



Nr U

September 2016

Luktutredning kring Enskede Ridskola i Stockholm

På uppdrag av Stockholms stad

Lin Tang

Kjell Peterson



Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
1. Syfte	5
2. Bakgrund.....	5
2.1 Lukt från hästar	5
2.2 Områdebeskrivning	5
3. Metoder	8
3.1 Luktundersökning.....	8
3.2 Provtagning av lukt och bestämning av emissionsfaktorer för ammoniak	8
3.3 Spridningsberäkning.....	9
4. Resultat.....	10
4.1 Luktundersökning och spridningsberäkningar på 6-7 okt, 2016	10
4.2 Spridningsberäkningar på årsbas	11
4.3 Beräknade haltbidrag i specifika punkter	14
5. Diskussion och slutsatser	15
6. Referenslista	16
Bilaga 1 TAPM-modellen.....	17
Bilaga 2 ADMS-modellen	18
Bilaga 3 Meteorologiskt typår.....	19

Sammanfattning

Enligt den senaste beräkningen så finns det ca 310 000 hästar i landet och över 200 000 av dessa finns i tätortsnära miljöer. Detta skapar problem vid tillämpning av såväl Plan- och bygglagen som Miljöbalken. Hästar ger upphov till olägenheter, som är det lagtekniska begreppet, i form av spridning av lukt, flugor, damm/partiklar och allergen. Dessa olägenheter ska beaktas vid planläggning och medgivande av bygglov samt i tillsyns- och anmälningsärenden.

På uppdrag av Stockholms stad har IVL Svenska Miljöinstitutet genomfört en luktutredning kring Enskede Ridskola, angränsande till ett planerat exploateringsområde i Enskede, Bägersta Byväg. Eftersom stallgödsel är den största källan till ammoniak, och aminer bildas och emitteras till luft på liknande sätt som ammoniak, har i denna studie ammoniak använts som en markör för lukt. Spridningen av ammoniak beräknades baserat på tidigare framtagna emissionsfaktorer för ammoniak från stall och Naturvårdsverkets rapporterade emissionsfaktorer för ammoniak från hage och gödselstack.

Baserat på en utförd luktundersökning under 6-7 oktober 2016 samt spridningsberäkning av ammoniak, kunde konstateras att vid halter av ammoniak på $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ upplevde personer lukt från häst/stall. De beräknade haltnivåerna av ammoniak runt Enskede Ridskola var låga, med ett årsmedelvärde på $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Redan 50 – 150 meter från ridskolan är den beräknade årsmedelhalten under $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräknade höghaltstillfällen, haltnivåer som 99-percentil för timmedelvärde (motsvarande 87 timmar/år), var 0,4, 0,3 respektive $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid de tre närmast belägna husen omkring Enskede Ridskola. Vid 99,9-percentil för timmedelvärde (8 timmar/år) förekom, vid samma platser, haltnivåer på 2, 2 respektive $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De högsta halterna vid de tre närmast belägna husen omkring Enskede Ridskola var betydligt lägre än $0,04 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vilket är ett av de lägsta dokumenterade lukttröskelvärdena för ammoniak.

1. Syfte

Förutom spridning av hästallergen i området kring hästanläggningar så förekommer problem med lukt. Syftet med utredningen har varit att kartlägga utsläppssituationen vid Enskede Ridskola, speciellt i bostadsområdet sydväst om Enskede Ridskola.

På uppdrag av Stockholms stad har IVL Svenska Miljöinstitutet genomfört en luktundersökning och spridningsberäkning av ammoniak vid Enskede Ridskola (www.enskederidsallskap.se), angränsande till ett planerat exploateringsområde i Enskede, Bägersta Byväg.

2. Bakgrund

2.1 Lukt från hästar

Hästsporten är, näst efter fotboll, den största idrotten i Sverige idag. Utövarna av denna sport vill ha nära till sina hästar, liksom man vill ha nära till gymmet, affären och skolan. Det gör att hästgårdar och travanläggningar, som tidigare legat på landet, idag ligger närmre tätortsnära miljöer och blir således omgärdade av bostäder och annan bebyggelse. Enligt den senaste beräkningen så finns det ca 310 000 hästar i landet och över 200 000 av dessa finns i tätortsnära miljöer (Jordbruksverket, 2011). Detta skapar problem vid tillämpning av såväl Plan- och bygglagen som Miljöbalken. Hästar ger upphov till olägenheter, som är det lagtekniska begreppet, i form av spridning av lukt, flugor, damm/partiklar och allergen. Dessa olägenheter ska beaktas vid planläggning och medgivande av bygglov samt i tillsyns- och anmälningsärenden.

