
RAPPORT

MARIESTADS KOMMUN

Luktutredning, Mariestads avloppsreningsverk

UPPDRAGSNUMMER 13008161



2019-05-14

GÖTEBORG LUFT- OCH MILJÖANALYS

LEIF AXENHAMN

Carl Thordstein

Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Mariestads kommun genomfört en luktutredning avseende utsläpp av luktande föreningar från avloppsreningsverket med syftet att bedöma luktpåverkan på planerade bostads- och centrumbebyggelse i detaljplan för stadsutveckling vid området Katthavsviken. Som bedömningsgrund för uppdraget föreslås ett målvärde på 0,5 OU_E/m³, beräknat som minutvärden för 99-percentil avseende timmedelvärden ska klaras inom planområdet. Detta är den nivå som krävs för att uppnå praktisk "nästan luktfrihet" i utomhusluften. Luktutredningen avser utsläpp vid normal drift för nuvarande situation med en belastning på verket med ca 17 000 personekvivalenter (pe) samt scenarier avseende belastning på verket i ytterligare tre nivåer, 22 000 pe, 25 500 pe resp. 30 000 pe. Utsläppen har konservativt uppräknats utifrån nuvarande utsläppssituation till respektive belastning med antal personekvivalenter för avloppsreningsverket. Resultaten från spridningsberäkningarna visar att under nuvarande utsläppssituation med 17 000 pe samt belastning av verket med 22 000, 25 500 resp. 30 000 pe riskerar målvärdet på 0,5 OU_E/m³ att överskridas i det aktuella planområdet. För att uppnå målvärdet har fem scenarier med åtgärder utförts.

Förutsättningar avseende spridningsberäkningarna för åtgärdsscenarioer bestod i att:

1. Bygga in biofiltret med rening på 80% och ta hand om luften från externslamtömningen med rening på 80%. Utsläppen sker därefter via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Vid slamutlastning är container täckta förutom i scenariot för nuvarande situation. Investeringskostnad för dessa åtgärder uppskattas till ca 1,5 miljoner kronor.
2. Bygga in aktiviteten för slamutlastning med tillsammans med ovanstående åtgärder (1), dock med en lite större skorsten och kraftigare fläkt för ett ökat luftflöde. Investeringskostnad för dessa åtgärder uppskattas till ca 9 (1,7 + 7,2) miljoner kronor.
3. Bygga in bassängerna för biosteget, mellansedimenteringen och försedimentering med utsläpp via två ventilationstorn ca 10 meter ovan marknivå, utan rening, tillsammans med ovanstående åtgärder (2). Investeringskostnad för dessa åtgärder uppskattas till ca 60 (1,7 + 7,2 + 50,7) miljoner kronor.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med en belastning av verket med 22 000 pe och 25 5000 pe bedöms målvärdet klaras i planområdet när åtgärder vidtas enligt punkten 1 ovan. Det kan poängteras att vid en belastning av verket på 25 500 pe ligger värdet på 0,5 OU_E/m³ några meter (ca 10 meter) innanför plangränsen, dock bedöms detta få en marginell inverkan på luktmiljön inom planområdet. När det gäller utsläppssituationen vid en utbyggnad till 30 000 pe ligger målvärdet på 0,5 OU_E/m³ ytterligare några meter innanför planområdet (ca 20 meter) vid åtgärder enligt punkten 1. Det bör här övervägas om även åtgärder enligt punkt 2 ska vidtas för att klara avsedd luktmiljö inom planområdet. För att ytterligare minska luktbelastningen med en belastning av verket med 30 0000 pe har spridningsberäkningar med åtgärder enligt punkten 3 genomförts. Resultatet från spridningsberäkningarna visar att med dessa åtgärder klaras 0,5 OU_E/m³ med marginal i det aktuella planområdet.

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
2	Beskrivning av planområde och avloppsreningsverket	3
2.1	Beskrivning av avloppsreningsverket	4
3	Luktförutsättningar	5
3.1	Allmänt	5
3.2	Lukt och luktbesvär	7
3.3	Tillämpning av lukt i Miljöbalken	8
3.4	Omgivningsriktvärden för lukt	8
3.5	Relevant målsättning för lukt kring avloppsreningsverket	10
4	Genomförande	10
4.1	Luktmätningar	11
4.2	Utförd undersökning och utsläppsberäkningar	14
5	Spridningsmodell och meteorologi	19
5.1	Spridningsmodell	19
5.2	Meteorologi	19
6	Utsläppsscenarioer inkl. förslag på åtgärder	21
7	Kostnadsuppskattning på föreslagna åtgärder	23
7.1	Åtgärder som avser utsläpp från biofiltret	23
7.2	Åtgärder som avser utsläpp vid slamutlastningen	24
7.3	Åtgärder som avser utsläpp från bassänger	25
8	Resultat från spridningsberäkningarna	26
8.1	Utsläpp av lukt enligt scenario 1 med $6 \cdot 10^6$ OU _E /h	26
8.2	Utsläpp av lukt enligt scenario 2 med $7,4 \cdot 10^6$ OU _E /h	27
8.3	Utsläpp av lukt enligt scenario 3 med $7,4 \cdot 10^6$ OU _E /h med åtgärder	28
8.4	Utsläpp av lukt enligt scenario 4 med $8,5 \cdot 10^6$ OU _E /h	29
8.5	Utsläpp av lukt enligt scenario 5 med $8,5 \cdot 10^6$ OU _E /h med åtgärder	30
8.6	Utsläpp av lukt enligt scenario 6 med $9,9 \cdot 10^6$ OU _E /h	31
8.7	Utsläpp av lukt enligt scenario 7 med $9,9 \cdot 10^6$ OU _E /h med åtgärder	32
8.8	Utsläpp av lukt enligt scenario 8 med $9,9 \cdot 10^6$ OU _E /h med åtgärder	33
8.9	Utsläpp av lukt enligt scenario 9 med $9,9 \cdot 10^6$ OU _E /h med åtgärder	34

Referenser	35
Bilaga A – Luktprovtagning vid Mariestads avloppsreningsverk	36
Bilaga B – Luktrensning vid Mariestads Reningsverk	49

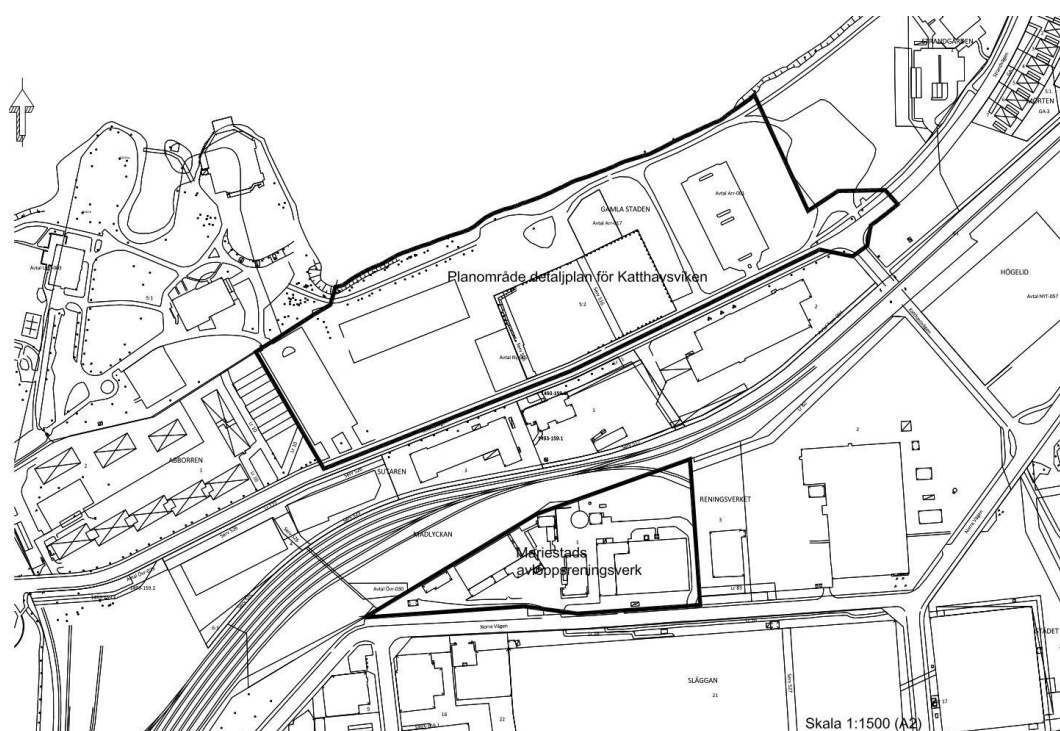
1 Inledning

Sweco Environment har på uppdrag av Mariestads kommun genomfört en luktutredning avseende utsläpp av luktande föreningar från avloppsreningsverket, med syftet att bedöma luktpåverkan på planerade bostads- och centrumbebyggelse i detaljplan för stadsutveckling vid området Katthavsviken.

2 Beskrivning av planområde och avloppsreningsverket

Detaljplanen är belägen i centrala delar av Mariestads tätort. Det aktuella området Katthavsviken är idag till största delen obebyggd och utgörs av parkering och upplagsytor. Detaljplanen avgränsas av Värnen i norr, stadsdelen Snuggen i öster, Strandvägen i söder och bostadsbebyggelse i kv. Abborren i väster. I Figur 1 återfinns en illustrationskarta över det aktuella planområdet.

De planerade bostads- och centrumbebyggelsen som detaljplanen medger föreslås att uppföras cirka 100 meter norr om avloppsreningsverkets verksamhetsområde. I dagsläget finns de närmaste bostäderna nordväst om verket på ett avstånd av ca 150 m från verkets fastighetsgräns.



Figur 1. Karta över avloppsreningsverkets verksamhetsavgränsning och planområdets avgränsning ©Karta från Mariestads kommun.

2.1 Beskrivning av avloppsreningsverket

Mariestads avloppsreningsverk byggdes om 1998 och är i gott skick och väl fungerande. Den mesta av slamhanteringen är inbyggd varför luktutsläppen är ganska bra kontrollerade. Vid normala driftförhållanden är lukt således inget stort problem i dagsläget.

Mariestads avloppsreningsverk avser att dimensioneras från i dagsläget 22 000 personekvivalenter (pe) till 25 500 pe och 30 000 pe. I dagsläget belastas avloppsreningsverket med ca 17 000 pe.

Anläggningen tar också emot externslam inkl. slam från ett par mindre anläggningar i närheten samt från privata brunnar.

Slamhanteringen och andra luktande moment hanteras inomhus med forcerad ventilation från exempelvis silar, grovrens, slamförtjockning. Ventilationskanalerna leds sedan till en gemensam samlingskanal och utsläppet leds vidare till ett biofilter utanför byggnaden se Figur 2. I den biologiska reningen blåses stora mängder luft genom avloppsvattnet för att syresätta det för biologisk nedbrytning. Detta luktutsläpp sker kontinuerligt, men genererar generellt inte någon hög luktstyrka.



Figur 2. Ventilationskanalerna leds ihop till en samlingskanal.

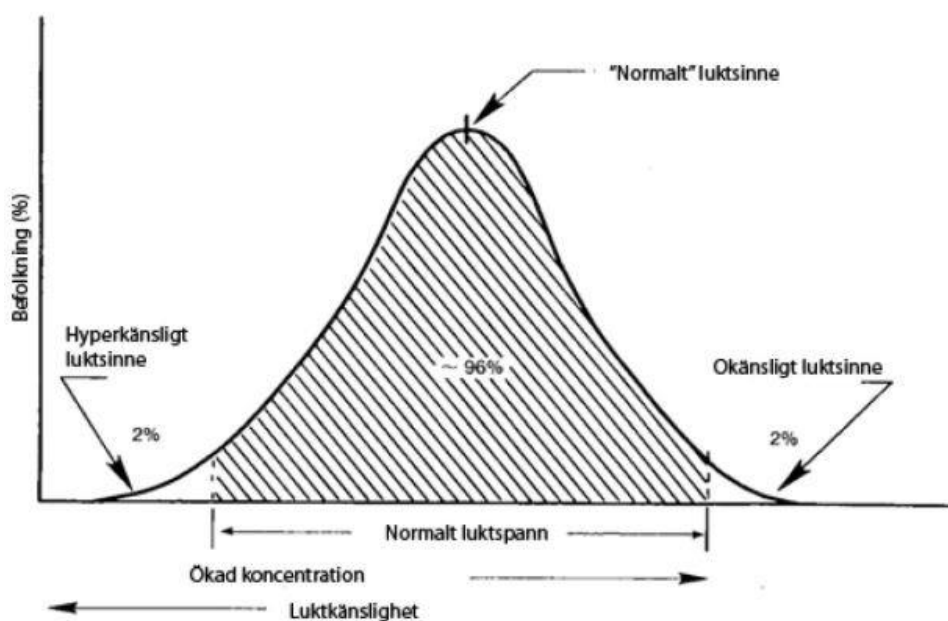
Tömning av externslam med slambilar sker i genomsnitt 4 gånger/dag, men kan variera allt ifrån 4–9 leveranser per dag. Vid tömningen genereras en tydlig lukt. Slamutlastning sker 3 – 4 gånger/vecka. Slammet matas med transportband ut till väntande containerlastare och transporteras i öppen container till sluttäckning. I framtiden med utbyggnad av verket kommer transporten ske i sluten container.

3 Lutförutsättningar

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 en svensk och tillika europeisk standard för hur en sådan mätning skall gå till (SS-EN 13725) (SIS, 2003). I denna utredning används överlag i beräkningarna den standardiserade enheten OU_E/m^3 för att beskriva halten av lukt, ospecificerade halter av lukt brukar vanligt anges som $l.e/m^3$.

En människa kan urskilja ca 10 000 olika lukter varav ca 80 % är obehagliga. En lukts förnimbarhet uttrycks vanligen med ett tröskelvärde. Luktröskelvärdet $1 OU_E/m^3$, definieras som den halt där 50 % i en befolkning/testpanel känner lukt. Med $1 OU_E/m^3$ menas den mängd av en förening eller blandning av föreningar som vid fullständig inblandning i $1 m^3$ luktfri luft ger en gasblandning där koncentrationen är samma som luktröskelvärdet. För att uppnå praktisk "luktfrihet" i utomhusluften krävs att luktstyrkan underskrider ca $0,5 OU_E/m^3$. Detta betyder inte att ingen känner lukt vid denna nivå då luktsinnet hos en tillräckligt stor population är normalfördelat innebär detta att det kan finnas personer som känner lukt i mycket låga halter (lägre än luktröskelvärdet) liksom det kommer att finnas personer som kräver höga halter för att känna lukt, se Figur 3.



Figur 3. Luktsinnets normalfördelning

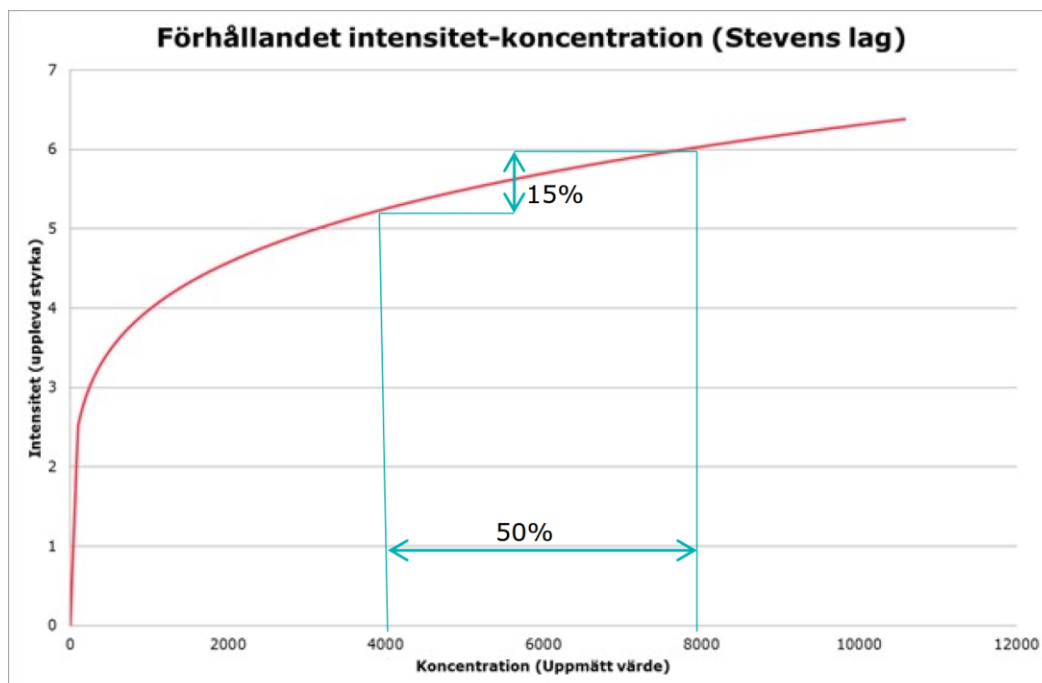
Ett lågt lufttröskelvärde innebär att den mänskliga näsan känner av ett luktvärde vid en mycket låg koncentration av en förening eller blandning av föreningar. Luktsinnet är känsligt och kan upptäcka lukttröskelvärden ner till en halt på ca 0,001 µg/m³ eller ca 0,16 ppt (parts per trillion, biljondel), detta gäller för vanillin. De låga lufttröskelvärdena innebär bland annat att de luktbekämpningsmetoder som används måste vara mycket effektiva. Dessutom krävs det enbart en inandning (några sekunders exponeringstid) för att kunna förnimma lukten.

