

Miljövärdering av stål och stålkonstruktioner



Stålets kretslopp

Handbok för ingenjörer, forskare
och högskolestudenter

Miljövärdering av stål och stålkonstruktioner

**Handbok för ingenjörer, forskare
och högskolestudenter**

Första upplagan är baserad på erfarenheter från miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*, som har genomförts under åren 2004-2012.

Boken är framtagen av: Jan-Olof Sperle, Sperle Consulting, Lisa Hallberg, Mats Almemark och Lars-Gunnar Lindfors, IVL, Göran Andersson, Jernkontoret, Åsa Ekdahl, worldsteel, Jonas Larsson och Bengt Johansson, SSAB EMEA, Håkan Johansson, Ahrena Media, Camilla Kaplin och Erik Schedin, Outokumpu Stainless.

Utgivare och distribution:

Jernkontoret, Box 1721, 111 87 Stockholm

08-679 17 00

www.jernkontoret.se

Utgiven med stöd av



JERNKONTORET

DEN SVENSKA STÅLINDUSTRINS
BRANSCHORGANISATION



© Jernkontoret 2013

ISBN 978-91-977783-3-6

Förord

Miljövärderingar kommer att få en allt större betydelse för utveckling av ett hållbart samhälle. Metoder för värdering utvecklas och flera politiska regleringar är på gång som syftar till att styra produkter, varor och tjänster i samhället mot en effektivare användning av naturresurser.

Kraven kommer successivt att öka på tillverkarna av produkter att lämna information om miljöpåverkan och energianvändning ur ett livscykelperspektiv, för råvaror, tillverkning och användning av produkter, återvinning, avfallshantering och transporter.

Stål är och förblir världens mest använda och återvunna material. I det perspektivet är det avgörande att egenskaperna hos starkare och beständigare stål i produkter kan miljövärderas på ett sätt som stödjer både företagets affärsutveckling och samhällets miljökrav.

Inom miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* (www.stalkretsloppet.se) har miljövärderingar genomförts av såväl processtekniska förändringar som av konstruktioner som uppgraderats med dagens avancerade stålsorter.

I denna bok visas hur miljövärderingarna genomförts inom *Stålkretsloppet* och vilka framtida utmaningar som företagen måste hantera för att verksamheten skall bidra till en hållbar samhällsutveckling.

Göran Andersson
Programchef Stålkretsloppet
Jernkontoret

Huvudinnehåll

1	Varför miljövärdering	5
2	Livscykelanalys-begrepp bakgrund	19
3	Miljövärdering av stål och konstruktioner.....	33
4	Exempel på miljövärdering av stålkonstruktioner.....	65
5	Miljövärdering av processförändringar	81
	Appendix 1: Förkortningar.....	87
	Appendix 2: Datakällor för miljövärdering	89
	Appendix 3: Exempel på miljövärdering vid processförändring.....	93

Så här kommer Du igång med miljövärdering och livscykelanalyser (LCA):

- Läs den här boken.
- Studera exemplen i Stålkretsloppet, www.stalkretsloppet.se
- Kontakta ansvarig handläggare på Jernkontoret, www.jernkontoret.se
- Var delaktig i Jernkontorets Produktetekologiråds verksamhet
- Ta egna initiativ.

Innehåll

1	Varför miljövärdering	5
1.1	Introduktion.....	5
1.1.1	Syftet med boken	5
1.1.2	Industrins utmaning	6
1.1.3	Stål är världens mest använda och återvunna material	8
1.1.4	Stålet blir starkare och beständigare	9
1.1.5	Stålindustrin gör mer än stål	12
1.2	Miljövärdering ger en helhetsbild.....	13
1.2.1	Samarbete avgörande för utvecklingen.....	14
1.2.2	Miljöforskningsprogrammet Stålkretsloppet visar på nya möjligheter	15
2	Livscykelanalys – begrepp och bakgrund	19
2.1	Allmänt	19
2.1.1	Livscykelns faser - vanliga begrepp	19
2.1.2	Livscykelanalysens historia	20
2.1.3	Livscykelanalyser inom industrin	21
2.1.4	Livscykelanalyser ur ett EU-perspektiv	22
2.1.5	Arbetsgång vid en livscykelanalys	22
2.2	Livscykelanalysens mål och omfattning	24
2.2.1	Syfte, mål och systemgränser	24
2.2.2	Val av miljöpåverkanskategorier	25
2.3	Datainsamling (LCI, Life Cycle Inventory)	26
2.3.1	Data för analysens delprocesser.....	26
2.3.2	Råvaror och energi.....	26
2.3.3	Data för transporter.....	28
2.3.4	Hantering av dataluckor.....	29
2.4	Modellering av LCA-systemet.....	30
2.4.1	Allmänt	30
2.4.2	Programvara för livscykelanalys	30
2.5	Tolkning.....	31
2.5.1	Tolkning av ett första inventeringsresultat	31
2.5.2	Känslighetsanalys	31
2.5.3	Osäkerhetsbedömning.....	31
2.6	Resultat och slutsatser.....	32

