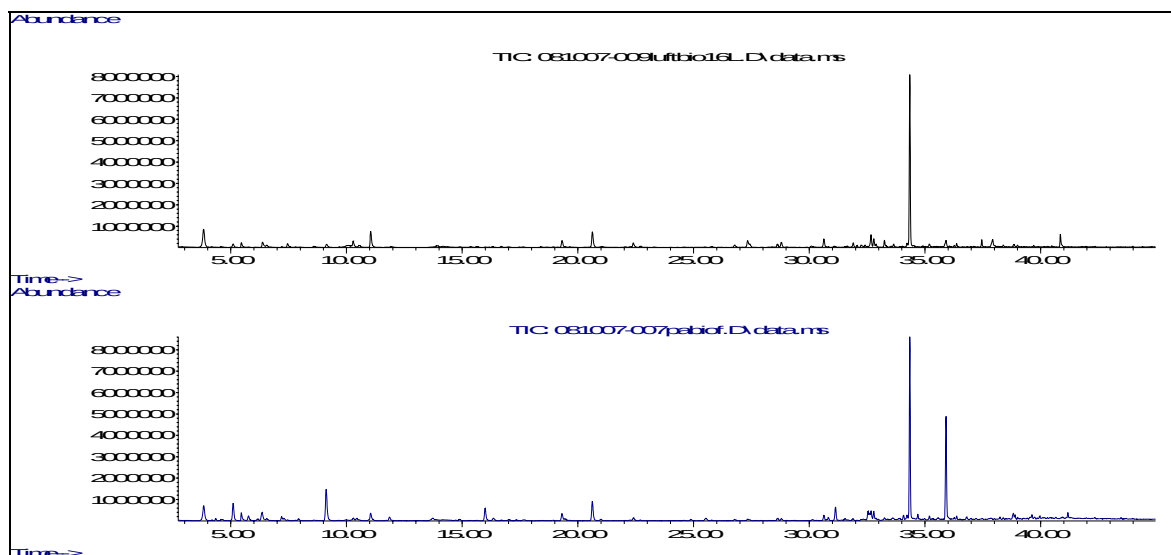
Gassammansättningen av luften omkring biofiltret var ganska lik gassammansättningen av den luft som emitteras från biofiltrets yta som illustreras i gaskromatogram i Figur 16.

Det finns ett antal ämnen som bedöms kunna vara ansvariga för den upplevda lukten såsom svavelföreningar (dimetyldisulfid, dimetyltrisulfid) och syror (ättiksyra, propansyra, butansyra mm). Andra ämnen är estrar (etylacetat, etylbutyrat, etylvalerat mm), monoterpener (limonen som haltmässigt är dominerande, α -pinene, 3-karen mm) aldehyder

(acetaldehyd, pentanal, nonanal) och alkylbensener (etylbenzen, xylener, C3-bensener, C4-bensener).

Figur 16: Kromatogram, VOC; luft omkring biofilter (topp), luft som emitteras från biofilter (botten)

Figure 16: Chromatograms, VOC, air around the biofilter (top) / air emitted from the biofilter (bottom)



5.3 Lakvattendammen

5.3.1 Mätning på lakvattendammen

Mätningar genomfördes på lakvattendammen den 09 april 2009 med hjälp av en "isolation-flux" kammare som var försedd med en badring för att kunna flyta på vattnet som visas i Figur 17.

Figur 17: Bild på provtagningen av luften ovanpå lakvattendammen med "isolation-flux" kammaren

Figure 17: Picture of the sampling of the air above the leaching lake with an isolation-flux chamber



Ren luft tillfördes kammaren och efter att jämvikt antas ha uppnåtts startade provtagning på olika adsorbenter. På så sätt samlas enbart ämnena som emitteras från vattenytan. Vid samma tillfälle togs också prov på omgivningsluften på tre ställen runt dammen som visats i Figur 4.

Parallellt med provtagning för kemiska analyser gjordes provtagning för GC-sniff analyser i position 4 (på lakvattendammen, se Figur 4) och i position 1.

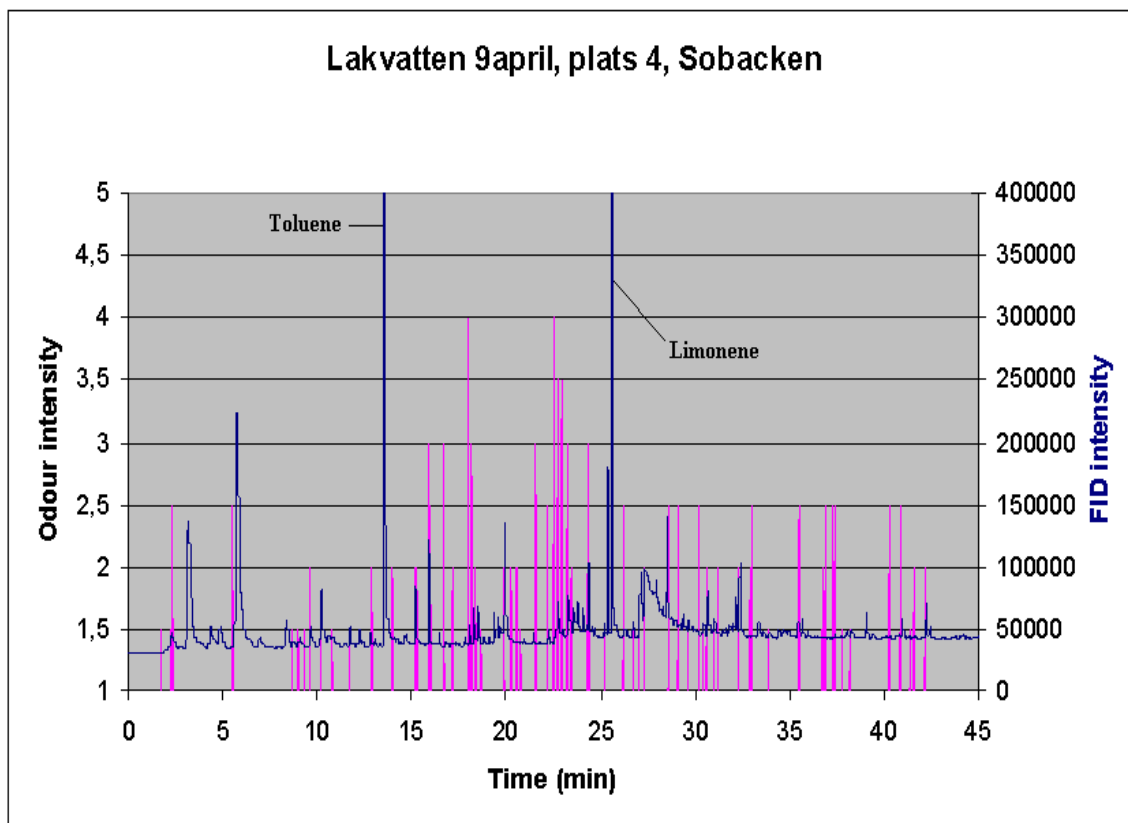
Resultat från GC-sniff kopplades med kemiska identifieringar för att diskutera vilka ämnen som har störst potential att bidra till den totala obehagliga lukten som uppkommer från lakvatten eller som känns i närheten av lakvatten.

GC-O-analyserna visade att det framför allt var i position 4 som det fanns många flyktiga ämnen som gav stora bidrag till den upplevda lukten. I position 1 var det betydligt färre ämnen som bidrog till lukten. Deras enskilda lukter var dessutom svagare. Därför begränsas resultatredovisningen i det följande till position 4.

