



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W13 024

Examensarbete 30 hp
Juli 2013

Utvärdering av lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda vid Korsnäsverken

Samband mellan miljöförbättrande
arbete i pappers- och massaindustrin
och föroreningar i närområdet

Michaela Alsmyr

REFERAT

Utvärdering av lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda vid Korsnäsverken – Samband mellan miljöförbättrande arbete i pappers- och massaindustrin och föroreningar i närområdet

Michaela Alsmyr

En nedgång har setts i Sverige och Europa när det gäller luftföroreningar de senaste årtiondena. Nedgången beror bland annat på minskade emissioner från industrier, övergång från uppvärmning med olje- och kolpannor till fjärrvärme och förbättrad bränslekvalitet. Denna studie utvärderar lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda i närheten av pappers- och massaindustrin Korsnäs i Gävle. Mätserierna startar vid sent 1970-tal och går fram till årsskiftet 2009/2010. Nedfall av stoft, sulfat, natrium, kalcium och lufthalter av svaveldioxid samt sot studerades. Jämförelser gjordes med Korsnäs miljöförbättrande åtgärder och emissioner under tidsperioden och med andra mätningar gjorda i Sverige och Gävleborgs län.

Studien visade en nedgång av svaveldioxidhalterna i luften. Detta stämmer bra med en kraftig reduktion av svavelemissionerna från fabriksområdet under tidigt 1990-tal då installationer av reningsanläggningar skedde på de största emissionskällorna av svaveldioxid. En minskning av svavelhalten i eldningsoljan från Karskär Energi AB, ett energikombinat ägt av Korsnäs på samma fabriksområde, bidrog under samma tidperiod även till emissionsminskningen. Sothalten visade ingen nedåtgående trend under perioden men var säsongberoende med i genomsnitt högre halter på vinterhalvåret. Troligtvis berodde detta på förbränningsanläggningar i närområdet, så som enskild förbränning och Karskär Energi AB. Fördelning av de högsta lufthalterna visade inte högre halter av svaveldioxid och sot när medelvindriktningen var östlig och därmed blåste från fabriksområdet mot mätstationen utan när vindriktningen var sydvästlig och blåste från inlandet. Det totala stoft- och kalciumnedfallet visade ingen nedgång men hade i genomsnitt högre uppmätta halter på sommarhalvåret. Sulfatnedfallet visade högre halter under sent 1980-tal för att därefter minska och natriumnedfallet minskade något under perioden. Inga tydliga kopplingar kunde ses mellan lufthalter respektive nedfall och emissionerna från fabriksområdet när dataserierna sorterades efter vindriktning, vindhastighet och efter sommar- respektive vinterhalvår. Nedfall och lufthalter var inte högre, förutom för svaveldioxid, när jämförelser gjordes med andra mätningar i Sverige och Gävleborgs län och samtliga mätningar låg under periodens gällande nationella gränsvärden.

Nyckelord: BillerudKorsnäs AB, pappers- och massaindustri, luftföroreningar, nedfall, lufthalter, svaveldioxid, sot, stoft.

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala
Universitet, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, Sverige*

ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Evaluation of air concentration- and deposition measurements at Korsnäs – Relationship between environmental work in the pulp and paper industry and pollution in the surrounding area

Michaela Alsmyr

A decline has been seen in Sweden and Europe when it comes to air pollution the last decades. The decline is partly due to reduced emissions from industries, switching from heating using oil and coal boilers to district heating and better fuel quality. This study evaluates deposition and air concentration measurements made in the vicinity of the pulp and paper industry Korsnäs in Gävle. The measurement series starts at the late 1970s and goes up to year-end 2009/2010. Deposition of dust, sulphate, sodium, calcium and air concentrations of sulphur dioxide and soot were studied. Comparisons were made with Korsnäs environmental measures and emissions during the same time period and with other measurements made in Sweden and Gävleborgs County.

The study showed a decrease in sulphur dioxide concentrations in the air. This fits well with a major reduction of sulphur emissions from the factory area in the early 1990s when installations of treatment plants were made at the largest emission sources of sulphur dioxide. Reducing the sulphur content of fuel oil from Karskär Energi AB, an energy combine owned by Korsnäs in the same factory area, contributed to the decrease during the same time period. Air concentrations of soot showed no downward trend over the years, but were seasonal, with higher average soot concentrations in the winter. This was most likely caused by the burning of fuel oil from both the private sector and Karskär Energi AB. The largest air concentrations did not show higher levels of sulphur dioxide and soot when the mean wind direction was easterly and thus blew from factory area toward the monitoring station but when the wind direction was southwesterly and blew from inland. The total dust and calcium deposition showed no decline but had higher average measured levels in the summer. Sulphate deposition showed high levels during the late 1980s but has thereafter decreased. The sodium deposition decreased a little during the time period. No clear connection was found between deposition/air concentrations and emissions from the factory area when the data series were sorted by wind direction, wind speed and after the summer and winter months. Depositions and air concentrations were not higher except for sulphur dioxide when the comparison was made with other measurements in Sweden and Gävleborg County. All measurements were below the then current national limits.

Keywords: BillerudKorsnäs AB, paper and pulp industry, air pollution, deposition, air concentrations, sulphur dioxide, soot, dust.

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, Sweden

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Den här rapporten är resultatet av mitt examensarbete på 30 hp inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts till BillerudKorsnäs Gävle/Frövi AB och mina handledare på företaget var miljövårdsingenjör Johan Skäringer och laboratorieingenjör Tomas Björklund. Jag vill tacka dem för alla bra tips och råd och framförallt för det engagemang och stöd de gett mig i arbetet. Att göra examensarbetet på BillerudKorsnäs har varit väldigt lärorikt och jag lärt mig mycket om miljöarbetet på massa- och pappersbruk.

Ämnesgranskare var Anna Rutgerzon, professor i meteorologi och examinator var Allan Rodhe, professor i hydrologi, båda vid Institutionen för geovetenskaper, luft-, vatten- och landskapslära vid Uppsala Universitet. Ett stort tack till Anna som gett mig nya infallsvinklar och idéer till analysen och för hjälpen med rapporten.

Ett speciellt tack vill jag ge Ingemar Hemlin som hjälpte mig leta fram gammal data från Karskär Energi AB, till Torsten Sörell på Gävle Kommun och till Länsstyrelsen Gävleborg för att jag fick komma på besök.

Michaela Alsmyr

Uppsala, juli 2013

Copyright © Michaela Alsmyr och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet.

UPTEC W 13 024, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2013.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda vid Korsnäsverken – Samband mellan miljöförbättrande arbete i pappers- och massaindustrin och föroreningar i närområdet

Michaela Alsmyr

Lufthalter och nedfall av luftföroreningar har minskat i Sverige och Europa de senaste årtiondena. Svaveldioxid och sot är kända luftföroreningar som förr i tiden var ett stort problem i städer men som idag ligger på låga halter vid de flesta platser i Sverige. Föroreningarna kan vara skadliga för människor om de inandas eftersom de irriterar luftvägarna vid för höga halter. Svaveldioxid omvandlas i atmosfären till sulfat och svavelsyra som har en försurande effekt på mark och vatten. Försurning har en negativ effekt då växtnäring lakas ut från marken och giftiga metaller kan frisättas. Stoft i luften kommer från naturliga källor som pollen och mänsklig påverkan genom trafik, industrier och förbränning. Svaveldioxid bildas vid förbränning av svavelhaltiga bränslen och kommer främst från industrier och eldning i villapannor.

Luftföroreningar har studerats genom att utvärdera mätningar gjorda vid Korsnäs i Gävle från och med sent 1970-tal fram till årsskiftet 2009/2010. Sot och svaveldioxid mättes som lufthalter vid en mätstation och sulfat-, natrium- och kalciumjoner som nedfall i uppmonterade trattar vid två mätstationer i fabriken närhet. Korsnäs är ett pappers- och massabruk och de äger ett energikombinat, Karskär Energi AB, som ligger inom samma fabriksområde. Från fabriksområdet sker utsläpp av svaveldioxid, sot och stoft från flera skorstenar. Stoft från pappersmassatillverkningen består av natriumsulfat samt natrium- och kalciumkarbonater. Stoft från Karskär Energi uppstår vid förbränning av olje- och biobränsle.

Under årens lopp har flera miljöförbättrande åtgärder gjorts hos företaget och utsläppen har minskat från fabriksområdet genom bland annat förbättrad rening av rökgaser. Målet med studien var att se om åtgärderna medförde en minskning av lufthalter och nedfall för de undersökta luftföroreningarna och om en koppling fanns till fabriksområdets totala utsläpp. I studien undersöktes hur nedfall och lufthalter uppmätta vid Korsnäs förändrats under mätperioden. En jämförelse gjordes med andra studier där trender av luftföroreningar undersöktes och med andra mätningar gjorda i Sverige och Gävleborgs län. Utsläppen av stoft och svavel från fabriksområdet beräknades och jämfördes med nedfall och lufthalter med antagandet att större utsläpp skulle ha gett högre nedfall och lufthalter i närområdet. Spridning av rökgaser från skorstenar påverkas mycket av vindriktning, vindhastighet, skorstenshöjd och vertikala temperaturskillnader i atmosfären. Denna inverkan användes i analysen genom att sortera utsläpp, nedfall och lufthalter efter vindriktning, vindhastighet och efter sommar- respektive vinterhalvår. Rökgasplymen från en skorsten modellerades med en gaussisk spridningsmodell för att se hur den vertikala temperaturskillnaden i atmosfären, skorstenshöjd och vindhastighet påverkar spridningen. För att se om de högsta uppmätta lufthalterna av sot och svaveldioxid kunde härledas till fabriksområdet undersöktes de dygn när lufthalterna var

som störst. De sorterades efter vindriktning, år och månad med antagandet att det skulle ha blivit högre lufthalter när det blåste ostlig vind från fabriksområdet mot mätstationen.

Studien visade att i samband med installation av reningsanläggningar på de största utsläppskällorna av svaveldioxid i början av 1990-talet kunde en minskning av lufthalterna av svaveldioxid ses vid mätstationen. En minskning av svavelhalten i Karskär Energis eldningsolja skedde vid ungefär samma tidsperiod och kan även ha bidragit till de minskade lufthalterna. De miljöförbättrande åtgärderna som gjorts för att minska stoftutsläppen kunde inte ses i lufthaltsmätningarna av sot eller i nedfallen av stoft, natrium och kalcium. I jämförelsen mellan de beräknade utsläppen och nedfallen respektive lufthalterna kunde inga tydliga samband ses vilket kan bero på att sorteringen enligt vindriktning gjordes med för lång tidsskala. Vinden växlar mycket under ett dygn och väldigt mycket under en månad vilket kan ha gjort att utsläppen från fabriken var svåra att se. Andra orsaker till att det var svårt att se ett bra samband framträdde vid modelleringen av rökgasplymen. Modelleringen visade att spridningen av rökgasplymen starkt beror på den vertikala temperaturskillnaden i atmosfären och eftersom skorstenarna är så höga kan rökgasplymen inte nå marken vid vissa förhållanden och därmed kunde ingen påverkan registrerats vid mätstationerna. Rökgaserna späds dessutom ut olika mycket beroende på vindhastighet och den hinner spridas mycket innan den når marknivå. En annan orsak till att inget bra samband kunde ses är osäkerheter i beräkningen av utsläppen från fabriksområdet. De största lufthalterna av sot och svaveldioxid skedde på vinterhalvåret vid sydvästlig till västlig vindriktning från inlandet och inte vid de dygn när det blåste ostlig vind från fabriksområdet mot mätstationen.

Lufthalterna av svaveldioxid ser ut att ha minskat under perioden med lägsta halterna på 2000-talet. För sot kunde ingen minskning ses men en tydlig säsongsvariation med högre halter på vinterhalvåret. Detta stämde bra överens med den ökande förbränningen, för exempelvis uppvärmning, som sker på vinterhalvåret. Nedfallet av stoft och kalcium visade inte någon nedgång under perioden och hade högst halter i genomsnitt på sommarhalvåret. Det biologiska bidraget, så som pollen och löv, verkar ha haft stor påverkan på stoftnedfallet och därmed de högre halterna på sommarhalvåret. Kalciumnedfallets ökning på sommarhalvåret kan bero på uppdamning av jordpartiklar som sker då det är torrt på marken. Sulfatnedfallet visade högst halter på slutet av 1980-talet för att därefter minska och för nedfallet av natrium kunde en liten minskning ses. Vid jämförelsen med andra mätningar i Sverige och Gävleborgs län visade nedfallet av kalcium, natrium och sulfat samt uppmätta sothalter lägre eller ungefär samma nivåer. Svaveldioxidhalterna uppmätta vid Korsnäs visade dock på högre halter men inget år överskreds de då gällande nationella gränsvärdena enligt Naturvårdsverket.

INNEHÅLL

1 INLEDNING	1
2 BAKGRUND.....	2
2.1 BILLERUDKORSNÄS GÄVLE/FRÖVI AB	2
2.1.1 Processbeskrivning Korsnäs.....	3
2.1.2 Miljöpåverkan – utsläpp av luftföroreningar.....	5
2.1.3 Korsnäs reningsanläggningar	6
2.2 KARSKÄR ENERGI AB	8
2.2.1 Anläggningen	9
2.2.2 Miljöpåverkan – utsläpp av luftföroreningar.....	10
2.2.3 Karskär Energis reningsanläggningar	10
2.3 MILJÖMÄSSIGA FÖRÄNDRINGAR.....	11
2.3.1 Produktion.....	11
2.3.2 Installation av reningsanläggningar och ombyggnationer	11
2.4 SPRIDNING AV LUFTFÖRORENINGAR	13
2.4.1 Vertikal temperaturgradient	13
2.4.2 Vind	14
2.4.3 Nederbörd	15
2.4.4 Utsläppshöjd.....	15
2.5 GAUSSISK SPRIDNINGSMODELL	15
2.6 LUFTHALTER OCH NEDFALL AV SVAVEL	17
2.7 PARTIKLAR – STOFT OCH SOT	18
2.8 NATRIUM OCH KALCIUM.....	19
3 METOD.....	21
3.1 LUFTHALTS- OCH NEDFALLSMÄTNINGAR GJORDA AV KORSNÄS	21
3.2 ANALYS AV LUFTHALTS- OCH NEDFALLSDATA	23
3.3 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER.....	23
3.4 EMISSIONSMÄTNINGAR GJORDA AV KORSNÄS OCH KARSKÄR ENERGI.....	24
3.4.1 Svavelemission.....	24
3.4.2 Stoftemission.....	24
3.5 UPPSKATTNING AV EMISSIONER MELLAN 1985-2009.....	24
3.5.1 Korsnäs	25
3.5.2 Karskär Energi.....	25
3.5.3 Total svavel- och stoftemission.....	27

3.6 BEHANDLING AV VINDDATA	27
3.7 SAMBAND MELLAN LUFTHALTER RESPEKTIVE NEDFALL OCH EMISSIONER FRÅN FABRIKSOMRÅDET	29
3.8 FÖRDELNING AV LUFTHALTER AV SVAVELDIOXID OCH SOT	30
3.9 MODELLERING AV RÖKGASPLYM	31
4 RESULTAT.....	32
4.1 PRESENTATION AV LUFTHALTS- OCH NEDFALLSMÄTNINGAR.....	32
4.2 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER.....	36
4.3 EMISSIONER FRÅN KORSNÄS OCH KARSKÄR ENERGI	38
4.3.1 Uppskattning av svavel- och stoftemission från Karskär Energi.....	38
4.3.2 Svavel- och stoftemission från fabriksområdet	39
4.4 BEHANDLING AV VINDDATA.....	41
4.5 SAMBAND MELLAN LUFTHALTER RESPEKTIVE NEDFALL OCH EMISSION FRÅN FABRIKSOMRÅDET	42
4.6 FÖRDELNING AV LUFTHALTER AV SVAVELDIOXID OCH SOT	45
4.7 MODELLERING AV RÖKGASPLYMER	47
5 DISKUSSION	48
6 SLUTSATSER	51
7 REFERENSER	52
BILAGA A – LUFTHALTER OCH NEDFALL	55
BILAGA B – EMISSIONER FRÅN KORSNÄS	58
BILAGA C – EMISSIONER FRÅN KARSKÄR ENERGI.....	62
BILAGA D – MODELLERING AV RÖKGASPLYM.....	64
BILAGA E – KARTOR ÖVER ENSKILD UPPVÄRMNING OCH MILJÖUTSLÄPP TILL LUFT	65

1 INLEDNING

Svaveldioxid och sot är två luftföroreningar som varit ett stort problem i städer och har mätts länge i Sverige. Svaveldioxidutsläpp från antropogena källor, så som förbränning av fossila bränslen och industriutsläpp, är en av de största orsakerna till försurningen av mark och vatten (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013a). Försurning medför urlakning av växtnäring och ökad löslighet av metaller som kan ge skador på växter och djur och har en korrosiv effekt på vattenledningar och kulturarv (Elvingson, 2001). Partiklar och svaveldioxid har en skadlig effekt på människor genom att irritera och tränga ner långt ned i luftvägarna (Afzelius m.fl., 1997). En kraftig nedgång av luftföroreningar har setts i Sverige. Fordon, industrier och förbränningsanläggningar har fått bättre rening och kvaliteten på bränsle har förbättrats (Elvingson, 2001). I städerna har övergången från att elda kol i enskilda pannor till fjärrvärme för att värma upp bostäder haft stor betydelse på luftkvaliteten (Afzelius m.fl., 1997).

Korsnäs i Gävle har sedan 1970-talet fram till årsskiftet 2009/2010 mätt lufthalter av svaveldioxid och sot och nedfall av stoft vid tre nedfallsstationer i Korsnäsverkens närområde. Mätserien är speciellt intressant då den ligger så nära en stor massa- och pappersindustri. På samma industriområde ligger dessutom energikombinatet Karskär Energi AB som ägs av Korsnäs sedan 2008. Utsläppskraven av luftföroreningar har under tidsperioden skärpts för företaget och flera miljöförbättrande åtgärder har genomförts för att minska utsläppen av luftföroreningar (Korsnäs miljörapporter, 1990-2009). Från massaindustrin i Sverige har enligt Elvingson (2001) en minskning av svaveldioxidutsläppen skett med 90 % mellan 1980 och 1999 och från energisektorn skedde enligt Afzelius m.fl. (1997) en minskning på 80 % mellan åren 1980-1992. Nedfallsstationerna avvecklades 2010 och samma år gick Korsnäs AB med i Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund vilka idag ansvarar för luftmätningarna och kontrollerna av utomhusluften i Gävle kommun.

Syftet med detta examensarbete var att undersöka uppmätta lufthalter och nedfall för att se hur de förändrats under perioden och jämföra dessa med emissionerna från Korsnäs och Karskär Energi. Jämförelsen gjordes för att se om något samband till miljöarbetet som företaget gjort under perioden kunde ses. Lufthalter och nedfall jämfördes med andra gjorda studier och mätningar för att se om en koppling fanns till närområdet eller utvecklingen nationellt. De luftföroreningar som studien innefattar är lufthalter av sot och svaveldioxid och nedfall av totalt stoft, sulfat-, natrium- och kalciumjoner. Motsvarande emissioner från Korsnäs och Karskär Energi innefattar totalt svavelutsläpp, olje- och barkstoft från Karskär Energi och stoft från sodapannor och mesaugnar i form av natriumsulfat och kalcium- samt natriumkarbonater från Korsnäs. För att finna samband mellan lufthalter respektive nedfall och emission kom hänsyn tas till spridningsbilden från industriområdet, vindriktning, vindhastighet och årstid. En litteraturstudie ingick i arbetet för att få en bild av hur trenderna och spridningen av de olika föroreningstyperna sett ut i Sverige och närområdet för att kunna jämföra med Korsnäs mätserie.

2 BAKGRUND

Detta avsnitt kommer först att presentera BillerudKorsnäs Gävle/Frövi AB och Karskär Energi AB, dess miljöpåverkan, reningsanläggningar och miljöarbete mellan åren 1985-2010. Därefter presenteras litteraturstudien om luftföroreningar med fokus på svaveldioxid, sot, stoft och nedfall av jontyperna sulfat, natrium och kalcium. Luftföroreningarnas källor, egenskaper och miljöpåverkan kommer att behandlas och vilka utvecklingstrender andra studier har sett för respektive förorening. Spridningen av dessa kommer att tas upp både genom hur luftföroreningar allmänt sprider sig på grund av meteorologiska faktorer samt genom en spridningsmodell för skorstensemissioner.

2.1 BILLERUDKORSNÄS GÄVLE/FRÖVI AB

BillerudKorsnäs Gävle/Frövi AB är ett dotterbolag till BillerudKorsnäs AB. Företaget kommer benämnas Korsnäs eller Korsnäsverken i denna rapport eftersom BillerudKorsnäs Gävle/Frövi AB inte var bildat då lufthalts- och nedfallsmätningarna ägde rum. Korsnäs är ett pappers- och massabruk som tillverkar vätskekartong, White Top Kraft Liner, som används till ytterskiktet på wellpappförpackningar och kraft- och säckpapper. Korsnäs hade 2009 en produktionskapacitet på 700 kton/år och har ungefär 990 anställda (Korsnäs miljörapport, 2009). Korsnäsverken (figur 1) ligger 7 km öster om centrala Gävle i anslutning till havet vid Gävles yttre fjärd. I närheten ligger stadsdelen Bomhus och på ett avstånd av 4 km bor ungefär 13 000 personer. I anslutning till fabriken finns tågförbindelse, hamn och anslutning till E4:an. På industriområdet ligger även Karskär Energi AB och sågverket Setra Group AB. Karskär Energi AB är ett energikombinat som ägs av Korsnäs sedan januari 2008. Kraftvärmeverket producerar processånga, fjärrvärme och elkraft (Korsnäs miljörapport, 2009). Verket producerar 350 GWh el per år och bidrar till att Korsnäs till två tredjedelar är självförsörjande på energi (Korsnäs, 2013). Karskär Energi AB använder industrispillånga och vatten, biobränsle, värme och olja vid elproduktionen (Korsnäs miljörapport, 2009).



Figur 1 Översiktskarta utav Korsnäsverken, Karskär Energi och närliggande områden (© Lantmäteriet Medgivande i2012/921)

2.1.1 Processbeskrivning Korsnäs

Korsnäs i Gävle (figur 2) är ett sulfatmassaverk som tillverkar oblekt och blekt massa och producerar papper och kartong. (Korsnäs miljörapport, 2009). I processen finns olika delprocesser för att nå till slutprodukterna.

I rensriet sker avbarkning av rundved av både löv- och barrträd. Barkningen kan ske både torrt och vått med



Figur 2 Korsnäs (Fotograf: Britt Mattson)

friktionsbarkning i barktrummor. Barken förs sedan antingen torrt eller genom sedimentering och pressning av barkslam till en barkpanna där den förbränns. Den avbarkade veden och sågverksflis utgör råvaran för pappersmassatillverkningen (Korsnäs miljörapport, 2009). Veden huggs till flis som läggs på stackar. Från stackarna forslas flisen till sållning och transporteras vidare till kokeriet (Hultman, 1997).

Flisen från rensriet kokas till sulfatmassa i tre fiberlinjer. Fiberlinje 1 och 2 producerar oblekt barmassa och fiberlinje 3 omväxlande blekt löv- och barmassa. Produktionskapaciteten för fiberlinje 1 och 2 uppgår till 200 000 ton/år per linje och fiberlinje 3 har en produktionskapacitet på 400 000 ton/år (Korsnäs miljörapport, 2009).

För att kunna tillverka papper måste fibrerna i veden friläggas. Detta görs med kemisk massaframställning där ligninet, som håller ihop fibrerna i veden, löses ut med hjälp av kemikalier och värme i en kokare. I kokningen används alkalisk kokvätska, vitlut med högt pH, och kemikalierna i vitluten är natriumhydroxid (NaOH) och natriumsulfat (Na₂SO₄) (Hultman, 1997). Korsnäs har vid alla tre linjer kontinuerliga kokare varvid de första två har konventionella kokare och den tredje har även modifierad kokning (MCC) samt förlängd isotermisk kokning (ITC) (Korsnäs miljörapport, 2009). Vid konventionell kontinuerlig kokning tas flis och vitlut kontinuerligt in i kokarens översta del och i kokarens nedre del tas färdigkokt massa ut. Efter kokningen avskiljs den använda kokvätskan, även kallat svartlut, i kokarens mitt. Svartluten innehåller kokkemikalier, kolhydrater och lignin. Den producerade massan tvättas sedan i kokarens botten (Hultman, 1997). Vid MCC har kokningen modifierats så att vitluten fördelas ut på ett bättre sätt. Alkalihalten jämnas ut och medför att delignifieringen blir längre som i sin tur ger en mindre förbrukning av blekningskemikalier. ITC är en senare utveckling av MCC där delignifieringen förlängts ytterligare (Hultman, 1997).

Efter kokningen förs massan vidare för att silas och tvättas för att bli så ren som möjligt. Svartlut som är kvar i massan efter kokning och andra föroreningar tas bort för att minska miljöpåverkan och öka massakvaliteten. Den rena massan som ska blekas går sedan vidare till blekeriet (Hultman, 1997). I blekeriet görs massan ljusare genom att restlignin, hartsrester och barkrester avlägsnas (Hultman, 1997). För blekning av massan använder Korsnäs syrgas, alkali och klordioxid (Miljörapport, 2009). Blekningen sker i en sekvens där massan utsätts för blekningskemikalierna växelvis och tvättas mellan varje steg (Hultman, 1997).

I kemikalieåtervinningen förbränns lignin och andra vedämnen som lösts ut vid kokningen. Förbränningen ger i sin tur energi till fabriken vilket medför att sulfatfabriker nästan är självförsörjande på energi (Hultman, 1997). I kemikalieåtervinningen omvandlas de använda kokkemikalierna till nya som åter igen kan användas i massaframställningsprocessen. Kemikalieåtervinningen består av tre steg; indunstningen, sodapannan och vitlutsberedningen (Hultman, 1997).

Vid indunstningen indunstas svartluten till tjocklut genom att vattnet i luten kokas bort med ånga. Anledningen till detta är att ge den så hög torrsubstans som möjligt och göra den brännbar. En högre torrhalt ger även andra fördelar som högre kemikalieåtervinning och mindre utsläpp (Hultman, 1997). Korsnäs har flera indunstningsanläggningar som ger luten högre torrhalt (Korsnäs miljörapport, 2009).

Korsnäs har två sodapannor, SP4 och SP5, med kapacitet på 900 ton massa/dygn respektive 1 250 ton massa/dygn (Korsnäs miljörapport, 2009). En sodapanna kan enligt Hultman (1997) liknas vid en kemisk reaktor där första steget i återvinningen av

kemikalierna utförs. Tjockluten sprutas in i pannan och torkas av de heta rökgaserna och lägger sig som en bädd på pannans botten. De kemikalier som finns kvar efter allt organiskt material brunnit upp är natriumkarbonat (Na_2CO_3) och natriumsulfat (Na_2SO_4). Na_2SO_4 omvandlas i pannan till natriumsulfid (Na_2S). Ur pannan tas smältan ut och blandas med svaglut från vitlutsberedningen och benämns därefter grönlut. Ångan som bildas i sodapannan kan användas som energi på andra ställen i fabriken (Hultman, 1997).

Vid vitlutsberedningen omvandlas de återvunna kemikalierna från grönluten till kokkemikalier som återanvänds i kokeriet (Hultman, 1997). Natriumsulfid i grönluten från sodapannan kan användas som den är men natriumkarbonat måste omvandlas till natriumhydroxid och kallas i fast form för kaustiksoda. Först rensas grönluten från föroreningar för att därefter gå till en kalksläckare där vattnet i luten reagerar med tillsatt bränd kalk och bildar kalciumhydroxid. Blandningen av lut och kalk går till kausticeringskärl där karbonat och kalcium reagerar och bildar svårlösligt kalciumkarbonat (CaCO_3). Na_2CO_3 omvandlas till NaOH och grönluten har därmed omvandlats till vitlut. CaCO_3 , även kallat mesa, måste avskiljas från vitluten innan vitluten kan återanvändas i kokningen. Mesan avskiljs och behandlas för att brännas om till kalk i mesaugnarna och kalken kan i sin tur återanvändas i kalksläckaren. I mesaugnen matas mesan in i den övre änden och i den nedre änden tillförs bränsle (Hultman, 1997). Korsnäs har två kalksläckarlinjer och mesabränneriet omfattar tre mesaugnar, MU1, MU2 och MU3 (Korsnäs miljörapport, 2009).

Torkning av massa sker sedan 1987 i torkmaskin, TM6. Torkmaskinen har en nominell kapacitet på 120 000 ton/år. Idag sker torkningen av massa huvudsakligen för att kunna tillföra extra massa till papperstillverkningen när massatillverkningen är låg (Korsnäs miljörapport, 2009). För papperstillverkningen finns tre pappersmaskiner, PM2, PM4 och PM5 vilka tillsammans har en produktionskapacitet på 700 ton/år. PM2 tillverkar obestruken kartong och blekt och oblekt säck- och kraftpapper. PM4 och PM5 tillverkar obestruken och bestruken kartong (Korsnäs miljörapport, 2009).

