

# Miljömedicinsk bedömning av hälsoeffekter från luftföroreningar från avfallskraftvärmeverk i Jönköping

---



**Yrkes- och miljömedicinskt centrum**

Universitetssjukhuset  
581 85 Linköping

Linköping 2002-10-28

Utförd av:

Ulf Flodin Överläkare

Ingela Helmfrid Biolog

Per Leanderson Toxikolog

Bertil Rudell 1:e yrkeshygieniker

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	1
Bakgrund .....	1
Vårt uppdrag.....	1
Luftföroreningar.....	2
Emissioner allmänt.....	2
Emissioner från planerat avfallskraftvärmeverk i Torsvik NV .....	5
Exponering av luftföroreningar från planerat kraftvärmeverk.....	8
Hälsokonsekvenser/effekter .....	9
Bedömning .....	11
Referenser.....	13

## Sammanfattning

Enligt vår bedömning kommer det planerade avfallskraftvärmeverket att förorsaka mycket liten eller försumbart ökad ohälsa hos boende i omgivningen.

I ett fåtal vetenskapliga studier har samband mellan luftutsläpp från avfallsförbränning och en ökad risk för ohälsa kunnat påvisats, men det har i dessa fall varit fråga om gamla anläggningar med dålig eller obefintlig rökgasrening. De beräknade utsläppshalterna i det planerade avfallskraftvärmeverket är mycket låga i förhållande till de som förekommit i äldre anläggningar.

Det tillskott av luftföroreningar som den planerade anläggningen beräknas bidra med är förhållandevis litet jämfört med bakgrundshalterna i närområdet. Tillskottet kommer därför inte att medföra att halterna av luftföroreningar ökar nämnvärt och blir hälsovådliga.

Hos den allmänna befolkningen är risken att insjukna i cancer ca 75 fall per 15 000 invånare och år. De mängder av dioxin som kommer att släppas ut från kraftvärmeverket har beräknats öka antalet cancerfall med mindre än ett fall per 15 000 invånare och *livstid*. Följaktligen blir det *årliga* nytillskottet av cancerfall av ett nytt avfallskraftvärmeverks luftutsläpp försumbart.

Något stöd för att friska barn ska drabbas av ökade luftrörsbesvär på grund av de beräknade partikelutsläppen och kvävedioxid har ej kunnat påvisats i den vetenskapliga litteraturen. Dock finns cirka en procents ökad risk att den känsliga gruppen, astmatiska barn, kan få tillfälliga ökade luftrörsbesvär p.g.a. utsläpp av svaveldioxid.

Vid en bedömning av hälsorisker är det viktigt att undersöka vilka föroreningshalter människor i omgivningen kring avfallskraftvärmeverket utsätts för. Föroreningshalterna i skorstensmyningen är av mindre intresse. Ju högre upp i luften utsläppen sker, desto mer kommer luftföroreningarna att spädas ut innan de når marken. Det är således en fördel med en hög skorsten och att den placeras högt i förhållande till närområdet, för att ge största möjliga utspädning av luftföroreningarna innan de når människor i omgivningen.

## Bakgrund

Yrkes- och Miljömedicinskt centrum i Linköping har fått i uppdrag av Jönköpings Energi AB att göra en miljömedicinsk bedömning av effekter på människors hälsa, med avseende på luftutsläpp från planerat avfallskraftvärmeverk i Torsvik NV i Jönköpings kommun.

## Vårt uppdrag

Vårt uppdrag har begränsats till att bedöma *hälsoeffekter av luftföroreningar* för befolkningen inom radien 5 km dvs. 78 km<sup>2</sup> stort område kring planerat avfallskraftvärmeverk vid Torsvik NV. Bakgrundshalter inklusive utsläpp från vägtrafik på E4:an i området finns med i bedömningen. Miljömedicinsk bedömning från eventuell övrig exponering och i andra geografiska områden har ej ingått i uppdraget.

I vår bedömning har vi utgått från spridningsberäkningar utförda av SMHI, vars beräkningar baseras på riktvärden som motsvarar EU:s avfallsförbränningsdirektiv, vilket beskriver de högst tillåtna utsläppen från anläggningen. De verkliga utsläppen kommer att vara lägre än

beräknade värden. Om utsläppen kommer att ligga *under* EU:s föreslagna direktiv för avfallsförbränning kommer således *risken för ohälsa* hos befolkningen i området att *vara lägre*.

## Luftföroreningar

### Emissioner allmänt

#### Bakgrund

Vid förbränning emitteras föroreningar till atmosfären där de sprids och späds. Ofta reagerar utsläppta ämnen med andra ämnen i atmosfären – en process där solljus kan ha en viktig betydelse. De ursprungliga eller omvandlade föroreningarna lämnar atmosfären och återgår till markytan genom torrdeposition av gaser eller partiklar eller genom våtdeposition i samband med regn. Halten i miljön varierar med väder och vind och miljöns känslighet för påverkan varierar med tiden. Rökgasens temperatur inverkar även på spridningen. Heta gaser stiger högre över skorstenen och ger högre effektiv skorstenhöjd än gaser med en lägre temperatur. Utsläpp från höga skorstenar medför att föroreningarna hinner spädas kraftigt och mer tid ges för nedbrytning av de utsläppta substanserna i luften innan de når marken och människan. Eftersom vindhastigheten ökar med höjden över marken kommer de utsläppta mängderna snabbare transporteras bort från området. En hög skorsten kan ge en utsläppsnivå som blir lämpligt placerad i ett luftlager med mycket stabil skiktning, s.k. inversionsskikt. Det innebär att när temperaturen ökar med höjden dämpas vertikala rörelser, vilket medför att inversioner fungerar som spärrskikt för spridningen av luftföroreningar. Det är således viktigt om skorstenen mynnar under, i eller ovanför ett inversionsskikt. I det första fallet kan halterna av föroreningar bli mycket höga vid marken och i de båda senare kan den förorenade luften hindras från att nå marken. Med hjälp av höga skorstenar kan man minska haltnivåerna i närheten av utsläpsskällan (Holmer et al. 1997, Persson, Nilson 1998).

