

LUKT OCH SMITTSKYDDSDUTREDNING BANKERYD ARV



2023-10-23

LUKT OCH SMITTSKYDDSDUTREDNING

BANKERYD ARV

Slutgiltig version

Uppdragsnamn	LUKTUTREDNING BANKERYD Luktutredning Bankeryd ARV
Uppdragsnummer	10352634
Författare	Erik Nordin, Maria Gonzalez
Datum	2023-08-22
Ändringsdatum	2023-10-23
Granskad av	Lin Tang, Mikael Lundfelt, Annika Lambert
Godkänd av	Erik Nordin

KUND

Jönköpings Kommun

KONSULT

WSP

Box 574

201 25 Malmö

Besök: Jungmansgatan 10

Tel: +46 10-722 50 00

WSP Sverige AB

Org nr: 556057-4880

wsp.com

KONTAKTPERSONER

ERIK NORDIN

ERIK.NORDIN@WSP.COM

SAMMANFATTNING

WSP Sverige AB har på uppdrag av Jönköpings kommun tagit fram en lukt- och smittskyddsutredning för Bankeryds avloppsreningsverk (anläggningen). Jönköpings kommun genomför en förstudie för ett område söder och öster om anläggningen, området kallas för Sjöåkra industriområde. Området är tänkt som utvecklingsområde för centrumverksamheter, bostäder och skola. Syftet med utredningen är att beräkna och bedöma risken för luktstörningar och smittspridning från Bankeryds avloppsreningsverk på utvecklingsområdet samt att föreslå åtgärder för att minska luktstörningen från avloppsreningsverket på utvecklingsområdet.

Utredningen består av följande delar:

- Inventering av luktkällor och luktprovtagning på avloppsreningsverket
- Spridningsberäkningar av luktspridningen från avloppsreningsverket
- Utredning av möjlig smittspridning från avloppsreningsverket
- Åtgärdsförslag för att minska luktstörningen

Provtagning av lukt gjordes på avloppsreningsverket den 29e mars 2023, luktproverna analyserades dagen efter med dynamisk olfaktometri (SS-EN 13725). Vid provtagning och inventering av luktkällor på anläggningen identifierades elva luktkällor.

Spridningen av lukt från anläggningen beräknades med spridningsmodellen ADMS, baserat på indata från luktprovtagningen. Spridningsberäkningarna utvärderades mot en bedömningsgrund som används i tidigare utredningar på liknande anläggningar, då det inte finns några lagstadgade gränsvärden. Riktvärdet som används är anpassat för bostäder och är strängare än vid till exempel skolor och centrumverksamheter. Spridningsberäkningar för nuläggesscenariot visar att riktvärdet i bedömningsgrunden ($0,5 \text{ LE/m}^3$) överskrids på flertalet fastigheter inom förstudieområdet. Dammarna i våtmarksanläggningen utgör den största källan till luktstörning från anläggningen på utredningsområdet.

Spridningsberäkningarna visar att åtgärder krävs för att klara riktvärdet. De åtgärdsförslag som gör att riktvärdet kan innehållas på i princip hela förstudieområdet är en kombination av att byta ut våtmarksanläggningen och att rena ventilationsluften från renshuset. Dock ingår våtmarksanläggningen i avloppsreningsverkets nya miljötillstånd, vilket gör den svår att ta bort. Lukt från den typen av dammar beror ofta på döda växter och dylikt i vattnet och inte från den renade avloppsvattnet, att hålla dammarna rena från döda växter minskar risken för störande lukt.

Ur smittspridningsperspektiv har det identifierats några riskpunkter längs reningsprocessen, där steg som orsakar turbulens i vattnet, såsom öppna och luftade bassänger är de mest kritiska. Tidigare studier har visat att redan på ett avstånd av 200 m från reningsverk är antal bakterier obetydlig jämfört med normala förhållanden, det vill säga bakgrundsmätningar. Andra studier har visat att uppmätta halter i området 10 m från en aktivslambassäng samt 200 m från verket var i nivå med uppmätta bakgrundskoncentrationer. I Sverige finns ändock inga regelverk som hindrar att bostäder eller andra verksamheter byggs på avstånd mindre än 200 m. Därtill finns exempel på andra reningsverk där bebyggelse planerats ca 50–100 m från anläggningen.

De vanligaste alternativen för att både reducera risk för smittspridning och uppkomst av luktolägenheter är inkapsling av processer samt rening av lukt- och luftströmmar. Vid inkapsling är principen av en lukande process innebär det att man utför processen, till exempel tömning av en slambil i en byggnad med undertrycksventilation, så att lukt inte läcker från byggnaden. Öppna vattenytor med omrörning eller turbulens kan byggas in, för att minska risken för smittspridning från avloppsreningsverket. Rening av luftströmmar kan ske genom olika filtrerings- eller reningstekniker. Reningstekniken som föreslås som åtgärd i utredningen är en kombination av UV-ljus och kolfilter.

INNEHÅLL

1	Inledning	6
1.1	Bakgrund och syfte	6
1.2	Beskrivning av anläggningen och utredningsområdet	6
1.2.1	Utredningsområdet	6
1.2.2	Beskrivning av anläggningen	6
1.3	Lukt	8
1.3.1	Allmänt om Lukt	8
1.3.2	Luktanalys med dynamisk olfaktometri	8
2	Metod	8
2.1	Spridningsberäkning	8
2.1.1	Spridningsmodell	8
2.1.2	Meteorologiskt typår	8
2.2	Bedömningsgrund	9
2.3	Luktreducerande åtgärder	10
2.3.1	Befintliga åtgärder	10
2.3.2	Typer av åtgärder	10
3	Resultat smittspridning	11
3.1	Smittspridning	11
3.1.1	Mikrobiella smittämnen	11
3.1.2	Endotoxiner	11
3.1.3	Kemiska risker	11
3.2	Smittspridning via aerosoler	12
3.3	Processutformning Bankeryd ARV	13
3.4	Smittspridning och skyddsavstånd	13
4	Resultat Luktutredning	14
4.1	Luktinventering på Bankeryd ARV	14
4.1.1	Genomgång av luktkällor på anläggningen	14
4.1.2	Resultat av luktprovtagning och analys	16
4.2	Spridningsberäkning Nuläge	16
4.2.1	Indata från luktmätningen	16
4.2.2	Resultat spridningsberäkningar	17
4.3	Spridningsberäkning Åtgärdsscenario 1	18
4.3.1	Indata åtgärdsscenario 1	18
4.3.2	Resultat av spridningsberäkningarna	19
4.4	Spridningsberäkning Åtgärdsscenario 2	20
4.4.1	Indata till spridningsberäkningarna	20
4.4.2	Resultat av spridningsberäkningarna	21

4.5	Spridningsberäkning Åtgärdsscenario 3	22
4.5.1	Indata till spridningsberäkningarna	22
4.5.2	Resultat av spridningsberäkningarna	23
4.6	Andra reningsverk	24
4.6.1	Halmstad	24
4.6.2	Rimbo	24
4.6.3	Helsingborg	25
4.6.4	Mariestad	25
4.6.5	Finspång	25
4.7	Osäkerheter	25
4.8	Tillfälliga luktstörningar	25
5	Diskussion och Slutsatser	26
5.1	Luktutredning	26
5.2	Smittskyddsutredning	26

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND OCH SYFTE

WSP Sverige AB har på uppdrag av Jönköpings kommun tagit fram en lukt och smittskyddsutredning för Bankeryds avloppsreningsverk (anläggningen). Jönköpings kommun genomför en förstudie för ett område söder och öster om anläggningen, området kallas för Sjöåkra industriområde och omfattar flera fastigheter. Området är tänkt som utvecklingsområde för centrumverksamheter, bostäder och skola. Syftet med utredningen är att beräkna och bedöma risken för luktstörningar och smittspridning från Bankeryds avloppsreningsverk på utvecklingsområdet samt att föreslå åtgärder för att minska luktstörningen från avloppsreningsverket på utvecklingsområdet.

