

Biogasanvändning vid Käppalaförbundets Reningsverk

– en värdering av miljöeffekter

Abstract

This thesis calculates and compares the values of improved environmental quality due to future possible investment alternatives in biogas production facilities at *Käppalaförbundets Reningsverk* (Käppala Sewage Treatment Works) in an attempt to determine which alternative yields the highest such value. Käppala faces three investment alternatives for the usage of biogas. The alternatives are production of vehicle fuel, district heating and thirdly, heat and power production. Estimates of the value of environmental change are calculated for each of the three investment alternatives, and these estimates are then compared. The environmental change in question is the change in discharge levels of carbon dioxide (CO₂), nitrogen oxides (NO_x), sulphur dioxide (SO₂) and particle matter. It is shown that a heat and power plant solution provides the highest value of environmental change. In addition to the calculations, this thesis also provides an overview of the methods most widely used when measuring the benefits of environmental improvement.

Förord

Den här uppsatsen är en fördjupning och vidareutveckling av min tidigare rapport "Käppalaförbundets biogas – alternativa användningar" som utfördes jan 2005 – dec 2006 på uppdrag av Käppalaförbundet. Den tidigare rapporten har ett annat fokus och innehåller en förenklad miljövinstberäkning, analyserar färre föroreningar, beskriver potentiella köpare av biogasen samt ser mer till investerings- och driftskostnader. Jag vill härmed tacka Käppalaförbundet för möjligheten att använda den tidigare rapporten som grund för det här examensarbetet. Ett stort tack ska också min handledare, Magnus Johannessson, ha för värdefulla diskussioner och riktigt bra feedback.

*Stockholm, 2006-11-14
Lotta Hammarlund*

1	INTRODUKTION.....	1
1.1	SYFTE	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR	2
1.3	UPPLÄGG	2
2	BAKGRUND OM KÄPPALAFÖRBUNDET.....	3
2.1	INVESTERINGSALTERNATIV 1: FJÄRRVÄRME.....	3
2.2	INVESTERINGSALTERNATIV 2: KRAFTVÄRME.....	4
2.3	INVESTERINGSALTERNATIV 3: DRIVMEDEL	4
3	VÄRDERING AV MILJÖFÖRÄNDRINGAR.....	4
3.1	MILJÖRESURSER	5
3.1.1	Karakteristiska drag:	5
3.1.2	Hållbar utveckling.....	5
3.2	MONETÄRA MÅTT	5
3.3	EKONOMISKA VÄRDERINGSMETODER	6
3.3.1	Marknadprissättningsmetoden.....	6
3.3.2	Återställande/undvikande kostnader	7
3.3.3	Hedoniska prissättningsmetoder	8
3.3.3.1	Huspriser	8
3.3.3.2	Arbete med olika risk	8
3.3.4	Resekostnadsmetoden.....	9
3.3.5	Betingad värdering (contingent valuation method).....	9
3.3.6	Diskontering.....	10
4	METOD.....	12
4.1	BIOGAS JÄMFÖRT MED VADÅ?	12
4.2	UTSLÄPPSVÄRDEN FÖR VÄRTAVERKETS VÄRMEPRODUKTION.....	13
4.2.1	Förändrad produktion och bränslemix	13
4.2.2	Utsläppsvärden avser Eo1 trots att Eo5 används	13
4.3	MILJÖEFFEKTER – MÄNGD UTSLÄPP	14
4.3.1	Beräkningssteg	14
4.3.2	Utsläppsmängd i investeringsalternativ 1, fjärrvärme.....	16
4.3.3	Utsläppsmängd i investeringsalternativ 2, kraftvärme.....	17
4.3.3.1	Kraftvärmeproduktion i kraftvärmealternativet.....	19
4.3.3.2	Värmeproduktion i kraftvärmealternativet	19
4.3.3.3	Total mängd utsläpp i kraftvärmealternativet.....	21
4.3.4	Utsläppsmängd i investeringsalternativ 3, drivmedel	22
4.3.4.1	Drivmedelsproduktion i drivmedelsalternativet	23
4.3.4.2	Värmeproduktion av överskottsgas i drivmedelsalternativet	26
4.3.4.3	Totala utsläpp i drivmedelsalternativet.....	27
4.4	PRISER PÅ MILJÖEFFEKTER	27
4.4.1	Kalkylvärde för partiklar	29
4.4.2	Kalkylvärden för kväveoxider och svaveldioxid.....	30
4.4.2.1	Lokala miljöeffekter – betingad värdering	30
4.4.2.2	Regionala miljöeffekter – åtgärdskostnadsmetoden	30
4.4.3	Kalkylvärde för koldioxid.....	31
4.5	BERÄKNING AV MILJÖVINSTER	33
5	RESULTAT	35
5.1	HUVUDSCENARIO	35
5.2	KÄNSLIGHETSANALYS	36
5.2.1	Alternativscenario 1 – genomsnittlig produktion.....	36
5.2.2	Alternativscenario 2 – kol	38
5.2.3	Alternativscenario 3 – fördelning mellan fordonstyper	38
5.2.4	Alternativscenario 4 – pris på koldioxid	39
6	SLUTSATSER OCH DISKUSSION.....	39
	REFERENSER.....	42

1 Introduktion

Naturen och miljön tjänar människan och vår ekonomi på tre sätt, dels som en källa för förnyelsebara, och icke förnyelsebara, resurser, dels som leverantör av miljötjänster och ekosystem (till exempel luft, vatten, mat, naturområden, reglering av klimatet) och slutligen som en plats för nedbrytning av, och förvar av, avfall (Hussen, 2004).

Vid ekonomisk aktivitet, när vi omvandlar naturresurser till ekonomiska varor, så skapas restprodukter i form av avfall och föroreningar. Dessa restprodukter måste ta vägen någonstans. Vår planet kan ta hand om det allra mesta av avfall och föroreningar givet att mängderna inte är för stora och att de är lagom utspridda tidsmässigt. Vissa icke-nedbrytbara föroreningar kan naturen inte assimilera inom överskådlig tid, till exempel plaster, glas, många kemikalier samt radioaktiva substanser. Föroreningarna minskar dessutom planetens förmåga att bryta ned andra restprodukter. Viktigt för att skona miljön är därför att man som producent av avfall, dvs. som ekonomiskt verksam, tänker på restprodukternas kvalitet, kvantitet och utsläppstakt (Hussen, 2004). Även jordens förmåga att leverera naturresurser och miljötjänster minskar då halterna avfall och föroreningar blir för höga, liksom vid överutnyttjande/överuttag av befintliga naturresurser och miljötjänster. Alltså måste vi begränsa/styra utsläppet av restprodukter och hushålla med befintliga naturresurser. Det är idag naturligt för företag och organisationer att ta hänsyn till sin verksamhets miljöpåverkan.

Käppalaförbundets avloppsreningsverk skall inom kort förnya sin anläggning för omhändertagande av biogas, en biprodukt vid rening av avloppsvatten. Biogas är ett förnyelsebart bränsle som kan ersätta fossilbränsle, till exempel vid el- eller värmeproduktion genom förbränning i förbränningspannor eller, efter rening, som drivmedel i fordon, dvs. förbränning i fordonsmotorer. Idag används Käppalaförbundets biogas till produktion av värme, dels för eget bruk, dels för försäljning till Fortum som tar emot den resterande värmen i sitt fjärrvärmenät. Käppalaförbundet kan välja att fortsätta med värmeproduktion. Alternativt växlar de över till att istället producera drivmedel eller satsa på produktion av kraftvärme. Oavsett vilket de väljer kommer biogasanvändningen att ge upphov till restprodukter, eller externa effekter, i form av luftföroreningar. Vad gäller koldioxidutsläpp och klimatpåverkan så genererar förbränningen av biogas inga koldioxidutsläpp, bränslet är koldioxidneutralt, vilket innebär att utsläppen kommer att vara avsevärt lägre än om värmen, drivmedlet eller kraftvärmen producerats med fossila bränslen. Vid valet av den kommande investeringen i ny produktionsteknik vill Käppalaförbundet ta hänsyn till miljöaspekter som uppstår och väga in miljövinster i sitt beslut. Miljövinsten av ett alternativ är värdet av den minskning av utsläpp jämfört med konventionella bränslen som investeringsalternativet innebär.

Energi och transporter står tillsammans för ca. 75 % av de svenska utsläppen av växthusgaser (www.naturvardsverket.se, augusti 2006). Oavsett vilket investeringsalternativ Käppalaverket väljer, fjärrvärme, kraftvärme eller drivmedel, så bidrar de till en minskning av användandet av fossila bränslen och utsläppen av växthusgaser samt andra föroreningar.

Vid användning av biogas till energiframställning påverkas de svenska miljömålen positivt, framför allt inom följande områden:

- Begränsad klimatpåverkan. Förbränning av biogas genererar inga koldioxidutsläpp, förutom mindre mängder som kommer från själva produktionsprocessen och eventuella transporter av råvara samt den färdiga produkten.

- Frisk luft. Utsläpp av kväveoxider och partiklar är mycket låga eller obefintliga vid förbränning av biogas. Minskningarna i utsläppsnivåer kan få mycket stor betydelse på ett lokalt plan och påverkar speciellt luftkvaliteten i stadskärnor.

1.1 Syfte

Uppsatsen syftar till att skatta värdet av miljöeffekterna av tre möjliga investeringsalternativ för biogasanvändning på kommunägda Käppalaförbundets reningsverk på Lidingö för att se vilket investeringsalternativ som ger högst miljövinst. Käppalaförbundet kan välja mellan att av biogasen tillverka drivmedel, fjärrvärme eller kraftvärme (el och värme).

1.2 Avgränsningar

Uppsatsen avser uppskatta värdet av miljöeffekter. Inför ett investeringsbeslut inom kommunal verksamhet görs alltid en samhällsekonomisk kalkyl där hälso- och miljöekonomiska aspekter beaktas, dvs. en *cost-benefit* analys. I den här uppsatsen genomförs inte hela den samhällsekonomiska kalkylen utan endast den del som avser värdet av miljöförändringen. Fokus ligger således på den miljömässiga värderingen, och ingen hänsyn tas till andra kostnader och intäkter förknippade med investeringarna.

Miljövinster för de tre alternativen beräknas utifrån de minskningar i utsläpp av luftföroreningarna koldioxid (CO_2), kväveoxider (NO_x), svaveldioxid (SO_2) och partiklar som biogasanvändningen medför. Kalkylvärden (priser) för andra luftföroreningar, t.ex. kolväten (CH_4) och kolmonoxid (CO), saknas och ingår därför inte i uppsatsens beräkningar.

1.3 Upplägg

Uppsatsen är disponerad enligt följande. I avsnitt 2 ges en bakgrund om Käppalaförbundet och reningsverket. De tre investeringsalternativen presenteras. I avsnitt 3 behandlas miljöresurser och monetära mått, följt av en genomgång av de vanligast förekommande metoderna för värdering av miljöförändringar. Metodavsnittet, avsnitt 4, inleds med ett resonemang om vilka bränslen biogasen ska jämföras med vid beräkning av miljövinster. Det följs av beräkningen av utsläppsmängder för de tre investeringsalternativen. Sedan granskas kalkylvärdena (priserna) för utsläppen, vad de uppgår till, hur de tagits fram samt en förklaring till varför jag valt att använda de värden jag gör. I slutet av avsnitt 4 beskrivs hur miljövinster räknas ut utifrån utsläppsmängder och kalkylvärden. I avsnitt 5 redovisas resultaten, miljövinster för de tre investeringsalternativen i ett huvudscenario. Förutom huvudscenariot redovisas också miljövinster för fyra alternativscenarion i en känslighetsanalys. Uppsatsen avslutas med en diskussion i avsnitt 6.

I avsnitt 3 där värderingsmetoder går igenom ingår även vissa subjektiva bedömningar av metodernas styrkor och svagheter. Samma sak gäller i avsnitt 4 där metoderna för framtagning av kalkylvärden presenteras. Diskussion av gjorda antaganden, och funna resultat, förs på flertalet ställen, inte enbart i det avslutande diskussionsavsnittet.

2 Bakgrund om Käppalaförbundet

Käppalaverket ligger på Lidingö nordost om Stockholm. Reningsverket drivs av Käppalaförbundet, som idag består av nio kommuner i norra Stor-Stockholm. Dessa är Sigtuna, Vallentuna, Upplands-Bro, Upplands Väsby, Täby, Sollentuna, Danderyd, Solna och Lidingö. På Käppalaverket renas avloppsvatten från de nio medlemskommunerna och de övriga två anslutna; Nacka och Järfälla. Det sex mil långa tunnelsystemet leder avloppsvattnet från Märsta till Käppala på Lidingö. Vattnet rinner med självfall och pumpas på tre ställen längs tunneln. Käppalaverket renar vatten dygnet runt, året om från motsvarande drygt 500 000 personer. Reningsverket invigdes år 2000 och anses vara ett av världens effektivaste reningsverk (www.kappala.se, september 2006).

Efter rening av avloppsvattnet rötas kvarvarande slam i verkets två rötkammare. Vid rötningen bildas rötgas, eller biogas, som består av 64 % metan och resten mestadels koldioxid. Metan ger vid förbränning energi. År 2004 uppgick Käppalaverkets biogasproduktion till 5,3 MNm³ (Nm³ = normalkubikmeter), vilket motsvarar ca. 34 GWh.

Idag används biogasen till produktion av värme i fyra gaspannor och Käppalaverket är självförsörjande vad gäller uppvärmning. Cirka 25 % av gasen används för eget behov. Biogasen förbränns i gaspannorna och värmen tillvaratas genom värmeväxling mot ett fjärrvärmenät som tillhandahålls av Fortum. Gaspannorna som är i drift är gamla (från 1960-talet) och ineffektiva, verkningsgraden ligger på ca. 75 %. Överskottsgasen facklas och går därmed till spillo.

Biogasen som produceras på Käppalaverket ska framledes användas på ett av tre möjliga sätt. Alternativen är:

- fjärrvärme
- kraftvärme
- drivmedel

Drivmedel framställt av biogas (=rötgas) ska ej förväxlas med fordonsgas bestående av det fossila bränslet naturgas eller motorgas som utgörs av gasol.

2.1 Investeringsalternativ 1: fjärrvärme

Värmeverk kan drivas med en mängd olika bränslen. På 1980-talet var det vanligaste bränslet olja för att på 1990-talet minska till under 10 % och ersättas av främst kol (www.svenskfjarrvarme.se, september 2006). Idag är torv, trädbränsle och avfall de vanligaste energibärarna. Fjärrvärme är den vanligaste uppvärmningsformen i flerbostadshus men endast 6 % av Sveriges småhus är anslutna (Eckerberg, 2006). Andelen olja i fjärrvärme-systemen ligger idag på ungefär samma nivå som den gjorde 1990. Det är svårt att ersätta oljan eftersom den används för så kallad spetsproduktion, dvs. när det blir så kallt att man snabbt måste öka värmeproduktionen. I de lägena är det idag främst oljeeldade pannor som finns som beredskap (www.svenskfjarrvarme.se, september 2006).

Om Käppalaverket ska fortsätta producera fjärrvärme kommer man att ersätta befintliga pannor med nya. Det tar ca. ett år att bygga en ny fjärrvärmeanläggning vid Käppalaverket. Under byggnationstiden kör man på med befintlig fjärrvärmelösning i de gamla gaspannorna.

Cirka 88 % av energin i biogasen beräknas enligt uppgift från Käppalaverket kunna tas tillvara vid en fjärrvärmelösning.