2.1.2 Miljöpåverkan – utsläpp av luftföroreningar

Utsläpp av luftföroreningar (emissioner) sker från flera källor på sulfatmassaverk och de främsta föroreningarna ur luftvårdssynpunkt är enligt Korsnäs miljörapport (2009) och Hultman (1997) svaveldioxid, kväveoxider, stoft, sot, illaluktande ämnen, klorföroreningar och koldioxid. I tabell 1 har dessa sammanställts med sina främsta emissionskällor från Korsnäsverken.

Tabell 1 De främsta utsläppstyperna och emissionskällorna vid Korsnäsverken (Korsnäs miljörapport, 2009)

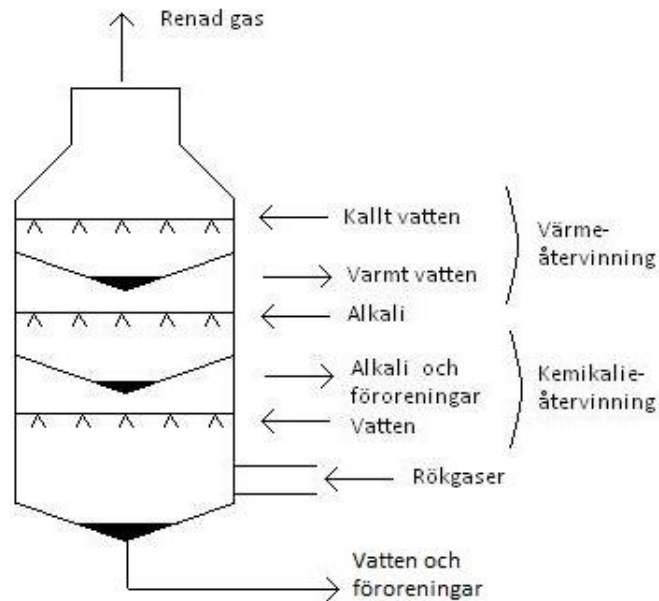
Utsläppstyp	Emissionskälla
Stoft	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sodapannor ▪ Mesaugnar
Svaveldioxid	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sodapannor ▪ Gasförbränningsugn för luktande ämnen ▪ Mesaugnar
Illaluktande ämnen (svavelväte och andra svavelföreningar)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kokeri ▪ Lutindunstning ▪ Sodapannor ▪ Mesaugnar ▪ Hartsokeri
Kväveoxider (NO_x)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sodapannor ▪ Mesaugnar ▪ Gasförbränning
Klorföreningar	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Blekeri ▪ Blekerikemikalieberedning
Koldioxid	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Normal drift ▪ Transporter

De största utsläppskällorna av stoft och svaveldioxid är sodapannor, mesaugnar och gasförbränningsugn. Vid alla dessa sker förbränning där stoft och svaveldioxid bildas. Stoffemission från sodapannor sker främst som natriumsulfat och stoffemission från mesaugnar som natrium- och kalciumkarbonater. Svaveldioxider bildas, förutom vid de källor som nämns i tabell 1, även vid transporter inom fabriksområdet, vid distribution av produkter och från räddningstjänsten (Korsnäs miljörapport, 2009). Enligt Hultman (1997) sker diffusa utsläpp av luftföreningar från flera ställen i processen i sulfatmassabruk som exempelvis luttankar och tvättfilter. Sot- och dammpartiklar bildas vid massatillverkningen, pappersmaskinerna och torkmaskinen (Korsnäs miljörapport, 2009). Flisdamm virvlar upp och sprids från flisstackarna på industriområdet. Brand i flisstackarna kan ske om de blir för stora och medför tillfälligt utsläpp av främst partiklar och stoft i form av sot från fabriksområdet (Karskär Energi AB, intern dokumentation).

2.1.3 Korsnäs reningsanläggningar

Rening av utsläpp till luft sker från de största punktkällorna vid massa- och pappersbruk och idag är utsläppen relativt låga på grund av processutveckling och installationer av reningsanläggningar för rökgaser (Hultman, 1997). Diffusa utsläpp från pappers- och massaindustrin är svårare att komma åt då de är svåra att mäta. Det finns olika typer av rening av rökgaser och de tre typer som Korsnäs använder är rökgasskrubber, elfilter och behandling av illaluktande gaser med uppsamling, förbränning och tvättning (Korsnäs miljörapport, 2009).

En skrubber är en rökgasreningsmetod för att avskilja luftföroreningar och återvinna värme från de varma rökgaserna. Värmen som återvinns kan sedan användas i andra delar av fabriken (Hultman, 1997). I skrubbern tvättas luften antingen torrt eller med en vätska. Principen för en skrubber är att rökgaserna leds genom ett torn där röken får kontakt med en finfördelad kall absorptionsvätska så att värme och föroreningar kan absorberas. Skrubber kan



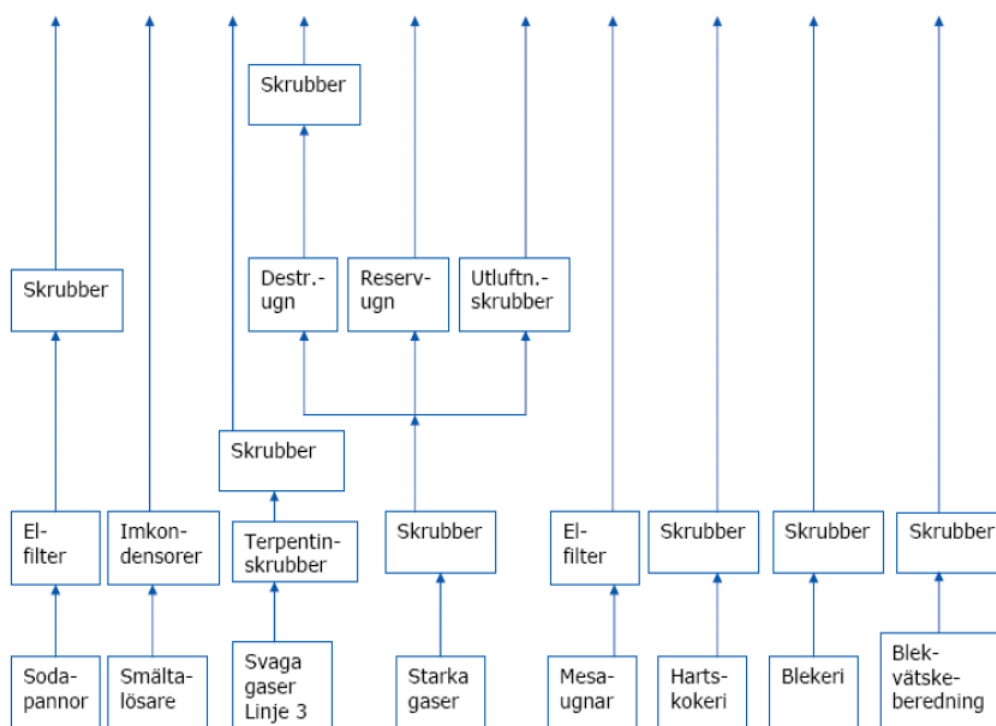
Figur 3 Rökgasskrubber av typen MoDoSF (Hultman, 1997; Korsnäs miljörapport, 1996)

användas för att rena gaser från sodapannor och från andra delar i en pappers- och massafabrik (Hultman, 1997). En principskiss över en skrubber av typen MoDoSF, som ofta används på sodapannor, kan ses i figur 3. I skrubbers nedersta sektion tvättas rökgaserna med vatten vilket gör att partiklar och saltsyra absorberas i vätskan och avskiljs. I den mellersta sektionen tvättas rökgaserna med alkali (natriumhydroxid eller oxiderad vitlut) och svaveldioxid i röken avskiljs. De urtvättade kemikalierna i tvättvätskan kan sedan återföras till vitlutsberedningen och återanvändas i massatillverkningsprocessen (Hultman, 1997). I den översta sektionen tvättas rökgaserna återigen med vatten. Det kalla vattnet som tillförs värms upp av de varma rökgaserna och värme återvinns. Avskiljningsgraden som kan uppnås är ca 90 % för svaveldioxid och mer än 90 % för stoft (Hultman, 1997).

Elektrofilter (elfilter) kan användas för rening av gaser från mesaugnar och sodapannor. Ett elfilter är uppbyggt av elektroder av två typer, emissionselektroder och utfällningselektroder. Den första typen är ansluten till en högspänningskälla och den andra är jordad så att en spänning bildas. När de fasta partiklar från rökgaserna passerar elektroderna blir de elektriskt laddade, dras mot utfällningselektroden och faller ut. Utfällningen på elektroden bildar en stoftkaka som skakas loss och samlas i botten på elfiltret. Elfiltret är ofta parallellkopplade och kan minska utsläpp av stoft med över 99 % (Hultman, 1997).

Gaser med illaluktande svavelföreningar kommer från flera steg i processen, bland annat från kokare, indunstningen och cisterner. Gaserna samlas ihop för att förbrännas i destruktionsugnar, sodapannor och mesaugnar. Efter förbränningen tvättas gaserna i en vitlutsskrubber för att avskilja svavelföreningar. Vid förbränning av illaluktande svavelföreningar bildas svaveldioxid som avskiljs med skrubber (Hultman, 1997).

Korsnäsverken har flera reningsanläggningar för att motverka utsläpp till luft (figur 4). Sodapannorna är utrustade med elfilter och rökgasskrubber av typen ModoSF (figur 3) och de tre mesaugnarna har var sitt elfilter. För illaluktande gaser (starka gaser) finns ett uppsamlings- och destruktionssystem (Korsnäs miljörapport, 2009). Skrubbar är även installerade på fiberlinje 3, hartsokeri, blekeri och blekvätskeberedning. Utöver dessa reningsanläggningar har åtgärder tagits för att ytterligare reducera utsläpp av diffusa och luktande svavelföreningar. Rökgaserna från sodapannorna och gasförbränningsugnen släpps ut på en höjd av ca 100 m och rökgaserna från mesaugnarna på en höjd av ca 70 m (Korsnäs miljörapport, 2009).



Figur 4 Reningsanläggningar för rökgaser vid Korsnäsverken (Korsnäs miljörapport, 2009)

2.2 KARSKÄR ENERGI AB

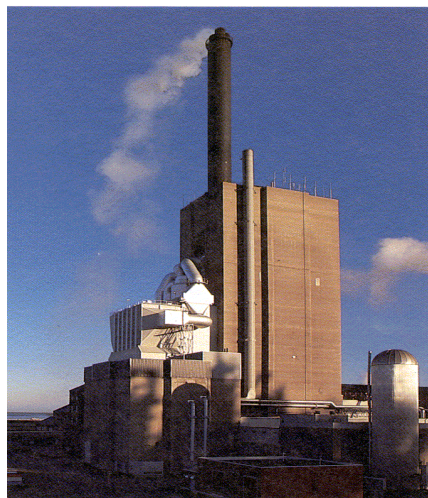
Karskär Energi AB (figur 5) är ett energikombinat som producerar processånga, fjärrvärme och elkraft. Industrispillvärme, ånga, vatten, biobränsle, olja och elkraft används till produktionen. Processånga producerades till Korsnäs AB och Setra Group AB och fjärrvärme produceras till Gävle Kraftvärme AB (Korsnäs miljörapport, 2009). En beskrivning av Karskär Energis olika delar och funktion och slutligen vilken miljöpåverkan respektive del har på utsläpp av luftföroreningar med fokus på svaveldioxid, sot och stoft beskrivs i detta avsnitt.

2.2.1 Anläggningen

Karskär Energis anläggning består av:

- Kombiångpanna med olje- och bibränsleled (610 MW)
- Kondensturbין (125 MW)
- Mottrycksturbין (48 MW)
- Hetvattenpanna (120 MW)
- Hjälppanna (0,5 MW)
- Elångpanna (40 MW)
- Rök-gaskondensering (20 MW)
- Värmepumpar (24 MW)

Hur mycket de olika anläggningsdelarna används varierar. De som används mest är ångpannans bi-bränsleled, rök-gaskondenseringen och mottrycksturbinen medan hetvattenpannan endast används under kortare perioder (Korsnäs miljörapport, 2009).



Figur 5 Karskär Energi (Karskär Energi miljörapport, 2001)

Ångpannan är en kombinerad bio- och oljeeldad högtrycksångpanna. I bi-bränsledelen eldas bark, fiber och spån och i oljedelen eldningsolja. Ångan som produceras i ångpannan genererar energi genom att den passerar mottrycksturbinen (Karskär Energi AB, 2005). Eldstäderna för olja och bi-bränsle är helt separerade hela vägen upp till skorstensmanteln där rök-gaserna går ut ur samma skorsten 140 m över marken. För att hålla en lämplig torrhet i bi-bränslet finns en oljedriven varmluftsugn som kan torka barken vid behov (Karskär Energi AB, 2005).

Elångpannan kan användas till att producera både fjärrvärme och processånga och utnyttjas främst sommartid och vid stopp i ångpannan (Karskär Energi AB, 2005). Hetvattenpannan är oljeeldad och är en reservenhet för leverans av fjärrvärme. Mottrycksturbinen kan användas till både Karskär Energis och Korsnäsverkens ångpannor och är dimensionerad för hela industrin (Karskär Energi AB, 2005).

Kondensturbinen är en ångturbין som kan utnyttja 400 ton högtrycksånga per timme från ångpannan. Verkningsgraden är lägre än vid kraftvärmecykeln men vid behov kan en stor mängd el produceras. Turbinen har varit avställd många år men 2000 till 2005 användes den av Svenska kraftnät som effektreserv i situationer med elbrist vintertid (Karskär Energi AB, 2005). Avloppsvattnet från Korsnäsverkens biologiska rening är varmt och kan utnyttjas av värmepumparna för att leverera värme till fjärrvärmenätet. Från ångpannans bi-bränsleled kan värme återvinnas i rök-gaskondenseringsanläggningen då de varma rök-gaserna kyls ned med returvattnet från fjärrvärmenätet. Nedkyllningen gör så att rök-gaserna kondenserar och den utvunna värmen kan återcirkuleras ut till fjärrvärmenätet (Karskär Energi AB, 2005).

2.2.2 Miljöpåverkan – utsläpp av luftföroreningar

Vid förbränning av eldningsolja och bibränsle sker utsläpp av försurande ämnen, växthusgaser och stoft (Korsnäs miljörapport, 2009). Utsläppens storlek och innehåll beror på kombinationen av bränsle, förbränningsteknik och reningsåtgärder (Naturvårdsverket, 2005). De största utsläppstyperna och utsläppskällorna enligt emissionsdeklarationen för Karskär Energi presenteras i tabell 2. Svaveldioxid och stoftutsläpp sker från ångpannans olje- och bibränsledel, varmluftsugnen och hetvattenpannan (Korsnäs miljörapport, 2009). Svaveldioxidemission kommer främst från användningen av eldningsolja i pannorna. Biobränslet har låg svavelhalt och ger låga svavelemissioner (Karskär Energi AB, 2005). Utsläpp av stoft kommer både från ångpannans bibränsle- och oljedel. Rökgaserna innehåller fasta partiklar som består av aska från bränslet och sot (ofullständigt förbrända partiklar) (Naturvårdsverket, 2005).

Tabell 2 De främsta utsläppstyperna och emissionskällorna från Karskär Energi (Korsnäs miljörapport, 2009)

Utsläppstyp	Emissionskälla
Koldioxid	<ul style="list-style-type: none">▪ Biobränsle▪ Fossila bränslen
Kväveföreningar, PM10	<ul style="list-style-type: none">▪ Ombyggd panna▪ Ångpanna▪ Hetvattenpanna▪ Varmluftsugn
Svaveldioxid, Stoft	<ul style="list-style-type: none">▪ Ångpanna▪ Hetvattenpanna▪ Varmluftsugn

2.2.3 Karskär Energis reningsanläggningar

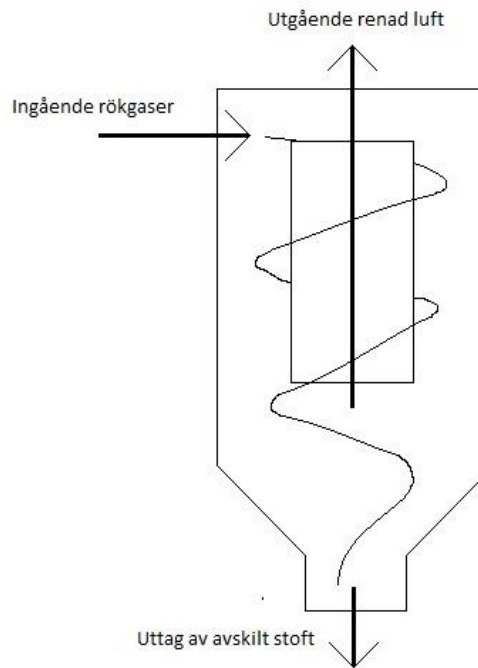
Från förbränningsanläggningar kan utsläpp av luftföroreningar minskas genom reningsanläggningar, val av bränsle och processtekniska lösningar (Naturvårdsverket, 2005). För att avskilja stoft används dynamiska avskiljare som cykloner, multicykloner (ett antal små parallellkopplade cykloner), elfilter och textila spärrfilter (Naturvårdsverket, 2005). Rökgaskondensering har en renande effekt för både svaveldioxid och stoft utöver produktionen av fjärrvärme. För att minska stoftutsläppen kan tillsatser användas i eldningsoljan (Naturvårdsverket, 2005).

En cyklon är ett mekaniskt och dynamiskt renings sätt för att avskilja stoft. Principen är att rökgaserna leds in i cyklonens övre del och tvingas till rotation. Stoft faller ner till cyklonens koniska botten där det avskiljs och renad luft leds ut i cyklonens övre del (Hultman, 1997). En principskiss på en cyklon kan ses i figur 6. Cykloner används främst för att avskilja partiklar större än 5 µm och fungerar ofta som föravskiljare till elfilter, textila spärrar eller rökgaskondensorer (Naturvårdsverket, 2005).

En rökgaskondensator fungerar ungefär på samma sätt som en skrubber. När värme tas ut från rökgaserna och de kondenserar följer partiklar med vattendropparna som avskiljs och förs till avlopp (Naturvårdsverket, 2005). En väl fungerande rökgaskondensator kan enligt Naturvårdsverket (2005) avskilja mellan 50–75 % av stofthalten och reningseffekten från rökgaskondenseringen kan ses som en bonus utöver värmeproduktionen.

Karskär Energi använder sig av stoftavskiljare av multicyklon- och cyklontyp för rening av oljestoft från ångpannans oljedel (Karskär Energi AB, 2005). För att avskilja stoft i rökgaserna från ångpannans bibränsledel används en grovcyklon

som föravskiljare innan ytterligare rening sker när rökgaserna passerar ett elfilter och rökgaskondenseringsanläggningen (Karskär Energi AB, 2005).



Figur 6 Principskiss för en cyklon (Hultman, 1997)

2.3 MILJÖMÄSSIGA FÖRÄNDRINGAR

Korsnäs och Karskär Energi har under perioden 1985-2009 gjort flera miljömässiga åtgärder som har minskat utsläppen från fabriksområdet. Med åren har utsläppskraven blivit allt strängare och installationer av flera reningsanläggningar har utförts och flera ombyggnationer har gjorts som påverkat utsläppen. De största miljömässiga förändringarna som påverkat emissionerna av sot, stoft och svaveldioxid presenteras i detta avsnitt och är hämtade från Korsnäs och Karskär Energis miljörapporter, interna rapporter och koncessionsansökningar åren 1985-2009.

2.3.1 Produktion

Produktionen hos verken påverkar hur stora emissionerna blir från området. Karskär Energis produktion har förändrats under perioden efter behovet av ånga och fjärrvärme. Användningen av olja och dess svavelhalt har framför allt förändrats. Oljeförbrukningen är typiskt högre på vinterhalvåret och för perioden 1985-2009 var svavelhalten högst på 1980-talet för att sedan minska i början av 1990-talet. Produktionen hos Korsnäs och Karskär Energis bibränsledel har förändrats under perioden men inte i samma utsträckning som oljeanvändningen.

2.3.2 Installation av reningsanläggningar och ombyggnationer

Ombyggnationer och installationer av reningsanläggningar på fabriksområdet sedan 1980-talet presenteras nedan vid respektive årtal.

1987 – Sodapanna 5 installerades och en ny barkanläggning och torkmaskin togs i drift. Sodapanna 5 ersatte så småningom två äldre sodapannor, sodapanna 1 och 3, vilket innebar bättre rökgasrening och lägre emissioner. Rökgasreningen blev totalt sett bättre då ett elfilter med tre kamrar och en skrubber av typen MoDoSF installerades på sodapanna 5. Utsläpp av gaser från sodapannorna kom att ske vid en högre höjd än tidigare då skorstenshöjden ändrades från 76 m till 100 m.

1988 – I november installerades mesaugn 3 och i december togs fiberlinje 3 och ett nytt blekeri i drift och rökgasrening i form av elfilter installerades på mesaugnarna.

1989 – Ångpannans bibränsledels kapacitet ökades och ett nytt elfilter installerades med grovavskiljare för stoft.

1990 – Viss mängd eldningsolja i mesaugnarna ersattes med becolja som har lägre svavelhalt.

1991 – En svaveldioxidskrubber installerades efter gasförbränningsugnen för svavelhaltiga illaluktande gaser där huvuddelen av svavelemissionen härrör från. En stor reduktion av emissionerna kunde ses och enligt Korsnäs miljörapporter och årliga besiktning reducerades emissionerna till luft med 90 % i slutet av året och svaveldioxidemissionerna från gasförbränningsugnen halverades.

1996 – Rökgaskylaren efter ångpannans bibränsledel totalförstördes i juli på grund av brand i elfiltret i samband med kraftavbrott. Haveriet orsakade merförbrukning av eldningsolja och ny kylare togs i drift i november.

1997 – Ett reservsystem installerades för förbränning av svavelhaltiga illaluktande gaser som ökade tillgängligheten för förbränning till 99 %. Lukten från rökgaserna minskade men inte svavelemissionen totalt sett (Johan Skäringer, 2013 muntlig källa).

1998 – För att minska diffusa utsläpp av svavelföreningar vid Korsnäs genomfördes flera åtgärder enligt en utredning gjord av ÅF-IPK. I utredningen undersöktes de tio största punktkällorna som stod för 90 % av utsläppen. Åtgärderna som gjordes var:

- Förbättring av övervakningssystem för säkerhetsutluftningarna i starkgassystemet.
- Kondensering av flissilogaser och avledning av kondensat till stripperkolonn.
- Förbättring av dräneringen i starkgassystemet.
- Införande av vitlutskrubber för gaser från avluftning, brännlutcistern och nödutluftningar i starkgassystemet.
- Trimning av lutskrubbning i imrör från sodapanna 4 och 5.
- Avledning av vitlut från hartsokeriskrubber till kokeri.

En rökgaskondenseringsanläggning installerades i november i anslutning till ångpannas bibränsledel och beräknades ersätta 5600–6500 m³ eldningsolja per år. Detta ledde till ytterligare stoftavskiljning från ångpannans bibränsledel i skrubbern tillhörande rökgaskondenseringsanläggningen.

2000 – För att minska diffusa svavelhaltiga utsläpp genomfördes en åtgärd från planen ÅF-IPK tog fram. Åtgärden var att byta ut lutångkondensatcisternen (LUKO) mot en ny som kopplas på starkgassystemet och därmed minska belastningen på hartskokeriskrubbern. Tillsammans med åtgärderna 1998 beräknades de diffusa svavelutsläppen minska med 50 %.

2001 – Samtliga fraktfartyg drivs med lågsvavlig olja.

2004 – Flisfickan på fiberlinje 3 byggdes om för att minska utsläppen av illaluktande svavelföreningar. Arbete gjordes med oljeadditiv för att minska korrosion och stoftutsläpp från ångpannan.

2006 – En stor renovering gjordes av elfiltret på barkpannan.

2008 – Ett byte från eldningsolja E05 till E06 hos Karskär Energi ledde inte till en miljömässig förbättring utan snarare en försämring med ökande stoftutsläpp och efter en period byttes oljan tillbaka till E05.

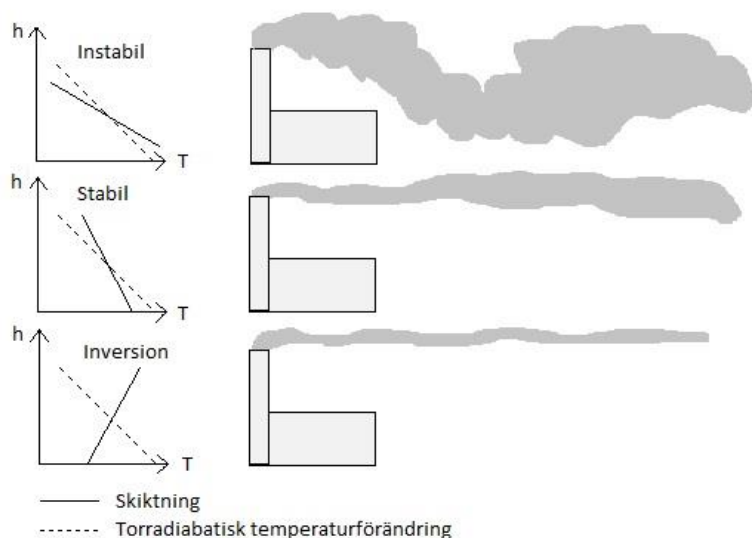
2.4 SPRIDNING AV LUFTFÖRORENINGAR

När en luftförorening släpps ut från en punktkälla sprids den, späds ut och omvandlas eventuellt till andra ämnen innan den deponeras på markytan (Afzelius m.fl., 1997). Det totala nedfallet av luftföroreningar består av summan av våtdeposition och torrdeposition (Akselsson m.fl., 2010). Våtdeposition sker via nederbörden och torrdeposition sker när gaser och partiklar deponeras direkt på markytan eller fastnar i trädkronor för att sedan sköljas ned på marken via krondropp. Meteorologin har en stor inverkan på hur föroreningshalterna blir i luften. Faktorer av stor betydelse för hur föroreningar sprids är temperatur, vindhastighet, vindriktning och nederbörd. Höjden varvid utsläppet sker har också stor betydelse för hur föroreningar sprids och blandas om i luften (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b).

2.4.1 Vertikal temperaturgradient

Den vertikala temperaturskiktningen i atmosfären påverkar hur lätt föroreningarna blandas in i luften. Hur en plym från en skorsten sprids i vertikalled beror på luftens temperaturskiktning och som referens används den torradiabatiska temperaturgradienten. Den torradiabatiska temperaturgradienten är ett avtagande med 1°C per 100 m och är den temperaturändring som sker i en luftvolym när den höjs eller sänks utan energiutbyte från omgivningen (Afzelius m.fl., 1997). En effektiv omblandning sker om temperaturen avtar med stigande höjd snabbare än den torradiabatiska temperaturgradienten vilket kallas för instabil skiktning. Den lättare varma luften på låg höjd får en tendens att stiga och den kalla luften på hög höjd får en tendens att sjunka och det medför att luften blandas om (figur 7). Enligt Afzelius m.fl. (1997) utmärker sig denna typ av skiktning med generellt låga föroreningskoncentrationer på grund av att plymen sprids ut, men med enstaka höga koncentrationer nära utsläppskällan. Stabil skiktning sker då temperaturen avtar med höjden mindre än den torradiabatiska (figur 7). Luft som transporteras nedåt kommer att bli varmare än omgivningen och stiga och luft som transporteras uppåt kommer att bli

kallare än omgivningen och sjunka. Dessa tendenser gör att vertikallrörelserna dämpas och omblandningen försämras. Enligt Afzelius m.fl. (1997) blir föroreningskoncentrationerna i plymen relativt höga vid stabil skiktning. En ökning av temperaturen med höjden kallas extremt stabil skiktning eller inversion (figur 7) och förekommer främst vid klart väder under vår, höst eller vinter när markytan kyls ned kraftigt. Denna typ av skiktning ger en ännu starkare dämpande effekt jämfört med stabil skiktning (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b). Enligt Afzelius m.fl. (1997) blir den vertikala omblandningen av luften liten och föroreningshalterna kommer att ligga på en hög och jämn nivå och nära utsläppspunkten blir koncentrationen låg då luftföroreningarna inte når ner till marken på grund av den dåliga omblandningen.



Figur 7 Temperaturskiktningens påverkan på rökgasplymen från ett punktutsläpp. Diagrammen visar temperaturen (T) och höjden (h) för stabil- och instabil skiktning och inversion. För respektive skiktningstyp visas ett typiskt utseende på rökgasplymen (Afzelius m.fl., 1997)

2.4.2 Vind

Vinden påverkar hur utsläppen av gaser och partiklar sprids i luften genom vindriktning och vindhastighet och därmed vilka områden som kommer att påverkas av utsläppen (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b). Det storskaliga vindsystemet påverkar transporten av långväga föroreningar och dess spridning. Enligt Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund (2013b) ger sydliga vindar ofta högre bakgrundshalter jämfört med västliga och nordliga vindar som blåser in från Atlanten och Norra Ishavet. Vindhastigheten påverkar utsläppens omblandning och spädning i atmosfären. Hög vindhastighet leder till bra omblandning, utspädning och i regel bra luftkvalitet. Kombinationen av en stabil skiktning och låga vindhastigheter kan orsaka höga halter av luftföroreningar (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b).