Det är inte lätt att mäta lukten från hästar eller gödsel på ett kvantitativt vis eftersom det finns ett mycket stort antal ämnen som kan bidra till lukt. Det råder ofta komplicerade samband mellan halt i luften och luktopplevelsen. Ammoniak valdes här ut som en indikator på lukt eftersom (1) emissionen och luktröskeln för ammoniak är betydligt högre än för många aminer och svavelföreningar som bidrar till lukt från hästgödsel; (2) aminer bildas och emitteras till luft på liknande sätt som ammoniak; (3) det finns välutvecklade metoder för att mäta halten av ammoniak.

2.2 Områdebeskrivning

Det föreslagna exploateringsområdet ligger i Söderort inom Stockholms kommun, längs med Bägersta Byväg och sydost om Sockenvägen i stadsdelen Enskedefältet. Stockholms Stad planerar att bygga ca 600 lägenheter och 35 stadsradhus i området mellan Enskedefältet och Årsta industriområde (<http://bygg.stockholm.se/Alla-projekt/Enskede-Bagersta-Byvag/>). Nordost om exploateringsområdet ligger Enskede Ridskola. Närmaste avstånd till planerad bostad är ca 50 m (se Figur 1).



Figur 1. Geografisk lokalisering av det föreslagna exploateringsområdet (markerade med gula streck i höger bild) och Enskede Ridskola (röd rektangel i höger bild) i Enskede, Bägersta Byväg. (Källa: kartor.eniro.se)

Enskede Ridskola äger idag 53 hästar och ponnyer, 2 stallar (9 × 22 m respektive 19 × 44 m), 2 ridhus (24 × 60 m respektive 18 × 36 m), 2 hagar (19 × 60 m respektive 24 × 66 m) och 1 utebana (40 × 60 m) (<http://www.enskederidskola.se/>) (se Figur 2). Utifrån detta underlag beräknades ridskolans emissioner för ytorna utomhus som s.k. areakällor (Hage 1 och 2 och Framridning utebana). Emissionerna från Stall 1 och 2, Framridning Ridhus och Tävlingsbana Ridhus anges som punktkällor eftersom de har en utsläppspunkt i form av ventilation. Ytterligare en areakälla till emissioner av ammoniak var gödselcontainern som ligger bakom Stall 2.



Figur 2. Illustration över anläggningar vid Enskede Ridskola.

Stall 1, Stall 2, Framridning Ridhus och Tävlingsbana Ridhus har dörrar mot Sockenvägen samt bra ventilationssystem (Figur 3). Grus/sand utan gräs täcker marken i Hage 1, Hage 2 och Framridning Utebana. Gödsel i hagarna rensas bort en gång om dag (se Figur 4). Gödselcontainern vid Enskede

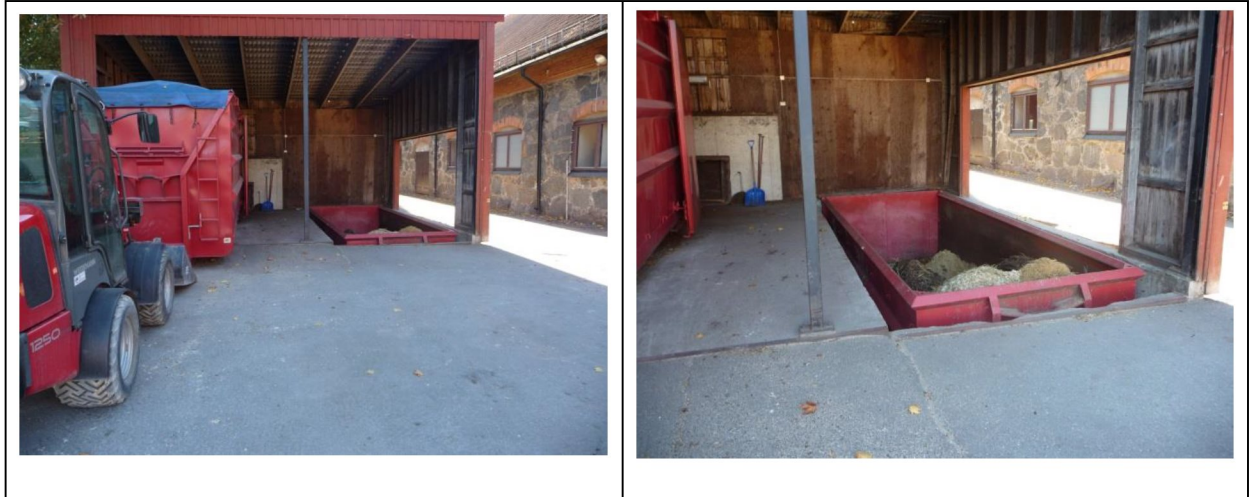
Ridskola är nedsänkt i marken och rensas en gång per vecka. Den ligger i en byggnad med en dörr som är öppen under hela dygnet (se Figur 5).