3	Miljövärdering av stål och konstruktioner	33
3.1	Inledning	33
3.1.1	Utveckling av stål	34
3.1.2	Legeringssammansättning	34
3.1.3	Tillverkningsmetod	35
3.2	Produktion av stål	35
3.2.1	Definition av stålsorter	35
3.2.2	Datainsamling för LCA-systemets processer	36
3.2.3	Modellering av systemet från vagga till grind	38
3.2.4	Beräkning av ett första inventeringsresultat	39
3.2.5	Analys av stålskrots miljövärde	40
3.2.6	Ståltillverkningens totala miljöpåverkan - vagga till grind	41
3.3	Tillverkning av stålkonstruktion	45
3.3.1	Beräkning av miljövärdet för tillverkning av stålet i en konstruktion	48
3.3.2	Beräkning av miljöpåverkan för transport av stål	48
3.3.3	Datainsamling för tillverkning av konstruktionen	50
3.3.4	Beräkning av miljöpåverkan för tillverkning av konstruktionen	51
3.3.5	Beräkning av miljöpåverkan för transport av till kund	51
3.4	Användning av stålkonstruktion	53
3.4.1	Passiv eller aktiv konstruktion	53
3.4.2	Passiva konstruktioner	53
3.4.3	Aktiva konstruktioner	54
3.5	Återvinning av stålkonstruktion	59
3.5.1	Beräkna återvinningsgraden	59
3.5.2	Miljövärdet för stålskrot	59
3.5.3	Metodik för beräkning av miljövärdet vid återvinning	59
3.6	EcoSteel – beräkningsverktyg för miljövärdering av stålkonstruktioner	62
4	Exempel på miljövärdering av stålkonstruktioner	65
4.1	Stålets miljövärde - översiktliga resultat	65
4.1.1	Kolstål	65
4.1.2	Rostfritt stål	65
4.2	Exempel passiv konstruktion – Friends Arena	66
4.2.1	Beräkning av minskad miljöbelastning vid ståltillverkningen	68
4.2.2	Beräkning av minskad miljöbelastning vid transporter	68
4.2.3	Beräkning av minskad miljöbelastning vid tillverkning av konstruktionen	69
4.2.4	Beräkning av belastning och kreditering av miljövärden vid återvinning	69
4.2.5	Totala resultat för miljövärdet vid uppgradering av Friends Arena	69

4.3	Exempel på aktiv konstruktion - Timmersläp.....	71
4.3.1	Strukturella detaljer - driftsätt.....	72
4.3.2	Beräkning av minskad miljöbelastning vid ståltillverkningen	72
4.3.3	Beräkning av minskad miljöbelastning vid transporter	73
4.3.4	Beräkning av minskad miljöbelastning vid tillverkning.....	73
4.3.5	Beräkning av minskad miljöbelastning vid användning.....	73
4.3.6	Beräkning av belastning och kreditering av miljövärden vid återvinning.....	74
4.3.7	Totala resultat för miljövärdet vid uppgraderingen	75
4.4	Exempel på en passiv konstruktion i rostfritt stål – Förvaringstank.....	76
4.4.1	Beskrivning av lagringstanken.....	76
4.4.2	Livscykelanalys	77
4.4.3	Stålproduktionen.....	77
4.4.4	Transport av stål.....	77
4.4.5	Tillverkning	77
4.4.6	Användning av tanken	78
4.4.7	Återvinning	78
4.4.8	Resultat av analysen.....	78
4.4.9	Miljöförändringar i olika faser i livscykelkedjan	79
4.4.10	Livscykelkostnad	80
5	Miljövärdering av processförändringar	81
5.1	Generell arbetsmetodik för miljöanalys av processförändringar.....	81
5.1.1	Allmänt	81
5.1.2	Expanderad analys av processförändring	83
	Appendix 1: Förkortningar.....	87
	Appendix 2: Datakällor för miljövärdering	89
	Allmänna LCA databaser.....	89
	Järn och stål	89
	Råvaror.....	90
	Bränslen	90
	Elektricitet.....	90
	Transporter.....	91
	Övrigt.....	91
	Appendix 3: Exempel på miljövärdering vid processförändring	93

1 Varför miljövärdering

1.1 Introduktion

Industriell verksamhet har som mål att ge utdelning på insatt arbete. Det är samma princip som fick världshistoriens första bönder att börja odla jorden och att föda upp boskap. Hundra nävar utsådde kunde ge 50 000 nävar tillbaka när säden skulle skördas. Den insikten förändrade människans sätt att leva och strävan efter ökad välfärd gav succesivt grunden till dagens samhälle. Den viktigaste drivkraften för denna utveckling har tveklöst varit ökad konsumtion och standardhöjning. Med industrialiseringen har människan utvecklat nya möjligheter att få rik utdelning på insatt arbete.