2.4.3 Nederbörd

Nederbörd påverkar luftburna föroreningar så att de tvättas ut genom våtdeposition. Detta sker när luftföroreningar binds till vattenånga eller vatten i luften och följer med till marken via nederbörden. Fukt binder även partiklar på marken och medför att partikelhalterna i luften blir lägre då marken är fuktig för att sedan öka när marken torkar upp (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b).

2.4.4 Utsläppshöjd

Förutom meteorologiska faktorer har höjden där utsläppen sker betydelse för spridningen. Afzelius m.fl. (1997) skiljer på spridning från höga skorstenar, låga skorstenar på hustaksnivå och exempelvis bilar på marknivå. Utsläpp som sker från höga skorstenar hinner spädas ut mer innan de når marken och kommer snabbare transporteras bort från området då vindhastigheten generellt ökar med höjden. Utsläpp från punktkällor sprids i allmänhet i en väldigt smal vinkel. Detta bidrar till att enbart en smal sektor påverkas av utsläppet beroende på vindriktningen och när vinden sedan byter riktning påverkas en annan sektor (Afzelius m.fl., 1997).

2.5 GAUSSISK SPRIDNINGSMODELL

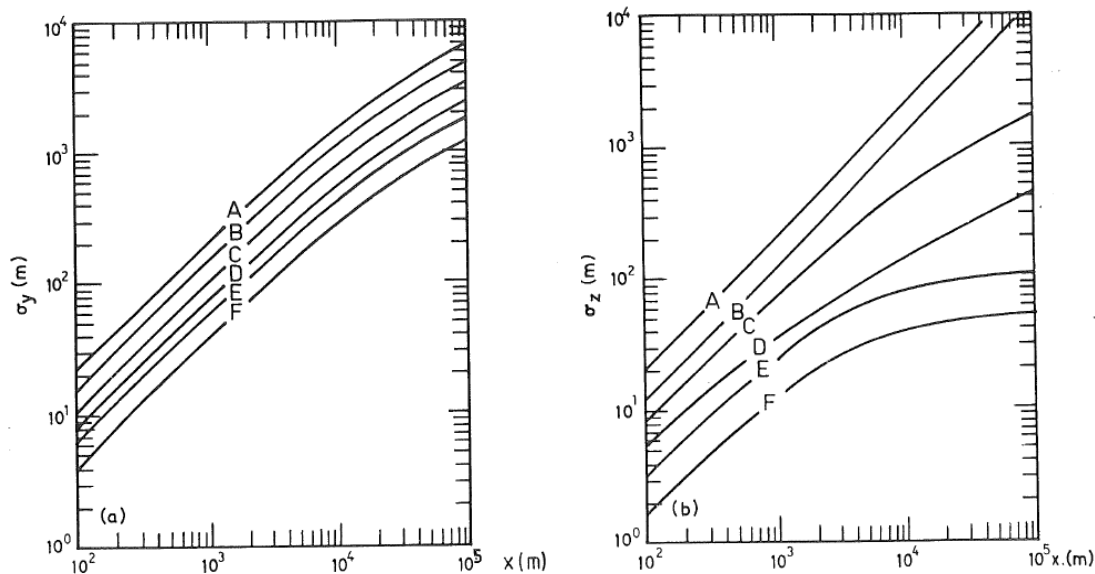
Den gaussiska spridningsmodellen är en ofta använd modell för beräkning av spridning av rökgasplymer från punktkällor som till exempel skorstenar. Modellen antar att partiklarna/molekylerna av en luftförorening släpps ut kontinuerligt och med en konstant koncentration från en tänkt punktkälla (Wayne, 1995). Luften antas ha konstant vindriktning och hastighet. Luftföroreningen följer vindriktningen samtidigt som partiklarna slumpmässigt kolliderar med varandra, sprids ut och bildar en rökgasplym (Wayne, 1995). En partikels placering kommer vid en viss tidpunkt vara summan av flera stokastiska rörelser och kommer i genomsnitt ge en normalfördelad utbredning av plymen i sidled och i höjddled. Variationen i koncentration kommer att bero på tiden/hur långt plymen har färdats. Standardavvikelsen för plymen i höjd- och sidled anges som σ_z och σ_y och är en funktion av sträckan x i horisontalled (Wayne, 1995). Den tredimensionella modellen ges av gaussiska plymekvationen

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y(x) \sigma_z(x)} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2(x)} + \frac{z^2}{\sigma_z^2(x)} \right)} \quad (1)$$

där Q är emissionshastigheten (kg/s), u är vindhastigheten (m/s) och C är koncentrationen (kg/m³) av föroreningen (Wayne, 1995). Standardavvikelserna $\sigma_z(x)$ (m) och $\sigma_y(x)$ (m) kan bestämmas med empiriska uttryck och beror på atmosfärens stabilitetsklass (Wayne, 1995). Spridningen av plymen är starkt beroende av atmosfärens skiktning. Ett sätt att beräkna den gaussiska spridningen är att använda Briggs formel (Korsakissok & Mallet, 2009)

$$\sigma_y = \frac{\alpha x}{\sqrt{1 + \beta x}}, \quad \sigma_z = \alpha x (1 + \beta x)^\gamma \quad (2)$$

där α , β och γ är parametrar som baseras på Pasquill–Turners sex stabilitetsklasser baserade på Prairie Grass experiment och x är avståndet från källan i vindens riktning.



Figur 8 Horisontell och vertikal standardavvikelse enligt stabilitetsklasserna A-F med avståndet från utsläppskällan (Högström & Smedman, 1990)

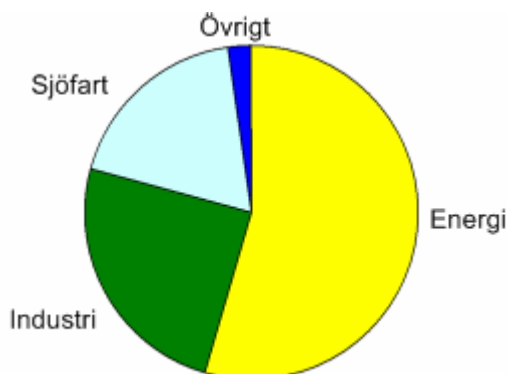
I tabell 3 är klasserna indelade efter vindhastighet, instrålning under dagen och molnighet nattetid (Högström & Smedman, 1990). Klasserna A-C representerar en instabil skiktning dagtid, D representerar mulna dagar och nätter med typisk neutral siktnings och E/F representerar nätter med typisk stabil skiktning. Klass A representerar extremt instabila förhållanden och F de mest stabila (Korsakissok & Mallet, 2009). Briggs formel har anpassats med olika parameteruppsättningar för att kunna användas för urbana områden respektive landsbygd. Indata som krävs till modellen är höjden på skorstenen, vindhastighet vid utsläppskällan, plymlyft och "buoyancy flux". Plymlyftet är höjden plymen stiger från skorstenen på grund av rökgasens relativt höga temperatur och utsläppshastighet och tillsammans med skorstenshöjden fås den effektiva skorstenshöjden (Högström & Smedman, 1990). Plymlyft som beror på temperaturskillnader kallas "buoyancy flux" (Högström & Smedman, 1990).

Tabell 3 Pasquill–Turners sex stabilitetsklasser baserade på Prairie Grass experiment (Högström & Smedman, 1990)

Vindstyrka vid marken (m/s)	Solinstrålning			Natt	
	Stark	Medel	Svag	Tunt mulet eller $\geq 4/8$ låga moln	$\leq 3/8$ molnighet
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

2.6 LUFTHALTER OCH NEDFALL AV SVAVEL

Den största utsläppskällan av svaveldioxid (SO_2) till luft är förbränning av svavelhaltiga bränslen som eldningsolja och kol (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005; Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b). Svaveldioxid produceras även naturligt genom biologisk nedbrytning och vulkanutbrott (Jakobson m.fl., 2002). SO_2 :s atmosfäriska livstid är ungefär en dag (Hill, 2010). Omvandling sker sedan till sulfat (SO_4^{2-}) och svavelsyra som bildar partiklar. Dessa följer med regnet ned till marken eller sjunker sakta ned på grund av gravitationen. Partiklarna kan vara luftburna i många dagar och är så små som 0,1-1 μm i diameter. Endast 10 % av det svavel som faller ned i Sverige härstammar från inhemska källor och resten kommer från långväga transporter från andra länder (Afzelius m.fl., 1997; Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). Detta leder till att svavelnedfallet i Sverige är större än utsläppen. Ungefär hälften av det sura nedfallet är torrdeposition som mer sannolikt sker nära emissionskällan (Hill, 2010). Den största emissionskällan av SO_2 i Stockholm och Uppsala län, Gävle kommun och Sandvikens kommun är elproduktionen följt av industrin och sjöfarten (figur 9) (Stockholms och Uppsala län luftvårdsförbund, 2013b).



Figur 9 Fördelning av SO_2 -emissionen i Stockholm och Uppsala län och Gävle kommun och Sandvikens kommun (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b)

Emissioner av SO_2 var den största källan till försurning av mark och vatten under 1990-talet (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013a). Detta beror på omvandlingen i luften till sulfat och svavelsyra som har försurande egenskaper (Hill, 2010). Nedfallet av sulfat kommer även till viss del naturligt från havssalt (Akselsson m.fl., 2010). Försurning har en negativ effekt på mark genom att växtnäring lakas ut på grund av tillförseln av vätejoner och sulfatjoner (Elvingsson, 2001). Sulfatjonerna lakas lätt ut och tar med sig positiva joner från marken som ersätts av vätejoner genom jonbyte. Detta gör att förrådet av växtnäring i marken minskar (Elvingsson, 2011). Vid lägre pH ökar lösligheten hos metaller som aluminium, kvicksilver och kadmium vilka blir giftiga för växter och djur i för höga koncentrationer. Surt regn och SO_2 i gasform har en korrosiv effekt och orsakar skador på kulturarv, byggnader och ledningar (Elvingsson, 2001). Svaveldioxid och sulfatpartiklar har en irriterande effekt på luftvägarna hos människor och partiklarna kan tränga djupt ned i lungorna (Afzelius m.fl., 1997).

Svaveldioxid är en luftförorening som har mätts under lång tid och halterna var ofta för höga i städerna (Afzelius m.fl., 1997). Kol användes till att värma bostäder vilket ledde till höga halter av både SO_2 och sot. SO_2 -halterna i luften har dock minskat i både

Sverige och Europa de senaste decennierna och enligt Afzelius m.fl. (1997) har en minskning setts i hela Europa sedan 1980-talet. De högsta SO₂-emissionerna i Europa skedde enligt Pleijel (2007) runt 1980 och därefter har en minskning skett som medfört mindre nedfall av svavel och lägre koncentrationer av SO₂ har uppmätts i luften i både Sverige och Europa. Enligt Elvingsson (2001) har SO₂-utsläppen minskat med 90 % i Sverige mellan 1980 och 1999 och i Europa har en minskning av svavelemissioner skett med 53 % mellan 1980 och 1998. Utsläppen i Sverige var störst 1980 och en stor del berodde på oljeanvändningen. De största orsakerna till minskningen av SO₂ och nedfall av svavel är bättre rening hos industrier, utbyggnad av fjärrvärme vilket medfört en minskad oljeanvändning och sänkta svavelhalter i eldningsolja (Elvingsson, 2001). I Gävleborgs län har en kraftig minskning setts i länet under de senaste 20 åren (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005) och enligt Hallgren m.fl. (2004) har en tydlig nedgång setts av SO₂-halterna sedan 1990-talet. Den urbana bakgrundsluften i svenska tätorter har allmänt låga svaveldioxidhalter (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005).

SO₂-halten ska inte överstiga 5 µg/m³ som årsmedelvärde enligt Sveriges nationella miljömål (Naturvårdsverket, 2011). För att skydda ekosystemet får inte SO₂-halten överstiga 20 µg/m³ på vinterhalvåret och för att skydda människors hälsa får inte SO₂-halten överstiga 100 µg/m³ enligt miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft (SFS 2010:477). Historiskt har vinterhalvsmedelvärdet för SO₂ varit högre än årsmedelvärdet på grund av ökad förbränning för uppvärmning på vinterhalvåret men enligt Länsstyrelsen Gävleborg (2005) är SO₂-halterna som årsmedelvärde de senaste åren ofta högre än vinterhalvsmedelvärdena. Den regionala bakgrundshalten i länet ligger vid 1 µg/m³ eller vid ännu lägre halter enligt mätningar i Hudiksvalls och Sandvikens kommun (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). Detta överensstämmer med mätningar gjorda i andra orter där bakgrundshalter mätts. Enligt Naturvårdsverket (2011) är SO₂-halterna låga och trenden är minskande och miljö kvalitetsmålet på 5 µg/m³ överskrids inte som regel. En del städer med mycket sjöfart kan ha högre halter jämfört med andra städer och lokalt kan SO₂-halten överskrida gränsvärdet i anslutning till massaindustrier. En minskning av det antropogena svavelnedfallet i kron dropp och på öppet fält har setts sedan 1980-1990-talet (Hallgren m.fl., 2004).

2.7 PARTIKLAR – STOFT OCH SOT

Partiklar kommer till luften från både naturliga och antropogena källor. Naturliga källor är upp damning från mark, partiklar från havet, bränder och frisättning från biologiskt material (Jakobson, 2002). Antropogena källor är damm från vägar, förbränning av fossila bränslen och biomassa samt industriemissioner (Jakobson, 2002). Andra källor är enligt Elvingsson (2001) diesel och bensinfordon och andra rörliga källor som arbetsmaskiner och flygtrafik.

Alla sorters partiklar med en diameter mindre än 10 µm kallas PM₁₀. Detta är en partikelgrupp som det finns gränsvärden för i miljö kvalitetsnormerna för luft (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005b). PM₁₀ består till största delen av uppvirvlat damm från trafiken, slitagepartiklar från bromsar och däck och utsläpp av stoft (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005b). Sot innefattas av PM₁₀ och bildas vid ofullständig förbränning i

industriprocesser, vid förbränning avsedd för uppvärmning och emissioner från fordon (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005; Länsstyrelsen Gävleborg, 2005b).

Partiklar har en stor påverkan på hälsan (Naturvårdsverket, 2011) och bidrar till luftvägssjukdomar, hjärt- och kärlsjukdomar, bronkit och astma (Elvingsson, 2001). De minsta partiklarna är skadligast och kan följa med inandningsluften långt ner i lungorna. Enligt Johansson m.fl. (2007) finns även ett samband mellan sot, mätt som svärtning av filter, och sjuklighet och dödlighet. Sotet kan tränga långt ned i lungorna och är en bärare av mutagena och cancerogena polycykliska aromatiska kolväten. Förhöjda halter av sot i svenska städer kommer enligt Johansson m.fl. (2007) från lokala källor som fordonsavgaser och vedeldning. Sothalterna i Sverige kan under vinterhalvåret vara 2,5–10 gånger högre i urban bakgrundsluft än på sommarhalvåret och ännu högre i gaturum jämfört med den regionala bakgrundsnivån (Johansson m.fl., 2007).

Sothalterna har under 1990-talet minskat i de flesta av Gävleborgs tätorter (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). I länet har de minsta halterna setts vid senare delen av 1990-talet vartefter en liten ökning setts. Enligt IVL Svenska miljöinstitutet (2013a) är det svårt att säga något om sottrender i tätorter. En stor mellanårsvariation av lokala emissioner försvårar trendanalysen men enligt Persson (2011) har en minskning på 56 % setts i svenska tätorter.

Spridningen av partiklar beror på deras storlek och partiklarna kan transporteras långa sträckor. Små ultrafina partiklar som bildas vid förbränning har en diameter på 0,1 µm och kommer främst från trafikavgaser och vedeldning på lokal skala (Naturvårdsverket, 2011). Dessa små partiklar innefattar oförbrända organiska ämnen och sot. Sotpartiklar har en uppehållstid i atmosfären på endast ett par dagar vilket ger ett regionalt spridningsmönster (Afzelius m.fl., 1997). Damm har ännu kortare uppehållstid och sprids på lokal skala. Partiklar med en storlek på 0,2 till 2,5 µm kan spridas längre sträckor och bildas när ultrafina partiklar slås ihop. Partiklarna består av organiska ämnen, oxiderande svavel- och kväveföreningar och kan finnas i luften i flera veckor (Naturvårdsverket, 2011).

2.8 NATRIUM OCH KALCIUM

Natriumjoner (Na^+) och kalciumjoner (Ca^{2+}) är baskatjoner och finns naturligt i luft och mark. De fungerar som växtnäring och har en motverkande effekt på försurning (Buishand m.fl., 1994). Det största nedfallet av Ca från luften kommer från antropogena utsläppskällor som cementindustrier, stålproduktion och energiproduktion (olja- och kolförbränning) och en mindre del ifrån havssalt (Bouwman m.fl., 1999). Utsläppen sker bland annat i form av dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), kalciumkarbonat (CaCO_3), kalciumsulfat (CaSO_4), kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) eller som gips (Lee & Pacyna, 1999). Ett större bidrag till nedfallet kan även komma från jordpartiklar (Bouwman m.fl., 1999). Ca- och Na-joner kommer till luften genom att Na- eller Ca-partiklar från industriemissioner eller brytande vågor löses i luftens vattendroppar eller släpps ut direkt i jonform (Claremar m.fl., 2013). Ca-partiklar släpps ut i ett brett spektrum av storleksfraktioner och kan spridas långa sträckor. Upphållstiden i atmosfären för de mindre fraktionerna

kan vara flera dagar (Lee & Pacyna, 1999). Det dominerande nedfallet av Na kommer från havssalt och är inte alls lika påverkat av antropogena källor som Ca-nedfallet (Baker m.fl., 1998). Enligt De Jong m.fl. (1997) finns ett tydligt samband mellan ökad deposition och närhet till havet vilket styrker att havssalt verkar vara den dominerande källan av Na i luften.

En minskning har setts för koncentrationen av baskatjonerna Ca, Mg och K i atmosfären om avdrag görs för havssalt (Buishand m.fl., 1994; Baker m.fl., 1998). Enligt Buishand m.fl. (1994) har minskningen skett under tidsperioden 10-26 år och av den totala baskatjonkoncentrationen står Ca för den absolut största delen. Denna minskning har setts i Sjöängen i Sverige, nordöstra Amerika, Nederländerna (Buishand m.fl., 1994) och Storbritannien (Baker m.fl., 1998). Minskningen tros bero på minskade emissioner från förbränning och industriprocesser eller förändring i vindförhållanden (Buishand m.fl., 1994; Baker, 1998). I ett väldigt förorenat område i Polen sågs en minskning av koncentrationen baskatjoner mellan 1990 och 1996 i samband med att rökgasrening installerades för att ta bort partiklar i rökgaserna från kraftverk och industrianläggningar i början av 1990-talet (Lee & Pacyna, 1999). Minskningen av baskatjoner i luften följer enligt Baker m.fl. (1998) samma trend som minskningen av emissionen av svaveldioxid. Enligt en studie gjord av Claremar m.fl. (2013) har depositionen av Ca tydligt minskat sedan 1990 och med rekonstruerad data av nedfallet av Ca över Östersjöns avrinningsområde uppskattades depositionen ha ökat fram till 1990 för att sedan minska igen. I södra Sverige sågs enligt Claremar m.fl. (2013) redan en minskning av Ca på 50 % mellan åren 1983-1991 vilket stämmer bättre med nedgången av baskatjoner enligt Buishand m.fl. (1994). En liten nedgång kunde ses i Na-nedfallet i motsatts till en studie gjord av Baker m.fl. (1998) där inga långtidstrender kunde ses för Na-koncentrationerna i luften. Säsongsvariationen av Na och Ca i luften skiljer sig åt (Claremar m.fl., 2013). Na visar något högre halter på vintern vilket indikerar på den starka marina källan. De högre Ca-halterna på sommaren indikerar på att den dominerande källan är från kontinenten (Claremar m.fl., 2013).

3 METOD

Lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda av Korsnäs i fabriken närområde samlades in från Korsnäs miljörapporter och interna dokument. Lufthalter av svaveldioxid och sot och nedfall av stoft, sulfat, natrium och kalcium analyserades. Dataserierna användes till att utvärdera hur lufthalter och nedfall sett ut de senaste årtiondena. Lufthalter och nedfall jämfördes med trender som har setts i andra studier och mätningar i Sverige genom data från IVL Svenska miljöinstitutet och mätningar gjorda i Gävleborgs län. För att kunna jämföra lufthalter och nedfall med fabriken utsläpp samlades emissionsmätningar in gjorda av Korsnäs och Karskär Energi sedan 1985. Med hjälp av dessa beräknades fabriksområdets totala emission månadsvis av svavel och stoft. För de emissionskällor där mätningar inte fanns tillgängliga beräknades eller uppskattades emissionen. I analysen användes vinddata erhållen från SMHI:s väderstationer i Gävle och Utvalnäs. Hur mycket lufthalter och nedfall kunde förklaras av fabriksområdets emissioner undersöktes genom beräkning av determinationskoefficienten (r^2) mellan lufthalter respektive nedfall och emissionerna. De största lufthalterna undersöktes specifikt för att se om de kunde härledas till fabriksområdet genom att undersöka bland annat vindriktningen under dygnet då de mättes upp. Slutligen undersöktes spridningen av luftföroreningar från fabriken skorstenar med en gaussisk spridningsmodell under olika meteorologiska förhållanden.

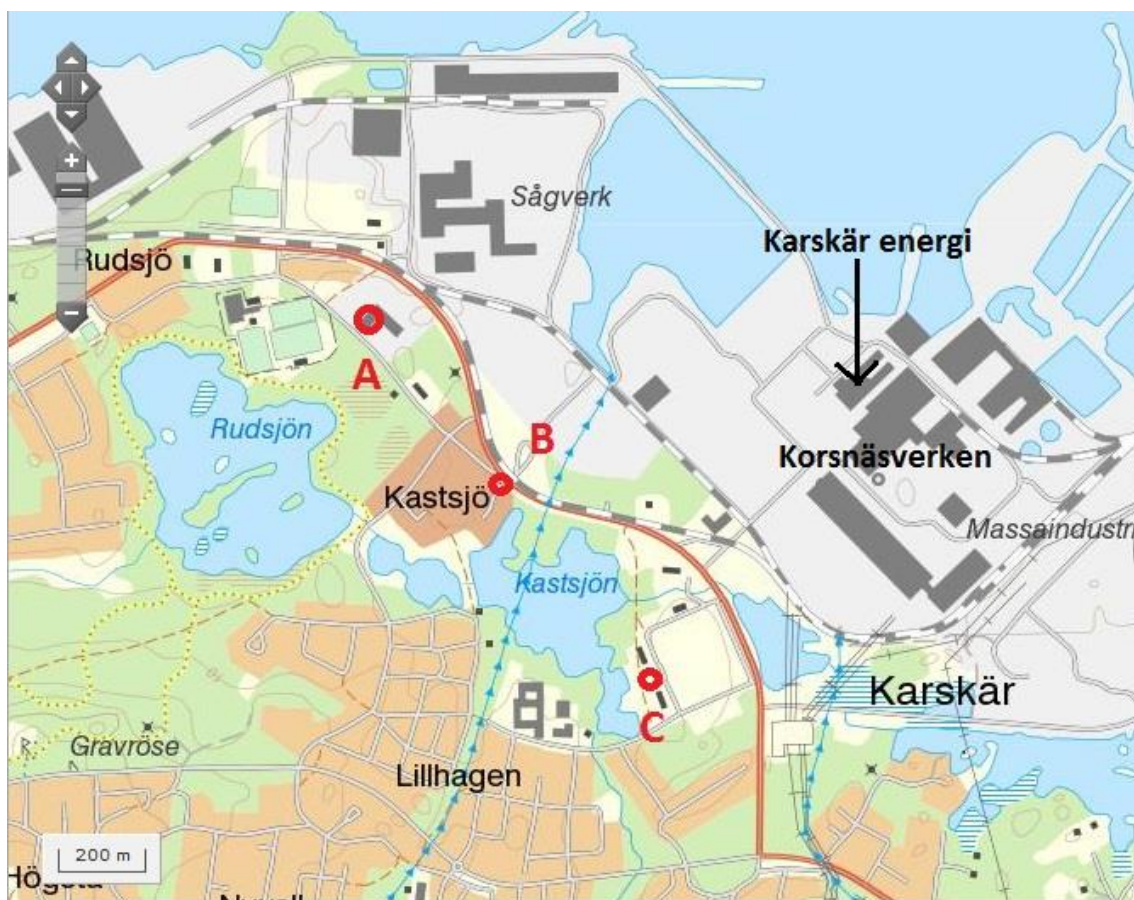
3.1 LUFTHALTS- OCH NEDFALLSMÄTNINGAR GJORDA AV KORSNÄS

Lufthaltsmätningar av svaveldioxid och sot utfördes dygnsvis mellan 1978 och årsskiftet 2009/2010 av Korsnäs vid nedfallsstation A (figur 10). Mätstationen var placerad på ett tak på Korsnäsverkens utvecklingsavdelning (figur 11). Vid analysen pumpades en känd volym luft genom ett filter och igenom en surgjord väteperoxidlösning. Filtret fångade upp sotpartiklar medan väteperoxidlösningen fångade upp luftens svaveldioxidinnehåll genom att oxidera svaveldioxiden till svavelsyra. Sothalten bestämdes genom att mäta reflektansen på filtret och använda tabellerade samband mellan volym inpumpad luft, reflektans och sothalt. Svaveldioxidhalten bestämdes med Thorin-metoden de första åren för att sedan övergå till analys med jonkromatografi.

Nedfallande stoft analyserades månadsvis mellan 1979 och årsskiftet 2009/2010 vid nedfallsstationerna B och C (figur 10). Nedfallsstation B låg på ett bensinstationstak i Kastsjö (figur 12) och nedfallsstation C låg på ett garagetak i Karskär (figur 13). Stoftet samlades upp i en tratt monterad på en plastbehållare. Vid analysen mättes nederbörd, pH, olöst- och löst substans. Den olösta substansen analyserades genom bestämning av utseende, andel biologiskt material, andel aska, andel brännbar substans och det totala olösta nedfallet. Det totala olösta nedfallet bestämdes genom filtrering av provet, torkning och mätning av nedfallets vikt. Andel aska och brännbart material bestämdes därefter genom förbränning av provet. Utseende bestämdes med mikroskopering och för varje identifierad typ av olöst substans angavs ett generellt värde mellan ett och fem på mängden av beståndsdelarna i provet. Olöst substans kunde vara löv, frön, pollen, träbitar, sand, damm, sot och kristaller. Den totala lösta substansen bestämdes och

jontyperna kalcium, natrium och kalium analyserades med flammfotometer och sulfat och klorid analyserades med jonkromatograf.

Korsnäsverkens industriområde låg relativt nedfallsstationerna A och B i östlig riktning och i nordöstlig riktning från nedfallsstation C. Nedfallsstationerna låg i västsydvästlig riktning från Gävle stad och i östsydöstlig riktning från massabruket Skutskärsverken, en annan massaindustri och emissionskälla som kan vara av intresse (Miljörapport, 2008). Alla tre nedfallsstationerna låg i nära anknäytning till vägar och bostadsområden. Omkringliggande områden var relativt öppna mot Korsnäsverken utan större byggnader och vegetation. Nedfallsstation B var mest utsatt för trafik då den låg på ett bensinstationstak, nedfallsstation C var den station som låg i närmast anknäytning till ett bostadsområde och nedfallsstation A låg närmast sågverket Setra Group AB.



Figur 10 Karta över nedfallsstationerna A, B och C, Korsnäsverken, Karskär Energi och närliggande områden (© Lantmäteriet Medgivande i2012/921)



Figur 11
Nedfallsstation A

Figur 12 Nedfallsstation B

Figur 13
Nedfallsstation C

3.2 ANALYS AV LUFTHALTS- OCH NEDFALLSDATA

Svaveldioxid- och sotmätningarna vid nedfallsstation A sammanställdes från Korsnäs årliga miljörapporter och interna rapporter från vinterhalvåret 1978/1979 fram till årsskiftet 2009/2010. Dataserierna undersöktes för att se hur halterna förändrats under perioden. Serierna ritades upp och års- och vinterhalvsmedelvärden beräknades. Den årliga variationen undersöktes genom att det genomsnittliga månadsmedelvärdet för respektive serie för åren 1985-2009 beräknades.

Nedfallet av totalt stoft, sulfat, kalcium och natrium från nedfallsstationerna B och C sammanställdes från Korsnäs årliga miljörapporter och interna rapporter för åren 1979-2009. Nedfallen undersöktes på samma sätt som för svaveldioxid och sot bortsett från att inget vinterhalvsmedelvärde beräknades. Nedfallsmätningarna för de två stationerna jämfördes med varandra för att se vilka likheter och olikheter som fanns.