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 4. Förhållandet mellan intensitet, upplevd luktstyrka och koncentration, OU_E/m³ är olika för olika lukter men kan generellt beskrivas med Stevens lag enligt:

$$I = k * C^n \quad 0,2 < n < 0,8$$

Där I är intensitet och C koncentration. Konstanterna k och n är specifika för respektive lukt. I Figur 4 nedan är n satt till 0,2 vilket ger maximalt logaritmiskt förhållande. Erfarenhet visar att förhållandet tenderar att vara mer logaritmiskt ju obehagligare lukten anses vara.

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 15 % måste emissionen reduceras mer, enligt följande figur krävs 50 %.



Figur 4. Upplevd luktintensitet (styrka) som funktion av koncentrationen.

En av de viktigaste faktorerna som påverkar luktkänsligheten är tillvänjnings- och uttröttningsfaktorerna. Såväl förmåbarheten som den upplevda luktstyrkan minskar snabbt vid kontinuerlig exponering. Inom några minuter efter det att exponeringen har upphört återhämtar sig normalt luktsinnet. Om lukten i ett område är konstant minskar i regel upplevelsen av lukten tidvis succesivt (Andersson m.fl. 2012). Varierar däremot lukten i frekvens eller styrka kan tillvänjningseffekten (habituering) motverkas/utebli.

En annan faktor att ta hänsyn till är riskperceptionen (varseblivning av risk), vilket kortfattat innebär att personer som utsätts för en exponering av lukt, farlig eller helt ofarlig, kan utveckla en överkänslighet och få fysiska symtom (inflammatoriska reaktioner). Detta gäller om personer i fråga trots allt uppfattar exponeringen av lukt som hälsofarlig och därmed skapar oro/stress (Stenlund m.fl. 2009 och Andersson m.fl. 2012).

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 korttidsvärden som minutmedelvärden av luftförhållanden kring en anläggning och ansätter då acceptabla nivåer till exempelvis mellan 1 och 10 OU_E/m^3 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.

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 karaktäristik som exempelvis källstyrkan.

3.3 Tillämpning av lukt i Miljöbalken

Det finns i dagsläget inga upprättade gräns- eller riktvärden för luktande föroreningar, som människor exponeras för. Då upprättade miljö kvalitetsnormer saknas får miljöbalkens allmänna hänsynsregler tillämpas. I 2 kap 3 § miljöbalken (1998:808) anges att försiktighetsprincipen ska användas i de fall osäkerheter förekommer vid exempelvis konsekvensen att utsätta människor för olägenhet. Dessa försiktighetsmått ska vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet kan medföra olägenhet för människors hälsa, och hänsyn ska då tas till personer som är känsligare än normalt.

I 9 kap miljöbalken (1998:808) förekommer bland annat regler om hälsoskydd. I kap 9 3§ miljöbalken (1998:808) står det att olägenhet för människors hälsa avses störning som enligt bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig. Viktigt att ta i beaktande är att inga ekonomiska eller tekniska avvägningar ska göras i den medicinska eller hygieniska bedömningen om vad som är uppfattas som olägenhet. Utgångspunkten ska istället utgå ifrån vad människor i allmänhet anser vara en olägenhet och i enlighet med hälsoskyddslagen bör hänsyn tas till personer som är något känsligare än normalt.

3.4 Omgivningsriktvärden för lukt

De framräknade och redovisade värdena i denna studie beskriver var de halterna som förekommer som 99-percentil. Detta innebär att under 99 % av alla timmedelvärden underskreds de framräknade värdena beräknade som minutmedelvärden. Orsaken till att man i luktsammanhang arbetar med så korta tidsupplösningar är för att korrigera mot näsans nära momentana reaktion på lukt.

Man kan i sammanhanget fråga sig vilka luktnivåer i omgivningen man då skall välja att jämföra mot i dessa beräkningar. I Sverige finns inga generella regler för lukt från olika verksamheter. I Sverige används ibland 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 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 lukttröskeln, dvs. 5–10 OU_E/m³. I industriområden kan under vissa omständigheter högre koncentrationer accepteras. Det är dock viktigt att ta hänsyn till hur en spridningsberäkning enligt den danska modellen ska utföras.

I andra länder använder man liknande begränsningar. I Tabell 1 redovisas några exempel på detta.

Tabell 1. Exempel på omgivningsgränsvärden för lukt

Område/region/land	Omgivningsgränsvärde (l.e./m ³)	Medelvärdestid	Percentil
Danmark	5–10	En maxminut, maxmånad	99
Norge	1–2	En timme, maxmånad	99
Auckland, New Zealand	2	En sekund	99,9
San Diego WWTP	5	Fem minuter	99,5
Tyskland	1	En timme, uppräknad med en faktor 4	80 - 99,9
Holland	0,5–14	En timme	98 - 99,5

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. Det kan också poängteras att det förekommer specifika förutsättningar i varje land exempelvis hur provtagning och analys av lukt ska genomföras. Sweco utgår ifrån att den europeiska standarden för luktbestämning ska användas i första hand.

När det gäller målsättning på hur många gånger omgivningsgränsvärdet för lukt kan överskridas anser WHO:

- Världshälsoorganisationen (WHO) har i Air Quality Guidelines for Europe föreslagit ett högsta riktvärde för besvär av vissa specifika luftföroreningar (nuisance threshold = besvärströsklar). För lukt definieras denna som den koncentration vid vilken en liten andel av befolkningen (mindre än 5 procent) upplever besvär under en liten del av tiden (mindre än 2 procent).

WHO:s föreslagna högsta tidsfrekvens (den högsta andel av tiden under vilken besvär kan accepteras) är i linje med de svenska erfarenheterna om man antar att alla förnimmelser av lukt också innebär att man besväras. Den högsta andel av tiden som luktbesvär kan accepteras enligt WHO är mindre än 2 procent eller mindre än motsvarande 98-percentil. Sweco använder därför generellt som målvärde en frekvens av lukt som motsvarar 99-percentil vilket är mindre antal tillåtna värden jämfört med 98-percentilvärdet.

3.5 Relevant målsättning för lukt kring avloppsreningsverket

Praktiska erfarenheter från luktmätningar utförda spridningsberäkningar och korrelationer av resultat visar på att närboende upplever luktfrihet först när haltnivån underskrider 0,2–0,5 OU_E/m³ vid en opåverkad miljö och en minuts integrationstid. 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. Vid en luktkoncentration kring 5 OU_E/m³ är luktupplevelse tydlig för de flesta.

I det aktuella fallet med att planera/utveckla området Katthavsviken i närområdet till avloppsreningsverket betyder att många nya personer kommer att flytta in till området. De flesta är inte bekanta med lukten från avloppsreningsverkets verksamhet.

Därför föreslås här att man har en målsättning/bedömningsgrund som innebär en omgivningshalt om högst 0,5 OU_E/m³. Detta är också ett värde som Länsstyrelsen i Västra Götalands län bedömer vara en acceptabel nivå för människors hälsa och säkerhet.

Detta betyder att man vid normal drift inte bör förnimma lukt från verksamheten i planområdet. Dock kan lukt tillåtas under enstaka timmar under ett år i begränsade områden.

4 Genomförande

För att kunna jämföra omgivningsriktvärden med de som kan förekomma vid planområdet har inledningsvis en luktkartläggning genomförts vid avloppsreningsverket. Provtagningen vid avloppsreningsverket har utförts av ÅF, 2019-03-28 med efterföljande analys på ÅF:s luktlaboratorium i Göteborg 2019-03-29. Kartläggningen innebär att man mäter luktkoncentrationen i 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 presenteras hur luktbestämningen är utförd.

4.1 Luktmätningar

4.1.1 Provtagningsmetodik

För provtagning av lukt krävs olika metodik beroende på om luktkällan sker från en mekaniskt ventilerad utsläppspunkt, tankandning eller från en öppen yta. Med tankandning menas att en behållare oftast behöver en kontakt med omgivningsluften för att kompensera för volymändring som sker i det material som lagras i behållaren.

Generellt kan nämnas att prover uttas i lufttäta och för ändamålet speciellt anpassade påsar. Med kunskap om flöde och luktinnehåll kan emissionen av lukt bestämmas. Figur 5 visar ett exempel på provtagningsutrustning för uppsamling av lukt.



Figur 5. Provtagningsutrustning



Luften samlas upp och provtagning på den kontrollerade luften utförs varefter avgången av lukttännen kan analyseras. Resultat från dessa provkammarförsök innebär att ett mått på det specifika utsläppet uttryckt som emission lukt/ytenhet erhålles. Med utgångspunkt från resultaten i provutrustningen kan man skala upp emissionen till att gälla hela den aktuella ytan. Provtagningen går fort och ger ett momentant värde.

4.1.2 Analysmetodik

Den uttagna luften analyseras sedan sensoriskt inom 30 timmar efter provtagningen. Normalt tar man ut minst två prov från varje position för att säkerställa tillförlitligheten. Den sensoriska 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. I olfaktometern blandas provgas med spädluft som utgörs av rumstempererad luft.

För varje prov genomförs en spädserie där panellisterna får avgöra vid vilken spädnivå lukt kan förnimmas. Spädserien är så utformad att halten luktämnen successivt ökar. Varje spädserie innehåller minst tre-fyra utspädningar. Panelsvaren noteras av provledaren och spädserien upprepas för varje panellist.

Med hjälp av provsvaren kan man avgöra koncentrationen av lukt i varje enskilt prov. Provtagning och analys följer den europeiska standarden för lukt, SS-EN 13725. Hur luktanalysen går till visas enligt nedanstående Figur 6.

Olfaktometern styrs av ett datorprogram som avgör vilken spädnivå som skall ställas in och fördelar provgasen mellan panellisterna. Med hjälp av provsvaren kan man avgöra koncentrationen lukt i varje enskilt prov. Antalet möjliga prover vid ett och samma tillfälle begränsas till ca 10 stycken eftersom panellisterna i annat fall blir uttröttade.



Figur 6. Den sensoriska analysen på ÅF:s luktlaboratorium

4.1.3 Användning av mätdata

Olfaktometern ger ett värde på antal luktenheter per m^3 (OU_E/m^3) vilket motsvarar den spädfaktor där paneldeltagarna precis kan börja förnimma lukt.

Exempel: Resultatet från en analys presenteras i form av de spädnivåer där de enskilda panellisterna kan känna lukt.

Paneldeltagare 1: 2000

Paneldeltagare 2: 1880

Paneldeltagare 3: 2440

Paneldeltagare 4: 2000

Resultat för panelen $2069 OU_E/m^3$ (geometriskt medelvärde). Detta värde motsvarar den nivå där 50% av befolkningen/panellisterna börjar känna lukt. Om luktkoncentrationen multiplicerat med ett luftflöde (m^3/h) erhålles luktbelastning per timma (OU_E/h).

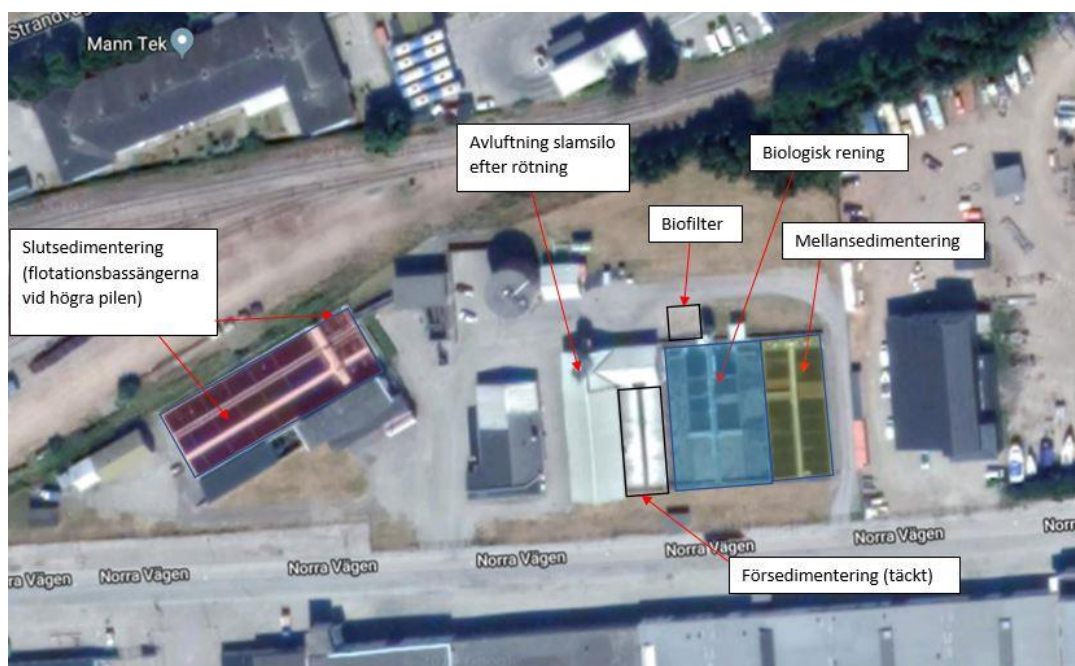
Resultatet från de olika positionerna har sedan adderats för att få en bild av den totala luktemissionen från anläggningen. Respektive bidrag har sedan använts i den spridningsberäkning som utförts för att beräkna koncentrationen av lukt i omgivningen uttryckt som 99 %-il av minutmedelvärden.

4.2 Utförd undersökning och utsläppsberäkningar

4.2.1 Identifierade luktkällor

Luktutredningen avser avloppsreningsverket vid normal drift. Vid provtagningen av biofiltret upptäcktes dock en tydlig lukt runt biofiltret i samband med tömning av externslam till anläggningen. Därför uttogs prover både vid normaldrift och vid tömning av externslam för biofiltret. Då utgående flöde till biofiltret sker med kontinuerlig fläkt påverkas endast lukthalterna i vissa delutsug vid slamtömning. Luktprover uttogs vid sex olika processteg från verksamheten. Proverna analyserades med dynamisk olfaktometri och luktpanel enligt standard SS-EN 13725.

I Figur 7 redovisas aktuella utsläppspunkter från avloppsreningsverket. Mer information om luktprovtagningarna finns i *Bilaga A – Luktprovtagning vid Mariestads avloppsreningsverk*.



