



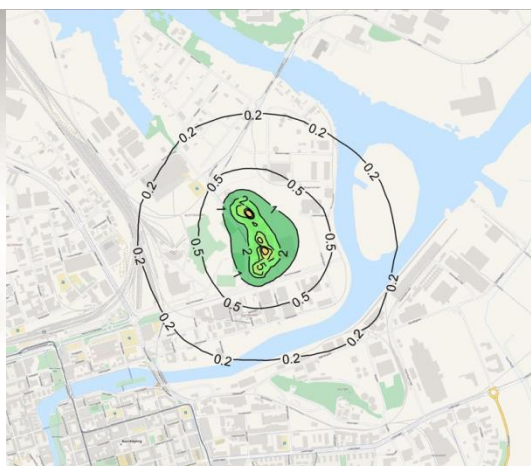
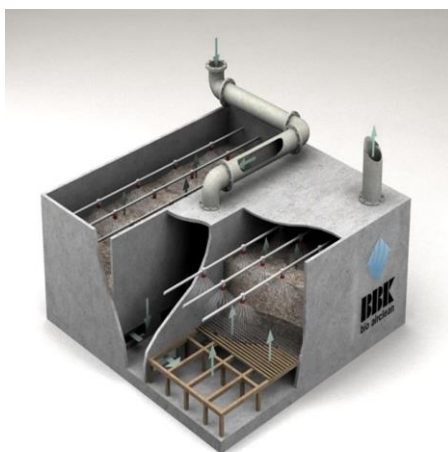
RAPPORT

Author
Sten-Åke Barr
Phone
010-5051000
Mobile
+46705647621
E-mail
sten-ake.barr@afconsult.com

Date
2015-04-20
Project ID

Kund
Norrköpings Kommun

Luktutredning för Slottshagens reningsverk- tekniska åtgärder



ÅF Industry

Granskad

Sten-Åke Barr

STEN-ÅKE BARR

MARKUS OLOFSGÅRD



Sammanfattning

På uppdrag av Norrköpings Kommun har ÅF utfört föreliggande luktutredning vid Slottshagens reningsverk i Norrköping. Denna utredning syftar till att identifiera tekniska åtgärder iför att reducera luktpåverkan i omgivningen.

Inom ramen för den nu genomförda luktutredningen kan konstateras att den totala emissionen av luktmännen från anläggningen är ca $170 \cdot 10^6$ l.e./h vid nuvarande förhållanden.

Om man jämför emissionen från Slottshagens reningsverk med luktemissionen från andra reningsverk i Sverige och Norge där motsvarande kartläggning genomförts kan man notera att nivån är högre än vad man kan förvänta sig i luktutsläpp i relation till storleken av verket. Orsaken till detta är främst den omfattande slamhanteringen man har inom anläggningen.

För avskiljning av lukt har man installerat såväl biofilter som ozonaggregat. Vid de uppföljningar av funktionen som genomförts inom ramen för denna studie visar dessa utrustningar på otillfredsställande funktion.

I syfte att optimera valet av åtgärder har flera spridningsberäkningar utförts för att simulera olika scenarier. Vid val av åtgärder har huvudinriktningen varit att primärt reducera emissionen av lukt från området.

Några omgivningsriktvärden för lukt finns inte framtagna i Sverige. Av denna anledning har denna utredning sneplat på de danska riktvärdena om 5–10 l.e./m³ räknat som 99-% il av minutmedelvärden. 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 lukttupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut.

Av denna anledning har målsättningen varit att underskrida dessa nivåer i omgivningen eftersom underlaget från denna utredning skall användas i planarbete för planering av nya bostäder kring anläggningen.

Enligt de spridningsberäkningar som genomförts krävs att alla förslagna åtgärder genomförs för att man skall uppnå erforderligt låga omgivningshalter av lukt i det studerade området Östra Saltängen, se följande tabell.

Resultat från spridningsberäkningar

Scenario	Emission (l.e/h)	Högsta minutmedel inom i när-området till reningsverket (l.e/m ³)	Högsta minutmedel inom i Östra Saltängen (l.e/m ³)
1	169	5-10	2-10
2	151	5-10	2-5
3	122	ca 5	1,5-5

RAPPORT



4	67	2-5	0,7-2
5	33	1-2	0,4-1
6	33	1-2	0,2-0,8

De åtgärder som förslås är följande:

- Bättre rening av utsläppet från biofiltret - Scenario 2.
- Täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång – Scenario 3.
- Flyttning av slamlager från området – Scenario 4.
- Inbyggnad av slamlastning med efterföljande rening av frånluften - Scenario 5
- En gemensam reningsutrustning för luft från inlopp, grovrens, sandfång, försedimentering samt frånluft från inbyggd slamutlastning med en skorstenshöjd om 30 m från luktrengningsutrustning

Dessa åtgärder bedöms som tillräckliga för att hindra framtida klagomål på lukt från anläggningen vid normala driftsförhållanden.

Ytterligare förhöjning av skorsten torde endast ge begränsad effekt i marknivå eftersom kvarvarande källor i markplan då avgör luktbidraget närmast kring anläggningen.

Ytterligare reduktion av lukten innebär sannolikt behov av mer täckning av bassänger vilket leder till höga investeringskostnader med mindre effekt i omgivningen.

Vad gäller transport av slam är det viktigt att detta sker med täckta fordon och att dessa är rengjorda och inte i sig bidrar med någon luktspridning.

Vidare bör man naturligtvis se över risken för oplanerade händelser som kan påverka luktutsläppen från verksamheten. Ofta kan sådana incidenter vara tillräckliga för att starta en debatt kring lukt och därmed påverka opinionen negativt.

Kostnaden för rening av frånluften från inlopp, grovrens, sandfång, försedimentering samt frånluft från inbyggd slamutlastning med en skorstenshöjd om 30 m från luktrengningsutrustning har beräknats enligt följande



Resultat kostnadsberäkning reningsutrustning

Åtgärd	Biofilter	Aktiverat kolfil- ter	Fotooxidation med aktiverat kolfilter
Huvudutrustning inkl. instrumentering och skorsten	1 300	1 100	1 380
Täckning av bassänger	11 000	11 000	11 000
Kringinvesteringar, rördragning etc.	350	350	350
Summa	12 600	12 500	12 700
Projektering (10 %)	1 260	1 250	1 300
Oförutsett (15 %)	1 900	1 900	1 900
Total investering	15 800	15 600	15 900
Årlig kapitalkostnad	2 500	2 500	2 500

Investeringskostnaden för en gemensam större reningsanläggning som tar frånluft från flera lukt-källor inom området har beräknats till ca 16 MSEK där två tredjedelar står för täckning av försedi-menteringsbassänger. Härutöver tillkommer kostnader för flyttning av slamlager samt inbyggnad av slamutlastning



RAPPORT

Innehållsförteckning

1 INLEDNING	7
2 BAKGRUND	7
3 LUKT.....	8
3.1 Allmänt	8
3.2 Lukt och luktbesvär	9
3.3 Omgivningsriktvärden	9
3.4 Relevant målsättning kring Slottshagens reningsverk	10
3.5 Strategi	11
4 RESULTAT FRÅN GENOMFÖRD LUKTKARTLÄGGNING... 11	
4.1 Utsläppspunkter	11
4.2 Resultat luktprovtagning	13
4.3 Funktion reningsanläggningar för lukt.....	15
5 METODER ATT REDUCERA LUKTBELASTNINGEN	16
5.1 Allmänt	16
5.2 Kommersiellt tillgängliga avskiljningsprinciper	16
6 UTVÄRDERING AV OLIKA ÅTGÄRDSALTERNATIV.....	22
7 GENOMFÖRDA SPRIDNINGSBERÄKNINGAR.....	25
7.1 Spridningsmodell	25
7.2 Meteorologi	25
7.3 Använda vinddata	25
7.4 Genomförda beräkningar	26
7.5 Resultat spridningsberäkningar	28



RAPPORT

7.6 Slutsatser spridningsberäkningar	35
8 ÖVERSIKTLIG KOSTNADSBEDÖMNING	35
8.1 Förslag till avskiljningsutrustning	36
8.2 Beräkningsförutsättningar	38
8.3 Resultat.....	38
9 LUKTRISKVÄRDERING	40
9.1 Metoden	40
9.2 Resultat.....	41
10 DISKUSSION	42



RAPPORT

1 Inledning

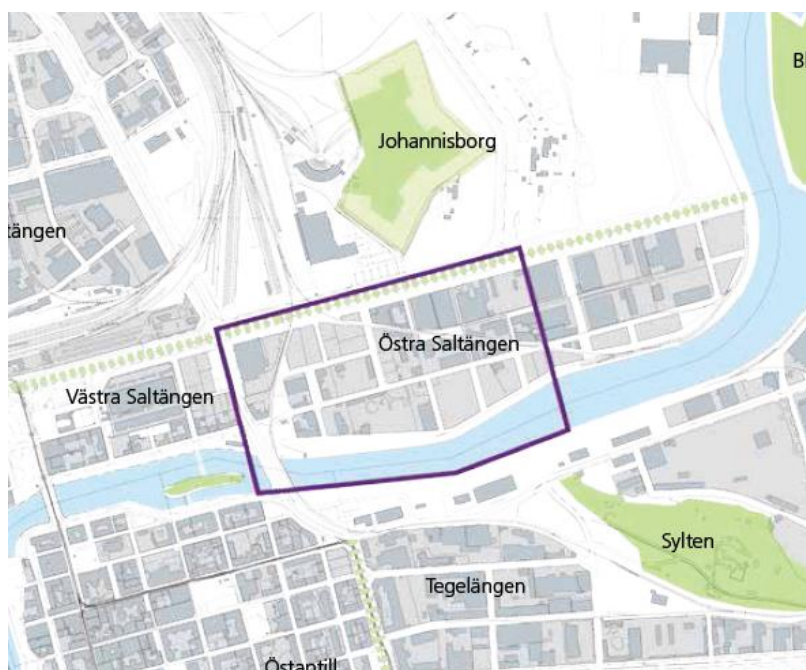
På uppdrag av Norrköpings Kommun har ÅF utfört föreliggande luktutredning vid Slottshagens reningsverk i Norrköping. Studien utgår från tidigare kartläggning av luktutsläpp och inledande spridningsberäkningar. Denna utredning syftar till att identifiera tekniska åtgärder iför att reducera luktpåverkan i omgivningen.

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

2 Bakgrund

Enligt det program inför detaljplan för fastigheten Skeppsdockan 1 som Norrköpings Kommun tagit fram framgår att Norrköping under de kommande decennierna kommer att genomgå stora förändringar.

Folkmängden har stadigt ökat de senaste åren och behovet av nya bostäder kommer att växa. På flera håll kommer staden att behöva rustas upp, nya bostäder kommer att tillföras i redan befintliga områden och anpassning av infrastrukturen kommer att behövas. Samtidigt kommer helt nya stadsdelar att behöva utvecklas



Figur 2-1 Östra Saltängen

Detta betyder att bland annat Östra Saltängen kommer att bebyggas med bostäder, se ovanstående bild. Närheten till det kommunala reningsverket kan också betyda riska för luktstörning i de områden som nu planeras att exploateras. Av denna anledning har Norrköpings kommun beslutat att genomföra en luktutredning. Föreliggande rapport utgår från tidigare genomförd luktkartläggning och syftar till att identifiera åtgärder som reducerar luktpåverkan i omgivningen.



