

Stockholm Vatten

Stockholms framtida avloppsrening

Luktutredningar i samband med utbyggnad av
tunnelsystem och reningsverk

**Stockholm
2015-03-02**



PM

1 (7)

Handläggare
Sten-Åke Barr
Tel +46 10 505 31 93
Mobil +46 70 564 76 21
Fax +46 10 505 30 09
sten-ake.barr@afconsult.com

Datum
2014-09-03

Uppdragsnr

För Stockholm Vatten

Luktutredningar i samband med utbyggnad av tunnelsystem och reningsverk

1 Inledning

På uppdrag av Stockholm Vatten har ÅF utfört föreliggande luktutredningar för Smedslätt respektive Sickla/Henriksdal. Studien omfattar såväl kartläggning av luktutsläppen, spridningsberäkningar samt bedömning av övergripande förslag till åtgärder för att minimera luktstörningar i omgivningen.

Ansvarig för föreliggande rapport är civ. ing. Sten-Åke Barr. Ansvarig för luktmätningar och analys har varit civ. ing. Markus Olofsgård.

2 Bakgrund

Inom ramen för pågående tillståndsärendet rörande ny tunneldragning samt utbyggnad av reningsverken i Sickla och Henriksdal har luktutredningar genomförts. Dessa redovisas i sin helhet i bilagor till denna PM enligt följande.

Bilaga 1. Luktutredning Smedslätten

Bilaga 1.1 ÅF rapport. Luktmätningar inför tunnelprojektet

Bilaga 2. Luktutredning Sickla/Henriksdal

Bilaga 2.1 Luktprovtagning vid Sickla och Henriksdals reningsverk.

Bilaga 2.2 Luktriskanlays vid Sickla och Henriksdals reningsverk

Resultatet från dessa utredningar sammanfattas i det följande.

3 Genomförande

I föreliggande luktutredning har luktemissionen bestämts genom sensoriska luktmätningar efter genomgång av anläggningarna för att identifiera de olika utsläppspunkterna. Vid den sensoriska analysen erhålles ett resultat uttryckt som l.e./m³ vilket beskriver den luktkoncentration där 50 % av populationen kan förnimma lukt.

Med utgångspunkt från de erhållna emissionstalen har sedan omgivningskoncentrationen av lukt kunnat beräknas genom spridningsberäkningar. För att simulera olika typer av åtgärder har flera spridningsberäkningar genomförts - detta för att hitta den optimala kombinationen av åtgärder. Resultatet från de genomföra spridningsberäkningarna presenteras i kartform där det högsta minutmedelvärde för lukt redovisas för olika framtidsscenarier.

ÅF-Industry AB, Kvarnbergsgatan 2, Box 1551 SE-401 51 Göteborg
Telefon +46 10 505 00 00. Fax +46 10 505 30 09. Säte i Stockholm. www.afconsult.com
Org.nr 556224-8012. VAT nr SE556224801201



De åtgärder som värderats är olika typer av reningsmetoder men även metoder att öka initialspädningen – framförallt ökad skorstenshöjd. Samtliga reningsmetoder som är kommersiellt tillgängliga har värderats i dessa utredningar.

Då det saknas svenska omgivningsriktvärden för lukt har de erhållna omgivningsriktvärdena jämförts med de danska och norska omgivningsriktvärdena för lukt. Vid denna jämförelse har hänsyn tagits till de aktuella förutsättningarna på plats.

4 Resultat från luktutredningarna

4.1 Tunneln Bromma-Smedslätt

För att förstå luktemissionen från det planerade tunnelsystemet Bromma – Smedslätt har emissionsmätningar vid flera tunnlar genomförts. Resultatet från luktmätningarna från dessa tunnelsystem har sammanställts i följande tabell. Resultatet presenteras som miljoner luktenheter per timme (Mle/h).¹ Rapporten presenteras i sin helhet i bilaga 1 till denna PM.

Tabell Resultat från luktkartläggning av olika tunnlar

Provpunktens beteckning	Flöde [m ³ /h]	Luktkoncentration [le/m ³]	Luktemission [Mle/h]
Spisen-före kolfilter	1 020	940	0,96
Spisen efter kolfilter	2 800	152	0,43
Rinkebyskogen	25 700	1448	37,2
Rinkebyskogen	40 000	235	9,4
Årstatunneln	3 050	120	0,37
Sköndalsbro	16 950	160	2,7
Bräcke	48 240	60	2,9
Bräcke (2006)	44 000	250	11

Med utgångspunkt från de genomförda emissionsmätningarna från olika tunnelsystem i Stockholm och Göteborg har konstaterats att luktemissionerna kan variera påtagligt mellan olika tunnelsystem och under olika förhållanden. För att få en så konservativ bedömning som möjligt har den högsta uppmätta emissionsnivån använts för värdering av luktbidraget i omgivningen och val av framtida luktbegränsande åtgärder.

Några riktlinjer för lukt finns inte i Sverige. Däremot finns sådana bland annat i Danmark och Norge. I Danmark gäller riktlinjerna 5 -10 le./m³ där det lägre värdet avser bostadsområden.

Vid de omgivningsgränsvärden för lukt som gäller i Danmark kan lukt förnimmas kring verksamheten men på en acceptabelt låg nivå, i stadsmiljön förekommer dessutom andra luktkällor som ofta döljer lukthalter i denna nivå exempelvis trafik och småskalig vedeldning.

¹ 1 le./m³ utgör den koncentration där 50 % av populationen kan förnimma lukt.



Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,2-0,5 l.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att luktupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Man tar också hänsyn till de osäkerheter som oundvikligen förekommer i samband med luktanalysen.

I detta fall där utsläppet sker i ett frekvent använt fritidsområde som även ligger inom ett större område klassat som riksintresse för friluftsliv och att man nu har möjlighet att reducera den framtida luktpåverkan bör man ha högre ambitioner än vad de danska omgivningsriktvärdena medger.

Av denna anledning har denna utredning fokuserat på resultat från spridningsberäkningar som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,2-0,5 l.e./m³.

För att värdera luktbidraget i omgivningen har flera spridningsberäkningar utförts. Dessa redovisas i nedanstående tabell.

I tabellen hänvisas till tre receptorpunkter som avser följande positioner:

- Receptorpunkt 1 60 m öster om utsläppspunkten
- Receptorpunkt 2. Intill fastigheten 70 m söder om utsläppspunkten
- Receptorpunkt 3. Vid grillplats intill Mälaren ca 140 m syd utsläppspunkten

De redovisade haltnivåerna avser en position 1,5 m över mark.

Sammanställning av resultat från spridningsberäkningarna

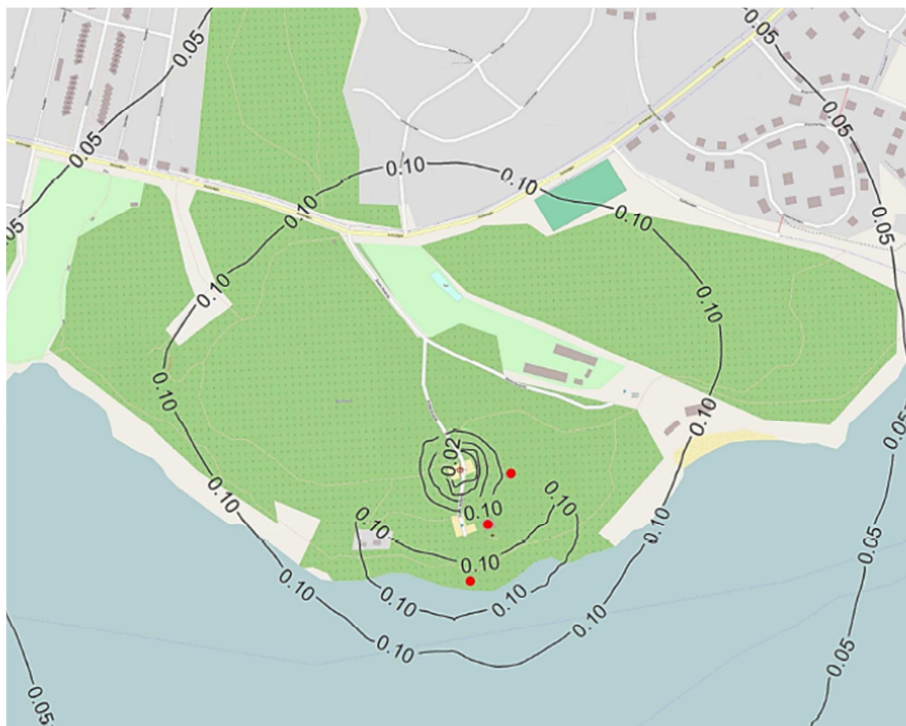
Scenario	Emission (Ml.e./h)	Skorstens- höjd(m)	Högsta omgivningshalt (l.e./m ³)		
			Receptorpunkt		
			1	2	3
1	37	20	1,6	1,3	1,3
2	37	30	0,8	0,8	0,5
3	37	40	0,4	0,5	0,4
4	37	50	0,2	0,3	0,3
5	37	70	0,06	0,1	0,2
6	3,6	20	0,3	0,2	0,16
7	3,6	30	0,17	0,13	0,07
8	36	20	2,7	1,9	1,9
9	36	30	1,6	1,3	0,7
10	36	40	1,0	0,9	0,5
11	36	50	0,5	0,7	0,4
12	36	70	0,1	0,2	0,3
13	7,5	30	0,12	0,13	0,09

Vad gäller skorstensalternativen har det framkommit att det finns en begränsning vad gäller möjliga skorstenshöjder på grund av närheten till Bromma flygfält om 54,9 m, vilket utesluter alternativ med högre skorsten.

Enligt ovanstående resultatsammanställning framgår att om man inte kan använda en skorsten högre än 55 m behöver emissionen begränsas. Begränsningen sker förslagsvis med en fungerande luktreningssysteminstallation. En väl fungerande luktreduceringsutrustning bör inte lämna högre resthalter än 500 l.e./m³. Detta medför ett utsläpp om ca 7,5 Ml.e./h varvid en skorsten om 30 m ger erforderligt resultat i omgivningarna.

Detta kan betyda att man behöver installera en reningsutrustning för att reducera utsläppet av lukt ned till nivån 500 l.e./m^3 . Enligt ÅF:s erfarenhet finns ett antal alternativa lösningar för detta på marknaden.

För att undvika luktincidenter rekommenderar ÅF att man vid Smedslätten och det aktuella fritidsområdet bör säkerställa en låg luktemission, ca $7,5 \text{ Ml.e/h}$, vid det aktuella luft-flödet om $15\,000 \text{ m}^3/\text{h}$, kombinerat med en skorsten om ca 30 m. Om man behöver rena utsläppen föreslås aktiverat kolfilter alternativt en kombination med fotooxidation och aktiverat kolfilter. Resultatet från detta framtidsscenario kan även redovisats enligt följande kartbild.



Figur Resultatet från det rekommenderade framtidsscenarioet för Smedslätt.

Som framgår kommer inte lukt att kunna förnimmas från tunneln i Smedslätt givet de förutsättningar som används i denna utredning.

4.2 Resultat från Sickla/Henriksdal

Resultatet från de genomförda luktemissionsmätningarna har sammanställts i nedanstående tabeller tillsammans med förväntade emissionsnivåer vid fullt utbyggda anläggning. Resultatet presenteras som miljoner luktenheter per timme (Ml.e./h).² I bilaga 2 till denna PM redovisas luktutredningen i sin helhet.

För Sickla har då följande beräkning genomförts.

Tabell Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Sickla (Ml.e./h)

² 1 l.e./m^3 utgör den koncentration där 50 % av populationen kan förnimma lukt.



PM

2014-09-01

5 (7)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	300 000	656 000
Processteg/källa		
Grovrening	8,7	19
Försedimentering	-	40
Slamförtjockare	2,9	-
Slamsilo	7,4	-
Årstatunneln	0,3	0,3
Brommatunneln	-	0,4
Farstatunneln	0,3	0,3
Totalt	19,6	60

1) Baseras på mätningar från Henriksdal

Som framgår av ovanstående beräkning är den totala luktemissionen ca $19,6 \cdot 10^6$ l.e./h eller 19,6 Ml.e./h vid dagens förhållanden. Vid ombyggnad och utökning av verksamheten i Sickla kommer luktbidraget att öka dels på grund av den högre belastningen men också på grund av att försedimentering kommer att byggas ut i Sicklaanläggningen. Däremot kommer bidraget från slamhanteringen att upphöra då denna verksamhet flyttas till Henriksdal.

För Henriksdal har följande beräkning utförts:

Tabell. Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Henriksdal (Ml.e./h)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	450 000	965 000
Processteg/källa		
Grovrening	10,2	21,9
Försedimentering	128 - 223	60
Slamförtjockare	-	6,2 ¹⁾
Slamtankar	1,5	-
Gasuppgradering	18,4	1,8
Organisk mottagning	8,7	17,4
Totalt	167 - 262	107

1) Baseras på mätningar från Sickla

I den framtida situationen bedöms att mottagningen av organiskt avfall fördubblats mot idag samt att avluftningen från gasuppgraderingen förses med en oxidativ reningsutrustning med hög avskiljningsförmåga.

Däremot bedöms bidraget från försedimenteringen att reduceras till nivån ca 60 Ml.e./h från dagens nivåer 130 – 225 Ml.e./h efter den planerade ombyggnaden av anläggningarna. Sammantaget betyder det att luktbidraget från Henriksdal kommer att reduceras.



Med utgångspunkt från de beräknade emissionsnivåerna har högsta (99 percentil av minutmedelvärden) omgivningshalter beräknats. Resultatet redovisas i följande tabell.

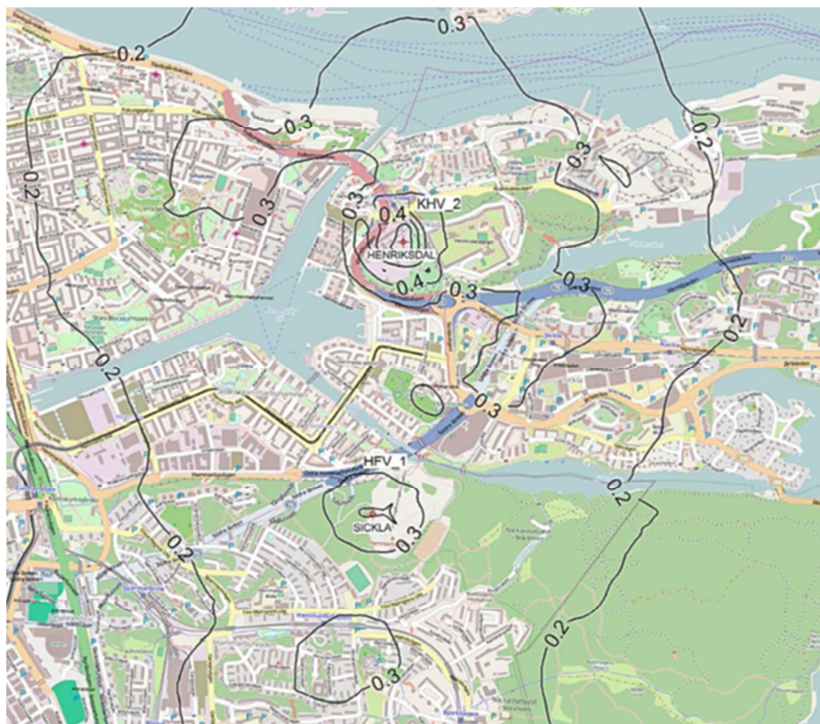
Sammanställning av beräkningsresultat från spridningsberäkningar

Scenario	Avser	Receptorpunkt (l.e./m ³)	
		Sickla (Hammarby fabriksväg)	Henriksdal (Kvarnholmsvägen)
1	Nuvarande förhållanden	0,32	0,68
2	Framtida förhållande utan rening	0,26	0,49
3	Framtida förhållanden samt rening frånluft grovrens, resthalt 300 l.e./m ³	0,18	0,29
4	Scenario 1 på receptorhöjden 20 m	0,37	0,68
5	Scenario 2 på receptorhöjden 20 m	0,30	0,51
6	Scenario 3 på receptorhöjden 20 m	0,20	0,33

Resultatet från spridningsberäkningarna ger vid handen att omgivningshalterna av lukt, vid dagens förhållanden, är väl under 1 l.e./m³ vid såväl gatunivå som på 20 m höjd, vilket motsvarar höjden av ett åttavåningshus.³

Efter ombyggnad av anläggningarna kommer omgivningshalterna av lukt att reduceras ytterligare i och med den att den totala emissionen från anläggningarna reduceras. Då hamnar man på så låga nivåer (0,2 -0,5 l.e./m³) där lukt normalt inte kan förnimmas. Detta kan även illustreras med en kartbild enligt följande.

³ 1 l.e./m³ har valts i detta fall där sker utsläppet från två, sedan länge, etablerade anläggningar. Av denna anledning föreslås att man har högre ambitionsnivå än vad de danska riktlinjerna medger (5 -10 l.e./m³). ÅF föreslår därför att man har en målsättning som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,5-1 l.e./m³.



Figur Förväntad luktconcentration kring Sickla och Henriksdal efter fullt utbyggd verksamhet.

Efter installation av viss utrustning för luktavskiljning reduceras omgivningshalterna av lukt ytterligare. Effekterna av denna utrustning kommer dock inte vara märkbar i omgivningarna.

Vidare är bedömningen från den utförda luktriskanalysen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.

Med hänvisning till ovanstående resultat ifrågasätter därför ÅF behovet av installation av luktrengningsutrustning eftersom de planerade ombyggnaderna i sig kommer att reducera luktemissionerna på ett påtagligt sätt och medföra acceptabla omgivningshalter.



BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

Handläggare
Sten-Åke Barr

Datum
2014-06-25

Uppdragsnr
Klicka här för att
ange text.

Tel +46 10 505 31 93
Mobil +46 70 564 76 21
Fax +46 10 505 30 09
sten-ake.barr@afconsult.com

[Click here to enter Report No.](#)

För Stockholm Vatten/SWECO

Luktutredning Smedslätten



ÅF-Industry AB
Energy

Granskad

den -> die Bank

Markus Lee

Sten-Åke Barr

Markus Olofsgård

ÅF-Industry AB, , Box 1551 SE-401 51 Göteborg
Telefon +46 10 505 00 00. Fax +46 10 505 30 09. Säte i Stockholm. www.afconsult.com
Org.nr 556224-8012. VAT nr SE556224801201

Slutrapport Tunneln revidert



Innehållsförteckning

1	INLEDNING	5
2	BAKGRUND	5
3	LUKT	6
3.1	Allmänt	6
3.2	Lukt och luktbesvär	7
3.3	Omgivningsriktvärden	7
3.4	Relevant målsättning kring Smedslätten	8
4	GENOMFÖRDA EMISSIONSMÄTNINGAR	9
4.1	Strategi	9
4.2	Studerade tunnelsystem	9
4.3	Resultat luktmätning	9
5	METODER ATT REDUCERA LUKTBELASTNINGEN	10
5.1	Allmänt	10
5.2	Kommersiellt tillgängliga avskiljningsprinciper	11
5.3	Värdering av tänkbara tekniker i det här aktuella fallet	17
6	GENOMFÖRDA SPRIDNINGSBERÄKNINGAR	18
6.1	Spridningsmodell	18
6.2	Meteorologi	18
6.3	Använda vinddata	19
6.4	Genomförda spridningsberäkningar	19
6.5	Beräkningsresultat	20
6.6	Sammanfattning av resultat	29
7	DISKUSSION	31

Bilagor

Bilaga 1.1 Mätrapport

Sammanfattning

På uppdrag av Stockholm Vatten/Sweco har ÅF genomfört föreliggande luktutredning rörande framtida situationen vid Smedslätten efter man byggt ut tunnelsystemet från Bromma ARV till Sickla/Henriksdal.

För att förstå luktemissionen från tunnelsystem har flera system studerats. Resultatet från lukt-mätningarna från dessa tunnelsystem har sammanställts i följande tabell.

Tabell Resultat från luktkartläggning av olika tunnlar

Provpunktens beteckning	Flöde [m ³ /h]	Luktkoncentration [le/m ³]	Luktemission [Mle/h]
Spisen-före kolfilter	1 020	940	0,96
Spisen efter kolfilter	2 800	152	0,43
Rinkebyskogen	25 700	1448	37,2
Rinkebyskogen	40 000	235	9,4
Årstatunneln	3 050	120	0,37
Sköndalsbro	16 950	160	2,7
Bräcke	48 240	60	2,9
Bräcke (2006)	44 000	250	11

Med utgångspunkt från de genomförda emissionsmätningarna från olika tunnelsystem i Stockholm och Göteborg har konstaterats att luktemissionerna kan variera påtagligt mellan olika tunnelsystem och under olika förhållanden. För att få en så konservativ bedömning som möjligt har den högsta uppmätta emissionsnivån använts för värdering av luktbidraget i omgivningen och val av framtida luktbegränsande åtgärder.

Några riktlinjer för lukt finns inte i Sverige. Däremot finns sådana bland annat i Danmark och Norge. I Danmark gäller riktlinjerna 5 -10 le./m³ där det lägre värdet avser bostadsområden.

Vid de omgivningsgränsvärden för lukt som gäller i Danmark kan lukt förnimmas kring verksamheten men på en acceptabelt låg nivå, i stadsmiljön förekommer dessutom andra luktkällor som ofta döljer lukthalter i denna nivå exempelvis trafik och småskalig vedeldning.

Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultaten visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,2-0,5 le./m³ vid en minuts samplingtid. Detta har sannolikt att göra med att luktupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Man tar också hänsyn till de osäkerheter som oundvikligen förekommer i samband med luktanalysen.

I detta fall där utsläppet sker i ett frekvent använt fritidsområde som även ligger inom ett större område klassat som riksintresse för friluftsliv och att man nu har möjlighet att reducera den framtida luktpåverkan bör man ha högre ambitioner än vad de danska omgivningsriktvärdena medger.

Av denna anledning har denna utredning fokuserat på resultat från spridningsberäkningar som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,2-0,5 le./m³.

BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25⁴

För att värdera luktbidraget i omgivningen har flera spridningsberäkningar utförts. Dessa redovisas i nedanstående tabell.

I tabellen hänvisas till tre receptorpunkter som avser följande positioner:

- Receptorpunkt 1 60 m öster om utsläppspunkten
- Receptorpunkt 2. Intill fastigheten 70 m söder om utsläppspunkten
- Receptorpunkt 3. Vid grillplats intill Mälaren ca 140 m syd utsläppspunkten

De redovisade haltnivåerna avser en position 1,5 m över mark.

Sammanställning av resultat från spridningsberäkningarna

Scenario	Emission (Ml.e./h)	Skorstens-höjd(m)	Högsta omgivningshalt (l.e./m ³)		
			Receptorpunkt		
			1	2	3
1	37	20	1,6	1,3	1,3
2	37	30	0,8	0,8	0,5
3	37	40	0,4	0,5	0,4
4	37	50	0,2	0,3	0,3
5	37	70	0,06	0,1	0,2
6	3,6	20	0,3	0,2	0,16
7	3,6	30	0,17	0,13	0,07
8	36	20	2,7	1,9	1,9
9	36	30	1,6	1,3	0,7
10	36	40	1,0	0,9	0,5
11	36	50	0,5	0,7	0,4
12	36	70	0,1	0,2	0,3
13	7,5	30	0,12	0,13	0,09

Vad gäller skorstensalternativen har det framkommit att det finns en begränsning vad gäller möjliga skorstenhöjder på grund av närheten till Bromma flygfält om 54,9 m, vilket utesluter alternativ med högre skorsten.

Enligt ovanstående resultatsammanställning framgår att om man inte kan använda en skorsten högre än 55 m behöver emissionen begränsas. Begränsningen sker förslagsvis med en fungerande luktreningsinstallation. En väl fungerande luktreduceringsutrustning bör inte lämna högre resthalter än 500 l.e./m³. Detta medför ett utsläpp om ca 7,5 Ml.e./h varvid en skorsten om 30 m ger erforderligt resultat i omgivningarna.

Detta kan betyda att man behöver installera en reningsutrustning för att reducera utsläppet av lukt ned till nivå 500 l.e./m³. Enligt ÅF:s erfarenhet finns ett antal alternativa lösningar för detta på marknaden.

För att undvika luktincidenter rekommenderar ÅF att man vid Smedslätten och det aktuella fritidsområdet bör säkerställa en låg luktemission, ca 7,5 Ml.e./h, vid det aktuella luft-flödet om 15 000 m³/h, kombinerat med en skorsten om ca 30 m. Om man behöver rena utsläppen föreslås aktiverat kolfilter alternativt en kombination med fotooxidation och aktiverat kolfilter.

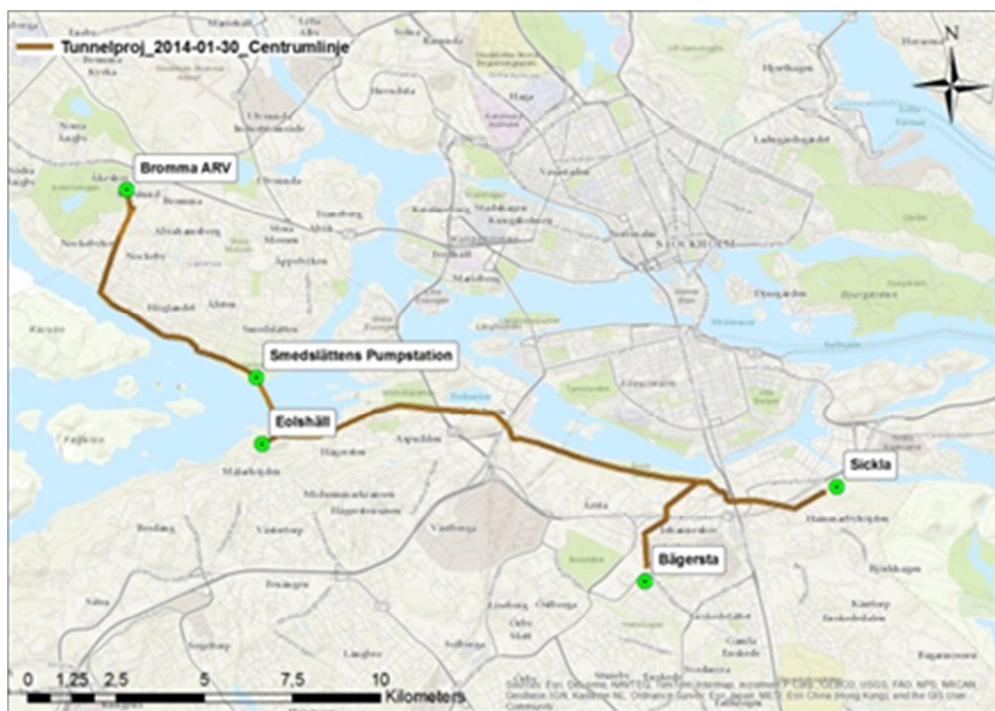
1 Inledning

På uppdrag av Stockholm Vatten genom Sweco har ÅF utfört föreliggande luktutredning. Studien omfattar såväl kartläggning av luktutsläppen, spridningsberäkningar samt övergripande förslag till åtgärder för att minimera luktstörningar i omgivningen.