Luftföroreningar kan ge upphov till lokala, regionala och/eller globala problem. Lokala problem kan vara hälsoeffekter, luktstörningar, inverkan på lokala odlingar, förstörelse av kulturminnesmärken etc. Ämnen som är stabila kan transporteras långt och orsaka regionala problem som försurning, kvävemättnad och tungmetalltillförsel till land och hav. Mycket stabila ämnen som exempelvis freoner (CFC-föreningar), koldioxid och metan skadar ozonskiktet och kan ge globala problem (Persson, Nilson 1998).

#### Ämnen i luftutsläpp från avfallskraftvärmeverk

Optimal förbränning av kolväten ger koldioxid och vatten samt energi. Vid förbränning av avfall bildas normalt tusentals föreningar. Kvävet i luften och det avfall som förbränns bildar kväveoxider tillsammans med luftens syre. Svavlet i avfallet oxideras till svaveldioxid. Vid ofullständig förbränning genereras kolmonoxid, sotpartiklar, PAHs (Polyaromatiska kolväten) och många andra föreningar. De flesta metaller som ingår i avfallet kommer att återfinnas i förbränningsgaserna bundna till partiklar. Förbränningspartiklarna är ofta små ( $< 10 \mu\text{m} = 0.01 \text{ mm}$ ) men större kan även bildas beroende på förbränningsprocessen. Partiklar mindre än  $10 \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) klassas som respirabla och kommer att kunna andas in och nå de nedre luftvägarna. Gaser såsom koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och klorgas kommer att reagera vidare i skorstenen och atmosfären och delvis bilda sura gaser.

Genom hushållsavfallsets heterogena sammansättning, tillskott av olika industriavfall och miljöfarligt avfall är det mycket svårt att hålla en jämn och kontinuerlig förbränningsprocess. Det innebär att förbränningsgaserna kan innehålla många olika föroreningar som skiftar

beroende på typ av avfall. Jämfört med fossila bränslen innehåller avfall mer miljöfarliga ämnen (Värmbys 1997, Persson, Nilson 1998). Genom olika reningsanläggningar kan emissionerna begränsas. Flera metoder har använts däribland cyklonavskiljare kombinerat med elektronfilter. Metoden är emellertid ej selektiv utan reducerar enbart halten grövre partiklar. De respirabla (inandningsbara) partiklarna  $PM_{10}$  passerar i stort sett genom reningen. På dessa sitter ofta metaller och oförbrända toxiska organiska ämnen. En viss del av metallerna kan dock elimineras genom att de är bundna till de större partiklarna. Gasformiga föroreningar som t.ex. gasformigt kvicksilver, vissa polycykliska föreningar, klorerade kolväten (klorbensener, klorerade dioxiner), aldehyder, ketoner m.m. fångades inte upp av tidigare reningsteknik (Värmbys 1997). Den ökade avfallsförbränningen och oron för framförallt kvicksilver- och dioxinutsläpp har ökat kraven på effektivare reningsmetoder. Idag kan man förbränna olika avfall så att utsläppen av oönskade ämnen blir mycket små. Tekniska lösningar som installerats på anläggningar i Sverige är bl.a. kalkslaminblandning, skrubber-anläggningar och kondensering av rökgaserna. Med dessa metoder har utsläppen till luft av bl.a. dioxin, svaveloxider och andra svårfångade föreningar minskat med ca 90-99 % sedan 1985. Vid rening av rökgaser från kväveoxider används katalytiska metoder vilket reducerar rökgasernas innehåll av kväveoxider med 80-90 %. Vid driftstörningar i rökgasreningsanläggningarna kan dock farliga ämnen bildas och utsläppen öka kraftigt (Grennfelt 1997b, Värmbys 1997, Persson, Nilson 1998, Allsopp et al. 2001, RVF 2001) men dessa driftstörningar måste enligt lag åtgärdas snarast.

I början av 1970-talet upptäckte skandinaviska forskare att luftföroreningar (svavel- och kväveoxider, sot, metaller och flyktiska organiska ämnen) kunde spridas hundratals mil och ge försurningsskador i skog, mark och vatten (Ågren 1997, Staxler et al. 2001). De försurningsdrabbade länderna Norge och Sverige blev pådrivande med krav på att utsläppen av luftföroreningar bör minskas. Från början möttes de av motstånd genom att de övriga Europeiska länderna inte trodde på de skandinaviska forskarnas larmrapporter om skogsdöd, eftersom de själva inte hade problem med försurning. Stor del av deras föroreningar följer med vindarna norrut över Skandinavien. Efter att även Tyskland fick försurningsproblem trädde nya skärpta utsläppskrav fram under 1980-talet. Kraven ledde till att uppvärmning genom förbränning av kol och svavelhaltig olja minskade och halterna av sot och svavelsura partiklar i luften över Sverige och Västeuropa minskade avsevärt. I november 1988 enades EG:s miljöministrar att utsläppen av svavel, kväveoxider och partiklar från befintliga anläggningar skulle minskas gradvis med 58 % fram till år 2003 och i nya anläggningar ska rökgasreningen vara så effektiv att utsläppen minskar med 80-90 % jämfört med avfallskraftvärmeverk utan rening (Ågren 1997). Dessa krav har ytterligare skärpts på senare år och gäller även andra ämnen som dioxin, metaller, PAH, klorerade kolväten etc. Jämfört med tidiga avfallskraftvärmeverk (före 1985), vägtrafik och småskalig eldning är utsläppen från dagens nyanlagda avfallskraftvärmeverk små. I tätorter där man övergått till fjärrvärme har den totala halten av luftföroreningar minskat p.g.a. att fler bostäder med olje- och vedpannor utan rökgasrening har anslutits till fjärrvärmenätet. Trots att fler bilar har katalytisk avgasrening kommer fortfarande de största luftföroreningsutsläppen från vägtrafiken (framförallt  $NO_x$ , CO, VOC, PAH och partiklar), följt av småskalig vedeldning (partiklar, PAH, och VOC). Småskalig eldning är troligtvis den största källan till partikelutsläpp och tunga PAH (Grennfelt 1997a, Persson, Nilson 1998, Socialstyrelsen 2001, Staxler et al. 2001).