RAPPORT

3 Lukt

3.1 Allmänt

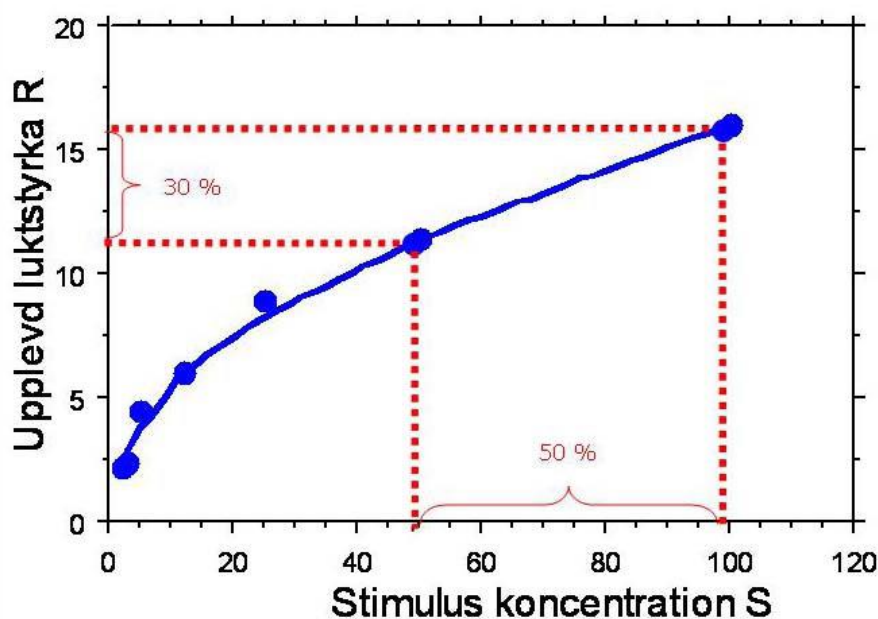
Luktande föroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika kemiska föreningar. Dessa kännetecknas av att de kan förnimmas med luktsinnet, ofta i halter som är mycket lägre än där medicinska effekter kan riskeras.

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 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 luktupplevelsen med 30 % måste emissionen reduceras mer, enligt följande figur 50 %.



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

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



RAPPORT

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 luktupplevelsen är en momentan reaktion väljer man ofta att bedöma minutmedelvärden av luftförhållanden 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 luktstörningar 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 luktsammanhang 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.



RAPPORT

I Danmark däremot används generella riktvärden vad gäller acceptabel maximal luktconcentration vid bostäder. Enligt den danska vägledningen (*Miljöstyrelsen, 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 Zeeland	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 Slottshagens reningsverk

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 opåverkad miljö och en minuts samplingstid. Detta har sannolikt att göra med att lukttupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut. Man tar också hänsyn till de osäkerheter som oundvikligen förekommer i samband med luktanalysen.

Vid den luktconcentration som gäller enligt de danska omgivningsvärdena är den acceptabla luktconcentrationen ≤ 5 l.e./m³, en nivå som för de flesta ger en tydlig lukttupplevelse om inte andra störande källor förekommer.

I detta fall planerar man bygga upp en delvis ny stadsdel i närområdet till reningsverket. Detta betyder att många nya personer kommer att flytta in till området som inte är vana med lukt från reningsverket. Samtidigt är man nu i planeringsskedet varvid man då har goda möjligheter att påverka förhållandena. Enligt ÅF's bedömning skall man då välja en högre ambitionsnivå när det gäller miljöförhållandena än vad riktlinjerna i Norge och Danmark medger, framförallt för att undvika framtida konflikter.



RAPPORT

ÅF föreslår därför att man har en målsättning som innebär en högsta omgivningshalt om 0,2 – 0,5 l.e./m³. Vilket betyder att man vid normal drift inte kan förnimma lukt från verksamheten.

3.5 Strategi

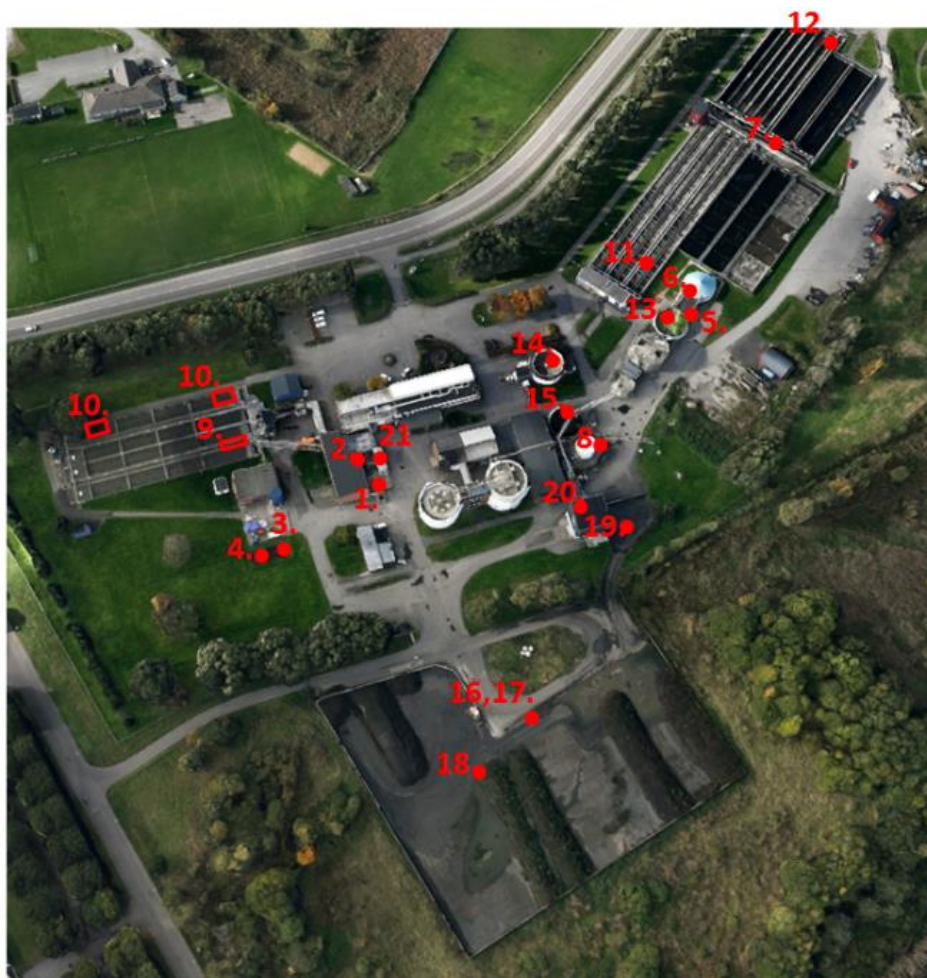
För att kunna jämföra omgivningsgränsvärden med de som kan förekomma vid Slottshagens reningsverk har inledningsvis en luktkartläggning genomförts vid reningsverket. Kartläggningen innebär att man mäter luktkoncentrationen i samtliga identifierade positioner som utgör potentiella luktkällor. För varje position erhåller man då ett värde som anger hur många gånger man måste späda den aktuella luften innan luktfrihet uppnås. I det följande presenterar hur luktbestämningen sker.

4 Resultat från genomförd luktkartläggning

Resultatet från luktmätningarna har redovisats i tidigare rapport daterad 2015-02-23, denna bifogas som bilaga till denna rapport. Bilaga 1.

4.1 Utsläppspunkter

I nedanstående figur redovisas de viktigaste utsläppspositionerna för lukt från Slottshagens reningsverk i Norrköping.



Figur 4-1 Identifierade utsläppspunkter för lukt

I följande tabell lämnas en beskrivning över dessa punkter:

RAPPORT



Tabell 4-1 Provpunkterna vid luktmätningen

Position Nr	Provpunktens beteckning	Flöde ^[1] [m ³ /h]	Area [m ²]
1	Inlopp utan externslam	<600	-
1	Inlopp med externslam	<600	-
2	Ventilation grovrens, sandfång	3 000	-
3	Efter Biofilter norr	3 000	
4	Efter Biofilter söder		
5	Externslamrum med ozon	500	-
5	Externslamrum utan ozon	500	-
6	Externslamtank	150*	-
6	Externslam Täckt	150*	-
7	Slamkanal	30/m ²	35
8	Gasklocka	600	-
9	Luftat sandfång	30/m ²	260
10	Försedimentering	30/m ²	1 760
11	Biosteg	30/m ²	2 137
12	Mellansedimentering	30/m ²	3 850
13	Bioslamförtjockare	30/m ²	130
14	Primärslamförtjockare	30/m ²	130
15	Utjämningsförråd	30/m ²	130
16	Slamlastning gammalt slam	30/m ²	40
17	Slamutlastning nytt slam	30/m ²	450
18	Lagrat, orört slam	30/m ²	2 700
19	Slamtäckta ytor.	30/m ²	6 050
20	Utblås centrifughall	<2000 m ³	-
21	Ventilation gasuppgradering	1500	-

*Flödet är inte uppmätt utan ett antaget flöde utifrån förträngningsluft vid pumpning

[1] Flödesmätning är inte en del av den ackrediterade verksamheten

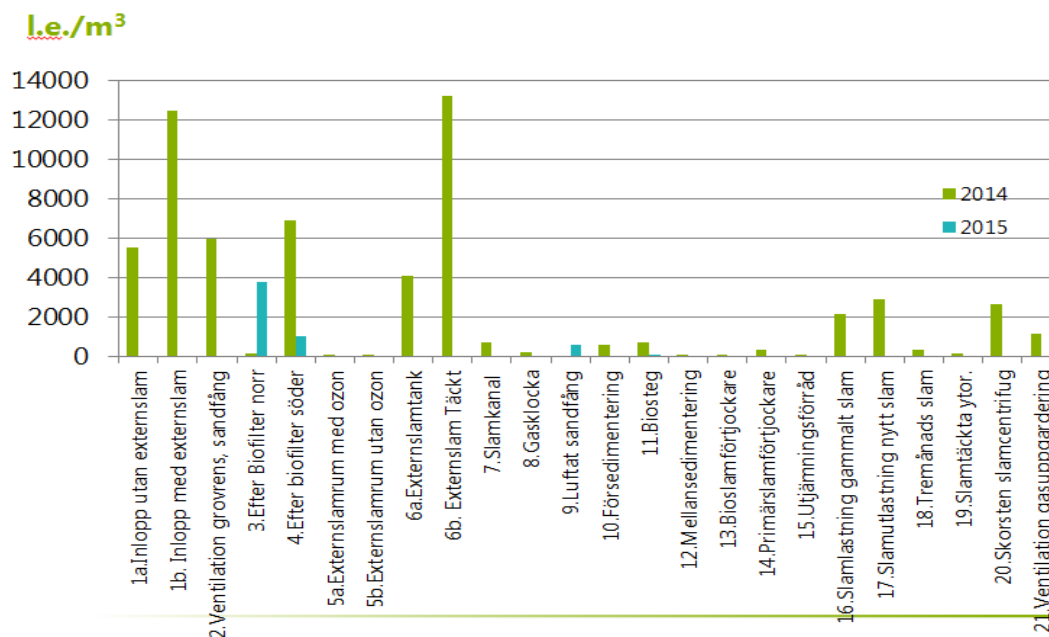


RAPPORT

4.2 Resultat luktprovtagning

En kartläggning av luktutsläppen har genomförts inom ramen för denna utredning

Mätningarna genomfördes 2014-09-09, 2014-09-11, 2014-09-17 samt 2015-02-04 vid vad man kan betrakta som normal verksamhet. Mätningarna avseende luktconcentration utfördes med dynamisk olfaktometer med luktpanel. I det följande redovisas resultaten från luktmätningarna.