Figur 3. Foto av Stall 1 och 2 mot Sockenvägen.



Figur 4. Foto av Hage 1 och 2 vid Enskede Ridskola.



Figur 5. Foto av gödselcontainer vid Enskede Ridskola.

3. Metoder

3.1 Luktundersökning

Luktundersökningen syftar till att i första hand undersöka om olika platser/aktiviteter på ridskolan kan medföra emissioner till omgivningsluften av en ämnesmix som kan orsaka luktbesvär i närområdet. Detta görs genom att anlita ett antal personer boende i närheten av en luktande verksamhet för att fylla i en enkät om när de känner lukt, vad det luktar m.m. under en viss period. Man låter slumpvis valda personer gå från ett avstånd av cirka 150 meter och mot stall/gödselstacken. Avståndet till gödselhögen då hästlukt och gödsellukt uppfattas för första gången noteras.

3.2 Provtagning av lukt och bestämning av emissionsfaktorer för ammoniak

Metodiken för framtagning av emissionsfaktorer i stall har tidigare utvecklats i ett projekt på Gunnebo Ryttarsällskaps Ridskola i Göteborg och Nääs slotts hästanläggning utanför Göteborg (Elfman, 2011, Haeger-Eugensson et al., 2014).

IVL:s diffusionsprovtagare användes i tidigare studie för att mäta ammoniakhalter på olika platser runt en anläggning i samband med den luktstudien (Elfman, 2011). Ammoniakhalten mättes då med så kallad gasavskiljare (Ferm, 1979) och ammoniakemissionen från gödselupplaget mättes med passiva fluxprovtagare. De integrerar halt, vindhastighet och vindriktning. På så sätt får man mängden ammoniak som passerar igenom en vertikal yta. Om vinden kommer ifrån motsatt håll samlas den ammoniaken upp i ett seriekopplat rör (Ferm et al., 2005). Med ovan nämnda mätmetod kunde emissionen av ammoniak från gödselhög utomhus uppskattas. Uppskattning av ammoniak från stall gjordes genom mätningar av ammoniakhalten vid ventilationstrumman tillsammans med luftflödet. Dessa emissionsfaktorer antas kunna appliceras på andra liknande verksamheter eller vid förändring av verksamhet.

Ammoniakemissionen i gräshage brukar ignoreras, men i Enskede Ridskola har de grus/sand i Hage 1 och 2 samt Framridning utebana och utsläpp av ammoniak borde därför tas hänsyn till. Enligt Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2016), är ammoniakemission i hage cirka 42% av den i stall vid anläggningar i Sverige. För gödselcontainern vid Enskede Ridskola gäller att ammoniakemissionen är mycket lägre än för gödselhög utomhus eftersom spridningen med vind är begränsad inomhus. Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2016) har även rapporterat en emissionsfaktor för ammoniak vid förvaring av gödsel för hästar. Den emissionsfaktorn är troligen ett medelvärde för förvaring inne och ute och de ligger på en rimlig nivå efter jämförelse med erhållna emissionsfaktorer från studien vid Gunnebo Ridskola samt Nääs Slott för gödselhög utomhus och stall. Därmed använde vi emissionsfaktorn från Naturvårdsverket i denna studie.

Dygnsfördelningen av ammoniak antogs följa den för hästallergen i den tidigare studien (Elfman et al., 2011; Haeger-Eugensson et al., 2014). På samma sätt som för hästallergen var tidsvariation av ammoniakemissioner i stall och hage baserade på de antal hästar och verksamheter som angivits för Enskede Ridskola (Tang, 2016).

3.3 Spridningsberäkning

Spridningsberäkningarna av ammoniakemissionerna från Enskede Ridskola resulterade i anläggningens haltbidrag till luft. Modelleringen genomfördes i två steg; först simulerades meteorologin för luktundersöksdagarna (6-7 oktober) och för ett helt år, och sedan spridningsberäknades ammoniakemissionerna från Enskede Ridskolas anläggning.