De kromatogram (GC-FID) som erhöles vid GC-O-analyserna innehöll som förväntat ett mycket stort antal toppar. Det registrerades också ett mycket stort antal lukter vilket bekräftar att lukten i position 4 hade en mycket komplex sammansättning. Resultaten från GC-FID- och GC-O-analyserna kan sammanfattas grafiskt på ett överskådligt sätt, se Figur 18. Gaskromatogrammet visas med en sådan förstöringsgrad att endast de största topparna kan urskiljas tydligt. Vid en högre förstöringsgrad skulle betydligt flera toppar kunna ses. Staplarna markerar hur starka lukter som noterades vid olika retentionstider.

Figur 18: Kromatogram (GC-FID) samt resultat (upplevda genomsnittliga luktintensiteter > 1) från GC-O-analys av luftprov som tagits vid position 4.

Figure 18: Chromatogram (GC-FID) and results from GC-O (with odor intensity above 1) of the air sampled in position 4



Ett sätt att beskriva komplexiteten i denna blandning är att gruppera luktoobservationerna vid olika retentionstider, dvs för olika "toppar", i GC-O-analysen med avseende på den lukstyrka som bedömarna registrerade. Den totala tiden för en GC-O-analys var ungefär 1 timme. Följande påtagliga lukter noterades under de första 45 minuterna:

- 5 "toppar" där minst en bedömare noterade att lukten var "stark" (= 4)
- 32 "toppar" där minst en bedömare noterade att lukten var "medelstark" (= 3)
- 72 "toppar" där minst en bedömare noterade att lukten var "svag" (= 2)

Totalt var det alltså fler än 100 olika ämnen som i olika grad bidrog till lukten. Utöver dessa påtagliga lukter så noterades också ett mycket stort antal "mycket svaga", dvs mindre påtagliga, lukter.

Resultaten från GC-O- och GC-MS-analyserna av de prover som togs vid position 4 presenteras i Tabell 27, 28 och 29. I dessa tabeller visas:

- den retentionstid (i SIKs analys) vid vilken lukten noterades
- de luktstyrkor som de båda bedömarna noterade
- de ord som de båda bedömarna använde för att beskriva lukten
- det eller de ämnen som identifierades med GC-MS vid den retentionstid där en viss lukt noterades.

GC-O-analysen utfördes i dubbelprov. Därför har vi valt att redovisa båda bedömnarnas enskilda resultat samt att basera ”grupperingen” i olika luktstyrkegrupper på luktobservationer från (endast) minst en av bedömnarna. När det gäller de båda bedömnarnas observationer av luktstyrkor så kan man se att de i en del fall skiljde sig åt. Detta är inte förvånande. Det kan till exempel ha den enkla orsaken att den ena bedömaren gjorde en utandning när ett visst ämne passerade. Man skall komma ihåg att varaktigheten av många ”toppar” är mycket kort och i många fall noterades lukter utan att det fanns någon synlig topp i kromatogrammet.

Instruktionen till bedömnarna var att de i första hand skulle notera de luktstyrkor som de upplevde, därefter även så långt som möjligt med egna ord beskriva de upplevda lukterna. Det är orsaken till att inte alla lukter beskrivits verbalt. Man kan dock notera att de båda bedömnarna i många fall använde ord som var ganska lika. Som förväntat var lukten i position 4 uppbyggd av ämnen med väldigt olika luktkaraktärer, en del av dem skulle nog uppfattas som ganska ”goda” om de förekom ensamma eller i andra blandningar medan en del är påtagligt oangenäma.

En del av de ämnen som orsakade lukter kunde identifieras med stor säkerhet medan en del ämnen inte kunde identifieras alls. Rent generellt så kan man säga att det var lätt att identifiera luktande (eller icke luktande) ämnen som förekom i höga koncentrationer medan det var omöjligt att identifiera de ämnen som förkom i mycket låga koncentrationer. En annan orsak till att en del luktande ämnen inte kunnat identifieras är att de var dåligt separerade från ett annat ämne.

I Tabell 27, 28 och 29 används olika färger för att markera om det är GCMS-analyser hos SP och/eller SIK som ligger till grund för identifieringen. Ämnen som skrivs med svart färg identifierades av både SP och SIK. Ämnen som skrivs med blått identifierades enbart av SP. Stor möda har lagts ned på att associera de ämnen som identifierats enbart av SP till olika lukter. Trots det kan det finnas en liten osäkerhet vilket markeras med att de åtföljs av frågetecken. I de fall när det finns frågetecken så har det inte varit möjligt alls att föreslå någon identitet. Sammanfattningsvis kan man säga att det var många olika typer av flyktiga ämnen som bidrog till den totala lukten i position 4. Främst var det: olika typer av svavelinnehållande föreningar (sulfider, tiofener mm), aldehyder, ketoner, terpenar och fenoler.

Tabell 27 . Resultat från GC-O- och GCMS-analyser av luftprover tagna vid position 4 (starka lukter).
Table 27: Results from GC-O och GCMS analysis of the air sampled above position 4 (strong odors)

Ret.tid (min)	Luktstyrka		Luktbeskrivning		Identifiering	
	<i>Luktstyrkan bedömd som "stark" (= 4) av minst en av bedömare</i>					
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2		
Ca 16,4	3-4	-	Illa	-	<i>Tetrahydro-2-me-tiofen</i>	
18,06	0-1	4	-	Illa	Etylbensen + 2-Etyltiofen?	
Ca 22,6	2	4	Svett	Illa	Etylmetylbensen + ?	
22,72	1	3-4	Illa	Avföring bränt	Bensaldehyd + ?	
Ca 23,1	2-3	3-4	Gummi	Illa	Dimetyltrisulfid	

Tabell 28 . Resultat från GC-O- och GCMS-analyser av luftprover tagna vid position 4 (medelstark).
Table 28: Results from GC-O och GCMS analysis of the air sampled above position 4 (medium strong)

Ret.tid (min)	Luktstyrka		Luktbeskrivning		Identifiering
	Luktstyrkan bedömd som "medelstark" (= 3) av minst en av bedömare				
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
ca 2,1	2-3	2-3	Svavelaktigt	Svavelaktigt	Koldisulfid + ?
Ca 2,4	2-3	2-3	-	-	Koldisulfid + ?
Ca 5,6	2	2-3	Smör	Smörkola	Diacetyl
Ca 15,5	2-3	2	Gummi	Illa,otäckt	?
Ca 15,7	2-3	-	-	-	?
Ca 16,1	3	2	Illa	?	Tetrahydrotiofen?
16,8	3	2-3	Frukt,illa	-	?
18,26	2-3	3	Svavelaktigt	Illa	2-Etyltiofen?
Ca 18,4	3	-	Kokt	-	2-Etyltiofen?
18,48	2-3	2	-	Illa	-Xylen + 2-Etyltiofen?
Ca 18,8	3	1-2	Växt	-	?
19,93	2-3	2	Fettakt.(härsket)	Illa	Heptanal
Ca 20,6	2-3	1	Varmt	Bränt	?
Ca 20,8	3	2	Popcorn,rostat	Popcorn	?
Ca 21,6	1	3	-	Bränt	a-Pinen (?)
22,22	1	2-3	-	-	6-Metyl-2-heptanon
23,26	2	3	Svamp	Svamp	Si 281 +?
24,37	3	3	Fett	Apelsin	Oktanal
26,26	3	2-3	Honung	Honung	Terpen
Ca 27,3	3	-	Illa	-	Kresol
Ca 28,4	3	-	Aska	-	Kresol ligger under
28,51	2-3	2-3	Fett	-	Nonanal
Ca 29,2	-	2-3	Bränt	Bränt	?
29,40	2-3	-	Bränt,popcorn	-	?
Ca 30,1	2-3	-	Bränt,gummi	-	?
Ca 33,0	2-3	2-3	Fettaktigt	Illa	?
35,71	2-3	0-1	Växt	-	?
Ca 37,2	2-3	-	Unket	-	?
37,39	2-3	-	Avföring	-	Indol?
Ca 40,4	2-3	1-2	Mögel	-	
41,01	2-3	1	Avföring	Avföring	Skatol?
Ca 41,2	2-3	-	Illa	-	?