Figur 4-2 Resultat från luktanalyserna, beräknade luktconcentrationer.

Som framgår av ovanstående återfinns de högsta lukthalterna i inlopp med externslam (Position 1) samt externslamtank (Position 6).

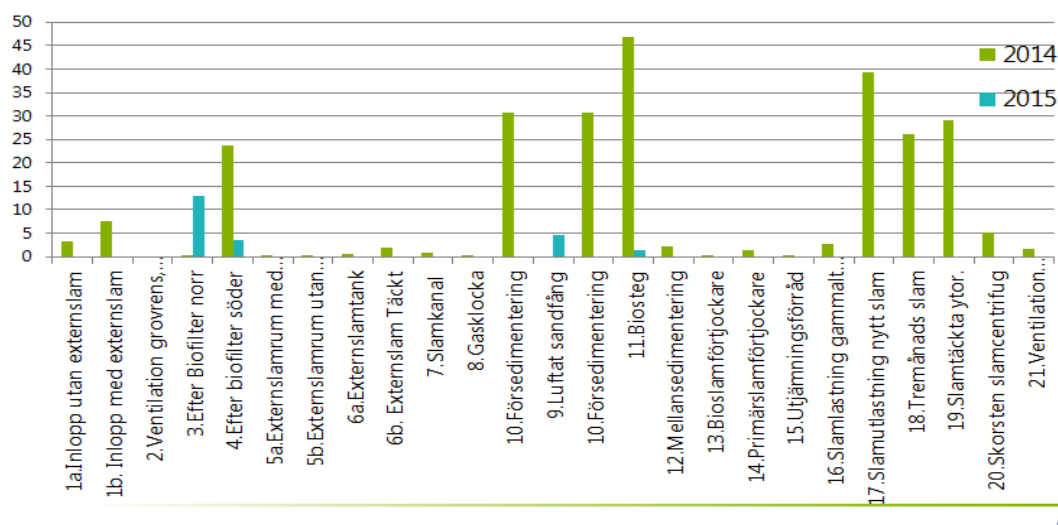
På vattensidan erhålles de högsta halterna från grovrensningen och sandfånget (Pos 2). Denna luft behandlas i biofiltret. Noterbart är även att stor skillnad uppmättes i luktconcentration vid de två positioner som studerats i biofiltret (Position 3 respektive 4) och vid de två mättillfällena.

För att kunna beräkna emissionen av luktämnen har i följande figur de aktuella luktconcentrationerna multiplicerats med aktuella luftflöden. För ytkällorna har lukthalterna multiplicerats med aktuella ytor.



RAPPORT

ML.e./h



Figur 4-3 Resultat från luktanalyserna beräknade luktemissioner. Luftflöden som inte släpps ut redovisas ej.

Som framgår av ovanstående figur dominerar slamlagret emissionsbilden (Position 16, 17 och 18). På vattensidan är det framförallt försedimenteringen (Position 9) som ger högt luktbidrag. Beträffande biosteget (Position 10) noterades höga emissioner vid mätningen 2014 men väsentligt lägre vid uppföljande mätning 2015. Mätningen i biosteget under 2014 gav också högre luktutsläpp än vad vi noterat vid andra studerade kommunala reningsanläggningarna. Den höga noterade luktemissionen kan bero på lukt från glykol som används som kolkälla i verket.

Vid båda tillfällena uttogs prov i dels den norra delen av biofiltret och dels i den södra delen. Den sammanlagda emissionen från biofiltret vid de båda tillfällena var likvärdiga men fördelning skilde sig åt vilket kan noteras i ovanstående figur.

I **Tabell 4-2** nedan återges de emissioner som summerar upp till det totala bidrag som senare används i spridningsberäkningarna. Flöden som inte mynnar till omgivningsluft är inte medtagna. Där varierande resultat erhållits vid olika provtillfällen har en högre nivå respektive en lägre nivå beräknats.

Tabell 4-2 Emissioner till luft fördelat på källa

Position	Emission(ML.e./h)	
	Hög nivå	Låg Nivå
1. Inlopp	7,5 (med externslam)	3,3
3. Biofilter	24,1	16,5
5 Externslamrum	0,01	0,01
6. Externslamtank	0,6	0,6
7. Slamkanal	0,8	0,8
8. Gasklocka	0,1	0,1
9. Försedimentering	31	31
10. Biosteg	46	1,3



RAPPORT

11. luftat sandfång	4,7	4,7
12. Mellansedimentering	2,3	2,3
13. Bioslamförtjockare	0,1	0,1
14. Primärslamförtjockare	1,3	1,3
15. Utjämningsförråd	0,16	0,16
16. Slamlastning	2,6	2,6
17. Slamutlastning	39,2	39,2
18 Lagrat orört slam	26	26
19. Slamtäckta ytor	29	29
20. Utblås centrifughall	5,2	5,2
21 Ventilation Gasuppgradering	1,7	1,7
Totalt	222	167

Som framgår av ovanstående tabell kan den totala emissionen av luktämnen från anläggningen beräknas till mellan 170 och 220 miljoner luktenheter per h, (Ml.e./h)

4.3 Funktion reningsanläggningar för lukt

Två utrustningar för luktavskiljning har identifierats vid anläggning dels ett ozonaggregat för reduktion av lukt i externslamrum Position 5) samt ett biofilter för avskiljning av luktämnen från grovrens och sandfång (Position 3).

Vad gäller ozonanläggningen kan noteras att både med och utan denna anläggning i drift är lukthalterna låga i detta utrymme. Någon skillnad i luktkoncentration kan inte noteras mellan de båda proverna.

Belastningen till biofiltret har beräknats till ca 18 Ml.e./ m³ medan emissionen från biofiltret vid de båda mättillfällena gett 24 respektive 16 Ml.e./h. Resultatet indikerar att avskiljningsförmågan i biofiltret är lågt.



RAPPORT

5 Metoder att reducera luktbelastningen

5.1 Allmänt

I syfte att minska bidraget av lukt från reningsverket 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:

- Absorption
- Adsorption
- Biofilter
- Ozonisering
- Jonisering
- Oxidation
- UV-fotooxidation
- Kombination av ovanstående åtgärder

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 skrubbervätskan ha lågt innehåll av ämnena som skall avskiljas. För att åstadkomma detta kan skrubbern i extrema fall tillföras ren vätska som efter absorption leds till slutbehandling eller avlopp.



RAPPORT

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 saltvat-
tenskrubber som i stor utsträckning används i Norge för att hantera luktutsläpp från verksamheter
lokaliserade vid havet.

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

För organiska ämnen med endast begränsad vattenlöslighet kan istället ett utnyttjande av organiska
absorptionsvätskor vara möjligt. System med organiska skrubbeväskevätskor måste vidare kombineras
med uppberedning, av typ destillation eller extraktion, för att kunna recirkulera skrubbeväskevätskan.
Denna extra hantering fördyrar kraftigt användande av absorption som reningsmetod. Denna me-
tod är inte aktuell för reduktion av luktemissionen, dels beroende på att metoden är alldeles för 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 pilotför-
sök 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 skrubbarerna ofta är välfungerande - om man har kontroll över pH och redox-
potentialen 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.
Enligt ÅF:s erfarenhet från egna pilotstudier vid kommunala reningsverk 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 frigö-
ras (desorberas) från adsorbenten genom att energi tillförs. För adsorption av ämnen ur luft an-
vänds 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 desorptionstempera-
tur, vilket innebär risk för anrikning av svärflyktiga komponenter på kolfiltret.

I samband med luktreduktionsinstallationer används sällan desorptionsprocesser. Istället används
jungfruligt aktivt kol som byts ut när adsorptionseffekten avtar. Konventionella aktiverade kolfilter
har en förhållandevis låg adsorptionsförmåga för de här aktuella ämnena som svavelväte och
merkaptaner. För reduktion av korta reducerade svavel föreningar som svavelväte och merkaptaner



RAPPORT

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.

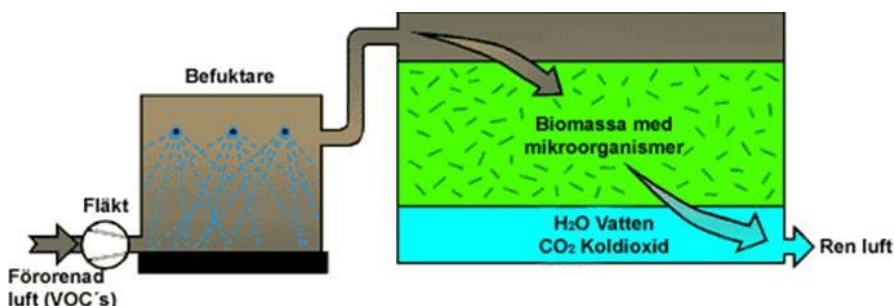
Enligt ÅF:s erfarenhet från kolfilteranläggningar är att funktionen är god under förutsättning att kolet är fräscht i annat fall kan reduktionsgraden drastiskt försämrats.

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 dessutom inte hämma den primära nedbrytningen.

Biofiltret eller biobädden utgörs vanligen av en befuktad bädd, bestående av exempelvis bark, torv, ljungrötter eller något annat biologiskt material. Dessutom används ofta något poröst mineraliskt material som Leca kulor. Före passagen genom bädden befuktas luften och ofta måste även reglering av ingående temperatur till nivån 20-35°C göras.



Figur 5-1 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 lätt uppkomma. I följande bild visas dessutom hur det kan se ut en kall vinterdag då ovenskiktet fryst, vilket helt hindrar luften från att tränga igenom filtret.



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 5-2 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.

ÅF:s erfarenhet är att man kan bygga biofilter med god avskiljning till och med förhållandevis låga driftskostnader.