3.3 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER

Lufthalter och nedfall jämfördes med utvecklingstrender för SO_2 , sot, SO_4^{2-} , Ca och Na presenterade i avsnitt 2.6, 2.7 och 2.8. Vinterhalvsmedelvärdena för sot och SO_2 jämfördes med IVL:s urbanmätnät där nationella vinterhalvsmedelvärden tagits fram genom mätningar dygnsvis i flertalet tätorter (Persson, 2011). Urbanmätnätet är ett samarbete mellan kommuner och IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Tätortsmätningarna har enligt IVL Svenska miljöinstitutet (2013a) gjorts i urban bakgrund vilket innebär ett centralt läge utan direkt påverkan av närliggande utsläppskällor för att ge medelbelastningen över tätorten. Utöver mätningarna gjorda av IVL användes vinterhalvsrsmätningar av sot och SO_2 gjorda i Gävleborgs län sammanfattade av Länsstyrelsen Gävleborg. Mätningarna utfördes i tätorterna Bollnäs, Hudiksvall, Gävle, Ljusdal, Sandviken och Söderhamn (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). Nedfallet av sulfat, kalcium och natrium jämfördes med beräknade värden enligt Länsstyrelsen Gävleborg (2005) gjorda med SMHI:s MATCH-modell och med mätningar gjorda i Gävleborgs län av Krondroppsnetet (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2013b). Krondroppsnetet mäter nedfall i Sverige på öppet fält och genom krondropp och drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet AB, på uppdrag av naturvårdsverket samt olika luftvårdsförbund, länsstyrelser och kommuner (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2013c).

3.4 EMISSIONSMÄTNINGAR GJORDA AV KORSNÄS OCH KARSKÄR ENERGI

Emissionsmätningar och beräkningar av svavel och stoft från Korsnäs och Karskär Energi görs kontinuerligt för de största emissionskällorna. Hur de mätts eller beräknats mellan 1985 och årsskiftet 2009/2010 beskrivs i detta avsnitt. Innehållet är sammanfattat från interna rapporter och Korsnäs miljörapporter (1990-2009).

3.4.1 Svavelemission

Svaveldioxidutsläppen, som elementärt svavel, mäts vid sodapannor, mesaugnar, gasförbränningsugn och reservförbränningsugn i kilo svavel per ton producerad massa. 1985 fram till 1987 mättes SO₂ vid sodapanna 1 och 3 med stickprov minst tre gånger per år. Förbränningsugnen mättes kontinuerligt och total processolja/oljesvavel beräknades för mesaugnar, förbränningsugn och sodahus och tillsammans gav dessa källor det totala SO₂-utsläppet från fabriken.

I samband med att sodapanna 5 installerades 1987 och sodapannorna 1 och 3 avvecklades 1987/88 började svaveldioxid mätas kontinuerligt vid sodapannorna. Mesaugnarnas SO₂-utsläpp började mätas vid varje mesaugn med stickprov 1989 och ersatte beräkningen av oljesvavel. 1993 började mesaugnarnas SO₂-utsläpp mätas månadsvis och idag görs mätningar kontinuerligt. Från och med 2001 mättes SO₂ vid reservförbränningsugnen som installerades 1997.

För Karskär Energi har inga svavelutsläpp mätts. Utsläppen har istället beräknats med hjälp av svavelhalten i bränslet och bränsleförbrukningen hos respektive panna. De största emissionerna av svavel beräknas komma ifrån ångpannan, hetvattenpannan och varmluftsugnen.

3.4.2 Stoftemission

Korsnäsverkens stoftemission mäts vid sodapannor och mesaugnar. Emissionerna rapporteras som kilo stoft per dygn eller som mg/m³ gas. Sodapannornas stoftutsläpp mäts som natriumsulfat och mesaugnarnas som summan av natrium- och kalciumkarbonat. Stoft mättes 1985/1986 minst tre gånger per budgetår för respektive mesaugn och sodapanna. 1989 började sodapannornas stoftemission mätas månadsvis. Mesaugnarna började mätas sex gånger per år 1990 och månadsvisa mätningar startade 1998. Metoden för bestämning av stoftemissionerna förändrades på 1990-talet från våtkemisk till gravimetrisk.

Karskär Energis stoftemission mäts vid ångpannans olje- och bibränsledel. Data finns gällande pannorna från och med 2006 då stoft började mätas kontinuerligt varje dygn. Tidigare har barkpannans stoftutsläpp mätts och rapporterats månadsvis som mg/m³ ntg 13 % CO₂ och stoftutsläppen från ångpannans oljedel som g/kg olja vid årliga besiktningar.

3.5 UPPSKATTNING AV EMISSIONER MELLAN 1985-2009

Emission av svavel och stoft från Korsnäs och Karskär Energi uppskattades månadsvis med beräkningar och mätningar (avsnitt 3.4) som gjorts av företagen under perioden

1985-2009. Respektive utsläppskällas emission bestämdes med målet att ta fram den totala svavelemissionen från industriområdet, emissionen av stoft i form av natriumsulfat och kalcium- samt natriumkarbonater från Korsnäsverken och emissionen av totalt stoft bildat vid bränsleförbränningen vid Karskär Energis biobränsle- och oljedel. I detta avsnitt beskrivs mer i detalj hur sammanställningen gjordes.

3.5.1 Korsnäs

Korsnäsverkens emissionsmätningar mellan 1985 och årsskiftet 2009/2010 sammanställdes från Korsnäs miljörapporter (1990-2009) och interna dokument. Mätningar gjordes först 1993 varje månad vid alla emissionspunkter. Uppskattningen av utsläppen för de månader som inte mätts gjordes, liksom Korsnäs rapporter, genom att använda medelvärdet av de senaste mätningarna. Svaveldioxidemissionen bestämdes för respektive emissionskälla och sedan beräknades den totala svaveldioxidemissionen som elementärt svavel enligt

$$Tot S = S_{SP_{1+3}+SP_4+SP_5} + S_{MU_1+MU_2+MU_3} \text{ eller } S_{Oljesvavel} + S_{FU} + S_{RFU} \quad (3)$$

där S är elementärt svavel, SP_x är sodapannor, MU_z är mesaugnar, FU är förbränningsugnen, RFU är reservförbränningsugnen och *oljesvavel* står för beräkningen som gjordes på 1980-talet (avsnitt 3.4.1). Alla enheter är kg per ton producerad massa. För att få fram månadsemissionen (kg) multiplicerades $Tot S$ (kg/ton producerad massa) med massaproduktionen (ton/dygn) och med antal dagar i månaden. Observera i formeln att alla komponenter inte användes för alla månader. Exempelvis hade inte SP_5 byggts vid 1985 då SP_{1+3} användes som i sin tur lades ner och reservförbränningsugnen började mätas vid 2001. För perioden 1985 till mitten av 1987 användes oljesvavel i beräkningarna för att sedan övergå till att summera respektive mesaugns emissioner och därmed ”eller” i ekvation 3.

Stoftemissionsmätningarna av natriumsulfat, natriumkarbonat och kalciumkarbonatstoff sammanställdes från Korsnäs miljörapporter (1990-2009) och interna dokument i kg per dygn. Stoftemission sammanställdes först för sodapannorna och mesaugnarna för sig och sedan beräknades det totala stoftutsläppet enligt

$$Tot Stoft = Stoft_{SP_{1+3}+SP_4+SP_5} + Stoft_{MU_1+MU_2+MU_3} \quad (4)$$

där alla variabler har enheten kg/dygn. För att beräkna månadsemissionen multiplicerades emissionen med antalet dygn under månaden. Stoft mättes liksom SO_2 inte varje månad och för de månader där inte mätningar gjorts uppskattades emissionen med årsmedelvärdet för respektive emissionskälla.

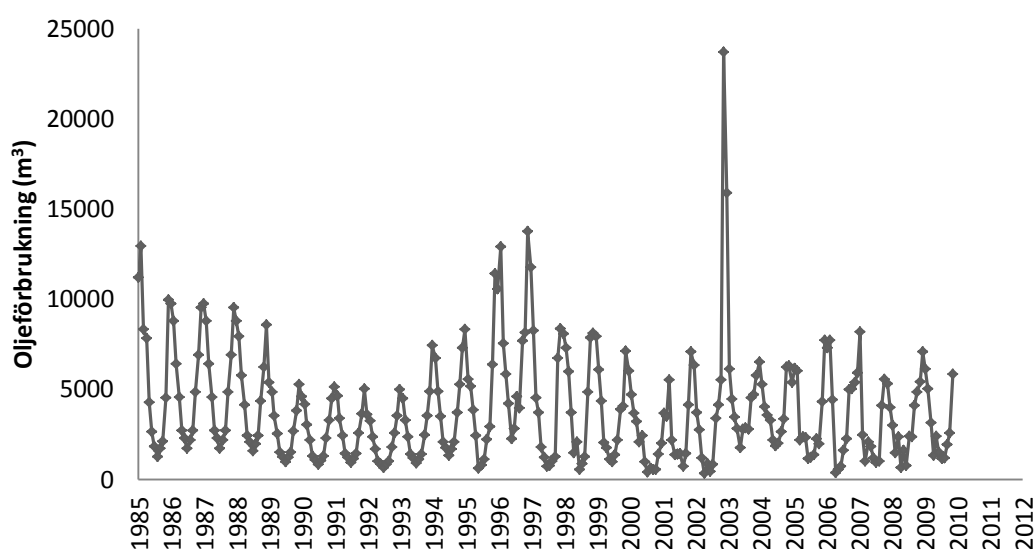
3.5.2 Karskär Energi

Karskär Energis svavelemission beräknades ur svavelhalten i bränslet och mängden bränsle i form av bark och olja som förbrukades under respektive månad. Svavelemissionen beräknades enligt

$$Tot S = V_{olja} \cdot \rho \cdot \% S_{olja} + tts\ bark \cdot \% S_{bark} \quad (5)$$

där $Tot S$ är totalt svavel (kg), V_{olja} är månadsförbrukningen av olja (m^3), ρ är oljans densitet (kg/m^3), $tts bark$ är mängd eldad torrsbstans bark (kg) och $\%S_{olja}$ och $\%S_{bark}$ är viktprocent svavel i oljan respektive barken. Svavelhalter och olje- och barkförbrukningen sammanställdes från interna rapporter, Korsnäs miljörapporter (1990-2009) och Karskär Energis miljörapporter (1990-2007). Svavelhalten i oljan fanns tillgänglig månadsvis för 1994 och framåt och årsvis för åren 1985-1993. Svavelhalten i oljan varierade i intervallet 0,25–0,95 % under åren med de högsta svavelhalterna på 1980-talet. Svavelhalten i barken varierade inte särskilt mycket och låg i intervallet 0,3–0,5 %. Densiteten hos oljan varierade under perioden i intervallet 902–987 kg/m^3 . Till beräkningarna användes ett årligt värde, som mättes upp vid besiktning, men för de år där tätare densitetsmätningar gjorts användes dessa. Det år oljans densitet varierade som mest skiljde sig densiteten mellan 902–937 kg/m^3 . Ingen reduktion av svavelemissionen antogs ske genom aska och rökgaskondensering.

Oljeförbrukningen månadsvis fanns inte tillgänglig 1986-1994. För de åren uppskattades oljeförbrukningen genom att den genomsnittliga andelen av den totala oljeförbrukningen för åren 1995-2009 som använts respektive månad beräknades. Detta kunde göras eftersom oljeförbrukningen följde ett visst periodiskt mönster varje år med en högre oljeförbrukning på vinterhalvåret och en lägre på sommarhalvåret. Andelen av oljeförbrukningen som användes i genomsnitt varje månad multiplicerades sedan med den årliga förbrukningen som fanns tillgänglig i Karskär Energis miljörapporter 1988-1994 för att få fram en uppskattning på månadsförbrukningen för året. Den årliga oljeförbrukningen antogs under 1986-1987 vara lika stor som medelförbrukningen för åren 1985 och 1988. Den uppskattade oljeförbrukningen tillsammans med den verkliga oljeförbrukningen visas i figur 14.



Figur 14 Uppskattad oljeförbrukning tillsammans med verklig oljeförbrukning för Karskär Energi 1985 fram till årsskiftet 2009/2010

Barkförbrukningen fanns tillgänglig månadsvis 1995-2009 och årsförbrukningen fanns tillgänglig 1990-1994. 1990-1994 ansågs barkförbrukningen vara konstant lika stor varje månad och 1985-1990 uppskattades den med medelförbrukningen för åren 1990-1994. Enligt Maria Carendi (2013, muntlig källa) har ångpannans biobränsledel gått fullt under åren och inte varierat på samma sätt som oljeförbrukningen.

Den totala svavelemissionen beräknades under perioden 1986-1994 enligt ekvation 5. För att undersöka noggrannheten i uppskattningen av den genomsnittliga månadsförbrukningen 1986-1990 beräknades svavelemissionen 1995-2009 med samma metod (att multiplicera genomsnittliga månadsförbrukningen av olja med årsförbrukningen). En linjär trendlinje anpassades för att bedöma hur väl uppskattningen överensstämmer med de tidigare framräknade ”verkliga” emissionerna.

Stoftemissionen (kg/månad) från ångpannans oljedel, hetvattenpannan och varmluftsugnen beräknades med mätningar gjorda av stoftemissionen (g/kg olja), oljeförbrukningen månadsvis (m^3) och oljans densitet (kg/m^3). Månadsmätningar av stoftutsläppet användes de år de fanns tillgängliga och för tidigare år användes stofthaltsmätningarna som gjorts vid de årliga besiktningarna. Den uppmätta stoftemissionen per kg olja varierade under perioden de tre år data fanns tillgänglig månadsvis i intervallen 0,4–0,6 g/kg olja, 0,1–0,4 g/kg olja och 0,2–0,6 g/kg olja. För att se hur osäkerheten i uppskattningen av oljeförbrukningen 1985-1994 påverkade beräkningarna av stoftemissionen gjordes en jämförelse likt svavelemissionen genom att jämföra den uppskattade stoftemissionen 1995-2009 med den verkliga stoftemissionen under samma period.

Stoftemissionen för ångpannans biobränsledel beräknades med stoftmätningar (mg/m^3 ntg 13 % CO_2) och rökgasflöden (m^3 ntg/h) gjorda från och med 1990. Installationen av rökgaskondenseringen 1998 innebar en reduceringen av emissionen och denna har mätts av Karskär Energi och drogs bort från den beräknade emissionen.

Karskär Energis totala stoftemission (kg/månad) beräknades slutligen genom att summera stoftemissionerna från olje- och biobränsledelen 1990-2009. 1985-1989 fanns nästan inga data från ångpannans biobränsledel att tillgå men det som fanns tillgängligt togs fram för att få en uppfattning av hur stor emissionen var på 1980-talet.

3.5.3 Total svavel- och stoftemission

Den totala svavel- och stoftemissionen (kg/månad) beräknades genom att summera Karskär Energis och Korsnäs svavelemissioner respektive stoftemissioner.

3.6 BEHANDLING AV VINDDATA

Observationer av vindriktning och vindhastighet användes från SMHI:s vindstationer Utvalnäs och Gävle A (figur 15). Vindstationerna ligger på ett avstånd av ungefär 9 km respektive 7 km från fabriksområdet och är de av SMHI:s vindstationer som ligger närmast Korsnäs.



Figur 15 Placering av vindstationerna Utvalnäs och Gävle A relativt Korsnäsverken (© Lantmäteriet Medgivande i2012/921)

Två stationer användes då stationen i Utvalnäs lades ned 1995, samma år som station Gävle A startades. Antalet vindobservationer per dygn varierade under perioden. Från 1985 fram till 1990 gjordes sju vindobservationer per dygn, två korta perioder år 1990 gjordes endast tre per dygn och från och med 1991 gjordes åtta vindobservationer per dygn. Ett stort avbrott fanns i vindserierna i slutet på 1990 och kortare avbrott fanns på olika ställen i serien. Varje vindobservation var den medelvind som observerades under ca 10 minuter. Vindriktningen anges i grader där $360,0^\circ$ motsvarar norr och vindhastigheten i m/s. Vindriktningen delades in i åtta huvudvindriktningar enligt tabell 4.

Tabell 4 De åtta huvudvindriktningarna och dess motsvarighet i grader

Vindriktning	N	NO	O	SO	S	SV	V	NV
Grader (°)	338- 22	23- 67	68- 112	113- 157	158- 202	203- 247	248- 292	293- 337

Medelvindriktningen (°) beräknades för varje dygn som det aritmetiska medelvärdet för observationerna gjorda under dygnet. En gräns för högst tillåtna spridning på observationerna sattes vid 40° i standardavvikelse. Detta motsvarade i medeltal en

avvikelse på 109° som största vinkel mellan observationerna. Största avvikelse var 130°, medianen 110° och den minsta vinkeln 70°. De flesta observationerna under dygnet låg då bra samlade. Dygnen som hade större standardavvikelse sattes som växlande vind. Ytterligare en vindserie togs fram med en halverad standardavvikelse för att få en serie med mer centrerade dygnsobservationer hos vinden. De dygn då vindriktningen växlade runt brytpunkten 360° gav medelvärdet en felaktig dygnsmedelvindriktning. Om exempelvis 350° hade mätts upp vid hälften av observationerna och 10° vid resterande gav det aritmetiska medelvärdet 180° när den egentliga huvudvindriktningen var 360°. Dessa dygn sattes i en egen kategori tillsammans med dygnen med växlande vind. Medelvindhastigheten beräknades för alla dygn genom att beräkna det aritmetiska medelvärdet för dygnens observationer. För varje nedfallsstation bestämdes vindriktningen då det blåste mot nedfallsstationen från fabriksområdet.

Korsnäs har under åren prenumererat på vinddata från SMHI som använts i miljörapporter när årets resultat för nedfallsstationerna presenterats. Vinddata sammanställdes och bestod av dominerande vindriktning för varje månad och fördelningen i procent för respektive vindriktning under månaden. Den månadsvisa sammanställningen kom likt dygnsobservationerna från vindstationerna Gävle A och Utvalnäs. Vindriktningen var indelad i åtta huvudriktningar (tabell 4). För att undersöka hur vindriktningen varierade under ett genomsnittligt år under perioden 1985-2009 beräknades procentuellt hur vindriktningen fördelade sig för varje månad.

3.7 SAMBAND MELLAN LUFTHALTER RESPEKTIVE NEDFALL OCH EMISSIONER FRÅN FABRIKSOMRÅDET

Flera analyser gjordes för att försöka finna samband mellan lufthalter respektive nedfall och emissionerna från fabriksområdet.

Lufthalts- och nedfallsmätningarna jämfördes grafiskt före och efter en miljömässig förändring skett enligt avsnitt 2.3. En jämförelse gjordes med de totala beräknade emissionerna av svavel och stoft från fabriksområdet för att se om de följde samma mönster som lufthalts- och nedfallsmätningarna.

För att undersöka hur mycket av lufthaltsmätningarna och nedfallet som kan förklaras av fabriksområdets emission beräknades determinationskoefficienten (r^2). En linjär trendlinje anpassades mellan lufthalter respektive nedfall och emission från fabriksområdet. Detta gjordes på både sorterade och osorterade dataserier.

För månadsmätningarna av nedfall vid nedfallsstation B och C sorterades data på sommar- respektive vinterhalvår och efter dominerande vindriktning under månaden. Sommarhalvår avsåg månaderna april-september och vinterhalvår oktober-mars. Vid sortering efter vindriktning användes de dominerande vindriktningarna då det inte blåste från fabriksområdet mot nedfallsstationerna som referensvindriktningar. Detta för att se om nedfallet bättre kunde förklaras av fabriksområdets emissioner de månader då den dominerande vinden blåste från fabriksområdet mot nedfallsstationerna.

Dataserierna som jämfördes var:

- Totalt stoftnedfall och total stoftemission från fabriksområdet.
- Sulfatnedfall och total svavelemission från fabriksområdet.
- Natriumnedfall och total stoftemission från Korsnäs sodapannor och mesaugnar.
- Kalciumnedfall och stoftemission från Korsnäs mesaugnar.

För lufthaltsmätningarna av sot och SO₂ vid nedfallsstation A sorterades data ut med medelvindriktning, låg och hög medelvindhastighet under dygnet och enligt sommar- respektive vinterhalvår. Emissioner beräknades månadsvis och sot och SO₂ mättes dygnsvis. Analysen gjordes därför för två fall, det första genom att beräkna månadsmedelvärden för SO₂- och sothalterna och det andra genom att anta att emissionerna från fabriken var konstanta varje månad och därefter beräkna emissionen i kg/dygn. Emissioner jämfördes med lufthalter när serierna sorterats efter de åtta vindriktningarna för att jämföra dessa mot varandra på samma sätt som för nedfallen. Ytterligare en jämförelse gjordes med de dygn där medelvindriktningen var 90-110° (ostlig) då det blåste direkt från fabriksområdet mot nedfallsstation A. Dessa sorterades ut och som referens sorterades data ut för de dygn när medelvindriktningen var 205–225° (sydvästlig vind) och 300–320° (nordvästlig vind). När sortering gjorts efter vindriktning delades serien upp för att få en serie med lägre- (≤ 4 m/s) respektive högre vindhastighet (> 4 m/s). Följande dataserier jämfördes:

- Lufthalter av SO₂ och total svavelemission från fabriksområdet.
- Lufthalter av sot och total stoftemission från Karskär Energi.

Vindserierna som bestämdes i avsnitt 3.6 användes vid sorteringen för både standardavvikelsen 40° och standardavvikelsen 20°.

3.8 FÖRDELNING AV LUFTHALTER AV SVAVELDIOXID OCH SOT

Dygnsmätningarna av sot och SO₂ sorterades från största till minsta mätvärde och de mest avvikande lufthalterna sorterades ut. Två fall undersöktes, det första med de ca hundra högsta lufthalterna av sot och SO₂. I det andra fallet undersöktes lufthalter av SO₂ mellan 50 och 301 µg/m³ och sot mellan 10 och 41 µg/m³ som motsvarar ungefär 5 % av de uppmätta dygnen. Dygnen sorterades efter medelvindriktning, år och månad för att se när och vid vilken vindriktning de högsta lufthalterna mättes upp.

För att se hur lufthalterna fördelade sig när det blåste från fabriksområdet relativt andra vindriktningar undersöktes hur fördelningen av lufthalterna såg ut i olika intervall av sot- och SO₂-halter (tabell 5). De dygn när medelvindriktningen var 90–110° (ostlig vind), vilket motsvarar att det blåser direkt från fabriksområdet mot nedfallsstationerna, jämfördes med de dygn när vindriktningen var 205–225° (sydvästlig vind) och 300–320° (nordvästlig vind).

Tabell 5 Intervall av lufthalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) som användes vid analysen av samband mellan vindriktning och lufthalter av SO_2 och sot

	Lufthalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)									
SO_2	≥ 100	70-99	50-69	40-49	30-39	20-29	10-19	5-9	2-4	≤ 1
Sot	≥ 40	30-39	20-29	15-19	10-14	7-9	5-6	3-4	1-2	$\leq 0,5$

3.9 MODELLERING AV RÖKGASPLYM

Plymen från en skorsten modellerades med en gaussisk plymmodell med Briggs formel för olika stabilitetsklasser (avsnitt 2.5). Plymen modellerades för flera olika scenarier:

- Vid utsläppshöjderna 70 m, 100 m och 140 m. Utsläppshöjderna motsvarade skorstenshöjden för mesaugnarna, sodapannorna, gasförbränningsugnen och ångpannan.
- Vid en utsläppshöjd av 10 m för att se hur spridningen såg ut från enskild förbränning.
- För hög- respektive låg vindhastighet.
- För extremt instabil skiktning (klass F) och stabil skiktning (klass A) enligt Briggs formel för landsbygd respektive urbana områden.

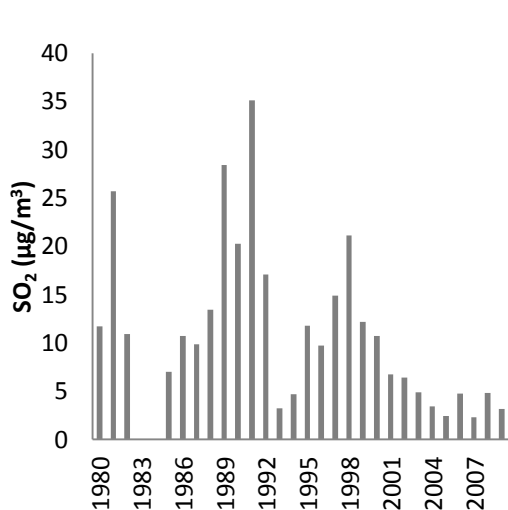
Detta gjordes för att se skillnader hos plymen vid olika extremer och relatera plymens spridning till nedfallsstationernas position relativt fabriksområdets. Plymen antogs inte ha något plymlyft.

4 RESULTAT

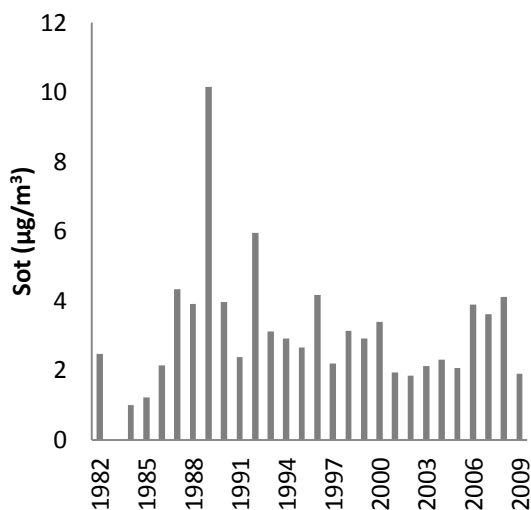
4.1 PRESENTATION AV LUFTHALTS- OCH NEDFALLSMÄTNINGAR

Lufthalterna av SO₂ (µg/m³) som års- och vinterhalvårsmedelvärde (figur 16 & 18) har minskat under perioden 1978-2009. Mellanårsvariationen var stor och flera uppgångar och nedgångar kunde ses. Särskilt tydliga var ökningarna runt 1990 och 1998 sett till årsmedelvärde. För lufthalterna av sot (µg/m³) som års- och vinterhalvårsmedelvärden (figur 17 & 19) sågs ingen nedgång men något högre halter kunde ses vid sent 1980-tal. För sot, likt SO₂, varierade lufthalterna mycket från år till år. Lufthaltsmätningarna visade även en stor dygnsvariation. Hela serien av dygnsmätningar av sot och SO₂ kan ses i bilaga A.

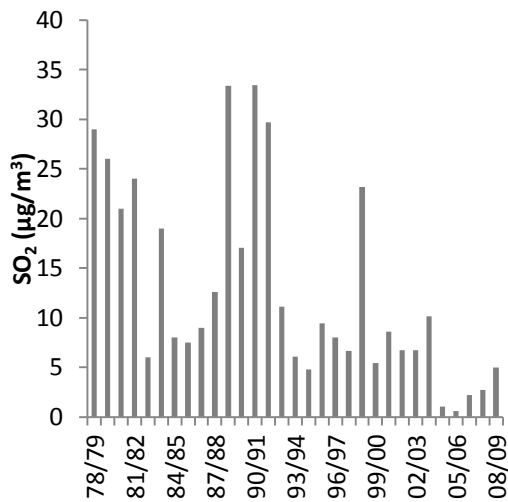
Nuvarande miljö kvalitetsnormer (MKN) avseende SO₂ för skydd av människors hälsa på 100 µg/m³ som dygnsmedelvärde överskreds vid totalt 49 dygn under 25 år. Dygnen där normerna överskreds var under åren 1989-1992 och 1998 men endast under tre av åren överskred mer än sju dygn vilket inte är tillåtet enligt idag gällande normer. Resterande dygn låg halterna under MKN. Års- och vinterhalvårsmedelvärdet för SO₂ på 20 µg/m³ för skydd för växtligheten överskreds vid åtta tillfällen som vinterhalvårsmedelvärde på 1970-1990-talet och som årsmedelvärde fyra gånger. De år där MKN överskreds var inte Naturvårdsverkets gränsvärden lika låga som idag och sett till dessa har aldrig lufthalterna av SO₂ eller sot överskridits utan varit långt under tillåtna vinterhalvårsmedelvärden.



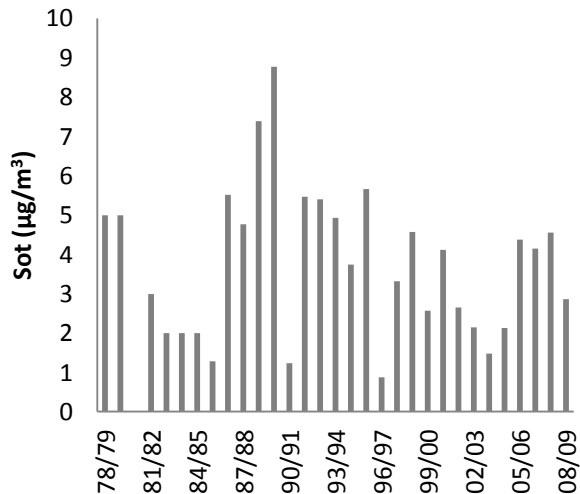
Figur 16 Lufthalter av SO₂ (µg/m³) som årsmedelvärde 1980-2009



Figur 17 Lufthalter av sot (µg/m³) som årsmedelvärde 1982-2009

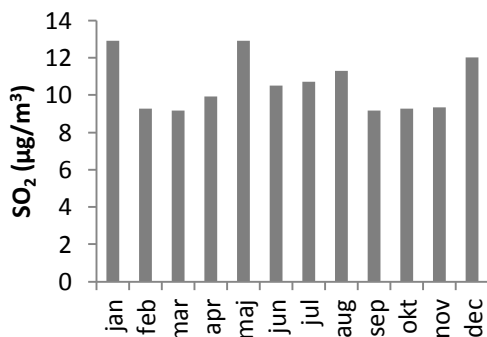


Figur 18 Lufthalter av SO₂ (µg/m³) som vinterhalvårsmedelvärde 1978/1979-2008/2009

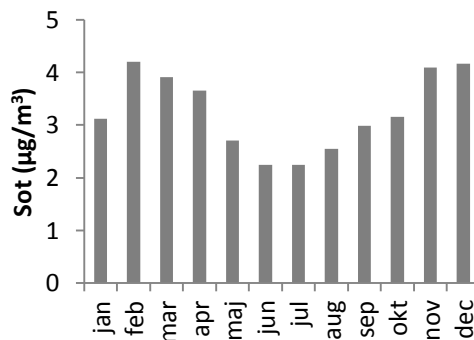


Figur 19 Lufthalter av sot (µg/m³) som vinterhalvårsmedelvärde 1978/1979-2008/2009

Lufthalterna av SO₂ (figur 20) visade ingen tydlig säsongvariation men i genomsnitt var SO₂-halterna under åren 1985-2009 något högre i januari, maj, augusti och december. De högsta lufthalterna av sot (figur 21) åren 1985-2009 mättes i genomsnitt på vinterhalvåret. Sotalthernas säsongvariation kunde ses som toppar av höga värden runt årsskiftena när hela mätserien ritades upp (bilaga A).