Ansvarig för föreliggande rapport är civ. ing. Sten-Åke Barr. Ansvarig för luktmätningar och analys har varit civ. ing. Markus Olofsgård.

2 Bakgrund

Beslut har tagits om en avveckling av Bromma ARV och en omledning av flödet från verkets upptagningsområde till Sickla/Henriksdals ARV. Avloppsvattnet kommer att avledas i en tunnel från Bromma enligt följande bild.



Figur 2-1. Planerad ledning från Bromma avloppsreningsverk till Sickla/Henriksdal

Vid Smedslätten byggs en underjordisk pumpstation, från vilken avloppsvattnet pumpas genom ledningar installerade i tunneln under Mälaren. Vid Smedslätten kommer också en avluftning av tunneln att utföras. Luftningen av tunneln är dimensionerad med ett svagt undertryck för att undvika läckage av luktande ämnen längs tunnelsträckningen.

I syfte att klargöra vilka konsekvenser avluftningen av tunnelsystemet vid Smedslätten får och hur man bör utforma detta system för att undvika framtida luktstörningar har föreliggande utredning genomförts.

3 Lukt

3.1 Allmänt

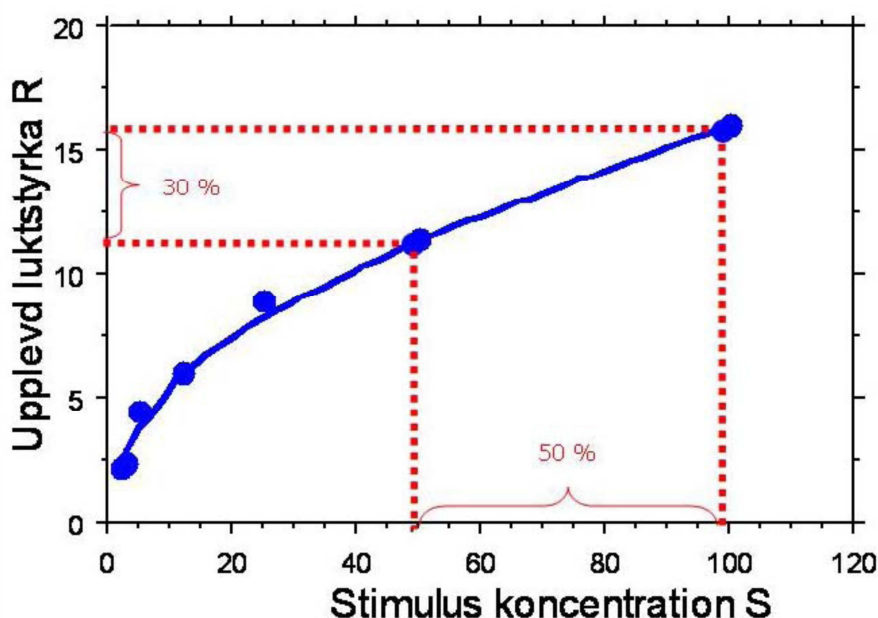
Luktande föroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika kemiska föreningar. Dessa kännetecknas av att de kan förnimmas med luktsinnet, ofta i halter som är mycket lägre än där medicinska effekter kan riskeras.

Mekanismerna bakom luktupplevelser är inte klarlagda fullt ut. Därför kan man inte konstruera ett tillförlitligt mätinstrument för lukt. Alla luktmätningar måste därför göras sensoriskt och relateras till subjektiva luktupplevelser. Det finns dock en svensk, och tillika europeisk, standard för hur en sådan mätning skall gå till (SS-EN 13725).

En lukts förnimbarhet uttrycks vanligen med ett tröskelvärde (mg/m^3) som motsvarar en luktenhet per kubikmeter ($1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$). Tröskelbestämningar ger värdefulla upplysningar, t.ex. vid kontroll av källstyrkan hos luktavgivande processer och beräkning av luktutsläppens geografiska spridning. Luktröskelvärdet $1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$ definieras som den halt där 50 % av befolkningen kan förnimma lukt.

När väl en lukt kan förnimmas växer den upplevda luktstyrkan med ökande koncentration av ämnet, men i allt lägre takt ju högre koncentrationen blir, se Figur 3-1

En minskning av halten luktande ämnen har därför sin största effekt vid låga halter medan samma minskning vid höga halter kan ge en bara obetydlig effekt på den upplevda luktstyrkan. Detta betyder också att om man vill reducera luktupplevelsen med 30 % måste emissionen reduceras mer, enligt följande figur 50 %.



Figur 3-1 Upplevd luktstyrka som funktion av koncentrationen.



BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25

En av de viktigaste faktorerna som påverkar luktkänsligheten är tillvänjnings- och uttröttningsfaktorerna.

3.2 Lukt och luktbesvär

Faktorer som påverkar störning hos kringboende är vanligtvis:

- Hur ofta det luktar, dvs. luktfrekvensen
- Luktstyrka
- Karaktären på lukten
- Ortsvanlighet
- Historik

Hur ofta det luktar är kanske den faktor som är viktigast när det gäller klagomål. Enligt tidigare observationer så sker klagomål på lukt då luktfrekvensen överskrider en eller ett par procent av tiden. Detta påverkas dock av faktorer som karaktären på lukten.

Även luktstyrkan har stor betydelse på klagomålförekomsten. Med luktstyrkan menas koncentrationen av lukt och hur många gånger över luktröskeln som lukten förekommer. Då luktopplevelsen är en momentan reaktion väljer man ofta att bedöma minutmedelvärden av luktförhållanden kring en anläggning och ansätter då acceptabla nivåer till mellan 2 och 10 l.e/m³ som maximala tolererbara nivåer.

Om en lukt upplevs som farlig eller obehaglig sker klagomål tidigare än om man har en positiv association till lukten. Detta innebär bland annat att klagomål på lukt sällan förekommer kring bagerier som ju de flesta har en positiv association till. Däremot sker klagomål ofta om det luktar avfall eller någon kemisk substans. Exempelvis sker klagomål enligt ÅF:s erfarenhet vid lägre luktkoncentration om reducerade svavelföreningar, t.ex. svavelväte, förekommer.

Vidare kan nämnas att ortsvanligheten påverkar klagomålsfrekvensen. Det kan exemplifieras genom de industriorter med sulfatcellulosabruk vilka luktar starkt men där det inte förekommer klagomål beroende på att alla vet vad som luktar och att många kanske har sin utkomst från verksamheten. Dessutom så blir luktsinnet utmattat av att ständigt känna denna lukt så upplevelsen försvinner. Den kommer tillbaka först när man lämnat orten för ett tag och återvänder.

Även lukthistoriken påverkar ofta klagomålsfrekvensen. Det betyder att har det under någon period förekommit stora lukstörningar lever detta kvar hos kringboende under lång tid. Det gör att man reagerar tidigare vid nästa incident och således måste lukten reduceras mer än vad som annars hade krävts. På samma sätt reagerar ofta kringboende om det sker en förändring i karaktären på lukten.

För att uppskatta luktbeläggningen i ett område och hur stor utbredning det luktande området har kan spridningsmeteorologiska beräkningar göras med utgångspunkt från kännedom om luktutsläppets källstyrka.

3.3 Omgivningsriktvärden

De framräknade och redovisade värdena i denna studie utgör de maximala, det vill säga de beskriver var de högsta halterna förekommer som 99-percentil. Detta innebär att under 99 % av alla minutmedelvärden underskrider de framräknade värdena. Orsaken till att man i luktsamman-

hang arbetar med så korta tidsupplösningar är för att korrigera mot näsans nära momentana reaktion.

Man kan i sammanhanget fråga sig vilka luktnivåer i omgivningen man då skall välja att jämföra mot i dessa beräkningar. I Sverige finns dock inga generella regler för lukt från olika verksamheter. I Sverige använde man fortfarande uttalande från Naturvårdsverket från början på 1980-talet som säger att *"klagomål på lukt förekommer om luktröskeln överskrider en eller ett par procent av tiden"*. Därför har man i Sverige under många år diskuterat luktfrekvenser. Det man kan notera är att de förhållanden som rådde i början av 1980-talet har ändrats. Idag förekommer klagomål vid lägre luktfrekvenser än vad man då ansåg vara acceptabel nivå.

I Danmark däremot används generella riktvärden vad gäller acceptabel maximal luktkoncentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen (*Miljøstyrelsen, 1985, Begrensning af lugtgener fra virksomheter*) skall skorsten och/eller reningsåtgärder utformas så att maximala koncentrationer av luktande ämnen (som minutmedelvärden) inte överskrider en nivå om 5-10 gånger luktröskeln, dvs. 5-10 i.e./m³.

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

Tabell 3-1 Omgivningsgränsvärden för lukt

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

För att kunna jämföra de i denna rapport framräknade omgivningshalterna med de danska riktvärdena har samma medelvärdestid och samma percentil använts i dessa beräkningar. Det kan även nämnas att de norska riktvärdena är jämförbara med de danska om man räknar om dessa till samma medelvärdestid.

3.4 Relevant målsättning kring Smedslätten

Vid de omgivningsgränsvärden för lukt som gäller i Danmark kan lukt i förnimmas kring verksamheten men på en acceptabel låg nivå. I stadsmiljön förekommer dessutom andra luktkällor som ofta döljer lukthalter i denna nivå exempelvis trafik och småskalig vedeldning.

Praktiska erfarenheter från luktmätningar, utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultat visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,2-0,5 i.e./m³ vid en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att luktupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Man tar också hänsyn till de osäkerheter som oundvikligen förekommer i samband med luktanalysen.

I detta fall där utsläppet sker i ett frekvent använt fritidsområde som även ligger inom ett större område klassat som riksintresse för det rörligt friluftsliv och att man nu har möjlighet att reducera den framtida luktpåverkan bör man ha högre ambitioner än vad de danska omgivningsriktvärdena medger.

Av denna anledning har denna utredning fokuserat på resultat från spridningsberäkningar som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,2-0,5 l.e/m³.

4 Genomförda emissionsmätningar

4.1 Strategi

För att kunna värdera effekten av luktutsläppen från tunneln i Smedslätten behövs underlag i form av luktmätningar. Dessa behöver genomföras i avventilerade tunnelsystem för att man skall kunna få en uppfattning om den totala luktagången från tunnelsystemet. Den aktuella tunneln eller anslutna tunnlar till Bromma reningsverk saknar mekanisk ventilering varför det är omöjligt att genomföra en luktmätning för att värdera avgången från denna utrustning. Istället har andra tunnelsystem studerats för att få en god uppfattning om vilka emissionsnivåer man kan förvänta sig.

4.2 Studerade tunnelsystem

De tunnelsystem som studerats inom ramen för denna luktutredning är följande:

- Spisen – avluftning av tunnel ansluten till Käppalaverket
- Rinkebyskogen – avluftning av tunnel ansluten till Käppalaverket
- Årstatunneln – avluftning av tunnel vid Sickla reningsverk
- Sköndalsbro – avluftning pumpstation ansluten till Sickla reningsverk
- Bräcke – avluftning av tunnel ansluten till Gryaabbs reningsverk i Göteborg

Syftet med att välja flera olika tunnelsystem är för att få en bild av hur luktutsläppet kan variera mellan olika anläggningar.

4.3 Resultat luktmätning

Resultat från luktmätningarna redovisas i sin helhet i Bilaga 1 till denna rapport. I nedanstående tabell har resultatet sammanställts:

Tabell 4-1 Resultat från luktanalyserna

Provpunktens beteckning	Flöde [m ³ /h]	Luktkoncentration [l.e/m ³]	Luktemission [Ml.e/h]
Spisen-före kolfilter	1 020	940	0,96
Spisen efter kolfilter	2 800	152	0,43
Rinkebyskogen	25 700	1448	37,2
Årstatunneln	3 050	120	0,37

Sköndalsbro	16 950	160	2,7
Bräcke	48 240	60	2,9
Bräcke (2006)	44 000	250	11

Som framgår av ovanstående tabell varierar luktemissionerna påtagligt mellan olika tunnelsystem. Lägst lukt genereras från det tunnelsystem som är anslutet till Käppalaverket vid Spisen. Härefter noters högre nivåer i Sköndalsbro och Bräcke. Högst emissioner före rening har konstaterats vid tunnelsystemet anslutet till Käppalaverket vid Rinkebyskogen. En mätning i Rinkebyskogen har uteslutits från sammanställningen då mätförhållandena var för dåliga för att ge ett tillförlitligt mätresultat.

I Bräcke konstaterades också att den nu genomförda mätningen gav väsentligt lägre bidrag än vid tidigare mätning (2006). Man konstaterade då att luktutsläppet varierade beroende på hur mycket vatten som strömmade genom systemet. Vid lågvattnet avgick högre luktmängder än vid högvatten.

För bedömning av luktsituationen i Smedslätten har de i denna studie högsta emissionsnivåerna används (ca $37 \cdot 10^6$ l.e./h) för att få en konservativ bedömning av framtida effekter.

5 Metoder att reducera luktblastningen

5.1 Allmänt

I syfte att minska bidraget av lukt från tunneln till omgivningarna kan man arbeta efter två olika principer:

- Förbättra reningen av den kontaminerade luften
- Förbättra spridningen av frånluftsströmmen

I följande avsnitt redovisas generellt vilka tekniker som används kommersiellt för att minska utsläppen av luktande ämnen och en bedömning av hur dessa metoder skulle fungera i denna applikation.

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

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

Inledningsvis presenteras metoderna generellt varefter en diskussion förs om lämpligheten att använda dessa metoder i de här aktuella anläggningarna.



5.2 Kommersiellt tillgängliga avskiljningsprinciper

5.2.1 Absorption (skrubber)

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

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

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

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

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

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

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

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

Biologisk skrubbing innebär istället att destruktion av ämnena ifråga sker genom mikrobiologisk aktivitet. Fördelen med biologisk skrubbing är, i jämförelse med den kemiska skrubbern, att det erhållna skrubbevattnet i regel enkelt kan avbördas till kommunalt reningsverk utan några särskilda åtgärder. För att säkerställa att inga miljömässigt besvärliga ämnen bildas rekommenderas pilotförsök innan installation. Ett skrubbersystem för biologisk behandling av en luftström innebär i regel högre investeringskostnader, men vanligtvis lägre driftskostnader.

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

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

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

5.2.2 Adsorption på aktiverat kol

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

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

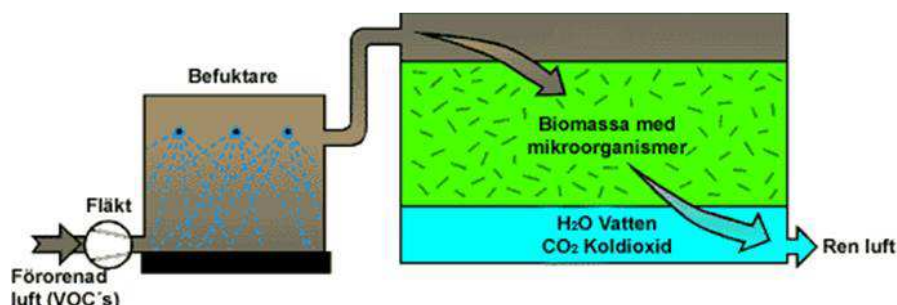
I samband med luktreduktionsinstallationer används sällan desorptionsprocesser. Istället används jungfruligt aktivt kol som byts ut när adsorptionseffekten avtar. Konventionella aktiverade kolfiltter har en förhållandevis låg adsorptionsförmåga för de här aktuella ämnena som svavelväte och merkaptaner.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

Aktiverat kol används framgångsrikt för destruktion av luktande gas från anläggningar för biologisk behandling. Kolet måste dock bytas ut när det börjar bli mättat annars förloras funktion helt. Vidare är det viktigt att notera att höga fukthalter i den behandlade luften helt kan förstöra funktionen för luktavskiljning. Vid höga relativa fukthalter kan funktionen förbättras genom förvärmning av luften för att på så sätt sänka den relativa fuktigheten.

5.2.3 Biofilter

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

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



Figur 4-1 Principskiss över biofilter

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

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

De flesta installerade biofilter är öppna och fyllda med bark och emitterar luften direkt ovan bädden. Detta innebär att det lätt kan uppstå snedfördelning av luftflödet genom anläggningen och zoner med sämre funktion kan uppkomma. I följande bild visas till vänster hur det kan se ut en kall vinterdag då ovenskiktet fryst, vilket helt hindrar luften från att tränga igenom filtret. Till höger ses ett väl fungerande biofilter där luften passerar fritt trots 10 cm snö i omgivningen.



Figur 4-2 Olika biofilter fungerar olika bra vintertid

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



Figur 4-3 Möjligheter med inbyggda biofilter

En biobädd uppnår reningsgrader på 50-95 % beroende på vilket ämne som behandlas (låg reningsgrad vid icke vattenlösliga och hög vid vattenlösliga ämnen), och är bäst lämpad där föroreningarna förekommer i så låga koncentrationer att annan teknik ställer sig mycket kostsam.

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

5.2.4 Jonisering

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

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

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

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

ÅF har testat jonisering vid ett flertal tillfällen. Det som kan konstateras vid dessa studier är att man ibland får en reduktion av lukten. Flera installationer som ÅF testat visar dock på dålig funktion. Där man uppnår luktavskiljning är ofta reduktionsgraden förhållandevis låg och varierande. För att uppnå någon som helst effekt krävs förhållandevis lång uppehållstid (minuter).



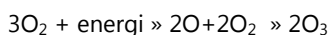
BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25

Detta betyder att man får bäst användning av denna utrustning i slutna utrymmen (t.ex. pumpstationer) eller vid tillförsel till inkommande luft

5.2.5 Ozonisering

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



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

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

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

5.2.6 Oxidation (förbränning)

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

Vid termisk förbränning sker oftast oxidationen inom intervallet 750-1 000 °C.

För att nedbringa driftskostnaderna för sådana anläggningar söker man återvinna så mycket av det tillförda värmetsom är tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart.

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

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

Reningseffektiviteten för en förbränningsväxlare av ovan nämnda typ garanteras av leverantören till minst 95 %. Denna verkningsgrad är något lägre än vad som vanligen garanteras för konventionella förbränningsanläggningar. Orsaken till denna lägre reningsgrad har varit den dödvolym



BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25 16

(residualluft) som endast delvis eller inte alls upphettas i samband med växlingen av flödesriktningen. Detta problem kan idag delvis hanteras genom att residualluften förs in i en buffertbehållare för att under påföljande cykel successivt spädas in på tilluftsidan.

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

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

Katalytiska oxidationsanläggningar är vidare känsliga för framför allt lokala överhettningar, stoft och katalysatorgifter. Som katalysatorgifter räknas ämnen som bland annat fosfor, silikon, klor, svavel och tungmetaller. Förekomst av sådana ämnen kan radikalt reducera den faktiska livslängden.

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

5.2.7 UV-fotooxidation

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

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

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

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



BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25 17

5.3 Värdering av tänkbara tekniker i det här aktuella fallet

I den aktuella applikationen som avser avluftning av avloppsvatten till ett kommunalt avloppsreningsverk utgör luktämnena i stor utsträckning av svavelväte men även andra reducerade svavelföreningar förekommer. Vanligt förekommande reningsutrustningar vid avloppstunnlar är exempelvis aktiverade kolfilter samt biofilter.

Avluftningen av skorstenen kommer att ske med ett luftflöde om ca 4,2 m³/sek vilket motsvarar ca 15 000 m³/h. Dimensionerande för luftflödet har varit att uppnå ett tillräckligt undertryck i systemet så att man undviker läckage av lukt från ledningssystemet.

Den faktiska luktemissionen från det planerade tunnelsystemet är osäkert och de mätningar som genomförts på liknande system visar på stor variation i resultat. Vid en emission motsvarande vad som erhöles vid Rinkebyskogen (37 Ml.e./h) kan en luktconcentration om ca 5 700 l.e./m³ beräknas vid det planerade avluftsflödet. Är emissionen en tiondel av detta är också koncentrationen en tiondel.

Om man behöver komma ned till så låga resthalter som 500 - 600 l.e./m³ begränsas tänkbar teknik.

I det följande lämnas en sammanställning över teknikvärdering i denna applikation.

Tabell 4-2 Utvärdering av reningstekniker – sammanställning

Metod	Teknisk möjlig	Reningsgrad	Kommentar
1. Absorption	Delvis	Effekt osäker	Rekommenderas inte
2. Adsorption med aktiverat kolfilter	Ja	Hög reningsgrad >95 % med rätt dimensionerad utrustning och fräscht kol	Känslig för vatten, kräver att kolet är fräscht annars reduceras funktionen. Ofta viktigt att avfukta luften före kolfilter för att utöka driftstiden. Eventuellt med impregnerat filter eller tillsammans med fotooxidation. Begränsad adsorptionskapacitet vid låga halter
3. Biofilter	Ja	>90 %	Inbyggda filter har ofta bra funktion. Ger resthalter. Svårt att komma ned i nivåer < 500l.e/m ³ .
4. Ozonisering	Tveksam	Effekt osäker	Är svårt att dimensionera på rätt sätt-ÅF:s erfarenhet av tekniken är dålig. Rekommenderas inte.
5. Jonisering	Nej	Effekt osäker	Rekommenderas inte
6. Katalytisk oxidation	Tveksam	Känslig katalysator	Alltför höga kostnader. Katalysatorn känslig för svavelföreningar, rekommenderas inte
7. Termisk Oxidation	Ja		Alltför höga kostnader, rekommenderas inte
8. Fotooxidation	Ja	Etablerad i denna applikation	Ger låga resthalter i kombination med kolfilter. Kan även förlänga driftstiden för kolfiltret.
9. Förhöjd skorstenshöjd	Ja	Förbättrar situationen i närområdet	Kostnadseffektiv

För att lyckas reducera luktemissioner från anläggningen behöver man komma ned till låga luktresthalter efter behandling i en reningsutrustning. Många av de på marknaden förekommande reningsutrustningarna medger inte reduktion av lukt ned till dessa låga nivåer.

De metoder som ger denna tydliga reduktionsgrad är enligt ÅF begränsat till väl fungerande aktiverade kolfilter, fotooxidation kombinerat med aktiverat kolfilter samt vissa inbyggda biofilter.

6 Genomförda spridningsberäkningar

För att klargöra vilken effekt olika åtgärder har i omgivningen har spridningsberäkningar genomförts. Ansvarig för dessa beräkningar har varit Leif Axenhamn, Sweco.

6.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) godkända modellkoncept Aermom, se internetlänk:

http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm

Inom EU saknas krav på att spridningsmodeller ska vara godkända det anges dock i luftvårdsdirektivet 2008/50/EG rekommendationer att avancerade modeller bör användas för att uppfylla tillräcklig kvalitet på resultaten. I EU finns organisationen Eionet (European Topic Centre on Air and Climate Change) som har tagit fram en förteckning över spridningsmodeller som används inom EU. Där klassas Aermom enligt högsta nivå, nivå 1 när det gäller kvaliteten på modellen vid validering/utveckling och dokumentationen, se internetlänk:

http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/MDS/index_html

Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

1. **AERMET** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bl.a. vertikala profiler i luftrummet.

2. **AERMOD** är en spridningsmodell för utsläpp från bl.a. skorstenar, som är speciellt utvecklad för att beskriva halter i närområdet inklusive byggnaders inverkan kring utsläppskällan.

3. **AERMAP** är en beräkningsmodell för definiering av de topografiska förhållandena.

6.2 Meteorologi

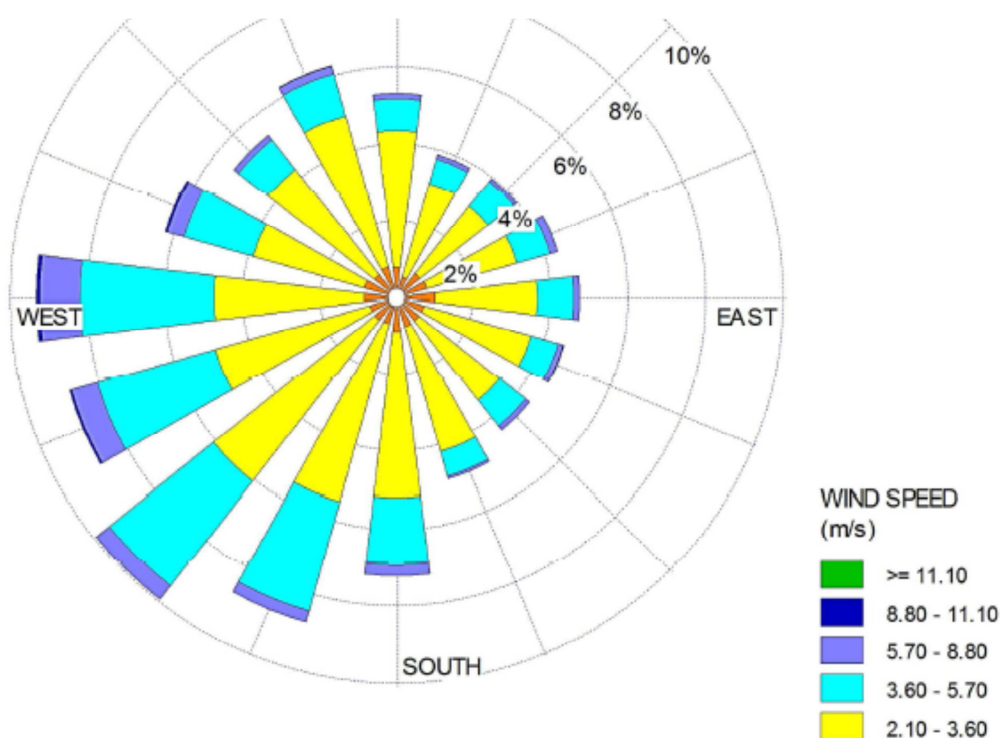
Speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) har tagits fram enligt dataformat från den internationella organisationen för meteorologi, World Meteorological Organization (WMO).