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

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

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

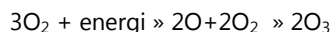
ÅF har testat jonisering vid ett flertal tillfällen. Det som kan konstateras vid dessa studier är att man ibland får en reduktion av lukten. Flera installationer som ÅF testat visar dock på dålig funktion. Där man uppnår luktavskiljning är ofta reduktionsgraden förhållandevis låg och varierande. För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



RAPPORT

5.2.5 Ozonisering

Ozon är tri-atomärt syre d.v.s. O₃. Ozon framställs i generatorer som antingen bygger på metoder med UV-ljus eller en Corona urladdning. Man utgår från torkad luft eller syrgas (O₂) 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. Termisk förbränning eller oxidation kan i detta sammanhang ske med flera olika metoder, dessa utgörs av:

- Rekuperativ termisk oxidation
- Regenerativ termisk oxidation (förbränningsväxlare)

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

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

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

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



RAPPORT

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



RAPPORT

5.2.7 UV-fotooxidation

Denna reningsmetod innebär att gasflödet som ska renas leds genom en kammare som är upplyst med kortvågigt UV-ljus (100-280 nm). Under inverkan av UV-vågorna startas en nedbrytning av såväl oorganiska som organiska föroreningar i 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 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 vilket också förlänger drifttiden för kol.

6 Utvärdering av olika åtgärdsalternativ

För att lyckas reducera luktemissioner från anläggningen behöver man komma ned till låga lukthalter efter behandling i en reningsutrustning. De flesta 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 fotooxidation kombinerat med aktiverat kolfilter samt möjligen katalytiskt aktiverat kol. I det följande lämnas en sammanställning över teknikvärdering i de applikationer som förekommer vid Slottshagens reningsanläggning i Norrköping.



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. Eventuellt med impregnerat filter/Tillsammans med fotooxidation. Hög relativ fuktighet förkortar kolets livslängd.
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 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	>95 %	Alltför höga kostnader, rekommenderas inte
8. Fotooxidation	Ja	Etablerad i denna applikation	Ger låga resthalter i kombination med kolfilter
9. Förhöjd skorshöjd	Ja	Förbättrar situationen i närområdet	Kostnadseffektiv

I de aktuella applikationer som förekommer vid en kommunal reningsanläggning med biogasproduktion finns idag ett stort antal olika typer av reningstekniker installerade. De typer som tidigare dominerat har varit kemisk skrubber samt biofilter. Idag ser man även många installationer av jonisering samt filter med aktiverat kol, såväl konventionell aktiverat kol som impregnerat kol. Under senare tid har även fotooxidation i kombination med kolfilter vunnit en större marknadsandel.

De metoder som främst rekommenderas för att reducera emissionen från de här aktuella applikationerna är fotooxidation i kombination med aktiverat kolfilter där ÅF har tillgång till dokumenterad god erfarenhet av denna teknik. Det är inte heller uteslutet att inbyggda biofilter skulle kunna vara av intresse som också fungerar väl enligt ÅF:s erfarenhet.

Ett antal olika scenarier har genomfört för att beskriva hur luktsituationen kring anläggningen påverkas av olika åtgärder. Förutsättningarna vid val av avskiljningsutrustning för de olika scenarierna är att man installerar utrustning som möjliggör resthalter < 800 l.e/m³. För var och en av dessa åtgärder har sedan spridningsberäkningar genomförts för klargöra vilken effekt som erhålls i omgivningen av den aktuella åtgärden.

I det följande redovisas vilka åtgärder diskuterats och vilken effekt som förväntas av de olika åtgärderna.



RAPPORT

Tabell 6-2 Olika tänkbara åtgärder

Scenario	Åtgärd	Emission (Ml.e./h)
1	Dagens situation	169
2	Bättre rening av utsläppet från biofiltret, emissionshöjd 10 m för position 3, flöde 3 000 m ³ /h samt 800 l.e./m ³ .	151
3	Som Scenario 2 samt täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång, emissionshöjd 10 m. Bedömt luftflöde 7 000 m ³ /h samt en utgående koncentration om 800 l.e./m ³ .	122
4	Som scenario 3 men dessutom flyttning av slamlager	67
5	Som Scenario 4 med inbyggd slamlastning och rening. Skorstenshöjd 10 m. Flöde 10 000 m ³ /h samt utgående luktkoncentration efter behandling 800 l.e./m ³	33
6	Som Scenario 5 med utökad skorsten till 30 m från biofilter, rening av försedimentering och slamutlastningen.	33

Ett väl fungerande biofilter, enligt Scenario 2, torde vara det första som man bör överväga på anläggningen. Inte i första hand för att åtgärden ger de största reduktionerna utan snarare för att ha väl fungerande luktavskiljning där man vet att det behövs.

Scenario 3 ger dock en mer tydlig reduktion av luktreduktionen i och med att man bygger in försedimentering och sandfång och renar detta i en effektiv luktavskiljningsutrustning.

Störst reduktion av luktemissionen erhålles om man flyttar på den öppna slamhanteringen i enlighet med Scenario 4. Alternativa lokaliseringen har inte utretts inom ramen för därför har inte heller någon djupare kostnadsanalys gjorts för detta alternativ

Då även slamutlastningen ger ett påtagligt luktbidrag till omgivningen förslås att denna verksamhet byggs in i enlighet med Scenario 5 och att frånluften behandlas i en effektiv luftreningsutrustning. Ombyggnaden kan ske många sätt och kanske även i kombination med andra investeringar varför förutsättningar för att räkna investeringskostnaden för denna åtgärd ännu inte är möjlig.

Scenario 6 slutligen beskriver en situation när de uppkomna punktkällorna från biofilter, sandfång och försedimentering samt inbyggd slamutlastning leds till en högre skorsten (30 m) än i tidigare scenarier.



RAPPORT

7 Genomförda spridningsberäkningar

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

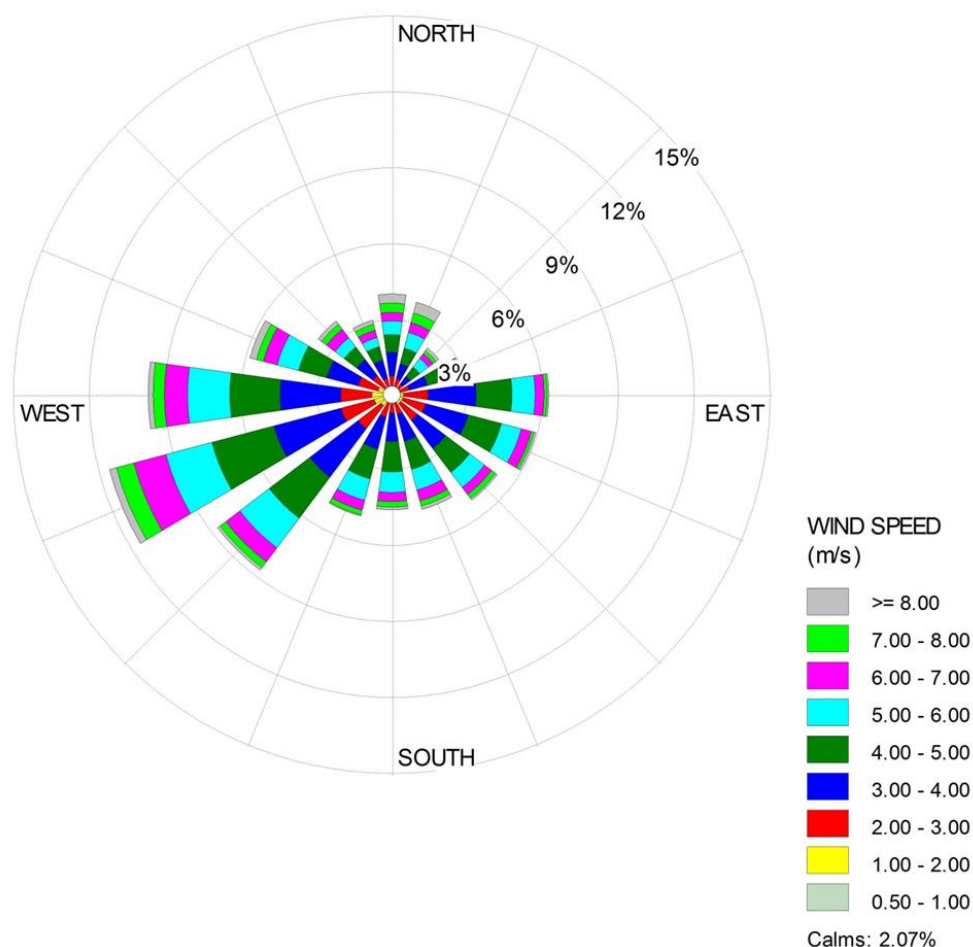
7.2 Meteorologi

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 redovisas vindrosen över Norrköping som använts vid de nu genomförda spridningsberäkningarna.



Figur 7-1. Vindros Norrköping

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 sydväst.

7.4 Genomförda beräkningar

Med utgångspunkt från genomförd luktkartläggning harspridningsberäkning genomförts för de tidigare redovisade olika scenerierna:

Scenario 1. Dagens situation

Scenario 2. Bättre rening av utsläppet från biofiltret, emissionshöjd 10 m för position 3, flöde 3000 m³/h samt 800 l.e./m³.

Scenario 3. Scenario 2 samt täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång, emissionshöjd 10 m. Bedömt luftflöde 7 000 m³/h samt en utgående koncentration om 800 l.e./m³.

Scenario 4. Som scenario 3 men dessutom flyttning av slamlager

Scenario 5. Som Scenario 4 med inbyggd slamlastning och rening. Skorstenshöjd 10 m. Flöde 10 000 m³/h samt utgående luktkoncentration efter behandling 800 l.e./m³.



RAPPORT

Scenario 6. Som Scenario 5 med utökad skorsten till 30 m från biofilter, rening av försedimentering och slamutlastningen.

I tabellen nedan återges de emissioner som summerar upp till det totala bidrag som senare används i spridningsberäkningarna. Flöden som inte mynnar till omgivningsluft är inte medtagna.

Tabell 7-1 Emissioner till luft fördelat på källa

Position	Emission(Ml.e./h)				
	1	2	3	4	5,6
1. Inlopp	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
3. Biofilter	20	2,4	2,4	2,4	2,4
5 Externslamrum	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
6. Externslamtank	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
7. Slamkanal	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
8. Gasklocka	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
9. Försedimentering	31	31	5,6	5,6	5,6
10. Biosteg	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
11. Luftat sandfång	4,7	4,7	0	0	0
12. Mellansedimentering	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
13, Bioslamförtjockare	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
14. Primärslamförtjockare	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3
15. Utjämningsförråd	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
16. Slamlastning	2,6	2,6	2,6	2,6	0
17.Slamutlastning	39,2	39,2	39,2	39,2	8
18 Lagrat orört slam	26	26	26	0	0
19. Slamtäckta ytor	29	29	29	0	0
20. Utblås centrifughall	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2
21 Ventilation Gasuppgradering	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
Totalt	169	151	122	67	33

I tabellen har markerats med fet skrift den erhållna luktemissionen efter genomförd åtgärd.