Dioxiner är en grupp av ämnen som kan frisättas vid förbränning av avfall. Dessa är olika klorerade dibensofuraner och dibensodioxiner och idag känner man till ca 210 varianter. Dioxiner bildas vid låg förbränningstemperatur, dålig turbulens i ugnen och då lignin (ur ved) och klorider finns närvarande. För att eliminera dioxinutsläpp till luften genomförs

förbränningen vid hög temperatur (1000°C), lång uppehållstid och god turbulens i ugnen. I rökgasreningensresterna återfinns 95-99 % av dioxinerna. Resterna klassas som farligt avfall och får bara förvaras på deponier med höga säkerhetskrav. De dioxiner som i låga halter släpps ut i luften kommer att adderas till andra källor såsom punktutsläpp från oönskade reaktioner från produktion av vissa kemikalier som träskyddsmedel, insekticider och herbicider, bränder i PCB-fyllda kondensatorer och transformatorer (Värmbly 1997, Persson, Nilson 1998, Allsopp et al. 2001). Av dioxinerna som släpps ut i luften inandas man en mindre del, medan merparten av de dioxiner man får i sig kommer via födan. Närboende till sopförbränningsanläggningar får 99 % av dioxinerna från dieten, om denna härrör från närområdet, samt enbart 1 % via direkt luftexponering (Schumacher et al. 2001). Andra författare finner liknande fördelning t.ex. 6 % från direkt luftkontakt och 94 % via dieten (Meneses et al. 1999) enl. Greenpeace rapport s. 35 (Allsopp et al. 2001).

Genom biologiska processer kommer dioxin att ackumuleras i näringskedjan. Därigenom koncentreras de i t.ex. fisk, skaldjur och i mjölkprodukter. Det innebär att vi genom födan kan utsättas för dioxinmängder som kan medföra hälsorisker (Värmbly 1997, Persson, Nilson 1998, Allsopp et al. 2001). Vid avfallsförbränning bildas också små mängder av olika cykliska organiska klorföreningar såsom olika klorfenoler och klorbenser. Även små mängder av klorerade dioxiner och dibensofuraner bildas vid förbränning av avfall.

#### Jämförelse av utsläpp från andra avfallskraftvärmeverk med rökgasrening

Rökgasreningen vid anläggningar för avfallsförbränning och har på senare år blivit allt bättre. Vid jämförelser med andra avfallskraftvärmeverk i Sverige där ny reningsteknik installerats är vår bedömning att den fungerar bra. Utsläppen är mycket lägre än EU:s föreslagna direktiv för avfallsförbränning. Reningen har förbättrats under senare år och utsläppen har minskat med 82-99,9 % sedan 1985 (Tabell 1) (Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF) 2001).

**Tabell 1.** Minskning i % av utsläpp av luftföroreningar från avfallskraftvärmeverk i Sverige sedan 1995 fram till 2001 (RVF 2001).

	Stoft	HCl	SO <sub>x</sub> (SO <sub>2</sub> )	NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> )	Hg, Pb, Zn	Cd	Dioxin
Minskning i %	91	98	82	53	99.9	99	99

#### Gräns- och riktvärden för luftföroreningar

Ett av de 15 Nationella miljö kvalitetsmålen som antagits av riksdagen är "Frisk luft". I detta slås fast att halterna av luftföroreningar inte överskrider fastställda lågrisknivåer för cancer, överkänslighet och allergi eller för sjukdomar i luftvägarna. Halterna av marknära ozon ska heller inte överskrida de gällande gränsvärdena för att minimera ozon-medierade luftvägsproblem.

Socialstyrelsen har utarbetat flera delmål för att begränsa luftutsläpp bl.a. från trafik, transport, ved- och oljeeldning, industrier och avfallskraftvärmeverk. Handlingsplaner för att minska utsläpp av luftföroreningar har tagits fram för trafik och energisektorn. Fjärrvärmeutbyggnad ska medverka till att fler kan anslutas till fjärrvärmenätet. Tekniken ska utvecklas för att minska utsläppen för både värmeverk och för småskalig eldning. Regelbundna miljöhälsorapporter ska skrivas. Ämnen som är cancerframkallande bör redovisas i en miljöhälsorapport. Samhällsplanering ska ta hänsyn till hälsokonsekvensbedömningar (Socialstyrelsen 2001).

Gräns- och riktvärden har satts för att förbättra luftkvaliteten i tätorter och för att förbättra människors hälsa, minska risken för ohälsa, samt skydda människors hälsa (Tabell 2). Dessa värden kommer med all sannolikhet att ändras i framtiden. Hälsoeffekter har påvisats även vid lägre koncentrationer av partiklar (Socialstyrelsen 2001, Staxler et al. 2001).

**Tabell 2.** Ett utdrag av normvärden för luftföroreningar i Sverige, samt WHO:s riktlinjeförslag (2000) för europeiska gränsvärden (Staxler 2001).

Ämne	Normvärden i Sverige	Tidsperiod	Riktvärde WHO	Tidsperiod	Gränsvärde EU	Tidsperiod
Sot inkl. partiklar	90 µg/m <sup>3</sup> 40 µg/m <sup>3</sup>	Dygn Halvår				
Partiklar (PM <sub>10</sub> ) *	30 µg/m <sup>3</sup> 15 µg/m <sup>3</sup>	Dygn Halvår	Undre gräns för hälsoeffekter kan ej fastställas			
NO <sub>2</sub> *	100 µg/m <sup>3</sup> (99-perc***) 90 µg/m <sup>3</sup> (98-perc***)	1 tim				
NO <sub>2</sub> **	110 µg/m <sup>3</sup> 75 µg/m <sup>3</sup>	1 tim 1 dygn	200 µg/m <sup>3</sup> 40 µg/m <sup>3</sup>	1 tim 1 år	200 µg/m <sup>3</sup> 40 µg/m <sup>3</sup>	1 tim 1 år
SO <sub>2</sub>					200 µg/m <sup>3</sup> 100 µg/m <sup>3</sup> 50 µg/m <sup>3</sup>	1 tim 1 dygn 1 år
Dioxin	Finns ej					

\* IMM = Institutet för miljömedicins rekommendation, baserad på hälsoeffekter.

\*\* G = Gränsvärde (NV). Löper fram till år 2006 parallellt med miljökvalitetsnormerna, där sådana fastställts.

\*\*\* Halten bör inte överstiga angett värde mer än 1 % (99-percentilen) respektive 2 % (98-percentilen) av tiden.

## Emissioner från planerat avfallskraftvärmeverk i Torsvik NV

I tätorterna och i dess närhet förekommer andra förbränningsprocesser som ger upphov till luftföroreningar. Bilar, lastbilar och bussar liksom uppvärmning av hus med ved eller olja ger ett lokalt tillskott av luftföroreningar. Vidare kan industrier släppa ut både gaser och partiklar till omgivningen. Under vissa meteorologiska förhållanden kan luftföroreningar komma från andra regioner och länder, så kallade långväga transporter.