Tabell 29 . Resultat från GC-O- och GCMS-analyser av luftprover tagna vid position 4 (svaga lukter).
Table 29: Results from GC-O och GCMS analysis of the air sampled above position 4 (weak odors)

Ret.tid (min)	Luktstyrka		Luktbeskrivning		Identifiering
	Bed 1	Bed 2	Bed 1	Bed 2	
Ca 2,2	1	1-2	-	Skit,svavelaktigt	<i>Svaveldioxid</i>
Ca 3,5	1-2	1	Råkskal	-	Dimetylsulfid
5,7	2	-	Smör	-	2-Butanon (+ Diacetyl)
Ca 6,4	1-2	1	Kokt	Bränt	2-Butanol + ?
8,34	1-2	1	Syrligt	Sprittigt,lösn.me d.	Bensen + 1-Butanol
Ca 8,7	1-2	1-2	Unket	Svavel,avföring	?
Ca 8,9	2	-	Grönt,unket	-	?
9,05	2	1-2	Unket	Stickigt, fruktigt	Dietoxymetan
Ca 9,2	0	1-2	-	Svavel	?
9,63	0	1-2	-	Svavel	2-Pentanon + ?
10,22	1-2	1-2	Unket	Svavel,bränt	Heptan + ?
10,8	2	-	Kokt	-	?
Ca 11,4	2	-	Växt	-	?
11,71	2	1-2	Syrligt,lösn-medel	Syrligt,fruktigt	1,1-Dietoxyetan
Ca 13,0	0-1	2	-	-	<i>Pyrrol?</i>
Ca 14,1	1-2	1	Unket	-	<i>4,4-Dimetyl-2-pentanon?</i>
Ca 14,4	1-2	-	Gummi	-	<i>3-Metyltiofen?</i>
15,19	2	2	Grönt	Gräs	Hexanal
15,88	2	-	Illa	-	<i>Oxatiolan ?</i>
16,45	1-2	2	-	Gräsligt	1-Etoxybutan
Ca 17,1	1-2	2	Bränt	Surt,syrligt,äckligt	?
Ca 17,4	2	-	Illa	-	?
Ca 17,5	2	-	Bränt	-	?
Ca 19,0	2	1-2	-	-	?
19,15	2	1-2	-	-	?
19,34	1-2	1	-	-	2-Heptanon
Ca 19,5	2	0	Gummi ;	-	-Xylen +
Ca 19,7	1-2	0	-	-	-Xylen +
Ca 20,2	1-2	-	-	-	?
Ca 21,0	2	1-2	Fett	Sötakt-,fruktigt,illa	<i>Metyletylbensen?</i>
Ca 21,1	2	-	Bär,avföring	-	?
Ca 21,3	1-2	-	-	-	?
21,43	2	1	Trä	Bränt	<i>Pinen</i>
21,77	1-2	-	Unket	-	?
Ca 22,0	1-2	-	-	-	<i>6-Metyl-2-heptanon?</i>
Ca 23,4	2	-	Växt	-	?
23,55	1-2	2	Fett	Lösningsmedel	Fenol ligger under
23,77	1-2	1-2	-	-	2-Oktan + fenol
Ca 24,0	-	1-2	-	-	Fenol ligger under
Ca 24,2	1-2	1-2	-	-	Fenol ligger under
Ca 24,6	1	2	-	Illa,bränt	Fenol ligger under
Ca 25,1	0	2	-	Bränt,fruktigt	Fenol ligger under
25,59	2	0	Getingspray,"r adar	-	Limonen
25,83	0	1-2	-	-	<i>Eucalyptol?</i>
Ca 26,5	1-2	-	-	-	?
26,72	2	1-2	Fett	Avföring	Kresol

27,09	1-2	1-2	Trä	Sött	Acetofenon
27,32	-	2	-	Svamp	Kresol ligger under
27,92	1	2	-	Bränt,popcorn	2-Nonanon + kresol
Ca 28,0	2	-	Jordigt	-	Kresol ligger under
Ca 30,4	1-2	0-1	-	-	4-Acetyl-1-metylcyclohexen?
30,68	2	2	Vätt,fett	Illa	?
Ca 30,9	1-2-	-	-	-	?
31,03	1-2	-	-	-	?
Ca 31,4	2	0-1	Bränt	-	Kamfer?
Ca 31,8	1-2	2	-	Bränt,popcorn	?
Ca 32,0	1-2	-	-	-	1,2,3,4-Tetrahydronaftalen?
32,14	1-2	2	-	; Bränt	Mentol?
32,38	2	1	Fett,växt	Fett,växt ;	Dekanal
33,63	0	2	-	; Illa,syrligt	Någon terpen?
Ca 34,0	1-2	1-2	-	Sötakt.,jordg.saf t	?
35,45	0	1-2	-	-	?
Ca 36,8	1-2-	-	-	-	?
Ca 36,9	-	2	-	-	?
Ca 37,0	2	-	-	-	?
Ca 38,0	1-2	-	Avföring	-	?
38,26	1-2	-	-	-	?
40,15	1	1-2	Vätt	Mögel	?
41,61	2	1-2	Malmedel	-	?
42,27	2	-	Malmedel	-	?
42,42	2	-	Malmedel	-	?
45,29	0	1-2	-	-	?