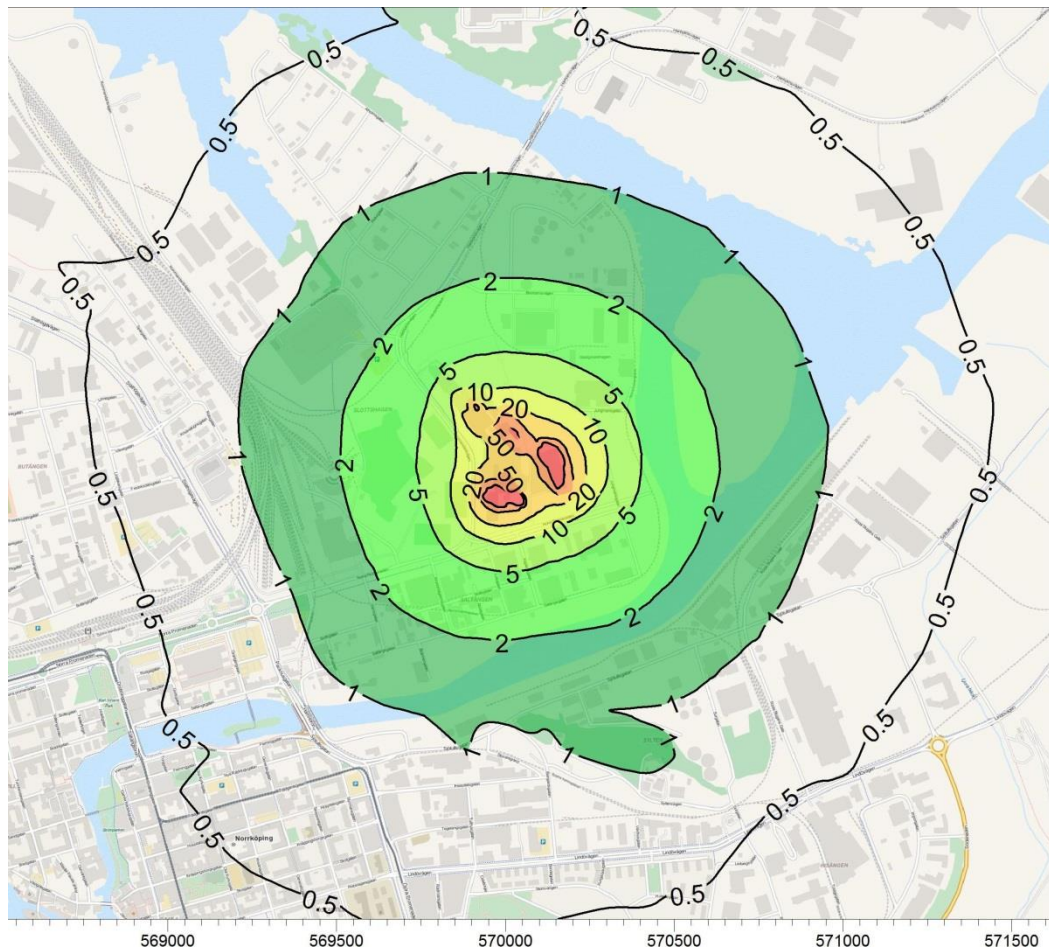


RAPPORT

7.5 Resultat spridningsberäkningar

7.5.1 Scenario 1 – Nuvarande förhållanden, luktemission 169*10⁶l.e./h.

I följande figur redovisas en spridningsberäkning vid dagens utsläppsförhållanden. Resultaten presenteras som högsta minutmedelvärden (99 %-il), vilket betyder att 99 % av alla minuter underskrider man dessa nivåer.

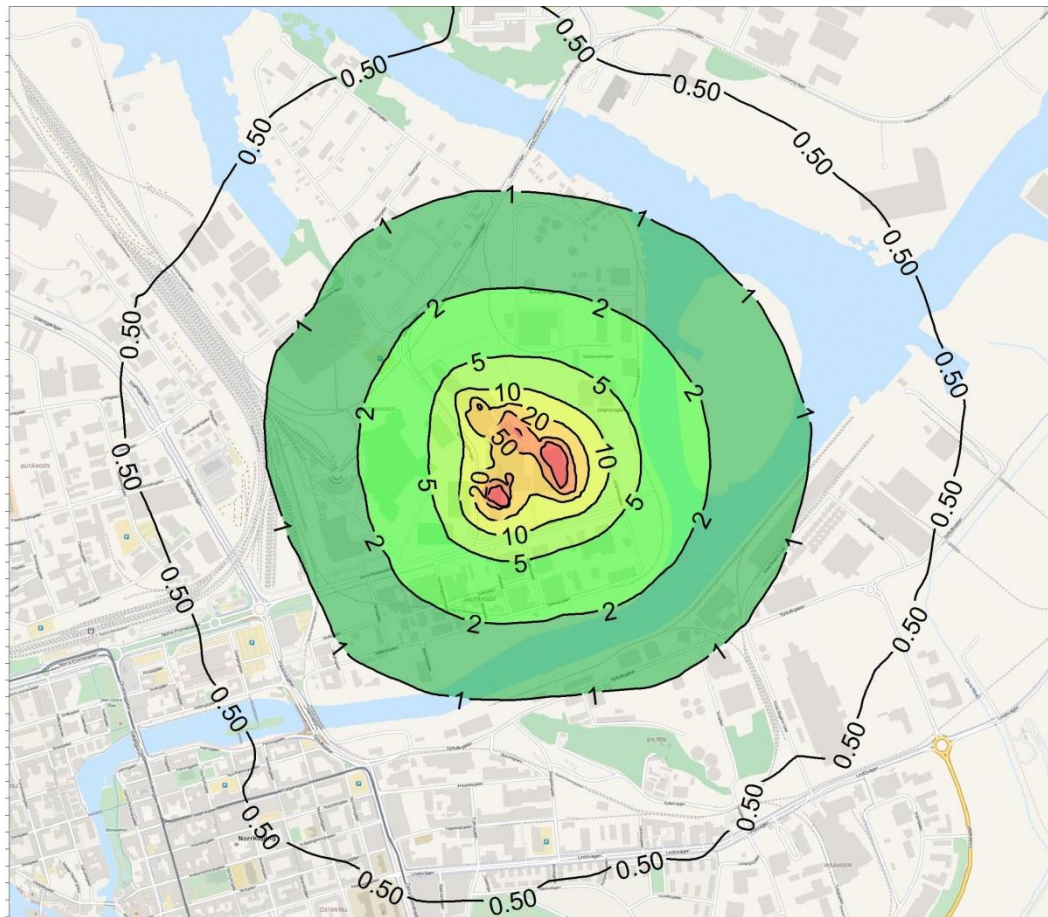


Figur 7-2 Scenario 1 Resultat spridningsberäkning - dagens förhållanden och högsta minutmedelvärden som 99 %-il.

Som framgår av ovanstående figur är luktconcentrationen i närområdet till reningsverket mellan 5 - 10 l.e./m³. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 2- 10 l.e./m³.

7.5.2 Scenario 2 – Bättre rening av frånluften från inlopp och grovrens via nuvarande biofilter, luktemission $151 \cdot 10^6$ l.e./h

I följande figur redovisas resultatet av spridningsberäkning för Scenario 2.

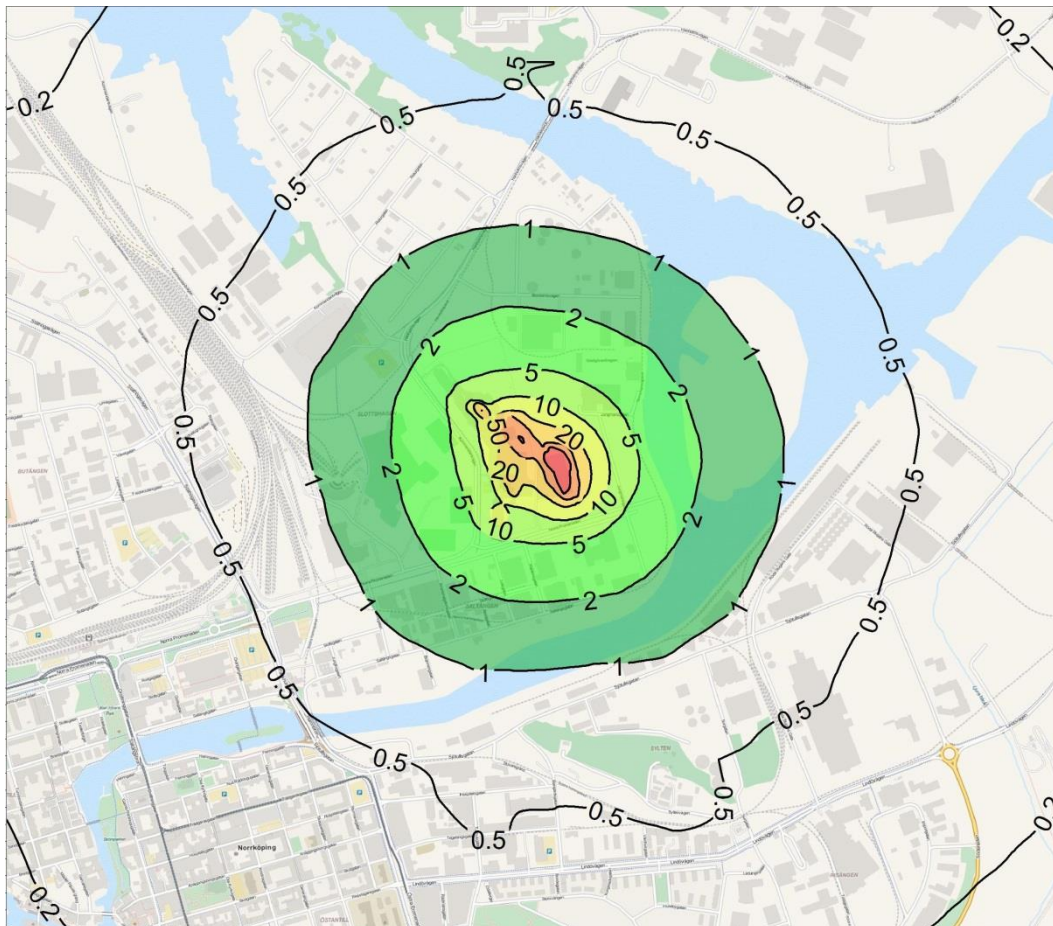


Figur 7-3 Scenario 2 Resultat spridningsberäkning – bättre rening för frånluft från inlopp och grovrens som 99 %-il av högsta minutmedelvärden.

Som framgår av ovanstående figur är luktkoncentrationen i närområdet till reningsverket mellan 5 - 10 l.e./m³. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 2 - 5 l.e./m³.

7.5.3 Scenario 3 – Som Scenario 2 samt täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång, luktemission 122*10⁶l.e./h

I följande figur redovisas resultatet av spridningsberäkning för Scenario 3.