För att kunna återge haltutbredningen av ammoniak nära hästgården på ett relevant sätt måste modellen kunna ta hänsyn till lokalspecifika förutsättningar, vilket bör avspeglas i den beräknade meteorologin. Eftersom det inte fanns några lokala meteorologiska mätningar användes för området beräknade meteorologiska data (vindhastighet, temperatur, solinstrålning, vertikal temperatur, olika stabilitetsparametrar m.m.). Dessa beräknades med den s.k. TAPM-modellen (se Bilaga 1). Information om nederbörd och molnmängd hämtades från SMHI:s mätningar vid station Tullinge och Stockholm (<http://opendata-catalog.smhi.se/explore/>).

För att visa långtidsexponeringen behövs meteorologiska data för ett helt år. Som meteorologiska indata till spridningsberäkningarna på årsbas användes ett s.k. meteorologiskt typår baserat på en objektiv väderklassificering (Lambs väderklasser) dygn för dygn beräknat för 1999-2014, enligt metodik utvecklad av Chen et al. (2000). Ett typår är en sammansättning av månader från olika år som tillsammans bildar ett representativt år avseende typiska spridningsförutsättningar. Detta typår kan därför bestå av exempelvis januari 2001, februari 2012 o.s.v. (se vidare Bilaga 3).

För spridningsberäkningarna har den s.k. ADMS-modellen (CERC, 2004) använts (se beskrivning Bilaga 2). ADMS kan, förutom vanlig dispersion, även beräkna torr- och våtdeposition, som är viktiga processer för transport av ammoniak.

Baserat på luktundersökningen och spridningsberäkningen av ammoniak, kan vi koppla halt av ammoniak till lukttröskeln som ytterligare en bedömning.

4. Resultat

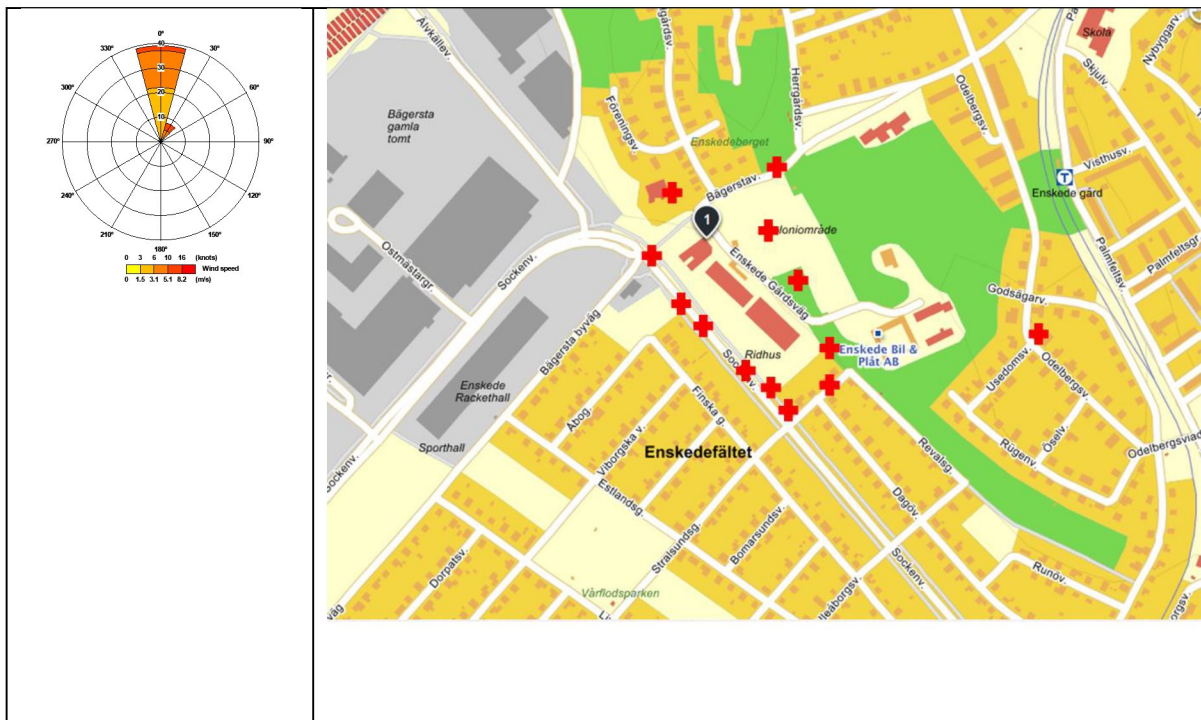
4.1 Luktundersökning och spridningsberäkningar på 6-7 okt, 2016

En luktundersökning utfördes i omgivningarna till Enskede Ridskola den 6-7 oktober, 2016. Under de båda dagarna var det mestadels soligt väder med måttliga nord/nordostliga vindar cirka 4-5 m/s vid en utetemperatur av cirka 10-12 °C.