5.3.2 Mätningar omkring lakvattendammen

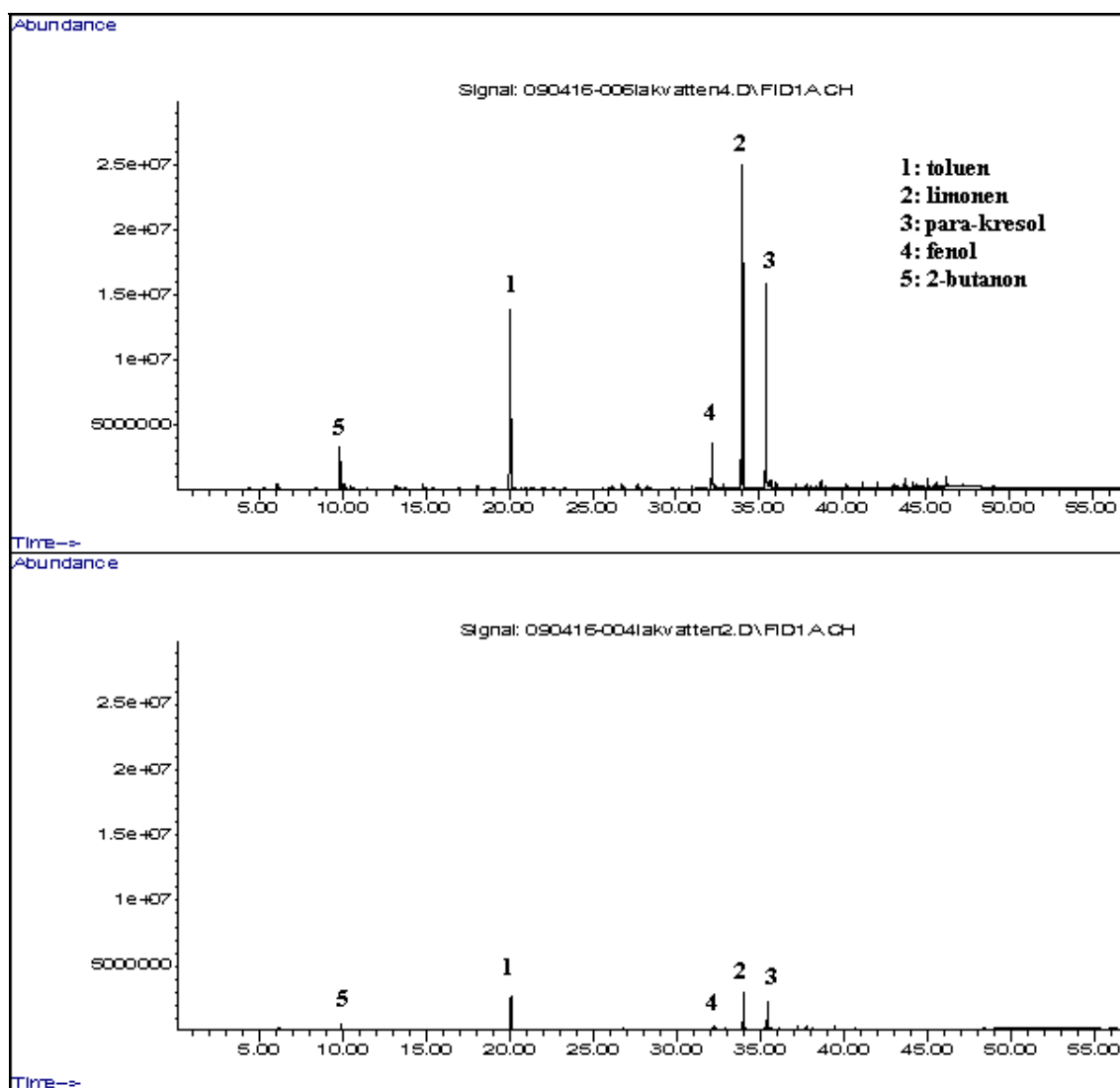
Tre olika platser omkring lakvattendammen undersöktes för att kontrollera om de lukter som upplevs där har sitt ursprung i lakvattendammen eller om lukter som emitteras från lakvattendammen blandar sig med lukter från andra områden av anläggningen.

I position 1 och 2 upplevdes en stark lukt i samband med provtagningen, medan lukten upplevdes mycket svagare i position 3.

Det är viktigt att påpeka att näsan som är stimulerad av en lukt har en tendens att vänja sig vid den lukten och känna av den mindre och mindre med tiden. Provtagningen varade i flera timmar. Luftsammansättning från position 2 är likvärdig med emissionens sammansättning mätt från lakvattendammens yta (position 4), med en spädningsfaktor på ungefär 4 som illustreras i Figur 19. Luftsammansättningen från position 3 var som väntat jämförbar med utomhusluftens gassammansättning, där dominerande ämnen är toluen (1-10 µg/m³), terpenener (max 50 µg/m³), aldehyder (hexanal, nonanal max 10 µg/m³). Inga ur luktsynpunkt relevanta ämnen utmärkte sig.

Figur 19: Kromatogram (GC-FID) av luftprov som tagits vid positioner 4 (topp) och 2 (botten).

Figure 19: Chromatogram (GC-FID) of the air sampled in positions 4(top) and 2 (bottom)



6 Resultatanalys

6.1 Deponiområdet

6.1.1 Deponigasen

Gassammansättningen av deponigasen som bestämdes från de två undersökta rören visar sig vara väldigt olika. Detta beror med stor sannolikhet på att rören är i kontakt med olika avfallssammansättningar. Det horisontella avståndet mellan de lodräta rören uppskattas till 25 m.

Analysen som gjordes 2008-09-29 har visats att det finns ett stort antal svavelämnen och i stora halter inuti en del av deponin. En del av denna gas läcker ut genom ett av gasrören som installerades för att utvinna gasen. Dessa resultat bekräftades i januari 2009 när nya prover togs. En försumbar andel av svavelämnen hittades i dräneringsdiken i september 2008. Däremot bildades inga dräneringsdiken i slutet på januari 2009 vilket kan förklaras av att temperatur var runt 0°C.

Risken finns att svavelämnen hittar en väg ut och läcker ut genom sprickor som kan uppkomma i deponi, mest under torra perioder. Den hypotesen kunde inte bekräftas med mätningar eftersom sprickorna är svåra att lokalisera och har större möjligheter att bildas på sidan av deponin där ytan är ojämn, vilket omöjliggör användningen av "isolation flux" kammaren för mätningar. Dessutom förflyttas sprickorna med tiden. Men hypotesen kan ändå anses vara sannolik eftersom man då och då upplever en tydlig svavellukt när man går längs sidan av deponin.

Gaser tenderar att expandera och fylla upp all tillgänglig volym. Gaser tränger in i hålrum som bildas i lagret som täcker deponin. Gaser som är lättare än luft, som till exempel metan, strävar uppåt och når atmosfären. Att deponigaser tenderar att läcka kan förhindras genom att antingen packa täcklagret hårdare eller att täcka över med mer fyllnadsmassa (daglig täckning av jord samt packning). När gaser förhindras att stiga uppåt börjar de förflytta sig horisontellt till andra delar. Gaserna följer den väg som ger det minsta motståndet.

Om täcklagret består av porösa material som sand och grus kommer gasen att tränga upp till ytan men om det istället består av ett kompakt material, mindre genomträngligt, som lera kommer gaserna att börja röra sig horisontellt under marken. Om ett område är mer genomsläppligt kommer gaserna att ta den vägen.

En så hög halt svavelämnen som vi funnit här (> 3%) är ovanligt i deponigas. Svavelämnen i deponigas varierar oftast mellan 0,1 till 1 % vol. Däremot i en deponi där avfallet innehåller gips kan reaktionen mellan lakvattnet och gipsen framställa stora mängder av svavelväte.

Allmänt kan sägas att gassammansättningen beror på [27]:

- Avfallssammansättning: Ju mer organiskt avfall som är närvarande i en deponi desto mer deponigas (metan, koldioxid, kvävgas och svavelväte) framställs av bakterier under rötning. Ju mer kemikalier som deponeras ju mer NMOC (non metan organic compounds) bildas, genom antingen förångning eller kemisk reaktion.

- Ålder av deponi: ju kortare tid avfallet har legat i deponin desto mer deponigas framställs genom rötning. Högst framställning förekommer vanligtvis från 5 till 7 år efter nedgrävning.
- Närvaro av syre: metan framställs enbart när syre inte är närvarande i deponin (anaerob miljö).
- Fuktinnehåll: fukt leder till en ökning av biogas bildning eftersom det främjar bakteriell nedbrytning.
- Temperatur: Bakteriell aktivitet och därmed metanbildning ökar med stigande temperaturer.