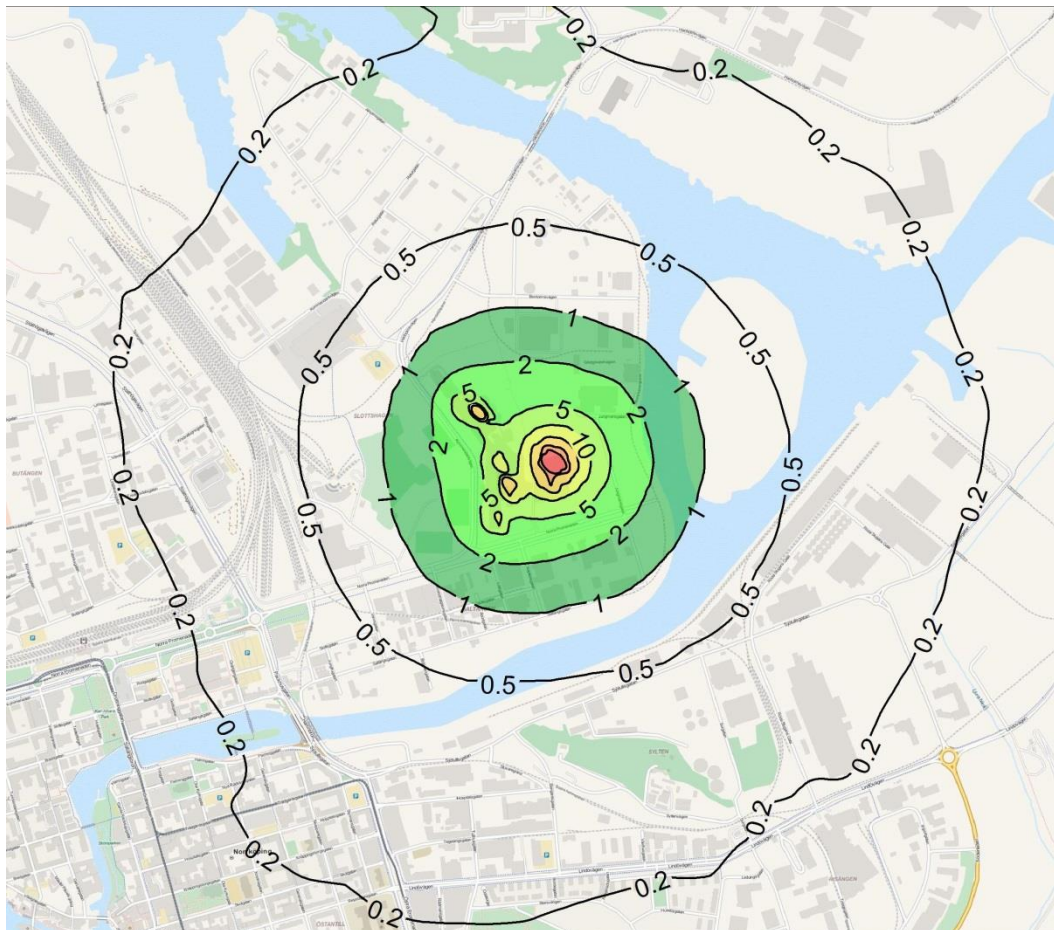


Figur 7-4 Scenario 3 Resultat spridningsberäkning – bättre rening för frånluft från sandfång och grovrens samt täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång som 99 %-il av högsta minutmedelvärden.

Som framgår av ovanstående figur är luktconcentrationen i närområdet till reningsverket drygt 5 l.e./m³ som högst. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 1,5 - 5 l.e./m³.

7.5.4 Scenario 4 – Som Scenario 3 samt flyttning av slamlager, luktemission 67*10⁶l.e./h

I följande figur redovisas resultatet av spridningsberäkning för Scenario 4.



Figur 7-5 Scenario 4 Resultat spridningsberäkning – som Scenario 3 samt flyttning av slamlager som 99 %-il av högsta minutmedelvärden.

Som framgår av ovanstående figur är luktkoncentrationen i närområdet till reningsverket mellan 2-5 l.e./m³ som högst. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 0,7 - 2 l.e./m³.

7.5.5 Scenario 5– Som Scenario 4 samt inbyggnad av slamutlastning och rening av från-
luften, luktemission $33 \cdot 10^6$ l.e./h

I följande figur redovisas resultatet av spridningsberäkning för Scenario 5.

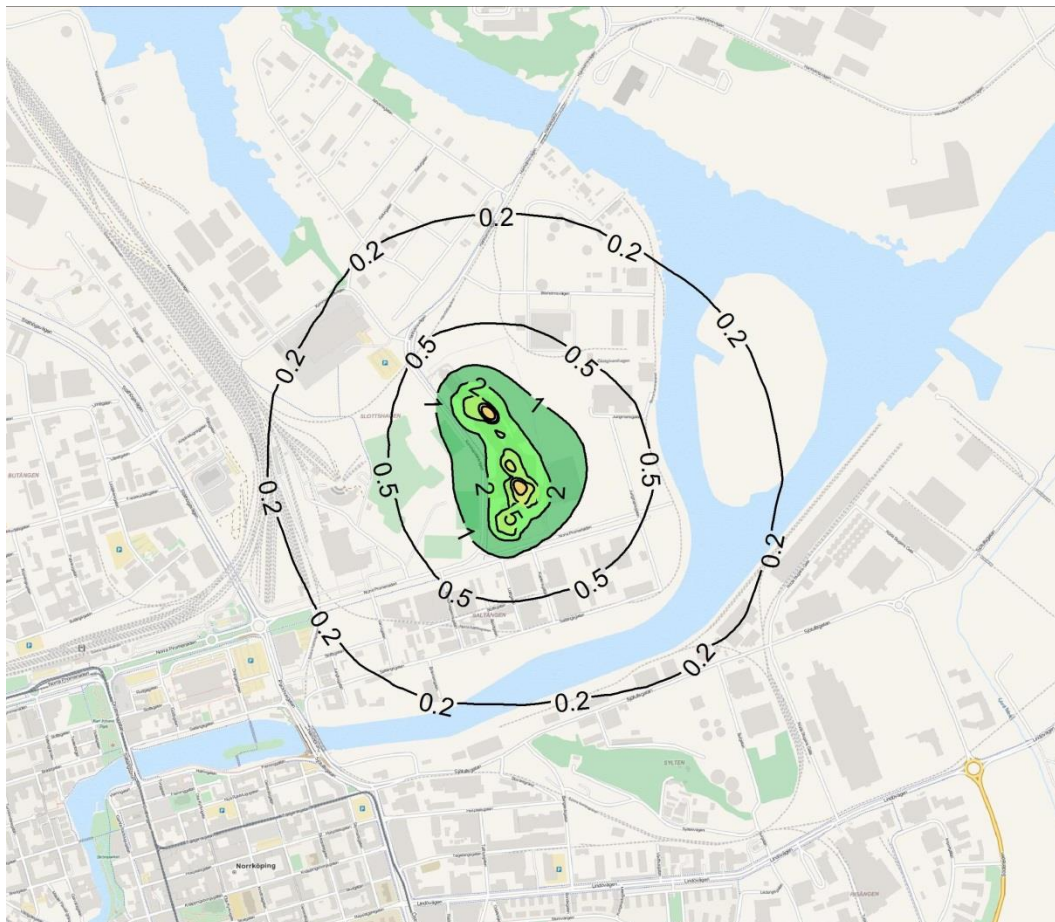


Figur 7-6 Scenario 5 Resultat spridningsberäkning – som Scenario 4 samt inbyggnad av slamutlastning som 99 %-il av högsta minutmedelvärden.

Som framgår av ovanstående figur är luktconcentrationen i närområdet till reningsverket mellan 1-2 l.e./m³ som högst. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 0,4 - 1 l.e./m³.

7.5.6 Scenario 6 – Som Scenario 5 samt inbyggnad av slamutlastning och rening av från-luften, luktemission $33 \cdot 10^6$ l.e./h. Utsläppshöjden 30 m efter rening.

I följande figur redovisas resultatet av spridningsberäkning för Scenario 6.

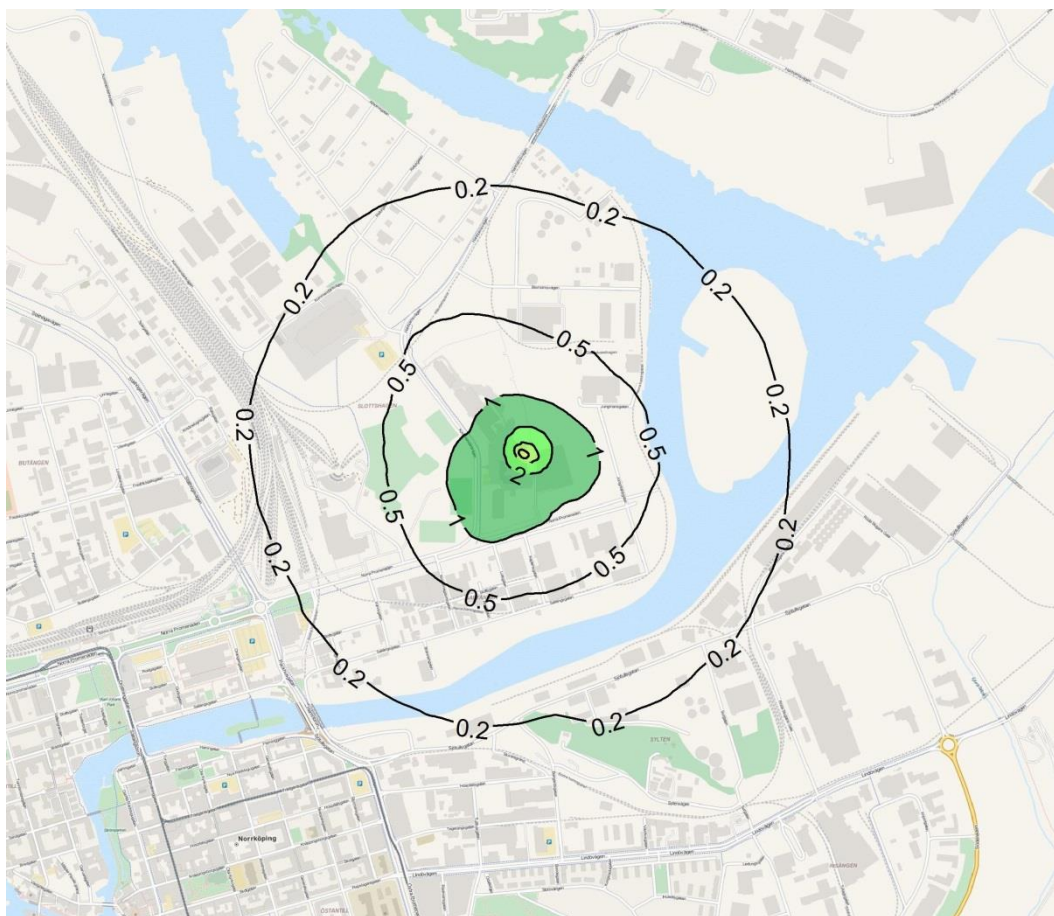


Figur 7-7 Scenario 6. Resultat spridningsberäkning – som Scenario 5 samt inbyggnad av slamutlastning som 99 %-il av högsta minutmedelvärden, utsläppshöjd 30 m efter rening.

Som framgår av ovanstående figur är luktconcentrationen i närområdet till reningsverket mellan 1-2 l.e./m³ som högst. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 0,2- 0,8 l.e./m³.

Då man avser att bygga flervåningshus inom Östra Saltängen behöver man även värdera omgivningshalten av lukt på högre höjd än i markplanet eftersom friskluftsintag ofta installeras i taknivå. Av denna anledning har även en spridningsberäkning för Scenario 6 även utförts på en receptorhöjd om 21 m.