1.2 BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN OCH UTREDNINGSSOMRÅDET

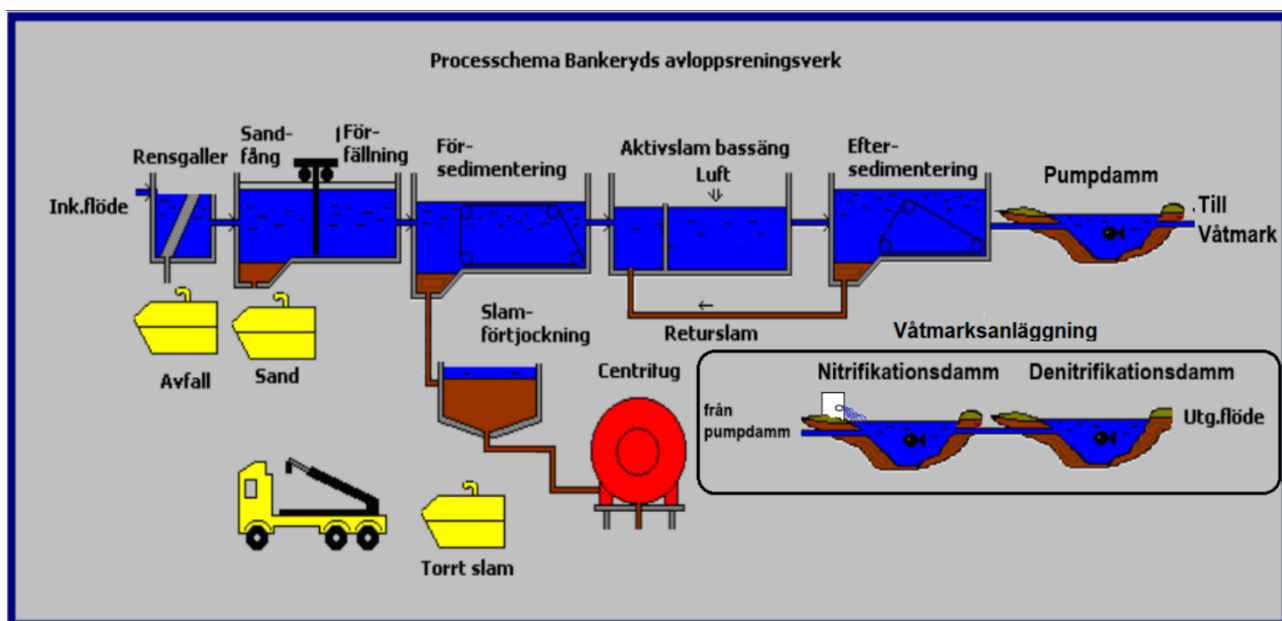
1.2.1 Utredningsområdet

Avloppsreningsverket är beläget i Bankeryd, i Jönköpings kommun, på fastigheterna Sjöåkra 1:14 respektive Sjöåkra 1:15. Avloppsreningsverket är beläget inne i samhället, närmsta bostäder är belägna cirka 400 meter öster om reningsverket, en förskola är belägen cirka 300 m söder om anläggningen. Ännu närmare reningsverket finns idag lättare industrier och ett gym. Utredningsområdet omfattar de fastigheter i kommunens utvecklingsområde som ligger närmast anläggningen. Den närmsta fastigheten (Sjöåkra 1:34) i utredningsområdet angränsar till avloppsreningsverkets fastighet, vilket gör att avståndet mellan fastigheten och en av luktkällorna är cirka 50 m.

1.2.2 Beskrivning av anläggningen

Anläggningen betjänar idag cirka 8 000 personekvivalenter i Bankeryds tätort. Figur 1 visar ett processschema för avloppsreningsverket, som följer vattnets väg genom anläggningen. Inkommande vatten passerar ett renshus med sandfång och rensrör. Den avlägsnade sanden lagras i en sandficka ute på anläggningen. Vattnet går sedan vidare till sedimenteringsbassänger. Det finns tre sedimenteringsbassänger, försedimentering, aktivslam-bassäng och eftersedimentering. Bredvid sedimenteringsbassängerna ligger ett slamlager där avlägsnat slam från bassängerna lagras, slammet pumpas sedan vidare tillbaka till renshuset där slammet lagras i containrar. Det renade vattnet går sedan vidare till en pumpdamm. Från pumpdammen går vattnet vidare till våtmarksanläggningen, som består av först en nitrifikationsdamm och sedan en denitrifikationsdamm. Norr om anläggningen ligger Lillån, som också är recipient till det renade avloppsvattnet efter våtmarksanläggningen.

Slam från anläggningen transporteras i öppna behållare till Simsholmens avloppsreningsverk i Jönköping. Transport sker en gång varje måndag, onsdag och fredag. Slamtömningen har identifierats som en luktkälla. Det finns planer på att kapsla in containrarna hanteringen av slamtransporteringen. Den åtgärden förväntas eliminera eller åtminstone väsentligt minska luktemissionen från hanteringen.



Figur 1 Processchema för avloppsreningsverket.

Figur 2 visar en översiktsbild över anläggningens närområde, där förstudieområdet ingår. Anläggningens fastighetsgräns är utmärkt.



Figur 2. Kartbild över anläggningens närområde.

1.3 LUKT

1.3.1 Allmänt om Lukt

Människans luktsinne består av ett tusental olika typer av luktreceptorer i näsans slemhinna, varje typ av receptor känner av ett begränsat antal doftämnen. Känsligheten för lukter varierar kraftigt mellan olika individer. En luktande förorening kan bestå av olika kemiska föreningar med den gemensamma nämnaren är att de kan detekteras av människans luktsinne. Eftersom mekanismerna bakom människans luktupplevelse är så komplex finns det ingen mätteknik som på ett tillförlitligt sätt kan återge det.

1.3.2 Luktanalys med dynamisk olfaktometri

För att bestämma luktstyrkan/luktkoncentrationen görs ofta sensorisk luktanalys enligt den europeiska standarden SS-EN 13725 dynamisk olfaktometri. Vid dynamisk olfaktometri bestäms luktkoncentrationen av en panel med minst fyra deltagare. Panelen exponeras först för ren luft genom ett spädningsinstrument (olfaktometer). Sedan introduceras luktprovet stegvis i olfaktometern och när 50 % av paneldeltagarna förnimmar en lukt bestäms luktstyrkan, vilket motsvarar provets utspädning. Luktkoncentration anges ofta i enheten luktekvivalenter per kubikmeter (LE/m^3), eller den engelska benämningen odour unit, (OU/m^3). Definitionen av en luktenhet per kubikmeter är att 50 % av en befolkning kan förnimma lukt med den koncentrationen.

2 METOD

2.1 SPRIDNINGSBERÄKNING

2.1.1 Spridningsmodell

Spridningsberäkningarna är utförda med ADMS-modellen (Atmospheric Dispersion Modelling System) utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien (se Bilaga 1 ADMS-modellen). Likt AERMOD och Calpuff är ADMS en gaussisk plymmodell som är flexibel och är lämplig för spridning av luktutsläpp. ADMS kan prognostisera luktkoncentrationen på marknivå i området runt en anläggning och bedöma dess frekvens och koncentration.

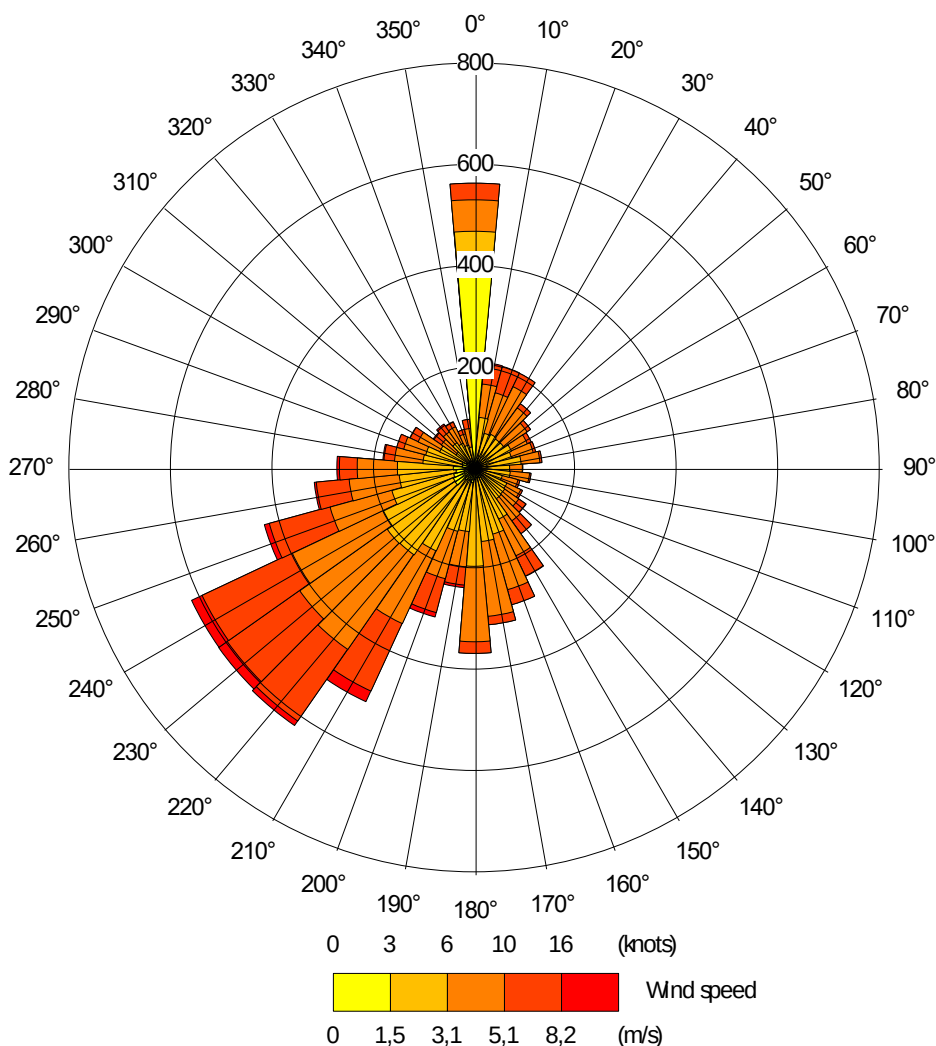
Vid spridningsberäkningarna har ett område på cirka 600x750 m (ÖxN) använts med en geografisk upplösning för varje beräkningsruta på cirka 20x20 m. Beräknade haltbidrag redovisas för en höjd 1,5 meter ovan mark för att representera andningshöjd. Resultatet från modelleringen kan jämföras med riktvärden för att undersöka om det finns risk för luktstörningar i närheten av bostadsområden, skolor, sjukhus och arbetsplatser.