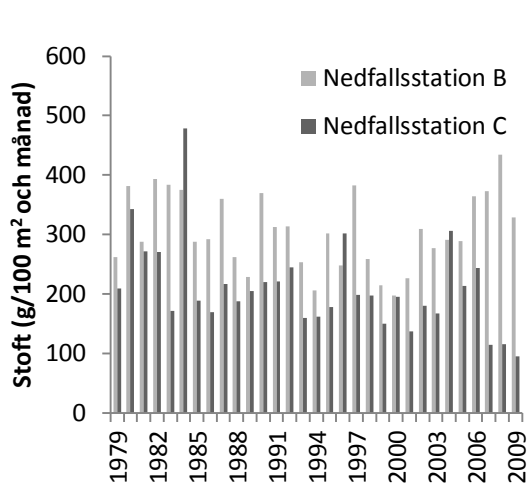
Figur 20 Genomsnittligt månadsmedelvärde för lufthaltsmätningarna av SO₂ (µg/m³) 1985-2009



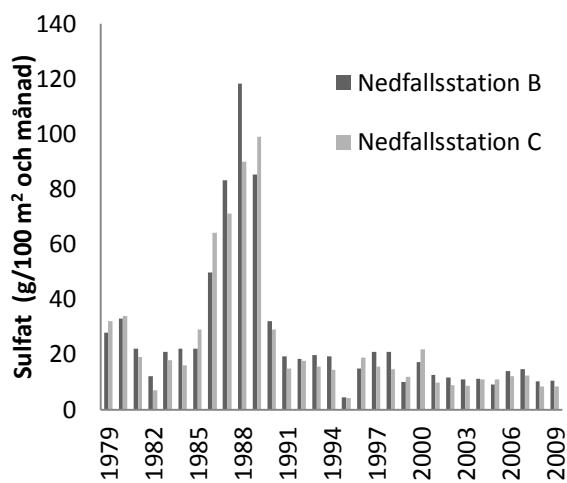
Figur 21 Genomsnittligt månadsmedelvärde för lufthaltsmätningarna av sot (µg/m³) 1985-2009

Årsmedelvärden 1979-2009 för nedfall av totalt stoft (figur 22) vid nedfallsstationerna B och C visade stor mellanårsvariationen. För nedfallsstation C kunde ingen tydlig nedgång eller uppgång ses medan en liten nedgång kunde ses vid nedfallsstation B. Nedfallet var de flesta år och månader större vid nedfallsstation B relativt C men ingen tydlig korrelation kunde ses mellan stationerna. Årsmedelvärdet för sulfat (figur 23) under samma period gick upp och ner med en topp 1986-1990. Sulfatnedfallet såg generellt ut att ha minskat med vissa årliga variationer. Sulfatnedfallet visade hög

korrelation mellan stationerna med ett r^2 lika med 91,5 % om ett linjärt samband antogs. Hela serierna med månadsmätningar av totalt stoft och sulfat kan ses i bilaga A.

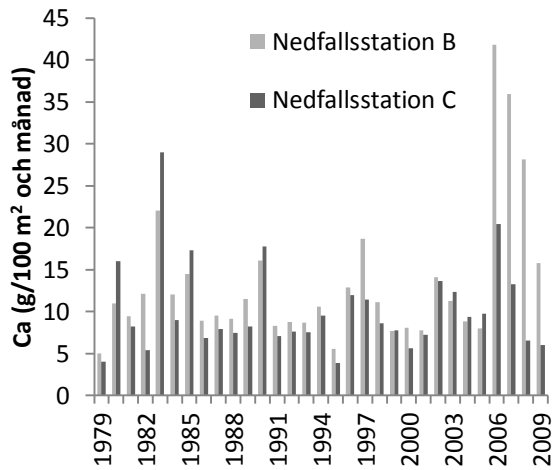


Figur 22 Stoftnedfall (g/100 m² och månad) som årsmedelvärde för nedfallsstationerna B och C 1979-2009

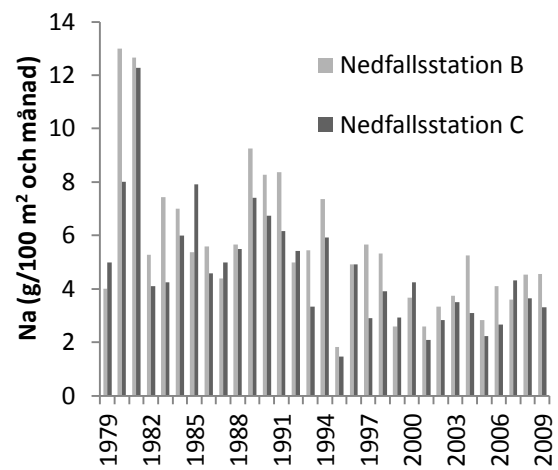


Figur 23 Sulfatnedfall (g/100 m² och månad) som årsmedelvärde för nedfallsstation B och C 1979-2009

Mellanårsvariationen för Ca-nedfallet 1979-2009 (figur 24) var stor och varken en nedgång eller uppgång kunde ses. Nedfallet av Na (figur 25) har minskat som årsmedelvärde med större nedfall på 1980-talet och tidigt 1990-tal jämfört med nedfallet på 2000-talet. Nedfallet av Na visade likt Ca-nedfallet stor mellanårsvariation. Nedfallet av både Na och Ca stämde bra överens mellan stationerna med undantag för de fyra sista åren då Ca-nedfallet vid nedfallsstation B visade en ökning som inte kunde ses vid nedfallsstation C. Hela serien av månadsmätningar av Ca- och Na-nedfallet kan ses i bilaga A.

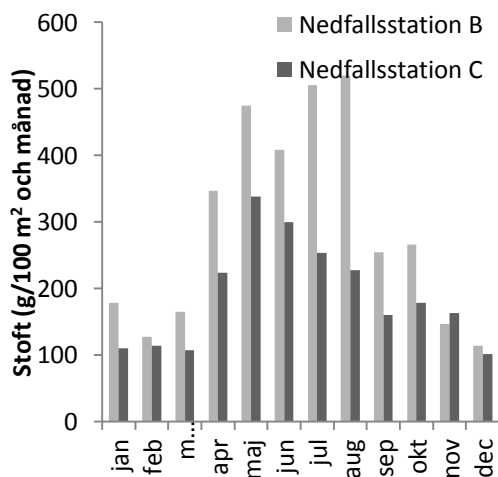


Figur 24 Kalciumnedfall (g/100 m² och månad) som årsmedelvärde för nedfallsstation B och C 1979-2009

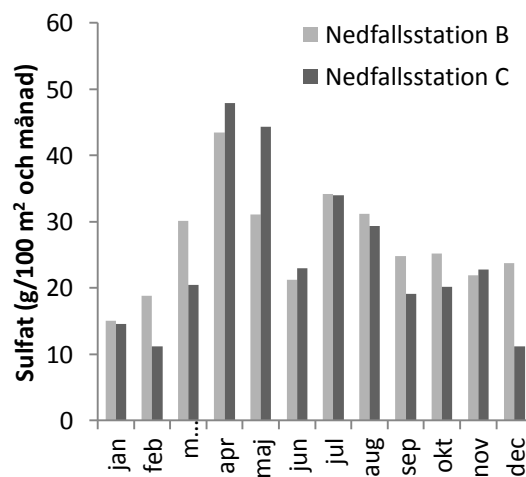


Figur 25 Natriumnedfall (g/100 m² och månad) som årsmedelvärde för nedfallsstation B och C 1979-2009

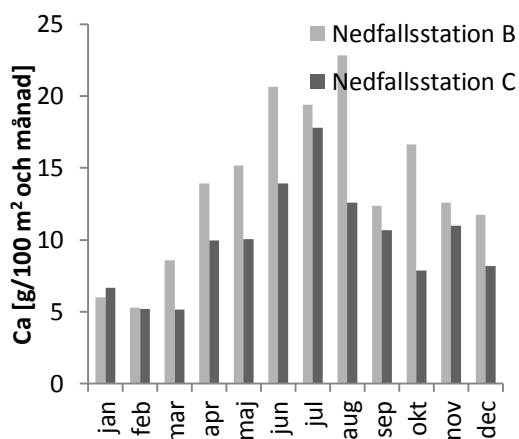
Det genomsnittliga nedfallet månadsvis av totalt stoft och Ca åren 1985-2009 (figur 26 & 28) visade en tydlig ökning på sommarhalvåret. Ökningen kunde även tydligt ses när hela mätserierna (Bilaga A) ritades upp. Natriumnedfallet (figur 29) under samma period visade ingen tydlig säsongsvariation. Sulfatnedfallet (figur 27) visade likt nedfallet av Ca och totalt stoft en ökning på sommarhalvåret och var i genomsnitt högst i april.



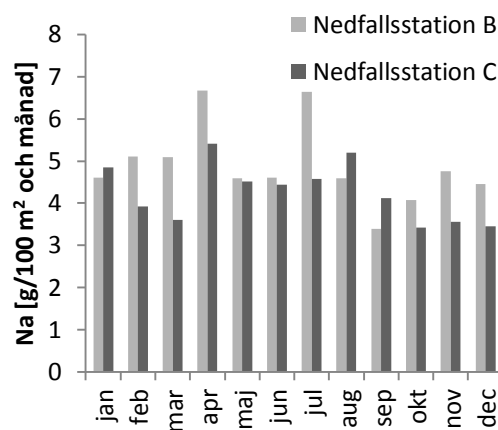
Figur 26 Genomsnittligt månadsmedelvärde för stoftnedfallet (g/100 m² och månad) vid nedfallsstation B och C 1985-2009



Figur 27 Genomsnittligt månadsmedelvärde för sulfatnedfallet (g/100 m² och månad) vid nedfallsstation B och C 1985-2009



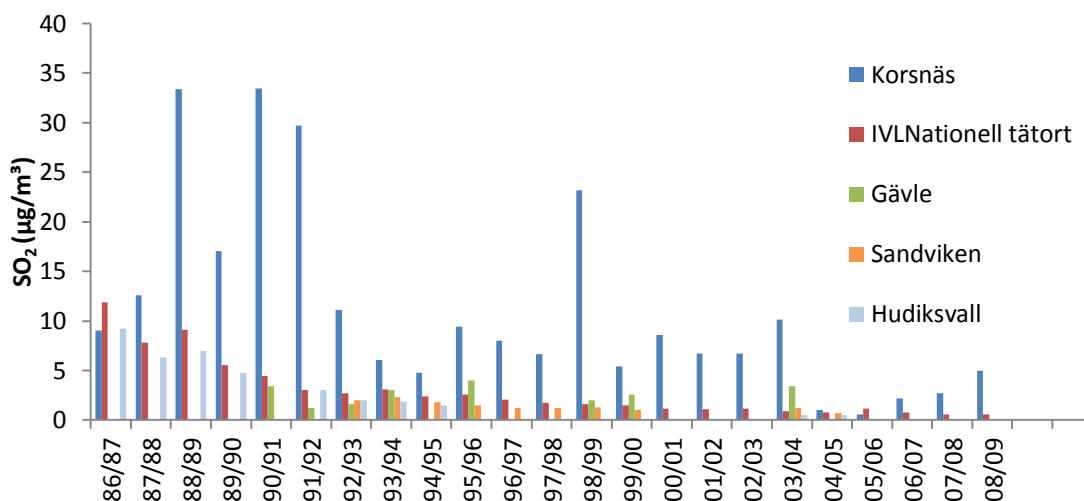
Figur 28 Genomsnittligt månadsmedelvärde för kalciumnedfallet ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstation B och C 1985-2009



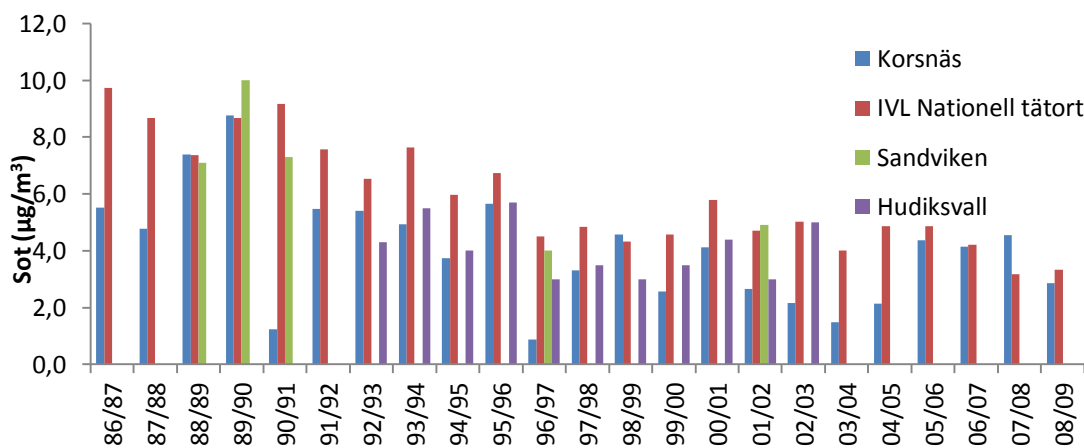
Figur 29 Genomsnittligt månadsmedelvärde för natriumnedfallet ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstation B och C 1985-2009

4.2 JÄMFÖRELSE MED TIDIGARE STUDIER

Kalciumnedfallet visade ingen tydlig minskande trend vilket setts av Buishand m.fl. (1994) och Baker m.fl. (1998). Natriumnedfallet visade istället en nedgång vilket setts av Claremar m.fl. (2013) men inte av Baker m.fl. (1998) som inte kunde finna någon minskande trend hos Na-nedfallet. Sulfatnedfallet har minskat i Sverige (Elvingsson, 2001) vilket även kunde ses i nedfallen vid Korsnäsverken. Dock kunde ingen kontinuerlig nedgång ses. I Sverige har en minskning setts för både SO_2 - och sothalten (Afzelius m.fl., 1997; Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). För SO_2 kunde en minskning ses i mätningarna gjorda vid Korsnäsverken men för sot kunde ingen minskning ses. I figur 30 och 31 visas svaveldioxid och sothalterna mätta av IVL Svenska Miljöinstitutets urbanmätnät tillsammans med lufthalterna mätta vid Korsnäsverken och de sammanfattande mätningarna gjorda av Länsstyrelsen Gävleborg från vinterhalvåret 1986/1987 fram till vinterhalvåret 2008/2009. IVL:s mätningar visade en tydlig nedåtgående trend för SO_2 sedan mätningarnas start 1986/1987 medan Korsnäsverkens mätningar inte visade en lika tydlig nedgång. Vinterhalvårsmedelvärdena av SO_2 mätta av Korsnäs var högre än både de nationella värdena och mätningarna gjorda i Gävleborgs län. Korsnäsverkens vinterhalvårsmedelvärden för sot låg under de nationella värdena i de flesta fall och låg ungefär på samma nivåer som sotmätningarna gjorda i Gävleborgs län.



Figur 30 Lufthaltsmätningar av SO₂ (µg/m³) gjorda av Korsnäs, IVL som nationellt tätortsmedelvärde (Persson, 2011) och lufthalter uppmätta i Gävle kommun, Hudiksvalls kommun och Sandvikens kommun (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005) vinterhalvåret 1986/1987-2008/2009



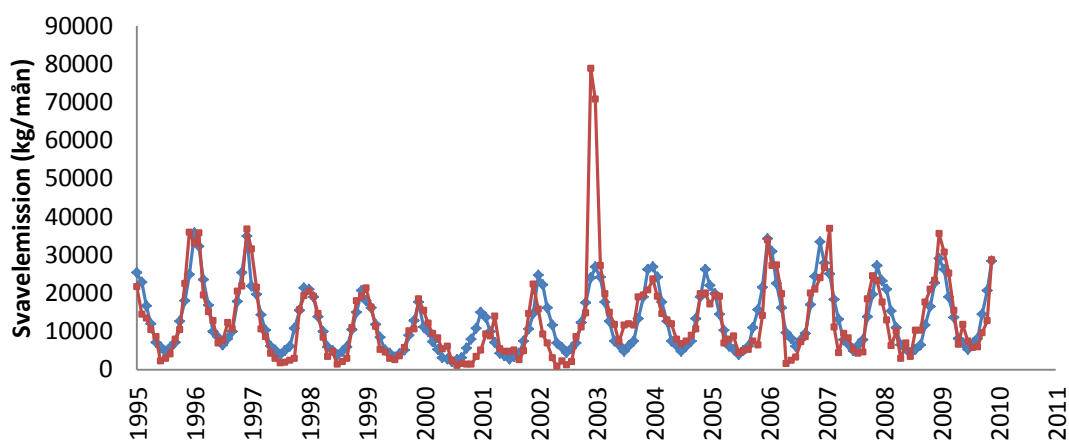
Figur 31 Lufthaltsmätningar av sot (µg/m³) gjorda av Korsnäs, IVL som nationellt tätortsmedelvärde (Persson, 2011) och lufthalter uppmätta i Gävle kommun, Hudiksvalls kommun och Sandvikens kommun (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005) vinterhalvåret 1986/1987-2008/2009

Svavelnedfallet framräknat per år med SMHI:s MATCH-modell 2005 varierade i intervallen 1,5–4,5 kg/ha i Gävleborgs län, 7–10 kg/ha i södra Sverige och 0,5–1 kg/ha i de nordligaste länen (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005). Krondroppsnetets mätningar av sulfatnedfallet per år var 2002-2006 i intervallet 1,6–4,5 kg/ha i Gävleborgs län och sulfatnedfallet mätt vid Korsnäsverken var 1,1–1,7 kg/ha under samma period. Kalciumnedfallet per år 2002-2006 mätt av Krondroppsnetet var 1,2–6,1 kg/ha och nedfallet mätt vid Korsnäsverken låg i intervallet 1-4,6 kg/ha. Natriumnedfallet per år 2002-2006 var enligt Krondroppsnetet i intervallet 1,7–5,7 kg/ha medan halterna vid Korsnäsverken låg vid 0,3–0,7 kg/ha. Sammanfattningsvis låg nedfallet vid Korsnäs i underkant eller i samma nivå som Krondroppsnetets mätningar och de framräknade nedfallen med MATCH-modellen.

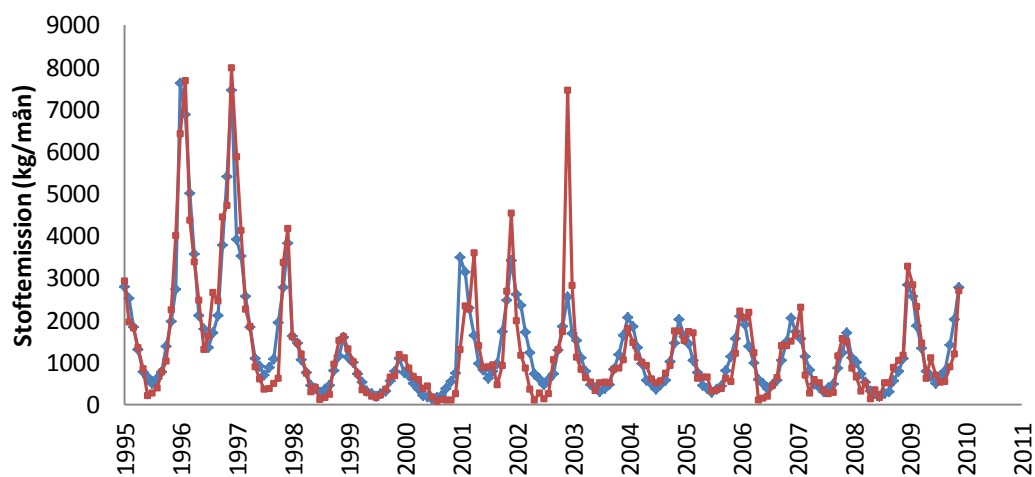
4.3 EMISSIONER FRÅN KORSNÄS OCH KARSKÄR ENERGI

4.3.1 Uppskattning av svavel- och stoftemission från Karskär Energi

Svavel- och stoftemissionen beräknad utifrån Karskär Energis uppskattade oljeförbrukning månadsvis jämfört med de beräknade svavel- och stoftutsläppen de år där oljeförbrukningen fanns att tillgå kan ses i figur 32 och 33. Den uppskattade emissionen stämde bra överens med den ”verkliga” emissionen med ett r^2 -värde på 77 % för svavelemissionen och 81 % för stoftemissionen. Uppskattningen planade ut extremer men följde de ”verkliga” beräknade emissionerna bra och fick med de största variationerna under perioden. Avvikelsen var dock stor vissa månader.



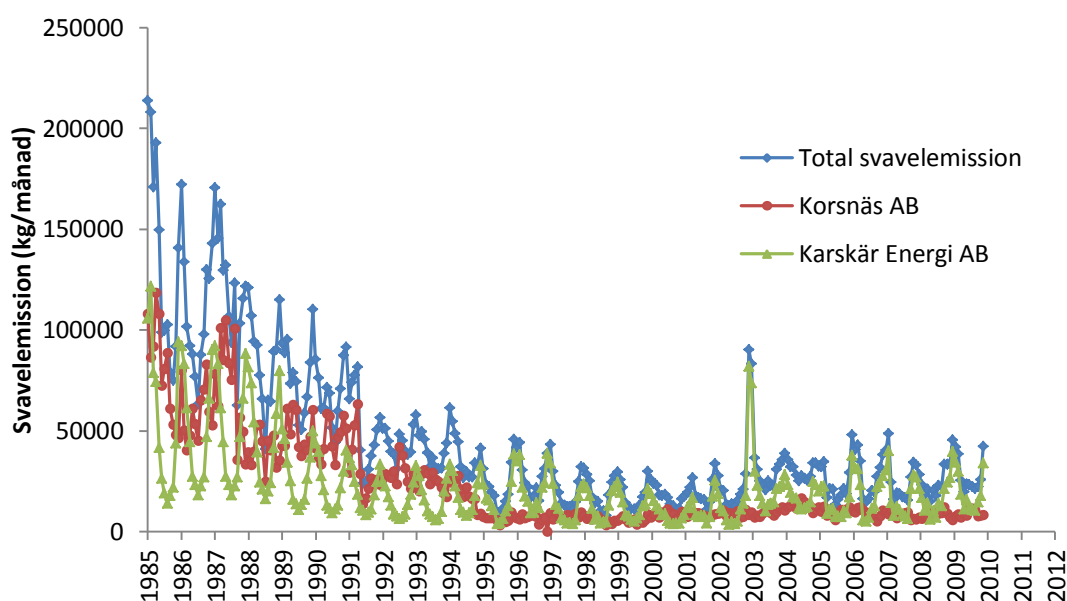
Figur 32 Beräknad svavelemission (kg/månad) (blå kurva, diamant) med hjälp av uppskattad oljeförbrukning och beräknad svavelemission ur den verkliga månadsoljaförbrukningen (kg/månad) (röd kurva, kvadrat)



Figur 33 Beräknad stoftemission (kg/månad) (blå kurva, diamant) utifrån uppskattad oljeförbrukning och beräknad stoftemissionen ur den verkliga månadsoljaförbrukningen (kg/månad) (röd kurva, kvadrat)

4.3.2 Svavel- och stoftemission från fabriksområdet

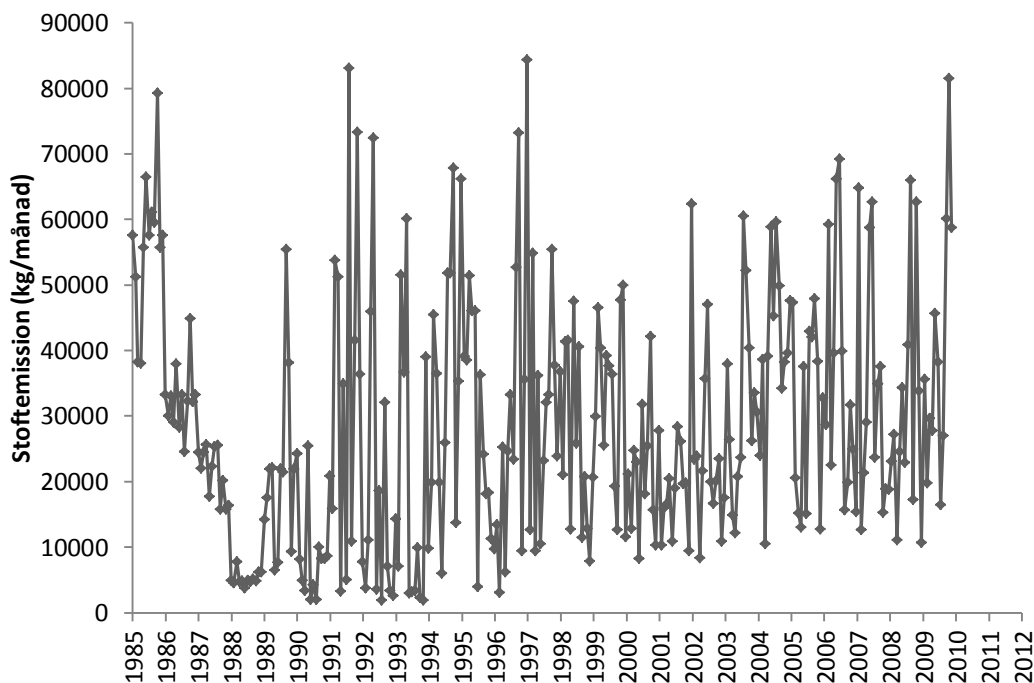
Den totala svavelemissionen från Korsnäsverken och Karskär Energi (kg/månad) åren 1985-2009 har minskat (figur 34). Svavelemissionen innefattade utsläpp av svavel från Korsnäsverkens gasförbränningsugnar, sodapannor, mesaugnar, Karskär Energis oljeanvändning i ångpannans oljedel, hetvattenpanna, varmluftsugn och barkförbränning i ångpannans bibränsledel. För att se hur utvecklingen av svavelutsläppen såg ut för respektive emissionskälla, se bilaga B. Svavelutsläppen uppvisade en årlig variation som berodde på Karskär Energis oljeförbrukning då den var störst på vinterhalvåret. Nedgången berodde på installation av reningsanläggningar och ombyggnationer (avsnitt 2.3).