Resultatet av denna presenteras i följande figur:



Figur 7-8 Scenario 6. Resultat spridningsberäkning – som Scenario 5 samt inbyggnad av slamutlastning som 99 %-il av högsta minutmedelvärden, utsläppshöjd 30 m efter rening. Receptorhöjd 21 m

Enligt ovanstående beräkningsresultat är luktconcentrationen i närområdet på 21 m höjs till reningverket ca 1 i.e./m³ som högst. Inom planområdet Östra Saltängen är lukthalten som högst mellan 0,2- 0,8 i.e./m³.



RAPPORT

7.6 Slutsatser spridningsberäkningar

I följande tabell har en sammanställning över resultaten från de genomförda spridningsberäkningarna genomförts:

Tabell 7.2 Sammanställning av resultat från spridningsberäkningar.

Scenario	Emission (l.e/h)	Högsta minutmedel inom i närområdet till reningsverket (l.e/m ³)	Högsta minutmedel inom i Östra Saltängen (l.e/m ³), Receptorhöjd 1,5 m	Högsta minutmedel inom i Östra Saltängen (l.e/m ³)-Receptorhöjd 21 m
1	169	5 - 10	2 - 10	-
2	151	5 - 10	2 - 5	-
3	122	ca 5	1,5 - 5	-
4	67	2 - 5	0,7 - 2	-
5	33	1 - 2	0,4 - 1	-
6	33	1 - 2	0,2 - 0,8	0,2 - 0,8

Som framgår av ovanstående tabell behöver man genomföra åtgärder i paritet med Scenario 6 för att komma ned till <1 l.e/m³ räknat som högsta minutmedelvärden av lukt vid Östra Saltängen. Således behöver man dels reducera luktemissionen kraftfullt och dessutom höja utsläppspunkterna från dagens marknivå till högre höjs (30 m).

8 Översiktlig kostnadsbedömning

Som framgår av ovanstående sammanställning över resultaten från genomförda spridningsberäkningar har ett flertal spridningsberäkningar genomförts i syfte att finna den optimala lösningen när det gäller luktåtgärder.

Inom åtgärdsutredningen och kostnadsberäkningen har fokus legat på att identifiera de åtgärder som möjliggör att luktfrihet/ nära luktfrihet kan uppnås inom det nu planerade området i Östra Saltängen.

Med utgångspunkt från den utförda genomgången av tänkbara åtgärder samt de spridningsberäkningar som genomförts har följande åtgärder utretts översiktligt vad gäller kostnader:

- Täckning av bassänger i enlighet med Scenario 3.
- Rening av frånluft i ny reningsanläggning för behandling av luft från:
 - Inlopp
 - Grovrens
 - Sandfång
 - Försedimentering
 - Slamutlastning



RAPPORT

I enlighet med vad som beskrivits under Scenario 2, 3 och 5 i en gemensam reningsanläggning för hela den samlade frånluftsflödet.

Härtill kommer kostnader för ombyggnad av slamutlastning och flyttning av slamlager.

8.1 Förslag till avskiljningsutrustning

Vad gäller val av utrustning har fyra leverantörer kontaktats. Två leverantörer föreslår fotooxidation med efterföljande aktiverat kolfilter, en leverantör föreslår enbart kolfilter och en leverantör föreslår ett inbyggt biofilter. Kravspecifikationen i dialog med leverantörerna har varit att utrustningen skall klara en nivå < 600 l.e./m³ efter rening.

8.1.1 Dimensionerande förutsättningar för luktbegränsande åtgärder

Vid de grova kostnadsbedömningar som gjorts inom ramen för denna studie har i kontakter med leverantörer följande dimensionerande underlag använts.

Tabell 8-1 Dimensionerande underlag

Utsläppsposition	Flöde (m ³ /h)	Luktkoncentration (l.e./m ³)	Förväntad resthalt l.e./m ³
Grovrens	3 000	4 000 - 7000	< 600
Sandfång och försedimentering	7 000 – 10 000	4 500 -6 500	< 600
Slamutlastning	10 000	Ca 4 000	< 600

Anläggningarna ligger inom samma område med möjlighet att samordna reningen från de olika luktkällorna.

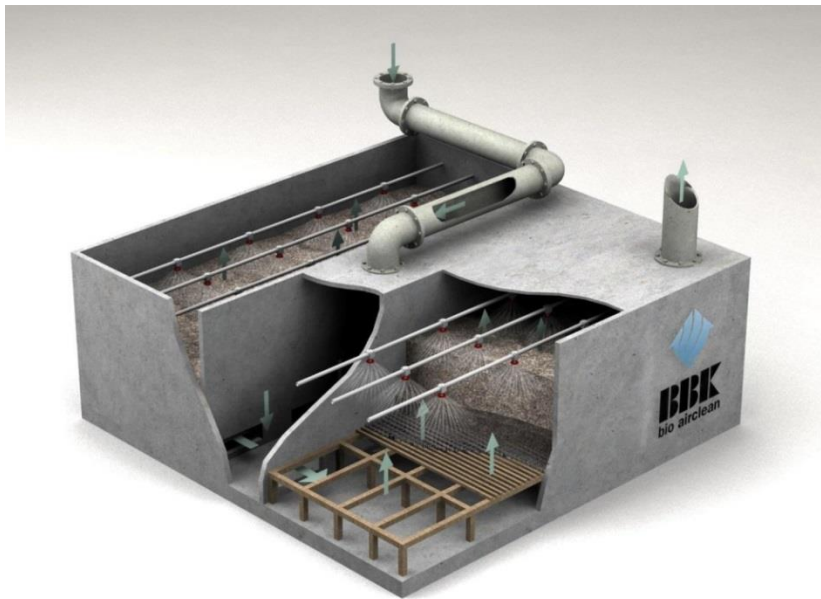
I det följande presenteras de tekniska lösningar som inkommit.

8.1.2 Föreslagna tekniska lösningar för luktreduktion

I det följande presenteras leverantörernas förslag till rening av den luktande frånluften från anläggningen.

8.1.2.1 Inbyggt biofilter

Följande figur redovisar förslaget från danska BBK som erbjuder ett inbyggt biofilter som ger en kontrollerad biologisk process och där utgående luft samlas upp i en utgående ledning för att kunna ledas till en skorsten.



Figur 8-1 Inbyggt biofilter från BBK

8.1.2.2 Aktiverat kolfilter

Kolfilter har erbjudits av Evodor enligt följande uppställning;



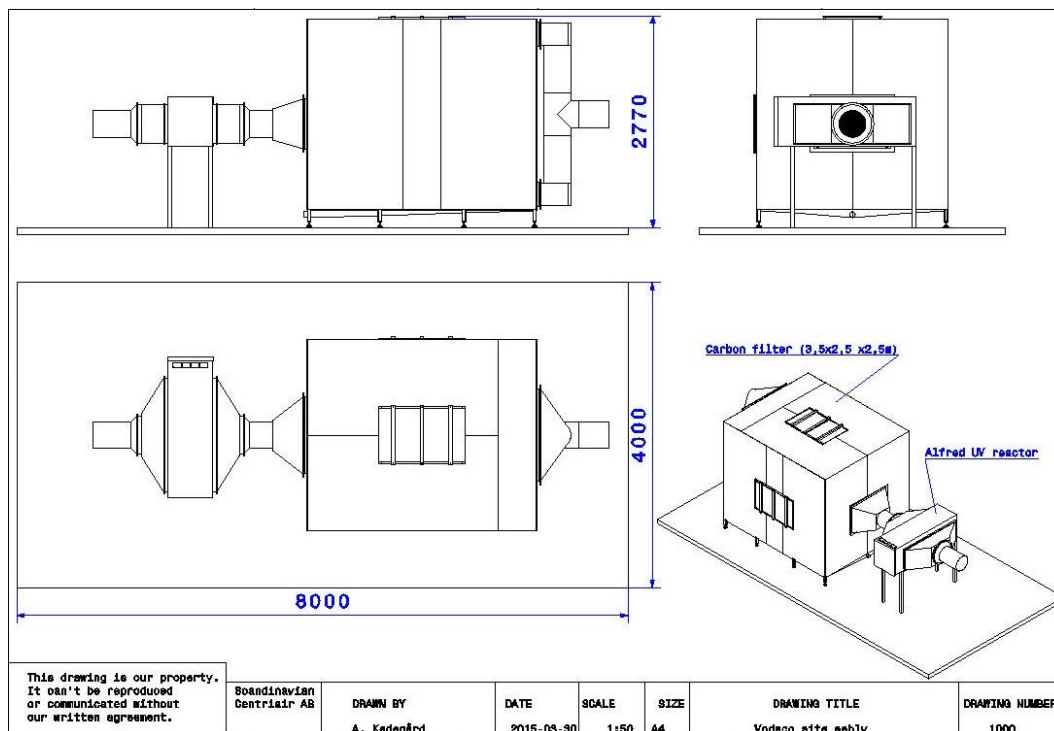
Figur 8-2 Enklare kolfilter från Evodor



RAPPORT

8.1.2.3 Fotooxidation med kolfilter

Centriair har föreslagit en lösning med kombinationen fotooxidation med efterföljande kolfilter enligt följande principuppställning.



Figur 8-3. Fotooxidation med efterföljande kolfilter enligt Centriair

8.2 Beräkningsförutsättningar

Vid kostnadsberäkningar har ovannämnda anbud från leverantörer använts som underlag tillsammans med följande antaganden:

- Vid beräkning av investeringskostnaderna har schablonmässiga påslag för projektering/administration respektive oförutsett med 10 % respektive 15 % gjorts.
- För beräkning av kapitalkostnaden har här utnyttjats 8 års avskrivning och 6 % internränta vilket innebär en annuitet om ca 16 %.
- För beräkning av underhållskostnaden har ca 3 % av investeringskostnaden .
- Elpriset har ansatt till 1,0 SEK/kWh
- Driftstiden har ansatts till ca 8 700 h vid fullt nuvarande verksamhet.
- För posten kringinvestering och rördragning har schablonmässiga kostnader per meter rör använts.

8.3 Resultat

Investeringskostnaden för de olika studerade alternativen redovisas i nedanstående Tabell 8-2.



RAPPORT

Då resultatet från spridningsberäkningarna visar på att man behöver genomföra samtliga diskuterade åtgärder till och med Scenario 6 för att komma ned i låga omgivningskoncentrationer av lukt har i det följande förutsatts att en gemensam större reningsanläggning installeras där frånluft från inlopp, grovrens, sandfång, försedimentering och ett framtida inbyggs slamlastning behandlas.

Dimensionerande flöde för denna utrustning är ca 23 000 m³/h.

Det bör betonas att de angivna kostnaderna är indikativa och kan inte utgöra underlag för framtida beslut då kostnader för flyttning av slamlager och ombyggnad av slamutlastning inte är studerade inom ramen för denna utredning. Dessutom kan täckning av bassänger genomföras på flera sätt som påverkar investeringskostnaden för denna åtgärd. Därför bör en mer detaljerad förstudie genomföras där kostnaderna mer exakt kan anges.