Spridningsmodellen tar hänsyn till topografi och byggnaders effekt på spridningen, men inte vegetation och grönska. Norr och öster om anläggningen växer skog, det finns dock ingen skog mellan anläggningen och närliggande fastigheter.

2.1.2 Meteorologiskt typår

För att kunna genomföra en bedömning av den generella luktnivån för närområdet, beräknades luktemissionen från anläggningen för ett så kallat meteorologiskt typår. Ett typår är en sammansättning av månader från olika år som tillsammans bildar ett representativt år avseende typiska spridningsförutsättningar, se Bilaga 2 Meteorologiskt typår. Meteorologiska förhållandena i området vid anläggningen beräknades med modellen TAPM (The Air Pollution Model från CSIRO i Australien). Modellen beräknar det lokala vindfältet med hänsyn till topografi, markanvändning, havstemperatur samt luftens stabilitet mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. För att öka noggrannheten assimilerades modellen med lokala vindförhållanden, uppmätta vindhastigheter och vindriktningar vid närmsta mätstation med komplett vinddata, det vill säga modellen anpassades så att de meteorologiska förhållandena som råder på

mätplatsen även återskapas i TAPM-modellen. Figur 3 visar en vindros med sammanställning över vindriktning och vindhastighet för typåret.



Figur 3 Vindros med sammanställning vindriktning och vindhastighet för det meteorologiska typåret.

2.2 BEDÖMNINGSGRUND

I svensk lagstiftning existerar inte några riktvärden för luktstörning som människor exponeras för, i stället lutar man sig på Miljöbalkens hänsynsregler för att hantera luktfrågor. Miljöbalkens hänsynsregler säger att försiktighetsprincipen ska användas då osäkerheter förekommer vid exempelvis konsekvensen av att utsätta människor för olägenheter. För att bedöma om luktstörningen orsakar olägenhet för människor används ibland andra länders riktvärden till exempel Norge eller Danmark. I en liknande utredning gjord av Sweco¹ bedöms en god luktmiljö som allmänheten exponeras för vara att luktkoncentrationen i utomhusluften inte bör överstiga 0,5 LE/m³ vid bostäder respektive 1 LE/m³ vid skolor, under 1 % av tiden. Vilket i detta fall anges som 99e percentilen av timmedelvärden beräknade som minutmedelvärden. Anledningen till att ett striktare gränsvärde för bostäder än exempelvis skollokaler är att exponeringen vid bostäder generellt sker under fler timmar på ett år. Vid lättare industrier och till exempel handelsplatser kan en luktconcentration på 2 LE/m³ vara acceptabel, enligt samma bedömningsgrund.

¹ Luktutredning och skyddsavstånd Rimbo ARV, Sweco 2020

För utredningen föreslås därför att 0,5 LE/m³ ska gälla som riktvärde vid de planerade bostäderna i förstudieområdet.

2.3 LUKTREDUCERANDE ÅTGÄRDER

Följande kapitel beskriver de tekniska luktreducerande åtgärder som föreslås i rapporten. Fördjupad beskrivning av metoderna finns beskrivna i följande rapport².

2.3.1 Befintliga åtgärder

I dagsläget har anläggningen inte försetts med luktrensning eller andra tekniker för att minska luktstörningen från anläggningen.

En planerad åtgärd är att kapsla in hanteringen av slam som ska transporteras bort. Vilket innebär att slamcontainrarna kommer att täckas över innan utlastning. Detta bör minska luktstörningen under lastningsmomentet. Dessutom minskar sannolikt luktstörningen under transportens väg till Simsholmens avloppsreningsverk, detta är dock utanför scope för den här utredningen.

2.3.2 Typer av åtgärder

Det finns två typer av luktreducerande åtgärder som man vanligen använder sig av. inkapsling av luktande processer samt rening av luktströmmar. Vid inkapsling är principen av en luktande process innebär det att man utför processen, till exempel tömning av en slambil i en byggnad med undertrycksventilation, så att lukt inte läcker från byggnaden. Undertrycksluften kan sedan ledas till en skorsten eller utblås. Om luktstyrkan i ventilationsluften är hög bör den renas innan utsläpp till omgivningen.

Den andra principen är att rena strömmarna av luktande luft genom olika filtrerings- eller reningstekniker:

Ett biofilter består av biologiskt material som förorenad luft strömmar igenom. I det biologiska materialet finns mikroorganismer som bryter ned luktande föreningar i luftströmmen. Ett biofilter kan konstrueras som en öppen bassäng där den renade luften släpps ut till omgivningen, vilket kan innebära att luktande luft släpps ut beroende på effektiviteten. Ett biofilter har typiskt en reningsgrad på 50–95 %. Biofiltret kan även ha en egen lukt från det biologiska materialet. Det är möjligt att bygga in biofiltret vilket gör att man bland annat ytterligare kan rena luftströmmen från filtret.

Skrubning eller absorption är en process som löser en gas i en vätska. Vätskan kan vara rent vatten, kemikalier lösta i vatten, någon form av biovätska eller en vätska av något organiskt ämne. Vätskan recirkuleras och renas från föroreningarna. Insidan av skrubbern är konstruerad som att maximalt utbyte mellan vätska och gas sker.

Kolfilter: Vid adsorption binds de luktande föroreningarna till adsorbenten genom van der Waals-krafter. Adsorption sker oftast i ett kolfilter. Genom att tillföra energi till kolfiltret kan släppa bindningarna och föroreningen lossnar från adsorbenten och på så sätt regenereras kolfiltret. Regenerering använts dock sällan vid luktrensning, i stället byts kolet ut mot nytt kol.

UV-rening är en metod där gasflödet leds genom en kammare där flöde bestrålas med UV-ljus. UV-ljuset bidrar till nedbrytning av kemiska föreningar i gasflödet genom oxidering. Metoden används ofta i kombination med ett kolfilter. Filtret placeras efter UV-reningen och kolfiltret kan oxidera ozon bildat i kemiska processer i UV-kammaren till syrgas samt adsorbera kemiska föroreningar som inte oxiderats i UV-kammaren.

En annan metod för att avlägsna luktföroreningar är termisk oxidation (förbränning). Organiska föreningar oxideras då till mestadels koldioxid och vatten, svavelföreningar till svaveldioxid.

² Utvärdering och rekommendationer för reningsteknik avseende på lukt vid anläggningar för återvinning av organiskt avfall och kommunala reningsverk. Waste Refinery Projektnummer WR55

3 RESULTAT SMITTSPRIDNING

3.1 SMITTSPRIDNING

Risker för människors hälsa i anslutning till avloppsverksamhet kan delas in i mikrobiella, toxiska och kemiska risker. Nedan följer en redogörelse för de olika riskfaktorernas uppkomst och hälsopåverkan.