2.2 Investeringalternativ 2: kraftvärme

Alla metoder för att producera el ur bränslen genererar värme. I vanliga kondenskraftverk för elproduktion som eldas med kol, olja, naturgas (eller kärnkraft) kyls stora mängder värme bort. Dessa värmeförluster kan vara upp till 70 % av den tillförda energin. Om den här värmen istället används för att värma upp bostäder och lokaler talar man om kraftvärme. Poängen med kraftvärmeverk är att kombinera produktionen av el och värme, vilket ger hög verkningsgrad. Kraftvärmeverk kan drivas av en mängd olika bränslen, de vanligast använda är biobränsle, torv, kol och olja (*Kraftvärme i Söderenergi*, 2005).

Det tar ca. ett år att bygga en kraftvärmeanläggning vid Käppalaverket. Under byggnationstiden kör man på med befintlig fjärrvärmelösning i de gamla gaspannorna.

Cirka 86 % av energin i biogasen beräknas enligt uppgift från Käppalaverket kunna tas tillvara vid en kraftvärmelösning.

2.3 Investeringalternativ 3: drivmedel

Som drivmedel har biogas flera fördelar. Biogasen består av metan som har ett högt oktantal vilket ger möjlighet till hög verkningsgrad. Vidare ger metan en renare förbränning än flytande drivmedel och därmed lägre emissioner. Gasfordon kan köras på både biogas och naturgas, vilket är en förutsättning för att hålla tillgången på drivmedel konstant.

För drivmedelsalternativet skulle en ny produktionsanläggning byggas vilket tar ca. ett år. Biogasen kan eventuellt användas till inblandning i stadsgasnätet under det år det beräknas ta att bygga drivmedelsanläggningen, om det går eller ej beror på vem som köper biogasen, alternativt fortsätter man att använda de gamla gaspannorna för värmeproduktion på samma sätt som redan sker idag.

Cirka 95 % av energin i biogasen beräknas enligt uppgift från Käppalaverket kunna tas tillvara vid en drivmedelslösning.

3 Värdering av miljöförändringar

Miljöekonomisk teori erbjuder många olika metoder för att värdera miljön, eller snarare för att värdera *förändringar* i miljökvalitet. Jag kommer här att presentera de mest använda metoderna. Först dock några ord om miljöresurser och hållbar utveckling, begrepp som är bra att ha med sig i bagaget när man talar om miljöekonomi. De monetära mått som används vid värdering av förändrad miljökvalitet går också igenom. Diskontering av miljövärden ägnas ett eget delavsnitt.

3.1 Miljöresurser

Definition miljöresurser: förnybara resurser som, om de utnyttjas för intensivt, kan förbrukas eller förstöras. De producerar tjänster, i form av miljökvalitet som människor mer eller mindre sätter värde på, nu eller i framtiden (Bergman, 1989).

3.1.1 Karakteristiska drag:

1. I allmänhet har miljöresurser karaktären av kollektiva tjänster, dvs. tjänster som flera individer kan konsumera samtidigt utan att inkräkta på varandras konsumtionsmöjligheter. Det finns inte förutsättningar för uppkomst av reguljära marknader för kollektiva nyttigheter. Därmed saknas en väsentlig mekanism för hushållning med miljöresurser vilket i många fall leder till ansvarslost överutnyttjande.

2. Tillgången påverkas i allmänhet av mänsklig aktivitet i formen av externa effekter (cf. resonemanget om restprodukter i inledningen) (Bergman, 1989).

3.1.2 Hållbar utveckling

Definitionen på hållbar utveckling lyder enligt Brundtlandkommissionen från 1987: "Varje generations utnyttjande av miljöresurser skall vara sådant att framtida generationers livsvillkor inte äventyras". Detta uttalande är tilltalande men oklart, och tolkningarna är många. Av tolkningarna utgör följande två extremerna:

- Alt 1: alla miljöresurser skall hållas intakta.
- Alt 2: det finns avsevärda substitutionsmöjligheter mellan miljöresurser och andra resurser. Med andra ord kan en kombination av varu- och tjänstekonsumtion väga upp en förlust av miljöresurser (oavsett omfattning).

Det är dock inte meningsfullt att lägga tid på att välja tolkningsalternativ. Centralt är att konstatera att kommande generationers intressen, på ett eller annat sätt, måste vägas in vid formulering av miljöpolitiska mål (Bergman, 1989).

3.2 Monetära mått

Att använda monetära mått är detsamma som att säga att miljövärden kan ersättas med pengar vilket av en del anses som kontroversiellt. Att använda pengar som mått är dock en praktisk lösning då alla genast förstår den, kan relatera till den, och den kan dessutom konverteras till olika valutor.

Beräkning av *willingness to pay*, WTP, är ett sätt att mäta värdet av en miljöförändring i monetära termer, och är det mått man vanligtvis använder i en *cost-benefit* analys. WTP är den maximala betalningsviljan för att man antingen ska få ökad miljökvalitet, eller det man maximalt är villig att betala för att slippa en miljöförsämring. *Willingness to accept*, WTA, är den minsta kompensation som krävs för att man antingen accepterar en miljöförsämring eller för att man avstår från ökad miljökvalitet (Haab, McConnell, 2002). Begreppen benämns vanligtvis *betalningsvilja* respektive *kompensationskrav* på svenska, och är de mest använda begreppen.

3.3 Ekonomiska värderingsmetoder

Enligt neoklassisk teori anses miljöresurser vara knappa resurser eftersom efterfrågan överstiger tillgången vid priset noll. Från ett ekologiskt perspektiv anses miljöresurser vara knappa eftersom de är ändliga. Det ekonomiska värdet av en knapp resurs bestäms av konsumenternas preferenser, som bäst uttrycks i en marknadsekonomi, varvid marknadssystemet är det system som fungerar bäst för att fördela knappa resurser (Hussen, 2004). Här uppstår behovet av prissatta varor. Miljövaror, som de kollektiva nyttigheter de är, handlas dock inte på vanliga marknader, och saknar således priser.

Att värdera miljönytta syftar inte till att sätta ett faktiskt pris på miljön. Det man mäter är människors *preferenser* vad gäller en *förändring* av miljö kvalitet. Preferensen vad gäller förändringen översätts till betalningsvilja för en förbättrad miljö eller dito för att slippa en försämring av miljön. Det som värderas, nyttan, är undvikande av skada såsom risk för ökad dödlighet, sjukdom, förlorade inkomster (t.ex. från jordbruk, fiske), ökade störningar (t.ex. buller, lukt, nedskräpning), minskade rekreationsmöjligheter, förlorade estetiska värden, utarmning av arter och irreversibla skador på ekosystem. Då det inte idag finns någon enskild metod som fungerar för samtliga situationer måste man välja mellan ett antal olika värderingsmetoder, och ofta kombinera dem (Hussen, 2004). Valet av värderingsmetod(er) kan spela stor roll för utfallet av värderingen.

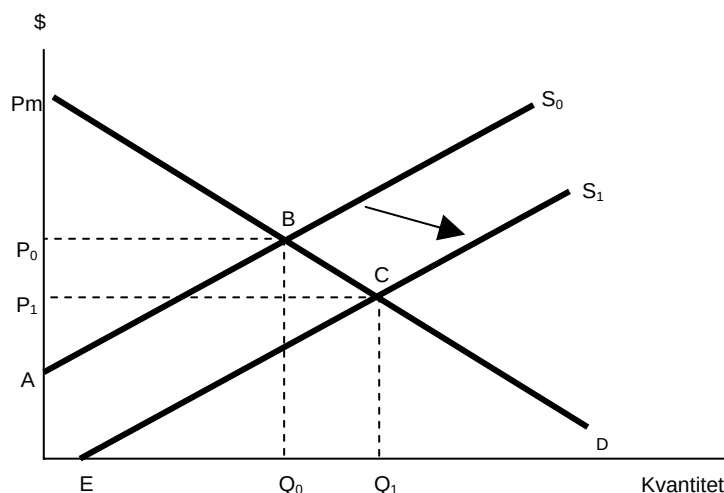
I de följande delavsnitten går jag igenom de vanligaste metoderna för att värdera nyttan av en miljöförbättring, dvs. uppskatta betalningsviljan, och avslutar med en genomgång av betydelserna av diskonteringsräntan. För mer information, se t.ex. Hussen (2004).

3.3.1 Marknadsprissättningsmetoden

Varor som redan är prissatta kan användas för att skatta värdet av en miljöförändring när miljöförändringen innebär en direkt förändring av tillgången/produktionen på råvaror/produkter som handlas på vanliga marknader, vilket medför att priset på dessa varor förändras. Värdet på den förändrade miljönyttan utgörs då av förändringen i konsument- och producentöverskott¹. Om till exempel luftkvaliteten förbättras tack vare miljölagstiftning så att bönder får förbättrad skörd (allt annat lika), så är de villiga att sälja sin skörd billigare. Utbudskurvan skiftar därmed utåt och konsumentöverskottet ökar. Om utbudsökningen också fört med sig kostnadsbesparingar så ökar även producentöverskottet. Välfärdsökningen som kommit till stånd tack vare den nya lagstiftningen kan därmed värderas till summan av

¹ Konsumentöverskott: konsumenternas nytta av att konsumera en vara. Nettokonsumentöverskottet speglas av ytan under efterfrågekurvan ned till rådande jämviktspris. Producentöverskott: producenterna nytta av att sälja en vara. Nettoproducentöverskottet speglas av ytan ovanför utbudskurvan upp till rådande jämviktspris.

uppnådda konsument- och producentöverskott (Hussen, 2004). Detta illustreras i *Figur 1*. I och med den miljöfrämjande åtgärden skiftar utbudskurvan utåt, från S_0 till S_1 . Detta medför att konsumentöverskottet ökar från P_0BP_m till P_1CP_m , och producentöverskottet ökar från ABP_0 till ECP_1 . Det sammanlagda producent- och konsumentöverskottet ökar således från ABP_m till ECP_m när producerad kvantitet ökar från Q_0 till Q_1 . Nettoökningen av samhällsnyttan ökar således med ytan $ABCE$.



Figur 1. Förändrad samhällsnytta i och med miljöförbättrande åtgärd.

Svårigheter med den här metoden innefattar framför allt att isolera miljö kvalitetsförändringens effekt på priserna från andra påverkansfaktorer (Hussen, 2004).

3.3.2 Återställande/undvikande kostnader

Återställandekostnaden är värdet av en miljö kvalitetsförbättring när nyttan kan approximeras av marknadsvärdet på vad det hade kostat att åtgärda skadan som annars skulle ha uppstått, dvs. kostnaden för att reparera skadan kan ses som en värdering på skadan. Enligt SWEEA (Swedish Economic and Environmental Accounts) innebär den här värderingsmetoden att man låter den miljöförstörande aktiviteten fortgå och ingriper mot miljöförstöringen när den uppstått (SWEEA, 1994). Det verkar dock rimligt att en hypotetisk återställandekostnad kan användas för att uppskatta värdet också på en förebyggande åtgärd. Surt regn skadar t.ex. byggnader i städer. Att minska nivåerna på de föroreningar som orsakar surt regn (svavel- och kväveföreningar) kan således värderas till de inbesparade kostnader som hade uppstått för att renovera förstörda byggnader (Hussen, 2004) eftersom sådana kostnader är kända. Metoden kallas också åtgärds kostnads metoden.

Undvikandekostnad: här angrips problemets verkliga orsak. Den enda långsiktigt hållbara lösningen är att inte föra in skadliga ämnen i miljön och samhället i snabbare takt än naturen själv kan oskadliggöra dem. Exempel på sådana förebyggande åtgärder är: reningsanläggning på en försurande skorsten, byte av process eller insatsvara hos den försurande industrin, eller t.o.m. nedläggning av industrin. I det sista fallet är åtgärds kostnaden det förädlingsvärde man går miste om i och med nedläggningen (SWEEA, 1994).

3.3.3 Hedoniska prissättningsmetoder

Den hedoniska prissättningsmetoden är en indirekt metod där man tittar på individers ändrade konsumtionsmönster i och med en förändring av en analyserad egenskap. Egenskapen, eller attributet, man vill mäta kan vara bostadsyta, standard eller miljö kvalitet. Huspriser används gärna för att utföra skattningar av den här typen. Genom att statistiskt analysera sambandet mellan det realiserade försäljningspriset och de prispåverkande attributen kan man skatta de implicita (hedoniska) priserna för respektive attribut. Attributet som man mäter värdet på i miljösammanhang är miljö kvalitet, dvs. vilken miljö kvalitet fastighetens läge medför. Alternativt utgår man ifrån lönen på arbete för att mäta attributet hälsa. Värdet som individer sätter på hälsa antas här spegla värdet de sätter på miljö. De två metoderna går igenom nedan.

3.3.3.1 Huspriser

En hedonisk mätning kan avse fastighetsmarknaden och gälla frågan hur mycket mer individen är villig att betala för en fastighet som t.ex. ligger långt ifrån en avfallsanläggning jämfört med en som ligger nära, allt annat lika. Skillnaden skulle då svara mot hur mycket individen anser det är värt att dennes bostad har en hög omgivande miljö kvalitet. På så sätt mäter den här metoden skadekostnaden av en miljöförsämring (anläggandet av en avfallsanläggning) via betalningsviljan för hus i det relevanta området. För att ett hus nära avfallsanläggningen ska gå att sälja måste dess pris sänkas, och vid ett visst pris kommer husköparna som grupp att vara villiga att köpa det. Med andra ord, de är indifferent mellan alternativen (nära eller långt ifrån avfallsanläggningen) och vi kan således få fram en indifferenskurva som visar betalningsviljan i relation till miljö kvaliteten (avståndet till avfallsanläggningen).

En begränsning för användandet av metoden är att den är helt beroende av en i området existerande fastighetsmarknad och går alltså inte att använda för värdering av t.ex. natur- och vildmarksområden eller hotade arter (Hussen, 2004).

3.3.3.2 Arbete med olika risk

Individens preferenser vad gäller att minska sin egen utsatthet för hälsorisker kan mätas via deras betalningsvilja för sjukvård eller via lönenivåer. Morbiditets- (sjukdoms-) och mortalitetsrisk på grund av miljöfaktorer på arbetsplatsen antas påverka lönen med utbetalning av en riskpremie. Om vi till exempel antar att gruvarbete och fabriksarbete är jämförbara arbeten, alltså "likvärdiga" förutom den extra risk som gruvarbetare är utsatta för, och att gruvarbete ger högre lön, så kan löneskillnaden utgöra ett mått på den jämförelsevis högre hälsorisk i gruvsektorn. Löneskillnaden är den *kompenserande* löneskillnad som gör att en arbetare väljer gruvarbete framför fabriksarbete (Hussen, 2004), och kan användas som mått på individens preferenser i frågan om att acceptera en ökad mortalitetsrisk, eller betalningsvilja för att minska samma risk om man väljer bort yrket på grund av risknivån. På samma sätt som i husprismetoden används statistiska metoder för att ta fram förhållandet mellan lönenivåer och miljö risk. Måttet på betalningsviljan/kompensationskravet för ett säkrare/farligare arbete anses spegla individens preferenser för hälsorisker generellt sett och kan därmed användas som uppskattning för betalningsviljan/kompensationskravet för bättre eller sämre miljö. Ett problem med den här metoden är att den förutsätter en fungerande arbetsmarknad där arbetarna har ekonomisk frihet att välja fritt mellan alternativen (Hussen, 2004). Man skulle till exempel kunna tänka sig att det saknas ett brett utbud av

arbetsmöjligheter i ett mindre samhälle där gruvarbete är ett av mycket få alternativ, och att arbetarna därmed inte har möjligheten att välja arbetsplats i någon större utsträckning.