Den meteorologiska informationen bygger på en numerisk modell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Stockholm under fem år, totalt 43 824 timmar. Bland parametrar som ingår kan nämnas lufttryck, tempera-

tur, vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet, molnmängd och nederbörd. Vissa parametrar är även definierade för olika nivåer i vertikalled (vindhastighet, vindriktning, lufttryck, temperatur, relativ fuktighet etc.).

6.3 Använda vinddata

I följande figur redovisas vindrosen över Stockholm som använts vid de nu genomförda spridningsberäkningarna.



Figur 6-1. Vindros Stockholm

Vindrosen beskriver de meteorologiska vindförhållandena 15 m ovan marknivå. Den är baserad på vindstatistik för åren 2008-2012. Som framgår av ovanstående figur är de helt förhärskande vindriktningarna mellan väst och syd.

6.4 Genomförda spridningsberäkningar

Vid den luktutredning som nu utförts har flera olika framtidsscenarier studerats. Dessa presenteras i följande tabell.

Tabell 6-1 Genomförda spridningsberäkningar

Scenario	Emission (Ml.e./h)	Luftflöde (m ³ /h)	Skorstenshöjd(m)
1	37	10 000	20
2	37	10 000	30
3	37	10 000	40
4	37	10 000	50
5	37	10 000	70
6	3,6	1 000	20
7	3,6	1 000	30
8	37	1 000	20
9	37	1 000	30
10	37	1 000	40
11	37	1 000	50
12	37	1 000	70
13	7,5	15 000	30

Scenarierna 1 – 5 illustrerar situationen med ett flöde om 10 000 m³/h och olika skorstenshöjd vid förutsättningen att emissionen motsvarar den högst uppmätta (ca 37 Ml.e./h). Scenerierna 6 och 7 motsvarar den situationen att emissionen är lägre delen av det uppmätta spannet alternativt att en 90 % rening uppnås för utsläpp i den övre delen av spannet. Endast skorstenshöjderna 20 och 30 m har studerats för dessa förhållanden.

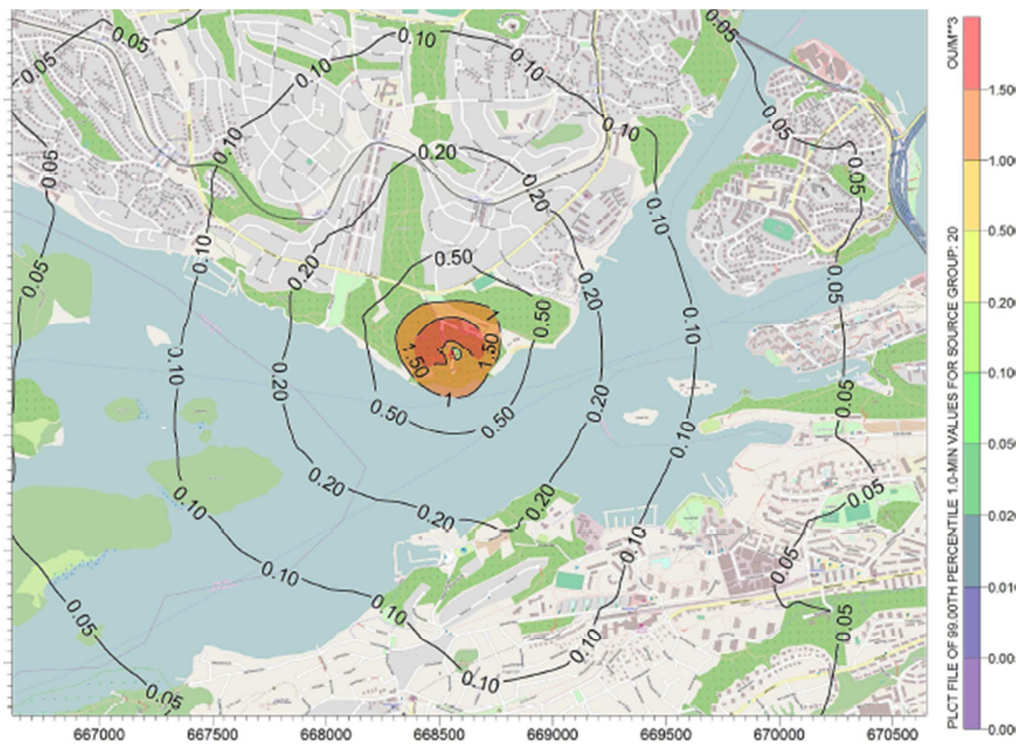
Scenarierna 8 – 12 motsvarar den situationen där ett minimalt luftflöde(1 000 m³/h) ventilerar tunneln med ett högt utsläppstal (37 Ml.e./h). Orsaken till valet av luftflödena 1 000 m³/h respektive 10 000 m³/h är att spridningsberäkningarna genomfördes vid en tidpunkt innan förstudien hade räknat fram det slutliga flödet.

Scenario 13 motsvarar den framtida situation man nu tror bäst stämmer överens med tanke på det totala flödesbehovet i tunnelsystemet. För denna beräkning har en luktkoncentration om 500 l.e./m³ ansatts vilket betyder en emission om ca 7,5 l.e./h.

6.5 Beräkningsresultat

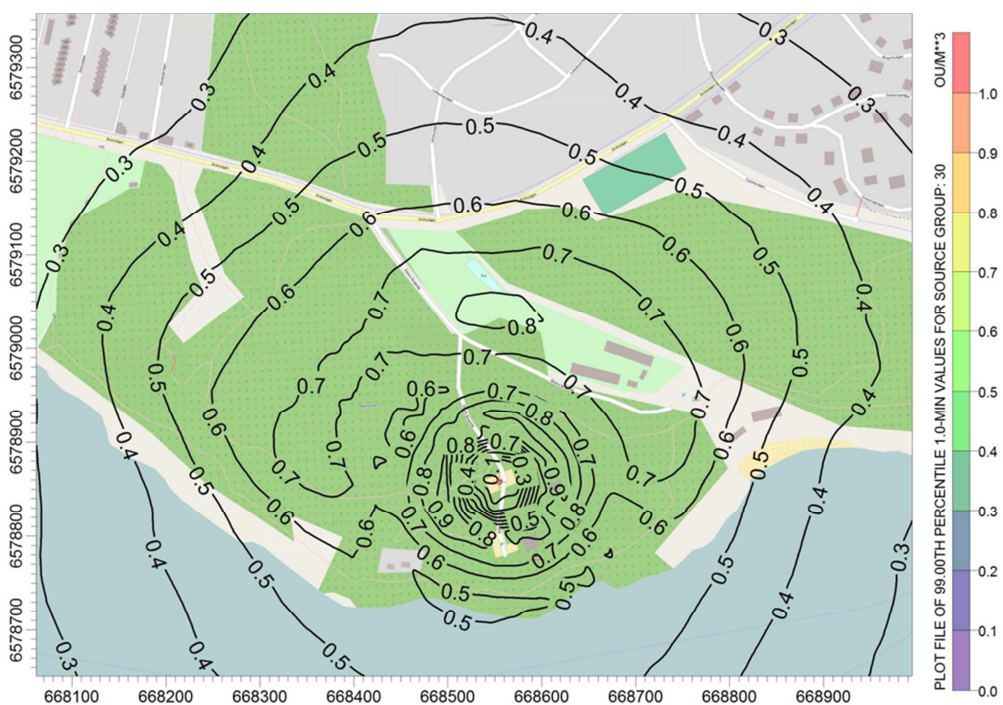
6.5.1 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h

De första fem spridningsberäkningarna har utförts för en situation där den högsta uppmätta emissionen från ett tunnelsystem emitteras orenad ut från systemet. Den valda luftvolymen är 10 000 m³/h och höjderna 20, 30, 40, 50 och 70 m har studerats. I det följande redovisas resultatet från dessa beräkningar i form av isolinjer på karta.



Figur 6-2 Scenario 1. Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h och höjden 20m.

Som framgår av ovanstående figur överstiger man luktnivån 1,5 l.e./m³ kring utsläppspunkten.



Figur 6-3 Scenario 2. Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h och höjden 30 m

BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-25 22

Vid en 30 m skorsten beräknas högsta minutmedelvärden kring anläggningen till ca 0,9 l.e./m³ kring utsläppspunkten.



Figur 6-4 Scenario 3. Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h och höjden 40m.

Vid en 40 m skorsten reduceras omgivningshalten till 0,6 l.e./m³ kring utsläppspunkten.



Figur 6-5 Scenario 4. Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h och höjden 50m.

Vid en 50 m skorsten reduceras omgivningshalten till ca 0,4 l.e./m³ kring utsläppspunkten.



Figur 6-6 Scenario 5 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 10 000 m³/h och höjden 70 m.

Vid en skorsten om 70 m noteras en högsta omgivningshalt om ca 0,2 l.e./m³

6.3.2

Luktemission 3,6 MI.e./h vid flödet 1 000 m³/h .

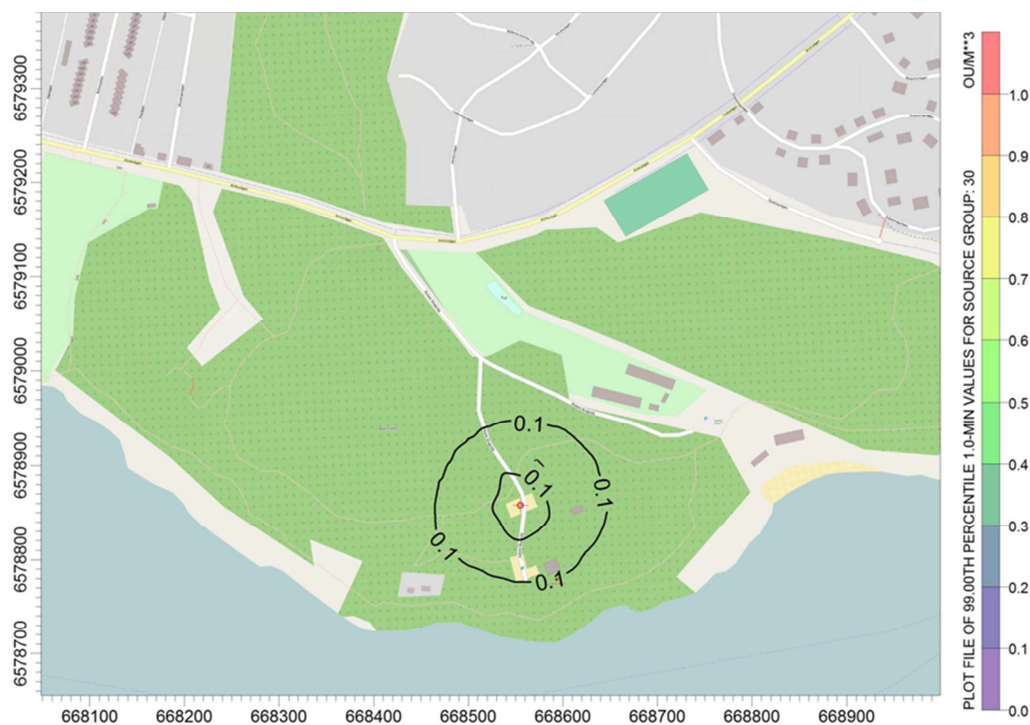
I följande två scenarier har emissionen reducerats med 90 %. Detta kan motsvarar ett tunnelsystem med lägre luktagång än vad som uppmättes vid Rinkebyskogen eller att man har installerat en effektiv luktreduktions utrustning. Härutöver har också ett lägre luftflöde ansatts i denna beräkning.

Spridningsberäkningar för 20 respektive 30 m har utförts.



Figur 6-7 Scenario 6 Luktemission 3,6 MI.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 20m.

Vid en skorsten om 20 m noteras en högsta omgivningshalt om ca 0,3 I.e./m³.



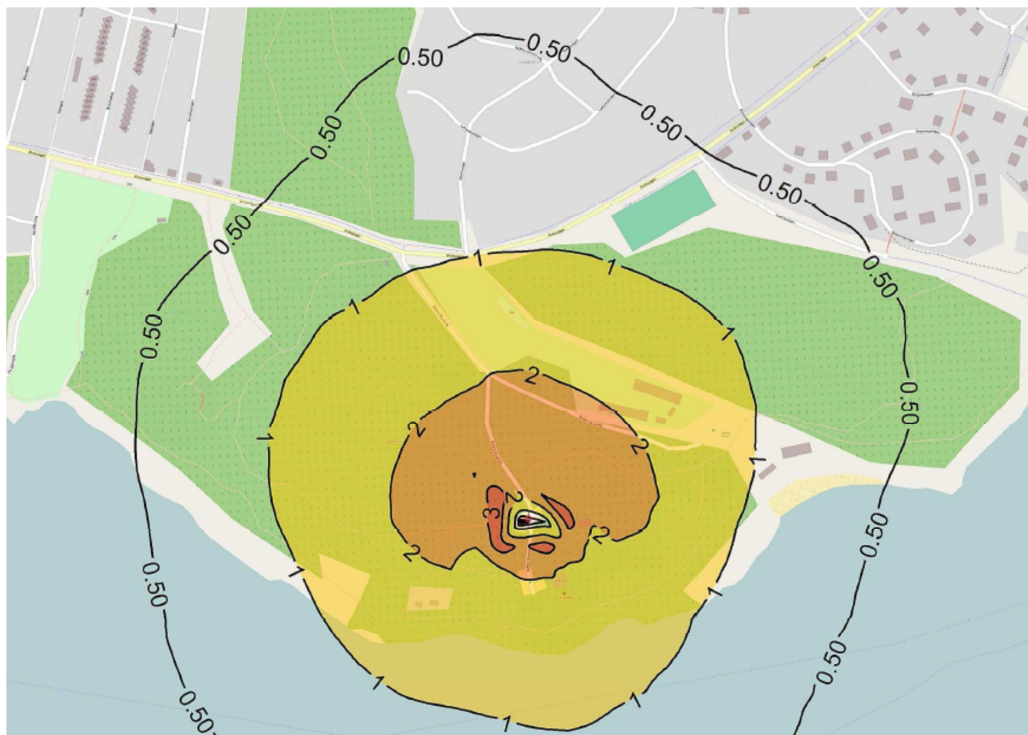
Figur 6-8 Scenario 7 Luktemission 3,6 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 30m.

Vid en skorsten om 30 m noteras en högsta omgivningshalt om mellan 0,1 och 0,2 l.e./m³

6.3.3 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h.

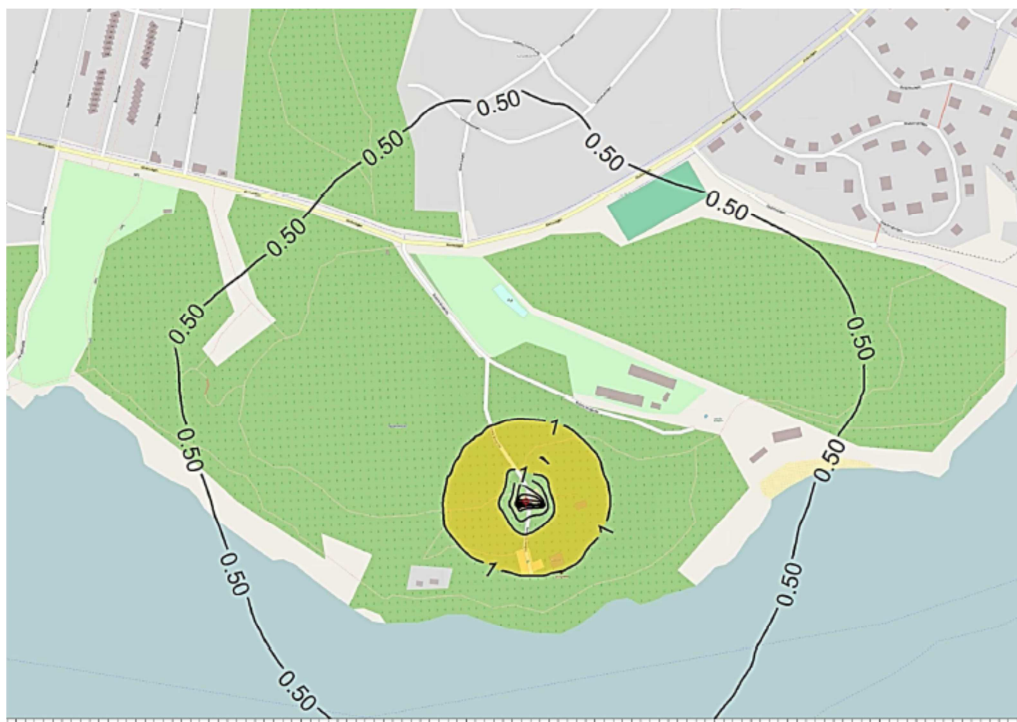
Följande scenarier 8 -12 visar på förhållanden att luktemissionen motsvarar det högsta uppmätta nivån från de studerade tunnelsystemen (ca 37 Ml.e./h) samt att luftflödet reducerats till 1 000 m³/h.

Spridningsberäkningar för dessa förhållanden har utförts för skorstenshöjderna 20, 30, 40 50 respektive 70 m. Dessa redovisas i det följande.



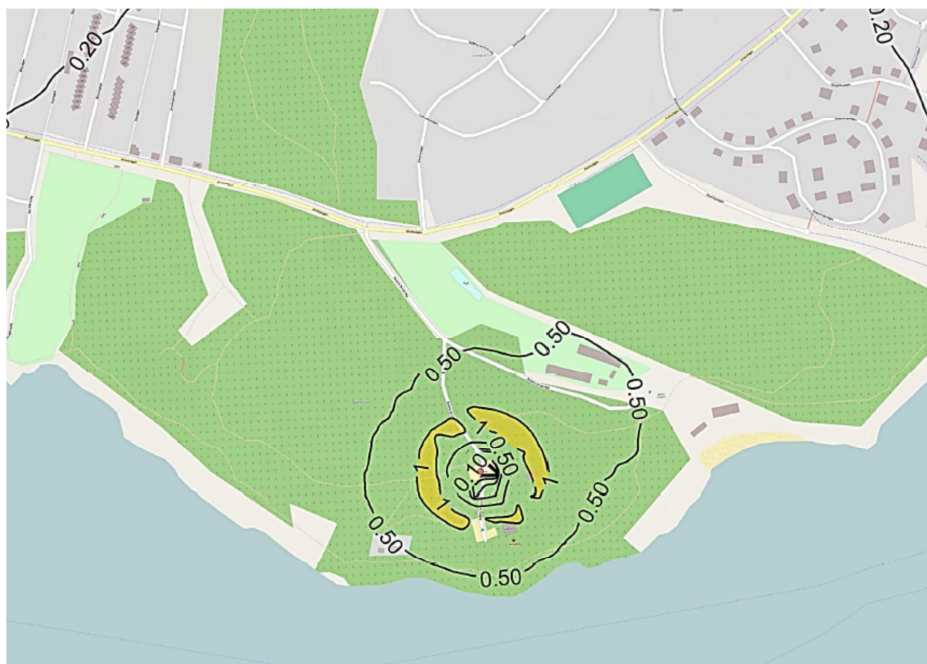
Figur 6-9 Scenario 8 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 20m.

Vid en skorstenshöjd av 20 m kommer lukthalter på upp till 3 l.e./m³ erhållas i omgivningen



Figur 6-10 Scenario 9 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 30m.

Vid en skorstenshöjd av 30 m kommer lukthalter mellan 1 och 2 l.e./m³ erhållas i omgivningen.



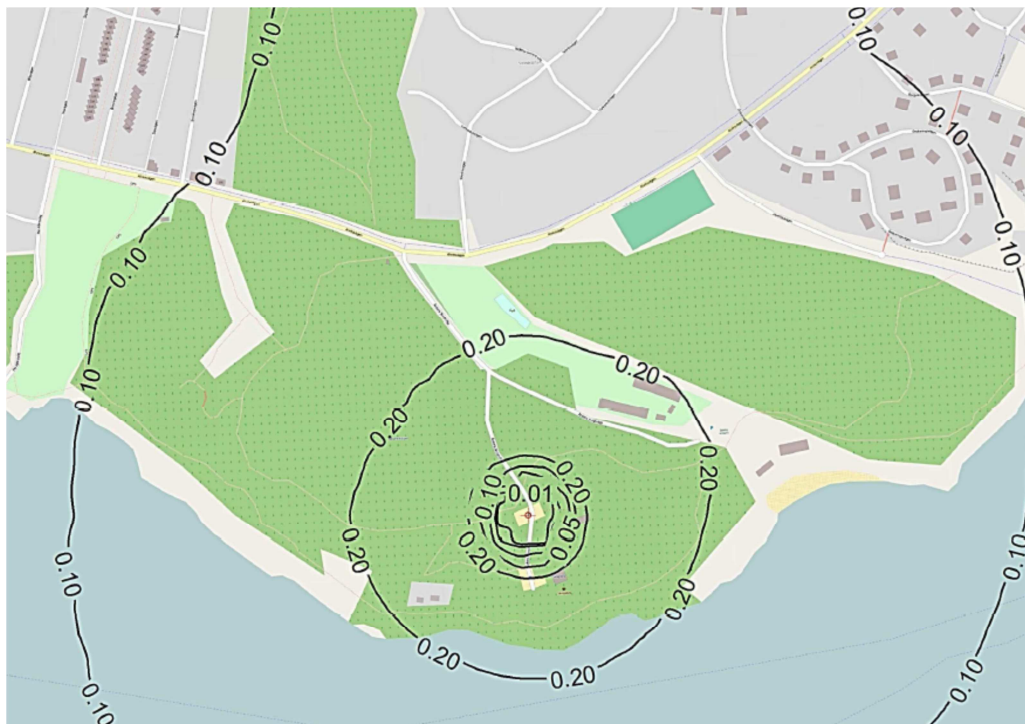
Figur 6-11 Scenario 10 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 40m.

Vid en skorstenshöjd av 40 m kommer lukthalter om ca 1 l.e./m³ erhållas i omgivningen.



Figur 6-12 Scenario 11 Luktemission 37 Ml.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 50m.

Vid en skorstenshöjd av 50 m kommer lukthalter mellan 0,5 och 1 l.e./m³ erhållas i omgivningen.

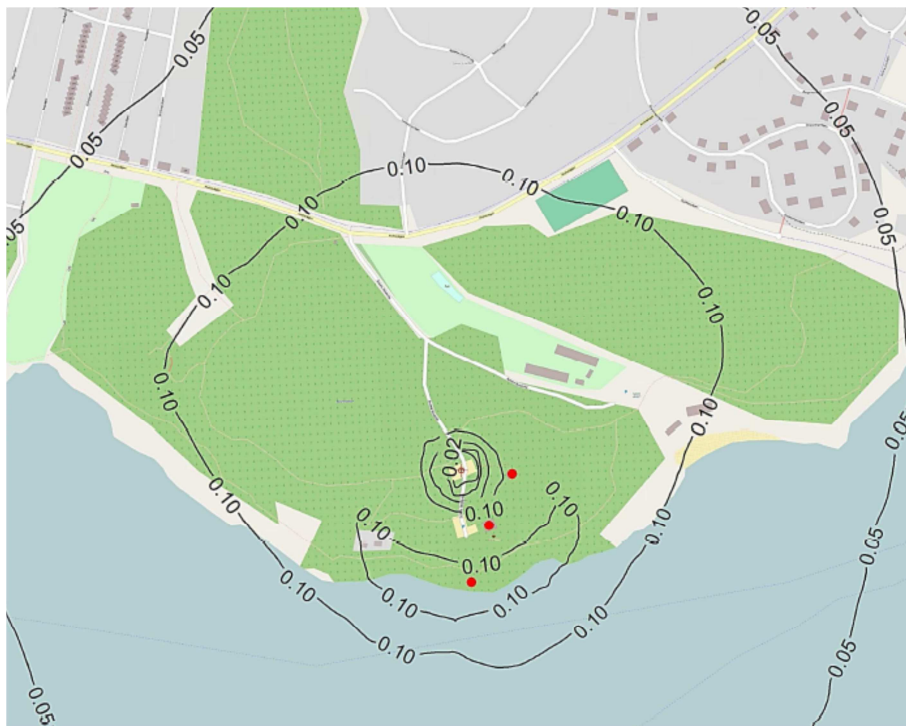


Figur 6-13. Scenario 12 Luktemission 37 MI.e./h vid flödet 1 000 m³/h och höjden 70m.

Vid en skorstenshöjd av 70 m kommer lukthalter mellan 0,2 och 0,5 I.e./m³ erhållas i omgivning-en.

6.3.4 Förhållandet Luktemission 7,5 MI.e./h vid flödet 15 000 m³/h och höjden 30m.

Följande scenario 13 har genomförts med ett mer realistiskt framtida luftflöde efter att dessa luftflödesberäkningar genomförts. Den aktuella luktemissionen om 7,5 MI.e./h motsvarar en situation då luktkoncentrationen är ca 500 I.e./m³.



Figur 6 14. Scenario 13 Luktemission 7,5 MI.e./h vid flödet 15 000 m³/h och höjden 30m

Vid en emission om ca 7,5 MI.e./h vid flödet 15 000 m³/h och en skorstenshöjd av 30 m kommer lukthalter drygt 0,1 I.e./m³ erhållas i omgivningen.

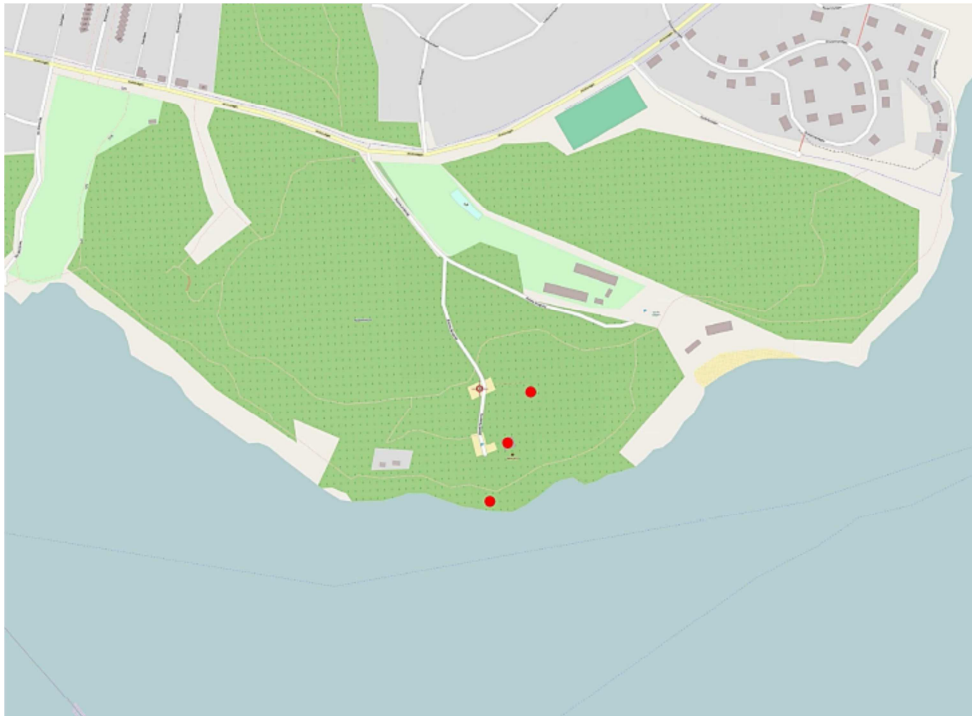
6.6 Sammanfattning av resultat

För att kunna jämföra de genomförda beräkningarna med varandra har resultaten i tre olika receptorpunkter studerats. Urvalet har skett genom välja några punkter inom området på olika avstånd från anläggning.