3.1.1 Mikrobiella smittämnen

Avloppsvatten innehåller olika mikroorganismer som svampar, virus, patogena bakterier, dvs sjukdomsalstrande mikroorganismer som kan orsaka sjukdomsproblem som inflammation eller infektion. Inkommande avloppsvatten beräknas innehålla ca 10 miljarder bakterier per ml. Exempel på patogena bakterier är Salmonella, Campylobacter och EHEC, som kan orsaka illamående, kräkningar, feber och diarré. De mikroorganismer som finns i reningsverken kommer främst från toalettvattnet, men också från bad-, disk- och tvättavlopp samt dagvatten. Finns anslutna verksamheter så som mejeri- eller slakteriindustri anslutet påverkar även det bakteriemängd samt bakteriefloras variation i inkommande avloppsvatten.

Mängden patogener i inkommande vatten varierar över tid, beroende på hälsoläget i ansluten befolkning, årstidsvariationer av inkommande vatten och behandling i verket. Storleken på dessa partiklar gör att de lätt kan komma in i lungorna om de andas in, vilket blir en potentiell orsak till infektioner hos grupper med ökad infektionskänslighet såsom barn, gamla eller personer med nedsatt immunförsvar, men också orsaka allergiska reaktioner hos andra.

Patogena mikroorganismer utgör främst arbetsmiljörisker för driftspersonal vid hudkontakt och inandning. Hudkontakt kan ske direkt med avloppsvatten eller slam, alternativt indirekt via nedsmutsad utrustning. Hudkontakt är i sig inte farligt, men sjukdomsproblem kan uppstå vid kontaminerade händer/kläder som i sin tur kontaminerar mat, tobaksprodukter eller att man vidrör ansiktet och därmed får ner smittämnen i mun/näsa.

3.1.2 Endotoxiner

Utöver sjukdomsalstrande mikroorganismer kan endotoxiner från gramnegativa bakterier medföra luftvägsbesvär vid inandning. Gramnegativa bakterier förekommer som en naturlig del i tarmfloran hos människor och djur. Dessa bakterier bildar bakteriegifter, så kallade endotoxiner, som därmed sprids i avloppsvattnet. Enligt IVL kan långvarig exponering för endotoxiner ge bronkit och försämrad lungfunktion. Halter under 90 EU/ m³ (EU= endotoxinheter, motsvarar cirka 9 ng/m³), anses inte ge några hälsoeffekter. Enligt Svenskt Vatten uppmäts vanligen högst halt endotoxin i miljöer med kraftig omrörning eller annan turbulent hantering av avloppsvattnet i verket.

3.1.3 Kemiska risker

Biologiska processer i avloppsreningsverk kan också medföra risk för obalans mellan halter koldioxid, kvävgas och syre i omgivande luft.

I den biologiska processen bildas kvävgas i omvandlingen av kväveföreningar via nitrifikation/denitrifikation. Vid obalans i syrehalt i reningsprocessen kan vid vissa förhållanden även lustgas, N₂O, bildas som ett oönskat mellansteg. Hygieniska gränsvärden för lustgas regleras i AFS 2018:1. Nivågränsvärde, 100 ppm, får ej överskridas för exponering under en arbetsdag på 8 timmar. Korttidsgränsvärdet är reglerat till 500 ppm och denna halt får arbetstagare ej exponeras för under mer än 15 minuter. Korttidsgränsvärdet för lustgas är ett vägledande gränsvärde och ska ses som en rekommendation enligt AFS 2018:1.

Risk för låg syrehalt och lustgasexponering behöver hanteras via gasmätning, antingen via fasta installationer i de luftade miljöerna eller via personburet gaslarm hos driftspersonal.

Hygieniska gränsvärden för koldioxid är angivna i AFS 2018:1 till nivågränsvärde på 5 000 ppm samt korttidsgränsvärde på 10 000 ppm. Även för koldioxid är korttidsgränsvärdet angett som ett vägledande gränsvärde som är en rekommendation att det ej bör överskridas.

3.2 SMITTSPRIDNING VIA AEROSOLER

Aerosoler består av damm eller finfördelade vätskedroppar som bildas under reningssteg som orsakar rörelse och turbulens i vattnet såsom inkommande vatten till reningsverk samt inflöde till sedimentationsbassänger eller luftning i aktivslam bassäng. Slamhantering kan också bilda aerosoler. Andra driftarbeten som spolning och rengöring av utrustning kan också ge upphov till aerosoler, framför allt om högtryckspolning används.

Exempel på aerosolbildande processteg:

- luftade sandfång
- luftningsbassänger
- slamavvattning – om inkapslade maskiner används är risken för spridning mindre.
- pumpstationer

Patogena mikroorganismer och endotoxiner kan spridas via aerosoler. Mikroorganismer som överförs från avloppsvatten till luften i form av aerosol utsätts för vissa förhållanden som kan hämma deras utveckling³. Koncentration av smittämnen i aerosoler varierar över tid, mikroorganismers kapacitet att överleva i aerosolform och utifrån hantering i verket. Till exempel hög luftfuktighet ökar koncentrationen medan starkt solljus minskar den. Angående virus i aerosoler finns inte så mycket att återfinna i litteraturen men likt mikroorganismer påverkar deras förmåga att överleva av externa faktorer. Virus är mer temperaturkänsliga men påverkas inte lika mycket av luftfuktigheten⁴. Aerosolspridningen är normalt begränsad till reningsverkets område.

³ Emission of bacteria and fungi in the air from wastewater treatment plants - a review. Ewa Korzeniewska, 2011.

⁴ Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem – riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Thor-Axel Stenström, 1996.

3.3 PROCESSUTFORMNING BANKERYD ARV

I tabell 1 sammanfattas riskpunkter som identifierats på anläggningen.

Tabell 1. Identifierade reningssteg där aerosoler kan bildas

Processteg/Område	Risk	Motivering
Renshus - Sandfång	Måttlig till hög	Orenat vatten luftas. Inomhus vilket utgör främst arbetsmiljörisker för driftspersonal. Viss spridning kan ske via ventilationen.
Inflöde till sedimenteringsbassänger	Måttlig till hög	Orenat vatten leds till bassänger. Aerosoler kan bildas. Öppet mot omgivningen.
Biosteg, aktivslam - Luftning	Måttlig till hög	Luftning bidrar till bildning av aerosoler. Patogener kan förekomma. Öppet mot omgivningen.
Våtmarksanläggning - Pumpning och vidare flöde mellan dammarna	Måttlig	Aerosoler kan bildas. Behandlat vatten, vilket medför att halten patogena mikroorganismer är lägre än tidigare i processen.
Slamhantering - Slamtömning och spolning av slamlager	Måttlig till hög	Slam är källa till patogener. Högtrycksspolning bidrar till bildning av aerosoler. Delvis öppen till omgivningen.
Slamavvattning - centrifug	Låg	Centrifug är inkapslad vilket medför låg risk. Risken ökar vid rengöring av centrifug.
Slamtransport	Måttlig till hög	Transport sker i öppna containrar.
Generell risk	Hög	Underhåll, rengöring/spolning av bassänger och utrustning ger upphov till aerosoler.

3.4 SMITTSPRIDNING OCH SKYDDSAVSTÅND

Aerosolspridningen är normalt begränsad till reningsverkets område och utgör därmed inga problem för den yttre miljön. Luftningstankar (biosteg och luftad sandfång) är den mest betydande källan till biologiska aerosolutsläpp.

I Österrike undersöktes utsläpp av luftburna mikroorganismer (bl.a mesofila bakterier, Escherichia coli, och termofila actinomycetes/baciller) från avloppsreningsverk. De reningsverk som undersöktes var anläggningar som betjänar mellan 2 000 och 28 000 personekvivalenter, med aktivslamprocess. Mätningarna visade att de mest förhöjda halterna av luftburna mikroorganismer återfanns vid inloppet. Uppmätta halter i området 10 m från aktivslambassängen samt 200 m från verket var i nivå med uppmätta bakgrundskoncentrationer⁵. På Bartoszyce reningsverk i Polen, påvisades att antal mikroorganismer som är typiska för avloppsvatten (E-coli, Pseudomonas-bakterien och jäst) minskar märkbart på ett avstånd av 100 till 215 m från luftningstankarna⁶. I samma studie visade sig att högt innehåll av mikroorganismer reduceras med 90 – 99% på 200 m avstånd från källan, redan vid 50 m från tankarna var koncentration låg. Återigen, är det viktigt att

⁵ Comparative investigation of airborne culturable microorganisms in sewage treatment plants. Doris Haas et.al, 2002.