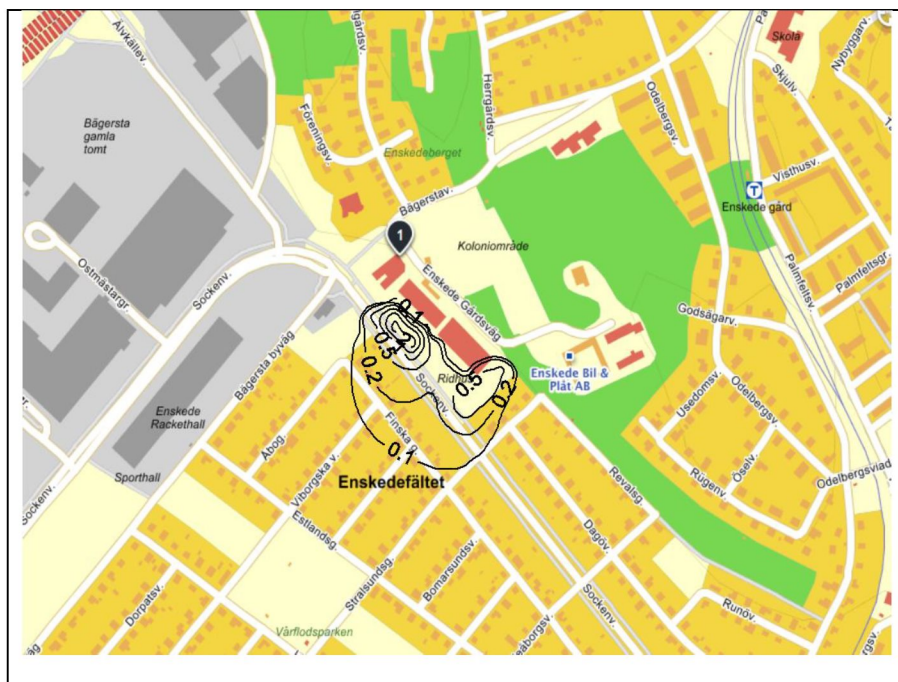
Under den första dagen 6 oktober intervjuades sammantaget cirka 25 personer i närområdet varav cirka 80% var kvinnor, vilka generellt har bättre luktsinne än män (<https://sv.wikipedia.org/wiki/Luktsinne>). Överlag känner de flesta i grannskapet sällan eller aldrig någon "hästlukt" dock fanns det boende personer som då och då känner lukt vid hästhagen på kortsidan av Ridskolan. Vidare observerade några personer "stall lukt" utmed Sockenvägen alldeles utanför stallbyggnaderna, särskilt när stalldörrar var öppnade. Dag två den 7 oktober intervjuades cirka 20 personer som dels kom gående på Sockenvägen mot stallbyggnaderna dels personer gående på Bägersta Byväg mot stallbyggnaderna. Några av de intervjuade kunde känna viss häst/stall lukt när de kom gående på Sockenvägen fram mot hästhagen på kortsidan av Ridskolan. Vidare observerade några personer som kom gående på Bägersta Byväg gående mot Ridskolan viss lukt när de kom fram till Sockenvägen.

Figur 6 visar de platser vid vilka man angav att man kände häst/stall lukt för första gången under luktundersökning. Man kände lukt mest på Sockenvägen alldeles utanför stallbyggnaderna eftersom lukten ofta kom stötvis med en vindpust från den dominerande vindriktning nord/nordost. Vissa punkter där man kände lukt ligger vid den norra delen av stallbyggnaderna, vilket troligen kom sig av att vinden skiftade riktning. Enskede Ridskola har ridstigar, vilka leder ut i villaområdet på Enskedefältet. Vid punkten som ligger längst i öster på Odelbergsvägen kände man hästlukt när hästar passerade.

Eftersom likadana meteorologiska förhållande och utsläppsnivåer förekom under de två dagarna, är resultatet av spridningsberäkningar också lika. Figur 7 visar spridningsberäkningen för 6 och 7 oktober mellan kl. 09:00-18:00 när luktundersökning utfördes. Jämförelsen mellan Figur 6 och 7, visar att halten av ammoniak låg på cirka 0,5 µg/m³ på Sockenvägen, där vissa personer upplevde lukt från häst/stall.