Figur 7. Positioner för luktprovtagningar (utsläppskällor)

I tabell 2, redovisas resultatet från luktmätningarna som ett medelvärde av de genomförda analyserna för nuvarande utsläppssituation med en belastning på verket med ca 17 000 pe. För att kunna värdera källstyrkan mätt som luktförflöde (halt*flöden) har också flödena medräknats i följande tabell. Utsläppen för en ökad belastning av verket till 22 000 pe bygger på nuvarande utsläppssituation som är uppräknade med en beräkningsfaktor utgående från ökat antal personekvivalenter dimensionerade för verket. Luktutsläppen som sker vid slamtömning via öppna containers är enbart antagen vid nuvarande utsläppssituation med ca 17 000 pe, för övriga utsläppsscenarioer antas containers vara täckta. Utsläppen för en ökad belastning av avloppsreningsverket med 25 500 pe bygger dels på uppgifter från Sweco rapporten "Utredning av åtgärder..." år 2017-01-30) där det beräknas ett behov på utbyggnad av biolinjen med ytterligare 800 m² för ökad belastning av verket till 25 500 pe och 30 000 pe samt tillkommande kapacitet på försedimenteringen på ca 150 m² för uppgradering till 30 000 pe, se tabell 3 - 5. Dessutom har det antagits för övriga källor att luktagången ökar proportionellt mot ökningen av personekvivalent dimensioneringen, sannolikt konservativt beräknat.

Tabell 2. Beräkning av luktutsläppen från avloppsreningsverket med en belastning på 17 000 pe

Utsläppspunkt	Luktkonc. (OU _E /m ³)	Gasflöde (m ³ /h)	Area (m ²)	Emission (10 ⁶ le/h)
Försedimentering	26	25*	4**	0,003
Biologisk rening	16	25*	1 200	0,48
Mellansedimentering	13	25*	544	0,18
Slutsedimentering	16	25*	825	0,33
Avluftning slamsilo	1 533	3	0,03	0,005
Efter Biofilter normaldrift	289	2 280	56	0,66
Efter Biofilter vid tömning av externslam	1 401	2280	56	3,2
Facklan***	2 650	6	0,04	0,016
Slamutlastning	1 533	1 414	0,4	0,85
Slamutlastning via öppen container	1 533	25*	7	0,3

*m³/ m² **Avser utsläppsarean ***Avser uppgifter från tidigare utredning 2007 med 95%-ig rening

I detta scenario antas att slamutlastningen sker med containers som är öppna.

Det sammanlagda luktutsläppet från anläggningen kan enligt ovanstående sammanställning beräknas till ca 6,0 *10⁶ OU_E/h.

Tabell 3. Beräkning av luktutsläppen från avloppsreningsverket med en belastning på 22 000 pe

Utsläppspunkt	Luktkonc. (OU _E /m ³)	Gasflöde (m ³ /h)	Area (m ²)	Emission (10 ⁶ le/h)
Försedimentering	34	25*	4**	0,003
Biologisk rening	21	25*	1 200	0,62
Mellansedimentering	17	25*	544	0,23
Slutsedimentering	21	25*	825	0,43
Avluftning slamsilo	1 984	3	0,03	0,008
Efter Biofilter normaldrift	374	2 280	56	0,85
Efter Biofilter vid tömning av externslam	1 813	2280	56	4,1
Facklan***	2 650	8	0,04	0,021
Slamutlastning	1 984	1 414	0,4	1,1

*m³/ m² **Avser utsläppsarean ***Avser uppgifter från tidigare utredning 2007 med 95%-ig rening

I detta scenario antas att slamutlastningen sker med containers som är täckta.

Det sammanlagda luktutsläppet från anläggningen kan enligt ovanstående sammanställning beräknas till ca 7,4 *10⁶ OU_E/h.

Tabell 4. Beräkning av luktutsläppen från avloppsreningsverket med en belastning på 25 500 pe

Utsläppspunkt	Luktkonc. (OU _E /m ³)	Gasflöde (m ³ /h)	Area (m ²)	Emission (10 ⁶ le/h)
Försedimentering	39	25*	4**	0,004
Biologisk rening	16	25*	1 752	0,70
Mellansedimentering	13	25*	794	0,26
Slutsedimentering	24	25*	825	0,5
Avluftning slamsilo	2 300	3	0,03	0,01
Efter Biofilter normaldrift	434	2 280	56	0,99
Efter Biofilter vid tömning av externslam	2 102	2 280	56	4,8
Facklan***	2 650	9	0,04	0,024
Slamutlastning	2 300	1 414	0,4	1,3

*m³/ m² **Avser utsläppsarean ***Avser uppgifter från tidigare utredning 2007 med 95%-ig rening

I detta scenario antas att slamutlastningen sker med containers som är täckta.

Det sammanlagda luktutsläppet från anläggningen kan enligt ovanstående sammanställning beräknas till ca 8,5 *10⁶ OU_E/h.

Tabell 5. Beräkning av luktutsläppen från avloppsreningsverket med en belastning på 30 000 pe

Utsläppspunkt	Luktkonc. (OU _E /m ³)	Gasflöde (m ³ /h)	Area (m ²)	Emission (10 ⁶ le/h)
Försedimentering	46	25*	4**	0,005
Biologisk rening	16	25*	1 752	0,70
Mellansedimentering	13	25*	794	0,26
Slutsedimentering	28	25*	825	0,58
Avluftning slamsilo	2 705	3	0,03	0,014
Efter Biofilter normaldrift	510	2 280	56	1,2
Efter Biofilter vid tömning av externslam	2 472	2 280	56	5,6
Facklan***	2 650	11	0,04	0,03
Slamutlastning	2 705	1 414	0,4	1,5

*m³/ m² **Avser utsläppsarean ***Avser uppgifter från tidigare utredning 2007 med 95%-ig rening

I detta scenario antas att slamutlastningen sker med containers som är täckta.

Det sammanlagda luktutsläppet från anläggningen kan enligt ovanstående sammanställning beräknas till ca 9,9 *10⁶ OU_E/h.

5 Spridningsmodell och meteorologi

5.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) rekommenderade modellkoncept Calpuff för spridningsberäkningar. Modellkonceptet Calpuff är en bland de mest avancerade modellkoncepten för spridningsberäkningar avseende luftföroreningar. Användningen av Calpuff rekommenderas vid komplexa miljöer där bland annat de topografiska förhållandena och låga vindhastigheter kan ha en inverkan på spridning av luftföroreningarna, se internet: <http://www.src.com/>.

Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

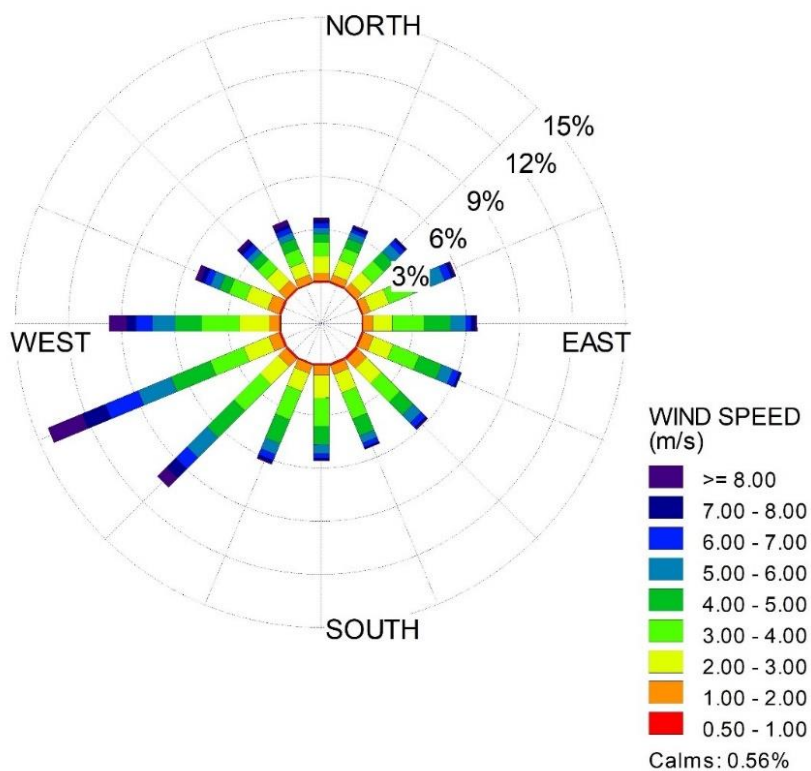
1. **CALMET** är en avancerad applikation för att beräkna ett vindfält med hög tidsupplösning och upplösning både i horisontellt och vertikalt led s.k. 3D - modellering.
2. **CALPUFF** är en icke steady-state-model av typ Lagrangian puffmodell. Modellen är att betrakta som mycket avancerad som tar hänsyn till de många förutsättningar som enklare modeller inte klarar utav. Det kan vara exempelvis topografi, ackumuleringseffekter, kanaliseringseffekter, stagnation och vindhastigheter lägre än 1 m/s etc.
3. **CALPOST** är en applikation som används för att bland annat beräkna medelvärden, maxvärden och percentilvärden.

Resultatet redovisas som en geografisk spridning med kontinuerliga haltnivåer 1,5 meter ovan marknivå i enheten OU_E/m^3 . Beräkningsmodellen innehåller information gällande platspecifik topografi och markbeskaffenhet.

5.2 Meteorologi

Speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (CALMET) har tagits fram för det aktuella området. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognosmodell, "Weather Research and Forecasting mesoscale model WRF", vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Mariestad år 2016 - 2018, totalt 26 304 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.). Metoden att använda WRF-data data följer de anvisningar som de amerikanska miljömyndigheterna (US-EPA) tagit fram att användas i motsvarande tillståndsansökningar i USA. Motsvarande data används även i Europa.

I figur 8, beskrivs meteorologin i form av ett vindrosdiagram, som visar översiktligt hur vindriktningen fördelade sig i Mariestad under åren 2016 - 2018. I beräkningarna har timbaserade meteorologiska data med samtliga årets timmar använts, för att ta hänsyn till variationen av vind och väder.



Figur 8. Vindros för Mariestad år 2016 – 2018

6 Utsläppsscenarioer inkl. förslag på åtgärder

Luftutredningen avser utsläpp vid normal drift för nuvarande belastning på 17 000 pe samt scenarier för 22 000 pe, 25 500 pe och 30 000 pe. Dessutom ingår scenarier för beskrivning av effekten av åtgärder som krävs för att uppnå målvärdet 0,5 OU_E/m³ i det aktuella planområdet.

Utsläppsdata bygger på i huvudsak på data som ÅF har tagit fram, se *Bilaga A – Luktprovtagning vid Mariestads avloppsreningsverk*. Ett antal utsläppsscenarioer har beräknats för att kunna optimera åtgärderna för att begränsa utsläppens konsekvenser i omgivningen. Urvalet av källor som bedöms kräva rening/utspädning har utförts efter resultat från spridningsberäkningar för respektive utsläppskälla.

Förslagna åtgärder finns mer i detalj beskrivna i Sweco rapporten "Utredning av åtgärder..." 2017-01-30, se referenslistan och ÅF rapporten "Luktrening vid Mariestads reningsverk", 2019-04-29, se bilaga B.

Fyra utsläppsscenarioer 1, 2, 4, 6 och fem åtgärdsscenarioer 3, 5, 7, 8, 9 ingår i denna utredning enligt:

1. Dagens utsläppssituation, utsläppsscenario 1 för 17 000 pe. Totalt luktutsläpp: 6*10⁶ OU_E/h.
2. Dimensionerad utsläppssituation, utsläppsscenario 2 för 22 000 pe. Totalt luktutsläpp: 7,4*10⁶ OU_E/h.
3. Åtgärdsscenario 3, med utsläppssituation för verksamhet med 22 000 pe. Totalt luktutsläpp: 7,4*10⁶ OU_E/h. Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa (80%) för vidare utsläpp via skorstenen.
4. Utsläppsscenario 4 med belastning för 25 500 pe. Totalt luktutsläpp: 8,5*10⁶ OU_E/h.
5. Åtgärdsscenario 5, med utsläppssituation för verksamhet för 25 500 pe, med ett luktutsläpp på 8,5*10⁶ OU_E/h. Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa (80%) för vidare utsläpp via skorstenen.
6. Utsläppsscenario 6 med belastning för 30 000 pe. Totalt luktutsläpp: 9,9*10⁶ OU_E/h.
7. Åtgärdsscenario 7, med utsläppssituation för verksamhet för 30 000 pe. Total luktutsläpp: 9,9*10⁶ OU_E/h. Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa med 80% för vidare utsläpp via skorstenen.
8. Åtgärdsscenario 8, med utsläppssituation för verksamhet för 30 000 pe. Totalt luktutsläpp: 9,9*10⁶ OU_E/h. Åtgärderna består i att bygga in biofiltret och att ta

hand om luften som uppkommer via externa slamtömningen (rena luften med 80 %) samt att bygga in verksamheten för slamutlastningen rena luften av lukt med minst 80 % och att avleda dessa luftutsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå.

9. Åtgärdsscenario 9, med utsläppssituation för verksamhet för 30 000 pe. Totalt luktutsläpp: $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h. Åtgärderna består i att bygga in biofiltret, ta hand om luften som uppkommer vid extern slamtömning (rena luften med 80%) samt att bygga in verksamheten för slamutlastningen rena luften av lukt med minst 80% och att leda denna ventilationsluft via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår det också att bygga in bassängerna (ej slutsedimentering) med ett utsläpp via två ventilationstorn 10 meter ovan marknivå, ingen rening (luftvolym på 28 000 m³/h vardera).

7 Kostnadsuppskattning på föreslagna åtgärder

Kostnadsuppskattning (investeringskostnad) på föreslagna åtgärder bygger dels på uppgifter från Sweco tidigare utredning som åtgärder för att minska risk för spridning av lukt och smittämnen från avloppsverket (Sweco,2017-01-30), se referenslistan, dels kostnadsuppskattningar utförda av ÅF AB i april 2019-04-26, se *Bilaga B – Luktrening vid Mariestads Reningsverk*.

7.1 Åtgärder som avser utsläpp från biofiltret

Dessa åtgärder (biofiltret inkl. skorsten) har kostnadsberäknat av ÅF, se tabell 6. När det gäller åtgärder för att uppfylla myndigheternas krav på en lukthalt på 0,5 OU_E/m³, har resultaten från spridningsberäkningarna visat att det krävs åtgärder först och främst på utsläppet på biofiltret. Detta eftersom det inte klarar intermittenta belastningar av lukt, dessutom är spridning av lukt nära marken en nackdel om kravet ska kunna uppfyllas relativt nära utsläppskällan drygt ca 100 meter. Den föreslagna åtgärden innebär att luftflödet från externa slamtömningen tas omhand och renas (80%) separat vid aktuellt tillfälle för tömning. Luftflödet från biofiltret som föreslås att byggas in tillsammans med luftflödet från den renade luften från extern slamtömningen avleds via en skorsten med en inre diameter på ca 0,3 meter, 20 meter ovan marknivå.

Tabell 6. Uppskattade investeringskostnader för åtgärder av biofiltret etc.

Åtgärd	Investeringskostnad (kSEK)		
	Impregnerat kol-filter	Kombination UV + kol	Täckning av biofilter samt skorsten
Reningsutrustning	50	95	-
Inbyggnad av biofilter	-	-	500 - 700
Skorsten	-	-	350
Fläkt	5	5	20
Ventilationsledningar	8	8	15
Summa	63	108	900 -1 100
Projektering (10 %)	6	11	90 -110
Oförutsett (15 %)	9	16	135 -165
Total investering	78	135	1 100 - 1 400

Den totala kostnaden för att åtgärda utsläppet från biofiltret och luft som uppkommer vid extern slamtömning uppskattas till ca 1 500 000 kronor.

Ifall det planeras för en vidare utbyggnad av verket med behov att bygga in aktiviteten för slamutlastningen, se kapitel 7.2, är det betydelsefullt att ta ställning om åtgärden ska dimensioneras för ca 6 700 m³/h eller om det enbart ska dimensioneras för dagens situation med ca 3 000 m³/h.

7.2 Åtgärder som avser utsläpp vid slamutlastningen

Dessa åtgärder (i samband med slamutlastning) har kostnadsberäknats av Sweco, se tabell 7. Ytterligare åtgärder för att minska påverkan av lukt i omgivningen är att bygga in aktiviteten för slamutlastningen som i dagsläget sker ca 4 gånger per vecka och kan vid utökad verksamhet öka med 1 – 2 gånger per vecka. Åtgärden innebär att aktiviteten byggs in så att tömningen sker inomhus och ventilationsluften i lokalen ökar till ca 4 omsättningar per timma vilket leder till ett totalt luftflöde på ca 6 700 m³/h. Denna luftvolym innebär också att biofiltrets kapacitet kan byggas ut med ytterligare ett filter med en area på ca 140 m² alternativt med en reningsutrustning med UV, Ozon och kolfilter.