⁶ Microbiological Air Pollution in the Surroundings of the Wastewater Treatment Plant with Activated-Sludge Tanks Aerated by Horizontal Rotors. Zofia Filipkowska et.al. 2000.

påpeka att faktorer som vindriktning, temperatur och luftfuktighet har inverkan på spridning och överlevnad av mikroorganismer.

Andra undersökningar har visat att redan på ett avstånd av 200 m från reningsverk är antal bakterier obetydlig jämfört med normala förhållande⁷. I Boverkets allmänna råd (1995:5) rekommenderas ett skyddsavstånd mellan 300 och 500 m för reningsverk dimensionerade för mindre än 3 000 respektive mindre än 20 000 personekvivalenter. Dock har utformning av reningsverken inte specificeras närmare. Den avgörande orsaken till skyddsavståndet är framför allt luktolägenheter.

För en av fastigheterna i utredningsområdet (Sjöåkra 1:34) ligger fastighetsgränsen på mellan 50 och 100 m avstånd från reningsverkets luftningsbassänger, vilka bedöms vara en av de största identifierade källorna till spridning av aerosoler. I dagsläget finns inget regelverk som bestämmer skyddsavstånd för bebyggelse kring avloppsreningsverk, förutom anvisningar i ovannämnd Boverkets allmänna råd.

4 RESULTAT LUKTUTREDNING

4.1 LUKTINVENTERING PÅ BANKERYD ARV

4.1.1 Genomgång av luktkällor på anläggningen

Den 29e mars 2023 genomfördes en provtagning av luktemission från luktkällor på anläggningen. Provtagningen genomfördes av personal från Centriair AB. Proverna analyserades efterföljande dag vid Force Technologys luktlaboratorium i Brändby utanför Köpenhamn.

Anläggningens luktkällor identifierades i samråd med personal från reningsverket. Vid provtagningstillfället var utomhustemperaturen cirka 2–3 °C. Figur 4 visar en kartbild över anläggningen där de identifierade källorna är utmärkta och en sammanställning av källorna visas i tabell 2.

I renshuset avlägsnas slam från det inkommande avloppsvattnet. Slammet lagras i containrar som transporteras till Simsholmens avloppsreningsverk för bearbetning av slammet, transport sker vid tre tillfällen per vecka. Vid utlastning av slamcontainrarna uppstår risk för luktstörning. Luktprover har samlats in på luften inuti byggnaden där en full slamcontainer lagrades samt vid utlastning av containern.

I sandlagret lagras sand från sandfånget i renshuset, luktprov har tagits från sandlagret.

Nordväst om renshuset ligger tre sedimentationsbassänger, försedimentering, aktivslambassäng samt eftersedimentering samt ett slamlager. Luktprover har tagits för samtliga bassänger samt för slamlagret. Vid provtagningstillfället var försedimenteringsbassängen och aktivslambassäng täckta av skum. Anledningen till detta var enligt personal att avloppsvattnet innehöll metaller som påverkade reningsprocessen.

På den norra respektive nordöstra delen av anläggningen ligger tre dammar (nummer 9, 10 och 11 i figur 4), som fungerar i tur och ordning pumpdamm, nitrifikationsdamm och denitrifikationsdamm. Luktprover har tagits på dammarnas yta. Dammarna är de potentiella luktkällor som ligger närmast området som förstudien omfattar.

Luktstörning från dammarna uppkommer troligen inte på grund av att avloppsvattnet i sig luktar, då det genomgått flera reningsteg. Uppmätt lukt kan till exempel komma ifrån växtdelar och dylikt som hamnar i dammarna och ruttnar. Lukt från dammarna kan till exempel uppstå när vattennivån i dammarna minskar och ytor som tidigare legat under vatten syresätts.

⁷ Boverkets allmänna råd 1995:5 - Bättre plats för arbete. Boverket, 1995.



Figur 4 Kartbild över anläggningen med identifierade luktkällor på anläggningen. En sammanställning av källorna finns i tabell 2.

Tabell 2 Sammanställning av luktkällorna som visas i figur 4 på Bankeryds ARV.

Nummer	Källa
1	Utlastning av slamcontainrar
2	Ventilationsutblås renshus
3	Ventilationsutblås renshus
4	Försedimentering
5	Aktivslambassäng
6	Slutsedimentering
7	Slamlager
8	Sandlager
9	Pumpdamm
10	Nitrifikationsdamm
11	Denitrifikationsdamm

4.1.2 Resultat av luktprovtagning och analys

Tabell 3 visar resultaten från analysen av luktproverna som samlades in på anläggningen vid provtagningstillfället. Högst luktkoncentration har luften från renshuset. Ytkällorna har lägre koncentration än punktkällorna, men ytkällor med stor utsläppsarea kan ändå ha en stor påverkan på luktemissionen från anläggningen.

Tabell 3 Resultat från provtagning av lukt på Bankeryd ARV

Nummer	Luktkälla	Utsläppsarea (m ²)	Utsläppshöjd (m över mark)	Lukt-koncentration (LE/m ³)	Luftflöde punktkälla under drift (m ³ /h)
1	Utlastning av slamcontainrar	Punktkälla	1	470*	100**
2	Ventilationsutblås renshus vänster	Punktkälla	4	200	500
3	Ventilationsutblås renshus höger	Punktkälla	4	440	500
4	Försedimentering	90	1	29	-
5	Aktivslambassäng	120	1	21	-
6	Slutsedimentering	250	1	21	-
7	Slamlager	15	1	63	-
8	Sandficka	24	0	26	-
9	Pumpdamm	400	0	20	-
10	Nitrifikationsdamm	1 000	0	14	-
11	Denitrifikationsdamm	2 600	0	14	-

*Luktkoncentration uppmätt inne i renshuset vid containern.

** Antaget luftombyte

4.2 SPRIDNINGSBERÄKNING NULÄGE

4.2.1 Indata från luktmätningen

Nuläges scenariot baseras på resultaten från luktmätningen, där luktkoncentration är omräknad till emissionsfaktor (LE/s). Vid modelleringen av utlastning av slamcontainrar, modelleras utsläppet som en punktkälla där luften inuti containerhallen släpps ut under en timme, tre dagar i veckan. Övriga källor modelleras som kontinuerliga utsläpp.

Vid modellering har emissionen från slamlagret och dammar i våtmarksanläggningen förstärkts. Förstärkningsfaktorerna har valts med input från tidigare luktutredningar för avloppsreningsverk^{8,9}. Detta eftersom luktkällor tenderar att ha en högre källstyrka vid högre temperatur.

Indata till spridningsberäkningarna för nuläges-scenariot visas i tabell 4. Emissionsfaktorn för punktkällorna är framtagen genom att multiplicera luktkoncentrationen med luftflödet. För areakällorna används i stället en faktor för yttavgång, som har hämtats från utredningar för andra avloppsreningsverk^{7,8}.

⁸ Luktutredning och skyddsavstånd Rimbo ARV, Sweco 2020

⁹ Lokalisering av bostäder vid Axsäters avloppsreningsverk, Sweco 2018

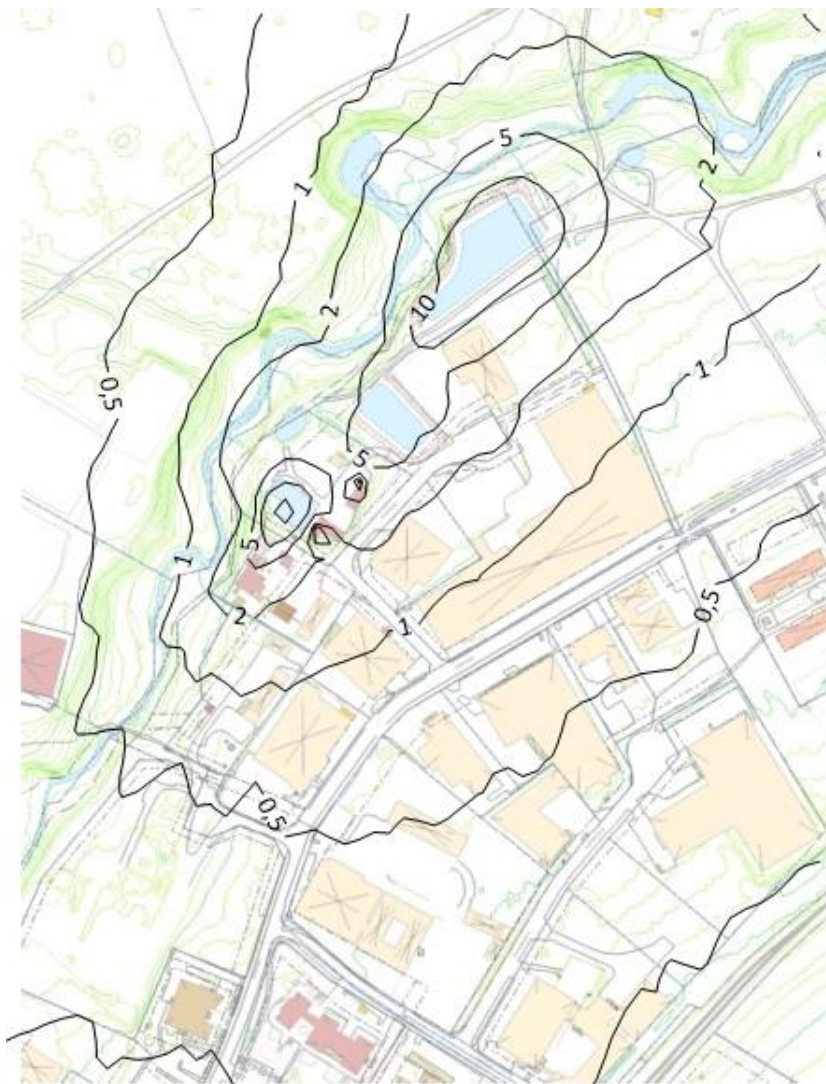
Tabell 4 Indata till spridningsberäkningen från nuläges-scenariot