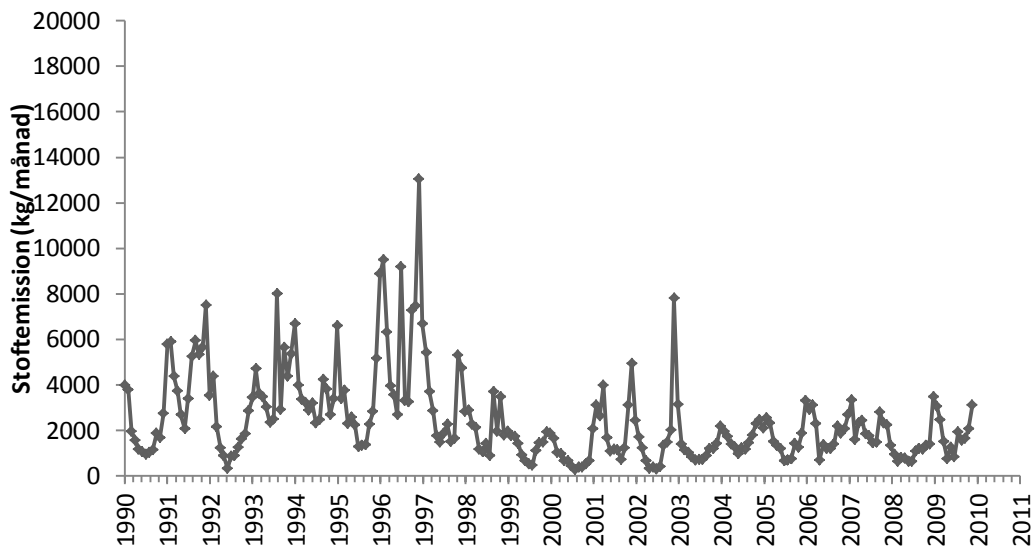
Figur 34 Total svavelemission (kg/månad) från Korsnäsverken och Karskär Energi 1985-2009

Total stoftemission (kg/månad) 1985-2009 från Korsnäsverken visas i figur 35 och den totala stoftemissionen 1990-2009 från Karskär Energi visas i figur 36. Utvecklingen av stoftutsläppen för respektive emissionskälla kan ses i bilaga B. Stoftemissionen från Korsnäsverken bestod av stoft från sodapannor och mesaugnar där sodapannorna stod för den största delen. Det såg ut som att det skedde en ökning av stoftets lägsta nivå i mitten av 1990-talet. Ökningen berodde inte på att stoftemissionen ökat utan på hur emissionen mättes. Under 1990-talet började sodapannornas imrör mätas vilket gav högre rapporterade stofthalter. Stoftemissionen från Karskär Energi bestod av stoft bildat vid olje- och barkförbränning i ångpannan och oljeförbränning i hetvattenpannan och varmluftsugnen. Emissionsminskningen 1998 berodde på installationen av rökgaskondenseringsanläggningen (avsnitt 2.3). Likt svavelemissionen (figur 34) sågs en säsongsvariation med högre stoftemission på vinterhalvåret. 1985-1989 fanns endast ett fåtal mätningar av stoft tillgängliga och togs därför inte med i tidsserien. Stoftemissionen minskade drastiskt när elfilter installerades på ångpannans bibränsledel 1989. Enligt årliga besiktningsrapporter 1985-1989 låg

stoffkoncentrationen i rökgaserna i intervallet 291-588 mg/m³ ntg 10 % CO₂ jämfört med koncentrationer på ca 1-107 mg/m³ ntg 13 % CO₂ 1990-2009. De höga halterna i rökgaserna gav en årlig stoftemission från ångpannas bibränsleled på 364 ton 1986 och 299 ton 1987 jämfört med en stoftemission på ca 4-30 ton 1990-2009.



Figur 35 Total stoftemission (kg/månad) från Korsnäsverket som summan av natriumsulfat och natrium- och kalciumkarbonat från sodapannor och mesaugnar 1985-2009



Figur 36 Total stoftemission (kg/månad) från Karskär Energi som summan av bibränsle- och oljestoft från ångpanna, hetvattenpanna och varmluftsugn 1990-2009

4.4 BEHANDLING AV VINDDATA

Tre observationer tagna vid samma tidpunkter och datum (tabell 6) fanns tillgängliga för att jämföra vindstationerna Utvalnäs och Gävle A. Vindriktningen skiljde sig som mest 10° och vindhastigheten skiljde sig som mest 2 m/s.

Tabell 6 Jämförelse av vindstationerna Utvalnäs och Gävle A vid tre observationer gällande vindriktning (°) och vindhastighet (m/s)

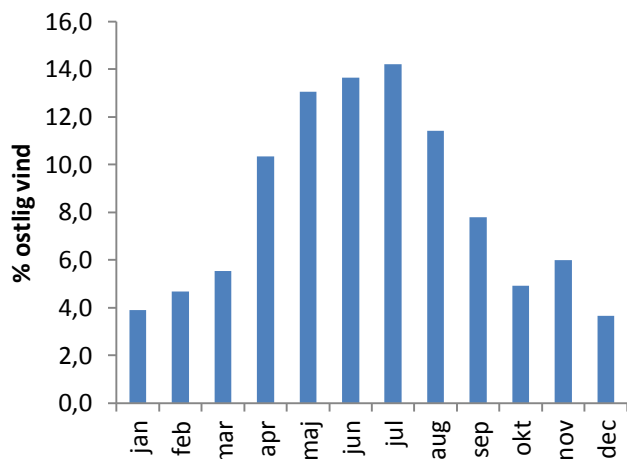
Datum	Utvalnäs		Gävle A	
	Vindrikt. (°)	Vindhast. (m/s)	Vindrikt. (°)	Vindhast. (m/s)
1995-10-13	270	3	260	4
1995-10-25	190	6	190	4
1995-10-26	210	5	220	4

Fabriksområdets position relativt nedfallsstationerna och vindriktningen från fabriksområdet för att rökgasplymen ska nå respektive nedfallsstation var ostlig och nordostlig (tabell 7).

Tabell 7 Vindriktning för att vinden ska blåsa från fabriksområdet mot respektive nedfallsstation

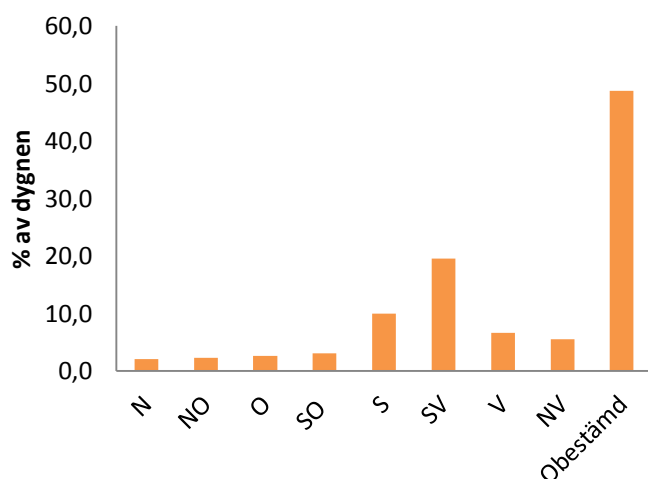
Nedfallsstation	Vindriktning (°)
A	O (90-110)
B	O (70-90)
C	NO (32-58)

Vindriktningen fördelade sig olika över året. När den genomsnittliga andelen av varje vindriktning beräknades för varje månad visade det sig att nordlig, ostlig, nordostlig och sydostlig vind var vanligare på sommarhalvåret jämfört med på vinterhalvåret. På vinterhalvåret var istället sydlig, sydvästlig, västlig och nordvästlig vind mer förekommande. Sydvästlig vind var den mest förekommande vindriktningen under åren 1985-2009 följt av nordlig och sydlig vind. Ostliga vind, när det blåser från fabriksområdet mot nedfallsstationerna, fördelade sig över året enligt figur 37. 1985-2009 blåste det i genomsnitt som mest ca 14 % ostlig vind. På vinterhalvåret var andelen ostlig vind liten, i genomsnitt ca 4-6 %.



Figur 37 Genomsnittlig andel ostlig vind fördelad per månad 1985-2009

När dygnsmedelvindriktningen beräknades för alla dygn åren 1985-2009 med SMHI:s vinddata visade det sig att den mest förekommande vindriktningen var sydvästlig vind följt av sydlig och västlig vind (figur 38).



Figur 38 Fördelning på vindriktning för alla dygn 1985-2009. Obestämd vind innefattade de dygn där den översta gränsen på standardavvikelsen överskreds inklusive de dygn som kan vara nordlig medelvindriktning.

4.5 SAMBAND MELLAN LUFTHALTER RESPEKTIVE NEDFALL OCH EMISSION FRÅN FABRIKSOMRÅDET

Jämförelse av Korsnäs och Karskär Energis emissioner och miljöarbete (avsnitt 2.3) med lufthalter respektive nedfall uppmätta i Korsnäsverkens närområde gav följande resultat:

- Karskär Energis installation av elfilter på barkpannan 1989 sänkte stoftemissionen kraftigt. Detta gav ingen synlig minskning av varken sothalterna (figur 17 & figur 19) eller det totala stoftnedfallet (figur 22). Installation av rökgaskondenseringen 1998 gav inte heller någon synlig minskning i stoftnedfallet eller i sothalten.

- Installationen av elfilter på mesaugnarna 1989 medförde en minskning av stoftemissionen av kalcium- och natriumkarbonater från ugnarna (bilaga B: figur B3). Motsvarande minskning kunde inte ses för varken kalciumnedfallet (figur 24) eller för det totala stoftnedfallet (figur 22).
- Installationen av SO₂-skrubbern på gasförbränningsugnen 1991, minskningen av svavelhalten i olja vid slutet av 1980-talet och ombyggnationerna av sodapannorna 1990 medförde tillsammans en minskning av svavelemission från fabriksområdet (figur 34). Liknande minskning av SO₂-lufthalterna sågs under samma period. Efter 1991/1992 sågs en minskning i vinterhalvårsmedelvärde (figur 18) och sett till årsmedelvärdet (figur 16) sågs minskningen ungefär vid samma period men inte lika tydligt som för vinterhalvårsmedelvärdena. Minskningen sågs i dygnsmätningarna genom att de största uppmätta halterna minskade efter årsskiftet 1991/1992 (Bilaga A: figur A1).
- De höga sulfatnedfallen (figur 23) under sent 1980-tal speglade inte svavelemissionen från fabriksområdet (figur 34).

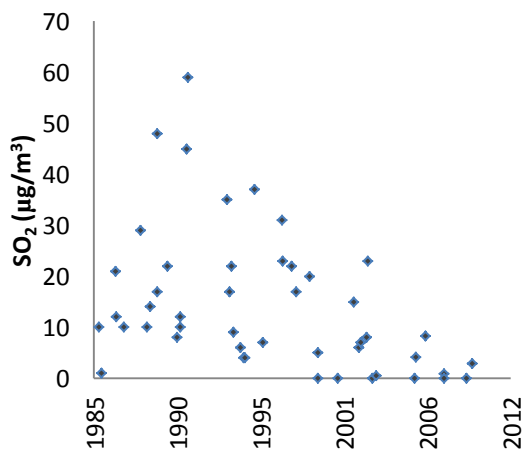
Beräkningen av r^2 -värdet för månadsnedfallet av kalcium och natrium mot stoftutsläppet från mesaugnar och sodapannor visade låga r^2 -värden, under 5 % oavsett hur dataserierna sorterades. Detta visade att kalium- och natriumnedfallet inte kunde förklaras av Korsnäs stoftemission från mesaugnar och sodapannor. Sulfatnedfallet (nedfallsstation B) och svavelemissionen fick något högre r^2 -värde när data sorterades enligt sommarhalvår och med dominerande ostlig vind (tabell 8). Antalet månader med dominerande ostlig vind var så få så ingen signifikans kunde ses men resultatet visade att det kan ha funnits ett samband mellan fabriken emission och sulfatnedfallet. Nedfallsstation C visade liknande resultat.

Tabell 8 r^2 -värden mellan sulfatnedfall (nedfallsstation B) och total svavelemission från fabriksområdet för sorterade dataserier på vindriktning och sommar- respektive vinterhalvår

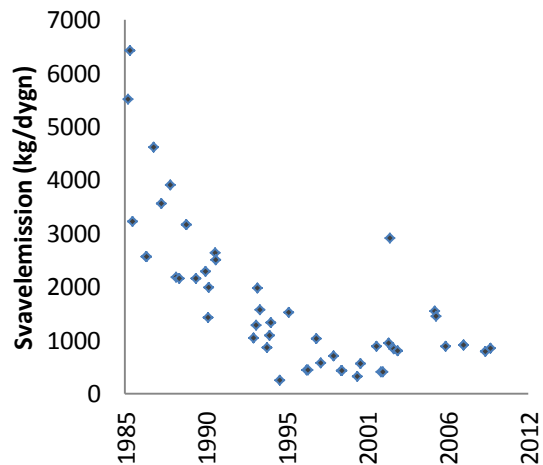
Svavelemission – Sulfatnedfall	r^2
Vindriktning	
N	0,06
O	0,33
S	0,15
V	0,18
Sommarhalvår	0,31
Vinterhalvår	0,09

Sot- och svaveldioxidlufthalter beräknade som månadsmedelvärde kunde inte förklaras med Karskär Energis stoftemission respektive total svavelemission från fabriksområdet. r^2 -värden som erhöles var väldigt låga, under 4 %, oavsett hur dataserierna sorterades och r^2 -värdet blev större för referensvindriktningarna än för de månader då det blåste dominerande ostlig vind från fabriksområdet mot nedfallsstationen. När

dygnsmätningarna av sot och SO₂-halter jämfördes med Karskär Energis stoftemission och total svavelemmission erhöles väldigt låga r²-värden. Inte ens när dataserierna sorterades genom att ta ut de dygn med medelvindriktningen 90-110° (från fabriksområdet) med minsta spridning i vindriktning (standardavvikelse 20°) erhöles högre korrelation. Ändå kan en viss likhet ses mellan uppmätt SO₂-halt (figur 39) och svavelemmission (figur 40) när data sorterades efter vindriktningen 90-110°. Observera att svavelemmissionen inte påverkades av vindriktningen och följde samma mönster oavsett för vilken vindriktning den sorteras efter. Spridningen i SO₂-halterna var stor men de högsta mätningarna följde emissionsnedgången under åren. Vintern 2002 var svavelemmissionen särskilt stor och antydning till högre lufthalt av SO₂ kunde ses under samma vinter. För stoftnedfallet kunde inget liknande ses. Det högsta r²-värdet erhöles när dataserierna i figur 39 och 40 sorterades på vinterhalvår som gav r²-värdet 27 % relativt övriga vindriktningar som hade r²-värden på som högst 6 %.



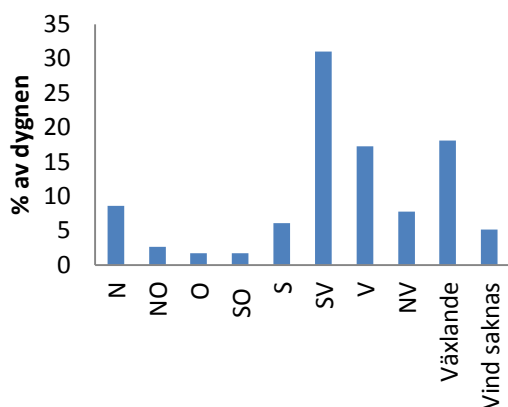
Figur 39 Lufthalter av SO₂ (µg/m³) de dygn medelvindriktningen var 90-110°, 1985-2009



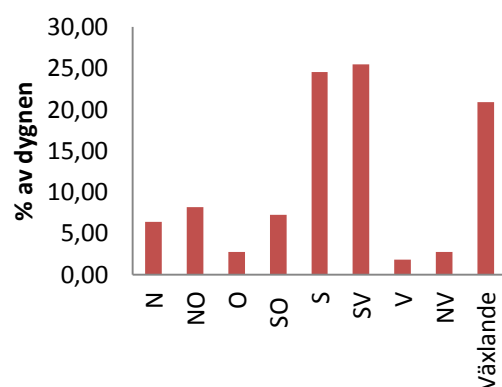
Figur 40 Svavelemmission (kg/dygn) de dygn medelvindriktningen var 90-110°, 1985-2009

4.6 FÖRDELNING AV LUFTHALTER AV SVAVELDIOXID OCH SOT

Fördelning på vindriktning av de ca hundra dyggen med högst lufthalter av sot och SO₂, som motsvarar ca 1 % av dyggen 1985-2009 visas i figur 41 för SO₂ och i figur 42 för sot. När samma fördelning gjordes för de mest avvikande dyggen, motsvarade de högsta ca 5 % av lufthalterna med halter mellan 50 och 301 µg/m³ för SO₂ och 10 och 40 µg/m³ för sot, erhöles liknande resultat. Dock blev fördelningen mer lik den totala vindfördelningen i figur 38. De högsta lufthalterna av sot och SO₂ mättes upp när dygnsmedelvindriktningen var sydlig, sydvästlig eller växlande.

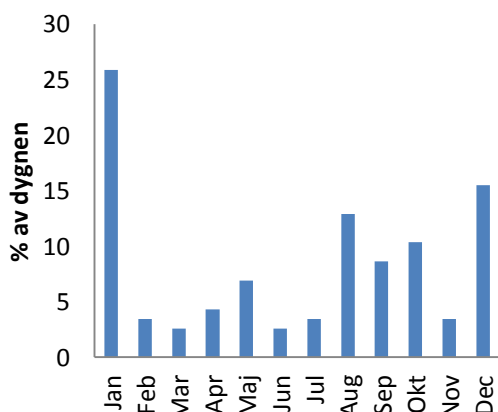


Figur 41 Vindfördelning av de ca 100 dyggen med högst lufthalter av SO₂ (µg/m³)

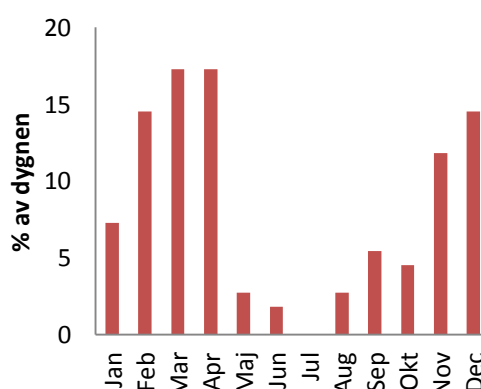


Figur 42 Vindfördelning av de ca 100 dyggen med högst lufthalter av sot (µg/m³)

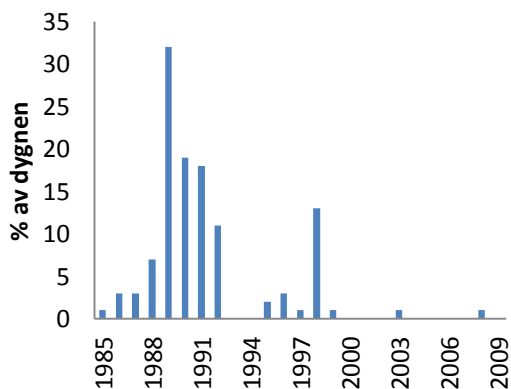
Fördelning av de ca hundra högsta lufthalterna av sot och SO₂ årsvis och månadsvis visas i figur 43 och 45 för SO₂ och i figur 44 och 46 för sot. De högsta lufthalterna av sot 1985-2009 mättes främst upp på vinterhalvåret och de högsta lufthalterna av SO₂ mättes främst upp i januari och december men var mer jämt fördelade över året. De högsta sothalterna var jämt fördelade under perioden medan de högsta SO₂-halterna mättes upp på 1980- och 1990-talet.



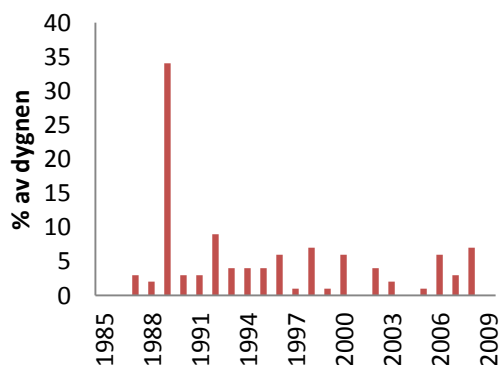
Figur 43 Månadsfördelning (%) av de ca 100 dyggen med högst lufthalter av SO₂



Figur 44 Månadsfördelning (%) av de ca 100 dyggen med högst lufthalter av sot

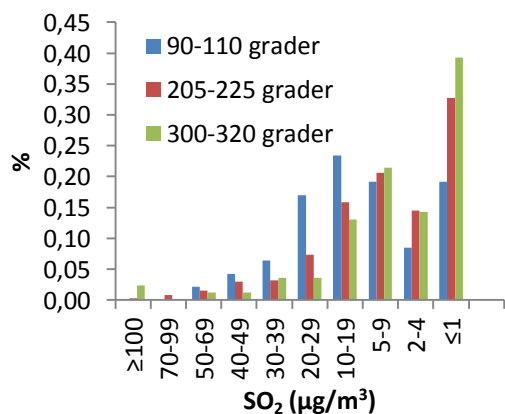


Figur 45 Årsfördelning (%) av de ca 100 dygnen med högst lufthalter av SO₂

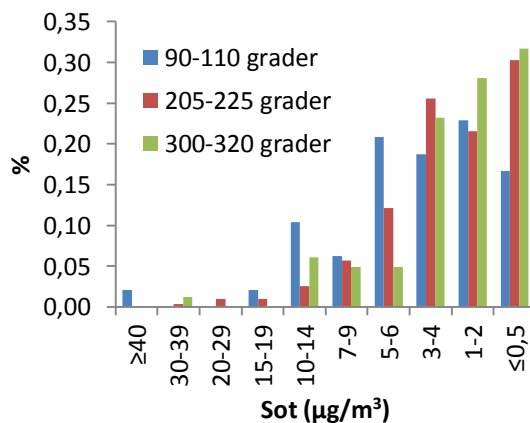


Figur 46 Årsfördelning (%) av de ca 100 dygnen med högst lufthalter av sot

När fördelningen av lufthalterna i intervallen enligt tabell 5 gjordes med lufthaltsdata sorterad efter vindriktning erhöles resultat i figur 47 för SO₂ och figur 48 för sot. I det första fallet som testades med alla vindriktningar och data sorterad med större standardavvikelse kunde inga större skillnader ses i fördelningen. SO₂-halterna såg dock något högre ut för östlig vind. När vindriktningen smalnades av kunde något högre lufthalter av sot och SO₂ ses från vindriktningen 90-110° (från fabriksområdet) jämfört med data sorterad efter referensvindriktningarna 205-225° och 300-320°. Värt att notera är att antalet dygn varierade för de tre vindriktningarna och att dygnen fördelade sig olika under perioden. För vindriktningen 90-110° (från fabriksområdet) fanns efter sortering enbart ca 50 dygn att fördela. För riktningen 205-225° fanns över 500 dygn och för 300-320° fanns ca 80 dygn.



Figur 47 % av dygnen med SO₂-halter inom ett visst storleksintervall sorterad med vindriktningarna 90-110°, 205-225° och 300-320°



Figur 48 % av dygnen med sothalter inom ett visst storleksintervall sorterad med vindriktningarna 90-110°, 205-225° och 300-320°

4.7 MODELLERING AV RÖKGASPLYMER

Vid modellkörningar med Briggs formel för urbana förhållanden gick plymen vid varje rimlig vindhastighet ned till marken innan 800 m vilket var det ungefärliga avståndet till nedfallsstationerna, oavsett vilken skiktningssklass som valdes. Vid modellkörningarna med Briggs formel för landsbygd nådde inte plymen nedfallsstationerna vid stabil skiktning (klass F) och inte marknivå förrän vid ett avstånd på 1-2 km eller mer från emissionskällan. Modellering med instabil skiktning (klass A) gav större utspädning, spridning och rökgasplymen nådde snabbare marknivå för båda modelltyperna. Spridningen av plymen med Briggs formel för landsbygd från skorstenshöjden 100 m för klass A och F i vertikalled med samma vindhastighet vid utsläppspunkten kan ses i bilaga D. Spridningen av rökgasplymen i horisontalled blev större för klass A relativt F som gav en väldigt smal spridning av plymen. Plymens spridning visade ett starkt beroende av meteorologin.

Valet av urban eller landsbygd vid modelleringen påverkade plymen genom att den spred sig till marknivå snabbare och utspädningen av plymen blev större om Briggs urban valdes. Landskapet mellan nedfallsstationerna och fabriksområdet var relativt öppet och skulle nog klassas som ett mellanting av urbant område och landsbygd. Vindhastigheten påverkade plymen genom att koncentrationen vid högre vindhastighet blev lägre än för låga vindhastigheter och plymen nådde marknivå senare vid höga vindhastigheter.

Utsläppshöjden påverkade utfallet genom att utspädningen av plymen blev större med ökad utsläppshöjd och plymen nådde marknivå tidigare vid lägre utsläppshöjder. Utsläppet från 10 m gav högst koncentrationer vid marknivå om alla förutsättningar i övrigt var desamma.

5 DISKUSSION

Det visade sig vara svårt att finna samband mellan lufthalter respektive nedfall och Korsnäs och Karskär Energis emission respektive miljöförbättrande åtgärder. Meteorologiska förhållanden är troligtvis den största orsaken till detta. Ostlig och nordostlig vind, då det blåser från fabriksområdet mot nedfallsstationerna, är förhållandevis ovanliga vindriktningar (figur 37 & 38). Andelen dygn som i genomsnitt hade ostlig och nordostlig vind visade sig även variera under året med högre andel på sommarhalvåret. Fabriksområdet ligger vid kusten och rökgasplymen rör sig oftast i riktning ut mot havet eller söderut då sydvästlig och nordlig vind är de mest förekommande vindriktningarna. Enligt Afzelius m.fl. (1997) och modellering med den gaussiska plymodellen (avsnitt 4.7) sprider sig dessutom rökgasplymen i en smal sektor som styrs av vindriktningen. Hur mycket rökgasplymen omblandas och späds ut beror på skiktningen i atmosfären och vindhastighet (Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013a). Korsnäs och Karskär Energis emissioner sker dessutom genom höga skorstenar. Plymen hinner då spädas ut mycket innan den når marknivå och kan detekteras av mätutrustning eller falla ned i nedfallstrattarna de dygn då det blåser i riktning mot nedfallsstationerna. Då det sällan blåser mot nedfallsstationerna och de alla står vid ungefär samma avstånd från fabriksområdet kan nedfall och höga lufthalter ha missats och kanske skulle en annan placering av stationerna ha varit att föredra.

I den linjära analysen (avsnitt 3.7 & 4.5) gjordes försök att ta hänsyn till dessa faktorer genom att sortera data efter vindriktning och vindhastighet och efter sommar- och vinterhalvår. Analysen visade ändå inget tydligt samband mellan fabriken's emissioner och lufthalts- respektive nedfallsmätningarna. En orsak till att det inte gick att se samband mellan emission och lufthalter kan vara att jämförelsen gjordes på dygnsbasis då vindriktningen kan ha stor variation under dygnet. I en studie av Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund i Gävle hamn mättes vindriktning, sot och SO₂ var femtonde minut för att jämföras med fartygstrafiken i hamnen (Michael Norman, 2013 muntlig källa). Studien visade att ett samband kunde ses med fartygens tidtabell. Dock var det även då svårt att se någon tydlig signal från hamntrafiken. Eftersom nedfallsdata och emissionsdata från Korsnäs var på större tidsskala kunde inte kortare tidsskala än dygn användas i denna studie.

Fördelningen av de högst uppmätta sot- och SO₂-lufthalterna på medelvindriktning (figur 41 & 42) visade att de inte skedde de dygn då det blåste från fabriksområdet mot nedfallsstationerna. Fördelning av lufthaltsmätningar, sorterade efter vindriktning, på olika uppmätta halter (figur 47 & 48) indikerade att halterna dock var något högre när det blåste från fabriksområdet jämfört med referensvindriktningarna.

Eftersom inga tydliga samband kunde ses med fabriken's emission och lufthalter respektive nedfall kan det vara så att lufthalts- och nedfallsmätningarna främst speglar den stora andelen som kommer från långväga transport (Länsstyrelsen Gävleborg, 2005; Afzelius m.fl., 1997) eller förändringar i omkringliggande samhälle. Både partiklar och svaveldioxid kan vara luftburna lång tid innan de deponeras (Naturvårdsverket, 2011, Hill, 2000).

En liten osäkerhet i sammanhanget var beräkningen av emissioner från fabriken då flera antaganden gjordes vid sammanställningen. Den uppskattade emissionen kan avvika från vad som egentligen släpps ut men bör ligga i samma storleksordning och följa samma säsong- och långtidsförändring. Normalt sett görs mätningar vid fabriken i normal drift när alla reningsanläggningar fungerar som de ska och vid normal produktion. Avvikelse från dessa förhållanden sker enligt Tomas Björklund (2013, muntlig källa) då exempelvis elfiltren går ned eller vid stopp och start av ångpannan då större mängder stoft kan släppas ut från skorstenarna under en kort stund. Analys av SO₂ gjordes även under de första åren med Thorin-metoden för att sedan övergå till analys med jonkromatograf som är en säkrare metod enligt Tomas Björklund (2013, muntlig källa).

Det som kunde ses i samband med de miljöförbättrande åtgärderna var att de uppmätta SO₂-halterna (figur 16 & 18, bilaga A: figur A1) visade en nedgång i års- och vinterhalvårsmedelvärde och i de högst uppmätta dygnsmätningarna. Nedgången såg ut att ske under ungefär samma tidsperiod som när svavelemissionen minskade från fabriksområdet (figur 34). Förutom minskning av svavelhalten i Karskär Energis eldningsolja berodde emissionsminskningen på installationer av reningsanläggningar på Korsnäsverkens gasförbränningsugn och på ombyggnationer som totalt sett medförde lägre svavelemission från Korsnäs sodapannor.

Nedfallet av totalt stoft (figur 22) och kalcium (figur 24) visade ingen nedgång under åren men en genomsnittlig säsongsvariation med högre uppmätt nedfall på sommarhalvåret (figur 26 & 28). Säsongsvariationen för det totala stoftnedfallet berodde troligtvis på den biologiska andelen stoft som föll ned under sommarhalvåret så som löv, insekter och pollen. Den biologiska andelen verkade ha en stor påverkan på stoftnedfallet. Liknande resultat har setts i en undersökning i Falu kommun (Lin, 2000) och enligt Jakobsson (2002) är biologisk substans en naturlig stoftkälla till luft. Att kalciumnedfallet var större på sommarhalvåret stämmer bra överens med en studie gjord av Claremar m.fl. (2013) och kan bero på uppdamning av partiklar vilket kan vara en stor källa till kalciumnedfallet enligt Bouwman m.fl. (1999). Damm från sågverket Setra Group AB, rensriet och flisstackarna på industriområdet kan ha haft en inverkan på stoftnedfallet och enligt Korsnäs laborationsrapporter har små stickor och spån setts i nedfallet. Uppvirvling av dessa och andra partiklar är troligen större på sommarhalvåret då det är torrare. Nedfallsstation B hade större nedfall av stoft än nedfallsstation C. En förklaring till detta kan vara att nedfallsstation B låg närmare sågverket, närmare trafik och var dessutom placerad på ett bensinstationstak där mer trafik har rört sig under åren. Nedfallet av sulfat vid nedfallsstationerna B och C stämde bra överens med varandra. De visade högre årsmedelvärden åren 1986-1989 för att sedan minska drastiskt 1990 och därefter återgå till ungefär samma nivåer som före ökningen (figur 23). Ökningen sammanföll med flera stora ombyggnationer som gjordes på fabriksområdet under samma tidsperiod. Den genomsnittliga säsongsvariationen av sulfat visade något högre halter på sommarhalvåret (figur 27).