Många ämnen som hittades i deponigasen i vår studie har även rapporterats av andra undersökningar av deponigassammansättning som till ex. furaner (tetrahydrofuran, metylfuran, etylfuran, dimetylfuran), ketoner (2-butanon, dimetylpentanon), alkoholer (2-metyl-2-propanol), oxatiolan och trimetylsilanol och siloxaner [28]. I fall dessa kontaminerande ämnen måste avlägsnas för biogasbruk, finns en relativt ny teknik som beskrivs ta bort 90 % av kontaminerande VOC. Tekniken kallas AFT SWOP™.

För att minimera risken av uppkomst av obehagliga lukter planerar Sobacken att utvinna deponigasen. Borås Energi och Miljö har nyligen börjat suga upp deponigasen som i nuläget bränns bort genom fackling. På lång sikt planeras att utnyttja gasen i pannor för uppvärmning. Deponin håller på att täckas enligt bestämda regler. Dessa två åtgärder anses leda till stora förbättringar avseende luktspridning.

6.2 Cisterner och biofilter

Substraten som behandlas i Sobacken består av ca 20 % TS (torrsubstans) och ca 80 % vatten, efter förbehandling kvarstår ca 10 % TS innan det pumpas in i rötkammaren.

Med ett sådant substrat kan det förväntas att ca 75 % av TS omvandlas till biogas [29]. En studie [29] har visat att under anaeroba förhållanden kan bakterier bryta ned de flesta flyktiga ämnen (NMHC) i rötkammaren. Det har visats att medan ca 600 g flyktiga organiska ämnen per ton avfall bildas under aeroba förhållanden, bildas motsvarande ca 5 g/t under anaeroba förhållanden.

Resultat visar att halterna i kanalen som leder till biofiltret varierar kraftigt mellan de tre olika tillfällena vilket visats tydligt i figur 11.

Två ämnen är dock tydligt dominerande i alla fall, limonen och ammoniak.

Citron, apelsin liksom många andra citrusfrukter innehåller stora mängder av limonen. Limonen är ansvarig för citrusfrukters lukter. Limonen förekommer naturligt i vissa träd och buskar. Limonen används som lösningsmedel för att avfetta metaller före industriell målning, som rengöringsmedel inom till exempel elektronikindustrin. Limonen används också för smaksättning och som dofttillsats i mat, rengöringsmedel och parfym.

Studier har visat att limonenhalt i avfallet skulle kunna hämma den anaeroba nedbrytningen och därför drog studien slutsatsen att anaeroba processen inte lämpar sig för behandling av citrusinnehållande avfall [30].

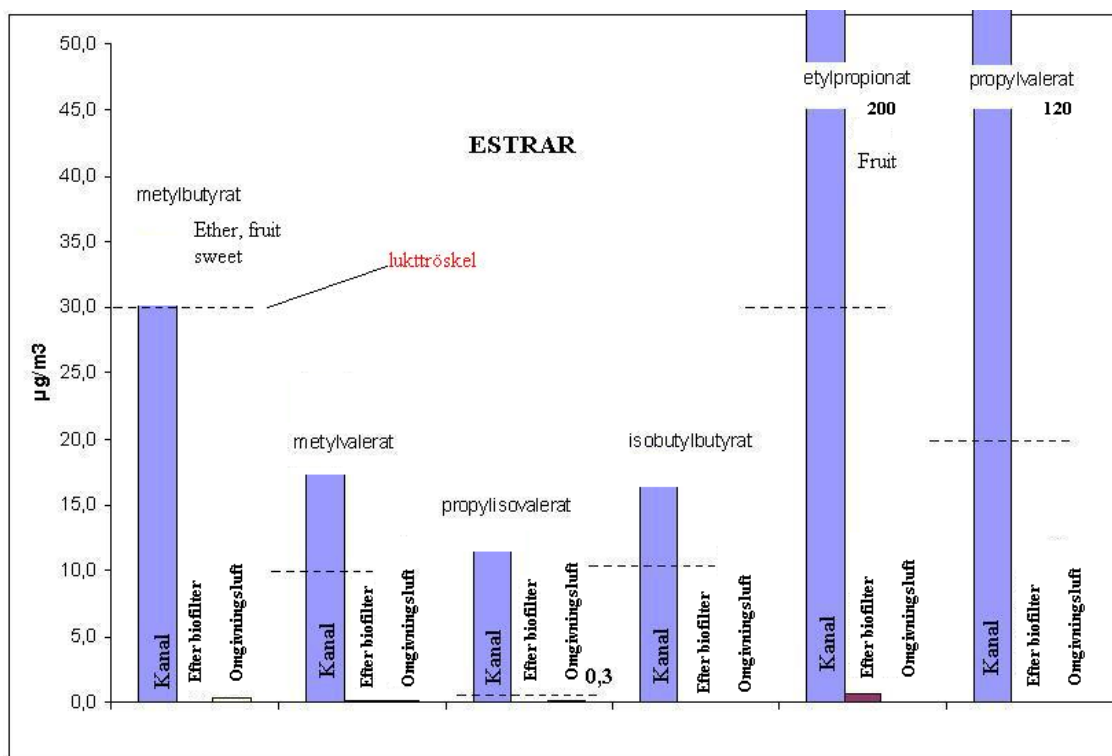
I våra mätningar var halten limonen speciellt hög i januari 2009. Vid samma tid behandlades en stor andel av apelsiner i förhållande till övrigt avfall. Borås och Energi miljö har sedan dess slutat ta emot apelsiner.

Ammoniak bildas främst under nedbrytning av slaktavfall. Mycket av det organiska kväve som finns i det råa avfallet omvandlas då till ammonium som i sin tur omvandlas till antingen ammoniak eller nitrat.

Biofiltrets funktion har uppmätts vara tillfredställande ($RE > 98\%$) för ett stort antal av de ämnen som finns i ventilationskanalen, förutom för en del svavelämnar. Denna reningsgrad är ofta tillräcklig för att eliminera lukten som ett individuellt ämne skulle ha orsakat om det släpptes ut utan rening. Detta illustreras i Figur 20 för ett antal estrar. Halterna efter biofiltret är under estrarnas luktrösklar medan halterna var betydligt högre än luktrösklarna i kanalen före filter.

Figur 20: Jämförelse av estrars halter före och efter biofilter samt estrars luktrösklar (relativt höga)