Nummer	Källa	Utsläppsarea (m ²)	Emissionsfaktor punktkälla (LE/s)	Emissionsfaktor areakälla (LE/m ² /s)
1	Utlastning av slamcontainrar	Punktkälla	13	-
2	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	28	-
3	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	61	-
4	Försedimentering	90	-	0,2
5	Aktivslambassäng	120	-	0,15
6	Slutsedimentering	250	-	0,15
7	Slamlager	15	-	0,45
8	Sandficka	24	-	0,18
9	Pumpdamm	400	-	0,14
10	Nitrifikationsdamm	1 000	-	0,1
11	Denitrifikationsdamm	2 600	-	0,14

4.2.2 Resultat spridningsberäkningar

Figur 5 visar resultatet av spridningsberäkningarna för nuläges-scenariot, varje isolinje i figuren representerar en luktkoncentration (LE/m³). Riktvärdet i bedömningsgrunden är 0,5 LE/m³. Luktkoncentrationen på de närmsta fastigheterna i förstudien överskrider 2 LE/m³. Riktvärdet i bedömningsgrunden överskrids på flera fastigheter söder om anläggningen, inom en radie på cirka 200 meter från anläggningens södra del.

Norr och öster om anläggningen är ett skogsområde beläget. Spridningsmodellen tar inte hänsyn till skog och vegetationen, men i verkligheten är det sannolikt att vegetationen minskar spridning av lukt på marknivå. Detta kan förklara varför klagomål från bostadsområdet öster om anläggningen inte har förekommit även om de beräknade halterna vid bostadsområdet är högre än luktskröveln. I bilaga 3 redovisas spridningsberäkningar för ett utökat beräkningsområde, som inkluderar ett område norr och öster om anläggningen.



Figur 5 Spridningsberäkning av nuläggsscenario 1 där luktconcentration (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden. Riktivärdet som används i utredningen är $0,5 \text{ LE}/\text{m}^3$

4.3 SPRIDNINGSBERÄKNING ÅTGÄRDSSCENARIO 1

4.3.1 Indata åtgärdsscenario 1

Följande delkapitel anger åtgärdsförslag för luktreducerande åtgärder för reningsverket. I åtgärdsscenario 1 ingår den planerade åtgärden att kapsla in hanteringen av slam som ska transporteras bort från verket. Åtgärdsförslaget innebär också att ventilationsutblåsen från renshuset renas med konventionell reningsutrustning. Reningstekniken som föreslås är en kombination av UV-ljus och kolfilter. Reningssgraden antas vara 95 % på vart och ett av utblåsen. Slutligen så täcks slamlagret över, vilket förväntas eliminera luktemissionen från den källan. Slamlagret ventileras för att förhindra övertryck och ventilationsluften renas i den tidigare nämnda reningsanläggningen.

Indata till spridningsberäkningarna för åtgärdsscenario 1 visas i tabell 5.

Kostnaden för att installera en reningsanläggning bestående av UV-ljus och kolfilter bedöms kosta cirka 200 000 SEK inklusive installation. Kostnad för täckning av slamlager och ventilationsrör mellan slamlagret tillkommer. Driftkostnaden för reningsanläggningen uppskattas till 25–30 000 sek per år, vilket inkluderar el, service samt byte av kol och UV-lysrör.

Tabell 5 Indata till spridningsberäkningar för åtgärdsscenario 1.

Nummer	Källa	Utsläppsarea (m ²)	Emissionsfaktor punktkälla (LE/s)	Emissionsfaktor areakälla (LE/m ² /s)
1	Utlastning av slamcontainrar	Punktkälla	0	-
2	Ventilationsutblås renshus 1	Punktkälla	1,4	-
3	Ventilationsutblås renshus 2	Punktkälla	3	-
4	Försedimentering	90	-	0,2
5	Aktivslambassäng	120	-	0,15
6	Slutsedimentering	250	-	0,15
7	Slamlager	15	-	0
8	Sandficka	24	-	0,18
9	Pumpdamm	400	-	0,14
10	Niktrifikationsdamm	1 000	-	0,1
11	Denitrifikationsdamm	2 600	-	0,14

4.3.2 Resultat av spridningsberäkningarna

Resultatet från spridningsberäkningarna av åtgärdsscenario 1 visas i figur 6. Luktconcentrationen minskar söder om anläggningen jämfört med nuläges scenariot, riktvärdet 0,5 LE/m³ överskrids dock på flera av fastigheterna i förstudieområdet. Radien inom vilket riktvärdet överskrids minskar jämfört med nuläges scenariot.



Figur 6 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 1 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden. Riktvärdet som används i utredningen är $0,5 \text{ LE}/\text{m}^3$.

4.4 SPRIDNINGSBERÄKNING ÅTGÄRDSSCENARIO 2

4.4.1 Indata till spridningsberäkningarna

Åtgärdsscenario 2 innebär att våtmarksanläggningen tas bort och ersätts med ett slutpoleringssteg. Vid provtagning och spridningsberäkning av lukt från anläggningen har dessa två dammar identifierats som stora luktkällor på grund av framför deras stora yta och närheten till förstudieområdet. Borttagandet av dammarna innebär att i detta scenario att emissionen helt försvinner. Indata till spridningsberäkningarna för åtgärdsscenario 2 visas i tabell 6.

Tabell 6 Indata till spridningsberäkningen för åtgärdsscenario 2

Nummer	Källa	Utsläppsarea (m ²)	Emissionsfaktor punktkälla (LE/s)	Emissionsfaktor areakälla (LE/m ² /s)
1	Utlastning av slamcontainrar	Modelleras som punktkälla	13	-
2	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	28	-
3	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	61	-
4	Försedimentering	90	-	0,2
5	Aktivslambassäng	120	-	0,15
6	Slutsedimentering	250	-	0,15
7	Slamlager	15	-	0,45
8	Sandficka	24	-	0,18
9	Pumpdamm	400	-	0
10	Niktrifikationsdamm	1 000	-	0
11	Denitrifikationsdamm	2 600	-	0

4.4.2 Resultat av spridningsberäkningarna

Resultatet av spridningsberäkningen för åtgärdsscenario 2 visas i figur 7. Eftersom haltbidraget från våtmarksanläggningen elimineras blir halterna i den norra delen av förstudieområdet betydligt lägre än nuläggsscenarioet och riktvärdet 0,5 LE/m³ klaras på stora delar av förstudieområdet. Men riktvärdet överskrids fortfarande i anläggningens närområde. Det ska dock påpekas att våtmarksanläggningen ingår anläggningens nya miljöstånd, vilket gör att det är svårt att avveckla den.



Figur 7 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 2 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden. Riktvärdet som används i utredningen är $0,5 \text{ LE}/\text{m}^3$.

4.5 SPRIDNINGSBERÄKNING ÅTGÄRDSSCENARIO 3

4.5.1 Indata till spridningsberäkningarna

Åtgärdsscenario 3 är en kombination av åtgärderna i åtgärdsscenario 1 och 2. Indata till spridningsberäkningarna för åtgärdsscenario 3 visas i tabell 8.