Tabell 8-2 Beräknade investeringskostnader, (kSEK)

Åtgärd	Biofilter	Aktiverat kolfil-ter	Fotooxidation med aktiverat kolfilter
Huvudutrustning inkl. instrumentering och skorsten	1 300	1 100	1 380
Täckning av bassänger	11 000	11 000	11 000
Kringinvesteringar, rördragning etc.	350	350	350
Summa	12 600	12 500	12 700
Projektering (10 %)	1 260	1 250	1 300
Oförutsett (15 %)	1 900	1 900	1 900
Total investering	15 800	15 600	15 900
Årlig kapitalkostnad	2 500	2 500	2 500

Som framgår av ovanstående tabell krävs förhållandevis stora investeringar i anläggningen för att kunna reducera luktbelastningen i omgivningen. Särskilt med beaktande att kostnaden för inbyggnad av slamutlastning och flyttning av slamlager inte är inräknat i ovanstående tabell. Även utformningen av inbyggnaden av försedimenteringsbassängen påverkar kostnaden påtagligt.

Med tanke på att reningsutrustningen svarar för en mindre del av investeringen och skillnaden mellan de olika lösningarna är marginell går det inte att välja utrustning med utgångspunkt från skillnaden i prisnivå.

I följande tabell har de rörliga kostnaderna beräknats.



RAPPORT

Tabell 8-3 Bedömda driftskostnader (kSEK)

Kostnad	Biofilter	Aktiverat kolfilter	Fotooxidation med aktiverat kolfilter
Underhåll (kSEK)	380	380	380
Energi el (kSEK)	155	140	200
Service (kSEK)	75		15
Kol/lampor (kSEK)	-	190	110
Bedömd driftskostnad (kSEK)	610	710	700
Bedömd årskostnad (kSEK)	3 400	3 600	3 600

Som framgår av ovanstående tabell är driftskostnaden för att öka rena utsläppen enligt mellan 600 och 700 kSEK per år. Den årliga kostanden är i nivån 3,5 MSEK oavsett vilken reningsteknik man väljer.

9 Luktriskvärdering

En luktriskvärdering har utförts inom ramen för denna utredning. Denna redovisas i sin helhet i bilaga2 till denna utredning.

9.1 Metoden

Vid workshop hos Norrköping Vatten och Avfall gjordes en genomgång av processer i syfte att identifiera planerade och oplanerade driftsstopp som kan påverka luktbilden

De identifierade luktriskena graderas efter tre olika kriterier; varaktighet, påverkan och frekvens. Varaktighet och frekvens bygger på erfarenheter från händelser på reningsverket. Påverkan bedöms genom att göra en uppskattning av luktutsläppet utifrån genomförda mätningar.

För att bedöma luktrisken används KVALUR (**kvantifiering av luktrisiko**) metoden som beskrivs i de norska riktlinjerna för hantering av luktfrågor

KVALUR beräknar sannolikhet och konsekvens av ett luktutsläpp. Dessa användes sedan för att bestämma ett riskindex.

Sannolikheten för en händelse beräknas enligt

$$P = \frac{t}{8760}$$

Där t är antalet timmar per år som händelsen förväntas inträffa. För att korrigera för att immissionsgränserna för lukt är satta som 99-percentil räknas parameterns P_{korr} fram.

$$p_{korr} = p * 100$$



RAPPORT

Detta innebär att händelser som inträffar mer än 1 procent av tiden betraktas som kontinuerliga.

För att räkna ut konsekvensen beräknas påverkansområdet för luktutsläppet. Enligt

$$K = 1,8 * Q^{0,65}$$

Där K är påverkansområdet i meter och Q är luktflödet i l.e/s. Denna förenklade spridningsberäkning har visat sig stämma bra på marknära källor. Vid utsläpp genom skorsten får parametrar som skorstenhöjd, väderförhållanden och topografi större inflytande vilket gör den förenklade modellen ovan felaktig. I föreliggande fall är dock alla utsläpp som identifierats i luktriskworkshopen att betrakta som marknära.

Ovanstående faktorer kombineras sedan till ett riskindex, I, enligt

$$I = \frac{P_{korr} * K}{d_{Närboende}}$$

Där d utgör avståndet från utsläppskällan till närmsta boende.

Tabell 9-1 Riskindex

Riskindex	Tolkning	Värdering
I>1	Stor risk för att händelsen skall medföra luktolägenheter hos närboende	Inte acceptabelt. Luktreducerande åtgärder skall beaktas
1>I>0,5	Medelstor risk att händelsen skall medföra luktolägenheter hos närboende	Kan vara ett hinder för att bedriva verksamhet, luktbe-gränsande åtgärder ska värderas
0,5>I>0,1	Liten till medelrisk att händelsen medför luktolägenheter hos närboende	Inget hinder för verksamhetsutövning med luktbe-gränsande åtgärder bör värderas
0,1>I	Liten risk för luktolägenheter hos närboende. händelsen sker så sällan eller har så liten påverkan att den får anses försumbar	Acceptabelt. riskreducerande åtgärder kan värderas

9.2 Resultat

Utifrån KVALUR metoden som ovan beskrivits beräknades riskindex för respektive händelse. Resultatet redovisas i följande tabell 9-1.



Tabell 9-2 Resultat av KVALUR beräkningar

Nr	Risk	Risk index
4.1.1	Driftsstopp på ventilation av inlopp/sandfång/Grovrens.	0,27
4.1.2	Dålig funktion på biofilter	1,4
4.1.3	Utlastning av container grovrens	0,12
4.1.4	Haveri på skrapor vid försedimentering	0,37
4.1.5	Membranbyte i biosteg	0,28
4.1.6	Stopp på omrörare i externslamtank	0,18
4.1.7	Läckage i samband med påfyllning av odöriseringsmedel	0,05

Av de identifierade luktriskerna är det bara dålig funktion på biofilter som får definitionen hög risk. Detta beror till stor del på närheten till tänkta närboende samt den förhållandevis långa tiden det tar att upptäcka och åtgärda driftsproblem. Någon form av regelbunden kontroll skulle minska denna risk.

Vidare finns ett flertal risker som är att betrakta som små till medelstora. Dessa händelser kräver ingen direkt åtgärd men det är lämpligt att justera rutinerna kring dessa aktiviteter så att de hanterar risken för luktolägenhet hos närboende.

10 Diskussion

Inom ramen för den nu genomförda luktutredningen kan konstateras att den totala emissionen av luktämnen från anläggningen är ca $170 \cdot 10^6$ l.e./h vid nuvarande förhållanden.

Om man jämför emissionen från Slottshagens reningsverk med luktemissionen från andra reningsverk i Sverige och Norge där motsvarande kartläggning genomförts kan man notera att nivån är högre än vad man kan förvänta sig i luktutsläpp i relation till storleken av verket. Orsaken till detta är främst den omfattande slamhanteringen man har inom anläggningen.

För avskiljning av lukt har man installerat såväl biofilter som ozonaggregat. Vid de uppföljningar av funktionen som genomförts inom ramen för denna studie visar dessa utrustningar på otillfredsällande funktion.



RAPPORT

I syfte att optimera valet av åtgärder har flera spridningsberäkningar utförts för att simulera olika scenarier. Vid val av åtgärder har huvudinriktningen varit att primärt reducera emissionen av lukt från området.

Några omgivningsriktvärden för lukt finns inte framtagna i Sverige. Av denna anledning har denna utredning sneplat på de danska riktvärdena om 5–10 l.e./m³ räknat som 99-% il av minutmedelvärden. 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 lukttupplevelsen är momentan och väsentligt kortare än en minut.

Av denna anledning har målsättningen varit att underskrida dessa nivåer i omgivningen eftersom underlaget från denna utredning skall användas i planarbete för planering av nya bostäder kring anläggningen.

Enligt de spridningsberäkningar som genomförts krävs att alla förslagna åtgärder genomförs för att man skall uppnå erforderligt låga omgivningshalter av lukt i det studerade området Östra Saltängen, se följande tabell.

Tabell 10-1. Resultat från spridningsberäkningarna

Scenario	Emission (l.e/h)	Högsta minutmedel inom i närområdet till reningsverket (l.e/m ³)	Högsta minutmedel inom i Östra Saltängen (l.e/m ³), Receptorhöjd 1,5 m	Högsta minutmedel inom i Östra Saltängen (l.e/m ³)-Receptorhöjd 21 m
1	169	5 - 10	2 - 10	-
2	151	5 - 10	2 - 5	-
3	122	ca 5	1,5 - 5	-
4	67	2 - 5	0,7 - 2	-
5	33	1 - 2	0,4 - 1	-
6	33	1 - 2	0,2 - 0,8	0,2 - 0,8

De åtgärder som förslås är följande:

- Bättre rening av utsläppet från biofiltret - Scenario 2.
- Täckning av bassänger och rening av frånluften från försedimentering och sandfång – Scenario 3.
- Flyttning av slamlager från området – Scenario 4.
- Inbyggnad av slamlastning med efterföljande rening av frånluften - Scenario 5
- En gemensam reningsutrustning för luft från inlopp, grovrens, sandfång, försedimentering samt frånluft från inbyggd slamutlastning med en skorstenhöjd om 30 m från luktrengningsutrustning

Dessa åtgärder bedöms som tillräckliga för att hindra framtida klagomål på lukt från anläggningen vid normala driftförhållanden.



RAPPORT

Ytterligare förhöjning av skorsten torde endast ge begränsad effekt i marknivå eftersom kvarvarande källor i markplan då avgör luktbidraget närmast kring anläggningen.

Ytterligare reduktion av lukten innebär sannolikt behov av mer täckning av bassänger vilket leder till höga investeringskostnader med mindre effekt i omgivningen.

Vad gäller transport av slam är det viktigt att detta sker med täckta fordon och att dessa är rengjorda och inte i sig bidrar med någon luktspridning.

Vidare bör man naturligtvis se över risken för oplanerade händelser som kan påverka luktutsläppen från verksamheten. Ofta kan sådana incidenter vara tillräckliga för att starta en debatt kring lukt och därmed påverka opinionen negativt.

Kostnaden för rening av frånluften från inlopp, grovrens, sandfång, försedimentering samt frånluft från inbyggd slamutlastning med en skorstenshöjd om 30 m från luktreningsutrustning har beräknats enligt följande

Tabell 10-2. Resultat kostnadsberäkning reningsutrustning

Åtgärd	Biofilter	Aktiverat kolfilter	Fotooxidation med aktiverat kolfilter
Huvudutrustning inkl. instrumentering och skorsten	1 300	1 100	1 380
Täckning av bassänger	11 000	11 000	11 000
Kringinvesteringar, rördragning etc.	350	350	350
Summa	12 600	12 500	12 700
Projektering (10 %)	1 260	1 250	1 300
Oförutsett (15 %)	1 900	1 900	1 900
Total investering	15 800	15 600	15 900
Årlig kapitalkostnad	2 500	2 500	2 500

Investeringskostnaden för en gemensam större reningsanläggning som tar frånluft från flera luktkällor inom området har beräknats till ca 16 MSEK där två tredjedelar står för täckning av försedimenteringsbassänger. Härutöver tillkommer kostnader för flyttning av slamlager samt inbyggnad av slamutlastning