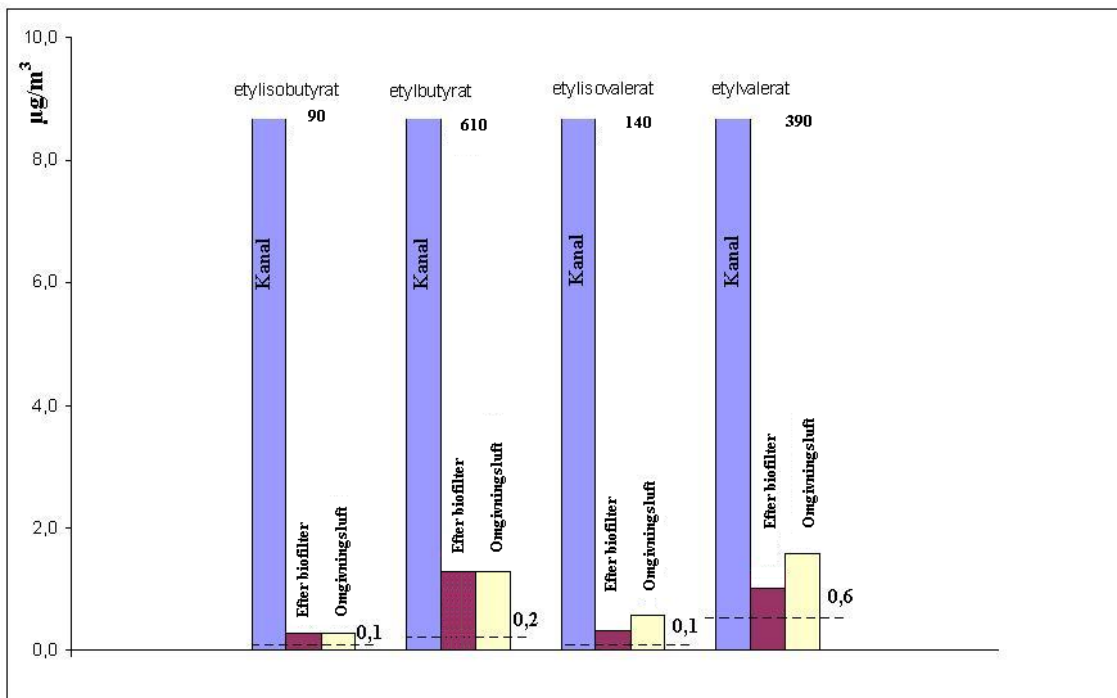
Figure 20: Comparison of concentrations of esters before and after the biofilter together with esters odor thresholds (relatively high)



Men för ämnen vars luktrösklar är väldigt låga även med en borttagningseffektivitet så hög som 98-99 % är det inte säkert att lukten helt tas bort av biofiltret som illustreras i Figur 21. Även efter borttagning i biofiltret är halterna högre än deras luktrösklar.

Figur 21: Jämförelse av estrars halter före och efter biofilter och estrars luktröskel (relativt låga)

Figure 21: Comparison of concentrations of esters before and after the biofilter together with esters odor thresholds (relatively low)



Att halterna i kanalen inte är jämförbara vid de tre olika provtagningarna som utfördes med flera månaders mellanrum är inte helt förvånande med tanke på att avfall som hanteras också är varierande i sammansättning och mängd. Det är också möjligt att avfallssammansättning beror lite på årstiden (högtider...).

Ett biofilter kan hantera ändringar i inkommande gassammansättning om ändringen inte sker för hastigt. Det är därmed intressant att studera variationer på ett par dagar. Detta bör ge information om hur inkommande gassammansättning ändrar sig på en korttidsskala och studien planeras utföras under höst 2009 i ett kommande Waste Refinery projekt WR26 ”biofilterluktreduktions förmåga, fält studie”.

Resultat i denna studie visar att biofiltrets effektivitet försämras kraftigt om biofiltrets yta är torr (figur 12, 13, 14 och 15). Detta kan förklaras av att biofiltrets media måste ha en viss relativ fuktighet (mellan 40 till 60 %) för att vara anpassad till mikroorganismerna. Det är viktigt att ha kunskaper om denna parameter för att snabbt kunna åtgärda variationer utanför det önskade området. Att mediet blir för torrt orsakar en inaktivering av mikroorganismer och leder till sprickor i mediet. Eftersom gasen hittar den lättaste vägen (i detta fall genom sprickorna), passerar en del gas ut utan att behandlas. Halterna på biofiltrets yta av vissa ämnen såsom ättiksyra, propansyra och dimetyltrisulfid påvisades till och med i högre halter efter biofiltret än i kanalen. Syror kan bildas om nedbrytningen är partiell.

6.3 Lakvattendammen

Lakvatten bildas när fukt kommer i deponin [31], extraherar föroreningar till vätskefas och framställer ett tillräckligt högt fukttinnehåll för att initiera vätskeflöden.

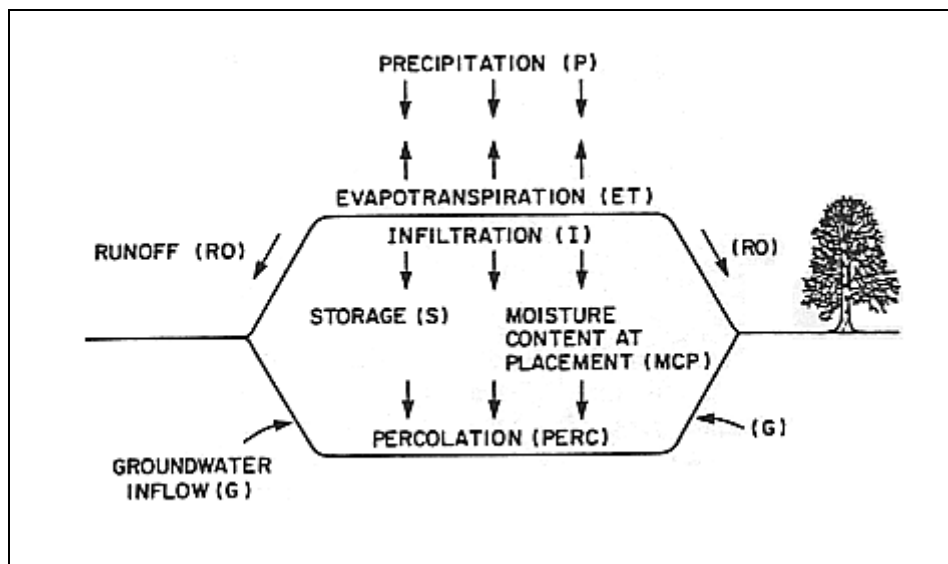
Bildning av lakvatten följer förloppet som presenteras i Figur 22 från ref.31

Källor för fukt inkluderar befintliga vätskor i avfall (MCP), regn och infiltrering av grundvatten (G).

Nederbörden (P) faller på deponin. En del rinner ut (RO) och en del infiltrerar ytan (I). En del av vattnet som infiltrerar "förångas" (E) från ytan eller "transpirerar" (I) genom eventuella växter som täcker deponi. En del kan användas för att kompensera för fukttinnehåll om det inte räcker för nedbrytning (S). Resten förflyttar sig ner och perkolerar genom berget och resulterar i ett lakvatten.

Figur 22: Bildning av lakvatten i en deponi

Figure 22: Formation of leaching water in landfills



Faktorer som påverkar lakvattensammansättningen är:

- avfallssammansättning
- pH, temperatur
- Redox potential
- Deponinsålder
- Konstruktion och skötsel av deponi

Luktbedömningsanalysen (GC-O-analysen) visar att det emitterades en mycket komplex sammansatt lukt från lakvattendammen. Det var inte möjligt att i detta projekt ge en fullständig kemisk karakterisering av alla de ämnen som bidrar till den upplevda lukten men det kan ändå slås fast att lukten orsakades av flera olika grupper av ämnen. En mycket viktig fråga är naturligtvis vilken "relativ betydelse" som de olika luktande ämnena har på olika avstånd från lakvattendammens yta, eller med andra ord: hur påverkas den upplevda

lukten (lukstyrka såväl som luktkaraktär) av olika grader av utspädning och vilka ämnen är det som har kvar sin förmåga att påverka luktupplevelsen vid olika utspädningsgrader? Det är rimligt att utgå ifrån att det vid ökande utspädningsgrader kommer att finnas ett minskande antal ämnen som dominerar "luktbilden" men att det också kommer att finnas ett ganska stort antal ämnen som bildar en "matta" av ämnen som vid olika utspädningar ger olika bakgrundslukter.