3.3.4 Resekostnadsmetoden

Metoden mäter nyttan av ett rekreationsområde genom att mäta hushållens utgifter för att ta sig dit. Ju kortare avstånd man har till t.ex. en nationalpark, desto oftare kan man förväntas besöka den. Det omvända gäller för dem som har långt att åka. Vi har således även här en uppskattad betalningsvilja i relation till avståndet.

3.3.5 Betingad värdering (contingent valuation method)

Betingad värdering (eng: *contingent*), även kallad CV-metoden, innebär att en grupp respondenter väljs ut för att svara på ett frågeformulär och uppge sin betalningsvilja. Benämningen ”betingad” används för att klargöra att värderingen är helt avhängig av, dvs. betingad av, det scenario som utgör den hypotetiska marknaden, samt de frågor som ställs i frågeformuläret. I scenariot som presenteras för respondenterna beskrivs den avsedda åtgärden inklusive effekter om åtgärden genomförs, liksom effekter om den inte genomförs. På vilket sätt respondentens deltagande i undersökningen kan påverka utfallet beskrivs också. Vidare ges bakgrundsinformation om den bakomliggande miljöproblematiken. Syftet är att ge respondenten tillräckligt med information om den avsedda åtgärdens effekter så att han/hon kan värdera hur mycket de effekterna är värda för honom/henne. Vid undersökning av till exempel betalningsvilja för att bevara en nationalpark skulle scenariot beskriva områdets attribut ingående, till exempel vilka tjänster parken erbjuder samt vilka djur- och växtarter som har sin hemvist där. Alternativa fritidsaktivitetsområden skulle också listas. Fotografier och kartor skulle kunna ingå. Nationalparkens nuvarande tillstånd beskrivs liksom dess kommande tillstånd om åtgärden, t.ex. ökade anslag till vildmarksvård, införs eller inte införs. Betalningsviljan skattas via frågeformuläret som består av antingen ”öppna” eller ”stängda” (eng: *open-ended* och *close-ended*) frågor där respondenten i den stängda versionen får välja mellan förvalda belopp och i den öppna fritt får ange ett belopp (Hussen, 2004).

De fem metoderna för att skatta betalningsvilja för miljönytta som presenterats i föregående delavsnitt (marknadsprissättning, återställande/undvikandekostnader, huspriser, löner, resekostnadsmetoden) har två saker gemensamt. Dels använder de sig av *priser*, antingen direkt eller indirekt. Dels är man helt inriktad på *brukarvärden* (eng: *use values*), dvs. värdet av att faktiskt använda/nyttja miljövaran ifråga. Miljön erbjuder emellertid även andra slags värden som inte kan knytas till det direkta nyttjandet av miljövaror, så kallade *ickebrukarvärden* (eng: *nonuse values*) (Hussen, 2004).

Ickebrukarvärden:

- Optionsvärde: värdet av att någon gång i framtiden ha optionen att använda varan.
- Existensvärde: värdet man sätter på bevarandet av miljön för att arter och ekosystem skall få leva vidare i sin naturliga miljö. Här ingår också andra altruistiska motiv som t.ex. värdet av att bevara områden och miljö kvalitet för framtida generationer.

Det totala värdet av en miljövara eller en viss nivå på miljö kvalitet blir således enligt följande:

$$\text{Totalt värde} = \text{Brukarvärde} + \text{Icke-brukarvärde}$$

En praktisk implikation av det här resonemanget är att en nationalpark med entréavgift som går med förlust ändå kan vara samhällsekonomiskt lönsam om hänsyn tas till icke-brukarvärden (Kriström, 1990).

Den nytta som fångas upp av ickebrukarvärdet avser nytta i form av estetiska värden, arters överlevnad, varierade ekosystem och liknande. Dessa har inga motsvarigheter på existerande marknader och är således ej heller prissatta. Hypotetiska marknader måste upprättas för att skatta värdet på dessa nyttor, och det är detta som metoden med betingad värdering åstadkommer.

Begreppet *contingent valuation* myntades 1947 av S.V. Ciriacy-Wantrup (Portney, 1994). Huruvida CV-metoden ger en korrekt skattning av värdet av en miljöresurs har debatterats flitigt ända sedan dess. Nackdelarna med CV-metoden är bland annat följande: *free-rider* problemet, svårigheten att på ett korrekt sätt beskriva vad förändringen innebär, svårigheten för respondenten att ange en betalningsvilja för olika delar i ett större åtgärds paket samt att respondenten till stor del kan styras av utgångsbudet. Den allvarligaste invändningen är dock att CV-metoden baseras på hypotetiska frågor. Ekonomer i allmänhet föredrar data om faktiskt marknadsbeteende och inte hypotetiskt. Diamond och Hausman (1994) ställer sig därför mycket tveksamma till CV-metoden, dvs. vad skattad betalningsvilja egentligen mäter och dess koppling till ekonomisk teori. Haneman (1994) har en betydligt mer positiv inställning till metoden, framför allt vid användning där inga andra skattningsmetoder av betalningsviljan finns tillgänglig. Vidare menar Haneman att mycket av den kritik som CV-metoden har fått utstå tar sin utgångspunkt från en rad mindre lyckade genomförda studier (Wilhelmsson, 2004). En intensiv och bitvis hätsk debatt om CV-metoden uppstod i och med efterspelet av Exxon Valdez oljeolyckan utanför Alaskas kust 1989. Den expertkommission som då tillsattes för att utreda metodens tillförlitlighet kom dock fram till att väl genomförda CV-studier ger information som är användbar för skadevärdering (Söderqvist, 1995). Enligt Kriström (1990) finns det två sätt att bestämma huruvida CV-metoden fungerar eller ej. Det första säger att om uppmätta värden från olika CV-studier av samma miljöresurs på ett upprepat sätt visar sig vara ”slumpmässiga tal” så tyder detta på ett inbyggt metodologiskt problem. Det andra innebär att om samma CV-experiment upprepas flera gånger fast med olika urval av respondenter, och statistisk analys visar att det saknas korrelation mellan insamlade variabler, då är något fel. Inga studier av CV-metodens tillförlitlighet tyder dock på någon av dessa brister, och flera studier pekar tvärtom på att metoden kan utgöra ett värdefullt verktyg för att uppskatta miljövärden (Kriström, 1990).

Ett specialfall vid värdering av betalningsvilja för en miljövara är nödvändighetsvaror, t.ex. ren luft, dricksvatten, ett fungerande klimat. Ett oändligt stort krav på kompensation uppstår då. Betalningsviljan begränsas dock av respondenternas inkomster. Med andra ord så är betalningsviljan ändlig emedan kompensationskravet är oändligt (Johansson, 1993).

3.3.6 Diskontering

Beträffande risken för klimatpåverkan till följd av utsläpp av växthusgaser, till exempel koldioxid, är det med dagens kunskap nästan omöjligt att bedöma vare sig händelseförlopp eller framtida kostnader. Ett problem med värdering via framtida kostnader är också att dessa måste räknas om till ett nuvärde. Utfallet av en sådan beräkning påverkas i högsta grad av valet av diskonteringsränta (Kågeson, 1993).

I den monetära värderingen av en t.ex. en miljöförbättrande åtgärd, ingår att man diskonterar värdet för att spegla takten med vilken social välfärd, eller nyttan av konsumtion, avtar med tiden. Diskontering av miljöeffekter och miljörelaterade åtgärder är dock kontroversiellt. En del hävdar att man skall använda gällande marknadsränta, andra att man bör ligga några punkter under den för att ge framtiden ett högre värde. Diskonteringsräntan noll förordas av några då hållbar utveckling och rättvisa mellan generationerna kan tolkas som att miljön i morgon är lika mycket värd som idag, och ytterligare några menar att diskonteringsräntan helst bör vara negativ då de sätter ett högre värde på framtidens miljö än dagens. Faktum är att vid alla positiva räntor blir ett diskonterat värde noll inom några hundra år, se *Tabell 1* där diskonteringsfaktorn visar hur mycket som är kvar av det initiala värdet efter ett visst antal år. Diskonteringsfaktorn = $(1/(1+n)^t)$ där n är diskonteringsräntan.

Tabell 1. Diskonteringsfaktorer.

Diskonteringsränta	Diskonteringsfaktor i år t				
	10	50	100	200	500
1 %	0,91	0,61	0,37	0,14	0,01
2 %	0,82	0,37	0,14	0,02	0,00
3 %	0,74	0,23	0,05	0,00	0,00
4 %	0,68	0,14	0,02	0,00	0,00
5 %	0,61	0,09	0,01	0,00	0,00
6 %	0,56	0,05	0,00	0,00	0,00
7 %	0,51	0,03	0,00	0,00	0,00
8 %	0,46	0,02	0,00	0,00	0,00
9 %	0,42	0,01	0,00	0,00	0,00
10 %	0,39	0,01	0,00	0,00	0,00

SIKAs (Statens Institut för Kommunikationsanalys) rekommenderade diskonteringsränta för samhällsekonomiska kalkyler är 4 %, och 7 % för företagsekonomiska lönsamhetsberäkningar (SIKA PM 2005:16). Jag anser att detta är höga procentsatser som ger låga framtida värden i miljösammanhang. ExternE² förordar t.ex. räntor inom spannet 0 % - 4,5 %. Vidare föreslås att olika diskonteringsräntor bör användas för olika tidsspann, med lägre räntor ju längre fram i tiden man tittar på grund av den ökande osäkerheten (EUR 21951, ExternE, 2005).

I mina beräkningar av miljövinster för de tre alternativen vid Käppalaverket ingår inte diskontering. Anledningen till det är dels att de tre anläggningarna har ungefär samma livslängd, och dels att miljöeffekterna för de tre alternativen antas här oförändrade över tiden.

Diskonteringsränta har dock använts när kostnaderna per kilo, kalkylvärdena, för de olika luftföroreningarna räknats fram i ExternE. Kalkylvärdet som används för föroreningen partiklar är framtaget med en diskonteringsränta på 4 %. Diskonteringsräntan har använts för att räkna fram värdet för ett förlorat levnadsår utifrån värdet av ett statistiskt liv när det gäller värderingen av framtida dödsfall orsakade av partikelexponering (VTI rapport 517).

² En metod för att kvantifiera kostnader för externa effekter har utvecklats inom Europeiska Kommissionens ExternE projekt. Forskningsnätverket i ExternE (External costs of Energy), "European Research Network", bestående av över 50 forskningsteam i 20 länder, har sedan 1991 arbetat med att internalisera energisektorns externa effekter. ExternE kategoriserar externa effekter inom områdena miljöeffekter, global uppvärmning och olyckor.

4 Metod

Uträkningen av miljövinster för de tre investeringsalternativen görs i det här avsnittet och nästa. Först, i delavsnitt 4.1, följer en redovisning om vad jag valt att jämföra biogasproduktionen med och varför. I delavsnitt 4.2 räknas mängderna av de olika utsläppen i de tre investeringsalternativen ut. I delavsnitt 4.3 redogörs för vilka priser på utsläppen som använts. I avsnitt 5 redovisas miljövinster.

Beräkningen av miljövinster för de tre investeringsalternativen fjärrvärme, kraftvärme och drivmedel tas fram med följande grundformler där m står för mängd och p står för pris:

$\text{Miljövinster}_{\text{alt } x} = (\text{värdet av utsläpp från användning av konventionellt bränsle}) - (\text{värdet av utsläpp från användning av biogas})$

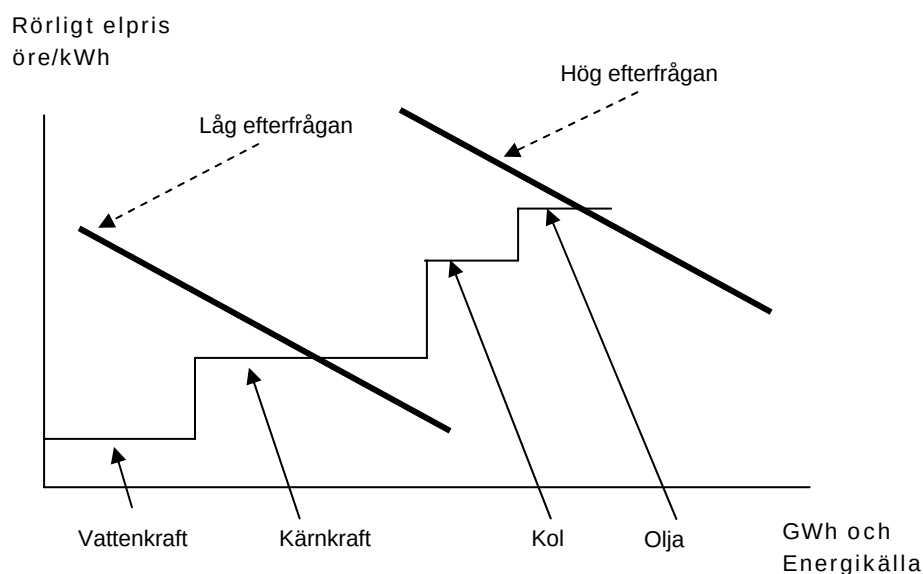
$\text{Värdet av utsläpp} = (m_{\text{CO}_2} * p_{\text{CO}_2}) + (m_{\text{NO}_x} * p_{\text{NO}_x}) + (m_{\text{SO}_2} * p_{\text{SO}_2}) + (m_{\text{partiklar}} * p_{\text{partiklar}})$

Formeln anpassas för vart och ett av de tre investeringsalternativen.

4.1 Biogas jämfört med vadå?

Vad ska biogasproduktion jämföras med för att beräkna miljövinster vid biogasanvändning?

Ur miljöekonomisk synpunkt är det bäst att jämföra den biogasproducerade elen och värmen med den el och värme som produceras på marginalen. Mängden biogas som produceras vid Käppalaverket är relativt liten och tränger ut annan energiproduktion endast på marginalen. Vad marginalproduktionen är bestäms av efterfrågan, för elmarknaden ser det ut som i Figur 2.



Figur 2. Marginalkostnad av elproduktion bestäms av energislag som bestäms av efterfrågan.

Om vi antar ett scenario med hög efterfrågan så blir elproduktionen på marginalen alltså baserad på olja.

Det biogasdrivna kraftvärmeverket som kan byggas vid Käppalaverket ersätter inte ett annat kraftvärmeverk, utan den el och värme som idag faktiskt finns tillgänglig i området. Elen som kan produceras vid ett nytt kraftvärmeverk jämförs därför med elproduktion på marginalen som levereras via elnätet. För värme innebär det en jämförelse med värme producerad vid Värtaverket³ där man, liksom vid de flesta av landets övriga värmeproduktionsanläggningar, använder eldningsolja vid produktion på marginalen. Detta är huvudscenariot som jag utgår från i uppsatsen.

I huvudscenariot jämförs alltså utsläppen vid biogasproducerad kraftvärme och värme med oljebaserad produktion. Ett alternativ är att jämföra biogasproducerad kraftvärme och fjärrvärme med genomsnittlig el- och värmeproduktion. Det skulle innebära en s.k. Sverigemix för elen som motsvarar mixen av energislag som används vid normal elproduktion i landet. För värmeproduktion skulle man jämföra med den för området genomsnittliga lokala produktionen av värme, vilket är genomsnittlig värmeproduktion vid Värtaverket. En sådan kalkyl görs i känslighetsanalysen i avsnitt 5.2, alternativscenario 1.

4.2 Utsläppsvärden för Värtaverkets värmeproduktion

Utsläppsvärdena för Värtaverkets värmeproduktion är uppskattningar som har ett antal brister vilket ger upphov till möjliga snedvridningar i resultatet. Utsläppsvärdena för spetsproduktion är schablonvärden. Utsläppsvärdena vid förbränning för genomsnittlig produktion har jag fått från Fortum. Här följer en diskussion av problemen förknippade med utsläppsvärdena för Värtaverkets värmeproduktion.