Emissioner från det planerade avfallskraftvärmeverket i Torsvik kommer enligt Jönköpings Energi AB bli lägre än nedan föreslagna riktvärden som motsvarar EU:s utsläppsvärden för avfallsförbränningsdirektiv (Tabell 3). Dessa riktvärden beskriver högsta tänkbara utsläppshalter och är även de som SMHI använt vid sina spridningsberäkningar. Det är även dessa halter som används vid bedömningen av effekter på människors hälsa i denna hälsokonsekvensbeskrivning.

Koldioxidemissionen vid förbränning av 200 000 ton avfall/år finns ej angiven bland de emissionsdata som erhållits från Jönköpings Energi AB. All NO<sub>x</sub> räknas som NO<sub>2</sub> då ett rimligt antagande är att all bildad NO har hunnit oxideras till NO<sub>2</sub> när gasen når markytan.



Högsta halterna av NO<sub>2</sub> finns närmast källan och minskar med avståndet från spridningskällan.

**Tabell 3.** Föreslagna riktvärden på emissioner för planerat avfallskraftvärmeverk i Torsvik (Jönköpings Energi AB 2001).

Föreslagna riktvärden Torsvik	
CO <sub>2</sub> mg/m <sup>3</sup>	-
CO mg/m <sup>3</sup>	50
NO <sub>x</sub> (NO <sub>2</sub> ) mg/m <sup>3</sup>	170
Stoft mg/m <sup>3</sup>	10
HCl mg/m <sup>3</sup>	10
HF mg/m <sup>3</sup>	1
SO <sub>2</sub> mg/m <sup>3</sup>	50
NH <sub>3</sub> mg/m <sup>3</sup>	10
Hg mg/m <sup>3</sup>	0.03
Dioxiner + furaner ng/m <sup>3</sup>	0.1

Partiklarnas storleksfördelning är en faktor som har stor betydelse för deras eventuella toxiska effekt. Som tidigare nämnts är partiklar med en diameter som understiger 10 µm respirabla och alltså de som är av intresse vid en bedömning av eventuella hälsoeffekter. Dessa små partiklar bidrar relativt sett mycket lite till den totala masskoncentrationen där partiklar av alla storlekar räknas. I underlaget för denna hälsokonsekvensbeskrivning saknas uppgifter av storleksfördelning av partiklarna och det har därför inte varit möjligt att bedöma hälsoeffekter i detta aktuella fall med tidigare fynd som gjorts i moderna epidemiologiska studier för partiklar som är mindre än 10 respektive 2.5 µm.

#### Halter och spridning av luftföroreningar från planerad kraftvärmeverk i Torsvik

Var luftföroreningarna kommer att hamna beror bl.a. på skorstenens höjd och diameter, flödet på gaserna i skorstenen samt olika väderparametrar såsom vindriktning, vindhastighet mm. och hur dessa varierar. Under väderlekstyper med litet eller inget vindflöde kommer förbränningsgaserna att anrikas lokalt medan rökplymen vid vissa vindhastigheter kommer att riktas mot marken och ge en ökning i exponering. Ju högre skorsten desto mindre mängder kommer att deponeras i närområdet. Topografiska variationer såsom höjder och dalgångar kan påverka spridningen av luftföroreningarna. Om anläggningen placeras i en dalgång mister man en del av den utspädningseffekt som en hög skorsten kan bidra med. Om skorstenhöjden ökas från 100 m till 120 m så kommer halterna att minska med ca 25 % i Barnarpsområdet, där de högsta halterna har beräknats enligt SMHI (bilaga 3 MKB). Vid nybyggnation av anläggning rekommenderas därför att avfallskraftvärmeverket placeras så högt som möjligt även om detta kommer att utgöra en större påverkan av landskapsbilden. Även om utsläppshalterna i det aktuella fallet är låga, är det att föredra om halterna kan sänkas ännu mer.

Enligt SMHI:s beräkningar (2002-09-06, 2002-10-21; skorstenshöjd = 100 m, skorstenens diam. = 1.7 m, gasflöde = 39.3 m<sup>3</sup>/s) av stoft, kväveoxider (NO<sub>x</sub>), dioxin och kvicksilver för ett område 5x5 km närmast kraftvärmeverket, kommer de högsta års-, dygns (98-percentiler) och tim (98-percentiler) halterna att erhållas i Barnarpsområdet (NO) och ca 1.2 km söder om anläggningen. Vid dessa beräkningar har man utgått från flödena: 0.41 g stoft/s, 6.1 g NO<sub>x</sub>/s, 4.05 ng dioxin/s och 1.22 mg kvicksilver (Hg)/s. De beräknade halterna anges för 5 m över

marken. All  $\text{NO}_x$  antas nå omgivande befolkning som  $\text{NO}_2$  (se tidigare kommentar) och  $\text{PM}_{10}$  ingår i stoft (Tabell 4).

**Tabell 4.** Beräknade bidrag av luftföroreningar från kraftvärmeverket över Barnarp och 1.2 km söder om Torsvik enligt SMHI. All  $\text{NO}_x$  antas vara utsläpp av  $\text{NO}_2$  och  $\text{PM}_{10}$  ingår i stoft.

	Barnarp			1.2 km söder om Torsvik		
	Max årsmedel*	98-percentil dygn	98-percentil timme	Max år	98-percentil dygn	98-percentil timme
Stoft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.018	0.20	0.38	0.015	0.18	0.31
$\text{NO}_x$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.33	3.75	6.25	0.23	4.38	5.0
Dioxin $\text{fg}/\text{m}^3$	0.20	2.0	3.75	0.15	1.75	3.13
Hg $\text{ng}/\text{m}^3$	0.06	0.56	0.13	0.038	0.50	1.0

\* Högsta årsmedel under den 4 åriga beräkningsperioden.