Tabell 7 Indata till spridningsberäkningen för åtgärdsscenario 3

Nummer	Källa	Utsläppsarea (m ²)	Emissionsfaktor punktkälla (LE/s)	Emissionsfaktor areakälla (LE/m ² /s)
1	Utlastning av slamcontainrar	Modelleras som punktkälla	0	-
2	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	1,4	-
3	Ventilationsutblås renshus	Punktkälla	3	-
4	Försedimentering	90	-	0,2
5	Aktivslambassäng	120	-	0,15
6	Slutsedimentering	250	-	0,15
7	Slamlager	15	-	0
8	Sandficka	24	-	0,18
9	Pumpdamm	400	-	0
10	Nitrifikationsdamm	1 000	-	0
11	Denitrifikationsdamm	2 600	-	0

4.5.2 Resultat av spridningsberäkningarna

Figur 8 visar resultatet av spridningsberäkningar för åtgärdsscenario 3. Riktvärdet 0,5 LE/m³ underskrids på i princip hela förstudieområdet. Då våtmarksanläggningen ersatts av ett slutet slutpoleringssteg minskar luktstörningen avsevärt på den norra delen av förstudieområdet och reningen av utblåset från renshuset gör att luktstörningen minskar på den sydvästra delen av förstudieområdet.



Figur 8 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 3 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden. Riktvärdet som används i utredningen är $0,5 \text{ LE}/\text{m}^3$.

4.6 ANDRA RENINGSVERK

Följande kapitel behandlar ett urval andra avloppsreningsverk som ligger i närheten av bebyggelse eller där man planerat ny bebyggelse i närheten.

4.6.1 Halmstad

Västra strandens avloppsreningsverk är placerat nära bostäder och bebyggelse. Centrum ligger ca 1,5 km norr om avloppsreningsverket. Idag är det cirka 50 m till närmaste bostäder. Klagomål framkommer ofta det har vidtagits många åtgärder för att förhindra luktspridning. Utredning gällande ett nytt bostadsområde cirka 50 m öster om reningsverket visar att luktolägenheter i omgivningen kan förekomma.

4.6.2 Rimbo

Rimbo avloppsreningsverk i Norrtälje kommun ligger nära till Rimbo centrum och närmsta bostad ligger ca 70 m bort. Sweco gjorde 2020 en utredning gällande lukt och smittspridning från Rimbo avloppsreningsverk¹⁰ om det finns möjligheter att anlägga bostäder i reningsverkets närhet utan risk för smittspridning eller luktstörning.

¹⁰ Luktutredning och skyddsavstånd Rimbo ARV, Sweco 2020

Utredningen visar att omfattande åtgärder krävs för att inte luktstörningar ska uppkomma. För att kunna anlägga bostäder inom 100 m behövs omfattande luktreducerande åtgärder. De luktreducerande åtgärderna innefattar bland annat applicering av luktrensning genom kolfilter för rötslamlager, rötktammare och slamlagerbyggnad. Hanteringen av slam på slamplatta har eliminerats genom att bygga in slamhanteringen. Dessutom föreslås att lukt från bland annat renshus, sandfång och försedimentering släpps ut genom en 25 m skorsten.

4.6.3 Helsingborg

I Helsingborg ligger avloppsreningsverket Öresundsverket nära stadskärnan, precis vid havet. Nya bostäder/kontor planeras ca 50 m från avloppsreningsverkets fastighetsgräns. Avloppsreningsverket kommer att ligga kvar men stora delar av verket täcks och göra grönytor ovanpå. Delar av verket kommer dessutom att flyttas, till exempel slamhantering, för att minska luktspridning till nya bostäder.

4.6.4 Mariestad

I Mariestad planeras bostäder där detaljplanens gräns är cirka 100 meter från avloppsreningsverket, närmsta bostäder är planerade 100 m från reningsverket. Sweco¹¹ föreslog i en luktutredning från 2019 en rad luktreducerande åtgärder för att uppnå en luktkoncentration av 0,5 LE/m³ vid bostäderna. De föreslagna åtgärderna innebär bland annat att bygga in biofiltret och leda bort utsläppen med en 20 m hög skorsten, inkapsling av slamhanteringen samt inbyggnad av sedimentationsbassänger.

4.6.5 Finspång

I Finspångs kommun planeras uppförande av bostäder cirka 300 m från Axsäters reningsverk. En luktutredning gjord 2018 visade att luktstörningen under sommartid kunde uppgå till 1 LE/m³ vilket bedömdes vara acceptabelt.

4.7 OSÄKERHETER

Vid spridningsberäkningar och bedömning av luktstörningar förekommer alltid en rad osäkerheter. Vid luktutredningar finns det generella osäkerheter eftersom mätning av lukt oftast sker vid ett tillfälle och källornas luktstyrka kan variera efter årstid och beroende på luktstyrkan hos ingående material. I föreliggande utredning har data från andra luktutredningar använts för att försöka kompensera för detta.

Det finns även systematiska osäkerheter i modellberäkningar vilket till exempel är att modellen inte på ett tillräckligt exakt sätt kan ta hänsyn till omgivningarnas förutsättningar eller att meteorologin varierar från år till år.

Slutligen så är luktopplevelse individuell och personer med känsligt luktsinne upplever en luktstörning där andra personer inte gör det, vilket kan ge upphov till klagomål.

4.8 TILLFÄLLIGA LUKTSTÖRNINGAR

Tillfälliga luktstörningar kan uppstå vid bland annat vid underhåll eller vid tillbud eller haverier på anläggningen. Detta har inte tagits hänsyn till i beräkningarna eftersom frekvensen och omfattningen är svår att förutse. Eftersom bedömningsgrunden som används i utredningen utgår från luktstörningen under den 99e percentilen av timmedelvärdena (den 88e värsta timmen), så får tillfälliga luktstörningar under ett fåtal timmar per år begränsad påverkan när luktstörningen utvärderas mot bedömningsgrunden.

¹¹ Luktutredning, Mariestads avloppsreningsverk, Sweco 2019

5 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

5.1 LUKTUTREDNING

Spridningsberäkningarna för nuläges scenariot visar att riktvärdet för acceptabel luktstörning överskrids på flertalet fastigheter inom förstudieområdet. Det åtgärdsförslag som gör att riktvärdet kan innehållas på i princip hela förstudieområdet är en kombination av att byta ut våtmarksanläggningen samt att rena ventilationsluften från renshuset och täcka över slamlagret. Dock ingår våtmarksanläggningen i avloppsreningsverkets nya miljötillstånd, vilket gör den svår att ta bort. Åtgärdsförslaget att endast rena ventilationsluften och täcka över slamlagret gör att radien inom vilken riktvärdet överskrids minskar något jämfört med nuläges scenariot.

5.2 SMITTSKYDDsutredning

Patogena mikroorganismer förekommer i aerosoler som har sitt ursprung i reningsverk, framför allt luftade bassänger,

Eftersom förstudieområdet bland annat utgörs av fastigheter som angränsar till avloppsreningsverket, kan nya bostäder potentiellt hamna nära anläggningen. Det finns i dagsläget inga regelverk som hindrar detta och det finns i Sverige flera exempel på reningsverk där bebyggelse planerats ca 50–100 m från anläggningen.

Utformning av reningsverket och väderförhållanden har stor inverkan på spridningen av mikroorganismer utanför anläggningen. Redan vid några meter avstånd från öppna luftade bassänger är koncentrationen av mikroorganismer som är typiska för avloppsvatten låga i jämförelse med de uppmätta direkt ovanför bassänger.

De potentiella hälsoriskerna relaterade till aerosoler och partiklar dokumenteras ofta för yrkesmässig exponering. Det saknas epidemiologiska undersökningar avseende hälsoeffekter för boende kring reningsverk. Visa studier fastställer dock att det inte finns en betydande korrelation av reningsverkets placering och förekomst av gastrointestinala, allergiska och luftvägssymtom¹² men ökad risk för luftvägsinfektioner kan inte uteslutas¹³. Eftersom väderförhållanden har stor inverkan på transporten av aerosoler, och därmed mikroorganismer, är det svårt att kvantifiera eventuella risker. I Almeruds studie utförd i Diseröd 2014¹³ kom de fram till att vid 100 m fanns inte någon risk för smittspridning då alla reningssteg är inomhus. Vad gäller kemiska risker är dessa inte sannolik nå närboende dock är det viktigt att yrkesarbetare följer rekommendationerna i AFS 2018:1. Risk för låg syrehalt och lustgasexponering behöver hanteras via gasmätning, antingen via fasta installationer i de luftade miljöerna eller via personburet gaslarm hos driftspersonal.