4.2.1 Förändrad produktion och bränslemix

För närvarande använder man vid spetsproduktion av värme och el på Värtaverket eldningsolja som bränsle. Mängden eldningsolja minskar dock varje år, år 2005 användes den endast under 220 produktionstimmar⁴. Man övergår mer och mer till att använda biooljor, till exempel palmolja och tallbecksolja, istället. Dessutom kommer bränslemixen att förändras i och med att man bygger ut verksamheten. Inom några år kommer med stor sannolikhet ett nytt kraftvärmeverk att stå på plats vid Värtaverket. Det kommer att vara 100 % biobränsleeldat. Detta kommer att ändra utsläppssiffrorna vid såväl genomsnittlig produktion som spetsproduktion av värme. Bränslen som används vid Värtaverket idag är: olivkärnekross, Eo1, Eo5, tallbeck/finbeck, palmolja, el, termisk energi från sjövattnet, termisk energi från kylnätet, stadsgas, kol (Värtaverket, 2005).

4.2.2 Utsläppsvärden avser Eo1 trots att Eo5 används

I såväl kraftvärmeverkspannorna som värmepannorna används eldningsolja vid spetsproduktion. Eldningsoljan som används är Eo5, men utsläppssiffrorna jag använder i mina beräkningar avser Eo1 då siffror för Eo5 saknas. Eldningsolja förekommer i flera

³ Värtaverkets värmeproduktion utgörs av kraftvärmeverk, värmepumpar (värmeväxling med vattnet i Värtan), och gaspannor för värme.

⁴ Telefonkontakt med Kalle Almqvist, Fortum, 2006-10-04.

kvaliteter och klassas efter viskositet. Eldningsolja 1, Eo1, har lägst viskositet och kallas tunnolja. Eo1 kan erhållas i tre miljöklasser där den avgörande skillnaden är svavelhalten. De övriga oljekvaliteterna, Eo3, Eo4, Eo5 och bunkerolja hör till gruppen tjockoljor och måste värmas före förbränning (Uppenberg et al., 2001). Eo5 är av lägre kvalitet än Eo1 och har högre innehåll av föroreningar vilket genererar högre halter av utsläpp vid förbränning. Vid en jämförelse mellan data som IVL använt som underlag vid framtagandet av sina rekommenderade utsläppsvärden ser man att Eo5 har 50-80 % högre utsläpp av NO_x och CO₂ jämfört med Eo1. I de rekommenderade utsläppsvärdena, som avser Eo1, saknas uppgift om partikelutsläpp vid förbränning. Alla partiklar som släpps ut kommer från produktions- och distributionsledet. Partiklar skapas otvivelaktigt vid förbränningen, men uppgift saknas alltså. Utsläppsvärdena för spetsproduktion vid Värtaverket är alltså något missvisande, de bör ligga högre⁵.

4.3 Miljöeffekter – mängd utsläpp

Hur har jag kommit fram till hur mycket koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och partiklar som släpps ut i de tre investeringsalternativen?

Vid beräkningen av mängden utsläpp från eldningsolja utgår jag från utsläppsdata som beskriver total miljöpåverkan. Med total miljöpåverkan menas här utsläppen till luft från bränslets hela livscykel, dels själva användandet av bränslet, men också utvinning av råvara, produktion och transporter. Utsläppsvärdena från biogasanvändning är dock rensade från utsläpp under faserna utvinning av råvara, produktion och transporter. Anledningen är att råvaran till Käppalaverkets biogas, avloppsvatten, levereras "automatiskt" via avloppsledningar, dvs. kräver inga transporter. Vidare framställs gasen också "automatiskt" då den är en restprodukt av Käppalaverkets huvudsakliga verksamhet, att rena avloppsvatten. Det finns således inga merkostnader eller ytterligare transport-/produktionssteg förknippade med att ta fram råvaran till biogasanvändningen. När biogasen sedan ska användas till framställning av antingen fjärrvärme, kraftvärme eller drivmedel går det åt energi för att driva produktionsanläggningarna. Tyvärr saknar jag utsläppsvärden för detta. Tillförseln av extern energi är högst för drivmedelsproduktionen eftersom biogasen måste renas (metanhalten höjs från 65 % till 97-99 %). För fjärrvärme- och elproduktion kan biogasen användas orenad, och tillförseln av annan energi än själva biogasen är mindre. För drivmedelsalternativet gäller också att transporter av det färdiga drivmedlet kan förekomma om köparen av drivmedlet väljer vägtransporter för sin distribution (alternativet är ledningar, där det befintliga stadsgasnätet skulle kunna användas). Utsläppsvärdena för drivmedelsanvändning kan därmed antas vara något för låga, och därför inte fullt jämförbara med utsläppsvärdena för fjärrvärme och kraftvärme.

4.3.1 Beräkningssteg

Tillgängliga utsläppsvärden, som beräkningarna utgår ifrån, är angivna i enheten mg/MJ, dvs. mängd utsläpp (mg) per mängd energi (megajoule, MJ) i bränslet/energislaget. Inför beräkningarna, som går ut på att få fram de totala mängderna utsläpp för biogas samt för det bränsle/energislage som biogasen jämförs med, måste först enheten mg/MJ räknas om till

⁵ För Eo5 finns angivet ett partikelutsläpp som för värmeproduktion motsvarar 9 mg/MJ producerad energi vilket tillsammans med partikelutsläpp vid produktion och distribution skulle ge totalt ca. 10,5 mg/MJ. För elproduktion skulle partikelutsläppet bli 17 mg/MJ. De utsläppsvärden som finns för Eo5 är dock enligt IVL inte representativa för normalproduktion och kan därför inte användas i deras beräkning av rekommenderade värden (Uppenberg et al., 2001).

kg/GWh. Detta därför att Käppalaverket anger sin årsproduktion av biogas i enheten GWh, och därför att priserna på utsläppen är angivna i kr/kg.

Jag grupperar utsläppsvärdena i tabeller, och omvandlar dem sedan i ett antal steg. För att underlätta förståelsen av mina beräkningar i kommande delavsnitt visar jag här hur värdena i tabellerna omvandlas.

- I första tabellen redovisas utsläppsdata enligt schabloner för energiproduktion (värme, el eller drivmedel), dels med olja som bränsle, dels med biogas som bränsle. Utsläppen anges i mg/MJ. Jag har valt att kalla den här tabellen för *ingångsdata*.
- I den andra tabellen har värdena i första tabellen omvandlats från mg/MJ till kg/GWh. Jag har valt att kalla den här tabellen för *beräkningsdata*.
- I den tredje tabellen redovisas *total mängd utsläpp* och värdena där är resultatet av att värdena i föregående tabell multiplicerats med den producerade mängden energi.

Schematiskt ser det ut på följande sätt:

Ingångsdata:

Utsläpp i mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

omvandlas till

Beräkningsdata:

Utsläpp i kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

multiplikeras med producerad mängd energi

Total mängd utsläpp:

Totala utsläpp i kg

kg, totalt per XX GWh	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

Vid beräkning av utsläppsmängder måste hänsynstaganden tas som skiljer sig åt något mellan de tre investeringsalternativen fjärrvärme, kraftvärme och drivmedel. Detta innebär att beräkningarna också skiljer sig åt något mellan dem, men grundprincipen är densamma.

4.3.2 Utsläppsmängd i investeringsalternativ 1, fjärrvärme

Vid maximal energiutvinning produceras enligt uppgift från Käppalaförbundet:
31,0 GWh värme.

Ingångsdata:

Tabell 2. Utsläpp från värmeproduktion, mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja ⁶	Biogas ⁷
CO ₂	90 000	0
NO _x	135	3
SO ₂	210	2
Partiklar	1,6	2,0

Utsläppsmängderna i Tabell 2 ovan är angivna i mg/MJ och måste räknas om till kg/GWh (se föregående avsnitt, 4.3).

Hur är beräkningarna gjorda?

Beräkningen görs i tre steg. Se fotnoten⁸ för metriska mått.

Räkneexempel för partikelutsläpp från biogasbaserad värmeproduktion 2,0 mg/MJ:

Givet att 1 kWh = 3 600 000 joule = 3,6 MJ

- Omvandling till mg/kWh:
 $2,0 \text{ mg/MJ} = 2,0 * 3,6 \text{ mg/kWh} = \underline{7,2 \text{ mg/kWh}}$
- Omvandling till kg/kWh:
 $7,2 \text{ mg/kWh} = \underline{7,2 * 10^{-6} \text{ kg/kWh}}$
- Omvandling till kg/GWh:
 $7,2 * 10^{-6} \text{ kg/kWh} = 7,2 * 10^{-6} * 10^6 \text{ kg/GWh}$
 $= \underline{7,2 \text{ kg/GWh}}$

Efter beräkningar enligt räkneexemplet erhålls nya värden:

⁶ Utsläppsvärden för värmeproduktion vid användning av eldningsolja kommer från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

⁷ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003). Värdena framräknade av Börjesson och Berglund bygger på värden från *Miljöfaktabok för Bränslen* av Uppenberg et al. varvid de två källorna till i uppsatsen använda utsläppsvärden får anses jämförbara med varandra.

⁸ Metrisk mått

Förkortning	Prefix	Tiopotens
mg	milli	10 ⁻³
kg	kilo	10 ³
M	mega	10 ⁶
G	giga	10 ⁹

Beräkningsdata:

Tabell 3. Utsläpp från värmeproduktion, kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	324 000	0
NO _x	486	9
SO ₂	756	7
Partiklar	5,8	7,2

Nu vet vi alltså hur många kilogram av respektive ämne som släpps ut vid användning av varje GWh producerad av de två bränslena. I fjärrvärmealternativet kan Käppalaverket producera 31,0 GWh drivmedel per år. Totala utsläppsmängder erhålls således av att värdena i ovanstående tabell, *Tabell 3*, multipliceras med 31,0 vilket ger följande totala utsläpp:

Total mängd utsläpp - fjärrvärmealternativet:

Tabell 4. Utsläpp från värmeproduktion, totalt per 31,0 GWh

kg, totalt per 31 GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	10 044 000	0
NO _x	15 066	290
SO ₂	23 436	223
Partiklar	178,6	223,2

4.3.3 Utsläppsmängd i investeringsalternativ 2, kraftvärme

El som produceras i Käppalas kraftvärmeverk utifrån biogas jämförs med den ordinarie elproduktionen på marginalen, dvs. eldningsoljebaserad produktion av el i ett kondens-kraftverk.

Värme som produceras i Käppalas kraftvärmeverk utifrån biogas jämförs med den ordinarie värmeproduktionen på marginalen, dvs. spetsproduktion av värme vid närmast belägna värmeproducent, Värtaverket. Bränslet vid spetsproduktion på Värtaverket är eldningsolja.

Förbränning i kraftvärmepanna ger el (30-40%) och fjärrvärme (60-70%). Överskottsgasen, som ej kan tas tillvara av kraftvärmeanläggningen, används till värmeproduktion i en separat värmepanna.

Vid maximal energiutvinning produceras:

Kraftvärme: 26,5 GWh

varav 10,9 GWh el och 15,6 GWh värme.

Värme från överskottsgas: 3,6 GWh

Jämförelsen mellan bränslenas utsläpp är mer komplicerad i kraftvärmealternativet än i fjärrvärmealternativet som gicks igenom i föregående avsnitt. För el och värme från kraftvärmeverket jämförs utsläppen vid biogasanvändning i *kraftvärmeverk* med utsläppen vid eldningsoljebaserad el i kondenskraftverk och värme från Värtaverket vid spetsproduktion. Överskottsgasen bränns i den mindre gaspannan. För utsläppen vid förbränning av överskottsgasen i den separata mindre värmepannan jämförs utsläppen vid biogasanvändning i *värmeverk* med värme från Värtaverket vid spetsproduktion. Att jag skiljer på biogasbaserad värmeproduktion i kraftvärmeverket och i den mindre värmepannan beror på att utsläppsvärdena skiljer sig åt för förbränning i kraftvärmeverk och värmeverk.

Schematiskt ser beräkningarna ut på följande vis (de utgår på samma sätt som tidigare beräkningar från ”ingångsdata” och tar steget via ”beräkningsdata”, se stycke 4.3.1 Beräkningssteg):

Total mängd utsläpp – el och kraftvärme:

Totala utsläpp vid produktion av el i kondenskraftverk (bränsle: eldningsolja) och el i kraftvärmeverk (bränsle: biogas).

Värdena presenteras i avsnitt 4.3.3.1, *Tabell 7*.

<i>kg, totalt per 10,9 GWh</i>	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

plus

Total mängd utsläpp – värme och kraftvärme:

Totala utsläpp vid produktion av värme vid Värtaverket (bränsle: eldningsolja) och värme i kraftvärmeverk (bränsle: biogas). Värdena presenteras i avsnitt 4.3.3.2.1, *Tabell 10*.

<i>kg, totalt per 15,6 GWh</i>	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

plus

Total mängd utsläpp – överskottsgas:

Totala utsläpp vid produktion av värme vid Värtaverket (bränsle: eldningsolja) värme i extra gaspanna (bränsle: biogas). Värdena presenteras i avsnitt 4.3.3.2.2, *Tabell 13*.

<i>kg, totalt per 3,6 GWh</i>	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

ger tillsammans

Total mängd utsläpp

kraftvärmealternativet:

Kraftvärme, el och värme.

Värdena presenteras i avsnitt 4.3.3.3, *Tabell 14*.

<i>kg, totalt per 30,1 GWh</i>	Eldningsolja	Biogas
CO2		
NOx		
SO2		
Partiklar		

4.3.3.1 Kraftvärmeproduktion i kraftvärmealternativet

Här beräknas utsläppsmängderna vid produktion av el i kraftvärmealternativet, 10,9 GWh.

Ingångsdata:

Tabell 5. Utsläpp från elproduktion respektive el från kraftvärmeproduktion, mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja ⁹	Biogas ¹⁰
CO ₂	146 000	0
NO _x	180	59
SO ₂	340	2
Partiklar	2,7	2,0

På samma sätt som för fjärrvärme (se avsnitt 4.3.2) omvandlas mg/MJ till kg/GWh. Följande tabell erhålls:

Beräkningsdata:

Tabell 6. Utsläpp från elproduktion respektive el från kraftvärmeproduktion, kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	525 600	0
NO _x	648	212
SO ₂	1 224	7
Partiklar	9,7	7,2

Årsproduktionen av el uppgår till 10,9 GWh vilket ger följande totala utsläpp:

Total mängd utsläpp – el respektive kraftvärme:

Tabell 7. Utsläpp från elproduktion respektive el från kraftvärmeproduktion, totalt per 10,9 GWh

kg, totalt per 10,9 GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	5 729 040	0
NO _x	7 063	2 315
SO ₂	13 342	79
Partiklar	105,9	78,5

4.3.3.2 Värmeproduktion i kraftvärmealternativet

Värmeproduktionen kommer dels av förbränning i kraftvärmeverket, dels av förbränningen av överskottsgasen i en mindre panna. För värme från kraftvärmeverket jämförs utsläppen vid biogasanvändning i kraftvärmeverk med utsläppen vid oljebaserad värme i värmeverk. För värme från överskottsgasen som produceras i den mindre gaspannan jämförs utsläppen vid biogasanvändning i värmeverk med oljebaserad värme i värmeverk.

⁹ Utsläppsvärden för elproduktion vid användning av eldningsolja har tagits från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

¹⁰ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003).

4.3.3.2.1 Värmeproduktion i kraftvärmeverket

Här beräknas utsläppsmängden vid produktion av värme. Värmen skapas vid förbränning av den huvudsakliga mängden gas från kraftvärmeverket som uppgår till 15,6 GWh.