Tabell 7. Uppskattat investeringskostnad för inbyggnad av slamutlastningen

Komponent	Kostnad
Överbyggnad slamutlastning	3 400 000 kr
Portar ¹	150 000 kr
Luftrida ²	430 000 kr
Betongplatta för kolfilter	50 000 kr
Vådruperier	35 000 kr
UV-belysning/ozon/kolfilter ³	550 000 kr
Värme och VS	500 000 kr
Oförutsedda kostnader (15 %)	770 000 kr
Projektledning, byggledning, kontroll (25 %)	1 300 000 kr
Uppskattad anläggningskostnad	7 185 000 kr

1) Installation och montagebesiktning ingår 2) Inkl. styrning vid portar 3) 6720 m³/h

I tabellen anges uppgifter för ett kolfilter med UV och Ozon, vilket antas vara en alternativ lösning till ett biofilter. Det antas i spridningsberäkningarna att en rening av lukt uppgår till 80% innan den avleds via skorstenen.

Kostnaden för överbyggnad/inbyggnad av slamutlastningen och dess aktivitet uppskattas till ca 7 200 000 kronor.

Kostnaden för åtgärden enligt kapitel 7.1 avseende skorstenen och fläkten kan bli något högre eftersom luftvolymen kommer att ökas från ca 3 000 m³/h till ca 6 700 m³/h. Detta innebär att den inre skorstensdiametern behöver ökas från ca 0,3 meter till 0,4 meter och att en kraftfullare fläkt behöver installeras, grovt ökar investeringskostnaden för denna åtgärd, enligt kap 7.1, med ca 200 000 kronor till ca 1 700 000 kronor.

7.3 Åtgärder som avser utsläpp från bassänger

Dessa åtgärder (inbyggnad av bassänger) har kostnadsberäknats (investering) av Sweco, se tabell 8. Åtgärder för att ytterligare minska avgången av lukt och minska risken för smittspridning innebär att bassängerna byggs in (dock ej slutsedimenteringen) och att luftutsläppen sker via två ventilationstorn med en höjd på 10 meter ovan marknivå.

Tabell 8. Kostnadsuppskattning (investering) på åtgärder att bygga in bassängerna

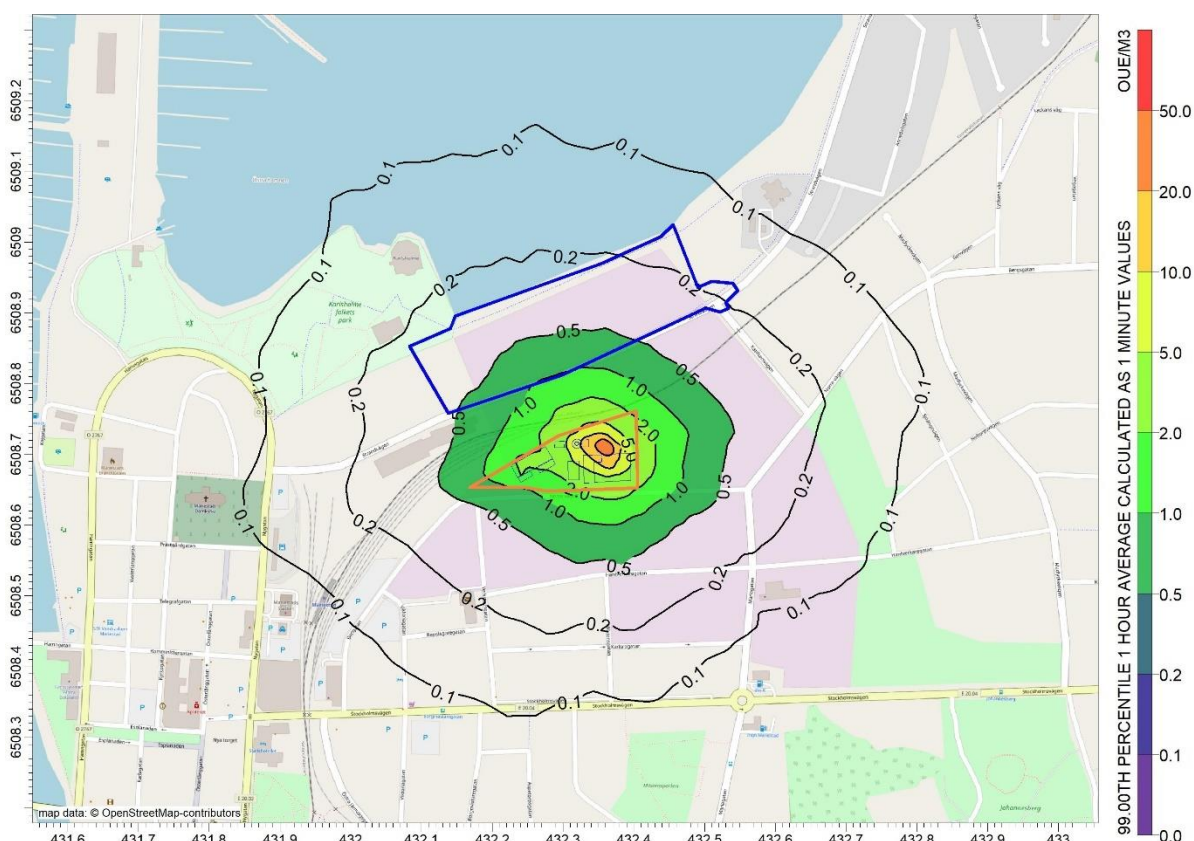
Etapp	Komponent	Yta	Kostnad
1	Överbyggnad befintlig försedimentering, biobassänger och mellansedimentering	2 000 m ²	18 000 000 kr
1	Överbyggnad tillkommande biolinje samt mellansedimentering	800 m ²	7 200 000 kr
2	Överbyggnad tillkommande försedimentering	150 m ²	1 400 000 kr
1	UV-belysning/ozon ⁴		1 600 000 kr
1	Värme och VS för etapp 1		4 000 000 kr
2	Värme och VS för etapp 2		700 000 kr
	Oförutsedda kostnader (15 %)		4 800 000 kr
	Projektledning, byggledning, kontroll (25 %)		8 000 000 kr
Uppskattad anläggningskostnad utan durktäckning			45 700 000 kr
1	Durktäckning befintliga biobassänger	1 000 m ²	1 900 000 kr
1	Durktäckning tillkommande biobassänger	500 m ²	1 000 000 kr
	Durktäckning tillkommande försedimentering	150 m ²	300 000 kr
	Oförutsedda kostnader (15 %)		500 000 kr
	Projektledning, byggledning, kontroll (25 %)		800 000 kr
Uppskattad anläggningskostnad för durktäckningen			4 500 000 kr
Totala kostnader inklusive durktäckning			50 200 000 kr

Till kostnadsuppskattningen enligt tabell 7, tillkommer investeringskostnader för två ventilationstorn och två fläktar med ca 500 000 kronor, ca 280 000 kronor för fläktarna och ca 200 000 kronor för ventilationstornen. Den totala kostnaden för inbyggnad av bassängerna med durktäckning och ventilationstornen/fläktarna uppgår då till ca 50 700 000 kronor.

8 Resultat från spridningsberäkningarna

Luktnivåer som redovisas är enligt enheten OU_E/m^3 . Värdena avser timmedelvärden för 99-percentilen beräknade som minutvärden. Aktuellt planområde är markerade med en blått och verksamhetens område i orange färg.

8.1 Utsläpp av lukt enligt scenario 1 med $6 \cdot 10^6 \text{OU}_E/\text{h}$



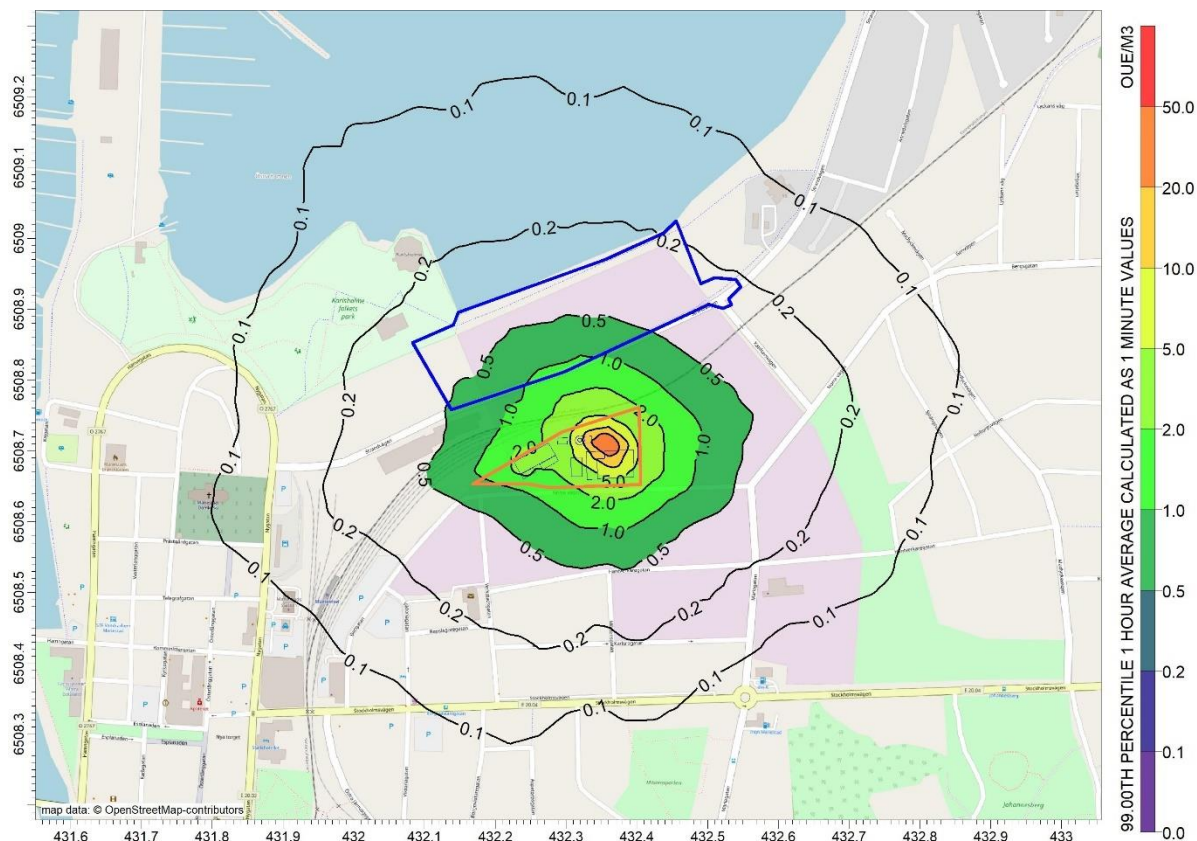
Figur 9. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt scenario 1. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att under nuvarande utsläppssituation med 17 000 pe riskerar lukt att förekomma inom planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som låga inom planområdet, dock är lukthalterna inom avloppsreningsverket i nivå med att en tydlig lukt uppfattas, 5 – 20 OU_E/m^3 .

8.2 Utsläpp av lukt enligt scenario 2 med $7,4 \cdot 10^6$ OU_E/h

Utsläppssituation för verksamhet med 22 000 pe. Totalt luktsläpp: $7,4 \cdot 10^6$ OU_E/h.



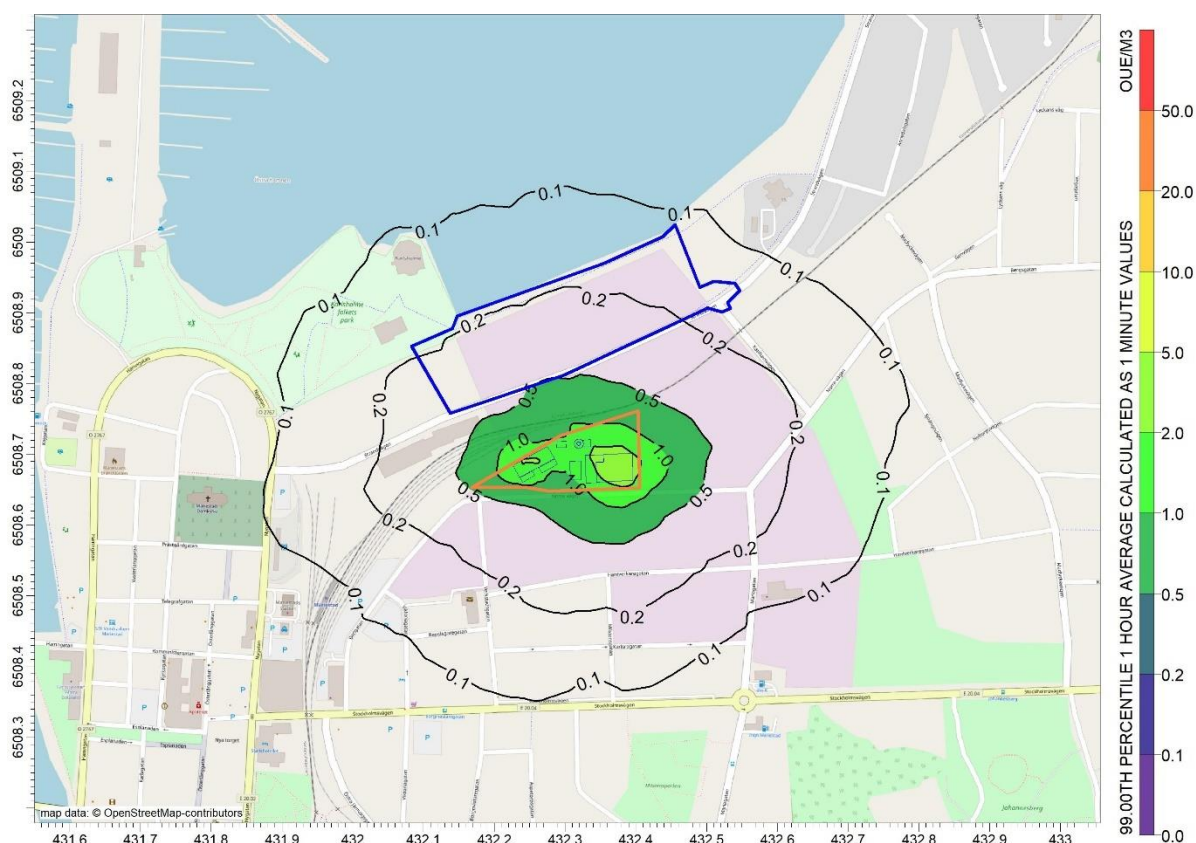
Figur 10. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt scenario 2. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med en utsläppssituation för 22 000 pe riskerar lukt att förekomma inom planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som låga till måttliga inom planområdet, dock är lukthalterna inom avloppsreningsverket i nivå med att lukt kan uppfattas tydligt, 5 – 20 OU_E/m³.

8.3 Utsläpp av lukt enligt scenario 3 med $7,4 \cdot 10^6$ OU_E/h med åtgärder

Utsläppssituation för planerad verksamhet för 22 000 pe inklusive åtgärder. Totalt luktsläpp: $7,4 \cdot 10^6$ OU_E/h . Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa (80%) för vidare utsläpp via skorstenen.