Utgår man från emissionstabellen (Tabell 3) så finner man att  $\text{NO}_x$  emissionen är  $170 \text{ mg}/\text{m}^3$  medan motsvarande  $\text{SO}_2$ -emission är  $50 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Enligt ovanstående tabell så kommer  $\text{NO}_x$ -halterna att bli = 0.33 (max årsmedel), 3.75 (dygn) och 6.25 (timme)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Motsvarande spridning av emissionshalter av  $\text{SO}_2$  beräknas då bli 0.08, 0.88 och  $1.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Halterna bestäms bäst genom mätningar av vissa ämnen och indikatorsubstanser men även beräkningar med tillhörande kontrollmätningar kan även ge en god bild av koncentrationen. Koncentrationer som mätts under en timme eller ett dygn ger oftast högre värden än medelhalter under en vecka, månad eller år. De kortare tidsmätningarna ger ett underlag för akuta effekter medan de längre tidsmedelvärdena utgör en bas för eventuella kroniska hälsoeffekter.

#### Bakgrundshalter

Bakgrundshalter kommer från gatutrafik och långväga transporter av luftföroreningar och i områden kring Torsvik är beräknade bakgrundshalter av  $\text{NO}_2$   $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och av  $\text{PM}_{10}$   $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (årsmedelvärden) (SMHI, Vägverket Region Sydöst 2002-10-23). E4:ans starka trafikering bidrar med ytterligare tillskott av luftföroreningar, vilket medför att bakgrundshalterna i området ökar av  $\text{NO}_2$  till ca  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och av  $\text{PM}_{10}$  ca  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (årsmedelvärden) enligt SMHI:s Nomogram som används vid spridningsberäkningar av utsläpp från vägtrafik (Foltescu et al. 2001) (Tabell 5). I tabellen har vi även adderat ihop bakgrundshalterna med tillskott från E4:an och planerat avfallskraftvärmeverk, samt redovisat det procentuella bidraget av kvävedioxid respektive respirabla partiklar från planerat kraftvärmeverk.

Luftföroreningshalterna direkt vid E4:an är högre än bakgrundshalterna men dessa avtar relativt snabbt beroende på avståndet (lägst 200 m) till bostadsområdet och dess branta nivåskillnad (ca 25-30 m). Ur Nomogrammen går det enbart att utläsa spridningen av luftföroreningar på plan mark. Bostadsområden i närheten ligger förhållandevis högt upp i jämförelse med vägen, vilket sannolikt medför att bidraget av luftföroreningar över bostadsområden är lägre än uppskattade halter. Vi har dock valt att utgå från uppskattade halter för att på så sätt få med extremhalter i området och utifrån dem göra vår bedömning.

Vid jämförelse med bidrag av luftföroreningar från E4:ans vägtrafik blir det procentuella bidraget från planerat avfallskraftvärmeverk litet i förhållande till bakgrundshalterna i området (Tabell 5).

**Tabell 5.** Bakgrundshalter adderat med uppskattat bidrag av luftföroreningar från E4:ans vägtrafik (enligt Nomogram, SMHI) 200 m från vägbanans mitt, i området 78 km<sup>2</sup> kring Torsvik i Jönköping, samt beräknade bidrag av luftföroreningar från planerat avfallskraftvärmeverk.

	NO <sub>2</sub> (medelvärde, µg/m <sup>3</sup> )			PM <sub>10</sub> (medelvärde, µg/m <sup>3</sup> )		
	Års	Dygns*	Tims*	Års	Dygns*	Tims*
Bakgrundshalt i området 78 km <sup>2</sup> kring Torsvik	10			13		
Bakgrundshalt adderat med bidrag från E4:an	15	34	38	15	50*	30**
Beräknade bidrag av luftföroreningar från Torsviks avfallskraftvärmeverk	0.33 ***	3.75	6.25	0.018	0.20	0.38
Beräknade bakgrundshalter adderade med bidrag från vägtrafik (E4:an) och Torsviks avfallskraftvärmeverk	15.33	37.75	44.25	15.018	50.20	
Normvärden i Sverige	40	75	110	15	30	
Övre och undre tröskelvärde****	32 - 26	48 - 36	72 - 54	14 - 10	30 - 20	
Torsviks planerade avfallskraftvärmeverks bidrag av luftföroreningar	2 %	10 %	14 %	0.001 %	0.004 %	

\* 98-percentil

\*\* 90-percentil

\*\*\* Högsta årsmedelvärden under den 4-åriga beräkningsperioden

\*\*\*\* Om värdet överstiger övre tröskelvärdet finns risk för ohälsa hos människor. Kontroll skall ske genom mätningar enligt miljöbalken. År beräknade värden under övre tröskelvärdet men över det undre, bör kontrollen ske genom mätningar och beräkningar. Om värdet understiger nedre tröskelvärdet får kontrollen ske genom enbart beräkningar.

## Exponering av luftföroreningar från planerat kraftvärmeverk

Individens exponering för luftföroreningar beror bl.a. av hur lång tid individen vistas på en viss plats med en viss koncentration. Halterna kan dessutom variera på samma plats från tid till annan beroende på vindriktningar, vindhastigheter och mängderna från olika föroreningskällor.

I området 78 km<sup>2</sup> kring Torsvik bor ca 15 000 människor varav ca 4000 är barn. Oro finns i närområdet att luftutsläppen från avfallskraftvärmeverket ska orsaka ohälsa. Framförallt finns en oro att barnen i området ska drabbas av luftvägssjukdomar och cancer. Det planerade avfallskraftvärmeverket vid Torsvik kommer att ge ett marginellt ökat tillskott av luftföroreningar i dess närhet och i regionen. Utsläpp av dieselavgaser från ökad lastbilstrafik till och från planerad anläggning kommer även att öka. Det har även uttryckts oro bland närboende att luftföroreningar från E4:ans vägtrafik tillsammans med utsläpp från planerat kraftvärmeverk medför högre bakgrundsvärden och orsaka hälsoeffekter. Halterna från planerat kraftvärmeverk är förhållandevis små och ökar inte nuvarande bakgrundshalter nämnvärt.

För att se om miljö kvalitetsnormerna följs, bör de beräknade emissionsvärdena verifieras genom mätning så snart man tagit anläggningen i drift. Likaså bör partikelstorleksfördelningen från skorstensemissionen t ex 0.001 – 50 µm bestämmas vid olika sammansättning på bränslet. Beräknade halter och exponeringar i närområdet bör verifieras på ett tidigt stadium.