Figur 6. Dominerande vindriktning och vindhastighet under 6-7 oktober. Röda kors representerar de platser man kände lukt från häst/stall för första gången under luktundersökningen.



Figur 7. Beräknade haltbidrag av ammoniak ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mellan kl. 09:00 - 18:00 under 6-7 oktober.

4.2 Spridningsberäkningar på årsbas

I syfte att kunna genomföra en bedömning av den generella ammoniakbelastningen för hela närområdet, och inte endast för en kortare period vid en punkt, genomfördes spridningsberäkningar för ett helt år. Detta gjordes med lokala klimatdata för ett typår och ovan

nämnda emissioner. Resultatet från spridningsberäkningarna presenteras i Figur 8. Vid dominerande vindriktning från sydväst och årsmedelvindhastighet 3 m/s, framgår att årsmedelhalten av ammoniak som erhöles runt ridskolan var $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten avklingade i alla riktningar och var under $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ efter 50 - 150 m där de planerade bostäder ska ligga.



Figur 8. Dominerande vindriktning och vindhastighet under ett typår, och årsmedelvärde av ammoniak omkring Enskede Ridskola ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

För att bedöma halten vid två olika "värsta fall" har även 99- samt 99,9-percentilen för timmedelvärde beräknats vid ridskolan. 99-percentil för timmedelvärde motsvarar 1 % av årets timmar d.v.s. 87 timmar/år och 99,9-percentil för timme motsvarande 0,1 % av timmarna d.v.s. 8 timmar/år. Figur 9 visar att 99- samt 99,9-percentil runt ridskolan var $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För 99-percentilen avklingar halten från hagen i alla riktningar till under $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ efter ca 50 m. För 99,9-percentilen sjunker haltnivåerna till $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ först efter ca 50 -150 m i olika riktningar.