Lufthalterna av sot (figur 17 & 19) visade ingen minskning i motsats till vad som setts enligt Länsstyrelsen Gävleborg (2005) och Persson (2011). Den genomsnittliga fördelningen av sot (figur 21) och SO₂ (figur 20) visade att de högsta halterna i genomsnitt mättes upp under vinterhalvåret. Detta stämmer bra överens med att det mesta av den enskilda förbränningen för uppvärmning och vedeldning sker under vinterhalvåret (Johansson m.fl., 2007). Runt fabriksområdet finns väldigt många enskilda förbränningsanläggningar och utsläpp till luft (bilaga E). Dessa ligger i de mer förekommande vindriktningarna relativt nedfallsstationerna, sydlig till västlig riktning. Karskär Energis oljeförbränning skedde även den främst på vinterhalvåret (figur 14) och kan inte uteslutas från att ha påverkat säsongsvariationen.

Andra faktorer i närområdet som kan ha påverkat lufthalter och nedfall är vägtrafiken genom uppdamning av partiklar, Gävle hamns svavelemissioner från båtbränsle som enligt Naturvårdsverket (2011) kan ge höga lufthalter och andra industrier i Gävleområdet. Byggnaden där nedfallsstation A var placerad har haft en oljepanna som använts för att göra ånga till ett pilotkokeri. Pannan användes då och då innan den byttes ut 1998 mot icke oljeförbrännande utrustning. Detta kan tidvis ha gett högre lufthalter (Johan Skäringer, 2013 muntlig källa).

Vid jämförelsen av nedfallsmätningarna gjorda vid Korsnäsverken och Krondroppsnätet visade det sig att nedfallen av sulfat, kalcium och natrium låg något under vad Krondroppsnätet mätt upp på öppet fält (avsnitt 4.2). Natrium- och sulfatnedfallet skiljde sig mest medan kalciumnedfallet låg närmare Krondroppsnätets mätningar. Att nedfallen vid Korsnäs var lägre kan bero på skillnader i mätmetod och mätutrustning. Korsnäsverken är en stor punktkälla när det gäller svavel-, natrium- och kalciumemissioner vilket logiskt borde kunna innebära högre nedfall i närområdet men mätningarna verkar påvisa det motsatta. Lufthalterna av sot vid Korsnäsverken stämde bra överens med mätningarna gjorda av IVL:s urbanmätnät medan halterna av SO₂ mätta vid Korsnäs var mycket högre. Orsaken till att SO₂-halterna var högre kan bero på påverkan från fabriksområdet som inte kunnat påvisas och enligt Naturvårdsverket (2011) kan högre SO₂-halter förekomma i anslutning till massaindustrier. Mätningarna av sot och SO₂ har dock aldrig överskridit gällande gränsvärden och de sista åren låg årsmedelvärdet av SO₂ till och med i nivå med dagens miljömål på 5 µg/m³ som årsmedelvärde för utomhusluft (Naturvårdsverket, 2011).

6 SLUTSATSER

Utvärdering av lufthalts- och nedfallsmätningar gjorda under perioden 1978-2009 vid Korsnäsverken i Gävle och jämförelse av dessa med fabriksområdets emissioner och Korsnäs miljöarbete gav följande slutsatser:

- Stoff- och kalciumnedfallet visade ingen minskning eller ökning under åren 1979-2009. En säsongsvariation med större halter på sommarhalvåret kunde ses vilket tydde på att nedfallet var kopplat till uppdamning av partiklar och nedfall av biologisk substans. Inget samband kunde ses med fabriakens stoftemissioner.
- Natriumnedfallet visade en liten minskning under åren 1979-2009 och för sulfatnedfallet mättes de högsta nedfallen på 1980-talets senare del. Ingen tydlig koppling kunde ses med fabriakens emissioner.
- Uppmätta sothalter åren 1980-2009 visade ingen nedgång likt andra studier i Sverige men visade en säsongsvariation med högre värden på vinterhalvåret. Ökningen under vinterhalvåret berodde sannolikt på enskilda förbränningsanläggningar i närområdet och det går inte att utesluta att Karskär Energis förbränning påverkat lufthalterna.
- Jämförelse av lufthalts- och nedfallsmätningar med Korsnäs och Karskär Energis miljöförbättrande åtgärder visade att den emissionsminskning som skett av svavel stämde bra överens med minskningen av SO₂-lufthalterna under samma period. Orsakerna till emissionsminskningen var installationen av reningsanläggningar, ombyggnationer och sänkt svavelhalt i eldningsolja.
- De högsta lufthalterna av sot mättes upp på vinterhalvåret och var jämnt spridda under åren 1985-2009. De högsta lufthalterna av SO₂ mättes upp under 1980- och 1990-talet och var i genomsnitt högst i januari och februari. De medelvindriktningar som gav högst lufthalter av sot och SO₂ var sydlig, sydvästlig och västlig vindriktning. Dessa vindriktningar motsvarar dygn då det blåser från inlandet och inte östlig vind i riktning från fabriksområdet mot nedfallsstationerna.

Nedfallet av sulfat, kalcium och natrium vid Korsnäsverken visade inte högre halter än de år nedfallsmätningar gjorts i Gävleborgs län. Lufthaltsmätningarna av sot gjorda 1985-2009 stämde bra överens med halter uppmätta i Sverige och Gävleborgs län. Lufthaltsmätningarna av SO₂ visade högre halter vid Korsnäsverken under samma tidsperiod relativt uppmätta lufthalter i Sverige och Gävleborgs län. Sot- och svaveldioxidhalterna har aldrig överskridit gällande gränsvärden för utomhusluft.

7 REFERENSER

- Afzelius, M., Aleby, S., Andersson-Sköld, Y., Azar, C., Barr, S., Bergström, R., Elvingsson, P., Grennfelt, P., Holmer, B., Johansson, O., Leksell, I., Lindskog, A., Ljungström, E., Malmquist, U., Olsson, M., Perby, H., Steen, T., Värmbym, G., Ågren, C., 1997. *Luftvård*. 6. uppl. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Akselsson, C., Hellsten, S., Karlsson, P.E., 2010. *Krondropps nätet – Tidsutveckling för lufthalter, nedfall och markvattenkemi i relation till förändringar av Europas emissioner*. Rapport B 1896, IVL Svenska miljöinstitutet.
- Baker, S., Espenhahn, S., Lee, D.S., 1998. Evidence for long-term changes in base cations in the atmospheric aerosol. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Vol. 103, Nr. D17: 21,955–21,966.
- Bouwman, A.F., Kingson, R.D., Lee, D.S., Pacyna, J.M., Tegen, I., 1999. Modelling base cations in Europe—sources, transport and deposition of calcium. *Atmospheric Environment*, Vol. 33, Nr. 14: 2241-2256.
- Buishand, T.A., Butler, T.J., Galloway, J.N., Granat, L., Hedin, L.O., Likens, G.E., Rodhe, H., 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature*, Vol. 367, Nr. 6461: 351–354.
- Claremar, B., Omstedt, A., Rutgersson, A., Wällstedt, T., 2013. Depositions of acidifying and neutralising compounds over the Baltic Sea drainage basin between 1960 and 2006. *Boreal Environment Research* [under tryckning].
- De Jong, P.G.H., Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., Van Leeuwen, E.P., 1997. Base cation deposition in Europe – Part 1. Model description, results under uncertainties. *Atmospheric Environment*, Vol 31, Nr. 24: 4139-4157.
- Elvingsson, P., 2001. *Luften och miljön*. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Hallgren Larsson, E., Malm, G., Ugglå, E., 2004. *Krondropps nätet – Tidsutveckling, trendbrott och nationella miljömål*. Rapport B1599, IVL Svenska miljöinstitutet.
- Hill, M.K., 2010. *Understanding environmental pollution*, 3. uppl. University press, Cambridge.
- Hultman, S., 1997. *Yttre miljöskydd i massa- och pappersindustrin*. Skogsindustrins Utbildning i Markaryd AB, Markaryd.
- Högström, U., Smedman, A., 1990. *Kompendium i atmosfärens gränsskikt del 2- Övergångsskiktet, numerisk modellering och spridning*. Uppsala Universitet, Uppsala.

- IVL Svenska miljöinstitutet, 2013a. *Urbanmätnätet - Ett långsiktigt och kostnadseffektivt mätprogram för luftkvalitetsövervakning*. Tillgänglig: <http://www3.ivl.se/miljo/projekt/urban/> (2013-05-20).
- IVL Svenska miljöinstitutet, 2013b. *Deposition på öppet fält*. Tillgänglig: <http://www.krondroppsnetet.ivl.se/innehall/resultatdata/depositionpaoppetfalt.4.3d9ff17111f6fef70e9800053857.html> (2013-05-20).
- IVL Svenska miljöinstitutet, 2013c. *Om Krondroppsnetet*. Tillgänglig: <http://www.krondroppsnetet.ivl.se/innehall/krondroppsnetet.4.2f3a7b311a7c8064438000623553.html> (2013-05-20).
- Jackobson, M. Z. 2002. *Atmospheric pollution history, science and regulation*. University press, Cambridge.
- Korsakissok, I., Mallet, V., 2009. Comparative Study of Gaussian Dispersion Formulas within the Polyphemus Platform: Evaluation with Prairie Grass and Kincaid Experiments. *Journal of applied meteorology and climatology*, Vol. 48, Nr. 12: 2459-2473.
- Karskär Energi AB, 1991-2009. *Karskär Energi miljörapporter*, Karskär Energi AB.
- Karskär Energi AB, 2005. Teknisk Beskrivning, Ändringar i verksamhet 2005-09-07 (internt dokument). Karskär Energi AB
- Korsnäs Gävle, 1985-2009. A-rapporter: *Utsläpp till luft*. Korsnäs AB.
- Korsnäs AB, 1990-2009. Miljörapporter Korsnäs Gävle. Korsnäs AB.
- Korsnäs. 2013, *Energianvändningen*. Tillgänglig: <http://www.korsnas.com/sv/Om-Korsnas/Miljo/Produktionsprocesser/Energianvandningen/> (2013-05-13).
- Lee, D.S., Pacyna J., 1999. An industrial emissions inventory of calcium in Europe. *Atmospheric Environment.*, Vol 33, Nr 11: 1687–1697.
- Lin, Z., 2000. *En kemisk och mineralogisk undersökning av nedfallande stoft i Falu tätort*. Miljökontoret Falu kommun.
- Luftkvalitetsförordning SFS 2010:477.
- Naturvårdsverket, 2005. *BRANSCHFAKTA: Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering (utom avfallshantering) – Utgåva 2*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2011. *Luftguiden- Handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft*. Naturvårdsverket.
- Persson, K., 2011. *Resultat från 25 års mätningar inom Urbanmätnätet – Luftkvaliteten i Sverige 2010 och vintern 2010/2011*. Rapport B1996, IVL Svenska miljöinstitutet AB.

Pleijel, H., 2007. *Transboundary air pollution, scientific understanding and environmental policy in Europe*, Studentlitteratur, Lund.

Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013a. *Faktabroschyr: Luften vi andas*
Tillgänglig: http://slb.nu/lvf/Hem/Luften_vi_andas.pdf (2013-05-20).

Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2013b. Tillgänglig:
<http://www.slb.nu/lvf/> (2013-03-04).

Wayne, R. O., 1995. *Environmental Statistics and Data Analysis*, Lewis Publishers
CRC Press, inc., United States of America.

Muntliga källor

Björklund, Tomas, 2013. Laboratorieingenjör BillerudKorsnäs AB

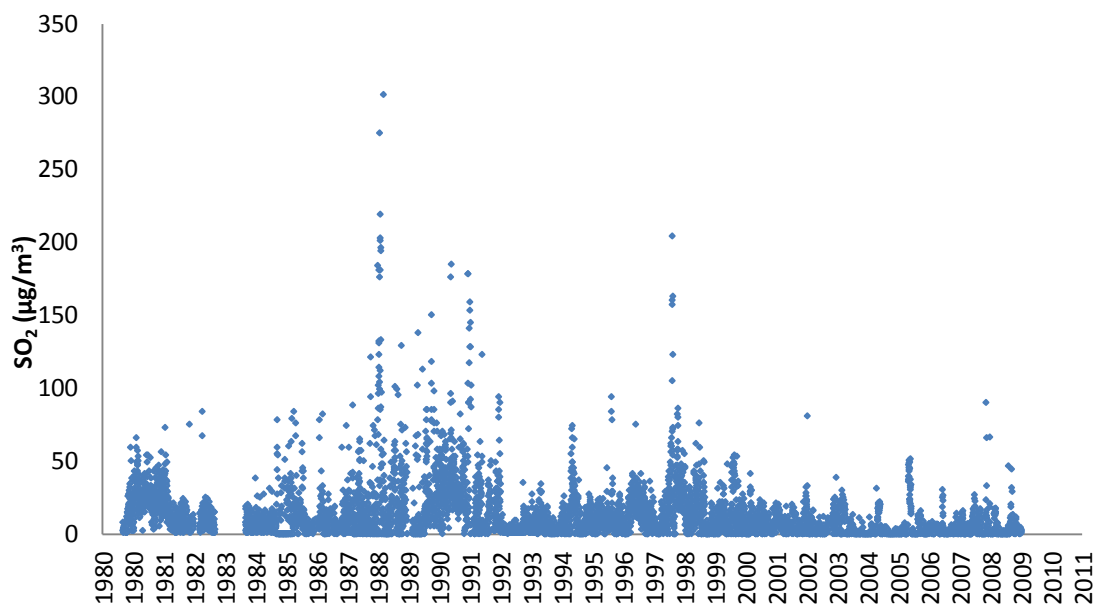
Carendi, Maria, 2013. Bomhus Energi AB

Norman, Michael, 2013. Miljöutredare, SLB-analys miljöförvaltningen Stockholms stad. Presentation av mätningar gjorda i Gävle hamn vid Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds kontaktombudsmöte, 2013-05-14, Gävle stadshus. Rapport ännu opublicerad.

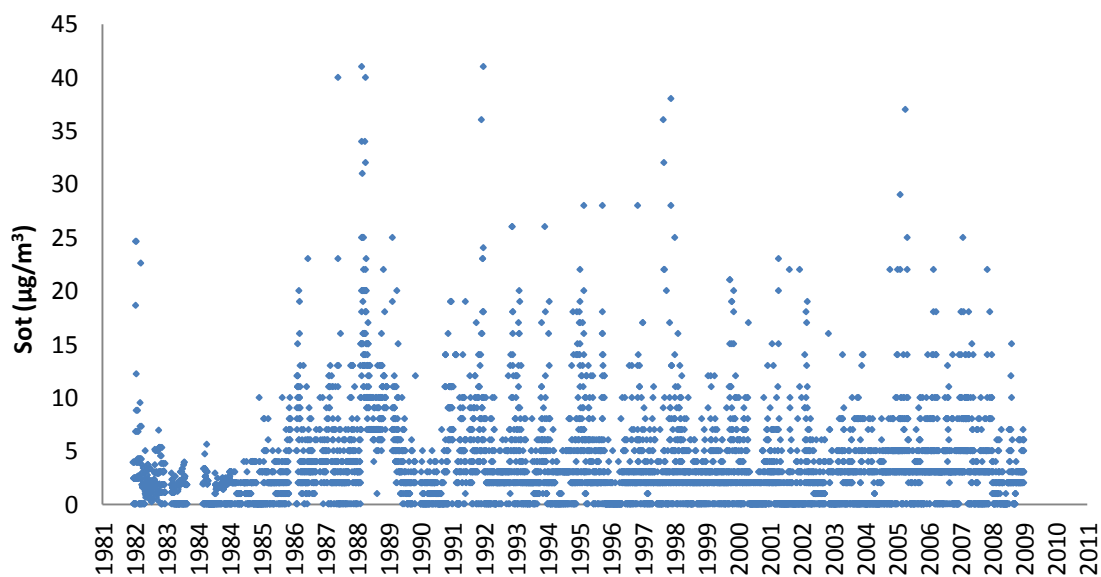
Skäringer, Johan, 2013. Miljövärdingsingenjör BillerudKorsnäs AB

BILAGA A – LUFTHALTER OCH NEDFALL

Dygnsmätningar gjorda vid nedfallsstation A av SO₂ (µg/m³) 1980-2009 respektive sot (µg/m³) 1981-2009 visas i figur A1 respektive A2.

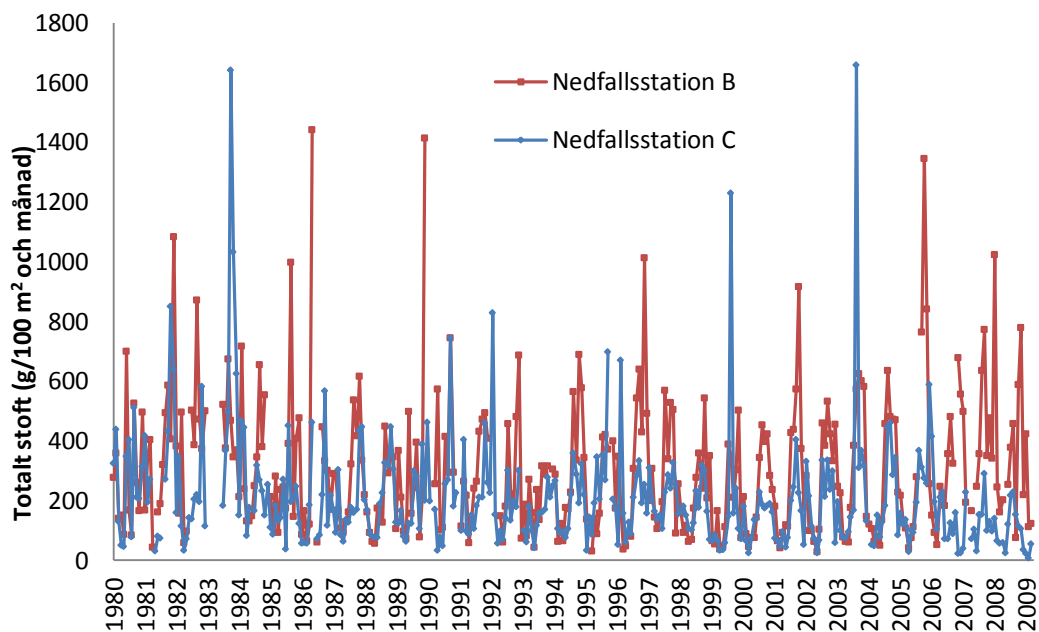


Figur A1 Lufthalter av SO₂ (µg/m³) vid nedfallsstation A 1980-2009



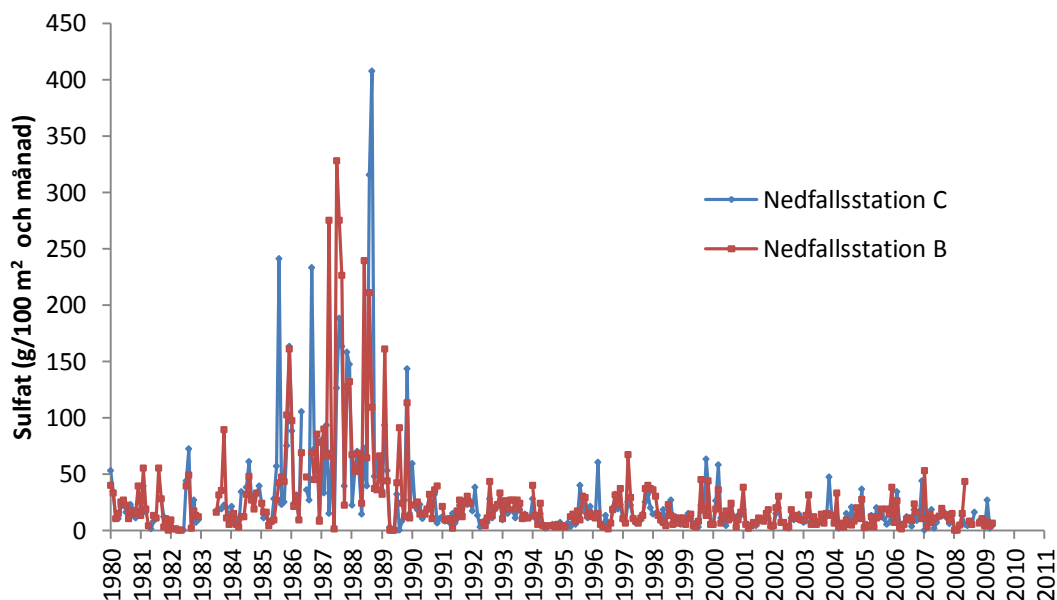
Figur A2 Lufthalter av sot (µg/m³) vid nedfallsstation A 1981-2009

Nedfall av totalt stoft (olöst och löst substans) ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C 1980-2009 visas i figur A3.



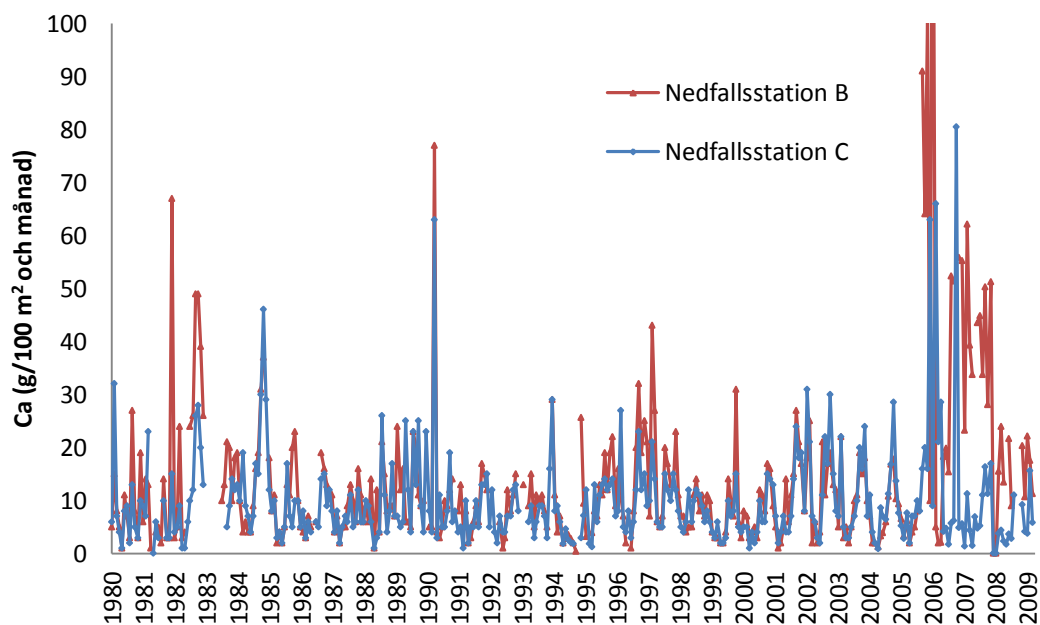
Figur A3 Stoftnedfall ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C 1980-2009

Sulfatnedfall vid nedfallsstationerna B och C ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) 1980-2009 visas i figur A4.

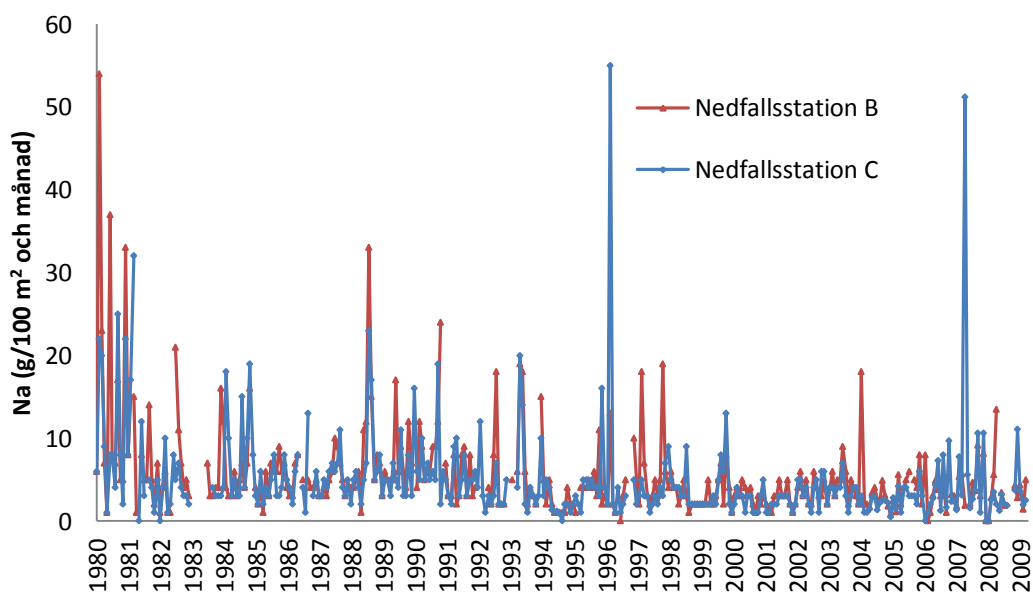


Figur A4 Sulfatnedfall ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C 1980-2009

Kalcium- och natriumnedfall ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C september 1980-2009 visas i figur A5 respektive A6.



Figur A5 Kalciumnedfall ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C 1980-2009



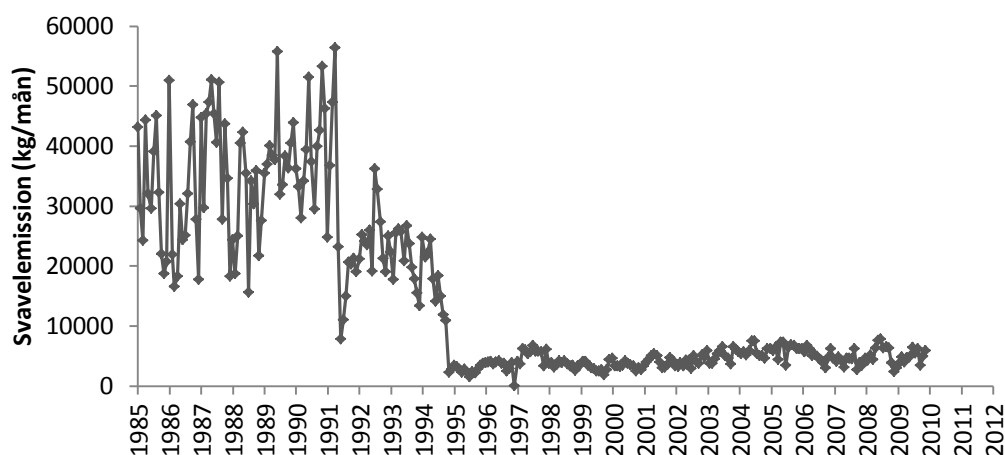
Figur A6 Natriumnedfall ($\text{g}/100 \text{ m}^2$ och månad) vid nedfallsstationerna B och C 1980-2009

BILAGA B – EMISSIONER FRÅN KORSNÄS

Emissioner från Korsnäs 1985-2009 presenteras i detta avsnitt för respektive emissionskälla.

GASFÖRBRÄNNINGSUGN

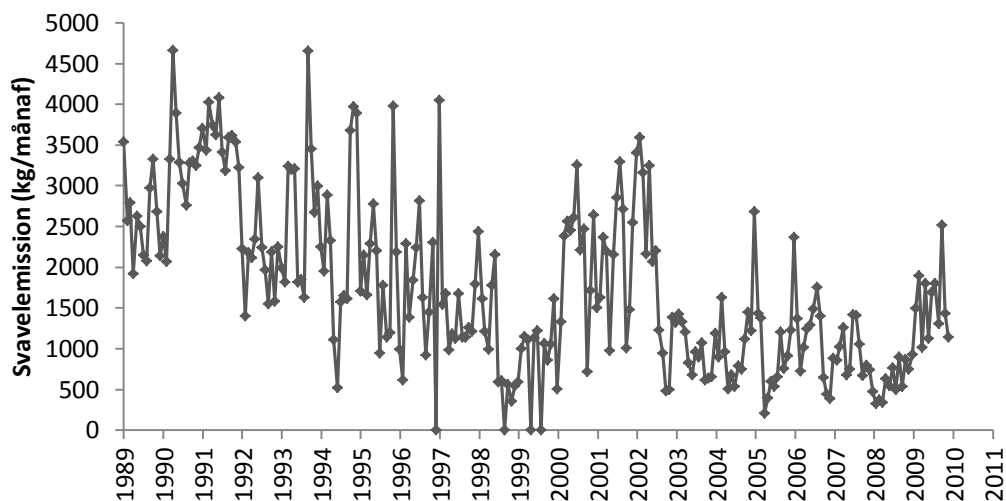
Gasförbränningsugnens emission (kg/månad) 1985-2009 visas i figur B1. En kraftig minskning av utsläppen skedde 1991 då en SO₂-skrubber installerades. Gasförbränningsugnen stod för huvuddelen av SO₂-emissionen från fabriken och minskningen sågs tydligt i den totala svavelemissionen från fabriksområdet.