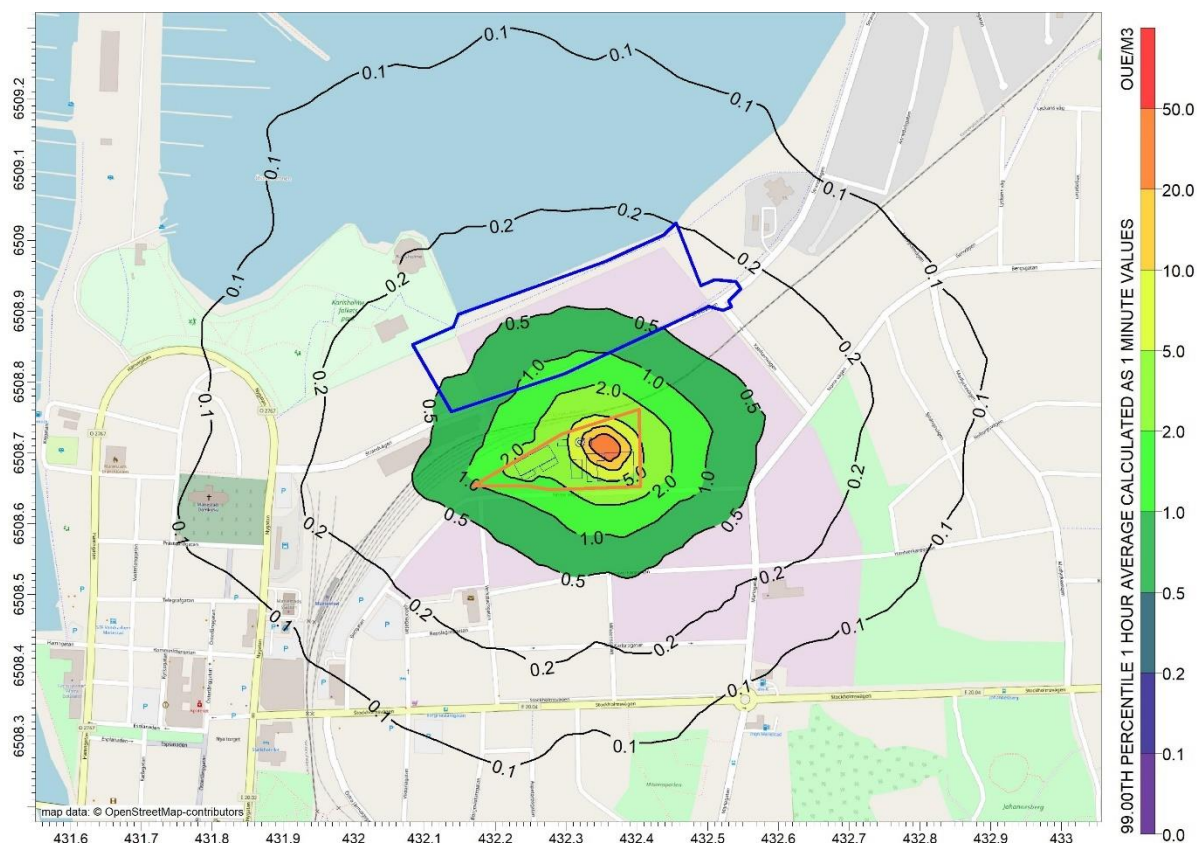
Figur 11. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt åtgärdsscenario 3. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att målvärdet $0,5$ OU_E/m^3 för lukt klaras i planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som mycket låga inom planområdet. Inom avloppsreningsverket kan en lukt uppfattas med en luktnivå på omkring $2 - 5$ OU_E/m^3 .

8.4 Utsläpp av lukt enligt scenario 4 med $8,5 \cdot 10^6$ OU_E/h

Utsläppsscenario med utsläppssituation för planerad verksamhet för 25 500 pe, med ett luktutsläpp på $8,5 \cdot 10^6$ OU_E/h.



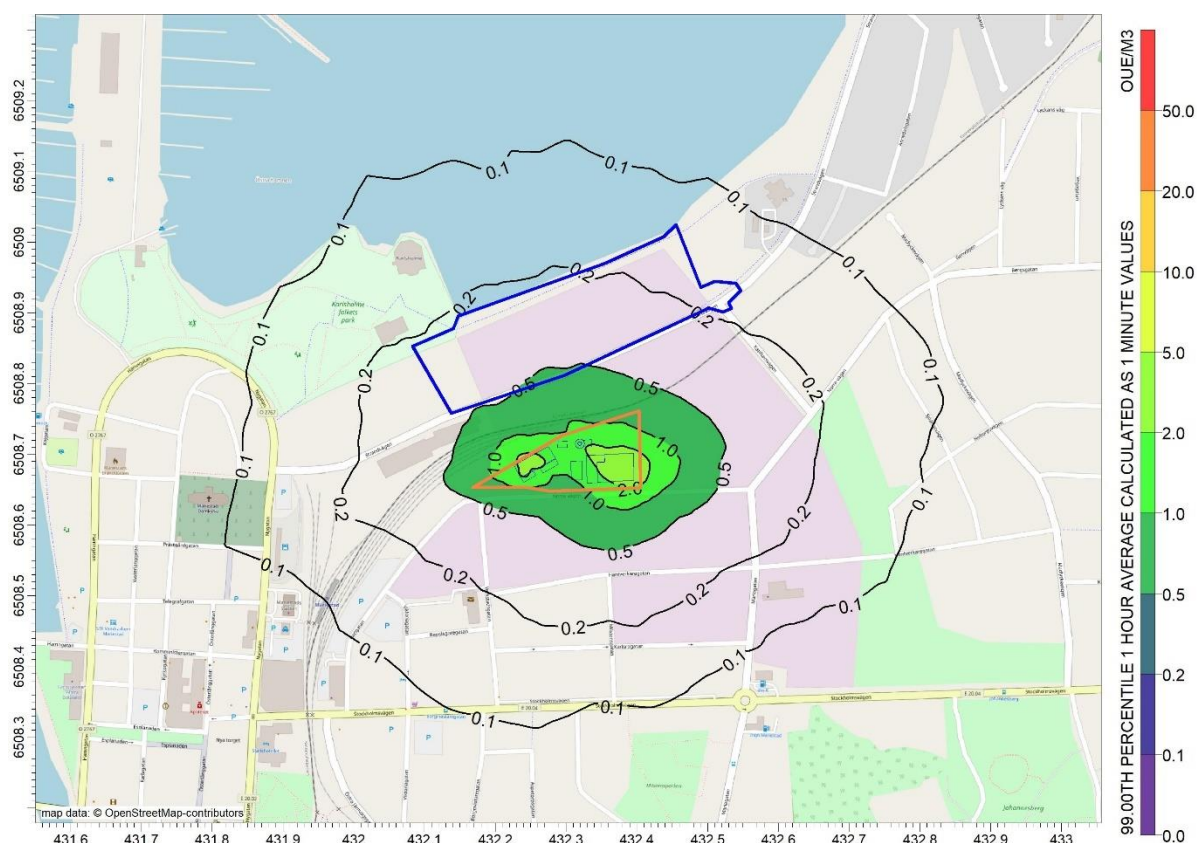
Figur 12. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt scenario 4. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med ett utbyggt avloppsreningsverk till 25 500 pe överskrids bedömningsgrunden $0,5$ OU_E/m³ i planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som låga till måttliga, dock är lukthalterna inom avloppsverket i nivå att de kan uppfattas som en tydlig lukt med halter på omkring $5 - 20$ OU_E/m³.

8.5 Utsläpp av lukt enligt scenario 5 med $8,5 \cdot 10^6$ OU_E/h med åtgärder

Utsläppssituation för planerad verksamhet för 25 500 pe. Totalt luktutsläpp: $8,5 \cdot 10^6$ OU_E/h . Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa (80%) för vidare utsläpp via skorstenen.



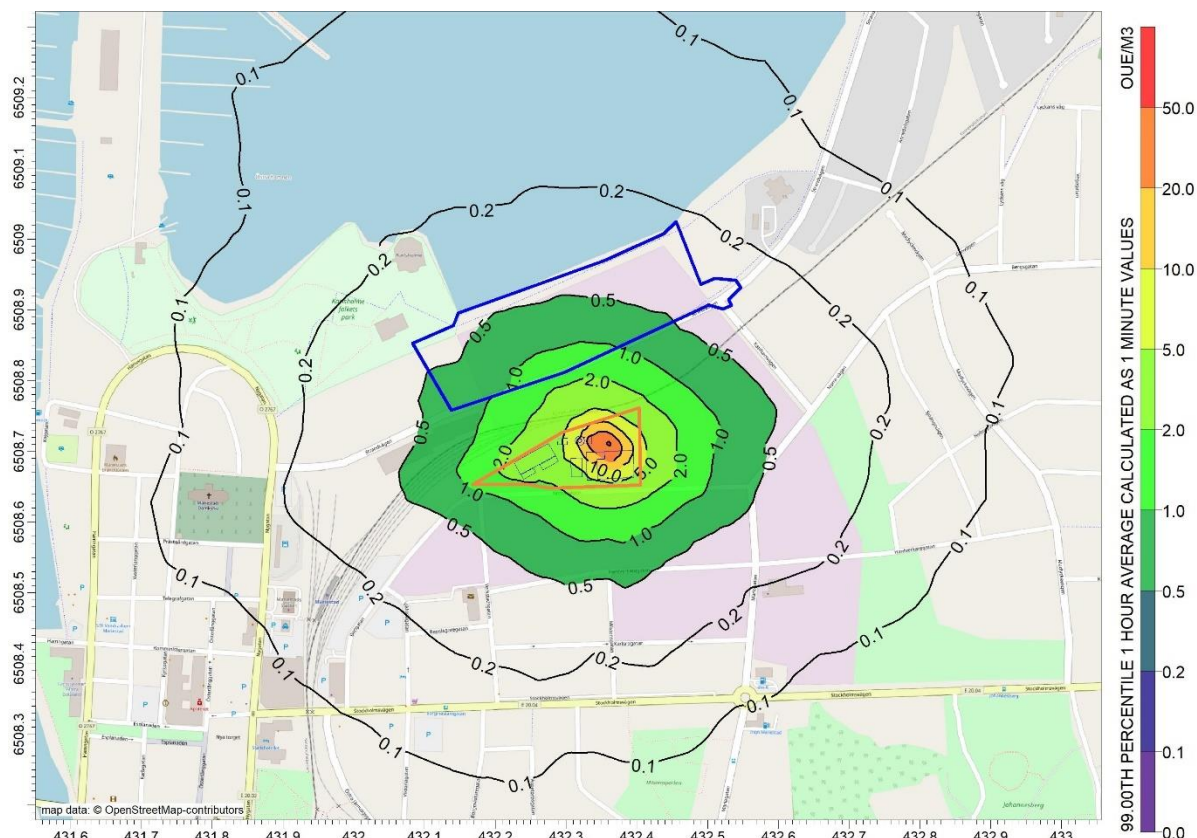
Figur 13. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt åtgärdsscenario 5. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med utbyggnad av avloppsreningsverket till 25 500 pe bedöms målvärdet på $0,5 \text{ } OU_E/m^3$ klaras i planområdet med ovanstående åtgärder. Det kan poängteras att värdet på $0,5 \text{ } OU_E/m^3$ ligger några meter (ca 10 meter) innanför plangränsen, dock bedöms detta få en marginell inverkan på luktmiljön inom planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som mycket låga, inom avloppsreningsverket ligger luktnivåerna kring $2 - 5 \text{ } OU_E/m^3$.

8.6 Utsläpp av lukt enligt scenario 6 med $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h

Scenario med utsläppssituation för planerad verksamhet för 30 000 pe. Total luktemission: $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h .



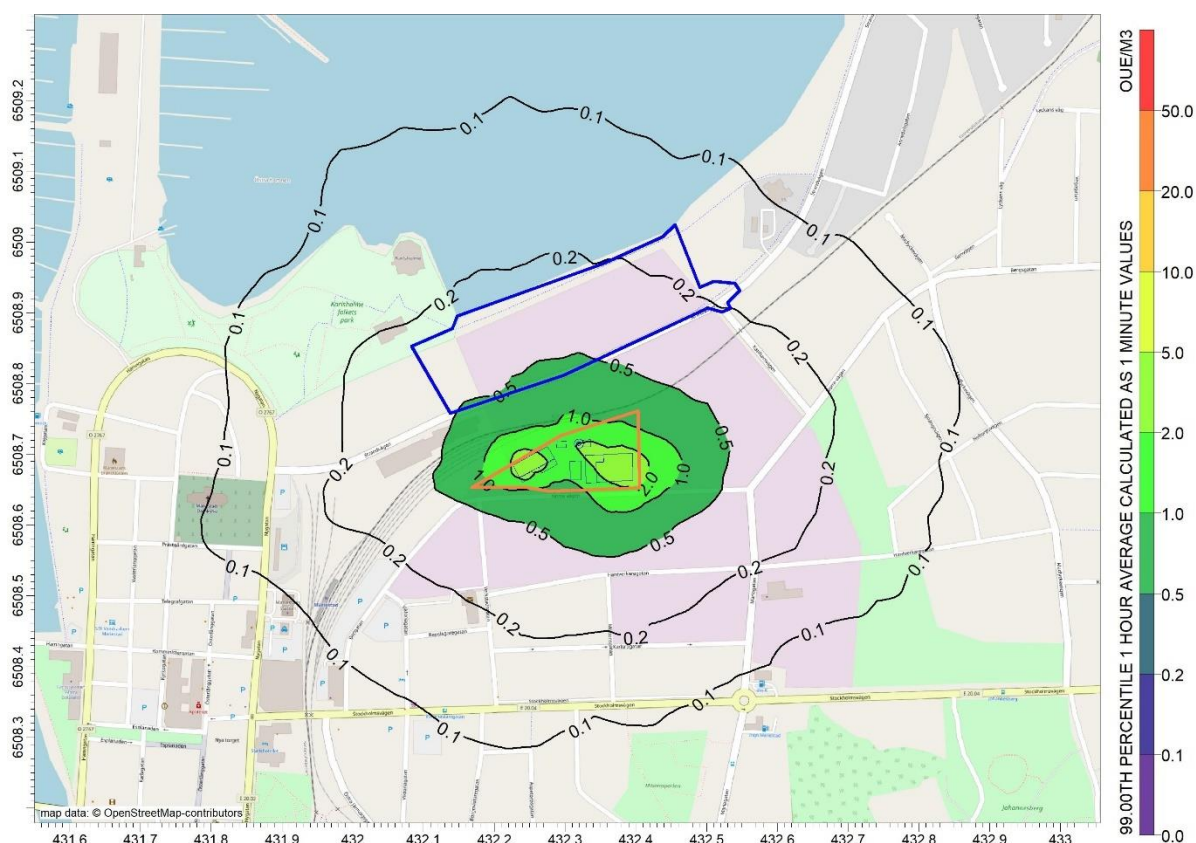
Figur 14. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt scenario 6. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med ett utbyggt avloppsreningsverk till 30 000 pe, överskrids målvärdet på $0,5$ OU_E/m^3 inom planområdet.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som låga till måttliga, dock är lukthalterna inom avloppsreningsverket i nivå med att lukt kan upplevas tydligt med nivåer kring $5 - 50$ OU_E/m^3 .

8.7 Utsläpp av lukt enligt scenario 7 med $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h med åtgärder

Åtgärdsscenario med utsläppssituation för planerad verksamhet för 30 000 pe. Totalt luktutsläpp: $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h . Åtgärderna består i att bygga in biofiltret med utsläpp via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår också att ta hand om den orenade luften som uppkommer vid externa slamtömningen och rena dessa (80%) för vidare utsläpp via skorstenen.



Figur 15. Luktssituation 1,5 meter ovan mark enligt åtgärdsscenario 7. Lukt nivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med ett utbyggt avloppsreningsverk till 30 000 pe inklusive ovanstående åtgärder bedöms klara målvärdet på $0,5$ OU_E/m^3 i planområdet. När det gäller utsläppssituationen vid en utbyggnad till 30 000 pe ligger målvärdet på $0,5$ OU_E/m^3 några meter innanför planområdet (ca 20 meter) vid åtgärder enligt ovan. Det bör här övervägas om även ytterligare åtgärder bör vidtas för att minska luktbelastningen inom planområdet, se nästa avsnitt 8.8. De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som mycket låga. Inom avloppsreningsverket kan lukt uppfattas med nivåer kring $2 - 5$ OU_E/m^3 .