Dessa receptorpunkter utgörs av följande positioner.

- Receptorpunkt 1. Norra positionen
- Receptorpunkt 2. Intill fastigheten
- Receptorpunkt 3. Vid grillplats intill Mälaren

De redovisade haltnivåerna avser en position 1,5 m över mark.



Figur 6-14 Lokalisering av de tre receptorpunkterna.

I följande tabell har resultatet vid de tre receptorpunkterna i omgivningen sammanställts för de olika scenarierna.

Tabell 6-2 Sammanställning av resultat

Scenario	Emission (Ml.e./h)	Skorstenshöjd(m)	Högsta omgivningshalt (l.e./m ³)		
			Receptorpunkt		
			1	2	3
1	37	20	1,6	1,3	1,3
2	37	30	0,8	0,8	0,5
3	37	40	0,4	0,5	0,4
4	37	50	0,2	0,3	0,3
5	37	70	0,06	0,1	0,2
6	3,6	20	0,3	0,2	0,16
7	3,6	30	0,17	0,13	0,07
8	37	20	2,7	1,9	1,9
9	37	30	1,6	1,3	0,7
10	37	40	1,0	0,9	0,5
11	37	50	0,5	0,7	0,4
12	37	70	0,1	0,2	0,3
13	7,5	30	0,12	0,13	0,09

Som framgår av ovanstående tabell krävs vid en luktemission om ca 37 Ml.e./h en skorstenshöjd om 70 m för att komma ned i riktigt låga omgivningshalter, i den nedre delen av intervallet 0,2 - 0,5 l.e./m³ vilket betyder en nivå som normalt kan anses som luktfri.

Kombinationen av en lägre emission, ca 7,5 Ml.e./h, och ett flöde om 15 000 m³/h möjliggör att en skorsten om ca 30 m räcker för att nå motsvarande resultat.

7 Diskussion

Med utgångspunkt från de genomförda emissionsmätningarna från olika tunnelsystem i Stockholm och Göteborg har konstaterats att luktemissionerna kan variera påtagligt mellan olika tunnelsystem och under olika förhållanden. För att få en så konservativ bedömning som möjligt har den högsta uppmätta emissionsnivån använts för värdering av luktbidraget i omgivningen och val av framtida luktbegränsande åtgärder.

Vad gäller skorstenalternativen har det framkommit att det finns en begränsning vad gäller möjliga skorstenshöjder på grund av närheten till Bromma flygfält om 54,9 m, vilket utesluter alternativ med högre skorsten.

Enligt ovanstående resultatsammanställning framgår att om man inte kan använda en skorsten högre än 55 m behöver emissionen begränsas. Begränsningen sker förslagsvis med en fungerande luktrengningsinstallation. En väl fungerande luktreduceringsutrustning bör inte lämna högre



BILAGA 1 RAPPORT LUKTUTREDNING SMEDSLÄTT

2014-06-2532

rethalter än 500 l.e./m^3 . Detta medför ett utsläpp om ca $7,5 \text{ Ml.e./h}$ varvid en skorsten om 30 m ger erforderligt resultat i omgivningarna.

Detta kan betyda att man behöver installera en reningsutrustning för att reducera utsläppet av lukt ned till nivån 500 l.e./m^3 . Enligt ÅF:s erfarenhet finns ett antal alternativa lösningar för detta på marknaden.

För att undvika luktincidenter rekommenderar ÅF att man vid Smedslätten och det aktuella fritidsområdet bör säkerställa en låg luktemission, ca $7 - 8 \text{ Ml.e./h}$, vid det aktuella luftflödet om $15\,000 \text{ m}^3/\text{h}$, kombinerat med en skorsten om ca 30 m. Om man behöver rena utsläppen föreslås aktiverat kolfilter alternativt en kombination med fotooxidation och aktiverat kolfilter.



Bilaga 1.1 Luktmätning

1 (10)

Handläggare
Markus Olofsgård

2014-04-11

Uppdragsnr
594298

Tel +46 10 505 94 07
Mobil +46 70 356 62 10
Fax +46 10 505 30 09
markus.olofsgard@afconsult.com

SWECO AB
Gjörwellsgatan 22
112 60 Stockholm

SWECO AB

Luktprovtagning inför tunnelprojektet

ÅF-Infrastructure AB

Granskad

Markus Olofsgård

Mårten Arbrandt

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	4
2	ACKREDITERING.....	4
3	FÖRUTSÄTTNINGAR.....	4
4	METODIK.....	4
4.1	Beskrivning av provpunkterna	4
4.2	Gasflödesbestämning	5
4.3	Sensorisk luktanalys	6
4.4	Avvikelser från standarden	6
5	MÄTOSÄKERHET	6
6	RESULTAT.....	7

Bilagor

Bilaga 1	Metodbeskrivning sensorisk luktanalys
Bilaga 2	Rådata

2014-04-11

Sammanfattning

På uppdrag av SWECO AB har ÅF utfört mätning av lukt vid ett flertal avluftningar från avloppstunnlar i såväl Stockholm som Göteborg. Mätningarna genomfördes 2014-03-20 samt 2014-03-24

Mätning avseende luktkoncentration utfördes med dynamisk olfaktometri med luktpanel.

I nedanstående tabell redovisas resultatet av de genomförda analyserna.

Provpunktens beteckning	Luktkoncentration [le/m ³]
Spisen-före kolfilter	940
Spisen efter kolfilter	152
Rinkebyskogen	1448
Rinkebyskogen	235
Sköndalsbro	160
Bräcke	60

1 Inledning

På uppdrag av SWECO AB har ÅF utfört mätning av lukt vid ett flertal avluftningar från avloppstunnlar i såväl Stockholm som Göteborg. Mätningarna genomfördes 2014-03-20 samt 2014-03-24

Ansvarig för mätningarnas genomförande och rapportsammanställning är Markus Olofsgård vid ÅF:s kontor i Göteborg.

2 Ackreditering

ÅF:s luktlaboratorium är ackrediterade för provtagning och sensorisk bedömning med luktpanel enligt SS-EN 13725. Ackrediteringsnumret är 1993.

3 Förutsättningar

Stockholm vatten har för avsikt att bygga en ny avloppstunnel. Denna tunnel skall avluftas via skorsten vid Smedslätten. För att dimensionera skorstenen så att luktstörningar undvika har ÅF genomfört luktmätningar vid liknande installationer för att ge underlag till de spridningsberäkningar som ligger till grund för dimensionering av skorstenen.

4 Metodik

Vid bestämning av luktkoncentration tas luftprover ut i gastäta påsar vid den luktande källan. Dessa analyseras sedan sensoriskt inom 30 timmar från tidpunkten för provuttaget. För att kunna bestämma luktbelastningen till omgivningen måste även flödesmätning genomföras. Nedan beskriv i vilka punkter proverna har tagits ut, hur gasflödesbestämningen gått till samt hur sensorisk luktanalys fungerar.

4.1 Beskrivning av provpunkterna

Tabell 1. Beskrivning av provpunkter

Provpunkten	Bild av provpunkten
Spisen före kolfilter Prov togs i kanal innan kolfilter.	

Spisen efter kolfilter Prov togs i kanal efter kolfilter. efter kolfilter späds luften innan den leds till skorsten.	
Rinkebyskogen Prov togs i kanal efter fläkt innan biofilter.	
Sickla reningsverk – Årstatunneln Prov togs i kanal som avluftar Årstatunneln	
Sköndalsbro Avloppskanalen avluftas via biofilter. Prov togs innan fläkt	
Skorsten Bräcke Tunnel med inkommande avloppsvatten till Gryaab avluftas genom skorsten. Prov togs i kanal innan skorsten	

4.2 Gasflödesbestämning¹

Gasflödesbestämning genomfördes i samtliga punkter med pitotrör och mikromanometer.

¹ Bestämning av gasflödet tillhör ej den ackrediterade verksamheten.

4.3 Sensorisk luktanalys

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

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

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

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

Tabell 2 Metodförteckning

Analys variabel	Metod	Analysprincip	Mätområde	Mätosäkerhet vid 95 % konfidensnivå
Lukt	SS-EN 13725 (inkl. provtagning)	Olfaktometri; sensorisk analys	Spädning 10 till 10 ⁷ gånger	Se bilaga 2
	ÅFs metodbeskrivning för luktanalys, G107411			
	ÅFs metodbeskrivning för luktprovtagning, G107511			

För mer information om sensorisk luktanalys, se [Bilaga 1](#).

4.4 Avvikelser från standarden

Inga avvikelser gjordes från standarden.

5 Mätosäkerhet

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

Mätosäkerheten för lukt är definierad som reproducerbarheten hos det ovan nämnda n-butanoltestet som görs innan varje luktanalys. Med reproducerbarhet åsyftas den förmåga panelen har att ange samma resultat vid flera tillfällen för ett och samma testmaterial under likvärdiga förhållanden.

2014-04-11

Mätosäkerheten redovisas som en faktor kring ett givet medelvärde. Om mätosäkerheten vid analystillfället är två innebär detta att om resultatet från en analys visar på 1 000 l.e./m³ så ligger det sanna värdet inom intervallet 500 och 2 000. Resultatet indikerar då att med 95 % säkerhet(95 % konfidensintervall) kan 50 % av populationen förnimma lukten inom intervallet 500 till 2000 l.e./m³.

Faktorn för mätosäkerhet vid denna mätning finns redovisad i [Bilaga 2](#).

6 Resultat

Resultaten från luktanalyserna redovisas nedan som antalet luktenheter per kubikmeter.

Tabell 3 Resultat från luktanalyserna

Provpunktens beteckning	Flöde ² [m ³ /h]	Luktkoncentration [le/m ³]	Luktemission ³ [Mle/h]
Spisen-före kolfilter	1 020	940	0,96
Spisen efter kolfilter	2 800	152	0,43
Rinkebyskogen	25 700	1448	37,2
Rinkebyskogen	40 000	235	9,4
Årstatunneln	3 050	120	0,37
Sköndalsbro	16 950	160	2,7
Bräcke	48 240	60	2,9

² Flödesmätning är inte en del av den ackrediterade verksamheten

³ Luktemission beräknas utifrån flöde och är därmed inte en del av den ackrediterade verksamheten



Metodbeskrivning för sensorisk luktbedömning

Nedan ges en kortfattad beskrivning av mätmetodiken samt utvärderingsförfarandet vid en sensorisk luktbedömning. Provtagning, analys samt utvärdering följer den svenska och europeiska standarden SS-EN 13725 "Luftkvalitet - Bestämning av luktconcentration med dynamisk olfaktometri".

Provtagning

Prover uttas i lufttäta och för ändamålet speciellt anpassade påsar. Den uttagna luften analyseras sedan sensoriskt inom 30 timmar.

Luktbedömning

Analysen sker dels med hjälp av en utspädningsenhet, en så kallad olfaktometer, dels med en "detektionsenhet" bestående av en tränad provpanel. Panelen består av minst fyra personer. Den använda olfaktometern är av typ ECOMA TO8.

I olfaktometern blandas provgas med spädluft som utgörs av omgivningsluft som renas genom kolfilter. För varje prov genomförs minst två spädserier där panelisterna får avgöra vid vilken spädnivå lukt kan förnimmas. Respektive spädserie är så utformad att halten luktämnen successivt ökar.

Under provtagningen genomförs ca 20 % nollprov, dvs. paneldeltagarna testas på enbart spädluft, vid ca vart femte prov. Nollproverna genomförs för att följa panelisternas uppmärksamhet.

Olfaktometern styrs av ett datorprogram som styr vilken spädnivå som skall ställas in och fördelar provgasen mellan panelisterna. Startordning och nollprovets placering väljs slumpmässigt av programmet. Även utvärderingen av resultatet sker i programmet.

Utvärdering av resultat

Den utspädningsnivå vid vilken panelisterna känner första luktförnimmelsen motsvarar en l.e./m³. Antalet luktenheter motsvarar alltså det antal gånger som provet måste spädas med luktfri luft innan luktfrihet uppnås. Panelens gemensamma luktröskelvärde beräknas som det geometriska medelvärde av panelisternas individuella luktrösklar. Detta värde motsvarar den koncentration vid vilken 50 % av populationen kan förnimma lukt.



Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2012-12-06
Har Proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-03-20
Datum för analysen	2014-03-21
Analysen är utförd av	Markus Olofsgård

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (Ie/m³)	Faktor för mätosäkerhet
Spisen innan kolfilter	10:14	09:27	-	1024	2,5
Spisen innan kolfilter	10:15	09:34	-	861	2,5
3a Spisen efter kolfilter	10:00	09:46	-	235	2,5
3b Spisen efter kolfilter	10:00	09:52	-	152	2,5
4 Rinkebyskogen	11:15	09:58	-	235	2,5
Bräcke a	10:10	09:12	-	38	2,5
Bräcke b	10:10	09:14	-	99	2,5



[Click here to enter date.](#)

10 (10)

Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2012-12-06
Har Proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-03-24
Datum för analysen	2013-11-25
Analysen är utförd av	Mårten Arbrandt

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (le/m ³)	Faktor för mätosäkerhet
1a Rinkebyskogen	10:40	13:30	-	1825	2,5
1b Rinkebyskogen	10:40	13:40	-	1149	2,5
2a Årstatunneln	12:15	14:02	-	123	2,5
2b Årstatunneln	12:15	14:45	-	114	2,5
3a Sköndalsbro	14:30	14:19	-	203	2,5
3b Sköndalsbro	14:30	14:25	-	128	2,5



BILAGA 2 RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL

1 (37)

Handläggare
Sten-Åke Barr

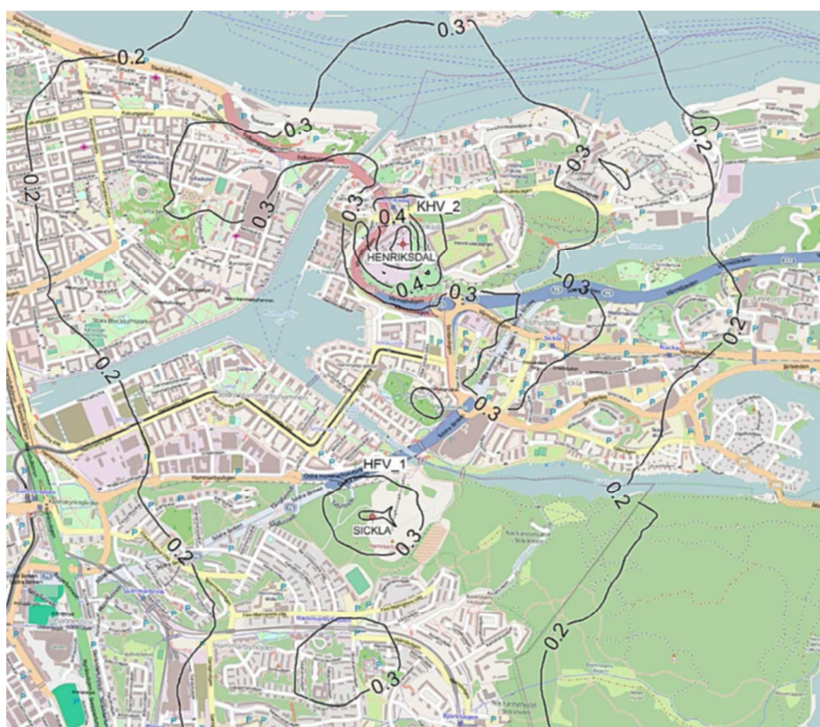
Datum
2014-08-27

Uppdragsnr
[Klicka här för att
ange text.](#)

Tel +46 10 505 31 93
Mobil +46 70 564 76 21
Fax +46 10 505 30 09
sten-ake.barr@afconsult.com

Stockholm Vatten

Luktutredning Sickla /Henriksdal



ÅF-Industry AB
Transmission & Distribution

Granskad

Sten-Åke Barr

Markus Olofsgård

ÅF-Industry AB, Grafiska vägen 2, Box 1551 SE-401 51 Göteborg
Telefon +46 10 505 00 00. Fax +46 10 505 30 09. Säte i Stockholm. www.afconsult.com
Org.nr 556224-8012. VAT nr SE556224801201

Luktutredning Sickla Henriksdalmark



Innehållsförteckning

1	INLEDNING	6
2	BAKGRUND	6
3	LUKT	7
3.1	Allmänt	7
3.2	Lukt och luktbesvär	8
3.3	Omgivningsriktvärden	8
3.4	Relevant målsättning kring Henriksdal/Sickla	9
4	TEKNISKA FÖRUTSÄTTNINGAR	10
4.1	Teknisk beskrivning av utbyggnad av Henriksdals reningsverk	10
4.2	Om- och tillbyggnad av Sicklaanläggningen	11
4.3	Kapacitetsförändringar i verken	12
4.4	Identifierade luktkällor	13
5	RESULTAT LUKTKARTLÄGGNING	13
5.1	Resultat från luktmätningar i Sickla	14
5.2	Resultat från luktmätningar i Henriksdal	15
5.3	Beräkning av luktbidraget för framtida förhållanden	16
6	METODER ATT REDUCERA LUKTBELASTNINGEN	17
6.1	Allmänt	17
6.2	Kommersiellt tillgängliga avskiljningsprinciper	18
6.3	Värdering av tänkbara tekniker i det här aktuella fallet	24
7	GENOMFÖRDA SPRIDNINGSBERÄKNINGAR	25
7.1	Spridningsmodell	25
7.2	Meteorologi	25
7.3	Använda vinddata	25
7.4	Genomförda spridningsberäkningar	26
7.5	Beräkningsresultat	27
7.6	Sammanfattning av resultat	33
8	LUKTRISKANALYS	35
9	DISKUSSION	37

Bilagor

- Bilaga 1 ÄF Rapport Luktmätning
- Bilaga 2 ÄF Rapport Luktriskanalys



Sammanfattning

På uppdrag av Stockholm Vatten/K-Konsult har ÅF genomfört en luktutredning i och med den planerade ombyggnaden för Sickla och Henriksdals reningsverk.

Resultatet från de genomförda emissionsmätningarna har sammanställt i nedanstående tabeller tillsammans med förväntade emissionsnivåer vid fullt utbyggda anläggning. Resultatet presenteras som miljoner luktenheter per timme (Ml.e./h).¹

För Sickla har då följande beräkning genomförts.

Tabell Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Sickla (Ml.e./h)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	300 000	656 000
Processteg/källa		
Grovrening	8,7	19
Försedimentering	-	40
Slamförtjockare	2,9	-
Slamsilo	7,4	-
Årstatunneln	0,3	0,3
Brommatunneln	-	0,4
Farstatunneln	0,3	0,3
Totalt	19,6	60

1) Baseras på mätningar från Henriksdal

Som framgår av ovanstående beräkning är den totala luktemissionen ca $19,6 \cdot 10^6$ l.e./h eller 19,6 Ml.e./h vid dagens förhållanden. Vid ombyggnad och utökning av verksamheten i Sickla kommer luktbidraget att öka dels på grund av den högre belastningen men också på grund av att försedimentering kommer att byggas ut i Sicklaanläggningen. Däremot kommer bidraget från slamhanteringen att upphöra då denna verksamhet flyttas till Henriksdal.

För Henriksdal har följande beräkning utförts:

Tabell. Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Henriksdal (Ml.e./h)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	450 000	965 000
Processteg/källa		
Grovrening	10,2	21,9
Försedimentering	128 - 223	60
Slamförtjockare	-	6,2 ¹⁾
Slamtank	1,5	-
Gasuppgradering	18,4	1,8
Organisk mottagning/slamutlastning	8,7	17,4
Totalt	167 - 262	107

1) Baseras på mätningar från Sickla

¹ 1 l.e./m³ utgör den koncentration där 50 % av populationen kan förnimma lukt.



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 4 (37)

Med organisk mottagning avses mottagning av organiskt material.

I den framtida situationen bedöms att mottagningen av organiskt avfall fördubblats mot idag samt att avluftningen från gasupptraderingen förses med en oxidativ reningsutrustning med hög avskiljningsförmåga.

Däremot bedöms bidraget från försedimenteringen att reduceras till nivån ca 60 Ml.e./h från dagens nivåer 130 – 225 Ml.e./h efter den planerade ombyggnaden av anläggningarna. Sammantaget betyder det att luktbidraget från Henriksdal kommer att reduceras.

Med utgångspunkt från de beräknade emissionsnivåerna har högsta (99 percentil av minutmedelvärden) omgivningshalter beräknats. Resultatet redovisas i följande tabell.

Sammanställning av beräkningsresultat från spridningsberäkningar

Scenario	Avser	Receptorpunkt (l.e./m ³)	
		Sickla (Hammarby fabriksväg)	Henriksdal (Kvarnholmsvägen)
1	Nuvarande förhållanden	0,32	0,68
2	Framtida förhållande utan rening	0,26	0,49
3	Framtida förhållanden samt rening frånluft grovrens, resthalt 300l.e./m ³	0,18	0,29
4	Scenario 1 på receptorhöjden 20 m	0,37	0,68
5	Scenario 2 på receptorhöjden 20 m	0,30	0,51
6	Scenario 3 på receptorhöjden 20 m	0,20	0,33

Resultatet från spridningsberäkningarna ger vid handen att omgivningshalterna av lukt, vid dagens förhållanden, är väl under 1 l.e./m³ vid såväl gatunivå som på 20 m höjd, vilket motsvarar höjden av ett åttavåningshus.²

Efter ombyggnad av anläggningarna kommer omgivningshalterna av lukt att reduceras ytterligare i och med den att den totala emissionen från anläggningarna reduceras. Då hamnar man på så låga nivåer (0,2 -0,5 l.e./m³) där lukt normalt inte kan förnimmas.

Efter installation av viss utrustning för luktafskiljning reduceras omgivningshalterna av lukt ytterligare. Effekterna av denna utrustning kommer dock inte vara märkbar i omgivningarna.

Vidare är bedömningen från den utförda luktriskanalysen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.

² 1 l.e./m³ har valts i detta fall där sker utsläppet från två, sedan länge, etablerade anläggningar. Ambitionsnivå är högre än vad de danska riktlinjerna medger (5 -10 l.e./m³) då det ligger mitt i staden. ÅF föreslår därför att man har en målsättning som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga 0,5-1 l.e./m³.



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 5 (37)

Med hänvisning till ovanstående resultat ifrågasätter därför ÅF behovet av installation av luktre-
ningsutrustning eftersom de planerade ombyggnaderna i sig kommer att reducera luktemission-
erna på ett påtagligt sätt och medföra acceptabla omgivningshalter.

1 Inledning

På uppdrag av Stockholm Vatten genom K-Konsult har ÅF utfört föreliggande luktutredning. Studien omfattar såväl kartläggning av luktutsläppen, spridningsberäkningar samt övergripande förslag till åtgärder för att minimera luktstörningar i omgivningen.

Ansvarig för föreliggande rapport är civ. ing. Sten-Åke Barr. Ansvarig för luktmätningar och analys har varit civ. ing. Markus Olofsgård.

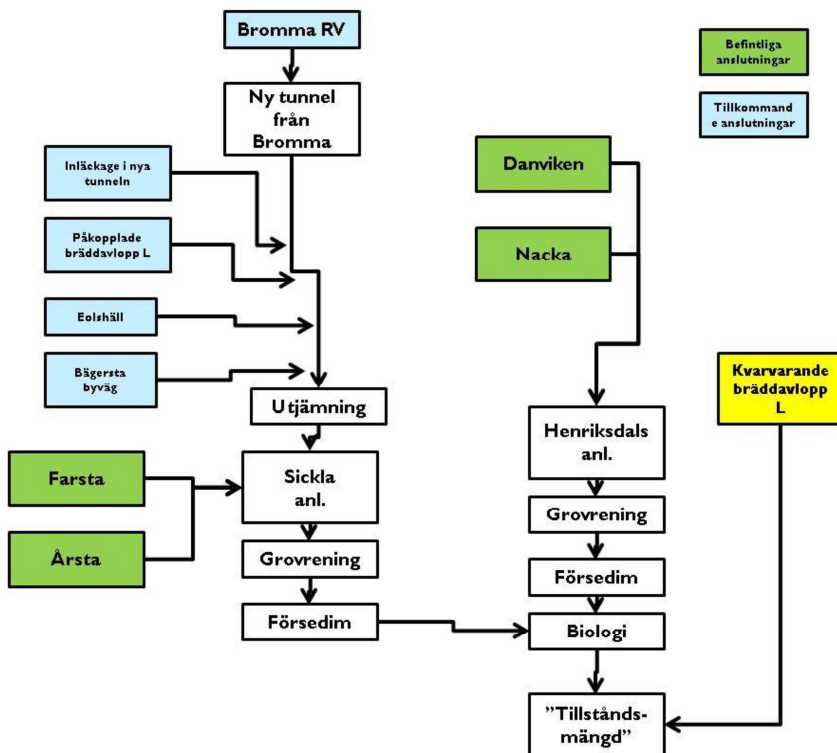
2 Bakgrund

Stockholm Vattens styrelse tog den 13 februari 2014 genomförandebeslut på att lägga ned Bromma reningsverk och leda avloppsvattnet från detta verk tillsammans med avloppsvatten från upptagningsområdet för det forna Eolshällsverket till Henriksdals reningsverk, som ska dimensioneras och byggas ut för beräknade flöden och belastningar år 2040.