Ingångsdata:

Tabell 8. Utsläpp från värmeproduktion i kraftvärmealternativet, mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja ¹¹	Biogas i kraftvärmeverk ¹²
CO ₂	90 000	0
NO _x	135	59
SO ₂	210	2
Partiklar	1,6	2,0

På samma sätt som för fjärrvärme (se avsnitt 4.3.2) omvandlas mg/MJ till kg/GWh. Följande tabell erhålls:

Beräkningsdata:

Tabell 9. Utsläpp från värmeproduktion i kraftvärmealternativet, kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas i kraftvärmeverk
CO ₂	324 000	0
NO _x	486	212
SO ₂	756	7
Partiklar	5,8	7,2

Årsproduktionen uppgår till 15,6 GWh vilket ger följande totala utsläpp när värdena i Tabell 9 multipliceras med 15,6:

Total mängd utsläpp – värmeproduktion i kraftvärmealternativet:

Tabell 10. Utsläpp från värmeproduktion i kraftvärmealternativet, totalt per 15,6 GWh

kg, totalt per 15,6 GWh	Eldningsolja	Biogas i kraftvärmeverk
CO ₂	5 054 400	0
NO _x	7 582	3 313
SO ₂	11 794	112
Partiklar	89,9	112,3

¹¹ Utsläppsvärden för värmeproduktion vid användning av olika oljebränslen har tagits från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

¹² För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003).

4.3.3.2 Värmeproduktion i gaspannan

Här beräknas utsläppsmängden vid förbränning av överskottsgasen från den mindre gaspannan som uppgår till 3,6 GWh.

Ingångsdata:

Tabell 11. Utsläpp från värmeproduktion av överskottsgas i kraftvärmealternativet, mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja ¹³	Biogas i värmeverk ¹⁴
CO ₂	90 000	0
NO _x	135	3
SO ₂	210	2
Partiklar	1,6	2,0

På samma sätt som för fjärrvärme (se avsnitt 4.3.2) omvandlas mg/MJ till kg/GWh. Följande tabell erhålls:

Beräkningsdata:

Tabell 12. Utsläpp från värmeproduktion av överskottsgas i kraftvärmealternativet, kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas i värmeverk
CO ₂	324 000	0
NO _x	486	9
SO ₂	756	7
Partiklar	5,8	7,2

Årsproduktionen uppgår till 3,6 GWh vilket ger följande totala utsläpp:

Total mängd utsläpp – värmeproduktion av överskottsgas i kraftvärmealternativet:

Tabell 13. Utsläpp från värmeproduktion av överskottsgas i kraftvärmealternativet, totalt per 3,6 GWh

kg, totalt per 3,6 GWh	Eldningsolja	Biogas i värmeverk
CO ₂	1 166 400	0
NO _x	1 750	34
SO ₂	2 722	26
Partiklar	20,7	25,9

4.3.3.3 Total mängd utsläpp i kraftvärmealternativet

I kraftvärmealternativet produceras 10,9 GWh el och 15,6 GWh respektive 3,6 GWh värme. Den totala energimängden uppgår till 30,1 GWh. Totala utsläpp redovisas i *Tabell 14* och är en summering av värdena i *Tabeller 7, 10 och 13*.

¹³ Utsläppsvärden för värmeproduktion vid användning av olika oljebränslen har tagits från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

¹⁴ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003).

Total mängd utsläpp - kraftvärmealternativet:

Tabell 14. Totala utsläpp i kraftvärmealternativet, 10,9 GWh el och 19,2 GWh värme.

kg, totalt per 30,1 GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	11 949 840	0
NO _x	16 394	5 662
SO ₂	27 857	217
Partiklar	216,5	216,7

4.3.4 Utsläppsmängd i investeringsalternativ 3, drivmedel

Parallellt med drivmedelsproduktionen kommer man att bedriva produktion av värme med överskottsgasen som ej kan nyttjas i drivmedelsanläggningen. Vid maximal energiutvinning produceras enligt uppgift från Käppalaförbundet: 31,1 GWh drivmedel
2,4 GWh värme.

Bussar och personbilar är de fordon som ligger närmast till hands för att gå över till biogasdrift från diesel- eller bensindrift. Bussar drivs idag mestadels med diesel även om alternativa bränslen redan används i viss utsträckning. Etanol, eller E85, används mer och mer som bränsle för både buss och personbilar, liksom el i hybridfordon, men det är inte dessa som rimligtvis kommer att ersättas av biogasdrivna bilar. I uppsatsen görs antagandet att ersättningen kommer att ske bland bensin- och dieseldrivna fordon. För bussar gäller antagandet att alla bussar som är kandidater för att bytas ut mot, eller byggas om till, biogasdrivna bussar är dieseldrivna. Biogasdrivna bilar antas ersätta såväl bensin- som dieseldrivna bilar.

För drivmedelsalternativet tillkommer några beräkningssteg jämfört med fjärrvärme och kraftvärme. Fordonen som kommer att använda den biogas som produceras utgörs dels av både bussar och personbilar, dels drivs de med både diesel och bensin (blyfri 95). Den totala mängden utsläpp för bussar räknas fram, liksom den totala mängden utsläpp för personbilar. Detta görs på samma sätt som beskrivits tidigare, via tabeller med ”ingångsdata” och ”beräkningsdata”. För personbilar skall sedan de två bränslena bensin och diesel vägas samman. Efter det vägs de båda fordonstyperna personbil och buss samman. Schematiskt ser det ut på följande vis:

Total mängd utsläpp – drivmedel 1:

Totala utsläpp i kg, dels för dieseldrivna bussar, dels för diesel- respektive bensindrivna personbilar. Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.1, *Tabeller 19 och 20.*

bränslena viktas

Total mängd utsläpp – drivmedel 2:

Totala utsläpp för bussar respektive personbilar. Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.1, *Tabell 21.*

fordonstyperna viktas

Total mängd utsläpp – drivmedel 3:

Totala utsläpp för bussar och personbilar tillsammans. Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.1, *Tabell 23.*

De utsläpp som genereras av den värme som produceras av överskottsgasen i drivmedelsalternativet räknas fram på samma sätt som för överskottsgasen i kraftmedelsalternativet och läggs samman med utsläppsmängderna från drivmedlet (Total mängd utsläpp - drivmedel 3). Detta ger den totala utsläppsmängden för drivmedelsalternativet på följande vis:

Total mängd utsläpp - drivmedel 3:

Totala utsläpp för bussar och personbilar tillsammans.

Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.1, *Tabell 23*.

plus

Total mängd utsläpp - överskottsgas:

Totala utsläpp från värmeproduktion.

Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.2, *Tabell 26*.

ger tillsammans

Total mängd utsläpp - drivmedelsalternativet:

Fordon och värme.

Värdena presenteras i avsnitt 4.3.4.3, *Tabell 27*.

I beräkningarna görs ett antagande om utsläppsdata för buss. Det finns inga schablonvärden för utsläpp från specifikt bussar. I litteraturen tillgängliga utsläppsdata avser tunga fordon vilket även inbegriper lastbilar, och jag har valt att använda dessa data för buss. Tack vare att utsläppsdata är i formen mg/MJ, dvs. utsläpp *per bränslemängd*, så skiljer sig inte utsläppen åt så mycket mellan olika fordon och motorer. Som står att avläsa i *Tabeller 15* och *16* nedan är det t.ex. inte heller någon större skillnad i utsläpp från dieselanvändning mellan tunga fordon och personbilar. Det hade varit annorlunda om utsläppsdata varit beräknat per körd sträcka, men så är inte fallet här. Det här antagandet innebär således inga snedvridningar av resultatet.

4.3.4.1 Drivmedelsproduktion i drivmedelsalternativet

Här beräknas utsläppsmängderna vid produktion av 31,1 GWh drivmedel.

Ingångsdata:

Tabell 15. Utsläpp från buss, mg/MJ

mg/MJ	Diesel¹⁵	Biogas¹⁶
CO₂	77 000	0
NO_x	750	560
SO₂	21	0
Partiklar	12,0	5,0

¹⁵ Utsläppsvärdena för användning av diesel kommer från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

¹⁶ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003)

Tabell 16. Utsläpp från personbil, mg/MJ

mg/MJ	Diesel ¹⁷	Bensin 95 blyfri ¹⁷	Biogas ¹⁸
CO ₂	78 000	79 000	0
NO _x	280	68	160
SO ₂	19	30	0
Partiklar	26,0	4,5	10,0

Utsläppen i *Tabellerna 15 och 16* ovan i formen mg/MJ omvandlas till kg/GWh på samma sätt som för fjärrvärme (se avsnitt 4.3.2) och följande tabeller erhålls:

Beräkningsdata:

Tabell 17. Utsläpp från buss, kg/GWh

kg/GWh	Diesel	Biogas
CO ₂	277 200	0
NO _x	2 700	2 016
SO ₂	76	0
Partiklar	43,2	18,0

Tabell 18. Utsläpp från personbil, kg/GWh

kg/GWh	Diesel	Bensin 95 blyfri	Biogas
CO ₂	280 800	284 400	0
NO _x	1 008	245	576
SO ₂	68	108	0
Partiklar	93,6	16,2	36,0

Nu vet vi hur många kilogram av respektive ämne som släpps ut vid användning av varje GWh de olika bränslena. I drivmedelsalternativet kan Käppalaverket producera 31,1 GWh drivmedel per år. Om hela mängden drivmedel används till endera fordonstypen får man fram totala utsläppsmängder genom att värden i ovanstående *Tabeller 17 och 18* multipliceras med 31,1. När 31,1 GWh drivmedel används vid körning av buss respektive personbil genererar det alltså följande mängder utsläpp:

Total mängd utsläpp - drivmedel 1:

Tabell 19. Utsläpp från buss, totalt per 31,1 GWh

kg, totalt per 31,1 GWh	Diesel	Biogas
CO ₂	8 620 920	0
NO _x	83 970	62 698
SO ₂	2 351	0
Partiklar	1 343,5	559,8

Tabell 20. Utsläpp från personbil, totalt per 31,1 GWh

kg, totalt per 31,1 GWh	Diesel	Bensin 95 blyfri	Biogas
CO ₂	8 732 880	8 844 840	0
NO _x	31 349	7 613	17 914
SO ₂	2 127	3 359	0
Partiklar	2 911,0	503,8	1 119,6

¹⁷ Utsläppsvärden för användning av diesel och bensin kommer från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

¹⁸ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003)

Bussar som drivs med fossila bränslen drivs uteslutande med diesel. Personbilar drivs med både diesel och bensin. För utsläppen från personbilar har jag för att underlätta i jämförelsen med biogas valt att väga samman diesel och bensindrivna bilar i en grupp. Etanol (E85) används också som drivmedel för personbilar men än så länge är dess andel liten och jag väljer här att bortse från den helt. I Sverige kördes 62,46 miljarder fordonskilometer med personbil år 2000, se *Tabell 22*. Av dessa kördes 7,29 miljarder på diesel, motsvarande 11,7 % (Johansson och Ek, 2003). För att få fram det sammanvägda värdet multipliceras dieselvärdet med 0,117 och bensinvärdet med 0,883 (=1-0,117), varefter de två produkterna summeras.

Vi har alltså:

andel bensindrivna personbilar = 0,883

andel dieseldrivna personbilar = 0,117.

Med andelarna för bensin och diesel applicerade på värdena i *Tabell 20* ovan fås följande sammanvägda värden för personbilsutsläpp (bussar behöver inte räknas om eftersom andelen diesel där är 100 %):

Total mängd utsläpp - drivmedel 2: Sammanvägning diesel + bensin för personbilar

Tabell 21. Utsläpp från personbil, totalt per 31,1 GWh

kg, totalt per 31,1 GWh	Diesel + Bensin 95 blyfri	Biogas
CO ₂	8 831 741	0
NO _x	10 390	17 914
SO ₂	3 215	0
Partiklar	785,5	1 119,6

Hitintills har framräknade värden beräknats utifrån antagandet att drivmedlet används till antingen 100 % bussar eller 100 % personbilar. För att få de totala utsläppen för drivmedelsproduktionen måste därför en fördelning göras mellan hur mycket av drivmedlet som beräknas användas till bussar/tung trafik respektive personbilar. Totalt kördes i Sverige 70,02 miljarder fordonskilometer år 2000, med en fördelning på olika fordonstyper enligt *Tabell 22*.

Tabell 22. Fördelning av körda fordonskilometer i Sverige, 2000

Fordonstyp	Miljarder fordonskilometer	Andel
Bensindrivna personbilar	55,17	79,8 %
Dieseldrivna personbilar	7,29	10,5 %
Tung trafik	5,50	8,0 %
Buss	1,17	1,7 %
Totalt möjliga biogasfordon	69,13	100 %
Moped och motorcykel	0,88	

Källa fordonskilometer: Johansson & Ek, 2003

För uppsatsens beräkningar görs ett antagande att biogasdriften fördelar sig proportionellt över fordonstyper, dvs. att 90,3% (79,8 + 10,5) går till personbilar och 9,7 % (8,0 + 1,7) till buss och tung trafik. Buss och tung trafik slås ihop till ”bussar”.

Vi har alltså:

andel bussar = 0,097

andel personbilar = 0,903

Med andelarna för bussar och personbilar applicerade på värdena i *Tabeller 19* och *21* beräknas de totala utsläppen från Käppalaverkets drivmedelsproduktion till:

Total mängd utsläpp - drivmedel 3: Sammanvägning personbil och buss

Tabell 23. Totala utsläpp från personbil och buss, totalt per 31,1 GWh

kg, totalt per 31,1 GWh	Diesel + Bensin 95 blyfri	Biogas
CO ₂	8 811 291	0
NO _x	17 528	22 258
SO ₂	3 131	0
Partiklar	839,6	1 065,3

Antagandet som görs här, att biogasen till 9,7 % kommer att användas i bussar och till 90,3 % i personbilar, kan diskuteras. En alternativ fördelning görs i känslighetsanalysens alternativscenari 3.

4.3.4.2 Värmeproduktion av överskottsgas i drivmedelsalternativet

All producerad biogas kan inte gå till produktion av drivmedel på grund av begränsningar i produktionssystemet. Överskottsgasen går till värmeproduktion i en för ändamålet speciellt införskaffad värmepanna av mindre format. Årsproduktionen uppgår till 2,4 GWh värme.

Ingångsdata:

Tabell 24. Utsläpp från värmeproduktion i drivmedelsalternativet, mg/MJ

mg/MJ	Eldningsolja ¹⁹	Biogas ²⁰
CO ₂	90 000	0
NO _x	135	3
SO ₂	210	2
Partiklar	1,6	2,0

På samma sätt som för fjärrvärme, se beräkning i avsnitt 4.3.2, omvandlas mg/MJ till kg/GWh. Värdena i *Tabell 24* omvandlas och följande tabell erhålls:

Beräkningsdata:

Tabell 25. Utsläpp från värmeproduktion i drivmedelsalternativet, kg/GWh

kg/GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	324 000	0
NO _x	486	9
SO ₂	756	7
Partiklar	5,8	7,2

¹⁹ Utsläppsvärden för värmeproduktion vid användning av olika oljebränslen har tagits från *Miljöfaktabok för Bränslen*, IVL (Uppenberg et al., 2001).

²⁰ För biogas kommer utsläppsvärdena från *Miljöanalys av biogassystem*, (Börjesson och Berglund, 2003).

Årsproduktionen uppgår till 2,4 GWh, alltså multipliceras värdena i *Tabell 25* med 2,4 vilket ger följande totala utsläpp:

Total mängd utsläpp - överskottsgas:

Tabell 26. Utsläpp från värmeproduktion i drivmedelsalternativet, totalt per 2,4 GWh

kg, totalt per 2,4 GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	777 600	0
NO _x	1 166	23
SO ₂	1 814	17
Partiklar	13,8	17,3

4.3.4.3 Totala utsläpp i drivmedelsalternativet

I drivmedelsalternativet produceras 31,1 GWh drivmedel och 2,4 GWh värme. Den totala energimängden uppgår till 33,5 GWh. För totala utsläpp summeras värdena i *Tabeller 23* och *26*.