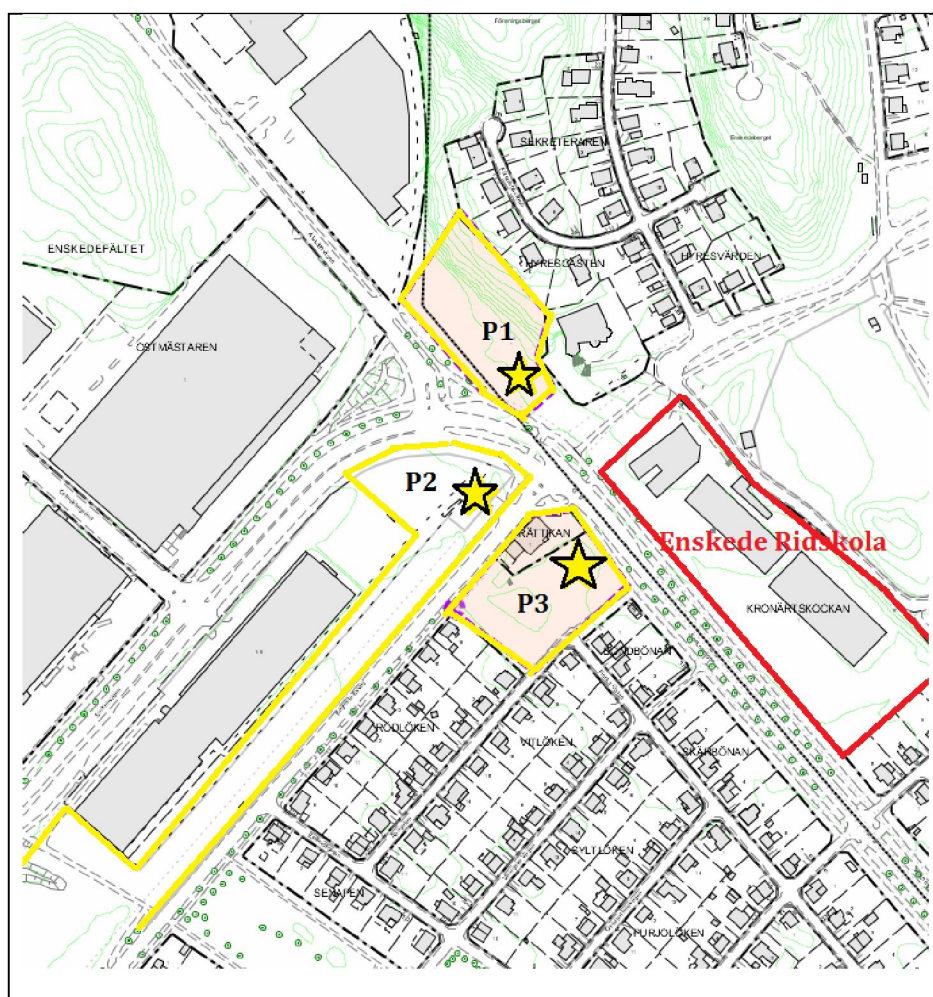


Figur 9. Ammoniak ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) angivet som 99-percentilen (översta) och 99,9-percentilen (nedersta) av timmedelvärden för ett år omkring Enskede Ridskola.

4.3 Beräknade haltbidrag i specifika punkter

Beräknade haltbidrag redovisas även i tabellform för tre specifika punkter i det planerade exploateringsområdet vid Enskede Ridskola (P1, P2, P3) (Figur 10). P1 – P3 motsvarar planerade byggnader på avstånden ca 100, 150 respektive 50 m från ridskolan. Beräknade halter av ammoniak som årsmedelhalter, 99- respektive 99,9-percentiler för de tre punkterna visas i Tabell 1.

Resultatet visar att årsmedelnivåerna är låga i alla punkter. Vid höghaltstillfällen, 99-percentilen (87 timmar/år), förekom haltnivåer på $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid P1, P2 respektive P3. Vid 99,9-percentiler (8 timmar/år) uppvisades haltnivåer på upp till $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid P1, $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid P2 och $4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid P3.



Figur 10. Tre specifika punkter (P1, P2, P3) i det planerade exploateringsområdet vid nära avstånd till Enskede Ridskola.

Tabell 1. Beräknade haltbidrag av ammoniak ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) som årsmedelhalter, 99- respektive 99,9-percentiler för timmedelvärden i tre specifika punkter vid nära avstånd till Enskede Ridskolan.

Avstånd från Enskede Ridskola	Årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	99-percentiler för timmedelvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	99,9-percentiler för timmedelvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
P1 (ca 100 meter)	0,03	0,4	2
P2 (ca 150 meter)	0,02	0,3	2
P3 (ca 50 meter)	0,05	0,8	4

5. Diskussion och slutsatser

I denna studie har luktundersökning och beräkningar av lukt gjorts för området kring Enskede Ridskola på Enskedefältet i Stockholm. Bostäder som ligger mycket nära stall och hage med hästar kan påverkas av lukt från häst/stall som transporteras via luften. Syftet med denna studie var att undersöka vilka nivåer av lukt som förekommer i det direkta närområdet till Enskede Ridskola eftersom detta är ett område där bostäder planeras. Ammoniak valdes ut som en indikator på lukten i denna studie.

Studien uppvisade beräknade haltnivåer av ammoniak runt Enskede Ridskola med ett årsmedelvärde på $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Redan 50 – 150 meter från ridskolan sjunker halten under $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denna nivå är 10 gånger lägre än den nivå där vissa personer kände lukt från häst/stall under luktundersökningen, $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Under tillfällena med hög halt vid 99-percentilen för timmedelvärden (78 timmar/år) och 99,9-percentilen för timmedelvärden (8 timmar/år) kan halten av ammoniak uppgå till ca $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid de närmaste bostäderna cirka 50 m utanför hagen. Percentilberäkningarna antas representera extremsituationer, det vill säga tillfällena med mycket dålig omblandning av luften i kombination med höga utsläpp. Men de högsta halterna är mycket mindre än $0,04 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), vilket är ett av de lägsta lukttröskelvärdena för ammoniak enligt Van Gemert (2011).

Det sammantagna resultatet av intervjuerna under de båda dagarna och spridningsberäkning av lukt visar att hästdoft kan erhållas i det omedelbara närområdet kring stallbyggnaderna. Vid luktundersökningar framkom dock att hästlukten generellt inte upplevs som något problem utan att det snarare är påverkan från flyget samt trafiken som stör.