Figur B1 Svavelemission (kg/månad) från gasförbränningsugnen 1985-2009

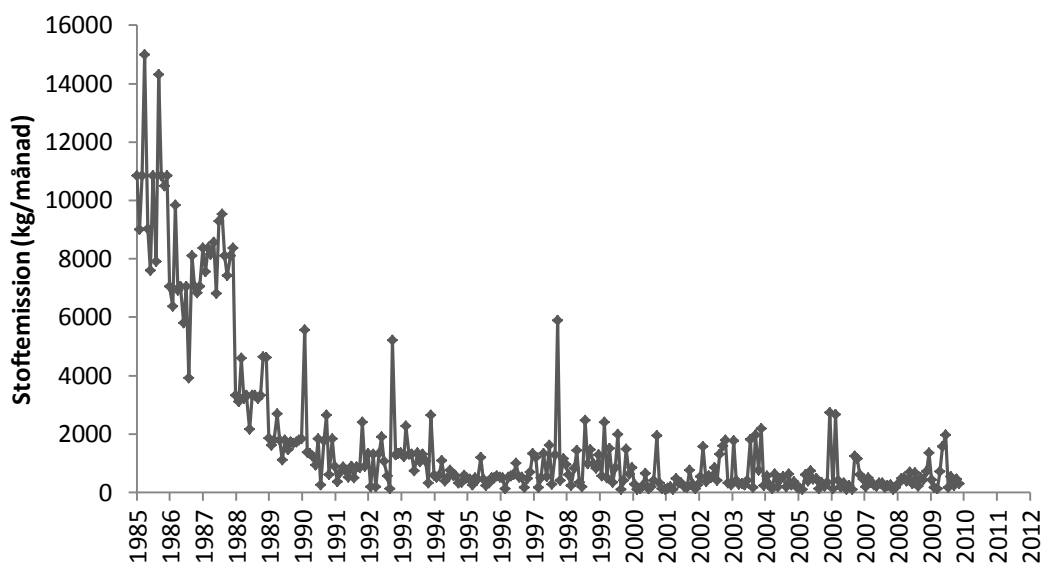
MESAUGNAR

Mesaugnarnas svavelemission (kg/månad) 1989-2009 visas i figur B2. Svavelutsläppet har minskat från mesaugnarna. 1990 började en viss del av eldningsolja i mesaugnarna ersättas med beckolja med lägre svavelhalt och detta ser ut att ha medfört en minskning av utsläppen. Andelen av det totala svaveldioxidutsläppet från Korsnäs som mesaugnarna stod för varierar mycket under åren och låg under perioden vid 3–47 %.



Figur B2 Svavelemission (kg/månad) från Korsnäs tre mesaugnar 1989-2009

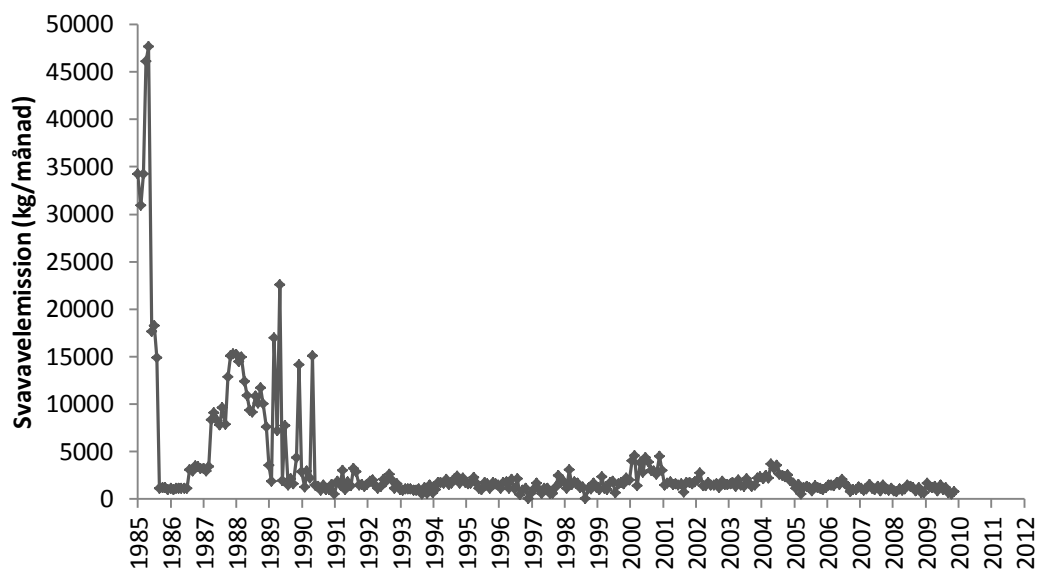
Den totala stoftemissionen av natrium- och kalciumkarbonatstoff (kg/månad) från Korsnäs tre mesaugnar 1985-2009 visas i figur B3. Efter installationen av elfilter 1988 skedde en minskning av utsläppen. Skillnaderna i stoftutsläpp mellan mesaugn 1 och 2 är inte så stor. Mesaugn 3 har lägre utsläpp av stoft jämfört med de övriga och detsamma gäller för svavelemissionerna.



Figur B3 Stoftemission (kg/månad) från Korsnäs tre mesaugnar 1989-2009

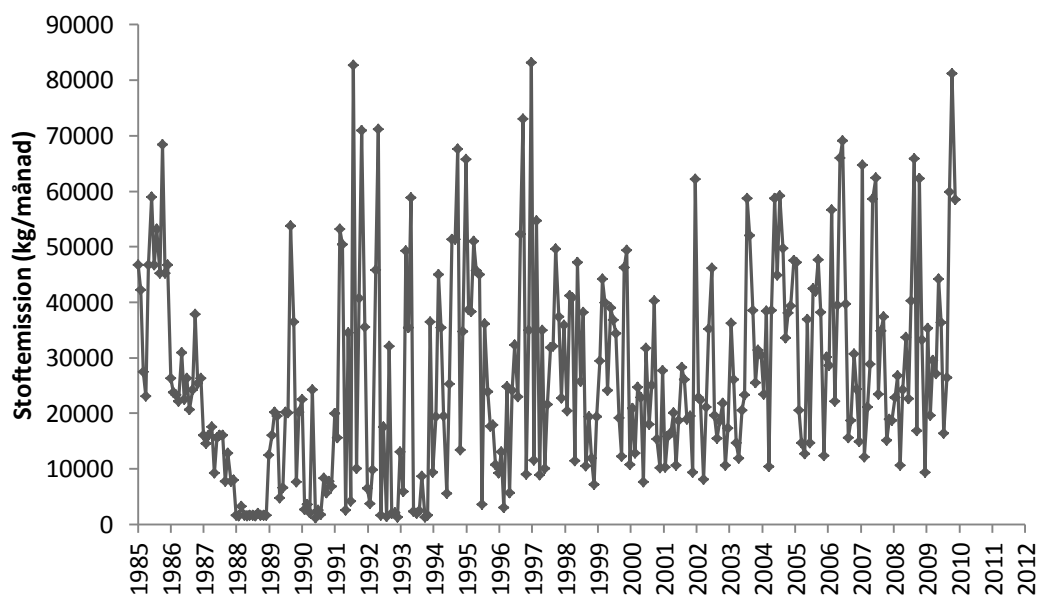
SODAPANNOR

Svavelemission (kg/månad) från sodapannorna visas i figur B4. Utsläppen avtog vid 1990 för att sedan plana ut till en konstant nivå.

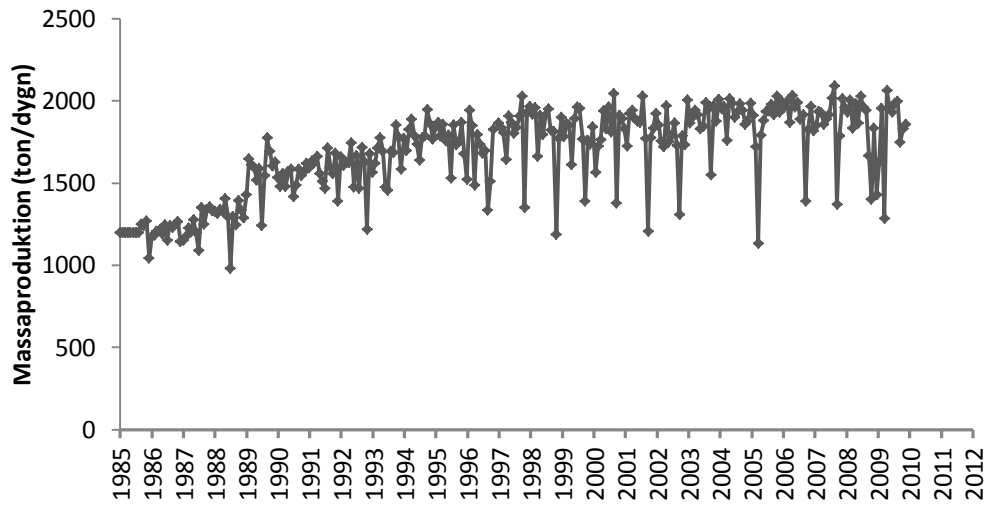


Figur B4 Svavelemission (kg/månad) från Korsnäs sodapannor (1,3,4 & 5) 1985-2009

Stoftemission (kg/månad) av natriumsulfatstoft från sodapannorna visas i figur B5. Sodapanna 4 bidrog till den största delen av stoftutsläppen från sodapannorna. Produktionen i fabriken gick på en relativt jämn nivå under perioden (figur B6) och inga stora förändringar skedde på sodapannorna efter 1990.



Figur B5 Stoftemission (kg/månad) från Korsnäs sodapannor (1,3,4 & 5) 1985-2009



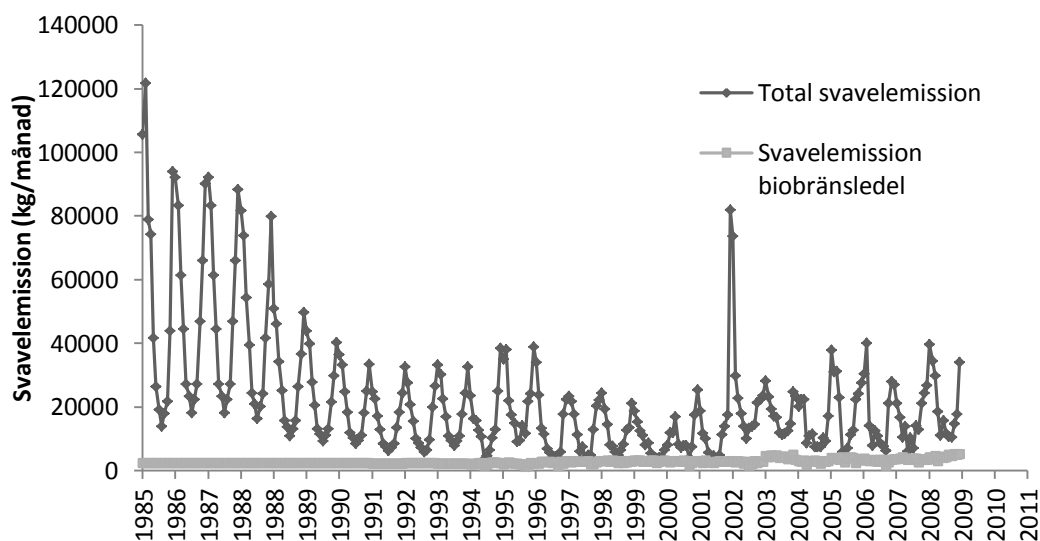
Figur B6 Korsnäs massproduktion i ton/dygn 1985-2009

BILAGA C – EMISSIONER FRÅN KARSKÄR ENERGI

Emissioner av svavel och stoft från Karskär Energi 1985-2009 presenteras i detta avsnitt.

SVAVELEMISSION

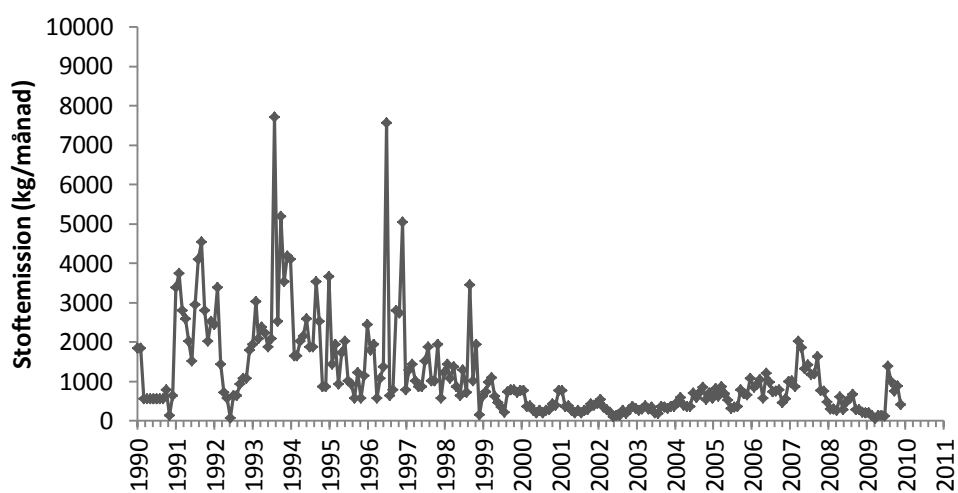
Den totala beräknade och uppskattade svavelemissionen (kg/månad) från Karskär Energi 1985-2009 visas i figur C1. Den totala svavelemissionen innefattade svavel från ångpannas bibränsle- och oljedel, hetvattenpanna och varmluftsugn. Den dominerande svavelemissionen orsakades av oljeförbränningen och ångpannas bibränsledel stod endast för en liten del av emissionen på grund av bibränslets låga svavelhalter.



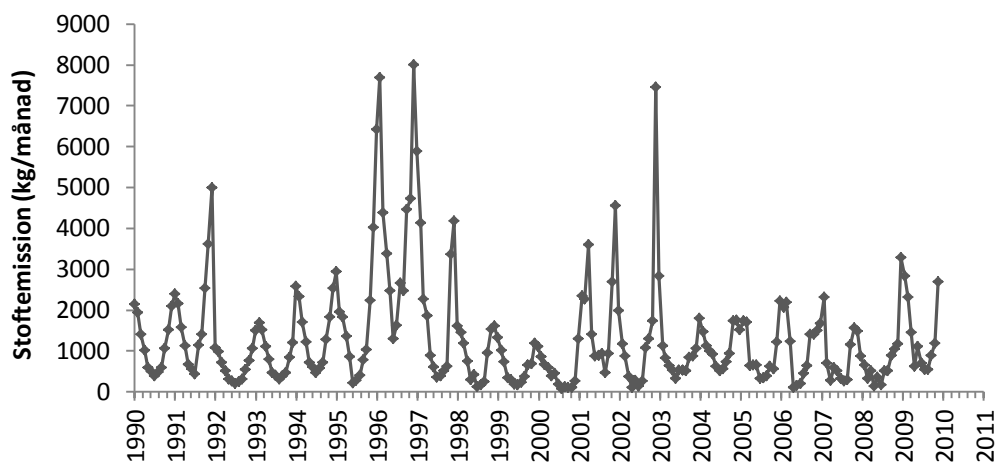
Figur C1 Svavelemission (kg/månad) från bibränsle- och oljeförbränning vid Karskär Energi

STOFTEMISSION

Beräknade och uppskattade stoftemissioner från Karskär Energis bibränsle- och oljedel visas i figur C2 och C3. Stoftutsläppen från ångpannas bibränsledel minskade vid två tillfällen i samband med installation av elfilter 1989 (se avsnitt 4.3.2) och vid installationen av rök-gaskondenseringen 1998. Stoftemissionen från oljedelen följde i stort sett oljeförbrukningen.



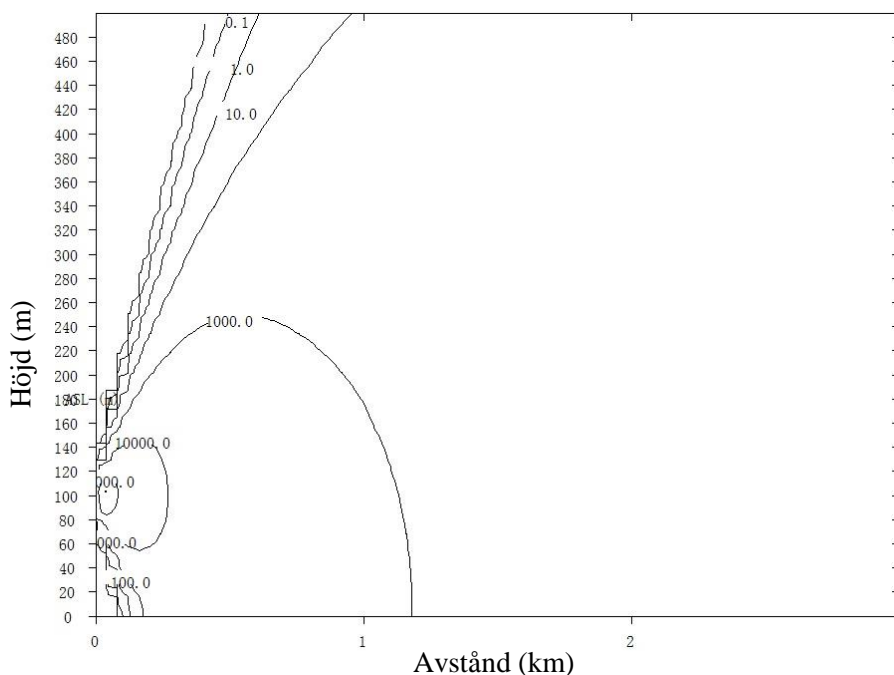
Figur C2 Stoftemission (kg/månad) från Karskär Energis ångpannas bibränsledel 1990-2009



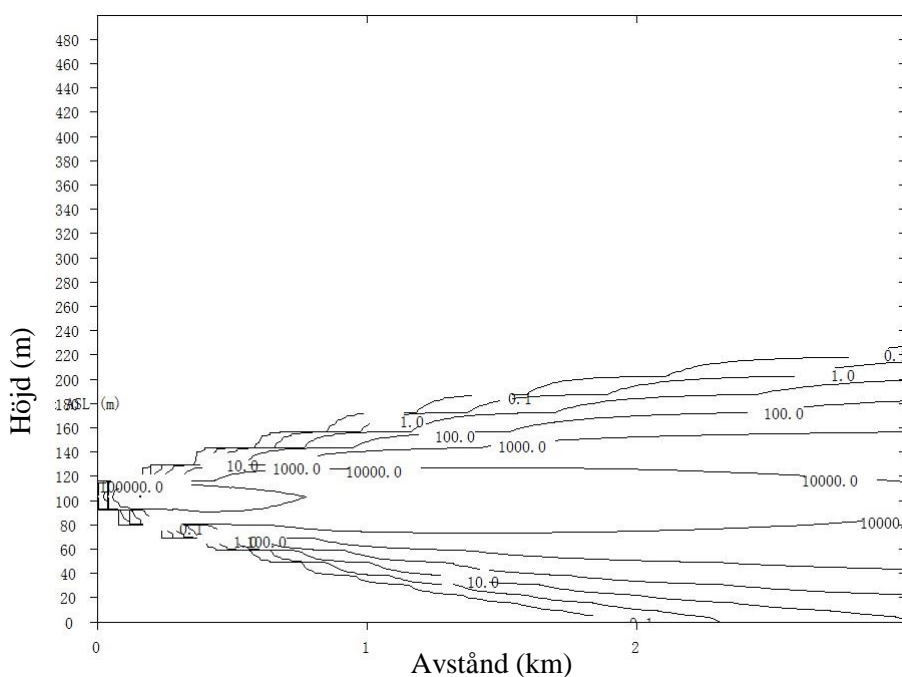
Figur C3 Stoftemission (kg/månad) från Karskär Energis ångpannas oljedel, hetvattenpanna och varmluftsugn 1990-2009

BILAGA D – MODELLERING AV RÖKGASPLYM

Spridning av rökgasplym i vertikalled med Briggs formel för landsbygd från skorstenshöjd 100 m med stabilitetsklass A (figur D1) och F (figur D2) och vindhastighet 5 m/s vid utsläppspunkten. Linjerna motsvarar koncentrationen av plymen där 0.1 är plymens ytterkant.



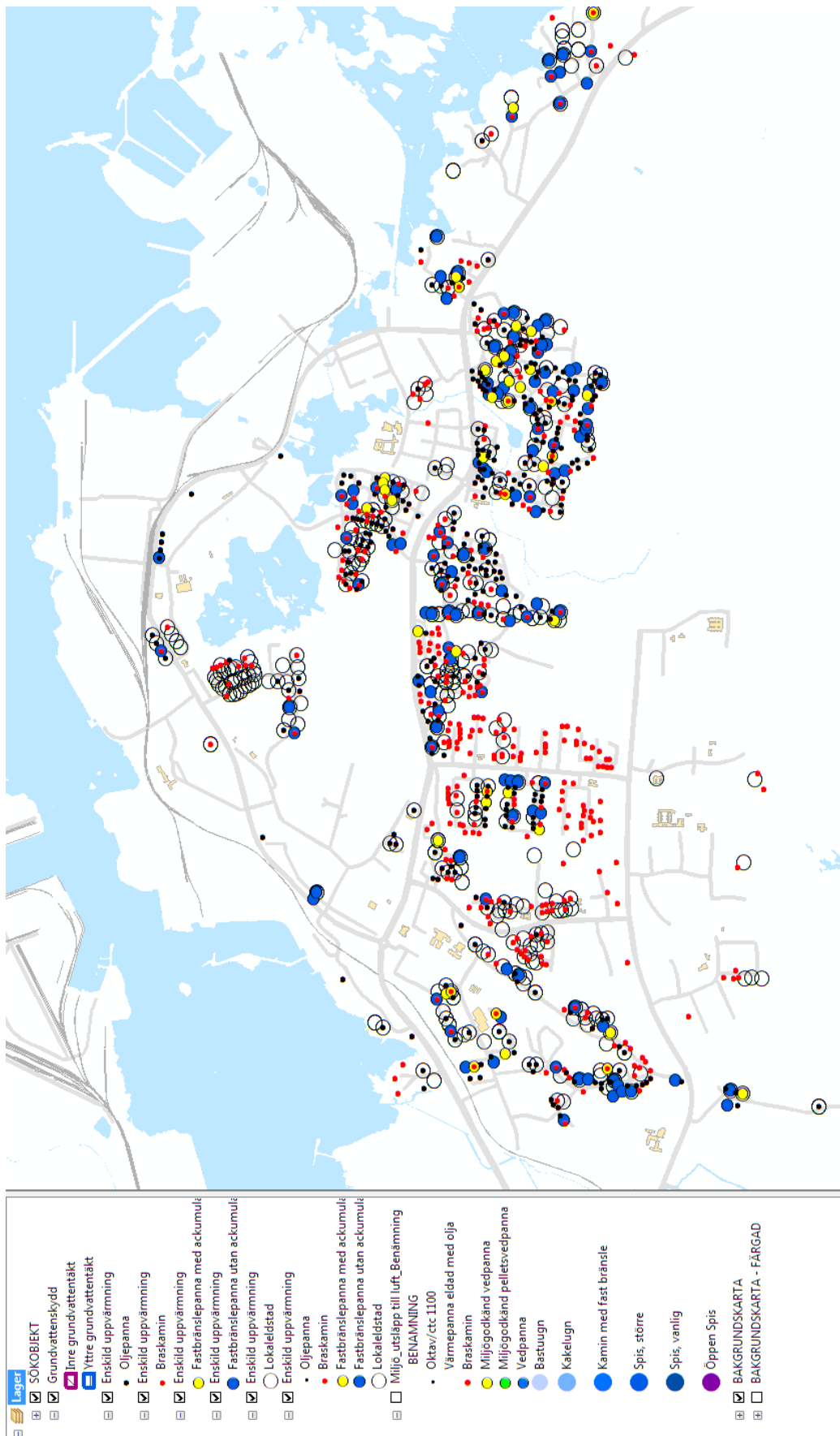
Figur D1 Spridning i vertikalled av rökgasplym från skorstenshöjd 100 m med vindhastighet 5 m/s och stabilitetsklass A



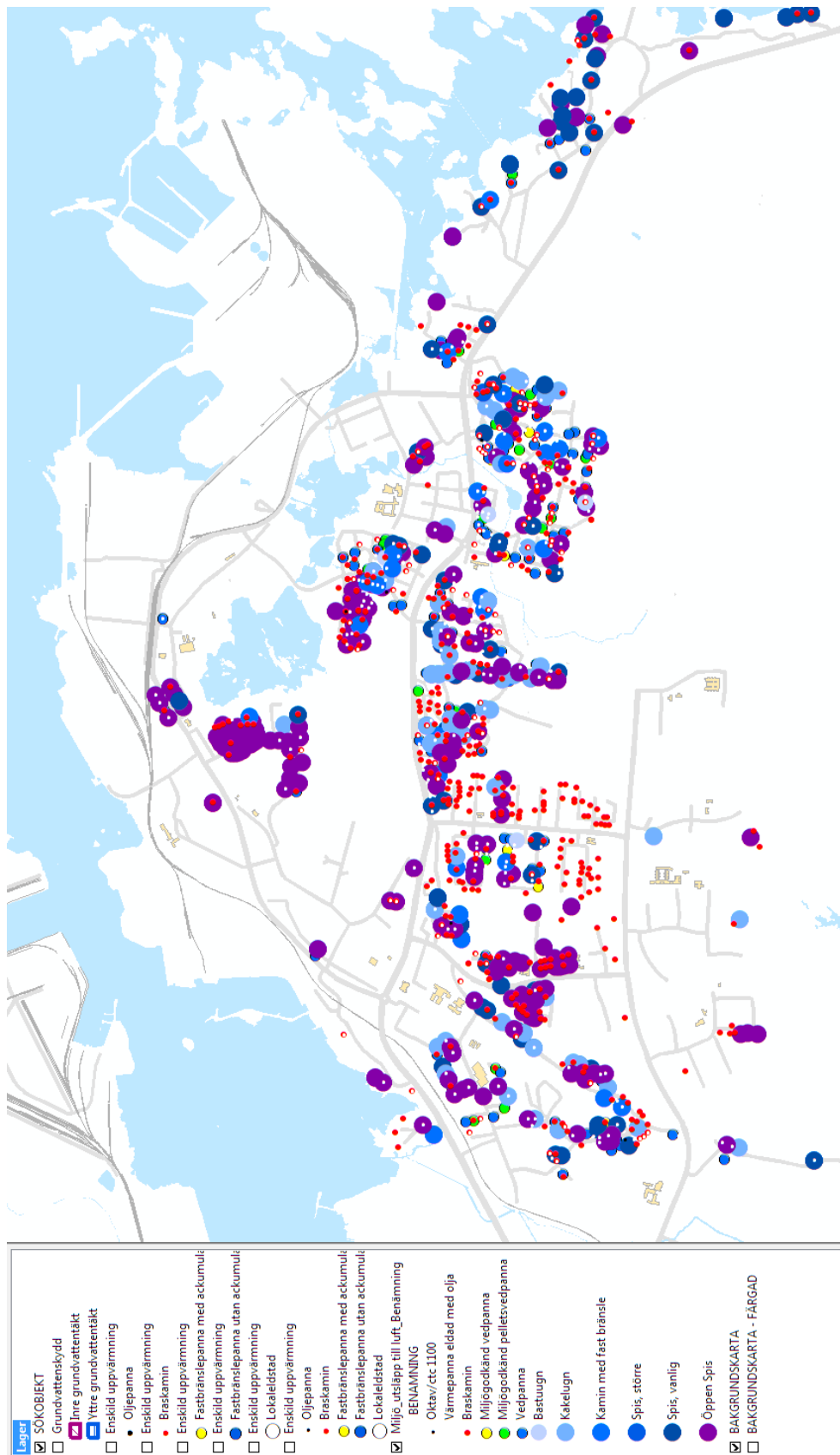
Figur D2 Spridning i vertikalled av rökgasplym från skorstenshöjd 100 m med vindhastighet 5 m/s och stabilitetsklass F

BILAGA E – KARTOR ÖVER ENSKILD UPPVÄRMNING OCH MILJÖUTSLÄPP TILL LUFT

Kartorna i figur E1 och E2 visar punktkällor i Korsnäs närområde för enskild uppvärmning och miljöutsläpp till luft. Kartorna är tillhandahållna av Torsten Sörell, miljöinspektör Gävle Kommun, och visar bland annat braskaminer, oljepannor, andra bränslepannor, lokala eldstäder, kakelugnar och öppna spisar.



Figur E1 Karta över enskild uppvärmning i Korsnäs närområde



Figur E2 Karta över miljöutsläpp till luft i Korsnäs närområde