Total mängd utsläpp - drivmedelsalternativet:

Tabell 27. Totala utsläpp i drivmedelsalternativet, 31,1 GWh drivmedel och 2,4 GWh värme.

kg, totalt per 33,5 GWh	Eldningsolja	Biogas
CO ₂	9 588 891	0
NO _x	18 694	22 280
SO ₂	4 945	17
Partiklar	853,4	1 082,6

4.4 Priser på miljöeffekter

Varför använder jag de priser jag gör?

Som vi sett i avsnitt 3 får man via olika värderingsmetoder fram värden på miljöresurser. Det går dock inte i praktiken att, för t.ex. den kollektiva nyttigheten ren luft, sätta ett pris direkt på varan i fråga. Värdet på ren luft skattas istället indirekt genom att prissätta förstöringen av ren luft. Utsläpp av luftföroreningar ger upphov till olika miljöproblem beroende på förorening och var utsläppen sker. Miljöproblemen kan vara lokala, regionala eller globala.

Lokalt ger luftföroreningar upphov till hälsoeffekter på grund av försämrad lokal luftkvalitet. Speciellt partiklar kopplas till luftvägssjukdomar såsom astma. När kvävedioxid och kolväten i avgaser kommer i kontakt med solljus bildas marknära ozon som orsakar luftrörsbesvär och påverkar växtlivet genom att förhindra/försvåra fotosyntes. Förekomsten av partiklar och marknära ozon samtidigt orsakar extra kännbara effekter för t.ex. allergiker och astmatiker genom att effekterna av utsläppen förstärker varandra. Nedsmutsning och korrosion orsakas av partiklar, kväveoxider och svaveldioxid.

Regional påverkan på miljön innefattar övergödning och försurning. Övergödning orsakas bl.a. av utsläpp av kväveoxider. Försurning orsakas av utsläpp av kväveoxider och svaveldioxider.

De globala effekterna utgörs av uttunnningen av stratosfärens ozonskikt och den förstärkta växthuseffekten med följder för klimatet. Freoner och liknande ämnen står för påverkan av

ozonskiktet. Utsläpp av bl.a. koldioxid, metan och dikväveoxid (lustgas) påverkar växthuseffekten.

Värderingen av en luftförorening beror på om det orsakade miljöproblemet är lokalt, regionalt eller globalt. "Priset" på t.ex. partiklar utsläppta från vägtrafik är ett annat än priset på partiklar utsläppta från fartygstrafik till sjöss på grund av att skadeeffekterna är olika beroende på om utsläppen sker i ett tätbebyggt område eller långt ute till sjöss. Det kan också vara skillnad på hälsoeffekter beroende på hur och var utsläpp med lokala effekter sker. Partiklar ur en bils avgasrör i markhöjd i ett bostadsområde har en direkt påverkan på människors hälsa till skillnad från partiklar ur en 30 meter hög skorsten vid ett kraftvärmeverk beläget någon kilometer utanför en stad. Olika prissättning för samma förorening beroende på utsläppskälla är således framförallt relevant för föroreningar med lokala effekter. När effekterna är globala, t.ex. klimateffekten, eller regionala, t.ex. försurning, är utsläppskällan av mindre intresse och priset för föroreningen således detsamma oavsett ursprung. En del utsläpp har både lokala och regionala effekter och prissätts därmed två gånger.

SIKA, Statens Institut för Kommunikationsanalys, är den myndighet som bland annat ansvarar för att revidera samhällsekonomiska metoder och viktigare kalkylvärden. Att ta fram värderingar på luftföroreningar från trafik ingår i uppdraget. SIKAs rekommenderade värderingar av koldioxid (CO₂), kväveoxider (NO_x), svaveldioxider (SO₂) och partiklar avser utsläpp från transportsektorn. En extensiv litteraturstudie, samt kontakt med VTI (Statens väg- och transportforskningsinstitut) som tar fram underlag åt SIKA, på jakt efter motsvarande siffror för utsläpp från fjärr- respektive kraftvärmeproduktion gav vid hand att sådana värderingar inte finns framtagna för Sverige men att forskning just nu pågår²¹. Jag använder därmed kalkylvärdena framtagna för utsläpp från trafik även för utsläpp från fjärr- och kraftvärme.

Följande värderingar av utsläpp av luftföroreningar ligger till grund för uppsatsens beräkningar av miljövinster:

Tabell 28. Ekonomisk värdering av CO₂, NO_x och partiklar. Källa: SIKA PM 2005:16 (* Konjunkturinstitutet, 2004).

Effekt	Ämne	Värdering, kr/kg
Lokal	NO _x Stockholms innerstad	30
Lokal	NO _x Stockholms ytterstad	26*
Regional	NO _x	62
Lokal	SO ₂ Stockholms ytterstad	175
Regional	SO ₂	21
Global	CO ₂	1,50
Lokal	Partiklar Stor Stockholm yttre	2 400
Lokal	Partiklar Stockholms ytterstad	6 000
Lokal	Partiklar Stockholms innerstad	9 500

Det lokala NO_x-värdet för Stockholms innerstad används inte i mina beräkningar, ej heller kalkylvärdena för partiklar i Stor Stockholm yttre eller Stockholms innerstad. De är med i *Tabell 28* endast som upplysning och för jämförelse. Här framgår tydligt hur olika till exempel partiklar värderas beroende på var utsläppen sker.

²¹ Maillkontakt med Lena Nerhagen, VTI, september 2006.

SIKAs värden bygger på ExternE värden framtagna för Sverige, förutom värdet på regionala effekter av kväveoxider, NO_x, för Stockholm ytterstad som kommer från en *contingent valuation*-undersökning utförd av Konjunkturinstitutet år 2004 (KI, 2004). Anledningen till att jag valt att använda Konjunkturinstitutets värdering av lokala utsläpp är att Konjunkturinstitutet tagit fram ett värde för Stockholms ytterstad (där Käppala ligger) vilket saknas i SIKAs värdering.

SIKAs värderingar av lokala effekter av NO_x, SO₂ och partiklar är framtagna med effektkedjeansatsen och är produkter av de tre komponenterna *exponering*, *effekt* och *värde*. Värdet speglas av betalningsviljan (*willingness to pay*, *WTP*) som tagits fram dels med metoden betingad värdering (*contingent valuation*), dels med marknadsprissättningsmetoden. Värderingen av regionala effekter från NO_x och SO₂ är framtagna med åtgärdskostnadsmetoden. Koldioxidutsläpp har globala effekter och de har värderats med hjälp av politiskt satta mål och åtgärder (SIKA PM 2005:16, VTI rapport 517).

I följande tre avsnitt går igenom hur de olika värdena tagits fram.

4.4.1 Kalkylvärde för partiklar

I uppsatsens beräkningar är det lokala effekter på Lidingö där Käppalaförbundets Reningsverk ligger som undersöks, vilket innebär att kalkylvärden för Stockholms ytterstad används.

Effektkedjeansatsen utvecklades i ExternE projektserien och används för att beräkna lokala effekter och värdera dem. Den tillåter kostnadsuppskattningar som grundas på var de faktiska utsläppen ägt rum och tar då hänsyn till fallspecifika faktorer som meteorologiska omständigheter, populationsdensitet, trafiktäthet, fordonsteknologi, osv. Principen för ansatsen är att man spårar vilken påverkan utsläpp av enskilda föroreningar har på omgivningen (hälsa, grödor, material) och sedan värderar denna påverkan.

Effektkedjeansatsens tre steg:

- **Exponeringsberäkningen**

Här görs kvantifieringen av effekterna. I exponeringsberäkningen gör man en uppskattning av utsläppen och beräknar sedan spridning och kemiska omvandlingar med hjälp av befolkningsdata och simuleringsmodeller.

- **Effektsambanden**

Vid kartläggning av effektsambanden beräknas fysisk påverkan av utsläppen med hjälp av epidemiologiska studier.

- **Monetär värdering**

När utsläpp, spridning, kemiska omvandlingar och effektsamband är utredda görs en monetär värdering av utsläppens påverkan. I ExternE har man använt dels *contingent valuation*-studier för att få fram hushållens betalningsvilja (*willingness to pay*, *WTP*), dels marknadspriser (VTI rapport 517).

En diskonteringsränta på 4 % har använts vid nuvärdesberäkningen av effekter på människors hälsa och dödlighet. Om man är anhängare av låga diskonteringsräntor för miljövärderingar tycker man förmodligen att detta medför lägre kalkylvärden än önskat.

4.4.2 Kalkylvärden för kväveoxider och svaveldioxid

För kväveoxider och svaveldioxid används två kalkylvärden för vardera, ett för lokal miljöpåverkan och ett för regional miljöpåverkan.

4.4.2.1 Lokala miljöeffekter – betingad värdering

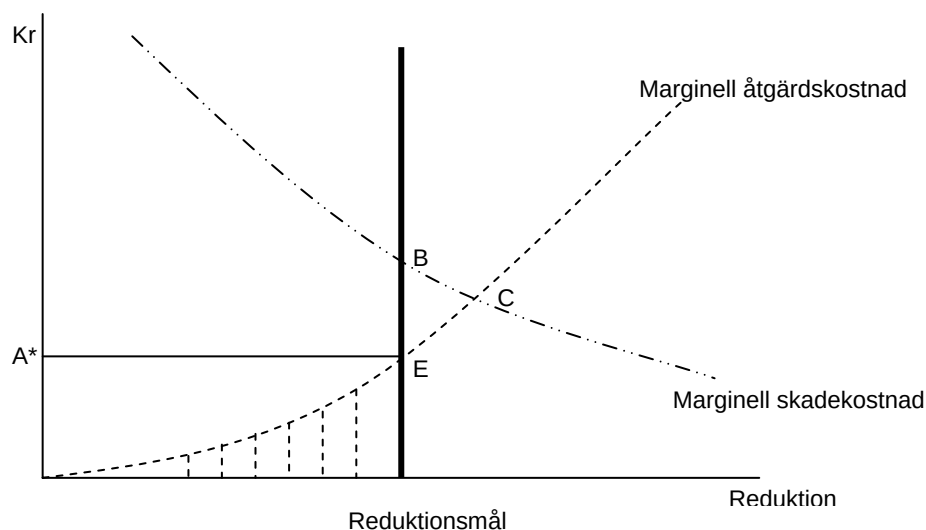
Käppalaförbundets reningsverk är beläget på östra Lidingö, ett antal mil från Stockholms innerstad, och jag har därför bedömt det som lämpligare att använda värden framtagna av Konjunkturinstitutet som avser Stockholms ytterstad än SIKAs som avser Stockholms innerstad. Konjunkturinstitutet har tagit fram kalkylvärdet med metoden betingad värdering (*contingent valuation*).

4.4.2.2 Regionala miljöeffekter – åtgärdskostnadsmetoden

Hur föroreningars effekter på regional skala kan värderas är mer komplext än dito lokalt. Dessa utsläpp deltar i kemiska reaktioner där det bildas nya ämnen. Kväveoxid har dels direkta effekter, dels indirekta effekter då det omvandlas till nitrat som bidrar till övergödning. Vidare har kväveoxider effekter både på människors hälsa och på ekosystem. Som vi sett tidigare finns positiva återkopplingsmekanismer då effekterna av olika utsläpp förstärker varandra, t.ex. då närvaron av partiklar förstärker bildandet av, och effekterna av, marknära ozon. Det kan även finnas negativa återkopplingsmekanismer. Ett exempel är kväveoxid, till skillnad från kvävedioxid, som har den effekten att det *sänker* halten av marknära ozon vilket i sin tur gör att partiklars negativa hälsoeffekter minskar. Effektsamband och värden för påverkan på ekosystem har visat sig vara svåra att ta fram och dubbelräkning är svårt att undvika. Därför kan inte IP-ansatsen (*impact pathway*) användas vid värdering av regionala effekter av luftföroreningar. Åtgärdskostnadsmetoden, som tar fram en uppskattad kostnad för att återställa miljön, är det bästa värderingsalternativet, men är ändå ett *second-best*-alternativ vilket vi ska se nedan.

Åtgärdskostnadsmetoden grundar sig inte på de effekter (skador) som ett visst utsläpp ger upphov till utan baseras istället på av politiker fastställda reduktionsmål. Inte heller är det medborgarnas betalningsvilja som ger värdet av en minskning i utsläpp, utan istället den kostnad som krävs för att nå fastställda mål. Kostnader framräknade på det sättet är därmed inte riktiga mått på den förändring i samhällets välfärd som ett utsläpp ger upphov till. Som synes i *Figur 3* är det fastställda reduktionsmålet inte optimalt eftersom skadekostnaden överstiger åtgärdskostnaden vid uppnått mål. Optimal nivå på hur mycket ett utsläpp borde

reduceras nås i punkt C i *Figur 3*. I punkt C sammanfaller den marginella skadekostnaden med den marginella åtgärds-kostnaden. Valfärdsförlusten när man istället använder sig av ett politiskt fastställt reduktionsmål speglas av ytan BCE (VTI rapport 517).



Figur 3. Åtgärds-kostnadsmetoden

Värdena på utsläpp med regionala effekter av kväveoxider och svaveldioxid kan därmed tänkas vara behäftade med större osäkerheter än värdena på utsläpp med lokala effekter.

4.4.3 Kalkylvärde för koldioxid

Enligt ExternE är värdering av global uppvärmning, och därmed växthusgaser, problematisk av tre skäl:

- Effektsamband saknas.
- Effekterna är globala.
- Effekter kategoriseras vanligen och kategorierna värderas var för sig. För växthusgaser samverkar dock kategorierna, t.ex. jordbruk och färskvattentillgång, vilket komplicerar bilden (ExternE, EUR 16522).

Vi vet att koldioxid påverkar, men inte hur, därför kan effektkedjeansatsen inte användas. Värderingen av koldioxid utgör den enskilt viktigaste posten när det gäller värderingen av miljöns externa effekter. Valet av värderingsprincip påverkar därför i hög grad den totala miljövärderingen. Eftersom det på grund av avsaknaden av vedertagna effektsamband är svårt att utgå från skadekostnadsansatsen får man istället utgå från politiskt satta mål och/eller åtgärder. För Sverige gäller att man kan göra värderingar utifrån följande utgångspunkter (SIKA Rapport 2002:13):

- Kunskapsläget vad gäller kostnaderna för koldioxidutsläpp
- Beräknade undvikande- och åtgärds-kostnader som svarar mot villkoren i Kyotoprotokollet, särskilt EU:s respektive Sveriges åtaganden
- Det nationella klimatpolitiska målet och värden för koldioxidutsläpp som skulle kunna hävdas ligga implicit i detta
- Koldioxidetappmålet för transportsektorn

Detta resulterade i följande värderingar som togs fram 2002.

Tabell 29. Sammanfattning av koldioxidvärden härledda från olika utgångspunkter (SIKA Rapport 2002:13).

Utgångspunkt	Värdering (kr/kg)
Koldioxidutsläppens skadekostnader	0,02 ¹
Kostnader för att klara åtaganden om utsläppsbegränsningar enligt Kyotoprotokollet	
- Jämviktspriser på utsläppsrättigheter	0,10-0,30 ²
- Inklusive existerande energibeskattnings	0,75 ³
Kostnaden för att nå det nationella klimatpolitiska målet	0,80 ⁴
Kostnaden för att nå etappmålet för transportsektorn	1,50⁵

1. Genomsnittsvärde från internationella modellstudier, Friedrich och Bickel (2001).
2. Enligt underlag från bidrag till EU-kommissionens forskningsprojekt UNITE.
3. Enligt beräkningar av Per Kågeson.
4. Enligt Konjunkturinstitutets modellberäkningar (bearbetade av SIKA).
5. Enligt beräkningar av gjorda av VTI och SIKA inför ASEK2.