För att organisera och planera detta mycket omfattande arbete har Stockholm Vatten AB initierat projektet *Stockholms framtida avloppsrening – SFAR*, som delats upp i två huvuddelardelar:

1. Avloppsrening
2. Ledningsnät

I följande principskiss visas schematiskt belastningsflödena år 2040 för Henriksdals reningsverk.



Figur 2-1: Schematisk bild av belastningsflöden till Henriksdals reningsverk 2040

RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 7 (37)

Föreliggande luktutredning avser en redovisning hur luktsituationen påverkas av de planerade förändringarna i Sicklaanläggningen och Henriksdals avloppsvattenrening.

3 Lukt

3.1 Allmänt

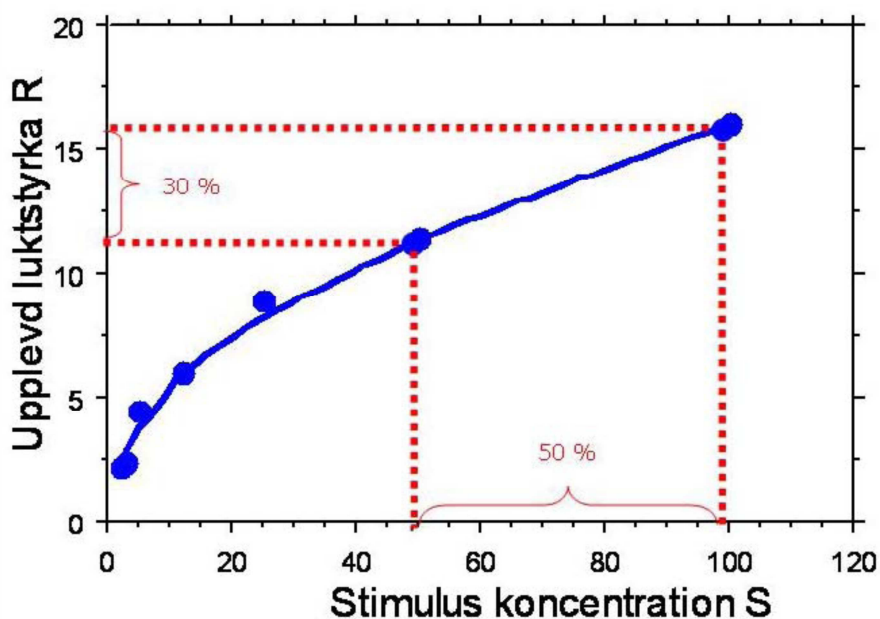
Luktande föroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika kemiska föreningar. Dessa kännetecknas av att de kan förnimmas med luktsinnet, ofta i halter som är mycket lägre än där medicinska effekter kan riskeras.

Mekanismerna bakom lukttupplevelser är inte klarlagda fullt ut. Därför kan man inte konstruera ett tillförlitligt mätinstrument för lukt. Alla luktmätningar måste därför göras sensoriskt och relateras till subjektiva lukttupplevelser. Det finns dock en svensk, och tillika europeisk, standard för hur en sådan mätning skall gå till (SS-EN 13725).

En lukts förnimbarhet uttrycks vanligen med ett tröskelvärde (mg/m^3) som motsvarar en luktenhet per kubikmeter ($1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$). Tröskelbestämningar ger värdefulla upplysningar, t.ex. vid kontroll av källstyrkan hos luktavgivande processer och beräkning av luktutsläppens geografiska spridning. Luktttröskelvärdet $1 \text{ l.e.}/\text{m}^3$ definieras som den halt där 50 % av befolkningen kan förnimma lukt.

När väl en lukt kan förnimmas växer den upplevda luktintensiteten(styrkan) med ökande koncentration av ämnet, men i allt lägre takt ju högre koncentrationen blir, se följande figur 3-1.

En minskning av halten luktande ämnen har därför sin största effekt vid låga halter medan samma minskning vid höga halter kan ge en bara obetydlig effekt på den upplevda luktstyrkan. Detta betyder också att om man vill reducera lukttupplevelsen med 30 % måste emissionen reduceras mer, enligt följande figur 50 %.



Figur 3-1 Upplevd luktintensitet(styrka) som funktion av koncentrationen.



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 8 (37)

En av de viktigaste faktorerna som påverkar luktkänsligheten är tillvänjnings- och uttröttningsfaktorerna.

3.2 Lukt och luktbesvär

Faktorer som påverkar störning hos kringboende är vanligtvis:

- Hur ofta det luktar, dvs. luktfrekvensen
- Luktstyrka
- Karaktären på lukten
- Ortsvanlighet
- Historik

Hur ofta det luktar är kanske den faktor som är viktigast när det gäller klagomål. Enligt tidigare observationer så sker klagomål på lukt då luktfrekvensen överskrider en eller ett par procent av tiden. Detta påverkas dock av faktorer som karaktären på lukten.

Även luktstyrkan har stor betydelse på klagomålförekomsten. Med luktstyrkan menas koncentrationen av lukt och hur många gånger över luktröskeln som lukten förekommer. Då luktopplevelsen är en momentan reaktion väljer man ofta att bedöma minutmedelvärden av luktförhållanden kring en anläggning och ansätter då acceptabla nivåer till mellan 2 och 10 l.e/m³ som maximala tolererbara nivåer.

Om en lukt upplevs som farlig eller obehaglig sker klagomål tidigare än om man har en positiv association till lukten. Detta innebär bland annat att klagomål på lukt sällan förekommer kring bagerier som ju de flesta har en positiv association till. Däremot sker klagomål ofta om det luktar avfall eller någon kemisk substans. Exempelvis sker klagomål enligt ÅF:s erfarenhet vid lägre luktkoncentration om reducerade svavelföreningar, t.ex. svavelväte, förekommer.

Vidare kan nämnas att ortsvanligheten påverkar klagomålsfrekvensen. Det kan exemplifieras genom de industriorter med sulfatcellulosabruk vilka luktar starkt men där det inte förekommer klagomål beroende på att alla vet vad som luktar och att många kanske har sin utkomst från verksamheten. Dessutom så blir luktsinnet utmattat av att ständigt känna denna lukt så upplevelsen försvinner. Den kommer tillbaka först när man lämnat orten för ett tag och återvänder.

Även lukthistoriken påverkar ofta klagomålsfrekvensen. Det betyder att har det under någon period förekommit stora lukstörningar lever detta kvar hos kringboende under lång tid. Det gör att man reagerar tidigare vid nästa incident och således måste lukten reduceras mer än vad som annars hade krävts. På samma sätt reagerar ofta kringboende om det sker en förändring i karaktären på lukten.

För att uppskatta luktbeläggningen i ett område och hur stor utbredning det luktande området har kan spridningsmeteorologiska beräkningar göras med utgångspunkt från kännedom om luktsläppets källstyrka.

3.3 Omgivningsriktvärden

De framräknade och redovisade värdena i denna studie utgör de maximala, det vill säga de beskriver var de högsta halterna förekommer som 99-percentil. Detta innebär att under 99 % av alla minutmedelvärden underskrider de framräknade värdena. Orsaken till att man i luktsamman-



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 9 (37)

hang arbetar med så korta tidsupplösningar är för att korrigera mot näsans nära momentana reaktion.

Man kan i sammanhanget fråga sig vilka luktnivåer i omgivningen man då skall välja att jämföra mot i dessa beräkningar. I Sverige finns dock inga generella regler för lukt från olika verksamheter. I Sverige använde man fortfarande uttalande från Naturvårdsverket från början på 1980-talet som säger att *"klagomål på lukt förekommer om luktröskeln överskrider en eller ett par procent av tiden"*. Därför har man i Sverige under många år diskuterat luktfrekvenser. Det man kan notera är att de förhållanden som rådde i början av 1980-talet har ändrats. Idag förekommer klagomål vid lägre luktfrekvenser än vad man då ansåg vara acceptabel nivå.

I Danmark däremot används generella riktvärden vad gäller acceptabel maximal luktkoncentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen (*Miljøstyrelsen, 1985, Begrensning af lugtgener fra virksomheter*) skall skorsten och/eller reningsåtgärder utformas så att maximala koncentrationer av luktande ämnen (som minutmedelvärden) inte överskrider en nivå om 5-10 gånger luktröskeln, dvs. 5-10 l.e./m³.

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

Tabell 3-1 Omgivningsgränsvärden för lukt

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

För att kunna jämföra de i denna rapport framräknade omgivningshalterna med de danska riktvärdena har samma medelvärdestid och samma percentil använts i dessa beräkningar. Det kan även nämnas att de norska riktvärdena är jämförbara med de danska om man räknar om dessa till samma medelvärdestid.

3.4 Relevant målsättning kring Henriksdal/Sickla

Då det saknas relevanta omgivningsriktvärden för Sverige har en jämförelse med Danmark och Norge använts i denna studie bland annat beroende på att de meteorologiska förhållandena är jämförbara.

Vid de omgivningsgränsvärden för lukt som gäller i Danmark kan lukt i förnimmas kring verksamheten men på en acceptabel låg nivå. I stadsmiljön förekommer dessutom andra luktkällor som ofta döljer lukthalter i denna nivå exempelvis trafik och småskalig vedeldning.

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



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 10 (37)

och väsentligt kortare än en minut. Man tar också hänsyn till de osäkerheter som oundvikligen förekommer i samband med luktanalysen.

I detta fall där sker utsläppet från två, sedan länge, etablerade anläggningar. Vid normal drift förekommer inte några klagomål från grannar men vid vissa tillfällen har dock klagomål noterats. Då utsläppen sker i tätbebyggt område bör man dock undvika att öka emissionen av luktämnen i största möjliga utsträckning. Vid den luktkoncentration som gäller enligt de danska omgivningsvärdena är den acceptabla luktkoncentrationen $< 5 \text{ l.e./m}^3$ en nivå som för de flesta ger en tydlig luktupplevelse om inte andra störande källor förekommer.

Med tanke på att man här står inför planeringen av ny anläggning varvid man har stora möjligheter att påverka framtida luktbelastning. Av denna anledning föreslås att man har högre ambitionsnivå än vad de danska riktlinjerna medger.

ÅF föreslår därför att man har en målsättning som innebär att högsta omgivningshalt underskrider dessa nivåer, det vill säga $0,5\text{--}1 \text{ l.e./m}^3$.

4 Tekniska förutsättningar

4.1 Teknisk beskrivning av utbyggnad av Henriksdals reningsverk

För att avloppsvattnet från Bromma reningsverk ska kunna överföras till Henriksdal tillsammans med avloppsvattnet från upptagningsområdet för det forna Eolshälsverket måste Henriksdals reningsverk byggas ut för att möta den ökade belastningen och klara förväntade skärpta reningskrav.

Kapacitetsökningen omfattar en ny förbehandling i Sicklaanläggningen för ett maximalt tillflöde på $11 \text{ m}^3/\text{s}$ med pumpstationer, grovrening och försedimentering.

Befintliga volymer i Henriksdalsanläggningen har bedömts tillräckliga för behandling av avloppsvattnet men verket måste kompletteras med ny maskinutrustning och ny teknik för den biologiska reningen, så kallad membranseparation. Det biologiska reningssteget dimensioneras för maximalt $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Maximalt $19 \text{ m}^3/\text{s}$ kommer dock att tas in i verket och av dessa kommer de flöden, som överstiger de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ som renas biologiskt, att förbiledas det biologiska reningssteget och ledas till det befintliga filtersteget under höglödessituationer.

Slamhanteringen förbättras genom uppförande av nya förtjockningssteg för primär- och överskottsslam samt förflyttning av den slutliga slamavvattningen från Sicklaanläggningen till Henriksdalsanläggningen. Detta medför att slamtransporterna från Sickla upphör och att dessa istället sker på Henriksdal med utfart mot Lugnets trafikplats i nära anknytning till väg 222. Detta är en stor förbättring jämfört med dagens situation.

Ett blockschema över det utbyggda reningsverket presenteras i Figur 4-1.



Det försedimenterade avloppsvattnet rinner slutligen med självfall via utloppsschakt från Sicklaanläggningen i två befintliga tunnlar till Henriksdalsanläggningen för biologisk rening.

I figuren avser "Mellanpumpstation" den nya pumpstation, som ska pumpa in avloppsvatten till Sicklaanläggningen från de två befintliga Farsta- och Årstatunnlarna.

Då bedömningen av framtida luktbelastning från Sickla respektive Henriksdal utgår från dagens luktmätningar men omräknat till den framtida kapaciteten beräknad i personekvivalenter (pe) redovisas i det följande dimensionerande data idag och i framtiden(2040).

	Sickla (pe)		Henriksdal (pe)	
	Idag	Framtid	Idag	Framtid
Grovrening	300 000	656 000	450 000	965 000
Försedimentering	--	656 000	450 000	965 000
Slamförtjockare	300 000	-----	----	965 000
Slamsilo/slamtank	300 000	----	450 000	-----
Organisk mottagning/slamutlastning				



4.4 Identifierade luktkällor

I följande redovisas de viktigaste luktkällorna där även prover uttagits. Provpunkterna är de punkter som vid en rundvandring bedömdes vara relevanta från luktsynpunkt.

Tabell 4-2 Identifierade potentiella luktkällor och provtagningar

Nr	Anläggning	Verksamhet	Kommentar
1	Sickla	Grovrens	Mätning genomförd
2	Sickla	Slamförtjockare	Mätning genomförd
3	Sickla	Slamsilo	Mätning genomförd
4	Sickla	Årstatunnel inlopp	Mätning genomförd
5	Sickla	Farstatunnel	Mätning skattad
6	Sickla	Brommatunnel	Mätning skattad
7	Henriksdal	Grovrens	Mätning genomförd
8	Henriksdal	Försedimentering	Mätning genomförd
9	Henriksdal	Gasuppgradering	Mätning genomförd
10	Henriksdal	Slamtank	Mätning genomförd
11	Henriksdal	Organisk mottagning/slamutlastning	Mätning genomförd

Som framgår av ovanstående tabell återfanns ett 10-tal olika potentiella luktkällor inom de båda anläggningarna idag. Samtliga källor har provtagits på lukt där så varit möjligt. Detta motsvarar samtliga identifierade luktkällor inom anläggningen.

Beträffande gasuppgraderingen kan nämnas att Stockholm Vatten inte har ansvar för själva driften av anläggningen men bolaget avser att ta över ägandet av anläggningen.

5 Resultat luktkartläggning

En kartläggning av luktutsläppen har genomförts inom ramen för denna utredning

Mätningarna genomfördes 2014-05-14, 2013-05-15 samt 2014-06-12 vid vad man kan betrakta som normal verksamhet. Mätningarna avseende luktkoncentration utfördes med dynamisk olfaktometer med luktpanel. Den kompletterande mätningen som utfördes i juni redovisas i följande figurer med mörkare färg.

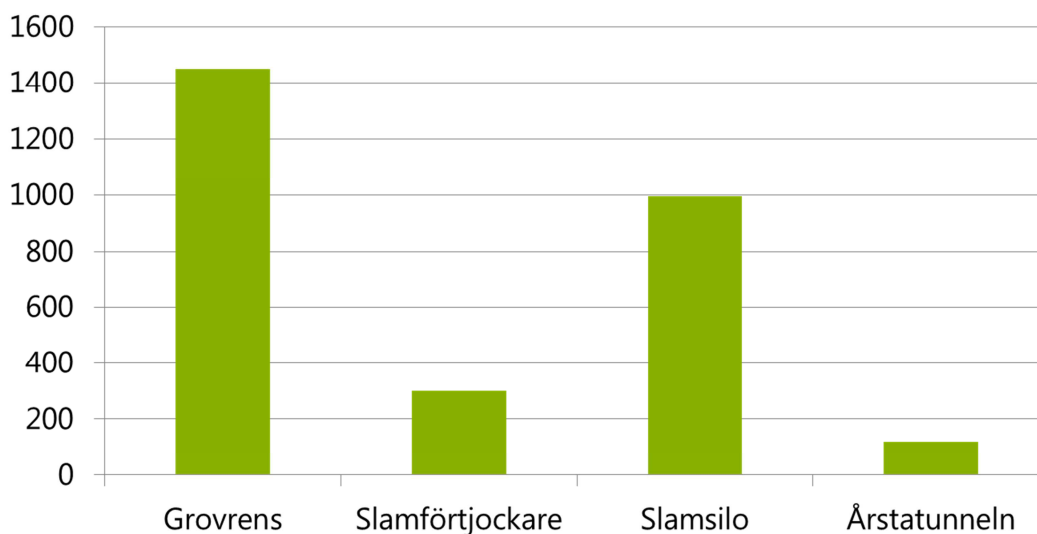
Det kan även nämnas att provtagning och analys av frånluften från Årstatunnelns inlopp provtogs i samband med annan luktutredning rörande Brommatunneln våren 2014. Vidare redovisas

även resultat från de luktmätningar som genomfördes inom ramen för ett forskningsprojekt under 2012 vid Henriksdals reningsverk.

I det följande redovisas resultaten från de olika luktmätningarna:

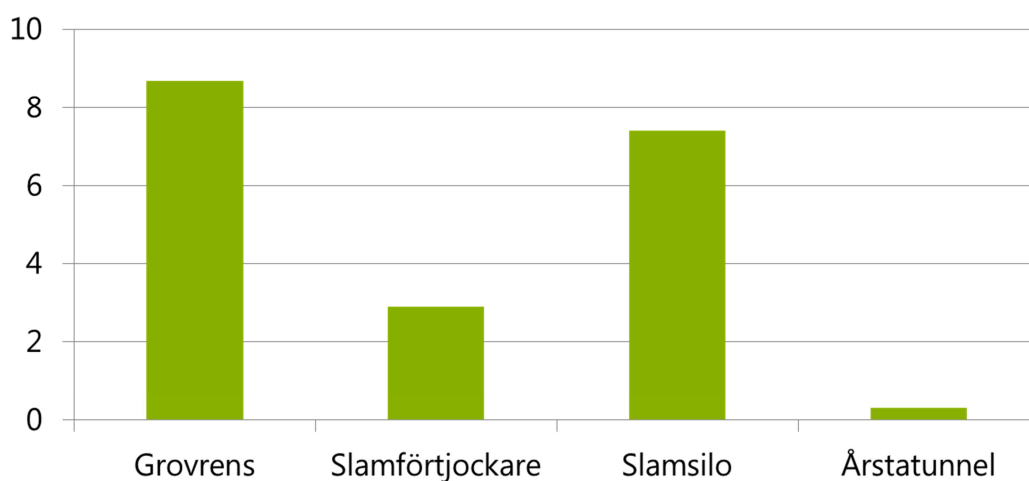
5.1 Resultat från luktmätningar i Sickla

I följande två bilder över resultatet från mätningarna i Sickla redovisas dels uppmätta luktkoncentrationer (l.e./m³) och dels beräknade luktemissioner (l.e./h).



Figur 5-1 Resultat från luktmätningar i Sickla – luktkoncentration (l.e./m³)

Som framgår av ovanstående figur återfinns de högsta lukthalterna i frånluften från slamsilon och grovrensanläggningen.

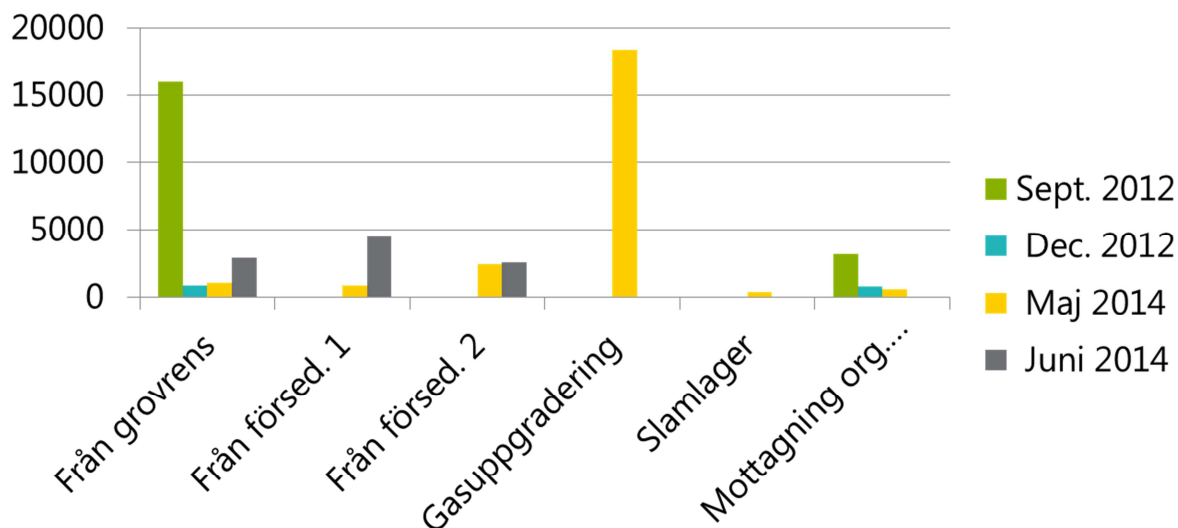


Figur 5-2 Resultat från luktmätningar i Sickla – luktemission (Ml.e./h), miljoner luktenheter per timma.

Som framgår av ovanstående figur dominerar bidragen från grovrens och slamsilon luktemissionen. Den totala luktemissionen kunde vid mättillfället beräknas till ca 19,3 Ml.e./h.

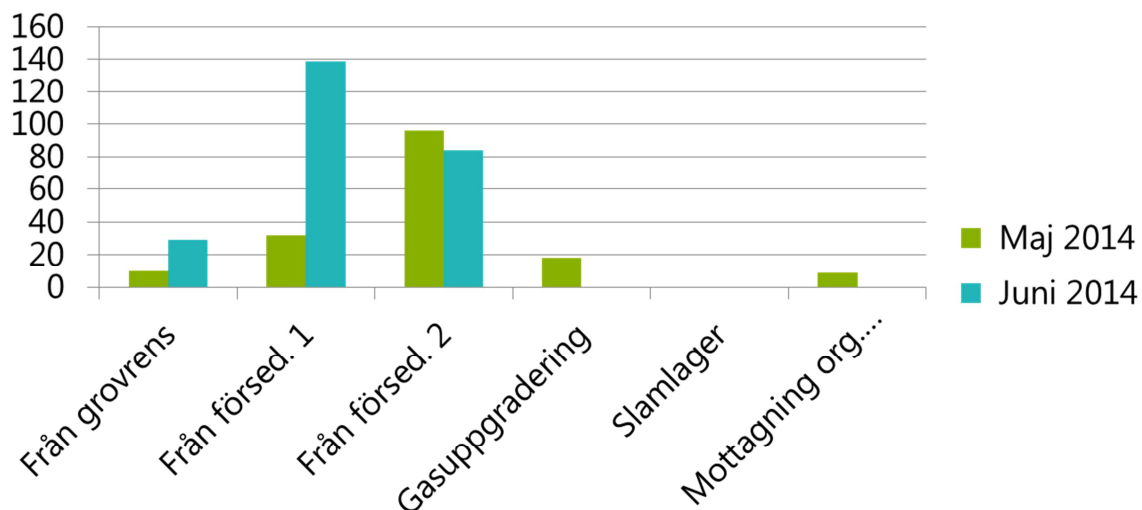
5.2 Resultat från luktmätningar i Henriksdal

I följande två bilder över resultatet från mätningarna i Henriksdal redovisas dels uppmätta luktkoncentrationer (l.e./m³) och dels beräknade luktemissioner (l.e./h).



Figur 5-3 Resultat från luktmätningar i Henriksdal – luktkoncentration (l.e./m³)

Som framgår av ovanstående figur noteras de högsta luktkoncentrationerna från gasuppgradering och vid ett mättillfälle i frånluften från grovrenset.



Figur 5-4 Resultat från luktmätningar i Henriksdal – luktemission (Ml.e./h), miljoner luktenheter per timma.

Enligt de mätningar som utförts under 2014 dominerar luktbidraget från försedimenteringen. Stora variationer kan dock noteras mellan olika mättillfällen. Vid mätningen i maj 2014 kunde den samlade luktemissionen beräknas till ca 136 Ml.e./h och vid mätningen i juni 2014 till 279 Ml.e./h.



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL

16 (37)

Orsaken till skillnaden i resultat kan förklaras med den stora skillnaden i bidraget från försedimentering 1 vid de båda mättillfällena. Vad detta beror på är dock inte klarlagt. Det kan även noteras att något luftflöde inte kunde mätas från slamlagret då mekanisk ventilation saknas varför någon luktemission inte kunde bestämmas i denna position.

Vidare kan noteras att vid mätningen 2012 genomfördes inga luftflödesmätningar varför inga luktemissioner redovisas för detta tillfälle.

Om man däremot utgår från att samma luftflöde förekom 2012 vid grovreningen som 2014 kan bidraget från denna del vid en av de utförda mätningarna beräknas till ca 160 Ml.e./h istället för de 10 – 30 Ml.e./h som uppmättes 2014. Orsaken till den stora skillnaden i resultat har inte kunnat förklaras men torde bero på att någon planerad/opplanerad händelse inträffade vid detta tillfälle.

5.3 Beräkning av luktbidraget för framtida förhållanden

För att kunna bedöma det framtida luktbidraget vid fullt utbyggd anläggning 2040 har de processteg som idag bidrar till luktemissionen uppräknats i proportion till antalet anslutna i framtiden.

För Sickla har då följande beräkning genomförts.

Tabell 5-1. Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Sickla (Ml.e./h)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	300 000	656 000
Processteg/källa		
Grovrening	8,7	19
Försedimentering	-	40 (187 – 326) ¹⁾
Slamförtjockare	2,9	-
Slamsilo	7,4	-
Årstatunneln	0,3	0,3
Brommatunneln	-	0,4
Farstatunneln	0,3	0,3
Totalt	19,6	60

1) Baseras på mätningar från Henriksdal

Som framgår av ovanstående beräkning är den totala luktemissionen ca $19,6 \cdot 10^6$ l.e./h eller 19,6 Ml.e./h vid dagens förhållanden. Vid ombyggnad och utökning av verksamheten i Sickla kommer luktbidraget att öka dels på grund av den högre belastningen men också på grund av att försedimentering kommer att byggas ut i Sicklaanläggningen. Däremot kommer bidraget att från slamhanteringen att upphöra då denna verksamhet flyttas till Henriksdal.

Vad gäller bidraget från försedimenteringen kan konstateras att orimligt höga värden (187 – 326 Ml.e./h) erhålles då man utgår från luktmätningarna i Henriksdal. Orsaken till detta förklaras med att idag går orenat ej luftat och syresatt vatten från Sickla till Henriksdal. Normalt används endast en tunnel av två och varje vecka växlas mellan dessa.