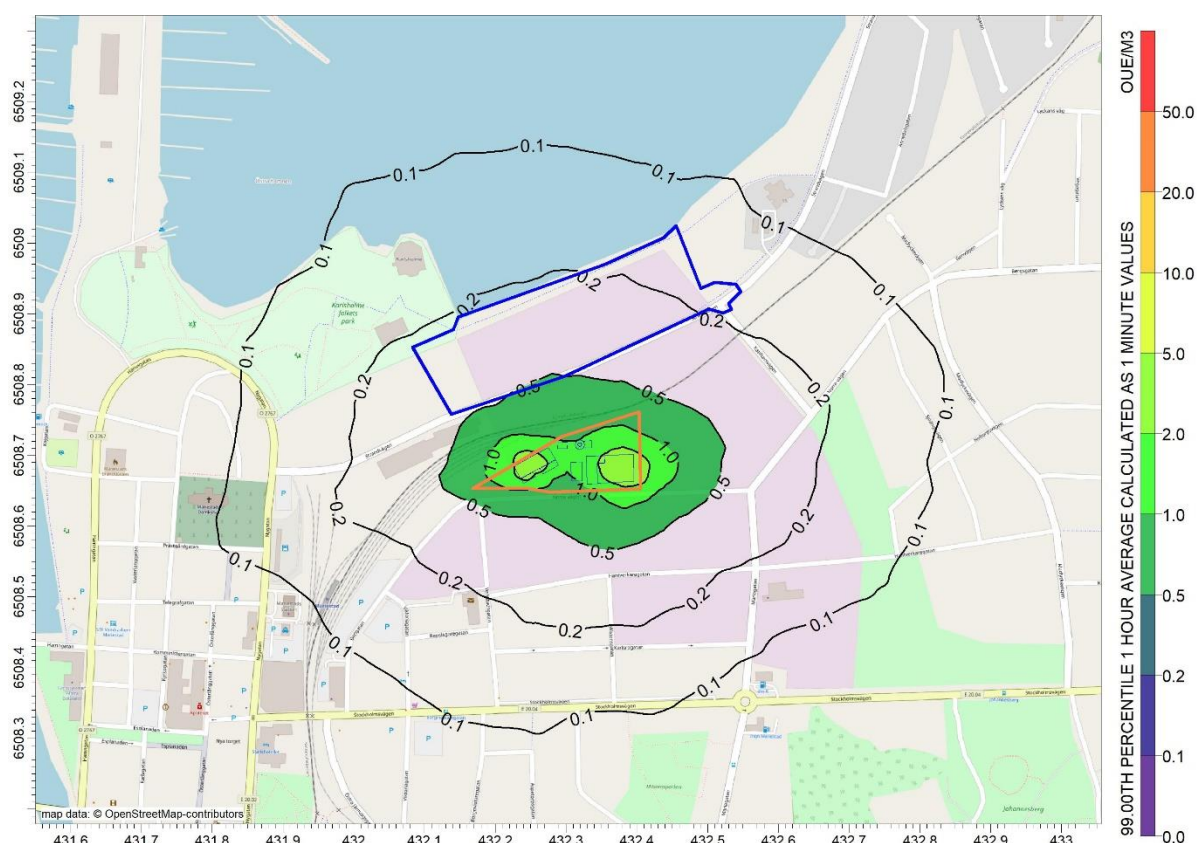
32(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVRK

8.8 Utsläpp av lukt enligt scenario 8 med $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h med åtgärder

Åtgärdsscenario med utsläppssituation för planerad verksamhet för 30 000 pe. Totalt luktutsläpp: $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h . Åtgärderna består i att bygga in biofiltret, åtgärda luften från extern slamtömning, rena luften (80%), bygga in verksamheten för slamutlastningen rena luften (80 %) och att leda denna ventilationsluft via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå.



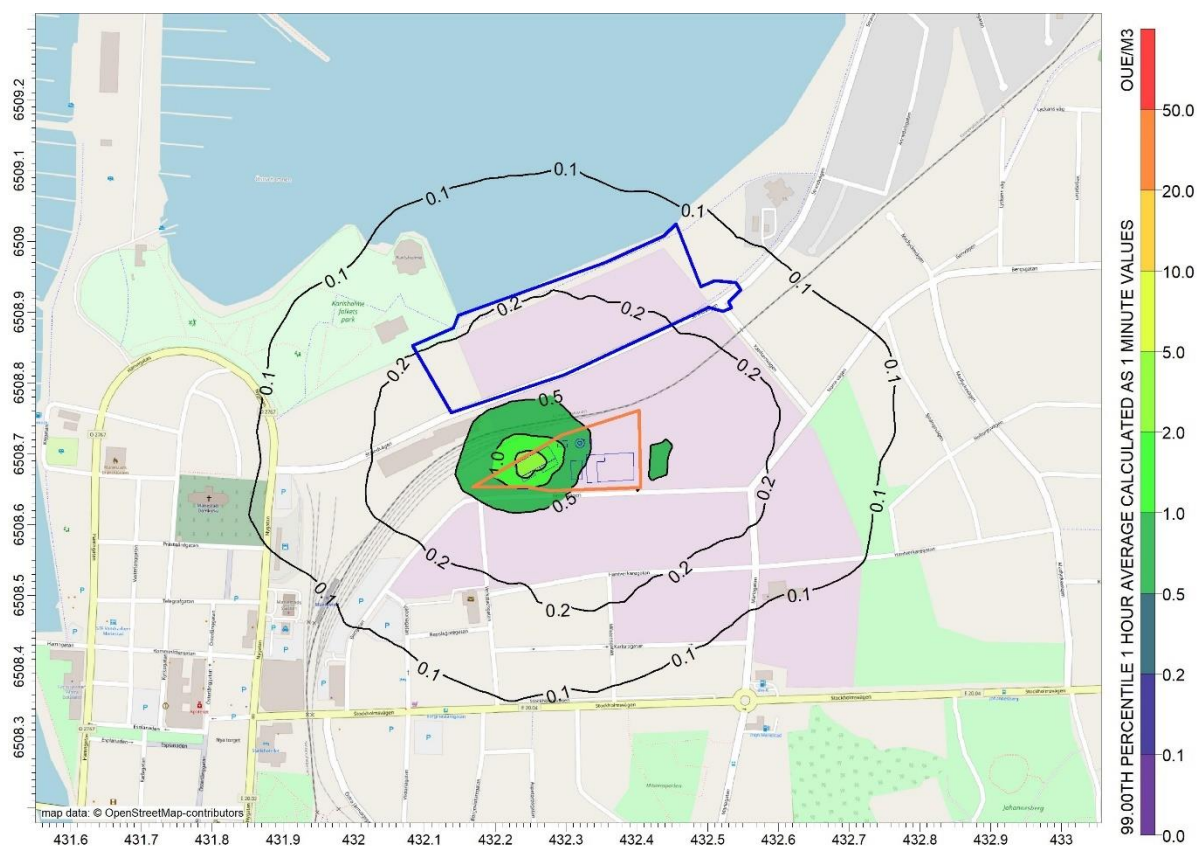
Figur 16. Luktsituation 1,5 meter ovan mark enligt åtgärdsscenario 8. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg.

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med ett utbyggt avloppsreningsverk till 30 000 pe klaras bedömningsgrunden $0,5$ OU_E/m^3 om åtgärder vidtas på utsläppen från biofiltret och inbyggnad av slamutlastningen utförs.

De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som mycket låga i planområdet. Inom avloppsreningsverket kan lukt uppfattas med nivåer kring $2 - 5$ OU_E/m^3 .

8.9 Utsläpp av lukt enligt scenario 9 med $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h med åtgärder

Åtgärdsscenario med utsläppssituation för planerad verksamhet för 30 000 pe. Totalt luktsläpp: $9,9 \cdot 10^6$ OU_E/h . Åtgärderna består i att bygga in biofiltret, åtgärda luften från extern slamtömning rena luften (80%), bygga in verksamheten för slamutlastningen och rena luften (80%) och leda denna ventilationsluft via en skorsten med en höjd på 20 meter ovan marknivå. Dessutom ingår det också att bygga in biobassängen med ett utsläpp via två ventilationsdon 10 meter ovan marknivå, utan rening (luftvolym på 28 000 m^3/h vardera).



Figur 16. Luktsituation 1,5 meter ovan enligt åtgärdsscenario 9. Luktnivåerna redovisas som timmedelvärden (99-percentil) beräknade som minutvärden. Planområdet markeras med blå linje och avloppsreningsverkets verksamhetsområde med orange färg

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att med planerad utsläppssituation med ett utbyggt avloppsreningsverk till 30 000 pe klaras bedömningsgrunden med marginal om åtgärder vidtas på utsläppen från biofiltret och inbyggnad av slamutlastningen samt inbyggnad av bassängerna förutom slutsedimenteringen. De nivåer av lukt som resultaten från spridningsberäkningarna visar är att betrakta som extremt låga i planområdet. Inom avloppsreningsverket kan lukt uppfattas med nivåer kring $2 \text{ } OU_E/m^3$.

Referenser

Andersson, I. (2012). Sick of smells: Empirical findings and theoretical framework for chemical intolerance. Umeå Universitet. ISBN: 978-91-7459-345-7.

SIS. (2003). Luftkvalitet - Bestämning av luktconcentration med dynamisk olfaktometri. SS-EN 13725.

SFS 1998:808. Miljöbalken. Stockholm: Miljödepartementet.

Stenlund, T., Lidén, E., Andersson, K., Garvill, J., & Nordin, S. (2009). Annoyance and health symptoms and their influencing factors: A population-based air pollution intervention study. Public health, 123, 339-345.

Sweco. (2017-01-30). Utredning av åtgärder för att minska risk för spridning av lukt och smittämnen från avloppsverket.

Bilaga A – Luktprovtagning vid Mariestads avloppsreningsverk

RAPPORT

2019-04-10

1 (13)



Handläggare
Lisa Rudell
Tel
010 505 75 44
Mobil
072 468 83 24
E-post
Lisa.rudell@afconsult.com

Datum
2019-04-10
Projekt-ID
766126

SWECO AB

Luktprovtagning vid Mariestads reningsverk, mars 2019



ÅF Infrastructure AB
Strategiska Miljötjänster

Granskad av

Lisa Rudell

Mårten Arbrandt

ÅF-Infrastructure AB, Grafiska vägen 2, Box 1551, SE-401 51 Göteborg Sverige
Telefon +46 10 505 00 00, Säte i Stockholm, www.afconsult.com
Org.nr 556185-2103, VAT nr SE556185210301

36(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVRK



RAPPORT

2019-04-10

2 (13)

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	4
2	Bakgrund	4
3	Metodik.....	4
3.1	Beskrivning av provpunkter	4
3.2	Gasflödesbestämning.....	6
3.3	Sensorisk luktanalys	7
3.4	Avvikelser från standarden	7
4	Ackreditering	7
5	Mätosäkerhet.....	7
6	Resultat	8
6.1	Resultatsammanställning	8
6.1	Biofiltret.....	8
7	Kommentar till resultatet.....	9

Bilagor

Bilaga 1.....	Översiktsbild
Bilaga 2.....	Metodbeskrivning sensorisk luktanalys
Bilaga 3.....	Rådata



Sammanfattning

På uppdrag av Sweco har ÅF utfört mätning av lukt vid Mariestads Reningsverk.

Provtagningen genomfördes den 28 mars och analyserades i ÅFs lokaler i Göteborg den 29 mars.

Proverna analyserades med dynamisk olfaktometri och sensorisk bedömning med luktpanel enligt SS-EN 13725.

Erhållna analysresultat från provtagningen redovisas i följande tabell.

Tabell 1 Resultat luktprovtagning

Prov-punkt	Beskrivning	Flöde (m ³ /h)	Lukt-koncentration (le/m ³)	Area (m ²)	Luktemission (le/h)
1	Biosteg luftning	25 m ³ /h*m ²	16	1200	480 000
2	Mellansedimentering	25 m ³ /h*m ²	13	544	176 800
3	Biologisk rening oluftad	25 m ³ /h*m ²	13	1200	480 000
4	Försedimentering	25 m ³ /h*m ²	26	4	2 600
5	Avluftning slamsilo	3	1533	-	4 600
6	Flotationsbassäng	25 m ³ /h*m ²	13	825	
7	Slutsedimentering	25 m ³ /h*m ²	16	825	330 000
8a	Efter Biofilter normaldrift	2280	289	56	658 900
8b	Efter Biofilter vid tömning av externslam	2280	1401	56	3 194 300
9a	Före Biofilter normaldrift	2280	1664	-	3 790 000
9b	Före Biofilter vid tömning av externslam	2280	7455	-	17 009 000



RAPPORT

2019-04-10

4 (13)

1 Inledning

På uppdrag av Sweco har ÅF provtagit lukt från Mariestads reningsverk. Proverna uttogs den 28 mars och analyserades den 29 mars 2019.

Ansvarig för analys och rapportsammanställning är Lisa Rudell och Mårten Arbrandt vid ÅF:s kontor i Göteborg.

2 Bakgrund

Det kommunala reningsverket i Mariestad ligger i den norra utkanten av centrala Mariestad. I samband med att det planeras för nya bostäder i närheten av reningsverket har luktprovtagningar genomförts för att beräkna luktbidraget från reningsverket.

Föreliggande rapport sammanfattar resultaten från utförd luktprovtagningen. På anläggningen hanteras avloppsvatten och externt slam. Dessutom sker rötning av slam.

För att bedöma utsläpp av lukt från reningsverket har luktprovtagning och luktanalys med dynamisk olfaktometri utförts.

3 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 behöver även flödet bestämmas.

Nedan beskrivs var proverna har tagits ut, hur gasflödesbestämningen gått till samt en mer utförlig beskrivning hur sensorisk luktanalys fungerar.

3.1 Beskrivning av provpunkter

Ett övergripande foto över provpunkterna redovisas i Bilaga 1. Beskrivning av samtliga provpunkter redovisas i tabellen nedan

Tabell 2. Beskrivning av undersökta provpunkter.

Provpunkt (PP)	Bild
1. Biosteg luftning Prov uttogs med ventilerad huv över vätskeytan.	







Provpunkt (PP)	Bild
<p>2. Mellansedimentering Prov uttogs med ventilerad huv över vätskeytan.</p>	
<p>3. Biologisk rening (oluftad) Prov uttogs med ventilerad huv över vätskeytan.</p>	
<p>4. Försedimentering Bassängen för försedimentering vid anläggningen är täckt med plåttak. Prov uttogs över vätskeytan under täckning.</p>	
<p>5. Avluftning slamsilo Prov uttogs i avluftningsrör på toppen av slamsilot.</p>	

40(65)

RAPPORT
 2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK



Provpunkt (PP)	Bild
<p>6. Flotationsbassäng Prov uttogs med ventilerad huv över vätskeytan.</p>	
<p>7. Slutsedimentering Prov uttogs med ventilerad huv över vätskeytan.</p>	
<p>8. Efter Biofilter – normaldrift / tömning av externslam Slam hanteras i separat byggnad och avventilering sker med fläkt från flera processer. Utblåset leds genom ett biofilter för att rena luften från lukt innan den avgår till omgivningsluft. Prov uttogs med oventilerad huv på flera punkter över ytan, både vid normaldrift och i samband med att externslam pumpades in i anläggningen. Biofiltret är ca 7 m x 8 m i diameter.</p>	
<p>9. Före Biofilter – normaldrift / tömning av externslam Luktprov uttogs i samlingskanal innan luften leds till biofiltret. Prov togs både vid normaldrift och i samband med att externslam pumpades in i anläggningen.</p>	

3.2 Gasflödesbestämning¹

Vid provtagningen mättes flöden med hjälp av pitotrör eller varmtrådsanemometer.

¹ Bestämning av gasflödet tillhör ej den ackrediterade verksamheten.



3.3 Sensorisk luktanalys

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

I luktanalysen inblandas luktfri luft med uttagen provluft. 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 panellist.

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

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

Tabell 3. Metodbeskrivning lukt

Metod	Analysprincip	Mätområde	Mätosäkerhet vid 95% konfidensnivå
SS-EN 13725 (inkl. provtagning) samt ÅFs metodbeskrivning för luktanalys, G107411	Olfaktometri; sensorisk analys	Spädning 10 till 10 ⁷ gånger	Se Error! Reference source not found.