För att minska risken för smittspridning vid avloppsreningsverket kan främst öppna vattenytor med omrörning eller turbulens, så som luftade bassänger byggas in. Damm och våtmarksanläggning bedöms kunna behållas som öppna ytor, ut smittspridningsperspektiv, då bildning av aerosoler är minimal samt att vattnet i hög grad är renat genom de tidigare processtegen, förutsatt att dessa är inhägnade för att undvika kontaktsmitta. Dock har luktutredningen visat att våtmarksanläggningen ger upphov till luktstörning på planområdet. Ventilation från renshus kan föras med behandling på utgående luft för att inte bara minska luktproblematik utan också skydda från eventuella smittoämnen.

Slamhantering och transporter kan förbättras så att det inte sker i öppna behållare för att undvika eventuell smittspridning men också luktolägenheter.

¹² Impact on the Quality of Life When Living Close to a Municipal Wastewater Treatment Plant. A. Vantarakis et.al. 2016.

¹³ Miljömedicinsk bedömning inför nybyggnation av bland annat bostäder och förskola nära avloppsreningsverk i Diseröd. Pernilla Almerud och Mona Lärstad. 2014.

VI ÄR WSP

WSP är en av världens ledande rådgivare och konsultbolag inom samhällsutveckling. Med cirka 55 000 medarbetare i över 40 länder samlar vi experter inom analys och teknik, för att framtidssäkra världen.

Tillsammans med våra kunder tar vi fram innovativa lösningar för en mänsklig, trygg och välfungerande morgondag. Vi planerar, projekterar, designar och projektleder olika uppdrag inom transport och infrastruktur, fastigheter och byggnader, hållbarhet och miljö, energi och industri samt urban utveckling. Så tar vi ansvar för framtiden.

wsp.com

WSP Sverige AB
Box 574
201 25 Malmö
Besök: Jungmansgatan 10

T: +46 10-722 50 00
Org nr: 556057-4880
wsp.com



BILAGA 1 ADMS-MODELLEN

ADMS (version 5.2) är en diagnostisk dispersionsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Modellen används för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (d.v.s. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären vid beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekter av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter samt viss kemi vid dispersionsberäkningarna.

ADMS kan, förutom vanlig dispersion, även beräkna torr- och våtdeposition, plymvisibilitet, lukt och s.k. "puff"-beräkningar avseende korttidsfluktuationer av emissioner.

Beskrivningen av modellens vertikala dispersionsprocesser görs genom beskrivning av det atmosfäriska gränsskiktets tjocklek (den s.k. blandningshöjden) och genom beräkning av den s.k. Monin-Obukhov-längden. Vid beräkning av dispersionen under konvektiva meteorologiska förhållanden (effektiv vertikal spridning) används en s.k. sned Gaussisk koncentrationsfördelning. ADMS kan dessutom beräkna korta tidsskalor (minuter), vilket är viktigt vid bl.a. modellering av lukt.

Referenser

Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. (2016): ADMS - 5 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide, Version 5.2.

BILAGA 2 METEOROLOGISKT TYPÅR

Som meteorologiska indata till spridningsberäkningar används ofta ett specifikt år eller ett statistiskt medelår. Vid användande av ett specifikt år (t.ex. 2005) finns risk att detta år inte återspeglar "normala" spridningsförutsättningar eftersom klimatets mellanårsvariabilitet är stor i Sverige. Osäkerheten med ett statistiskt medelår är att detta kanske aldrig existerar i verkligheten eftersom det är en statistisk produkt.

Vanligt förekommande vid spridningsberäkningar är att istället använda ett s.k. meteorologiskt typår. Ett typår är baserat på en objektiv väderklassificering (Lamb's väderklasser) dygn för dygn baserat på data från 1948-nu (Chen, 2000). Med hjälp av lufttrycksdata, lokalisering av hög-/lågtryck och vindhastighet erhåller man ett typår, där fördelningen av olika väderklasser är de samma som för hela tidsperioden (1948-nu). Ett typår är en sammansättning av månader från olika år och kan därför bestå av exempelvis januari 2001, februari 2002 o.s.v. Motsvarande metod har använts i Storbritannien i många år (Jenkins and Collin 1977, Jones and Kelly 1982 och Jones et al. 1993).

Referenser

- Chen, D., (2000). A monthly circulation climatology for Sweden and its application to a winter temperature case study. *Int. J. Climatol.* 20: 1067–1076.
- Jenkins and Collin, (1977). An Initial Climatology of Gales over the North Sea. *Synoptic Climatology Branch Memorandum*, 62.
- Jones and Kelly, (1982). Principal Component Analyses of the Lamb Catalogue of daily weather types: Part 1, annual frequencies. *J. Clim.*, 2: 147-157.
- Jones et al. (1993). A comparison of Lamb circulation types with an objective classification scheme. *Int. J. Climatol.*, 13: 655-663.

BILAGA 3 UTVIDGADE SPRIDNINGSKARTOR

Föreliggande bilaga visar spridningsberäkningar för ett större område norr och öster om anläggningen. Indata till beräkningarna är de samma som i rapporten.

NULÄGE



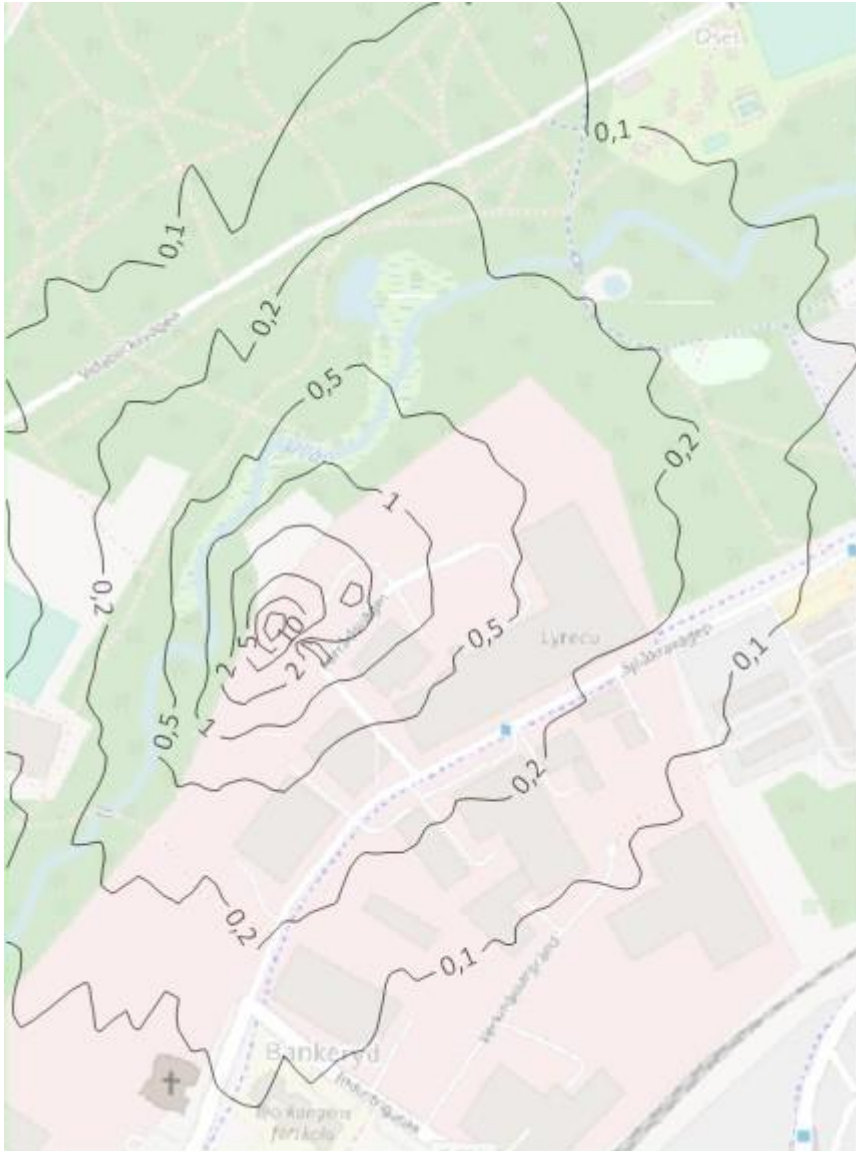
Figur 1 Spridningsberäkning av nuläges scenariot där luktconcentration (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden

ÅTGÄRDSFÖRSLAG 1



Figur 2 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 1 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden

ÅTGÄRDSFÖRSLAG 2



Figur 3 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 2 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden

ÅTGÄRDSFÖRSLAG 3



Figur 4 Spridningsberäkning av åtgärdsscenario 3 där luktconcentrationen (LE/m^3) presenteras som 99e percentilen av minutmedelvärden beräknade från timmedelvärden.