## Hälsokonsekvenser/effekter

### Luftföroreningars inverkan på människan

Generellt kopplas luftföroreningars skadliga effekter till att ämnena andas in och tas upp via luftvägarna. Luftföroreningar kan dock även utöva en skadlig inverkan indirekt genom att de deponerats i mark eller vatten och sedan via olika transportvägar och tidsfördröjningar når människan via födan eller dricksvattnet. Ämnen i exempelvis bilavgaser kan hamna i jorden och på växande grödor längs med trafikleder. Åkermarken kan förorenas av avgaser från dieseldrivna traktorer eller av industrirök o.s.v. Resultaten kan bli förorenade livsmedel. Vid exponering av partikelburna luftföroreningar som bly, kadmium, PAH kommer stor del via den indirekta vägen. För partiklar mindre än 10 µm i diameter (PM<sub>10</sub>), svaveldioxid, kväveoxider, flyktiga organiska ämnen m.m. är däremot inandning den viktigaste exponeringsvägen (Bergström, Leksell 1997, Socialstyrelsen 2001, Staxler et al. 2001).

I inandningsluften finns partiklar och gaser som vid tillräckligt höga koncentrationer ger *lokala* skador på andningsorganen. Föroreningar såsom olika partiklar, ozon etc. kan även leda till att makrofager aktiveras till frisättning av inflammationsmedierande ämnen såsom oxidanter, arakidonsyrametaboliter, cytokiner mm. En sådan frisättning leder till en lokal inflammation och skador på celler och lungvävnad. De partiklar (inklusive virus och bakterier) som fastnat i luftrören får då längre uppehållstid och de partiklar eller ämnen som är adsorberade på dem, hinner ge större skador. På så vis kan andningsorganens försvarsförmåga mot virus- och bakterieangrepp minska. Mottagligheten för luftvägsinfektioner ökar. I värsta fall kan skadorna bli så allvarliga att lungorna inte kan återhämta sig, effekten kan bli kronisk bronkit (Bergström, Leksell 1997). Från 50-talet har det rapporterats i flera epidemiska studier att kronisk bronkit och ökad dödlighet (främst hos hjärt- och lungsjuka personer) har samband med höga halter av sotpartiklar och svaveldioxid i luften. Ett exempel på detta är den s.k. Londonsmogen under 1950-talet då flera sjukdomsfall och dödsfall inträffade (Staxler et al. 2001).

En inandning av luftföroreningar kan även ge *systemtoxiska effekter* vilket innebär att ämnen som deponerats i lungan tas upp i blodet och transporteras till olika organ där de kan orsaka

skada. Det kan också ske en ansamling av ämnen i olika organ eller en omvandling av ämnen så att det blir mer toxiskt. Vilka halter som slutligen kommer att återfinnas i ett visst organ har sitt ursprung såväl från ett direkt upptag via en inandning och ett indirekt upptag via födan eller dricksvattnet. Ex. på några systemtoxiska effekter är: nervpåverkan (bly, kolmonoxid, PAH), påverkan på hjärt- och kärlsystem (kolmonoxid), skador på blodbildningen (bly), cancer i andra organ än lungan (bensen m.fl.) (Bergström, Leksell 1997, Staxler et al. 2001).

Beroende på ålder, kroppsbeskaffenhet, hälsotillstånd m.m. varierar förmågan att tåla en exponering mellan olika individer. Vissa befolkningsgrupper är känsligare för luftföroreningar än andra. Det gäller t.ex. astmatiker, personer med känsliga luftvägar, barn, gamla, gravida kvinnor, människor med hjärt- och kärlsjukdomar. Även personer som arbetar i miljöer med höga luftföroreningar, samt rökare och passiva rökare kan vara känsligare mot ytterligare luftföroreningshalter, genom att de redan utsätts för höga halter (Bergström, Leksell 1997, Staxler et al. 2001).

Den toxiska effekten av luftföroreningar är beroende av halten och exponeringstiden. Exponeringsdosen är ett viktigt mått, vilket är den mängd av ämnet som organismen exponerats för under en viss tid. Inhalationsdosen, absorberad dos och effektdos är andra viktiga dosmått. Den inandade dosen beräknas som halten multiplicerat med andningshastigheten och kan anges i inandat antal mikrogram per timme eller antal gram per år. Den skadliga effekten av en förorening beror både på koncentrationen och varaktigheten av exponeringen. *Dos-effektsamband* för toxiska substanser innebär att det existerar ett samband mellan dos och effekt. Begreppet används på individnivå. Normalt ökar den toxiska effekten vid ökande dos: först obetydliga effekter, sedan kraftigare, vid stora doser svåra skador och sjukdomar och slutligen död. *Dos-responsbegreppet* används på populationens (gruppens) nivå och uttrycker sambandet mellan dosen och andelen individer som uppvisar en viss effekt. För många ämnen och effekter brukar man anta att det finns en tröskeldos under vilken inga eller få individer drabbas. Det finns ämnen som tidigare har fått ett tröskelvärde men har fått sänkas för att man har hittat skadeeffekter vid mycket lägre doser. För carcinogena ämnen räknar man inte med några tröskeldoser. Även låga doser kan ge upphov till cancer (Bergström, Leksell 1997, Staxler et al. 2001).

### Samverkans effekter

När man diskuterar luftföroreningarnas effekter på människan räcker det inte med att se på ett ämne i taget. Ofta förekommer luftföroreningar som blandningar av många olika ämnen. Detta gäller för bilavgaser, tobaksrök, rökgaser från förbränning o.s.v. En blandning av flera ämnen kan ge en annan hälsopåverkan än om man skulle addera de ingående ämnena var för sig. Ämnena kan förstärka varandras skadeverkningar eller minska effekten av något annat ämne (Bergström, Leksell 1997).

Partiklar har ofta förmågan att adsorbera ämnen som normalt förekommer i gasform, vätskor, toxiska metaller och stora organiska molekyler som PAH. De adsorberade ämnena kan då följa med partiklarna ned i luftvägarna. Metaller i partiklar kan katalysera reaktioner och underlätta oxidationen av gaser redan i luften. Oxidationen av svaveldioxid till svavelsyra katalyseras av t.ex. järn, vanadin, och mangan som finns i hög koncentration på partiklar från olje- och kolförbränning. Förorenade ämnen kan även samverka med varandra på andra sätt. Svaveldioxid kan öka upptaget i kroppen av vissa carcinogena ämnen (t.ex. PAH) genom att öka genomträngligheten av dessa ämnen in i lungcellerna. Kväveoxider och andra retande gaser som tränger ned i lungorna, kan påverka cilierna negativt och därigenom ge minskat

skydd mot andra föroreningar, t.ex. carcinogena ämnen. Deras skadeverkningar kommer då att förstärkas (Bergström, Leksell 1997).