I en deponi som behandlar en blandning av industriellt-, kommersiellt- och hushållsavfall karakteriseras lakvattnet som en vattenlösning med fyra grupper av föreningar [32]: lösta organiska ämnen (alkoholer, syror, aldehyder, kortkedja socker mm), oorganiska makroföreningar (med katjoner eller anjoner såsom sulfater, klor, järn, aluminium, zink och ammonium), tungmetaller (Pb, Ni, Cu, Hg) och xenobiotiska ämnen dvs ämnen som inte förekommer naturligt i naturen.

Slack et al. [33] har listat xenobiotiska ämnen som ofta har identifierats i lakvatten som bildas från avfall tillsammans med deras möjliga ursprung.

Dioxaner (1,4-dioxan, dioxolaner...) har identifierats i japanska och svenska lakvatten från deponi. De har som ursprung avfall från alkydresin, färg och beläggning där de används som tixotropisk medel. Eftersom de har en mycket låg lukttröskel [34] och hög luktintensitet anses de vara viktiga ur luktsynpunkt.

Oxatiolan var det ämne som återfanns i högst halt (exkl ammoniak) från en lakvattenpöl i kanten av deponin. Denna svavelförening kunde också ses i emissioner från lakvattendammens yta. Baserat på luktbedömningsanalys (GC-O) kan ämnet anses bidra till lukt från dammen och andra vattensamlingar från deponin. Ämnet har återfunnits i andra publikationer men varifrån den kommer (bildningssätt) har där inte förklarats.

Mätningar på tre platser runt dammen ger högst halter nära tillflödet till dammen, vilket är logiskt. Här kommer ju koncentrerat lakvatten från olika platser på anläggningen och mätpunkten låg i vindriktningen från tillflödet. På övriga två platser var halterna avsevärt lägre vilket också bör bero på att de vid mättillfället låg i läsidan av dammen

För att minimera lukten från lakvatten finns idag flera möjliga förslag [35]:

- Övertäckning och insamling av luft för rening
- Återföring av vatten till deponin
- Utspädning med "friskt" vatten
- Kemisk behandling med t ex väteperoxid, kaliumpermanganat el dyl

Högst halter av flyktiga ämnen från dammens yta var limonen, toluen och p-kresol. Dessa bedöms dock inte bidra med så mycket lukt. Vid luktbedömningsanalys (GC-O) erhöles dålig kromatografering av p-kresol vilken annars kan upplevas ge "stallukt". Lukttröskeln för denna är dessutom mycket låg.

Limonen antas ha sitt ursprung i lakvattnet från komposteringsanläggningen. Sobacken är något unik i detta avseende att de behandlar stora mängder citrusskal från en juicefabrik. Denna behandling har dock nu upphört. Det vore därför intressant att följa hur och om limonenet minskar med tiden.

7 Slutsatser

Projektet syftade till att kemiskt och luktmässigt karaktärisera emissioner från Sobacken avfallsanläggning. Totalt studerades 13 mätplatser under samtliga årstider i tre olika områden på anläggningen: deponin, runt lakvattendammen och i rötammaren/biofilter området.

Som väntat visade de prover som togs med olika provtagningstekniker vid de olika mätplatserna att gassammansättningen var mycket komplex. Projektets resultat bekräftar och understryker att det därmed finns många orsaker till den oönskade lukten. Man kan också dra slutsatsen att det inte räcker med enbart någon enskild åtgärd för att komma till rätta med luktproblemet.

Variationer av emissioner med årstiden var svårt att studera eftersom temperaturerna inte varierade kraftigt vid de olika provtagningstillfällena. Dessa var ändå rätt representativa för väderförhållandena i Sverige. Till väderförhållanden som hade betydelse för resultaten i några mätplatser hör:

- Regn/annan nederbörd som påverkade lakvattenmängden, mest när det gäller behandlingsytorna. Resultatet kan bli två motstridiga effekter: dels uppstår mer lakvatten som måste tas om hand och behandlas, dels sker det samtidigt en utspädning av de föreningar som finns i lakvattnet.
- Kraftiga regnfall eller torrt och vackert väder påverkar biofiltret med risk för såväl försämrad funktion som sprickbildning och oönskat läckage
- Varmt och torrt väder riskerar att leda till ökat gasläckage av svavelämnena vid deponin

Resultaten tyder på att luktuppkomst kan hållas till en acceptabel nivå om driftstörningar undviks. Biofiltret visar sig vara effektivt för de flesta ämnen som kommer in men är väldigt känsligt mot till exempel variationer i relativ fuktighet i bädden. Dess funktion bör kontrolleras regelbundet för att undvika driftstörningar som kan leda till luktspridning.

Mottagningen och den tidiga hanteringen av organiskt avfall bör så långt som möjligt ske inomhus med stängda dörrar för att undvika luktspridning. Genom kontrollerad ventilation kan då luften renas via biofiltret. Spill bör undvikas.

Anläggningen jobbar aktivt för att eliminera luktuppkomst från deponin genom att ha rutiner för att kontinuerligt kontrollera diken, vilket minskar sannolikheten för vattenansamlingar. Anläggningen har påbörjat täckning av deponin och att utvinna deponigas för uppvärmning. Förutom diken är den höga halten av svavelämnena som finns i åtminstone en del av deponigasen den största risken för spridning av lukt från deponiområdet.

Projektet betonar vilka ämnen som anses vara ansvariga för eventuell luktspridning i de studerade mätplatserna och som bör kontrolleras.

I tank/biofilter-området är det viktigt att till exempel kontrollera halterna av limonen och ammoniak.

I deponin är halterna av olika svavelämnen en parameter som bör studeras vidare. Det vore intressant att ta reda på hur stor andel av deponigasen innehåller höga halter av svavelämnen.

Luktemissioner från lakvatten (både från deponin och från det totala lakvattnet) består av svavelinnehållande föreningar (sulfider, tiofener mm), aldehyder, ketoner, terpenier och fenoler. Även ämnen såsom dioxaner anses vara viktiga ur luktsynpunkt. Man kan räkna med att det totalt är bortemot hundratalet ämnen som i olika grad bidrar till den obehagliga lukten från lakvattnet.

8 Rekommendationer och användning

Resultatet från detta arbete visar att det är möjligt att få en rättvisande bild av emissioner i anslutning till luktkällor med en kombination av sex olika analysmetoder.

Utökad provtagning och analys i anläggningarna är ett intressant hjälpmedel för att kartlägga emissioner och öka anläggningsägarens kunskap om emissioner från både ur ett kemiskt men även ur ett luktperspektiv.

Resultatet ur kemiskt perspektiv betonar resultaten vilka familjer av ämnen som förekommer i de olika luktkällorna. Den informationen kan användas för att öka kunskapen om själva processerna. Exempelvis förekommer limonen i stora halter i många luktkällor, i kanalen som leder till biofiltret såsom från lakvattendammensyta. Limonen och andra terpenener kan vara orsak till driftstörningar eftersom de misstänker hämma mikroorganismers aktivitet. Men de har också en effekt på lukt eftersom de används ibland som luktmaskeringsmedel.

Sedan kan dessa resultat också tolkas ur luktsynpunkt. Exempelvis påpekas svavelföreningar vara viktiga att kontrollera på deponi. Generellt sätt orsakar de lukter som förekommer i olika utsläppssammanhang, nästan alltid av blandningar av väldigt många ämnen.