6. Referenslista

- CERC, 2004: "User Guide ADMS 3 v.3.2". Cambridge Environmental Research Consultant Ltd.
- CHEN, D., 2000. A monthly circulation climatology for Sweden and its application to a winter temperature case study. *International Journal of Climatology* 20, 1067–1076.
- ELFMAN, L., HAEGER-EUGENSSON, M. & FERM, M., 2011. Användning av spridningsmodeller för beräkning av luftspridning av hästallergen och lukt från hästanläggningar. Lantbruksforskning rapport, H0847240.
- FERM, M., 1979. Method for determination of atmospheric ammonia. *Atmospheric Environment* 13, 1385-1393.
- FERM, M., DE SANTIS, F., AND VAROTSOS, C., 2005. Nitric acid measurements in connection with corrosion studies, *Atmospheric Environment* 39, 6664–6672.
- HAEGER-EUGENSSON, M., FERM, M. & ELFMAN, L. 2014. Use of a 3-D dispersion model for calculation of distribution of horse allergen and odor around horse facilities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 3599-617.
- JORDBRUKSVERKET'S HEMSIDA, 2011.
[http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnes-omraden/Statistik%2C%20fakta/Husdjur/JO24/JO24SM1101/JO24SM1101_ikortadrag.htm]
- LUKTSINNE, 2016. <https://sv.wikipedia.org/wiki/Luktsinne>.
- NATURVÅRDSVERKET 2016. Informative Inventory Report Sweden 2016.
- TANG 2016. Beräkning av spridning av hästallergen inför exploatering vid Enskede gård. IVL rapport, U 5683.
- VAN GEMERT, L.J. (Eds), 2011. Compilation of odour threshold values in air and water (second enlarged and revised edition). Oliemans Punter & Partners BV, Netherlands.

Bilaga 1 TAPM-modellen

För meteorologiberäkningarna har TAPM (The Air Pollution Model) använts, vilket är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO i Australien. För beräkningarna i TAPM behövs indata i form av meteorologi från storskaliga synoptiska väderdata, topografi, markbeskaffenhet indelat i 31 olika klasser (t.ex. is/snö, hav olika tätortsklasser m.m.), jordart, havstemperatur, markfuktighet mm. Topografi, jordart och markanvändning finns inlagd i modellens databas med en upplösning av ca 1x1 km men kan förbättras ytterligare genom utbyte till lokala data. Utifrån den storskaliga synoptiska meteorologin simulerar TAPM den marknära lokalspecifika meteorologin ner till en skala av ca 1x1 km utan att behöva använda plats-specifika meteorologiska observationer. Modellen kan utifrån detta beräkna ett tredimensionellt vindflöde från marken upp till ca 8000 m höjd, lokala vindflöden så som sjö- och landbris, terränginducerade flöden (t.ex. runt berg), omlandsbris samt kalluftsflöden mot bakgrund av den storskaliga meteorologin. Även luftens skiktning, temperatur, luftfuktighet, nederbörd mm beräknas horisontellt och vertikalt.

Modellen har validerats i både Australien och USA, och IVL har också genomfört valideringar för svenska förhållanden (Chen m.fl. 2002). I Tang m.fl., (2009) gjordes även en jämförelse mellan uppmätta och beräknade parametrar; och jämförelse mellan beräknade parametrar med TAPM och MM5 (en mest avancerade meteorologisk modell). Resultaten visar på mycket god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta värden. Mer detaljer om modellen kan erhållas via www.dar.csiro.au/TAPM.

Referenser

Chen D., Wang T., Haeger-Eugensson M., Aschberger C., & Borne K. (2002). Application of TAPM in Swedish West Coast: Modelling results and their validation during 1999–2000. IVL report: L 2.

Tang, L., Miao, J.-F., & Chen, D., (2009). Performance of TAPM against MM5 at urban scale during GÖTE2001 campaign. Boreal Environment Research 14(2), 338-350.

Bilaga 2 ADMS-modellen

ADMS (version 4) är en diagnostisk dispersionsmodell som är utvecklad av Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) i Storbritannien. Den används för att simulera emissioner från punkt- eller ytkällor (d.v.s. med varma gaser eller som passiva utsläpp) till atmosfären. Modellen används både för beräkning av industriutsläpp och i luftkvalitetsövervakningssyften i t.ex. urbana miljöer. Modellen inkluderar effekter av byggnader, topografi och kust/inlandseffekter samt viss kemi vid dispersions-beräkningarna.

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. 2007: ADMS - 4 Atmospheric Dispersion Modelling System – User Guide, Version 4.

Bilaga 3 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 (Lambs väderklasser) dygn för dygn baserat på data från 1948-2010. Med hjälp av lufttrycksdata, lokalisering av hög/lågtryck och vindhastighet erhåller man ett typår, där fördelningen av olika väder-klasser är samma som för hela tidsperioden (1948-2010). 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

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.