## Bedömning

### Hälsoeffekter av avfallskraftvärmeverk

I den vetenskapliga medicinska litteraturen finns ett mindre antal undersökningar där man studerat hälsoeffekter i befolkning som nås av luftutsläpp från avfallskraftvärmeverk. I detta avsnitt ska vi bedöma antalet sjukdomsfall som kan tänkas uppstå av Torsviksanläggningen i ljuset av dos- responsuppgifter i den vetenskapliga litteraturen. Vi har räknat på effekter som om alla i det berörda området skulle bo i lä om anläggningen vid dominerande vindriktning. Detta innebär en viss överdrift av effekterna, som det framgår nedan ändå är mycket begränsade.

### Cancer

För att inledningsvis ge ett perspektiv till antalet beräknade nyinsjuknade i tumörsjukdomar ger vi detta avsnitt lite statistik. I Sverige uppgår det totala cancerinsjuknandet till ca 500 fall per 100 000 invånare och år (Socialstyrelsen 1997). Eftersom det i detta uppdrag ingår att beskriva eventuella sjukdomsrisker i en befolkning om ca 15 000 individer boende på en yta av 78 km<sup>2</sup> runt ett planerat avfallskraftvärmeverk, kan det vara av intresse att ange det förväntade nuvarande antalet årliga cancerfall bland dessa 15 000 individer till 75 stycken, givet svensk åldersfördelning i området.

Dioxiner är en grupp av ämnen som anses kunna ge upphov till cancer. Dioxiner kan också förekomma i luftutsläpp från sopförbränningsanläggningar. Nedan ges några exempel på vetenskapliga studier där man undersökt cancerrisker i områden runt anläggningar för sopförbränning och även angivit utsläppsvärden för dioxiner. För en fullständigare genomgång av litteraturen, se Greenpeace rapport 2001.

I en spansk artikel beskrivs medianökningen av den totala cancerrisken till ca 8 per 100 000 invånare och livstid (Schumacher et al. 2001) kring en avfallsförbränningsanläggning. Denna skapade en dioxinkoncentration i omgivningsluft som angavs till 0,07 pikogram/m<sup>3</sup> (70 femtogram per m<sup>3</sup>) vilket alltså är 350 gånger högre halt än Torsviksanläggningens planerade årsmedelvärde i omgivningsluften, som ju anges till 0,2 femtogram/m<sup>3</sup>. (Femtogram eller fg innebär 10<sup>-15</sup> g). Kring Torsviksanläggningen skulle det uppstå 8/350 nya fall av cancer per 100 000 invånare och livstid, dvs. försumbart om vi antager en linjär dos-responskurva. I en annan studie har Viel och medarbetare (2000) funnit en ca 30 % förhöjd risk i Non Hodgkin Lymfom (NHL) dvs. en form av lymfkörtelcancer kring en fransk anläggning. Grundrisk i Sverige är ca 15 nyinsjuknande i NHL per 100 000 /år (Socialstyrelsen 1997). Riskökningen blir alltså ca 5 per 100 000 invånare och år. Den franska anläggningen släppte dock ut 16 nanogram dioxin /m<sup>3</sup> ur skorstenen, (observera skillnaden mellan halten i skorstenen och i omgivningsluften) vilket är 160 gånger mer än vad Torsviksanläggningen beräknas göra. Riskökningen kring Torsviksanläggningen kan alltså beräknas bli 5/160 per 100 000 invånare per år dvs. försumbar om vi antager en linjär dos-responskurva.

Inom ålderssegmentet *barn* under 18 år finns ca 4000 individer boende på ca 78 km<sup>2</sup> runt det planerade anläggningen vid Torsvik. I Sverige beräknas risken för barn under 18 år att insjukna i cancer till ca 20 per 100 000 och år (Socialstyrelsen 1997). Det betyder att bland 4000 barn förväntas ca 0,8 barn insjukna årligen. I en engelsk studie (Knox 2000) fann man en fördubblad risk för cancer hos barn boende inom 5 km från avfallskraftvärmeverk, som

verkat under tiden 1953 – 80. Emellertid var utsläppen av dioxiner från kraftvärmeverk ca 100 gånger högre per given last sopor 1985 jämfört med i dag (RVF 2001). Så i stället för en fördubblad risk för barncancer, dvs. 0,8 nya fall per år beräknas siffran bli en procent av 0,8, nya fall per år, dvs. försumbart.

### Luftvägseffekter

Inhalation av slemhinneretande ämnen kan medföra försämring av astma hos redan sjuka individer. Enligt vissa undersökningar kan man dessutom se ökade risker att primärinsjukna i astma av höga halter av luftföroeningar (se nedan). De ämnen som är relevanta att diskutera i detta sammanhang är främst kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ), partiklar och svaveldioxid ( $\text{SO}_2$ ).

De nivåer av  $\text{NO}_2$  som beskrivits ge astmatiker ökade besvär ligger kring  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Socialstyrelsen 2001). Barn som bor i områden med långtidsmedelvärden av  $\text{NO}_2$  kring  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  löper enligt vissa undersökningar en viss ökad risk för att utveckla småbarnsastma (Socialstyrelsen 2001, s. 38). Eftersom beräknade luftkoncentrationer av  $\text{NO}_x$  kring planerat avfallskraftvärmeverk kommer att bli betydligt lägre än så, nämligen som högst  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  enligt SMHI (2002) finns inget vetenskapligt stöd att antaga någon ökad sjuklighet.