För mer information om sensorisk luktanalys, se .

3.4 Avvikelser från standarden

Inga avvikelser från standarden gjordes vid analystillfället.

4 Ackreditering

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

5 Mätosäkerhet

Inför 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 krävs att panellisten 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 denna faktor hamnar på t.ex. 2 innebär detta att om resultatet från en analys visar på 1 000 i.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 i.e./m³.

42(65)



Faktorn för mätosäkerhet vid denna mätning finns redovisad i **Error! Reference source not found.**

6 Resultat

Resultaten från luktanalyserna redovisas nedan som antalet luktenheter per kubikmeter för respektive provpunkt.

6.1 Resultatsammanställning

Resultaten från luktanalysen presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Resultat för luktanalyser.

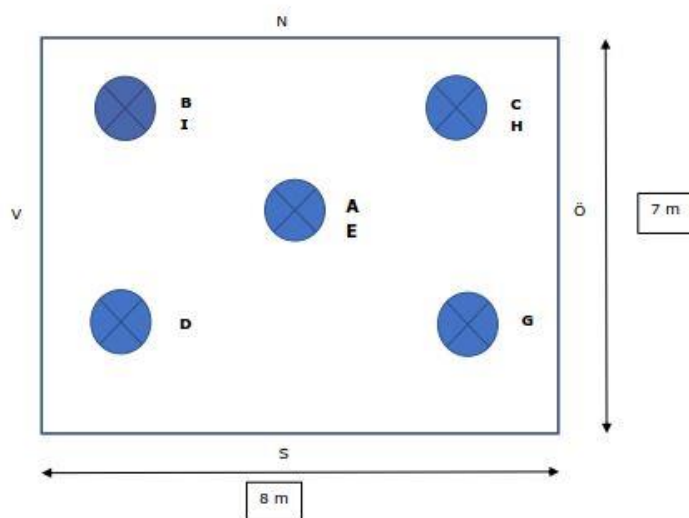
Prov-punkt	Beskrivning	Flöde (m ³ /h)	Lukt-koncentration (Ie/m ³)	Area (m ²)	Luktemission (Ie/h)
1	Biosteg luftning	25 m ³ /h*m ²	16	1200	480 000
2	Mellansedimentering	25 m ³ /h*m ²	13	544	176 800
3	Biologisk rening oluftad	25 m ³ /h*m ²	13	1200	480 000
4	Försedimentering	25 m ³ /h*m ²	26	4	2 600
5	Avluftning slamsilo	3	1533	-	4 600
6	Flotationsbassäng	25 m ³ /h*m ²	13	825	
7	Slutsedimentering	25 m ³ /h*m ²	16	825	330 000
8a	Efter Biofilter normaldrift	2280	289	56	658 900
8b	Efter Biofilter vid tömning av externslam	2280	1401	56	3 194 300
9a	Före Biofilter normaldrift	2280	1664	-	3 790 000
9b	Före Biofilter vid tömning av externslam	2280	7455	-	17 009 000

Dokumentation för tidpunkt för provtagning och analys redovisas i Bilaga 2.

6.1 Biofiltret

Gasflödet från slamhanteringen leds genom biofiltret som är beläget utanför byggnaden. Vid platsbesöket noterades att luktkoncentrationen i omgivningsluften runt biofiltret ökade markant då tömning av externt slam utfördes. Tömning sker genom att slam pumpas in till byggnaden. I genomsnitt töms externslam av 7 stycken slambilar per dag och en tömning tar ca 15 minuter.

Luktkoncentrationen provtogs efter biofiltret både i samband med normaldrift och i samband med tömning av externslam. Luktprover uttogs på flera punkter på biofiltret enligt nedanstående figur (provpunkter A-I).



Figur 1. Utvalda provpunkter på biofiltrets yta.

Uppmätta halter i de olika provtagningspunkterna presenteras i tabellen nedan. Provpunkter A-C är uttagna för normaldrift och D-I vid tömning av externslam, se tabell 5.

Tabell 4. Resultat för luktanalyser av provpunkter efter biofiltret.

Normaldrift		Lossning av externslam	
Provpunkt	Luktconcentration (le/m ³)	Provpunkt	Luktconcentration (le/m ³)
A	306	D	518
B	219	E	720
C	361	G	2014
-	-	H	1342
-	-	I	5364

7 Kommentar till resultatet

De delströmmar som har högst lukthalter vid anläggningen leds idag genom ett biofiltret för att rena lukt innan de avgår till omgivningsluft. Vid tömning av externslam till byggnaden klarar dock inte biofiltret av att hantera de plötsliga variationerna i lukt vilket leder högre utgående lukthalter efter biofiltret.

BILAGA 1

10 (13)





BILAGA 2

11 (13)

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 uttäs 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 panellisterna 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 panellisternas uppmärksamhet.

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

Utvärdering av resultat

Den utspädningsnivå vid vilken panellisterna känner första luktförnimmelsen motsvarar en $1e/m^3$. Antalet luktenheter motsvarar alltså det antal gånger som provet måste spädas med luktfri luft innan luktfrihet uppnås. Panelens gemensamma luktröskelvärde beräknas som det geometriska medelvärdet av panellisternas individuella luktrösklar. Detta värde motsvarar den koncentration vid vilken 50 % av populationen kan förnimma lukt.

46(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK

BILAGA 3

12 (13)



Rådata

Utrustningens identifikation	Olfaktometer TO8, serienummer EO.8114
Senaste kalibrering av olfaktometern	2018-03-21
Har proverna varit över 25°C vid transport	Nej
Temperatur i rummet vid analystillfället	20 °C
Referensgas	n-butanol, 100 ppm
Datum för provtagningen	2019-03-28
Datum för analysen	2018-03-29
Analysen utförd av	Lisa Rudell

Provpunktens beteckning	Tidpunkt för provtagning	Tidpunkt för analys	Förspädning	Luktkonc. (Ie/m ³)	Faktor för Mätosäkerhet
Prov 1a Bio. Rening luftad	11:05	10:13	-	13	2,3
Prov 1b Bio. Rening luftad	11:07	10:20	-	16	2,3
Prov 2a Mellansedimentering	11:30	10:23	-	13	2,3
Prov 2b Mellansedimentering	11:33	10:29	-	13	2,3
Prov 3a Bio. Rening oluftad	12:15	10:33	-	13	2,3
Prov 3b Bio. Rening oluftad	12:18	10:38	-	13	2,3
Prov 4a Försedimentering	12:30	10:42	-	26	2,3
Prov 4b Försedimentering	12:32	10:44	-	20	2,3
Prov 5a Avluftning slamsilo, Tak	12:30	10:50	-	1789	2,3
Prov 5b Avluftning slamsilo, Tak	12:32	10:56	-	1314	2,3
Prov 6a Slutsedimentering, Flotation	13:00	11:09	-	13	2,3

47(65)



RAPPORT

2019-04-10

13 (13)

Prov 6b Slutsedimentering, Flotation	13:04	11:01	-	13	2,3
Prov 7a Slutsedimentering	13:35	13:23	-	16	2,25
Prov 7b Slutsedimentering	13:39	13:30	-	16	2,25
Prov 8a Biofilter, efter normaldrift	14:35	13:34	-	306	2,25
Prov 8b Biofilter, efter normaldrift	14:37	13:42	-	219	2,25
Prov 8c Biofilter, efter normaldrift	14:40	13:47	-	361	2,25
Prov 8d Biofilter, före Tömning	15:01	13:53	-	518	2,25
Prov 8e Biofilter, före Tömning	15:04	14:01	-	720	2,25
Prov 8g Biofilter, före Tömning	15:05	14:26	-	2014	2,25
Prov 8h Biofilter, före Tömning	15:08	14:29	-	1342	2,25
Prov 8i Biofilter, före Tömning	15:10	14:37	-	5364	2,25
Prov 9a Biofilter före Normaldrift	14:30	14:45	-	1880	2,25
Prov 9b Biofilter före Normaldrift	13:32	14:56	-	1473	2,25
Prov 9c Biofilter före Tömning	15:02	14:50	-	7455	2,25

48(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK

Bilaga B – Luktrensning vid Mariestads Reningsverk

PM



Handläggare
Sten-Åke Barr
Tel
0105053193
Mobil
+46705647621
E-post
sten-ake.barr@afconsult.com

Mottagare
SWECO/Mariestads Kommun

Datum
2019-04-30
Projekt-ID

Luktrensning vid Mariestads Reningsverk

1 Inledning

På uppdrag av och i samarbetet med SWECO, Göteborg har en utredning avseende förbättrad luktrensning vid Mariestads Kommuns avloppsreningsverk. Ansvarig vid ÅF för denna utredning är Sten-Åke Barr.

2 Inledning

Mariestads kommun planerar för ny bostads- och centrumbebyggelse i ett område benämnt Katthavsviken. Det aktuella området ligger i närhet till Mariestads avloppsreningsverk och det finns risk att verksamheten påverkar människors hälsa och säkerhet i det planerade området Katthavsviken.

Befintliga bostäder ligger ca 150 meter från reningsverkets fastighetsgräns. Nybyggnation planeras med ca 90 meters avstånd från verket. Bolaget har sökt tillstånd för utökad verksamhet vid reningsverket. Nuvarande kapacitet om 22 000 pe avses att utökas till 30 000 pe.

Förslag till detaljplan för Katthavsviken har varit föremål för samråd under perioden november 2015 till januari 2016. Under samråd framfördes en rad synpunkter vad gäller risker till människors säkerhet och hälsa från Länsstyrelsen i Västra Götalands län, bland annat avseende risk för människor att utsättas för lukt.

Mariestads kommun har ansökt om förnyat tillstånd för Mariestads avloppsreningsverk. Bakgrunden till ansökan om nytt tillstånd avser bl.a. uppdimensionering från 22 000 pe till 25 500 pe samt att ta bort ett villkor i tidigare/gällande tillstånd från 1995 som omfattar ett skyddsområde inom vilket inte bostäder tillåts. Planområdet för detaljplan för Katthavsviken ingår i detta skyddsområde.

Vid samråd med Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2018-12-10 har meddelats att myndigheten gör bedömning att 0,5 le/m³ vid planområdet anses utgöra acceptabel nivå för människors hälsa och säkerhet.

Enligt de spridningsberäkningar som utförts innehålls detta värde vid normal drift bortsett från de tillfällen då externslam fylls på från slambilar.

Slambilar töms 4-6 ggr per dag och utgör därmed ett frekvent inslag i den dagliga verksamheten. Av denna anledning har föreliggande utredning tagits fram som avser



PM

hur man även vid dessa tillfällen kan innehålla föreslagna omgivningshalt om 0,5 le/m³.

3 Tekniska förutsättningar

3.1 Resultat från luktkartläggningen

Luktprovtagning genomfördes den 28 mars och analyserades i ÅFs lokaler i Göteborg den 29 mars.

I följande tabell redovisas erhållna analysresultat.

Tabell 3-1 Resultat luktprovtagning

Prov-punkt	Beskrivning	Flöde (m ³ /h)	Lukt-koncentration (le/m ³)	Area (m ²)	Luktemission (le/h)
1	Biosteg luftning	25 m ³ /h*m ²	16	1200	480 000
2	Mellansedimentering	25 m ³ /h*m ²	13	544	176 800
3	Biologisk rening oluftad	25 m ³ /h*m ²	13	1200	480 000
4	Försedimentering	25 m ³ /h*m ²	26	4	2 600
5	Avluftning slamsilo	3	1533	-	4 600
6	Flotationsbassäng	25 m ³ /h*m ²	13	825	
7	Slutsedimentering	25 m ³ /h*m ²	16	825	330 000
8a	Efter Biofilter normaldrift	2280	289	56	658 900
8b	Efter Biofilter vid tömning av externslam	2280	1401	56	3 194 300
9a	Före Biofilter normaldrift	2280	1664	-	3 790 000
9b	Före Biofilter vid tömning av externslam	2280	7455	-	17 009 000

Som framgår av ovanstående tabell utgör den behandlade luften från biofiltret den största källan till lukt från anläggningen. Detta trots att biofiltret fungerar väl med en avskiljningsgrad om drygt 80 % såväl vid normal drift som vid tömning av externslam.

Däremot ökar resthalten påtagligt efter biofiltret i samband med tömning av externslam eftersom stötbelastningen då blir påtaglig, en ökning med 4,5 ggr i luktstyrka.

Denna stötbelastning innebär att det föreslagna omgivningshalten av lukt om 0,5 le/m³ kan överskridas. Härutöver behöver man leda den i det befintliga biofiltret behandlade luften till en 20 m skorsten för att klara denna haltnivå inom planområdet.

3.2 Dagens utformning av extrenslammottagning

I följande bild visas utrustningen för extrenslammottagningen med avluftningen från denna utrustning.

50(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK



PM



Figur 3-1 Externslammottagning med avluftning

Denna avluftning är ansluten till den frånluftsström som leds till biofiltret. Fläkten är placerad före biofiltret och suger från olika delar inom anläggningen.

I samband med tömning av externslammet så försämras luftmiljön i detta utrymme påtagligt enligt personalen vilket indikerar att läckage förekommer systemet trots att det är satt i ett undertryck.

Tömningen sker under 5-10 minuter varvid ca 15 m³ slam pumpas in i anläggningen. Om bilen har släp kan upp till 30 m³ fyllas på. Om man pumpar in 15 m³ slam på 5 minuter uppstår en förträngningsluftflöde om ca 180 m³/h under denna period. Luktconcentrationen i denna luftström är hög. Enligt den förhöjning som uppmättes vid detta tillfälle så kan en luktconcentration om närmare 900 000 le/m³ uppskattas i denna luft. Om allt detta skulle utgöras av svavelväte motsvarar detta ca 900 ppm H₂S.

Det kan nämnas att den planerade ombyggnaden av reningsverket inte kommer att påverka denna del.

I det följande diskuteras i första hand metoder att avskilja denna stötbelastning.

3.3 Förslag till ombyggnad av befintlig biofilter

I SWECOs Utredning av åtgärder för att minska risk för spridning av lukt och smittämnen från avloppsreningsverket framgår följande:

"Reduktionen av lukt i luften från den nya slambyggnaden kan ske på olika sätt. Ett exempel är genom kompostfilter. Det nya filtret kan anläggas intill det befintliga. Befintligt kompostfilter, som idag reducerar lukt i frånluften från rens-galler, maskinbyggnad och slamtankar i källaren, är på ca 56 m². Det befintliga filtret kan tillsammans med det nyanlagda på ca 135 m² byggas över för att ge stabilare driftförhållanden. Byggnaden över kompostfiltren föreslås vara en uppvärmd plåtbyggnad med ytan 300 m² och med takhöjd på ca 3,5 m. Det nya filtret dimensioneras för luftflödet 6 720 m³/h."

Då utformningen av ett biofilter kan variera stort allt från markförlagd flisfilter, där kostnaden enbart består av entreprenörsarbetet, till mer avancerade med inbyggnad med automatisk bevattning och pH-justering kan kostnaden för nytt filter variera stort. Av denna anledning har någon kostnad för denna utbyggnad inte studerats inom ramen för denna PM.



PM

4 Luktreducerande metoder

4.1 Övergripande beskrivning

I följande avsnitt redovisas kortfattat 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
- Katalytisk oxidation på järnoxid

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

4.2 Kommersiellt tillgängliga avskiljningstekniker

4.2.1 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.

Skrubbertekniken används ofta för att rena biogasen i uppgraderingsanläggningar. Den reade gasen kan dock ofta orsaka luktproblem i och med att biogasen innehåller höga halter luktämnen.

Slutsats: Sammanfattningsvis kan man konstatera att det finns många alternativa metoder för skrubbing av gaser. Nackdelen med skrubbertekniken är att man erhåller ett förorenat vatten som måste behandlas. Det finns andra metoder som är bättre lämpade varför denna teknik inte mera berörs i denna rapport.

4.2.2 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.

52(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK



PM

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.



Figur 4-1. Enklare kolfilter från Evodor.

I samband med luktreduktionsinstallationer används sällan desorptionsprocesser. Istället används jungfruligt aktivt kol som byts ut när adsorptionseffekten avtar.