En av de viktigaste frågorna när det gäller lukt är att utreda vilka ämnen som sedan kan orsaka luktproblem i omgivningen. Ett intressant framtida projekt skulle vara att studera vilken spädningfaktor som krävs för att de identifierade luktande ämnen skall betraktas som icke luktande. Härigenom kan analysen ge en bättre bild av hur olika grad av utspädning av ett gasutsläpp kan påverka vilka ämnen som kommer att ha (störst) inverkan på den upplevda lukten.

Resultat från detta arbete visar hur biofiltrets förmåga att hantera ett stort antal luktande ämnen försämrats kraftigt om dess bädd är alldeles för torr. Biofiltret är den centrala luktreduceringsteknik som används i anläggningen och därmed borde dess skötsel prioriteras.

Ett nytt projekt kommer att utföras under hösten 2009 tillsammans med sju andra anläggningar runt om i Sverige. Ett flertal fysiska, kemiska, mikrobiologiska och luktrelaterade parametrar skall mätas i kanalen som leder till biofiltret och på filtrets yta för att bedöma status. Dessa värden skall sedan behandlas för att beskriva biofiltrets funktion. Slutligen skall resultatet sammanfattas med fokus på att bedöma den globala funktionen hos biofilter i dag, förbättringspotentialen och att ge underlag till att skriva riktlinjer för att till exempel utveckla rutiner för hantering av biofilter.

9 Litteraturreferenser

- [1] Riskdag, Biologisk mångfald,
http://www.riksdagen.se/webbnav/index.aspx?nid=410&dok_id=GV02MJ414
- [2] Gasföreningen, 2008, "Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter - goda svenska exempel"
<http://www.gasforeningen.se/upload/files/publikationer/rapporter/okt%20biogasinfo%20sv%202008%20sammansatt%20web.pdf>
- [3] Nagata, Y., "Measurement of Odor Threshold by Triangle Odor Bag Method", Japan Ministry of the Environment, at:
http://www.env.go.jp/en/air/odor/measure/02_3_2.pdf
- [4] Avfall Sverige, Rapport B2007:04, Åtgärder mot lukt, Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av bioavfall, Rönnols E., Jonerholm K.
- [5] European Journal of Scientific Research, 2009, 30, 3, 427-436, "Review on Landfill Gas Emission to the Atmosphere", Abushammala M.F.M., Basri N.E.A., Kadhum A.A.H
- [6] "Handbok för vägtrafikens luftföroreningar", SMHI och IVL Svenska Miljöinstitutet AB med underkonsulter, 2001, <http://www.vv.se/Trafiken/Miljo---dokument--lankar/Vagverkets-ovriga-miljodokument/Handbok-for-vagtrafikens-luftfororeningar/>
- [7] Institution för tillämpad miljövetenskap, Stockholm universitet, 2005, "Luftföroreningar – från utsläpp till effekt", Jansson R., Hansson H.C.
- [8] <http://www.henrys-law.org>
- [9] <http://webbook.nist.gov/chemistry/>
- [10] SRI International, for U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 1982, "Aquatic Fate Process Data for Organic Priority Pollutants", , D.C., EPA-440/4-81-014, PB87-169090., Mabey, W.R., Smith J.H., Podoll R.T., Johnson H.L., Mill T., Chou T.U., Gates J., Partridge I.W., Jaber H., Vandenberg D.
- [11] Agency for toxic substances and Disease Registry, ATSDR, 2008, "Potential For Human Exposure", <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- [12] Agency for toxic substances and Disease Registry, ATSDR, 2006, "Hydrogen sulphide toxicological profile", <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp114.html>,
- [13] US Environmental Protection Agency, 2009, Preferred/Recommended Models, http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm

- [14] SMHI rapport 2008-67, "Luktmodellberäkningar för nuvarande och ansökt verksamhet vid Stena Aluminium i Älmhult"
- [15] Pasquill, F. (1961). "The estimation of the dispersion of windborne material", The Meteorological Magazine, vol 90, No. 1063, pp 33-49.
- [16] Kienbusch, M.R., 1986, measurement of gaseous emissions rate from land surfaces using an emission isolation flux chamber, User's guide. EPA contract No 68-02-3889.
- [17] ASAE, paper number: 054026, 2005, "Factors affecting Emission Measurements with Surface Isolation Flux Chambers", ASAE Annual International Meeting, Rhoades M.B., Parker D.B., Cole N., Persbacher-Buser Z., DeOtte R.E.
- [18] Capareda, S.C., Boriack C.N., Mukhtar S., Mutlu A., Shaw B.W., Lacey R.E., Parnell C.B. Jr. Recovery of Gaseous Emission from Ground Level Area Sources of Ammonia and Hydrogen Sulfide Using Dynamic Isolation Flux Chambers, ASAE, paper number: 044013, 2004 ASAE Annual International Meeting.
- [19] Center for water and waste technologies, 2008, "Flux Hood Sampling for Odour & VOCs", www.odour.unsw.edu.au/flux-hood-sampling.html
- [20] Environment Agency ,2002, "Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas"2, R&D Technical Report P1-438/TR, Parker T., Dottridge J., Kelly S.
- [21] Proceedings of the G.R.C.D.A. 8th International Landfill Gas Symposium, San Antonio, TX, 93-114, 1985, "An assessment of the odour and toxicity of the trace components of landfill gas", Young, P., Heasman, L.
- [22] NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, 1994, NIOSH method 6015, Ammonia, <http://www.cdc.gov/niosh/nmam/pdfs/6015.pdf>
- [23] Agilent Technologies: #5988-9880EN, 2003, "Quantification and Characterization of Sulfur in Low Sulfur Reformulated Gasolines by GC-ICP-MS", Wilbur S.M., Soffey E.
- [24] OSHA, Occupational Safety and Health Administration, 1982, methods 34-36-40-41, <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/organic/org034/org034.html>
- [25] Waste Refinery, Project WR03, 2007, Förberedande metodutveckling för att kartlägga spridning av lukter och luktämnen från biologisk behandling av avfall Arrhenius K.
- [26] "Biotechnology for odor and air pollution control", Springer, 2005, Shareefdeen Z., Singh A., ISBN: 978-3-540-74049-0

- [27] Agency for toxic substances and Disease Registry, ATSDR, 2001, "Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health Professionals", http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/ch2.html#t2_1
- [28] Applied Field Technology, paper 2006, "New Landfill Gas Treatment Technology Dramatically Lowers Energy Production Costs", Tower P., Wetzel J.
- [29] Waste organisation, 2005, "Fact sheet Anaerobic Digestion", <http://www.waste.nl/page/128>
- [30] Biological Wastes, 1990, 33, 161-168, "Inhibitory Effect of Citrus Unshu Peel on Anaerobic Digestion", Mizuki E., Akao T., Saruwatari T.
- [31] Can. J. Civ. Eng., 1989, 16, 317-325, "Leachate: production and characterization", Farquhar G.J.
- [32] World Wastes 37:16,19, 1994, "Leachate Recycle Process", Lee G. F., Jones-Lee A.,
- [33] Science of the Total Environment, 2005, 337, 119-137, "Household Hazardous Waste in Municipal Landfills: contaminants in Leachate", Slack R.J., Gronow J.R., Voulvoulis N.
- [34] Water Science and Technology, 2000, 42, 7-8, 323-333, "Organic compounds in municipal landfill leachates", Paxeus N.
- [35] Enviro Consulting, "Leachate Management Techniques", http://www.leachate.co.uk/html/leachate_management.htmlhttp://www.leachate.co.uk/html/leachate_management.html



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