Det första värdet i *Tabell 29*, koldioxidutsläppens skadekostnader, är framräknat utifrån effekter på naturen som effekter på skördar, våtmarker etc. samt effekter på människors hälsa med mera i olika länder. Kostnader tas fram för effekterna i de olika länderna och vägs sedan samman. Sammanvägningen påverkar i högsta grad uppskattningen av kostnaden för koldioxid, och viktningen mellan länder bör spegla att klimatpolitiken på global nivå har såväl fördelningspolitiska som maktpolitiska dimensioner. Hela värderingsförfarandet är mycket komplicerat och kostnadsberäkningarna är ofullständiga då naturskadeeffekter och effekter på människors hälsa endast delvis kunnat beräknas. Kostnaderna är därmed systematiskt underskattade. Dessutom har man inte kunnat inkludera skyddsåtgärds-kostnader på ett tillfredsställande sätt (SIKA Rapport 2002:13).

Det andra värdet i *Tabell 29*, värderingen utifrån kostnaderna att nå utsläppsbegränsningar i enighet med Kyotoprotokollet, grundar sig på det då (2002) prognostiserade jämviktspriset för utsläppsrätter samt den genomsnittliga beskattningen på kol, olja och naturgas (SIKA Rapport 2002:13).

Värderingsalternativ nummer tre i *Tabell 29*, kostnader för att nå det nationella klimatpolitiska målet, utgår ifrån Sveriges faktiska ambitioner att dra ned utsläppen från inhemska utsläppskällor. Sverige har valt att gå längre i sina åtaganden än vad Kyotoprotokollet och EU:s resulterande bördefördelning kräver. Enligt fördelningen får Sveriges medelvärde av utsläpp av växthusgaser under perioden 2008-2012 vara 4 % högre än 1990, Sverige har istället åtagit sig att ligga 4 % lägre, dvs. en skillnad på 8 %. Kostnaden för detta, den marginella åtgärds-kostnaden, bör motsvaras av koldioxidskatten som enligt beräkningar skulle behöva vara 0,80 kr (SIKA Rapport 2002:13). Observera att detta räknades fram 2002.

Det sista värderingsalternativet, etappmålet för transportsektorn, är liksom det förra, härlett från den koldioxidskattenivå som bedömts vara nödvändig för att klara målet (SIKA Rapport 2002:13).

Vilket politiskt beslut bör då ligga till grund för koldioxidvärderingen? Eftersom värderingen för utsläppen kan ha stor betydelse för beslut om resursanvändningen i samhället måste den grunda sig på politiska ställningstaganden som representerar ett långsiktigt bindande

åtagande. Kyotoöverenskommelsen och resulterande bördefördelning, första och andra värderingsalternativen i *Tabell 29*, får anses uppfylla det kriteriet då de är bindande för EU och medlemsländerna. Synsättet i det tredje alternativet, att faktiska nationella ambitioner att dra ned utsläppen från inhemska källor skall ligga till grund för värderingen, kan anses mindre bindande än de internationella åtagandena. Ett problem här är att statsmakterna vid olika beslut indirekt gett uttryck för olika politiska värderingar, å ena sidan överenskommelsen i Kyoto och med EU (+4 %), å andra sidan det inrikespolitiska klimatmålet (- 4 %). Den fjärde värderingsgrunden, etappmålet för transportsektorn, kan endast med stor tveksamhet anses vara långsiktigt bindande. Vidare kan sägas att gällande koldioxidskatt, som skall motsvara kostnaderna för värderingarna enligt alternativ tre och fyra, inte är en självklar värderingsgrund då en fortsatt skatteväxling kan förväntas medföra höjd koldioxidskatt (SIKA Rapport 2002:13). En värderingsgrund skall vara stabil över tiden.

SIKAs rekommendation utifrån analys av alternativen är att ett nytt kalkylvärde för koldioxid skall kopplas till faktiska svenska klimatpolitiska ambitioner, och att värderingen ska baseras på en beräknad kostnad för att nå målet. Denna beräknades 2002 uppgå till 0,80 kr per kg utsläpp (värdering nr. tre i *Tabell 29*) (SIKA Rapport 2002:13). År 2005 har kostnaden reviderats och nu gällande rekommendation är 1,50 kr/kg (SIKA PM 2005:16). Jag har valt att använda SIKAs rekommendation i mina beräkningar.

4.5 Beräkning av miljövinster

Miljövinster för de tre investeringsalternativen beräknas utifrån utsläppsmängderna som redovisats i avsnitt 4.3 och kalkylvärdena, dvs. priserna, som redovisats i avsnitt 4.4.

Följande formler ligger till grund för beräkningarna:

Fjärrvärme (FV)

Miljövinster_{FV} = (kostnad av utsläpp vid spetsproduktion på Värtaverket) – (kostnad av utsläpp vid biogasbaserad produktion)

Formeln för beräkning av kostnaderna för utsläpp för de båda bränslelösningarna är densamma:

$$\text{Kostnad av utsläpp}_{FV} = (m_{FVCO_2} * p_{CO_2}) + (m_{FVNO_x} * p_{NO_x}) + (m_{FVSO_2} * p_{SO_2}) + (m_{FV\text{partiklar}} * p_{\text{partiklar}})$$

$m_{FV\text{bränsle } n}$: utsläppsmängden vid värmeproduktion med bränsle n
 p : pris

Kraftvärme (KV)

Miljövinst_{KV} = (kostnad av utsläpp vid oljebaserad produktion) – (kostnad av utsläpp vid biogasbaserad produktion)

Formeln för beräkning av kostnaderna för utsläpp för de båda bränslelösningarna är densamma:

Kostnad av utsläpp_{KV}

$$\begin{aligned} &= [(m1_{KV} CO_2 * p_{CO_2}) + (m2_{KV} NO_x * p_{NO_x}) + (m3_{KV} SO_2 * p_{SO_2}) + (m4_{KV} partiklar * p_{partiklar})] \\ &+ [(m5_{KV} CO_2 * p_{CO_2}) + (m6_{KV} NO_x * p_{NO_x}) + (m7_{KV} SO_2 * p_{SO_2}) + (m8_{KV} partiklar * p_{partiklar})] \\ &+ [(m9_{KV} CO_2 * p_{CO_2}) + (m10_{KV} NO_x * p_{NO_x}) + (m11_{KV} SO_2 * p_{SO_2}) + (m12_{KV} partiklar * p_{partiklar})] \end{aligned}$$

m1_{KV} – m4_{KV}: utsläppsmängder vid elproduktion

m5_{KV} – m8_{KV}: utsläppsmängder vid huvudsaklig värmeproduktion

m9_{KV} – m12_{KV}: utsläppsmängder vid värmeproduktion av överskottsgas

p: pris

Drivmedel (DM)

Miljövinst_{DM} = (kostnad av utsläpp med fossila drivmedel och oljebaserad värmeproduktion) – (kostnad av utsläpp vid biogas som bränsle för fordon och värmeproduktion)

Formeln för beräkning av kostnaderna för utsläpp för de båda bränslelösningarna är densamma:

Kostnad av utsläpp_{DM}

$$\begin{aligned} &= a * [(m1_{DM} CO_2 * p_{CO_2}) + (m2_{DM} NO_x * p_{NO_x}) + (m3_{DM} SO_2 * p_{SO_2}) + (m4_{DM} partiklar * p_{partiklar})] \\ &+ b * \alpha * [(m5_{DM} CO_2 * p_{CO_2}) + (m6_{DM} NO_x * p_{NO_x}) + (m7_{DM} SO_2 * p_{SO_2}) + (m8_{DM} partiklar * p_{partiklar})] \\ &+ b * \delta * [(m9_{DM} CO_2 * p_{CO_2}) + (m10_{DM} NO_x * p_{NO_x}) + (m11_{DM} SO_2 * p_{SO_2}) + (m12_{DM} partiklar * p_{partiklar})] \\ &+ [(m13_{DM} CO_2 * p_{CO_2}) + (m14_{DM} NO_x * p_{NO_x}) + (m15_{DM} SO_2 * p_{SO_2}) + (m16_{DM} partiklar * p_{partiklar})] \end{aligned}$$

a: andel bussar

b: andel personbilar

α : andel bensindrivna personbilar

δ : andel dieseldrivna personbilar

m1_{DM} – m4_{DM}: utsläppsmängder vid förbränning av diesel i buss

m5_{DM} – m8_{DM}: utsläppsmängder vid förbränning av bensin i personbil

m9_{DM} – m12_{DM}: utsläppsmängder vid förbränning av diesel i personbil

m13_{DM} – m16_{DM}: utsläppsmängder vid värmeproduktion av överskottsgas

p: pris

Formlerna ovan är enkla att använda. Mängderna utsläpp i de olika alternativen räknades fram i avsnitt 4.4 och återfinns i *tabeller 4, 14 och 27*. I tabellernas värden har hänsyn tagits till andelarna a, b, α och δ för drivmedelsalternativet. Mängderna multipliceras sedan med kalkylvärdena för de olika utsläppen som återfinns i *Tabell 28*. Resultaten redovisas i avsnitt 5.

5 Resultat

I avsnitt 5.1 redovisas miljövinster för de tre investeringsalternativen i huvudscenariot. I avsnitt 5.2 beräknas miljövinster för fyra alternativscenarios. Syftet med känslighetsanalysen är att klargöra vilket investeringsalternativ som ger högst miljövinster.

5.1 Huvudscenario

Detta är scenariot som använts i alla beräkningar som presenterats i uppsatsen.

Parametrar - huvudscenario:

- Fjärrvärme: Biogasproducerad värme jämförs med spetsproduktion av värme med eldningsolja som bränsle.
- El: Biogasproducerad el jämförs med spetsproduktion av el med eldningsolja som bränsle.
- Drivmedel: andel bussar = 9,7 % och andel personbilar = 90,3 %.
- Pris på CO₂-utsläpp: 1,50 kr.

Resultatet:

Miljövinster är högst för kraftvärmealternativet, följt av fjärrvärme och sist drivmedelsalternativet, se *Tabell 30*.

Tabell 30. Miljövinster (i tusentals kronor) per förorening och totalt per investeringsalternativ, huvudscenario.

Förorening	Fjärrvärme	Kraftvärme	Drivmedel
CO ₂	15 066	17 925	14 383
NO _x , lokalt	384	279	-93
NO _x , regionalt	916	665	-222
SO ₂ , lokalt	4 062	4 837	862
SO ₂ , regionalt	487	580	103
Partiklar	-268	-1	-1 375
TOTALT	20 648	24 286	13 659

5.2 Känslighetsanalys

Här varierar jag parametrarna och får fram andra miljövinster och delvis andra prioriteringsordningar för vilket investeringsalternativ som är mest lönsamt. I tur och ordning varieras bränsletillförsel (alt. 1 och 2), fördelningen mellan buss och personbil i drivmedelsscenario (alt. 3) och priset på CO₂-utsläpp (alt. 4).

Tabell 31. Miljövinster (i tusentals kronor) per förorening och totalt per investeringsalternativ, känslighetsanalys.

	CO ₂	NO _x lokalt	NO _x regionalt	SO ₂ lokalt	SO ₂ regionalt	Partiklar	TOTALT
huvudscenario							
Fjärrvärme	15 066	384	916	4 062	487	-268	20 648
Kraftvärme	17 925	279	665	4 837	580	-1	24 286
Drivmedel	14 383	-93	-222	862	103	-1 375	13 659
alternativscenario 1 - snittproduktion							
Fjärrvärme	8 253	55	131	64	8	-670	7 841
Kraftvärme	5 573	-93	-222	115	14	-297	5 090
Drivmedel	13 856	-119	-283	553	66	-1 406	12 667
alternativscenario 2 - kol							
Fjärrvärme	17 744	219	522	1 504	180	18 079	38 248
Kraftvärme	23 351	93	222	2 016	242	24 618	50 541
Drivmedel	14 591	-106	-253	664	80	45	15 021
alternativscenario 3 - fordonstyper							
Fjärrvärme	15 066	384	916	4 062	487	-268	20 648
Kraftvärme	17 925	279	665	4 837	580	-1	24 286
Drivmedel	14 129	508	1 211	741	89	4 011	20 689
alternativscenario 4 - koldioxidpris							
Fjärrvärme	9 040	384	916	4 062	487	-268	14 622
Kraftvärme	10 755	279	665	4 837	580	-1	17 116
Drivmedel	8 630	-93	-222	862	103	-1 375	7 905

5.2.1 Alternativscenario 1 – genomsnittlig produktion

Istället för att jämföra biogasproducerad el och värme med oljebaserad *spetsproduktion* så väljer jag här att jämföra med *genomsnittlig* el och värmeproduktion. Anledningen till den här jämförelsen är att genomsnittsproduktionen bättre speglar hur verksamheten faktiskt kommer att se ut större delen av tiden. Käppalaförbundet har även uttalat en önskan att se denna jämförelse. För el innebär detta en s.k. Sverigemix av bränslen som ser ut på följande sätt:

Tabell 32. Sammansättning tillförd energi, 1999 års statistik (Uppenberg et al., 2001)

Energikälla	% av tillförd energi
Vattenkraft	48,2
Kärnkraft	44,3
Vindkraft	0,23
Fossila bränslen	4,43
Biobränsle	2,81

Utsläppsvärden för Sverigemixen kommer även de från Uppenberg et al. (2001).

För värme innebär det här alternativet att man ser på genomsnittlig produktion vid Värtaverket. Energitillförseln där såg i december 2005 ut på följande sätt för hela 2005:

Tabell 33. Sammansättning tillförd energi, Värtaverket 2005 (Fortum, dec. 2005)²²

Energikälla	% av tillförd energi
Kol	40
Spill-/sjövattnen	24
El	16
Bioolja	11
Biobränsle	2
Eldningsolja	6
Fossilgas	1

Siffrorna för tillförd energi för Värtaverket har reviderats sedan december 2005, och nya siffror finns i Miljörapport 2005 för Värtaverket. De nya skiljer sig dock inte från de från december på ett för mina beräkningar avgörande sätt, och det är för de något äldre siffrorna jag har utsläppsvärden.

Parametrar alternativscenario 1:

- Fjärrvärme: Biogasproducerad värme jämförs med genomsnittlig produktion av värme vid Värtaverket.
- El: Biogasproducerad el jämförs med elproduktion utifrån en Sverigemix av tillförd energi.
- Drivmedel: andel bussar = 9,7 % och andel personbilar = 90,3 %.
- Pris på CO₂-utsläpp: 1,50 kr.

Resultatet:

Miljövinsten är högst för drivmedelsalternativet, följt av fjärrvärme- och sist kraftvärmealternativet. Rangordningen av alternativen blev helt annorlunda jämfört med huvudalternativet. Detta är vad som kan förväntas eftersom svensk elproduktion endast till drygt 4 % kommer från fossila bränslen varvid det blir mindre intressant att ersätta el producerad på det här sättet med biogasproducerad el. Ju större andel fossila bränslen som kan ersättas med biogas, desto större miljövinst. För drivmedel är andelen fossilt bränsle 100 %, och följaktligen är också miljövinsten störst där.

²² Maillkontakt med Jörgen Henkow, Fortum, december 2005.