För avskiljning av reducerade svavelföreningar som svavelväte kan impregnerade kol användas – ofta då impregnerat med alkali.

Slutsats: Aktiverat kol används framgångsrikt för destruktion av luktande gas från olika typer av anläggningar. Kolet måste dock bytas ut när det börjar bli mättat annars förloras funktion helt.

ÅF's erfarenhet från kolfilteranläggningar är att funktionen är god under förutsättning att kolet är fräscht i annat fall kan reduktionsgraden drastiskt försämrats. Tillsammans med UV oxidation kan kolets livslängd förlängas. Aktiverat kol torde vara lämpligt i denna applikation.

4.2.3 Biofilter

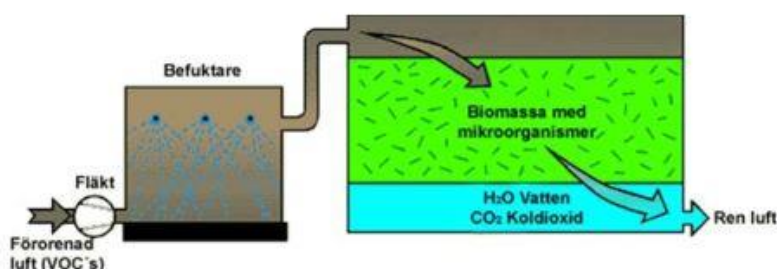
I biofilter sker nedbrytningen av organiska ämnen av mikroorganismer vidhäftade ett bärrmaterial.

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 mikroorganismer. 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.



PM



Figur 4-2. 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.

I litteraturen anges att det krävs en uppehållstid om minst 30 - 40 sekunder för att uppnå full avskiljningseffekt vid avskiljning av svavelväte.

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 ovanskiktet fryst, vilket helt hindrar luften från att tränga igenom filtret.

Dessutom utgör en nackdel med dessa markfilter att utgående luft avgår i markplan vilket innebär att initialspädningen blir liten.



PM



Figur 4-3. Barkfilter en kall vinterdag.

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 4-4. Möjligheter med inbyggda biofilter(BBK).

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.



PM

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.

Slutsats: Metoden används idag vid Mariestads reningsverk med en luktavskiljningsgrad om drygt 80% vilket måste betraktas som ett bra resultat. Däremot klarar inte biofiltret stöbelastningar särskilt bra. Biofilter har en begränsad användning vid höga luktbelastningar eftersom resthalterna av luktämnen fortfarande kan ställa till problem i omgivningarna.

Vidare kan nämnas att vid riktigt höga svavelvätehalter kan biofilterför slås ut eftersom svavelväte är toxiskt.

Vid en utbyggt reningsanläggning till 30 000 pe kommer luftflödet som skall behandlas att behöva utökas. Detta innebär att befintligt biofilter blir underdimensionerat.

4.2.4 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.

Slutsats: ÅF:s erfarenhet av metoden visar på varierande och osäker luktreduktion. Metoden kan därför inte rekommenderas i denna applikation.

4.2.5 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.

Slutsats: Ozon fungerar i regel utmärkt för att oxidera de här förekommande ämnena. Problemet med metoden är att dosera exakt rätt mängd för att destruera luktämnen. I regel doseras för lite ozon varför reningsgraden ofta är ofullständig. Orsaken är att anläggningsägarna upptäcker en förhållandevis hög energiförbrukning varvid man reducerar doseringen. Av denna anledning förordas här i första hand andra lösningar.

56(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVK



PM

4.2.6 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 värmväxlas i en luft/luftvärmväxlare mot den utgående rena luftströmmen. Värmväxlaren dimensioneras ofta för en temperaturåtertagning på upp till ca 75 %. Temperaturen på ingående luft höjs då till ca 550 °C. Ökningen av temperaturen till förbränningstemperaturen sker normalt med gas- eller oljebrännare, men kan även ske elektriskt.

Ovan nämnda begränsning avseende värmeåtervinning i konventionella anläggningar kombinerat med de höga kostnaderna för denna typ av högtemperaturvärmväxlare, har lett utvecklingen fram till att det på marknaden idag finns flera typer av anläggningar med högre grad av värmeåtervinning än ovan beskrivna. Dessa anläggningar kallas regenerativa förbränningsväxlare och värmväxlingen sker inte genom konventionell värmväxling 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 värmväxlingen. 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.

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

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



PM

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

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 temperaturåtertagsförmåga 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 %.

Konventionella katalytiska oxidationsanläggningar är 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. Det bör dock noteras att under senare tid har ny katalysator tagits fram där inte svavel utgör ett katalysatorgift – denna har vid tester visat sig ha en god avskiljning av svavelväte.

Slutsats: Metoden rekommenderas inte i denna applikation av i första hand kostnads-skäl. Möjligtvis skulle en katalytisk rening med svavelstabil katalysator kunna vara intressant i denna applikation. Men då katalysatorn behöver vara uppvärmd till nivå 350 °C konstant oavsett om tömning sker eller ej bör mer energismarta lösningar användas.

58(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK



PM

4.2.7 Kall katalytisk oxidation med järnoxid

Om luktämnen i stor utsträckning består av svavelväte kan man låta dessa passera en bädd av exempelvis fyllnadsmaterial belagda med järnoxid/ järnhydroxid. Järnoxid omvandlar svavelväte till järnsulfid som sedan kan tvättas ur filtret.



Figur 4-5. Oxidationsanläggning med järnoxid i tre steg (Centriair).

Metoden är effektiv men behöver ofta kompletteras med andra tekniker för att uppnå riktigt låga resthalter av luktämnerna.

Slutsats: Metoden har visat sig fungera utmärkt när förhöjda svavelvätenivåer skall reduceras. Ofta bör man dock komplettera med andra metoder så att man nå ned till riktigt låga resthalter.

4.2.8 UV-fotooxidation

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

- Direkt fotolys: ämnen som absorberar bra i det använda våglängdsområdet (VOC, ammoniak, svavelväte, merkaptaner, aminer) kan brytas ner direkt under inverkan av UV-strålningen
- Oxidation genom reaktiva syreradikaler (ozon): ämnen som inte absorberar UV-ljus direkt, såväl som nedbrytningsprodukter från fotolysreaktioner, kan vara möjliga att oxidera med hjälp av högreaktiva syreradikaler. Syreradikaler bildas från reaktionsmekanismer från syret i luftströmmen. Vid oxidationsreaktionerna bildas koldioxid, vatten, kvävgas och svaveldioxid som slutprodukter.



PM



Figur 4-6. Fotooxidation(UV) i kombination med aktiverat kolfilter (Centriair).

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.

Slutsats: Där ÅF testat metoden, såväl i pilotskala som i fullskala, fungerar metoden mycket bra för reduktion av lukt vid kommunala vattenreningsanläggningar. Där metoden lyckas med att reducera luktnivåerna till låga emissioner har fotooxidationsutrustningen kombinerats med ett aktiverat kolfilter.

4.3 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



PM

Tabell 4-1. 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. Kan innebära höga driftskostnader.
3. Biofilter	Ja vid lägre luktbelastningar	Osäker	Fungerar inte för luft från externslamotagningen pga höga luktkoncentrationer.
4. Ozonisering	Tveksam	Effekt osäker	Är svårt att dimensionera på rätt sätt-ÅFs erfarenhet av tekniken är dålig. Rekommenderas inte.
5. Jonisering	Nej	Effekt osäker	Rekommenderas inte.
6. Termisk Oxidation	Tveksamt	>95 %	Alltför höga kostnader, rekommenderas inte.
7. Katalytisk oxidation med järnoxid	Ja	Robust katalysator	Fungerar bra med H ₂ S Utmärkt och robust metod att minska belastningen av svavelväte. Kan användas flera i serier om belastningen är hög och kan kombineras med UV och aktiverat kol.
8. UV-fotooxidation	Ja	>99%	Fungerar utmärkt i dessa applikationer.
9. Förhöjd skorstenhöjd	Ja	Förbättrar situationen i närområdet	Förbättrar utspädningen innan plymen når grannar. Kostnadseffektiv.

Den metod som främst rekommenderas för att reducera luktbelastningen från tömningsoperationen för externslam är impregnerat aktiverat kol alternativt en kombination av UV-oxidation och aktiverat kol. Eventuellt kan den senare lösningen kombineras med kall katalytisk oxidation.

För rening av luktande luftströmmar med lägre koncentrationer, exempelvis från slamhanteringen kan en kombination UV-oxidation och aktiverat kol vara en utmärkt lösning. Även biofilter skulle fungera med då i kombination med en skorsten vilket betyder förhållandevis höga kostnader för inbyggnad av filtret.

4.4 Kostnadsberäkning

4.4.1 Beräkningsförutsättningar

Vid kostnadsberäkningar har anbud och uppgifter från leverantörer avseende ledningsdragnings, fläktar, reningstrustning samt skorstenar använts som underlag tillsammans med följande antaganden:

Vid beräkning av investeringskostnaderna har schablonmässiga påslag för projektering/administration respektive oförutsett med 10 % respektive 15 % gjorts.

4.4.2 Förslag till lösning och dimensionerande data

Den kompletterande reningstrustningen för externslammottagningen förslås kopplas in i samband med varje leverans. Det betyder att inför tömningen slår en ventil om på



PM

avluftningskanalen varvid luften under operationen passerar den tillkommande reningsutrustningen. Efter tömningen kan frånluften åter överföras för behandling i det befintliga biofiltret.

Den behandlade luften från extertömningen kan ledas antingen till befintligt biofilter eller direkt ut till skorsten.

Dimensionerande flöde för den planerade anläggningen är 300 m³/h vilket betyder att man borde klara en tömning av 15 m³ slam ned till tre minuter. Helst bör dock tömningarna genomföras långsammare.

Beträffande det befintliga biofiltret skall detta täckas och luften ledas till en 20 m hög skorsten.

4.4.3 Kostnadsberäkning

Investeringskostnaden för två olika förslag har tagits fram:

- En behållare med impregnerat aktiverat kol ca (0,5m³)
- En kombination med UV-oxidation samt aktiverat kol.

Kostnaden för utrustningen har tagits fram av Centriair. För ledningsdragnig avses 10 m ledning i plast i dimensionen ca 300 mm.

Tabell 4-2 investeringskostnader

Åtgärd	Investeringskostnad (kSEK)		
	Impregnerat kol-filter	Kombination UV + kol	Täckning av biofilter samt skorsten
Reningsutrustning	50	95	-
Inbyggnad av biofilter	-	-	500 - 700
Skorsten	-	-	350
Fläkt	5	5	20
Ventilationsledningar	8	8	15
Summa	63	108	900 - 1 100
Projektering (10 %)	6	11	90 - 110
Oförutsett (15 %)	9	16	135 - 165
Total investering	78	135	1 100 - 1 400

Således kan investeringskostnaden beräknas mellan 80 och 140 kSEK för att åtgärda de intermittenta höga lukstötarna i samband med tömning av externslam. För att bygga in befintligt biofilter och leda detta till en 20 m hög skorsten bedöms kostnaden till mellan 1,1 och 1,4 MSEK. Kostnaderna skall betraktas som indikativa och stora avvikelser kan förekomma beroende på utformningen av den slutliga lösningen.

62(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVÄRK



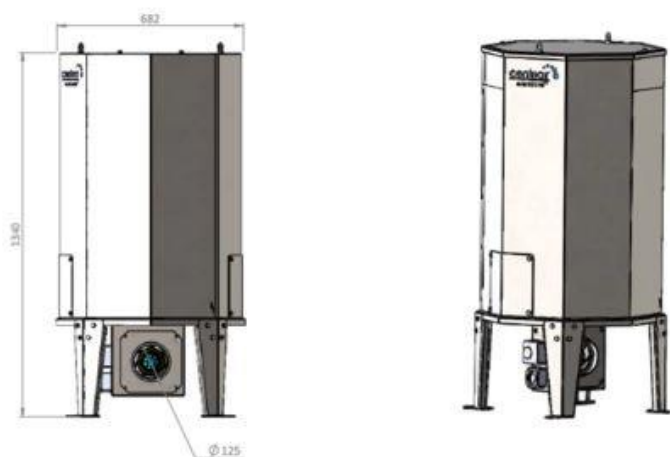
PM

5 Exempel på uppställning

5.1 Behållare med impregnerat kol

För att få en uppfattning om storlek för den aktuella anläggningen presenteras förslag på utformning av utrustningen.

I det följande presenteras hur ett kolfilter i den aktuella storleken kan utformas.



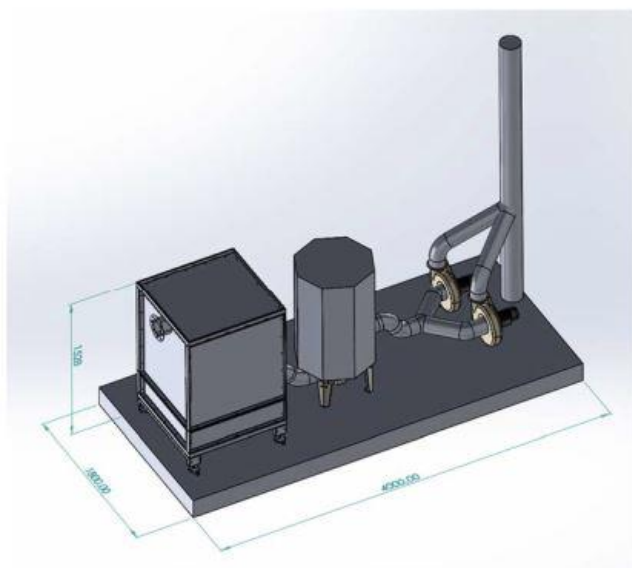
Figur 5-1 Uppställning av impregnerat kolfilter

5.2 Kombinationen UV+aktiverat kol

I följande uppställningsritning framgår de olika komponenterna samt den sammanlagda ytbehovet.



PM



Figur 5-2 Uppställning av anläggning UV kombinerad med kolfilter

6 Slutsatser

I syfte att klara $0,5 \text{ l.e/m}^3$ inom planområdet behöver kompletterande åtgärder genomföras.

Enligt den utförda lukt kartläggningen är bidraget från biofiltret det största enskilda luktsläppet. I samband med tömning av externslam ökar belastning och emissionen 4-5 gånger. Befintligt biofilter fungerar dock väl och har en luktavskiljning om drygt 80 %.

För kunna reducera luktbidraget föreslås att en särskild hantering av förträgningsluften från externslamtömning renas i en särskild utrustning. Denna kan sedan anslutas till antingen biofiltret eller en framtida skorsten. De metoder som i första hand lyfts fram i denna utredning är aktiverat och impregnerat kolfilter eller en kombination med fotooxidation(UV) tillsammans med aktiverat kolfilter.

Investeringskostnaden för dessa båda åtgärder beräknas bli i nivån 80 respektive 135 kSEK.

För att klara omgivningshalten $0,5 \text{ l.e/m}^3$ måste även befintligt biofilter byggas in och den behandlade luften behöver ledas till en minst 20 m hög skorsten. Investeringskostnaden för detta bedöms bli mellan 1,1 och 1,4 MSEK.

Det kan nämnas att planerade utbyggnaden av reningsverket inte kommer att påverka externslammottagningen. Däremot kommer behovet av att avskilja luktämnen från andra tillkommande delströmmar. I framtiden beräknas luftflödet att utökas från da-

64(65)

RAPPORT
2019-05-14

LUKTUTREDNING, MARIESTADS AVLOPPSRENINGSVRK



PM

gens ca 2 500 m³/h till nivån 6 700 m³/h. Då räcker inte dagens biofilter till. Kompletterande utrustning för detta måste införskaffas. Den utrustning som förslås här utgörs av den beskrivna anläggningen med fotooxidation (UV) i kombination med aktiverat kolfilter. Men då för hela flödet 6 700 m³/h om man väljer att avveckla befintligt biofilter. Alternativt behåller man biofiltret och införskaffar en sådan utrustning för enbart det tillkommande luftflödet som behöver behandlas ca 4 000 m³/h. En sådan anläggning kan dessutom enkelt anslutas till planerad skorsten.