*Partiklar* uttryckt som stoft beräknar SMHI uppgå som högst till  $0,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vid en ökning av partiklar i lufthalterna med  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  beräknas akutbesök och sjukhusinläggningar p.g.a. luftvägssjukdom öka med ca en procent och troligen ökar även risken för insjuknande i hjärt-kärlsjukdomar, men i en betydligt lägre omfattning, nämligen knappt en procent (Socialstyrelsen 2001 s. 32). En av de mest känsliga grupperna vad gäller luftföroeningar är astmatiska barn. I en koreansk undersökning fann man att vid episoder av ökade  $\text{SO}_2$ -koncentrationer motsvarande  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ökade riskerna att tvingas söka sjukhusvård för astma med ca 11 % (Lee et al. 2002). Om man kan antaga en linjär doskurva skulle detta kunna medföra att de halter som beräknats för det planerade avfallskraftvärmeverket (högst ca  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  timvärde) skulle kunna medföra drygt en procents riskökning för astmatiska barn att behöva uppsöka sjukvården. Detta är ju en inte helt försumbar effekt, även om den inte låter sig påvisas bland de ca 4000 barnen, av vilka omkring 8 % ,dvs. ca 300 individer, kan beräknas ha astma. Emellertid har numera svenska barn och föräldrar instruerats att öka doserna av medicin när astman förvärras, och brukar vanligen därför inte behöva uppsöka sjukvårdsinrättning akut.

Kanske intressant i sammanhanget kan vara att något kort nämna om hälsoeffekterna av avgaserna från *motorvägen*, som går i närheten av Torsvik. Enligt tabell 5, se ovan, kan 98-percentilen av dygnsmedelvärden av  $\text{NO}_2$  inom 200 meter från motorvägen uppskattas till  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Detta är som framgår vid jämförelse med koncentrationsbidraget av luftföroeningar från Torsviksanläggningen (tabell 4 och 5) i storleksordningen nästan tio gånger högre än motsvarande värden från avfallskraftvärmeverket. Även årsmedelvärdet av partiklar 200 m från motorvägen,  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (bakgrundshalten inräknat), se tabell 5, är så högt att det kan beräknas medföra försämring av luftvägssymptom hos känsliga individer såsom astmatiker, se ovan. Tillskottet av partiklar från avfallskraftvärmeverket uttryckt som 98-percentilen av timmedelvärdet ( $0,38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) är som framgår mycket lågt och försumbart i sammanhanget.

**Sammanfattningsvis** kommer enligt den av oss tillgängliga litteraturen inte någon påvisbar ökning av tumörer eller luftvägssjukdomar att uppstå inom en yta av  $78 \text{ km}^2$  som omger det planerade avfallskraftvärmeverket i Torsvik till följd av luftutsläpp, eftersom koncentrationsbidraget av luftföroeningar är låga. Konsekvensen av vatten- och

markkontamination har inte ingått i detta uppdrag men kan vara av intresse, eftersom som ovan nämnts den absoluta merparten av dioxiner fångas av filter i förbränningsprocessen och därefter måste tas om hand på lämpligt sätt.

## Referenser

Allsopp M, Costner P and Johnston P. Incineration and human health. State of knowledge of the impacts of Waste Incinerators on Human Health.. Greenpeace Research Laboratories, University of Exeter, UK 2001

Bergström R, Leksell I, Hälsoeffekter, kap. 6 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997

Foltescu V, Gidhagen L, Omstedt G. Nomogram för uppskattning av halter av PM<sub>10</sub> och NO<sub>2</sub>. SMHI. 2001

Grennfelt P, Kväveföreningar – källor och trender, kap. 8 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997 a.

Grennfelt P, Svavel, kap. 10 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997 b.

Holmer B, Steen B, Andersson-Sköld Y, Luftföroreningssamband, kap. 3 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997

Jones Jörgen, Expresskonsult – Resultat: Haltkartor, SMHI, 2002

Jönköpings Energi AB, Miljökonsekvensbeskrivning - Avfallsförbränning i Jönköping, 2001

Jönköpings Energi AB, Bilaga 3. Skorstenshöjd vid planerat kraftvärmeverk vid Torsvik NV. 2002

Knox EG. Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. Int J Epidemiol 2000;29:391 – 97

Lee J-T, Kim H, Song H, Hong Y-C, Cho Y-S, Shin S-Y, Hyun Y-J, Kim Y-S, Air pollution and asthma Among Children in Seoul, Korea, Epidemiology, 2002;13(4):481-484

Meneses M, Schumacher M, Granero S, Llobet J.M and Domingo JL. The use of Monte Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. Organohalogen Compounds 44:453 – 56, 1999

Persson P. O, Nilson L, Miljöskyddsteknik, Kompendium i miljöskydd, del 2, Sjätte upplagan, 2:a tryckningen, Kungliga Tekniska Högskolan, Industriellt Miljöskydd, Stockholm, 1998

RVF, Svenska Renhållningsföreningen, Mängder av avfall till förbränning, energi samt utsläpp. 2001



Schumacher M, Meneses M, Xifro A, Domingo JL. The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of municipal waste incinerator. *Chemosphere* 2001 May- Jun; 43 (4-7):787 – 99

Socialstyrelsen, Cancer Incidence in Sweden, 1997

Socialstyrelsen, Institutionen för miljömedicin, Miljömedicin Stockholms läns landsting, Miljöhälsorapport 2001, Stockholm.

Staxler L, Järup L, Bellander T, Hälsoeffekter av luftföroreningar. En kunskaps-sammanställning inriktad på vägtrafiken i tätorter. Miljömedicinska enheten 2001:2

Viel J-F, Arveux P, Baverel J and Cahn J-Y. Soft tissue sarcoma and Non Hodgkin´s lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am J Epidemiol* 2000;152: 13 –19

Värmbly G, Industrier och luftföroreningar, kap. 21 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997

Ågren C, Internationell luftvårdspolitik, kap. 18 i Luftvård, sjätte upplagan. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs Universitet, 1997

Som underlag till den miljömedicinska bedömningen har även följande använts:

- Information om befolkningens mängden, Stadsbyggnadskontoret i Jönköpings kommun.
- Områdesfakta 2001, statistiska beräkningar av befolkningen i Jönköpings områden.
- Kartmaterial, Stadsbyggnadskontoret och Länsstyrelsen i Jönköpings kommun.
- Yttrande från Länsstyrelsen och privatpersoner.
- Studier av erhållna artiklar via Widstrands advokatbyrå från Björn Hellman Univ.lektor toxikologi och Lennart Hardell, Professor, Överläkare
- Bilagor till MKB
- Muntlig information av experter inom sitt område på SMHI, RVF (Svenska Renhållningsverksförbundet), Vägverket Sydöstra regionen Jönköping
- Jämförelser av utsläpp från andra avfallsvärmeverk med rökgasrening
- Information via hemsidor

[www.jonkoping.se](http://www.jonkoping.se)

[www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

[www.rvf.se](http://www.rvf.se)

[www.smhi.se](http://www.smhi.se)