Detta betyder att orenat vatten ligger still under en vecka i en tunnel varvid svavelväte bildas. Även nattetid när flödet är lågt kan svavelväte bildas eftersom uppehållstiden då blir lång. Detta förhållande kommer att ändras i och med ombyggnaden av verket. Av denna anledning kan inte de värden som idag erhålles från försedimenteringen användas för att beskriva de framtida för-



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 17 (37)

hållandena. Istället har valts ett emissionsbidrag från försedimenteringen uppmätta vid andra kommunala reningsverk och uppräknat till den planerade utökningen av antalet anslutna till verket (40 Ml.e./h) som är ett mer representativt värde för de framtida förhållandena.

För Henriksdal har följande beräkning utförts:

Tabell 5-2. Beräkning av luktemissionen vid fullt utbyggd anläggning i Henriksdal (Ml.e./h)

	Nuvarande förhållanden	Framtida förhållanden år 2040
Antal anslutna (pe)	450 000	965 000
Processteg/källa		
Grovrening	10,2	21,9
Försedimentering	128 - 223	60
Slamförtjockare	-	6,2 ¹⁾
Slamtank	1,5	-
Gasuppgradering	18,4	1,8
Organisk mottagning/slamutlastning	8,7	17,4
Totalt	167 - 262	107

1) Baseras på mätningar från Sickla

I den framtida situationen bedöms att mottagningen av organiskt avfall fördubblats mot idag samt att avluftningen från gasuppgraderingen förses med en oxidativ reningsutrustning med hög avskiljningsförmåga.

Däremot bedöms bidraget från försedimenteringen att reduceras till nivån ca 60 Ml.e./h från dagens nivåer 130 – 225 Ml.e./h efter den ombyggnad som beskrivs ovan och som kommer att minska bildningen av svavelväte. Sammantaget betyder det att luktbidraget från Henriksdal kommer att reduceras.

6 Metoder att reducera luktblastningen

6.1 Allmänt

I syfte att minska bidraget av lukt till omgivningarna kan man arbeta efter två olika principer:

- Förbättra reningen av den kontaminerade luften
- Förbättra spridningen av frånluftsströmmen

I följande avsnitt redovisas generellt vilka tekniker som används kommersiellt för att minska utsläppen av luktande ämnen och en bedömning av hur dessa metoder skulle fungera i denna applikation.

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

1. Absorption
2. Adsorption
3. Biofilter
4. Ozonisering
5. Jonisering
6. Oxidation



7. UV-fotooxidation

Inledningsvis presenteras metoderna generellt varefter en diskussion förs om lämpligheten att använda dessa metoder i de här aktuella anläggningarna.

6.2 Kommersiellt tillgängliga avskiljningsprinciper

6.2.1 Absorption (skrubber)

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

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

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

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

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

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

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

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

Biologisk skrubbing innebär istället att destruktion av ämnena ifråga sker genom mikrobiologisk aktivitet. Fördelen med biologisk skrubbing är, i jämförelse med den kemiska skrubbern, att det erhållna skrubbevattnet i regel enkelt kan avbördas till kommunalt reningsverk utan några särskilda åtgärder. För att säkerställa att inga miljömässigt besvärliga ämnen bildas rekommenderas pilotförsök innan installation. Ett skrubbersystem för biologisk behandling av en luftström innebär i regel högre investeringskostnader, men vanligtvis lägre driftskostnader.



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

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

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

6.2.2 Adsorption på aktiverat kol

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

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

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

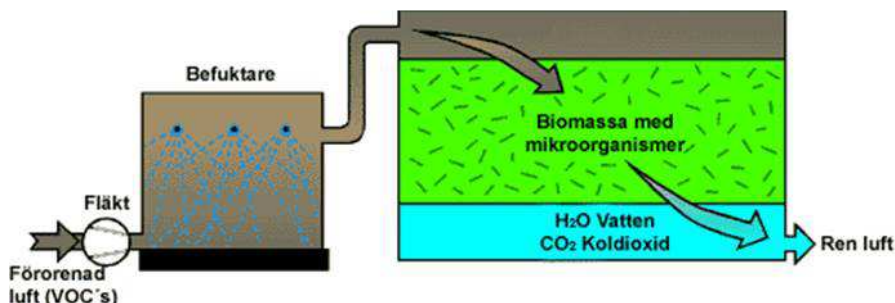
Aktiverat kol används framgångsrikt för destruktion av luktande gas från anläggningar för biologisk behandling. Kolet måste dock bytas ut när det börjar bli mättat annars förloras funktion helt. Vidare är det viktigt att notera att höga fukthalter i den behandlade luften helt kan förstöra funktionen för luktavskiljning. Vid höga relativa fukthalter kan funktionen förbättras genom förvärmning av luften för att på så sätt sänka den relativa fuktigheten.

6.2.3 Biofilter

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

Förutsättningarna för att ett biofilter skall vara användbart är att de organiska ämnena ifråga kan överföras och adsorberas på filtermaterialet. Om ämnet är vattenlösligt underlättas överföringen. Dessutom måste ämnet kunna brytas ned av mikroorganismerna. Nedbrytningsprodukterna från den mikrobiologiska processen får vidare inte hämma den primära nedbrytningen. Biofiltret eller biobädden utgörs vanligen av en befuktad bädd, bestående av exempelvis bark, torv, ljungrötter eller något annat biologiskt material. Dessutom används ofta något poröst mineraliskt material

som Leca kulor. Före passagen genom bädden befuktas luften och ofta måste även reglering av ingående temperatur till nivån 20-35°C göras.



Figur 6-1 Principskiss över biofilter

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

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

De flesta installerade biofilter är öppna och fyllda med bark och emitterar luften direkt ovan bädden. Detta innebär att det lätt kan uppstå snedfördelning av luftflödet genom anläggningen och zoner med sämre funktion kan uppkomma. I följande bild visas till vänster hur det kan se ut en kall vinterdag då ovalsiktet fryst, vilket helt hindrar luften från att tränga igenom filtret. Till höger ses ett väl fungerande biofilter där luften passerar fritt trots 10 cm snö i omgivningen.



Figur 6-2 Olika biofilter fungerar olika bra vintertid

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



Figur 6-3 Möjligheter med inbyggda biofilter

En biobädd uppnår reningsgrader på 50-95 % beroende på vilket ämne som behandlas (låg reningsgrad vid icke vattenlösliga och hög vid vattenlösliga ämnen), och är bäst lämpad där föroreningarna förekommer i så låga koncentrationer att annan teknik ställer sig mycket kostsam.

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

6.2.4 Jonisering

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

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

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

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

ÅF har testat jonisering vid ett flertal tillfällen. Det som kan konstateras vid dessa studier är att man ibland får en reduktion av lukten. Flera installationer som ÅF testat visar dock på dålig funktion. Där man uppnår luktavskiljning är ofta reduktionsgraden förhållandevis låg och varierande. För att uppnå någon som helst effekt krävs förhållandevis lång uppehållstid (minuter).

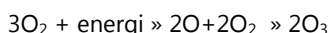


RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 22 (37)

Detta betyder att man får bäst användning av denna utrustning i slutna utrymmen (t.ex. pumpstationer) eller vid tillförsel till inkommande luft

6.2.5 Ozonisering

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



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

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

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

6.2.6 Oxidation (förbränning)

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

Vid termisk förbränning sker oftast oxidationen inom intervallet 750-1 000 °C.

För att nedbringa driftskostnaderna för sådana anläggningar söker man återvinna så mycket av det tillförda värmetsom är tekniskt möjligt och ekonomiskt försvarbart.

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

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

Reningseffektiviteten för en förbränningsväxlare av ovan nämnda typ garanteras av leverantören till minst 95 %. Denna verkningsgrad är något lägre än vad som vanligen garanteras för konventionella förbränningsanläggningar. Orsaken till denna lägre reningsgrad har varit den dödvolym



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 23 (37)

(residualluft) som endast delvis eller inte alls upphettas i samband med växlingen av flödesriktningen. Detta problem kan idag delvis hanteras genom att residualluften förs in i en buffertbehållare för att under påföljande cykel successivt spädas in på tilluftsidan.

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

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

Katalytiska oxidationsanläggningar är vidare känsliga för framför allt lokala överhettningar, stoft och katalysatorgifter. Som katalysatorgifter räknas ämnen som bland annat fosfor, silikon, klor, svavel och tungmetaller. Förekomst av sådana ämnen kan radikalt reducera den faktiska livslängden.

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

6.2.7 UV-fotooxidation

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

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

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

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



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL 24 (37)

6.3 Värdering av tänkbara tekniker i det här aktuella fallet

I den aktuella applikationen som avser avluftning av avloppsvatten från ett kommunalt avloppsreningsverk utgör luktämnena i stor utsträckning av svavelväte men även andra reducerade svavelföreningar förekommer. Vid kommunala reningsverk återfinns i princip samtligt kommersiellt tillgängliga metoder att avlägsna lukt. Alla tekniker fungerar dock inte så bra i denna applikation.

Om man behöver komma ned till så låga resthalter som 300 l.e/m^3 begränsas tänkbar teknik.

I det följande lämnas en sammanställning över teknikvärdering i denna applikation.

Tabell 6-1 Utvärdering av reningstekniker – sammanställning

Metod	Teknisk möjlig	Reningsgrad	Kommentar
1. Absorption	Delvis	Effekt osäker	Rekommenderas inte
2. Adsorption med aktiverat kolfilter	Ja	Hög reningsgrad >95 % med rätt dimensionerad utrustning och fräscht kol	Känslig för vatten, kräver att kolet är fräscht annars reduceras funktionen. Ofta viktigt att avfukta luften före kolfilter för att utöka drifttiden. Eventuellt med impregnerat filter eller tillsammans med fotooxidation. Begränsad adsorptionskapacitet vid låga halter
3. Biofilter	Ja	>90 %	Inbyggda filter har ofta bra funktion. Ger resthalter. Svårt att komma ned i nivåer < 500 l.e/m^3 . Kräver ofta stora ytor vilket begränsar användbarheten.
4. Ozonisering	Tveksam	Effekt osäker	Är svåra att dimensionera på rätt sätt-ÅF:s erfarenhet av tekniken är dålig. Rekommenderas inte.
5. Jonisering	Nej	Effekt osäker	Rekommenderas inte
6. Katalytisk oxidation	Tveksam	Känslig katalysator	Alltför höga kostnader. Katalysatorn känslig för svavelföreningar, rekommenderas inte
7. Termisk Oxidation	Ja		Alltför höga kostnader, rekommenderas inte
8. Fotooxidation	Ja	Etablerad i denna applikation	Ger låga resthalter i kombination med kolfilter. Kan även förlänga drifttiden för kolfiltret.
9. Förhöjd skorstenshöjd	Ja	Förbättrar situationen i närområdet	Ofta kostnadseffektiv, dock inte i detta fall då redan höga skorstenar finns på plats

För att lyckas reducera luktemissioner från anläggningen behöver man komma ned till låga luktresthalter efter behandling i en reningsutrustning. Många av de på marknaden förekommande reningsutrustningarna medger inte reduktion av lukt ned till dessa låga nivåer.

De metoder som ger denna tydliga reduktionsgrad är enligt ÅF begränsat till väl fungerande aktiverade kolfilter, fotooxidation kombinerat med aktiverat kolfilter samt vissa inbyggda biofilter.



7 Genomförda spridningsberäkningar

För att klargöra hur luktsituationen kommer att förändras samt vilken effekt olika åtgärder har i omgivningen har spridningsberäkningar genomförts. Ansvarig för dessa beräkningar har varit Leif Axenhamn, Sweco.

7.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) godkända modellkoncept Aermod, se internetlänk:

http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm

Inom EU saknas krav på att spridningsmodeller ska vara godkända. Det anges dock i luftvårdsdirektivet 2008/50/EG rekommendationer att avancerade modeller bör användas för att uppfylla tillräcklig kvalitet på resultaten. I EU finns organisationen Eionet (European Topic Centre on Air and Climate Change) som har tagit fram en förteckning över spridningsmodeller som används inom EU. Där klassas Aermod enligt högsta nivå, nivå 1 när det gäller kvaliteten på modellen vid validering/utveckling och dokumentationen, se internetlänk:

http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/MDS/index_html

Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

1. **AERMET** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bl.a. vertikala profiler i luftrummet.

2. **AERMOD** är en spridningsmodell för utsläpp från bl.a. skorstenar, som är speciellt utvecklad för att beskriva halter i närområdet inklusive byggnaders inverkan kring utsläppskällan.

3. **AERMAP** är en beräkningsmodell för definiering av de topografiska förhållandena.

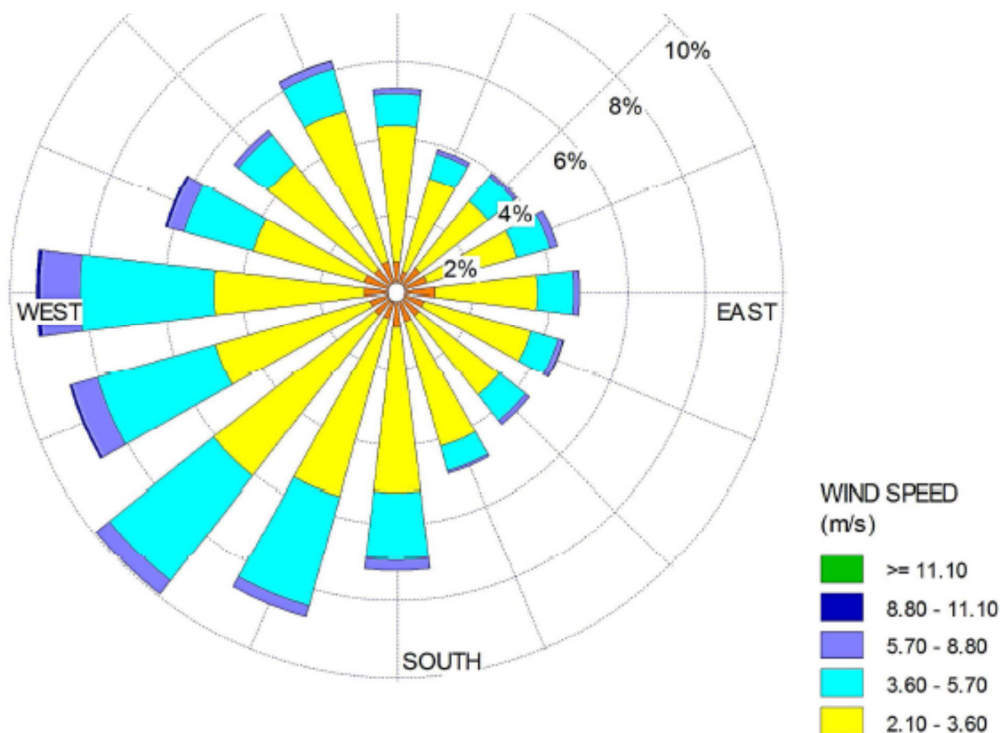
7.2 Meteorologi

Speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) har tagits fram enligt dataformat från den internationella organisationen för meteorologi, World Meteorological Organization (WMO).

Den meteorologiska informationen bygger på en numerisk modell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Stockholm under fem år, totalt 43 824 timmar. Bland parametrar som ingår kan nämnas lufttryck, temperatur, vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet, molnmängd och nederbörd. Vissa parametrar är även definierade för olika nivåer i vertikalled (vindhastighet, vindriktning, lufttryck, temperatur, relativ fuktighet etc.).

7.3 Använda vinddata

I följande figur 7-1 redovisas vindrosen över Stockholm som använts vid de nu genomförda spridningsberäkningarna.



Figur 7-4. Vindros Stockholm – Hammarby Sjöstrand

Vindrosen beskriver de meteorologiska vindförhållandena 15 m ovan marknivå. Den är baserad på vindstatistik för åren 2008-2012. Som framgår av ovanstående figur är de helt förhärskande vindriktningarna mellan väst och syd.

7.4 Genomförda spridningsberäkningar

Vid den luktutredning som nu utförts har flera olika framtidsscenarier studerats. Dessa presenteras i följande tabell 7-1.



RAPPORT LUKTUTREDNING SICKLA HENRIKSDAL

27 (37)

Tabell 7-1 Genomförda spridningsberäkningar

Scenario	Avser	Luktemission (Ml.e./h)	
		Sickla	Henriksdal
1	Nuvarande förhållanden	19	157
2	Framtida förhållande utan rening	59	141
3	Framtida förhållanden samt rening frånluft grovrening, resthalt 300l.e./m ³	48,3	90,3
4	Scenario 1 på receptorhöjden 20 m	19	157
5	Scenario 2 på receptorhöjden 20 m	59	141
6	Scenario 3 på receptorhöjden 20 m	48,3	90,3

Scenario 1 - nuvarande förhållande avser spridningsberäkningar med utgångspunkt från faktiskt uppmätta luktemissioner.

Scenario 2 - framtida förhållande utan rening avser spridningsberäkningar med utgångspunkt från faktiskt uppmätta luktemissioner omräknat till de framtida belastningarna vid fullt utbyggda verk. Bidraget från försedimenteringen bedöms dock kraftigt kunna reduceras efter ombyggnaden eftersom orsaken till svavelvätebildningen kommer att byggas bort. Detta scenario innefattar ingen rening från verket, det vill säga ingen rening av luft från grovreningen eller behandling av luft från mottagning av organiskt avfall som idag förekommer. Däremot så finns en effektiv oxidationsutrustning från gasreningen inräknad i detta scenario.

Scenario 3 - framtida förhållande med rening avser spridningsberäkningar med utgångspunkt från faktiskt uppmätta luktemissioner omräknat till de framtida belastningarna vid fullt utbyggda verk. Bidraget från försedimenteringen bedöms dock kraftigt kunna reduceras efter ombyggnaden eftersom orsaken till svavelvätebildningen kommer att byggas bort. Detta scenario innefattar rening från verket, det vill säga rening av luft från grovreningen och behandling av luft från mottagning av organiskt avfall som idag förekommer. Dessutom finns en effektiv oxidationsutrustning från gasreningen inräknad i detta scenario..

Vid samtliga beräkningar har skorstenshöjden 68,5 m använts för Sickla och luftflödet 1a 200 000 m³/h för båda dagens och den framtida situationen. För Henriksdal har skorstenshöjden 80 m använts. Luftflödet från Henriksdal vid dagens förhållanden har ansatts till 415 000 och 710 000 vid framtida förhållanden.

7.5 Beräkningsresultat

I följande figur redovisas luktsituationen vid dagens förhållanden.

7.5.1 Beräkningar på marknivå

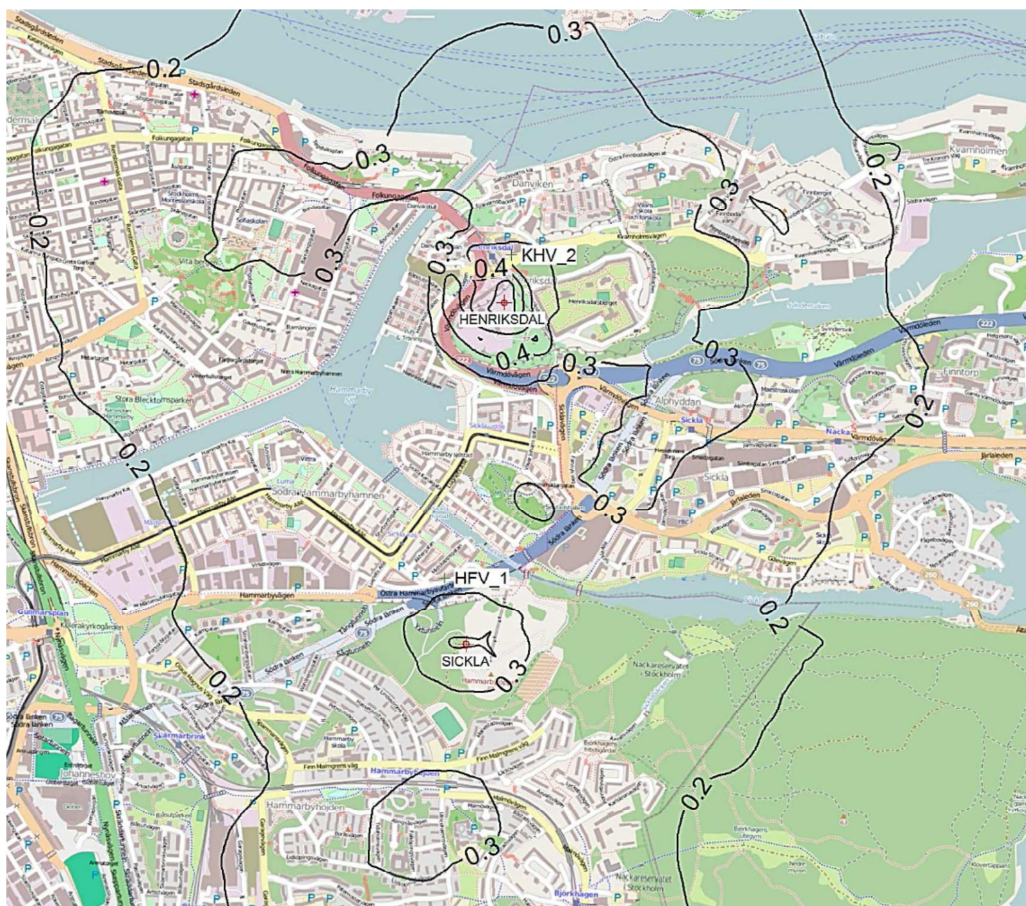
I de tre inledande spridningsberäkningarna så har receptorpunkter i mark nivå (1,5 m höjd) beräknats. Resultatet redovisas i bifogade figurer 7 -2, 7-3 samt 7-4.



Figur 7-2 Scenario 1. Omgivningshalter av lukt kring Sickla och Henriksdal vid nuvarande förhållanden. Resultaten avser 1,5 m höjd ovan mark.

Som framgår av ovanstående figur är så underskrids 1 I.e./ m³ i omgivningen kring såväl Sickla-anläggningen som vid Henriksdalsanläggningen.

I följande figur redovisas spridningsberäkningen för det framtida förhållandet 2040 utan att någon särskild utrustning för luktavskiljning installeras.



Figur 7-3 Scenario 2. Omgivningshalter av luft kring Sickla och Henriksdal vid fullt utbyggda anläggningar utan någon installation av luktavskiljning förutom oxidation av frånluft från gasuppgraderingen. Resultaten avser 1,5 m höjd ovan mark.

Då emissionsnivån vid Sickla kommer att öka påtagligt i detta scenario kommer även omgivningskoncentrationen av luft att öka. Kring Henriksdal reduceras lukthalterna i och med att den framtida emissionen bedöms kunna reduceras från försedimenteringen.

I följande figur redovisas spridningsberäkningen för det framtida förhållandet 2040 samt med förutsättningarna att rening ned till en resthalt om 300 l.e./m³ installeras i frånluften från grovrens/sandfång från de båda anläggningarna samt mottagning av organiskt avfall. Även i detta scenario används oxidationsutrustning för luft från gasuppgraderingen.

För att kunna jämföra de genomförda beräkningarna med varandra har resultaten i ett par receptorpunkter vid närliggande bostäder studerats. Dessa utgörs av HFV (Hammarby fabriksväg) och KHV (Kvarnholmsvägen).



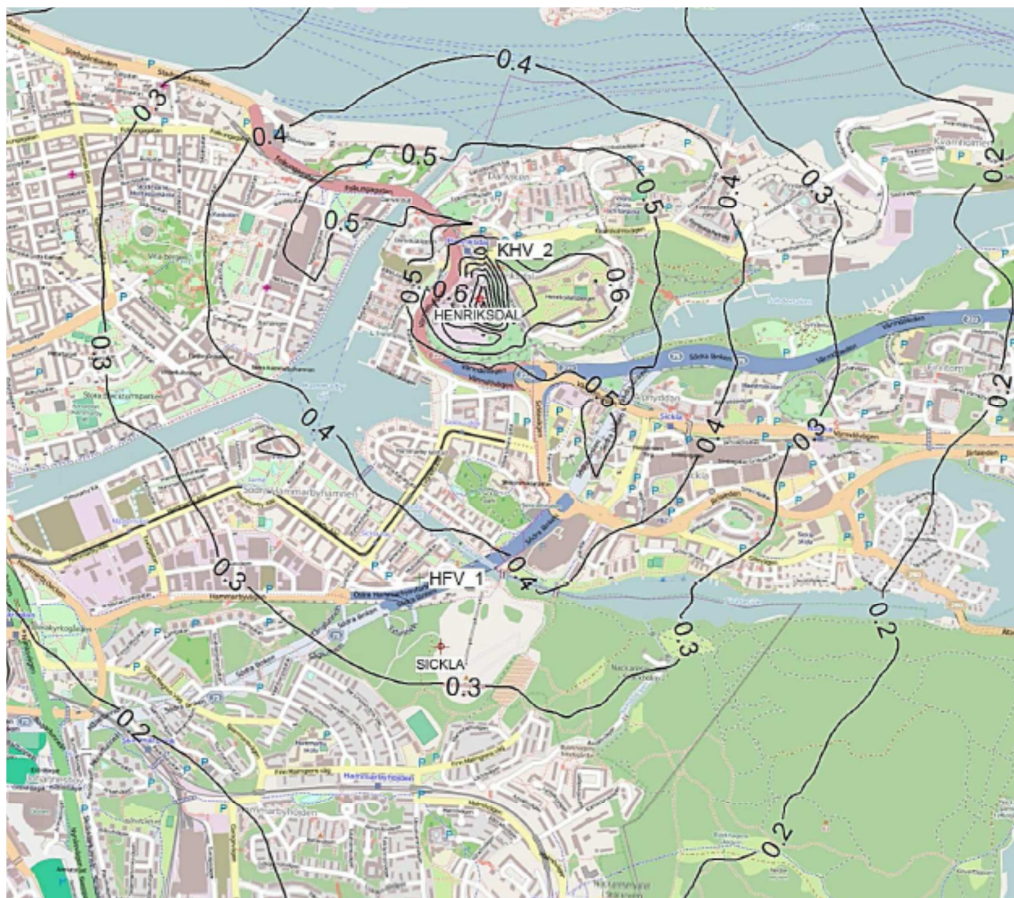
Figur 7-4 Scenario 3. Omgivningshalter av lukt kring Sickla och Henriksdal vid fullt utbyggda anläggningar med rening av frånluft från sandfång/grovrens samt mottagning av organiskt avfall. Resultaten avser 1,5 m höjd ovan mark.