5.2.2 Alternativscenario 2 – kol

I det här alternativscenario jämför jag biogasproduktionen med kolkraft för både fjärr- och kraftvärme. Kol ligger precis innan eldningsolja vid produktion under hög belastning (se *Figur 2* i avsnitt 4.1), och utgör en större andel av tillförd energi än olja vid produktion av såväl värme som el. Ett rimligt antagande är att Sverige importerar el från utländska kolkraftverk för att täcka marginalbehoven, dvs. om man ser på hela Sverige istället för på ett enskilt kraftverk så är kol bränslet som används på marginalen istället för eldningsolja.

Parametrar alternativscenario 2:

- Fjärrvärme: Biogasproducerad värme jämförs med kolbaserad produktion av värme.
- El: Biogasproducerad el jämförs med kolbaserad produktion av el.
- Drivmedel: andel bussar = 9,7 % och andel personbilar = 90,3 %.
- Pris på CO₂-utsläpp: 1,50 kr.

Resultatet:

Miljövinsten är högst för kraftvärmealternativet, följt av fjärrvärme- och sist drivmedelsalternativet.

5.2.3 Alternativscenario 3 – fördelning mellan fordonstyper

Antagandet i huvudscenariot att producerat drivmedel till 90,3 % kommer att användas till personbilar och till 9,7 % till buss kan diskuteras. Fördelningen av drivmedel mellan personbilar och bussar/tung trafik beror på vilken aktör som köper Käppalaverkets biogas. Om köparen är ett bussbolag kommer 100 % av drivmedlet användas i busstrafik. Om köparen är en annan kommer fördelningen att bero på marknadspriser, förhandlingar och avtal, etc.. För att kontrollera vad utfallet blir om antagandet av fördelningen mellan personbilar och buss/tung trafik är felaktigt har jag gjort en känslighetsanalys där jag räknat med den omvända fördelningen mellan personbilar och buss, nämligen 10 % personbilar och 90 % buss. Det här antagandet är dessutom rimligt utifrån det faktum att det idag är ont om biogasmackar för personbilar, och att framför allt kollektivtrafiken ses som den stora användaren av biogasfordon.

Parametrar alternativscenario 3:

- Fjärrvärme: Biogasproducerad värme jämförs med spetsproduktion av värme vid Värtaverket.
- El: Biogasproducerad el jämförs med elproduktion utifrån eldningsolja.
- Drivmedel: andel bussar = 90 % och andel personbilar = 10 %.
- Pris på CO₂-utsläpp: 1,50 kr.

Resultatet:

Miljövinsten är högst för kraftvärmealternativet, följt av drivmedel och fjärrvärmealternativet. Skillnaden mellan drivmedels- och fjärrvärmealternativen uppgår till 40 000 kr vilket får anses vara väl inom felmarginalen, och de två alternativen är därmed mer eller mindre likvärdiga. Miljövinsterna för fjärrvärme och kraftvärme är de samma som i huvudscenariot medan miljövinsten för drivmedel blev ca. 50 % högre än i huvudscenariot

5.2.4 Alternativscenario 4 – pris på koldioxid

I alternativscenario 4 använder jag ett annat pris på CO₂ utsläpp än i huvudscenariot. SIKA menar att det rekommenderade priset på CO₂ bör revideras och ligga på 1,50 kr/kg (används i huvudscenariot) istället för de 0,90 kr/kg som faktiskt gäller enligt nuvarande rekommendationer. Här använder jag det idag gällande priset, 0,90 kr/kg.

Parametrar alternativscenario 4:

- Fjärrvärme: Biogasproducerad värme jämförs med spetsproduktion av värme vid Värtaverket.
- El: Biogasproducerad el jämförs med elproduktion utifrån eldningsolja.
- Drivmedel: andel bussar = 9,7 % och andel personbilar = 90,3 %.
- Pris på CO₂-utsläpp: 0,90 kr.

Resultatet:

Miljövinster blev lägre för samtliga alternativ men den slutliga rangordningen påverkades inte, kraftvärmealternativet har högsta miljövinster.

6 Slutsatser och diskussion

Kan man utifrån den här uppsatsens beräkningar av miljövinster dra någon slutsats om vilket investeringsalternativ som är lämpligast ur miljöhänsyn? I huvudscenariot har kraftvärmealternativet den högsta miljövinster följt av fjärrvärme och sist drivmedel. I tre av de fyra alternativscenarierna har kraftvärme högst miljövinster och drivmedel lägst (i alternativscenario 3 är miljövinster för drivmedel och fjärrvärme likvärdiga), det verkar således som att den här studien pekar mot att kraftvärmealternativet ger högst miljövinster. Det är dock viktigt att komma ihåg att en miljöekonomisk värdering som den som presenteras i den här uppsatsen är helt avhängig av de antaganden som görs och de kalkylvärden som används. Hur befogade är då antagandena, och är kalkylvärdena korrekta?

Kalkylvärdena som används vid beräkningen av miljövinster är värderingar framtagna för trafik. Man kan tycka att det hade varit på sin plats att för fjärrvärme använda kalkylvärden som avser förbränning av bränslen i just fjärrvärmeverk, och för kraftvärme använda kalkylvärden som avser förbränning av bränslen i kraftvärmeverk. Sådana kalkylvärden saknas dock. Då syftet med den här uppsatsen inte är att presentera exakta miljövinster för de tre alternativen, utan att jämföra Kåppalaverkets tre investeringsalternativ med varandra, så är emellertid denna avsaknad inte nödvändigtvis en nackdel. Det är snarare en fördel att alternativen värderas utifrån samma siffror. Om värderingarna av de fyra förorenande ämnena CO₂, NO_x, SO₂ och partiklar hade varit olika för de tre investeringsalternativen så skulle det bli svårt att jämföra dem. SIKAs rekommenderade värdering för utsläpp orsakade av transportsektorn används därför för såväl drivmedelsalternativet som kraft- och fjärrvärmealternativen. Förutom koldioxidens klimateffekt torde det viktigaste att ta hänsyn till ur värderingssynpunkt vara avståndet till bebyggt område och befolkningstäthet. Båda dessa har man tagit hänsyn till i SIKAs värderingar för utsläpp från transportsektorn.

Vad gäller framtagandet av kalkylvärden med effektkedjeansatsen, *impact pathway approach* finns försvårande omständigheter som kan bidra till att göra värdena mindre tillförlitliga. Dels saknas ibland nödvändiga indata som behövs för spridningsmodellerna. Här är man beroende av bl.a. kommunala emissionsdatabaser, och dessa är inte alltid fullständiga (VTI rapport

517). Detta är bara ett exempel på problemen med att få tag på rätt indata till beräkningen av kalkylvärden. I avsnitt 4.4 går jag igenom många andra svårigheter förknippade med beräkningarna.

Kvantitativa jämförelser av minskade emissioner vid övergång till biogasdrift är mycket vanskliga av många skäl då även utsläppsdata är behäftat med osäkerheter. I den här uppsatsen används schablondata för utsläpp framtagna 2001, vilket torde innebära att de inte korrekt speglar dagens prestanda av fordon samt el- och värmeproduktion. Skillnaderna till biogasens fördel minskar hela tiden, speciellt vad gäller drivmedel. En snabb utveckling av fordonens förbränningsmotorer sker fortlöpande, vilket kontinuerligt förändrar emissionsmängderna från förbränningsmotorer. Utvecklingen av partikelfilter i dieselmotorer, och likaså utvecklingen av gasfordons miljöprestanda, innebär att varje jämförelse riskerar att snabbt bli inaktuell. Fordonsparkernas verkliga ålder släpar samtidigt efter i många fall jämfört med den senaste tekniken vilket ytterligare försvårar situationen. Jämförelse av emissioner försvåras ytterligare av att olika fordonstyper och fabrikat ger olika resultat, liksom variationer i bränslekvaliteten. Ytterligare komplikationer tillkommer när framtida förhållanden skall bedömas. Utvecklingen går mot såväl bränslesnålare fordon som en mer utbredd användning av alternativa bränslen. Vidare skärps lagstiftningen för nya fordon successivt under de kommande åren. År 2008 kommer, genom det europeiska regelverket, så gott som alla nya fordon att omfattas av gränsvärden för emissionsnivåer som är i paritet med utsläppen från gasfordon. Detta innebär att skillnaden i utsläpp mellan drivmedel minskar eller försvinner helt. Gränsvärdena för emissioner från alla fordon lär på längre sikt vara jämbördiga med emissioner från gasfordon, oavsett typ av bränsle (Naturvårdsverket, 2005). Vad gäller värmeverk och kraftvärmeverk blir biobränslen allt vanligare varvid marginalnyttan i kronor mätt av att gå över till biogasdrift blir lägre (men icke desto mindre viktig för miljön).

Valet av vilka föroreningar som ska värdesättas påverkar också miljövinsten. I den här uppsatsen är det till exempel utsläppen av koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och partiklar som granskas. Kalkylvärden som skulle behövas för att inkludera andra luftföroreningar i beräkningarna, främst då kolväten och kolmonoxid, saknas delvis varför jag valt att utelämna dem helt. Om hänsyn även skulle tas till övriga utsläpp skulle givetvis miljövinsterna uppgå till andra belopp, och den slutliga rangordningen mellan investeringsalternativen skulle kunna bli en annan. För drivmedel gäller att utsläppen av kolväten och kolmonoxid faktiskt ökar något när man går över från bensin och diesel till biogasdrift (Börjesson och Berglund, tabell 4.9 sid. 11, 2003). För fjärr- och kraftvärme är utsläppen av kolväten och kolmonoxid i stort sett oförändrade (minskar endast marginellt) när man går över från eldningsolja, eller en Sverige-mix av bränslen, till biogas. Om man däremot jämför med kol, dvs. går över från kol till biogas, så minskar utsläppen markant, speciellt vad gäller kolväten för fjärr- och kraftvärme. Minskningen av både kolväten och kolmonoxid är allra störst för elproduktion när man växlar från kolbaserad till biogasbaserad produktion. Detta talar, liksom uppsatsens beräkningar, för att en satsning på kraftvärme medför högsta miljövinsten.

Vid den jämförelse med genomsnittlig energiproduktion som görs i alternativscenari 1 har jag för el valt att se på en Sverigemix av bränslen. Alternativt hade man kunnat se på en nordisk elmix eftersom den svenska elmarknaden är tätt sammanlänkad med den norska och danska elmarknaden. Framöver kommer näten knytas ihop än mer och ur det perspektivet är det lämpligt att se på en europeisk elmix. Valet av jämförande elproduktion påverkar miljövinsten vid övergång till biobränsle.

I avsnitt 4.2 konstateras att utsläppsvärdena för spetsproduktion vid Värtaverket förmodligen är för låga. Om de räknas upp kommer miljövinsten för fjärrvärmealternativet att höjas i såväl huvudscenariot som alternativscenarierna. För att fjärrvärmealternativet ska ge högsta miljövinsten måste miljövinsten öka med 17 %, då påverkas både huvudscenariot och alternativscenario 4. Eftersom Eo5 förmodligen har väsentligt högre utsläppsvärden än Eo1 (se avsnitt 4.2) så är detta inte helt orimligt.

På samma sätt konstateras i avsnitt 4.3 att utsläppsvärdena för drivmedelsanvändning kan antas vara något för låga. Om de räknas upp kommer miljövinsten för att göra drivmedel av biogasen att höjas i såväl huvudscenariot som alternativscenarierna. Vilket alternativ som ger högst miljövinster i de olika scenarierna kommer dock inte att påverkas då skillnaden mellan scenariernas miljövinster är så pass stora. Miljövinsten för drivmedel måste öka med drygt 17 % för att något av scenariernas rangordning mellan alternativen ska komma att påverkas (alternativscenario 3 påverkas då), och en så pass stor ökning är inte trolig även om utsläppsvärdena höjs.

Sammanfattningsvis pekar resultaten i uppsatsen mot att kraftvärme är det ur miljösynpunkt bästa alternativet. Kalkylvärden och utsläppsschabloner som används är behäftade med osäkerheter, men jag bedömer att de utgör rimliga uppskattningar. Man får dock inte glömma att resultaten som redovisas i den här uppsatsen gäller endast just nu, under just de förutsättningar som råder nu och under de antaganden som görs här. Miljövinster vid övergång till biogas från fossilt bränsle kan beräknas på andra sätt, och oavsett hur man väljer att utföra sina beräkningar så kommer resultaten att relativt snabbt bli förlegade i takt med kommande oundvikliga framsteg inom förbrännings- och utsläppsreningsteknik, liksom med nya rekommendationer för värdering i kronor av luftföroreningar.

Referenser

- Bergman L. (1989), *Värdera miljön!* Stockholm: SNS Förlag.
- Börjesson P. och Berglund M. (2003), *Miljöanalys av biogassystem*. Rapport nr 45. Avdelningen för miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola.
- Diamond, P.A. och Hausman, J.A. (1994), Contingent Valuation: Is Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, 45-64.
- Eckerberg L. (2006), *Energibalans Blekinge Län år 2003*. Energikontor Sydost.
- EUR 16522 (1995), *ExternE, Externalities of Energy, vol 3 Coal & Lignite*. European Commission.
- EUR 21951 (2005), *ExternE, Methodology 2005 Update*. European Commission.
- Haab T. and McConnell K. (2002), *Valuing environmental and natural resources; the econometrics of non-market valuation*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited.
- Haneman, W.M. (1994), Valuing the Environment Through Contingent Valuation. *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, 19-43.
- Hussen, A. (2004), *Principles of environmental economics*. London and New York: Routledge.
- Johansson H. och Ek M. (2003), *Emissions from transport in Sweden*. TransportForsk (TFK), TFK-rapport 2003:5.
- Johansson P-O. (1993), ”Att värdera miljövaror”, i Lidgren K. *Industriell Miljöekonomi*. Malmö: Liber Ekonomi.
- Konjunkturinstitutet (KI) (2004), *Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar*. Rapport 2004:2.
- Kraftvärme i Söderenergi – Underlag för principbeslut Januari 2005* (2005). Tillgänglig [online] http://www.soderenergi.se/UPLOADED_FILES/documents/35.pdf [2006-10-01].
- Kriström, B. (1990), *Valuing environmental benefits using the contingent valuation method: an econometric analysis*. Umeå Universitet.
- Kågeson, P. (1993), *Miljö och ekonomi i samspel*. Stockholm: Naturskyddsföreningen Förlag.
- ”Miljörapport för år 2005”. Värtaverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2005), *LIP Rapport 5476, Bilaga 3, Utvärdering av miljöpåverkan*.

Portney P (1994), "The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care". *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, no. 4, 3-17.

SIKA PM 2005:16. *Kalkylvärden och Kalkylmetoder (ASEK)*. Statens Institut för Kommunikationsanalys.

SIKA Rapport 2002:13. *Koldioxidutsläpp, delrapport*. Statens Institut för Kommunikationsanalys.

SWEEA (1994), *Svenska miljöräkenskaper, En lägesrapport från Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån*. Swedish Economic and Environmental Accounts.

Söderqvist, T. (1995), *Benefit Estimation in the Case of Nonmarket Goods*. Doktorsavhandling. Nationalekonomiska institutionen, Handelshögskolan i Stockholm.

Uppenberg et al. (2001), *Miljöfaktabok för bränslen*. Framställd på uppdrag av Svenska Petroleum Institutet. IVL-Rapport B 1334, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Stockholm.

VTI rapport 517 (2005), *Luftföroreningarnas externa kostnader – Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige*. Statens väg-och transportforskningsinstitut (VTI).

Wilhelmsson, M. (2004), *Boendet och miljön – värdepåverkande egenskaper vid prissättning av enfamiljshus med äganderätt*. Inst. för infrastruktur, Bygg- och Fastighetsekonomi, KTH.

www.kappala.se, september 2006.

www.naturvardsverket.se, augusti 2006.

www.svenskfjarrvarme.se, september 2006.