Vid rening av frånluften från grovrens/sandfång vid de båda anläggningarna reduceras lukt-emissionen i relation till Scenario 2, vilket avspeglas i något lägre omgivningshalter än i Scenario 2.

7.5.2 Beräkningar på 20 m höjd

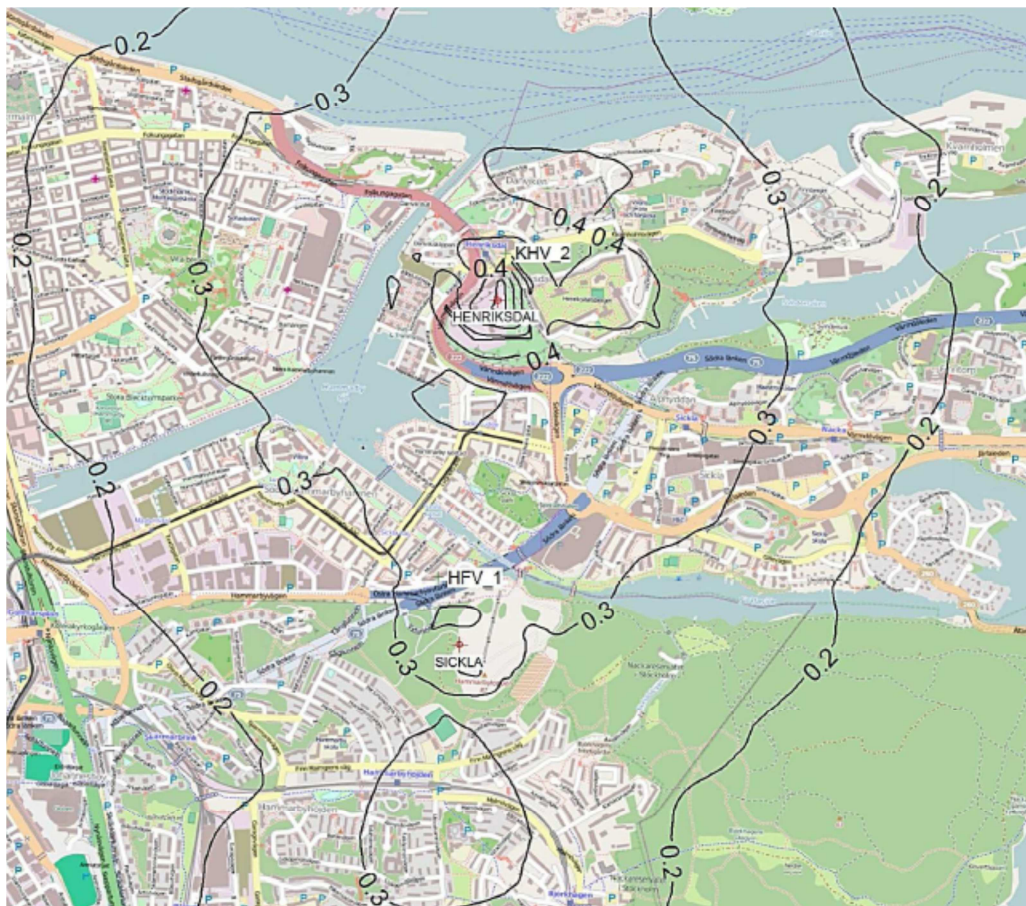
I följande figurer redovisas resultaten från spridningsberäkningarna på 20 m höjd, vilket motsvarar höjden på ett åttavåningshus. Detta för att kunna få en bild på hur den maximala luktkoncentrationen varierar i höjdlängd då luftintag i takplan ofta förekommer på flervåningshus.

I följande figur redovisas spridningsberäkningen för det framtida förhållandet 2040 samt med förutsättningarna att rening ned till en resthalt om 300 i.e./m³ installeras i frånluften försedimenteringen från de båda anläggningarna. Även i detta scenario används oxidationsutrustning för avskiljning av luktämnen från gasuppgraderingen.



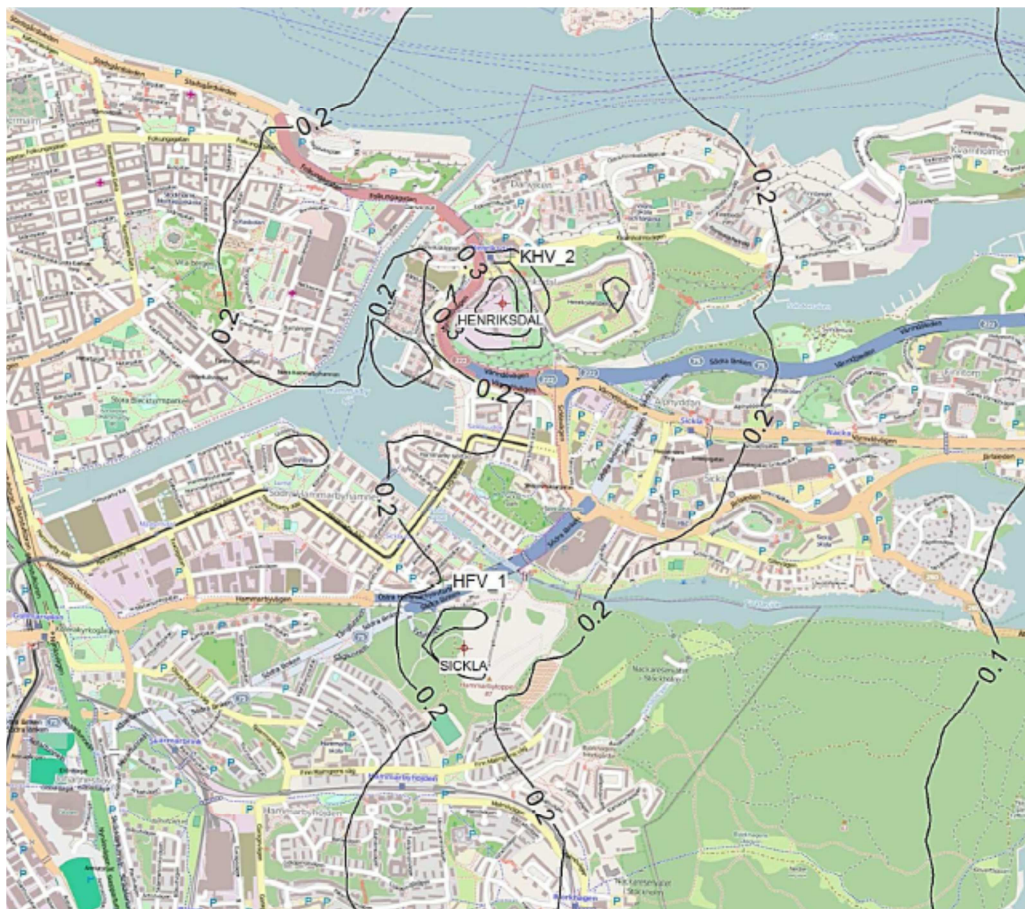
Figur 7-5 Scenario 4. Omgivningshalter av lukt kring Sickla och Henriksdal vid nuvarande förhållanden. Resultaten avser 20 m höjd ovan mark.

Som framgår av ovanstående figur är de högsta minutmedelvärdena vid en receptorhöjd om 20 m vid dagens förhållanden och något högre än vid marknivå, jämför med figur 7-2.



Figur 7-6 Scenario 5. Omgivningshalter av lukt kring Sickla och Henriksdal vid fullt utbyggda anläggningar utan någon installation av luktavskiljning förutom oxidation av frånluft från gasuppgraderingen. Resultaten avser 20 m höjd ovan mark.

Vid fullt utbyggd anläggning och utan installation av någon reningsutrustning erhålles lägre värden än vid nuvarande förhållanden i och med att den totala emissionen av luktämnen kommer att reduceras genom den planerade ombyggnaden. Jämfört med situationen i gatuplan erhålles dock något höge värden på 20 m höjd närmast emissionspunkterna.



Figur 7-7 Scenario 6. Omgivningshalter av lukt kring Sickla och Henriksdal vid fullt utbyggda anläggningar med rening av frånluft från sandfång/grovrens samt mottagning av organiskt avfall. Resultaten avser 20 m höjd ovan mark.

Vid fullt utbyggd anläggning och med installation av reningsutrustning på frånluften från sandfång/grovrens samt mottagningshallen för organiskt avfall erhålles lägre värden än vid nuvarande förhållanden i och med att den totala emissionen av luktämnen kommer att reduceras genom den planerade ombyggnaden. Jämfört med situationen i gatuplan erhålles dock något högre värden på 20 m höjd närmast emissionspunkterna.

7.6 Sammanfattning av resultat

För att kunna jämföra de genomförda beräkningarna med varandra har resultaten i ett par receptorpunkter vid närliggande bostäder studerats. Dessa utgörs av HFV (Hammarby fabriksväg) och KHV (Kvarnholmsvägen). De redovisade haltnivåerna avser en position 1,5 m över mark respektive 20 m ovan mark.

I följande figur redovisas positionen för dessa receptorpunkter.



Figur 7-8 Receptorpunkterna vid de båda emissionspunkterna.

I följande tabell har resultatet vid de båda receptorpunkterna i omgivningen sammanställts för de olika scenarierna.

Tabell 7-2 Sammanställning av beräkningsresultat

Scenario	Avser	Receptorpunkt (l.e./m ³)	
		Sickla (HFV)	Henriksdal (KHV)
1	Nuvarande förhållanden	0,32	0,68
2	Framtida förhållande utan rening	0,26	0,49
3	Framtida förhållanden samt rening frånluft grovrens, resthalt 300l.e./m ³	0,18	0,29
4	Scenario 1 på receptorhöjden 20 m	0,37	0,68
5	Scenario 2 på receptorhöjden 20 m	0,30	0,51
6	Scenario 3 på receptorhöjden 20 m	0,20	0,33

Som framgår av ovanstående tabell är vid nuvarande förhållanden och normal drift högsta omgivningshalter < 1.l.e./m³ i såväl gatuplan som på 20 m höjd. Detta förklarar det förhållande att klagomål normalt inte förekommer kring anläggningen.



Vidare kan man konstatera att efter utbyggnad av anläggningen kommer omgivningshalterna att reduceras från dagens nivåer i och med att emissionen från framförallt försedimenteringen minskar.

8 Luktriskanalys

I syfte att klarlägga effekten av planerade och oplanerade händelser som kan inträffa på verket och som kan påverka luktsituationen kring anläggningen har en luktriskanalys genomförts. De planerade händelserna avser t.ex. underhållsåtgärder och transporter som ger ökade utsläpp utöver den kontinuerliga driften.

I bilaga 2 till denna utredning redovisas luktriskanalysen i sin helhet med metodbeskrivning.

För bestämning av riskerna har emissionstid (h), emissionsstorlek (Mle /h) och frekvens (ggr/år) vägts samman utifrån 3-gradiga skalor. Följande värden har definierat nivån "hög":

- Emissionstid på mer än 24 h ("hög" = 3)
- Emissioner upp till 20 Mle/h ("hög" = 3)
- Frekvens över 12 ggr/år ("hög" = 3)

Nedanstående tabell visar en sammanställning av de olika händelsernas konsekvenser, frekvens och den sammanvägda risknivån för luktproblem.

Tabell 8-1. Händelser med bedömd konsekvens, uppskattad frekvens och sammanvägd risknivå

Löpnr	Processdel	Händelse	Kons.	Frek.
001		Utsläpp av rötgas	2	1
002		Haveri på fläktsystem	2	1
003		Utsläpp av slam utanför berget	1	1
004		Ammoniackläckage värmepumpar	1	1
005		Kolbyte i reningsanläggning EOM/slamlastning Henriksdal	2	1
006		Haveri på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
007		Reducerad funktion på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
008		Haveri på reningsutrustning på Henriksdalsberget	3	1

Nedan presenteras riskerna sammanställda i en riskmatris.

Luktriskmatris

Frekvens	3 = HÖG			
	2 = MEDEL			
	1 = LÅG	3,4	1,2 ,5	6,7,8
		1 = LÅG	2 = MEDEL	3 = HÖG
		Konsekvens		

Figur 8-1. Luktriskmatris, numreringen avser nummer på händelser i den tidigare tabellen.

Som framgår av ovanstående riskanalys bedöms att inga risker klassificeras som "hög"

Som sammanställningen visar så är det främst två grupper av risker. Dels är det risker förknippade med haveri på ventilation/reningssystemet och dels handlar det om haverier på verksamheter utanför berget.

Alla risker bedöms att ha en låg frekvens. Detta beror på att allt planerat underhållsarbete genomförs inne i berget och ventilationsluften släpps via skorsten på hög höjd. Viss rening av denna ventilationsluft äger också rum men den huvudsakliga effekten erhålls av skorstenen.

Högst risk är förknippat med haveri eller nedsatt funktion på reningsutrustning (risk 5-11). Denna risk redovisas på två sätt. Dels enligt den fastslagna metodiken och dels med hänsyn taget till de specifika förutsättningarna vid Henriksdal och Sickla.

Vid de aktuella anläggningarna reduceras risken betydligt av höjden på skorstenen. Spridningsberäkningarna visar att inte ens utan reningsutrustning förväntas några luktstörningar även om luktemissionerna ökar med 40 Mle/h.

Sammantaget är bedömningen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.



9 Diskussion

Med utgångspunkt från de genomförda luktemissionsmätningarna kan konstateras att luktemissionen från försedimenteringen i Henriksdal är högre än vad man kan förvänta sig vid jämförelse med andra kommunala reningsanläggningar. Orsaken är att två st tunnlår är anslutna mellan Sickla och Henriksdal och bara en används i taget. Detta medför höga uppehållstider i den tunnel som då är avställd varvid svavelväte bildas.

Detta förhållande kommer att ändras i och med ombyggnad av anläggningarna vilket betyder att bidraget från försedimenteringen förväntas hamna på, vad som kan betecknas som, mer normala emissionsnivåer.

Resultatet från spridningsberäkningarna ger vid handen att omgivningshalterna av lukt, vid dagens förhållanden, är väl under 1 l.e./m^3 vid såväl gatunivå som på 20 m höjd, vilket motsvarar höjden av ett åttavåningshus.

Efter ombyggnad av anläggningarna kommer omgivningshalterna av lukt att reduceras ytterligare i och med den att den totala emissionen från anläggningarna reduceras. Då hamnar man på så låga nivåer ($0,2 - 0,5 \text{ l.e./m}^3$) där lukt normalt inte kan förnimmas.

Efter installation av viss utrustning för luktafskiltning reduceras omgivningshalterna av lukt ytterligare. Effekterna av denna utrustning kommer dock inte vara märkbar i omgivningarna.

Vidare är bedömningen från den utförda luktriskanalysen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.

Med hänvisning till ovanstående resultat ifrågasätter därför ÅF behovet av installation av luktreningssutrustning eftersom de planerade ombyggnaderna i sig kommer att reducera luktemissionerna på ett påtagligt sätt och medföra acceptabla omgivningshalter.

Handläggare
Markus Olofsgård
Tel +46 10 505 94 07
Mobil +46 70 356 62 10
Fax +46 10 505 30 09
markus.olofsgard@afconsult.com

Datum
K-Konsult/Stockholm
Vatten
SFAR

Uppdragsnr
6034748

Bilaga 2-1

För Stockholm Vatten AB

Luktprovtagning vid Sickla och Henriksdals
reningsverk.

ÅF-Infrastructure AB
[Click here to enter Department/Section.](#)

Granskad

Markus Olofsgård

Sten-Åke Barr



2014-08-12

2 (14)

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	4
2	ACKREDITERING.....	4
3	FÖRUTSÄTTNINGAR.....	4
4	METODIK.....	4
4.1	Beskrivning av provpunkterna	4
4.2	Gasflödesbestämning	7
4.3	Sensorisk luktanalys	7
4.4	Avvikelser från standarden.....	8
5	MÄTOSÄKERHET	8
6	RESULTAT.....	8
7	KOMMENTAR TILL RESULTATET	FEL! BOKMÄRKET ÄR INTE DEFINIERAT.

Bilagor

Bilaga 1	Metodbeskrivning sensorisk luktanalys
Bilaga 2	Rådata



2014-08-12

3 (14)

Sammanfattning

På uppdrag av Stockholm Vatten AB har ÅF utfört mätning av lukt vid Bolagets anläggningar i Henriksdal och Sickla. Mätningarna genomfördes 2014-05-14 samt 2014-05-15.

Mätning avseende luktkoncentration utfördes med dynamisk olfaktometri med luktpanel.

I nedanstående tabell redovisas resultatet av de genomförda analyserna.

Provpunktens beteckning	Anläggning	Flöde ¹ [m ³ /h]	Luktkoncentration [le/m ³]	Luktemission ² [Mle/h]
Plattform i skorsten	Henriksdal	200 000-215 000	270	54-58
Kanal försedimentering TA 38 FF1	Henriksdal	37 000	812	32
Kanal försedimentering TA 38 FF1 06-12	Henriksdal	31 000	4 470	139
Kanal försedimentering TA 38 FF2	Henriksdal	37 000	2 400	96
Kanal försedimentering TA 38 FF2 06-12	Henriksdal	33 000	2 540	84
Före skrubber grovrens	Henriksdal	10 000	1 020	10,2
Före skrubber grovrens 06-12	Henriksdal	10 000	2 900	29
Efter skrubber grovrens	Henriksdal	10 000	580	5,8
Kanal från slamlager på berget	Henriksdal		340	
Före skrubber OM	Henriksdal	14 500	600	8,7
Utblås gasuppgradering	Henriksdal	1 000	18 400	18,4
Grovrens	Sickla	6 000	1450	8,7
Ventilation slamförtjockare	Sickla	9 400	300	2,9
Ventilation Slamsilo	Sickla	7 400	995	7,4

¹ Flödesmätning är inte en del av den ackrediterade verksamheten

² Luktemission beräknas utifrån flöde och är därmed inte en del av den ackrediterade verksamheten

1 Inledning

På uppdrag av Stockholm Vatten AB (bolaget) har ÅF utfört mätning av lukt vid anläggningarna i Sickla och Henriksdal. Mätningarna genomfördes 2014-05-14 samt 2014-05-15.

Ansvarig för mätningarnas genomförande och rapportsammanställning är Markus Olofsgård vid ÅF:s kontor i Göteborg.

2 Ackreditering

ÅF:s luktlaboratorium är ackrediterade för provtagning och sensorisk bedömning med luktpanel enligt SS-EN 13725. Ackrediteringsnumret är 1993.

3 Förutsättningar

Ombyggnad och tillbyggnad planeras vid reningsverken i Sickla och Henriksdal. För att kunna bedöma luktbidraget från de båda anläggningarna idag och vid den framtida luktsituationen har luktmätningar genomförts vid båda anläggningarna. Resultaten från dessa luktmätningar har sedan använts för att bedöma luktbidraget i omgivningen med hjälp av spridningsberäkningar.

4 Metodik

Vid bestämning av luktkoncentration tas luftprover ut i gastäta påsar vid den luktande källan. Dessa analyseras sedan sensoriskt inom 30 timmar från tidpunkten för provuttaget. För att kunna bestämma luktbelastningen på omgivningen måste även flödesmätning genomföras. Nedan beskriv i vilka punkter proverna har tagits ut, hur gasflödesbestämningen gått till samt hur sensoriska luktanalys fungerar.

4.1 Beskrivning av provpunkterna

Tabell 1. Beskrivning av provpunkter

Beskrivning av provpunkten	Bild
Efter skrubber grovrens - Henriksdal Efter ozonskrubber leds luft vidare till huvudskorsten. Prov togs efter Ozonskrubber innan anslutning till huvudkanal	

2014-08-12

5 (14)

Kanal från försedimentering - Henriksdal Försedimenteringen avluftas via två kanaler och frånluftsfläktarna FF1 och FF2. Prov togs i båda kanalerna Kompletterande prov togs ut 2014-06-12	
Innan Skrubber Grovrens - Henriksdal Luften från grovreningen leds via en ozonskrubber tillskorsten. Prov tog ut innan skrubbern Kompletterande prov togs ut 2014-06-12	
Ventilation Slamlager - Henriksdal Två slamlager på berget avluftas i via en två kanalers som går samman till en gemensam kanal innan skorsten. Prov togs ut med förlängningsslang efter kanalerna gått samman.	

2014-08-12

6 (14)

Utblås gasuppgradering - Henriksdal Utblåset som vanligtvis leds till skorsten leddes på grund av driftsstörningar ut till omgivningsluft via två spiralslangar. Prov togs vid slangens utlopp	
Ventilation grovrens - Sickla Grovreningen i Sickla avventileras med två kanaler som ansluter till skorsten. Prov togs i den övre kanalen.	
Ventilation Slamsilo - Sickla Frånluften från slamsilon leds via kanal till skorsten. Prov tog i kanalen	

Avluftning slamförtjockare - Sickla. Slamförtjockarna avluftas via kanal till skorsten. Prov togs i kanalen.	
---	--

4.2 Gasflödesbestämning³

Gasflödesbestämning genomfördes i samtliga punkter med pitotrör och mikromanometer om inget annat anges.

4.3 Sensorisk luktanalys

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

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

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

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

Tabell 2 Metodförteckning

Analys variabel	Metod	Analysprincip	Mätområde	Mätosäkerhet vid 95 % konfidensnivå
Lukt	SS-EN 13725 (inkl. provtagning)	Olfaktometri; sensorisk analys	Spädning 10 till 10 ⁷ gånger	Se bilaga 2
	ÅFs			

³ Bestämning av gasflödet tillhör ej den ackrediterade verksamheten.



2014-08-12

8 (14)

	metodbeskrivning för luktanalys, G107411			
	ÅFs metodbeskrivning för luktprovtagning, G107511			

För mer information om sensorisk luktanalys, se [Bilaga 1](#).

4.4 Avvikelser från standarden

Inga avvikelser gjordes från standarden.

5 Mätosäkerhet

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

Mätosäkerheten för lukt är definierad som reproducerbarheten hos det ovan nämnda n-butanoltestet som görs innan varje luktanalys. Med reproducerbarhet åsyftas den förmåga panelen har att ange samma resultat vid flera tillfällen för ett och samma testmaterial under likvärdiga förhållanden.

Mätosäkerheten redovisas som en faktor kring ett givet medelvärde. Om mätosäkerheten vid analystillfället är två innebär detta att om resultatet från en analys visar på 1 000 l.e./m³ så ligger det sanna värdet inom intervallet 500 och 2 000. Resultatet indikerar då att med 95 % säkerhet (95 % konfidensintervall) kan 50 % av populationen förnimma lukten inom intervallet 500 till 2000 l.e./m³.

Faktorn för mätosäkerhet vid denna mätning finns redovisad i [Bilaga 2](#).

6 Resultat

Resultaten från luktanalyserna redovisas nedan som antalet luktenheter per kubikmeter.

Tabell 3 Resultat från luktanalyserna

Provpunktens beteckning	Flöde ⁴ [m ³ /h]	Luktkoncentration [l.e./m ³]	Luktemission ⁵ [Ml.e./h]
Plattform i skorsten	200 000-215 000	270	54-58

⁴ Flödesmätning är inte en del av den ackrediterade verksamheten

⁵ Luktemission beräknas utifrån flöde och är därmed inte en del av den ackrediterade verksamheten



2014-08-12

9 (14)

Kanal försedimentering TA 38 FF1	37 000	812	32
Kanal försedimentering TA 38 FF1 06-12	31 000	4 470	139
Kanal försedimentering TA 38 FF2	37 000	2 400	96
Kanal försedimentering TA 38 FF2 06-12	33 000	2 540	84
Före skrubber grovrens	10 000	1 020	10,2
Före skrubber grovrens 06-12	10 000	2 900	29
Efter skrubber grovrens	10 000	580	5,8
Kanal från slamlager på berget		340	
Före skrubber OM	14 500	600	8,7
Utblås gasuppgradering	1 000	18 400	18,4
Grovrens Sickla	6 000	1450	8,7
Ventilation slamförtjockare	9 400	300	2,9
Ventilation Slamsilo	7 400	995	7,4

Metodbeskrivning för sensorisk luktbedömning

Nedan ges en kortfattad beskrivning av mätmetodiken samt utvärderingsförfarandet vid en sensorisk luktbedömning. Provtagning, analys samt utvärdering följer den svenska och europeiska standarden SS-EN 13725 "Luftkvalitet - Bestämning av luktconcentration med dynamisk olfaktometri".

Provtagning

Prover uttas i lufttäta och för ändamålet speciellt anpassade påsar. Den uttagna luften analyseras sedan sensoriskt inom 30 timmar.

Luktbedömning

Analysen sker dels med hjälp av en utspädningsenhet, en så kallad olfaktometer, dels med en "detektionsenhet" bestående av en tränad provpanel. Panelen består av minst fyra personer. Den använda olfaktometern är av typ ECOMA TO8.

I olfaktometern blandas provgas med spädluft som utgörs av omgivningsluft som renas genom kolfilter. För varje prov genomförs minst två spädserier där panelisterna får avgöra vid vilken spädnivå lukt kan förnimmas. Respektive spädserie är så utformad att halten luktämnen successivt ökar.

Under provtagningen genomförs ca 20 % nollprov, dvs. paneldeltagarna testas på enbart spädluft, vid ca vart femte prov. Nollproverna genomförs för att följa panelisternas uppmärksamhet.

Olfaktometern styrs av ett datorprogram som styr vilken spädnivå som skall ställas in och fördelar provgasen mellan panelisterna. Startordning och nollprovets placering väljs slumpmässigt av programmet. Även utvärderingen av resultatet sker i programmet.

Utvärdering av resultat

Den utspädningsnivå vid vilken panelisterna känner första luktförnimmelsen motsvarar en l.e./m³. Antalet luktenheter motsvarar alltså det antal gånger som provet måste spädas med luktfri luft innan luktfrihet uppnås. Panelens gemensamma luktröskelvärde beräknas som det geometriska medelvärde av panelisternas individuella luktrösklar. Detta värde motsvarar den koncentration vid vilken 50 % av populationen kan förnimma lukt.



Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2014-02-07
Har Proverna varit över 25°C vid transport	-
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-05-14
Datum för analysen	2014-05-15
Analysen är utförd av	Markus Olofsgård

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (le/m ³)	Faktor för mätosäkerhet
1a Skorsten vid plattform	09:15	09:18	-	456	2,6
1b Skorsten vid plattform	09:15	09:36	-	161	2,6
2a Efter Skrubber GR	09:33	10:00	-	813	2,6
2b Efter Skrubber GR	09:33	10:06	-	406	2,6
3a kanal försedimenteringen FF1	10:10	10:13	-	1448	2,6
3b kanal försedimenteringen FF1	10:10	10:20	-	512	2,6
3c kanal försedimenteringen FF1	10:10	10:27	-	724	2,6
4a kanal försedimenteringen FF2	10:20	13:12		3251	2,6
4b kanal försedimenteringen FF2	10:20	13:18		2655	2,6
4c kanal försedimenteringen	10:20	13:22		1580	2,6
5a Före skrubber Grovrens	10:40	13:40		664	2,6
5b före skrubber Grovrens	10:40	13:46		362	2,6



2014-08-12

12 (14)

Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2014-02-07
Har Proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-05-14
Datum för analysen	2014-05-15
Analysen är utförd av	Markus Olofsgård

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (Ie/m³)	Faktor för mätosäkerhet
6a kanal slamlager	11:50	10:46	-	287	2,6
6b kanal slamlager	11:50	10:52	-	406	2,6
7a Före skrubber OM	12:15	13:54	-	790	2,6
7b Före Skrubber OM	12:15	14:01	-	456	2,6



2014-08-12

13 (14)

Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2014-02-07
Har Proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-05-15
Datum för analysen	2014-05-16
Analysen är utförd av	Markus Olofsgård

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (le/m³)	Faktor för mätosäkerhet
1 utblås gasuppgradering	09:40	09:30	-	18 390	2,6
2 övre kanal grovrens	11:00	09:39	-	1448	2,6
3a ventilation slamförtjockare	11:25	09:58	-	395	2,6
3b slamförtjockare	11:25	10:09	-	228	2,6
4a ventilation Slamsilo	11:45	10:19	-	1218	2,6
4b ventilation slamsilo	11:45	10:26	-	813	2,6



2014-08-12

14 (14)

Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2014-02-07
Har Proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	22°C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2014-05-14
Datum för analysen	2014-05-15
Analysen är utförd av	Markus Olofsgård

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkoncentration (Ie/m³)	Faktor för mätosäkerhet
3a Före skrubber grovrens	14:30	09:21	-	4096	2,6
3b Före skrubber grovrens	14:30	09:27	-	2048	2,6
4a kanal försedimentering FF1	14:50	09:35	-	4871	2,6
4b kanal försedimentering FF1	14:50	09:47	-	4096	2,6
5a kanal försedimentering FF2	15:00	09:54	-	2435	2,6
5b kanal försedimentering FF2	15:00	10:02	-	2656	2,6



BILAGA 2 LUKTRISKANALYS

1 (13)

Handläggare
Markus Olofsgård

Datum
2014-08-15

Uppdragsnr
[Klicka här för att
ange text.](#)

Tel +46 10-505 94 07
Mobil +46 703 56 62 10
Fax +46 10 505 38 01
Markus.olofsgard@afconsult.com

För Stockholm Vatten

Luktriskanalys för Henriksdal/Sickla



ÅF-Infrastructure AB

Granskad

Markus Olofsgård

Sten-Åke Barr



2014-08-15

2 (13)

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	5
2	BAKGRUND	5
3	METOD	5
3.1	Konsekvens	5
3.2	Sannolikhet	6
3.3	Risk	7
4	PROCESSBESKRIVNING	8
4.1	Sickla	8
4.2	Henriksdal	9
5	RISKANALYS	10
5.1	Planerade händelser	10
5.2	Oplanerade händelser	10
5.2.1	Utsläpp av rötgas på Henriksdalsberget	10
5.2.2	Utsläpp av slam utanför berget	10
5.2.3	Haveri på luktrengningsutrustning	10
5.2.4	Reducerad funktion på reningsutrustning	11
5.2.5	Haveri på fläktsystem	11
5.2.6	Ammoniakspill från värmepumpar	11
5.3	Sammanställning av luktkällor och luktrisker	12



2014-08-15

3 (13)

Sammanfattning

Som ett led i den luktutredning som nu genomförs vid Henriksdalsverket har en luktriskanalys också utförts. Detta för att också värdera in planerade och oplanerade händelser som kan inträffa på verket och som kan påverka luktsituationen kring anläggningen. De planerade händelserna avser t.ex. underhållsåtgärder och transporter som ger ökade utsläpp utöver den kontinuerliga driften.

För bestämning av riskerna har emissionstid (h), emissionsstorlek (Mle /h) och frekvens (ggr/år) vägts samman utifrån 3-gradiga skalor. Följande värden har definierat nivån "hög":

- Emissionstid på mer än 24 h ("hög" = 3)
- Emissioner upp till 20 Mle/h ("hög" = 3)
- Frekvens över 12 ggr/år ("hög" = 3)

Nedanstående tabell visar en sammanställning av de olika händelsernas konsekvenser, frekvens och den sammanvägda risknivån för luktproblem.

Tabell Händelser med bedömd konsekvens, uppskattad frekvens och sammanvägd risk-nivå

Löpnr	Processdel	Händelse	Kons.	Frek.
001		Utsläpp av rötgas	2	1
002		Haveri på fläktsystem	2	1
003		Utsläpp av slam utanför berget	1	1
004		Ammoniackläckage värmepumpar	1	1
005		Kolbyte i reningsanläggning EOM/slamlastning Henriksdal	2	1
006		Haveri på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
007		Reducerad funktion på reningsutrust- ning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
008		Haveri på reningsutrustning på Hen- riksdalsberget	3	1

Nedan presenteras riskerna sammanställda i en riskmatris.

Luktriskmatris

Frekvens	3 = HÖG			
	2 = MEDEL			
	1 = LÅG	3,4	1,2 ,5	6,7,8
		1 = LÅG	2 = MEDEL	3 = HÖG
		Konsekvens		

Luktriskmatris, numreringen avser nummer på händelser i den tidigare tabellen.

Som framgår av ovanstående riskanalys bedöms att inga risker klassificeras som "hög"

Som sammanställningen visar så är det främst två grupper av risker. Dels är det risker förknippade med haveri på ventilation/reningssystemet och dels handlar det om haverier på verksamheter utanför berget.

Alla risker bedöms att ha en låg frekvens. Detta beror på att allt planerat underhållsarbete genomförs inne i berget och ventilationsluften släpps via skorsten på hög höjd. Viss rening av denna ventilationsluft äger också rum men den huvudsakliga effekten erhålls av skorstenen.

Högst risk är förknippat med haveri eller nedsatt funktion på reningsutrustning (risk 5-11). Denna risk redovisas på två sätt. Dels enligt den fastslagna metodiken och dels med hänsyn taget till de specifika förutsättningarna vid Henriksdal och Sickla.

Vid de aktuella anläggningarna reduceras risken betydligt av höjden på skorstenen. Spridningsberäkningarna visar att inte ens utan reningsutrustning förväntas några luktstörningar även om luktemissionerna ökar med 40 Mle/h.

Sammantaget är bedömningen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.

1 Inledning

På uppdrag av Stockholm Vatten har ÅF genomfört en luktriskvärdering vid Henriksdal/Sickla reningsverk. Ansvarig för denna har varit Markus Olofsgård med stöd av Per Lundqvist. Kontaktperson inom ÅF i detta projekt är Sten-Åke Barr.

Risikanalysen har genomförts tillsammans med Stockholm Vatten som svarat för processkunnskap om anläggningen samt information om nödvändiga planerade underhållsarbeten och bedömningar kring oförutsedda händelser. Projektets luktmätningar har legat till grund för de luktnivåer som de olika luktriskhändelserna förväntas ge upphov till.

2 Bakgrund

Ombyggnad och tillbyggnad planeras vid reningsverken i Sickla och Henriksdal. För att kunna bedöma luktbidraget från de båda anläggningarna idag och vid den framtida luktsituationen har luktmätningar genomförts vid båda anläggningarna. Resultaten från dessa luktmätningar har sedan använts för att bedöma luktbidraget i omgivningen med hjälp av spridningsberäkningar.

Spridningsberäkningarna visar dock bara luktsituationen vid normal drift. För att även ta hänsyn till hur driftsstörningar och underhållsarbete påverkar luktemissionen har denna luktriskanalys genomförts.

3 Metod

En klassisk riskanalys utgår ifrån sannolikhet och konsekvens för att fastställa risk. Nedan beskrivs hur konsekvens och sannolikheter har värderats i föreliggande luktriskutredning.

grunden för metoden för luktriskanalysen är den metod som anges i

3.1 Konsekvens

Konsekvensen har beräknats utifrån emissionens varaktighet [h] och storlek i miljoner luktekvivalenter per timme [Mle/h]. Emissionens varaktighet har bedömts på en 3-gradig skala där nivåerna varit:

- Emissionstid upp till 0,5 h ("låg" = 1)
Motsvarar en kort driftsstörning som snabbt upptäcks och åtgärdas
- Emissionstid från 0,5 h – 24 h ("medel" = 2)
Motsvarar ett enklare haveri som kräver viss reparation men klaras av med organisationens resurser, eller tidbegränsat underhåll.
- Emissionstid på mer än 24 h ("hög" = 3)
Motsvarar ett allvarigare haveri där reservdelar måste anförskaffas eller större reparationsarbeten utföras. Kan även representera större planerade underhållsaktiviteter

Vad som räknas som små eller stora emissioner är till stor del beroende på anläggningens utformande i föreliggande fall gör skorstenshöjden att gränsen för höga emissioner är drygt en faktor två högre än i vanliga fall. Följande värden definierade de olika nivåerna:

- Emissioner upp till 5 Mle/h ("låg" = 1)
Motsvarar ett begränsat luktutsläpp som inte är märkbart utanför anläggningsområdet men som kan kännas av i närområdet

- Emissioner från 5 – 100 Mle/h ("medel" = 2)
Motsvarar ett luktutsläpp som sannolikt påverkar luktsituationen på stora delar av anläggningen men som sannolikt inte märkas av i närområdet.
- Emissioner över 100 Mle/h ("hög" = 3)
Motsvarar ett luktutsläpp som sannolikt skulle medföra oangelägenheter för närboende

Konsekvensen av en emission har sedan bedömts utifrån den matrisen som visas i figuren nedan.

Konsekvensmatris

Emission	>100 Mle/h	3	6	9
	5-100 Mle/h	2	4	6
	< 5 Mle/h	1	2	3
		< 0,5h	0,5h - 1 dygn	> 1 dygn
		Emissionstid		

Figur 3-1 Konsekvensmatris för lukthändelser

Röda fält indikerar en "hög" (=3), gula fält en "medelhög" (=2) och gröna fält en "låg" (=1) konsekvens.

3.2 Sannolikhet

Sannolikhet har i denna analys definierats som antal gånger/år en händelse beräknas inträffa, eller har inträffat historiskt, d.v.s. frekvensen för en särskild händelse. Frekvensen har bedömts på en 3-gradig skala enligt följande:

Låg (=1) < 1gång/år.

Händelser som inträffar mer sällan än 1 gång/år anses ha låg sannolikhet att inträffa och beror snare på extraordinära händelser än driftsproblem.

Medel (=2) 1-12 ggr/år

Händelser som inträffar 1-12 gånger per år beror sannolikt på någon återkommande företeelse inom verksamheten och bedöms ha medelhög sannolikhet att inträffa

Hög (=3) >12 ggr/år

Händelser som inträffar mer än 12 gånger/år beror sannolikt på planerade underhåll eller långvariga driftsproblem, sannolikheten bedöms därför som hög att denna händelse kommer att inträffa.

3.3 Risk

Utifrån konsekvens och sannolikhet görs en riskbedömning enligt matrisen nedan

Luktriskmatris

Frekvens	3 = HÖG	3	6	9
	2 = MEDEL	2	4	6
	1 = LÅG	1	2	3
		1 = LÅG	2 = MEDEL	3 = HÖG
Konsekvens				

Figur 3-2 Luktriskmatris där konsekvens och frekvens (sannolikhet) vägs samman.

Risker som där produkten av konsekvens (1-3) och frekvens (1-3) är lägre än 3 bedöms som "låg risk". Då produkten är 3 till 4 så bedöms risken var "medelhög". Höga risker anses föreligga då produkten är 6 eller högre.

4 Processbeskrivning

4.1 Sickla

Anläggningen kommer att bestå av grovrening och försedimentering.

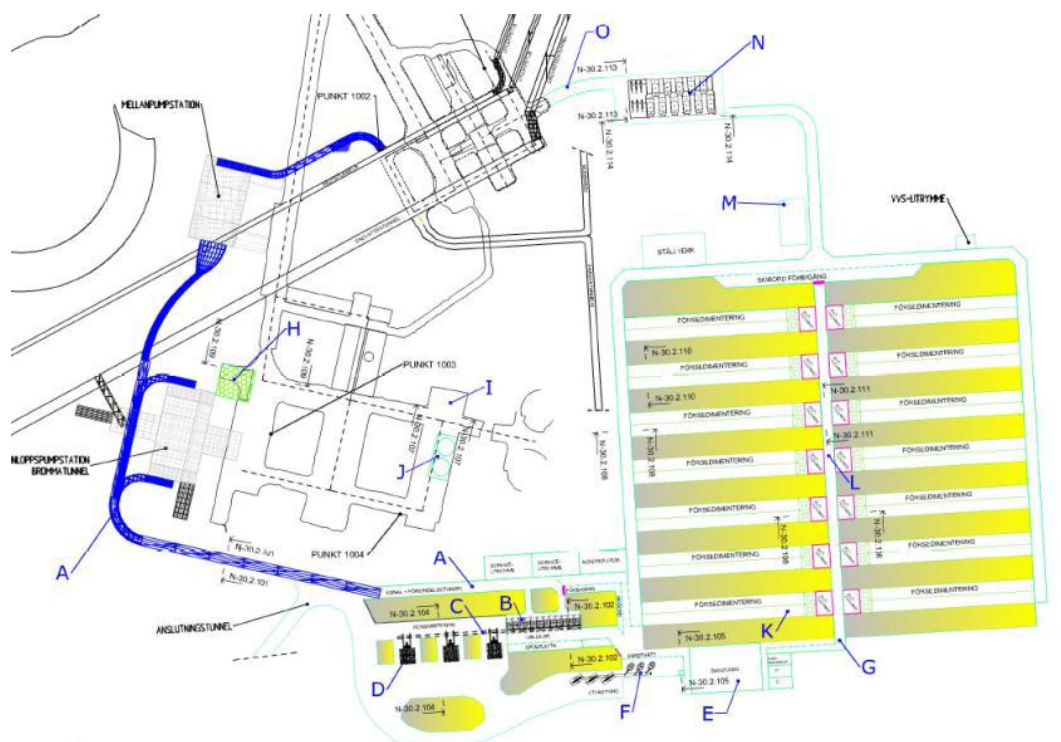
Grovreningen kommer att utgöras av hållplåtsilar med 6 mm håldiameter, renstvätt med renspressar och luftade sandfång med sandtvätt. Tvättat och pressat rens samt tvättad sand transporteras därefter till deponi eller återvinning.

Vid normalflöden kommer fällningskemikalien att utgöras av järnsulfat medan vid högflöden (över ca 6 m³/s) järnklorid och polymer kommer att doseras. Järnsulfat alternativt järnklorid doseras i inloppskanalerna till de luftade sandfången medan polymer doseras efter sandfången.

Efter grovreningen kommer avloppsvattnet att behandlas i nya försedimenteringsbassänger, där primärslam och kemiskt slam avskiljs och utjämnas före pumpning till Henriksdalsanläggningen för förtjockning och vidare slambehandling.

Det försedimenterade avloppsvattnet rinner slutligen med självfall via utloppsschakt från Sicklaanläggningen i två befintliga tunnlar till Henriksdalsanläggningen för biologisk rening.

Den utbyggda Sicklaanläggningen visas schematiskt i Figur 4-1.



Figur 4-1 Utbyggd Sicklaanläggning

4.2 Henriksdal

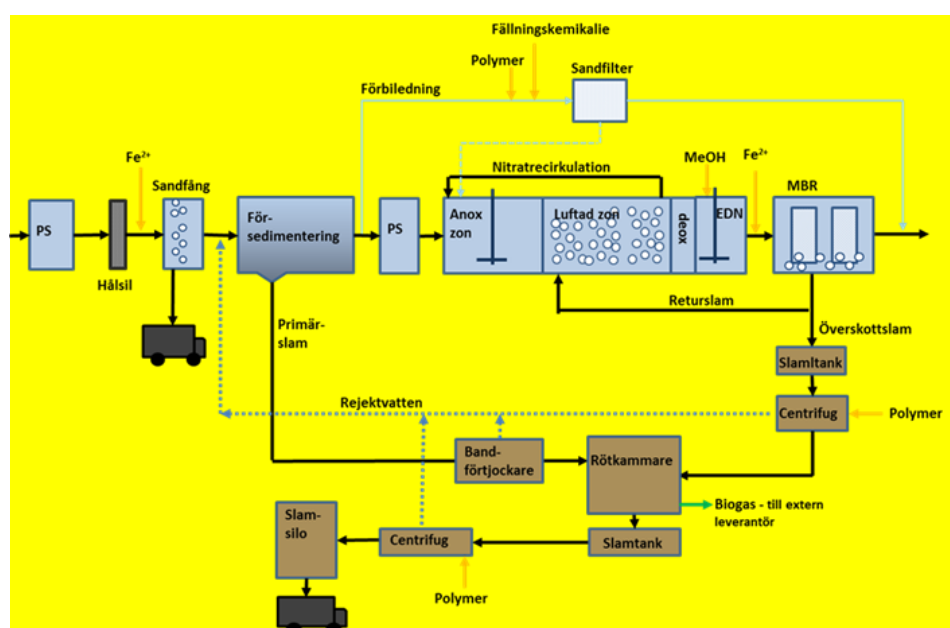
För att avloppsvattnet från Bromma reningsverk ska kunna överföras till Henriksdal tillsammans med avloppsvattnet från upptagningsområdet för det forna Eolshällsverket måste Henriksdals reningsverk byggas ut för att möta den ökade belastningen och klara förväntade skärpta reningskrav.

Kapacitetsökningen omfattar en ny förbehandling i Sicklaanläggningen för ett maximalt tillflöde på 11 m³/s med pumpstationer, grovrening och försedimentering.

Befintliga volymer i Henriksdalsanläggningen har bedömts tillräckliga för behandling av avloppsvattnet men verket måste kompletteras med ny maskinutrustning och ny teknik för den biologiska reningen, sk membranseparation. Det biologiska reningssteget dimensioneras för maximalt 10 m³/s. Maximalt 19 m³/s kommer dock att tas in i verket och av dessa kommer de flöden, som överstiger de 10 m³/s som renas biologiskt, att förbiledas det biologiska reningssteget och ledas till det befintliga filtersteget under höglödessituationer.

Slamhanteringen förbättras genom uppförande av nya förtjockningssteg för primär- och överskottsslam samt förflyttning av den slutliga slamavvattningen från Sicklaanläggningen till Henriksdalsanläggningen. Detta medföra att slamtransporterna från Sickla upphör och att dessa istället sker på Henriksdal med utfart mot Lagnets trafikplats i nära anknytning till väg 222. Detta är en stor förbättring jämfört med dagens situation.

Ett blockschema över det utbyggda reningsverket presenteras i figur nedan



Figur 4-2 Henriksdal efter utbyggnad



2014-08-15

10 (13)

5 Riskanalys

Riskanalysen baseras dels på en genomgång av inträffade lukthändelser de senaste åren samt en workshop tillsammans med berörd personal.

Riskanalysen utgår från ett scenario som baserar sig på slutsatserna i luktutredningen. Luktutredningens slutsats var att ingen luktreningsutrustning är nödvändig så länge som problemen med svavelvätebildningen innan försedimenteringen löses.

I föreliggande luktriskanalys har emellertid luktreningsutrustning i form av någon form kolfilterlösning vid avluftningen från Organiskt mottagning/slamlastning i Henriksdal antagits. Detta för att ta höjd för risken att starkt luktande organiskt material eventuellt kommer att tas in i framtiden.

5.1 Planerade händelser

Alla planerade lukthändelser sker inne i berget. Detta medför att så länge som ventilationssystemet fungerar kommer dessa utsläpp att avventileras genom skorsten. Inga planerade lukthändelser är dock av den storleken att de har betydande påverkan på luktutsläppet. Således bedöms inget underhållsarbete utgöra luktrisker.

5.2 Oplanerade händelser

5.2.1 Utsläpp av rötgas på Henriksdalsberget

Historiskt har utsläpp av rötgas förekommit ett flertal gånger. Rötgasen släpps ut uppe på Henriksdalsberget och passerar således inte luktreningsutrustningen. Dock har inga utsläpp skett på senare år efter korrigerande åtgärder är vidtagna. Frekvensen sätts i detta fall till låg även om det vissa år förekommit så pass ofta att frekvensen borde vara medel. Efter åtgärder så har dock frekvensen hållits låg de senaste åren

Luktemission: Medel

Varaktighet: Medel

Frekvens: låg

5.2.2 Utsläpp av slam utanför berget

I samband med transporter och pumpning av slam finns risk för olyckor med spillt slam i närområdet som följd

Luktemission: Låg/medel (beroende av mängd)

Varaktighet: Medel

Frekvens: låg

5.2.3 Haveri på luktreningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal

Bergrummet som hanterar slamhantering och extern organisk mottagning kommer att avventileras genom luktreduktionsutrustning. Minskad effektivitet för denna utrustning har påverkan på luktutsläppen till omgivningen.



2014-08-15

11 (13)

Luktemission: Medel
Varaktighet: Hög
Frekvens: Låg

5.2.4 Reducerad funktion på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal

Bergrummet som hanterar slamhantering och extern organisk mottagning kommer att avventileras genom luktreduktionsutrustning. Minskad effektivitet för denna utrustning har påverkan på luktutsläppen till omgivningen.

Luktemission: Låg
Varaktighet: Hög
Frekvens: Låg

5.2.5 Haveri på fläktsystem

Fläktsystemet har till syfte att avventilera anläggningarna genom skorstenarna, vid haveri på fläktsystemet finns risk för att undertrycket i bergrummet försvinner och lukt läcker ut genom portarna. Vi de tillfällen detta har inträffat är dock upplevelsen att luktutsläppet är begränsat.

Luktemission: Låg
Varaktighet: Medel/Hög
Frekvens: Låg

5.2.6 Ammoniakspill från värmepumpar

Vid haveri och spilld ammoniak kommer detta att bidra till luktbilden i området. Läckande ammoniak är dock prioriterat att åtgärda på andra grunder än lukt.

Luktemission: Låg
Varaktighet: Mellan
Frekvens: Låg

5.2.7 Haveri på reningsutrustning på berget (gasuppgradering)

Stockholm vatten ansvarar inte för driften av gasuppgraderingen men den utgör fortfarande en potentiell luktkälla i anslutning tillreningsverket och är därför med i riskbedömningen.

Efter gasuppgradering ska någon form av oxidation installeras. Vid haveri på denna utrustning kommer lukt att spridas i närområdet.

Luktemission: Mellan
Varaktighet: Hög
Frekvens: Låg



2014-08-15

12 (13)

5.3 Sammanställning av luktkällor och luktrisker

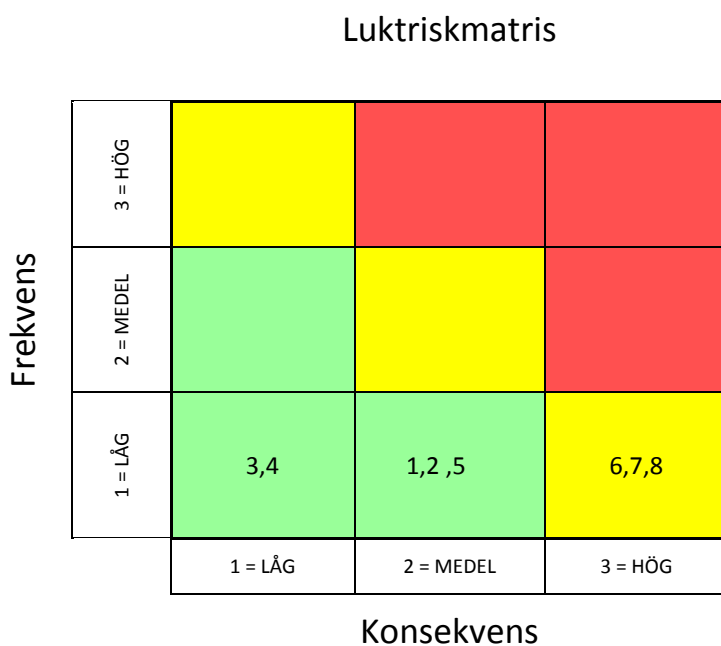
Nedanstående tabell visar en sammanställning av de olika händelsernas konsekvenser, frekvens och den sammanvägda risknivån för luktproblem.

Tabell 5-1 Händelser med bedömd konsekvens, uppskattad frekvens och sammanvägd risknivå

Löpnr	Processdel	Händelse	Kons.	Frek.
001		Utsläpp av rötgas	2	1
002		Haveri på fläktsystem	2	1
003		Utsläpp av slam utanför berget	1	1
004		Ammoniackläckage värmepumpar	1	1
005		Kolbyte i reningsanläggning EOM/slamlastning Henriksdal	2	1
006		Haveri på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
007		Reducerad funktion på reningsutrustning EOM/slamlastning Henriksdal	3	1
008		Haveri på reningsutrustning på Henriksdalsberget	3	1

Som framgår av ovanstående tabell så bedöms samtliga oplanerade händelser att inträffa förhållandevis sällan. Vad gäller konsekvenser så bedöms dessa bli låga till medelhöga.

I följande figur har konsekvenserna och frekvenserna lagts in i en luktriskmatris.



Figur 5-1 Luktriskmatris, numreringen avser nummer på händelser i den tidigare tabellen.



2014-08-15

13 (13)

Som framgår av ovanstående riskanalys bedöms att inga risker klassificeras som "höga"

Som sammanställningen visar så är det främst två grupper av risker. Dels är det risker förknippade med haveri på ventilation/reningssystemet och dels handlar det om haverier på verksamheter utanför berget.

Alla risker bedöms att ha en låg frekvens. Detta beror på att allt planerat underhållsarbete genomförs inne i berget och ventilationsluften släpps via skorsten på hög höjd. Viss rening av denna ventilationsluft äger också rum men den huvudsakliga effekten erhålls av skorstenen.

Vid de aktuella anläggningarna reduceras risken betydligt av höjden på skorstenen. Spridningsberäkningarna visar att inte ens utan reningsutrustning förväntas några luktstörningar även om luktemissionerna ökar med 40 Mle/h.

Sammantaget är bedömningen att inga luktrisker av betydelse föreligger i vare sig Henriksdal eller Sickla.