Konsumtionen av varor växer och ger successivt mer påverkan på vår miljö. Samtidigt blir verksamheten mer global och svår att överblicka. Det är därför allt viktigare att kunna hantera miljöfrågorna inte bara lokalt utan även i ett globalt perspektiv. Med stöd av miljövärderingar kan konsumtionens inverkan på miljön kvantifieras och ge underlag för beslut om en hållbar utveckling.

Stål som är världens mest använda och återvunna material har utvecklats under lång tid och har använts av människan i tusentals år. Man kan tro att materialet är färdigutvecklat, men specialiserade stålsorter utvecklas hela tiden och i allt snabbare takt. Ur ett hållbarhetsperspektiv ger dagens och morgondagens stålsorter betydande möjligheter att effektivisera energi- och materialanvändningen och ge ökad livslängd hos produkter och anläggningar i samhället.

Ökade kostnader för energi och råvaror förutsätter generellt storskalig produktion och en stor marknad eller kraftig specialisering med globalt ledarskap. För stålindustrin innebär det att kunderna finns över hela världen och att produkterna ofta transporteras långa sträckor.

Denna bok beskriver miljövärdering av ståltillverkning och av användning av stål i konstruktioner och produkter samt hur förbättrade stålsorter och nya tillverkningsprocesser kan påverka miljövärdet. Exempelen i boken är hämtade från miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*, www.stalkretsloppet.se och tar hänsyn till stålets hela livscykel.

1.1.1 Syftet med boken

Målet med denna bok om miljövärdering är att visa exempel på hur produkter i stål och förbättringar av ståltillverkande processer kan ges ett miljövärde ur ett livscykelperspektiv. Exempelen som visar hur man kan ta fram kvantitativa underlag för beslut, kan ge inspiration att tänka i nya banor när det gäller miljöfrågor som rör stålindustrin och användningen av stål i samhället.

Boken kan användas vid utbildning av ingenjörer och forskare inom stålindustrin, högskolor och institut. Den har som målsättning att sprida kunskap om metoder för miljöanalys och att göra läsaren till en bättre beställare av tjänster på miljöområdet. Boken är ett steg på vägen mot hållbar utveckling. Du är en del av den utvecklingen och kan påverka resultatet.

1.1.2 Industrins utmaning

När den industriella utvecklingen tog fart var det få som ifrågasatte hur verksamheten skulle påverka miljön. Precis som när jordbruket utvecklades såg man i första hand till avkastningen. Nu har bilden förändrats och över hela världen finns en förståelse för att det krävs åtgärder för att skapa en långsiktigt hållbar utveckling. Miljöfrågorna får en allt större betydelse för industrins och samhällets utveckling.

Sedan 1970-talet har stålindustrin i Norden arbetat framgångsrikt med olika miljöfrågor. Genom målinriktade insatser för att reducera utsläpp till luft, mark och vatten har svenska företag i dag en världsledande ställning. Svensk stålindustri har utvecklat sina anläggningar och personalens kunskap under lång tid och de kan idag producera stål som har världsledande prestanda på många användningsområden.

Nu väntar nya utmaningar. I takt med att begrepp som hållbar utveckling växer fram vidgas miljöfrågan till nya områden, som livscykelanalyser, biologisk mångfald, ekosystemtjänster samt sociala och ekologiska fotavtryck. Detta innebär att behovet av att förstå avancerade material och nya tillverkningsprocesser ur nya perspektiv ökar.

Sveriges stålindustri har redan en stark position på världsmarknaden inom flera stålproduktområden. Rätt använt har det svenska stålet stor potential att förbättra kundernas möjligheter att tillverka effektivare konstruktioner med nya stål som reducerar miljöbelastningen under hela den tid produkterna används. Det ger miljöbesparingar som oftast är långt mycket större än den miljöbelastning som ståltillverkningen förorsakar. Den möjligheten förbises ofta i utvecklingen av dagens hållbara samhälle.

Hållbar utveckling kräver nämligen att vi kan påvisa miljöförbättringar ur ett helhetsperspektiv, det som i dagens miljödebatt ofta kallas livscykelperspektiv eller kretsloppsperspektiv. Flera metoder har utvecklats och den som fått största betydelsen benämns livscykelanalyser, förkortat LCA. Omfattningen illustreras i Figur 1.1.

Gemensamt för livscykelanalyser är att man för varje steg i en produkts livscykel bestämmer användningen av naturresurser och utsläpp till mark, vatten och luft. Vissa material kan inte återvinnas utan används till exempel som energiråvara för uppvärmning. Andra kan återvinnas flera gånger innan egenskaperna ändras eller försämras så att avfall uppstår.

Stål i produkter har en unik egenskap genom att det kan återvinnas som stålskrot gång på gång som råvara för nytt stål. Genom sin industrialiserade återvinning kan man säga att stål är ett permanent cirkulerande material.



Figur 1.1. Livscykelanalyser återspeglar en produkts samlade material- och energiflöden samt utsläpp till luft, mark och vatten allt ur ett livscykelperspektiv.

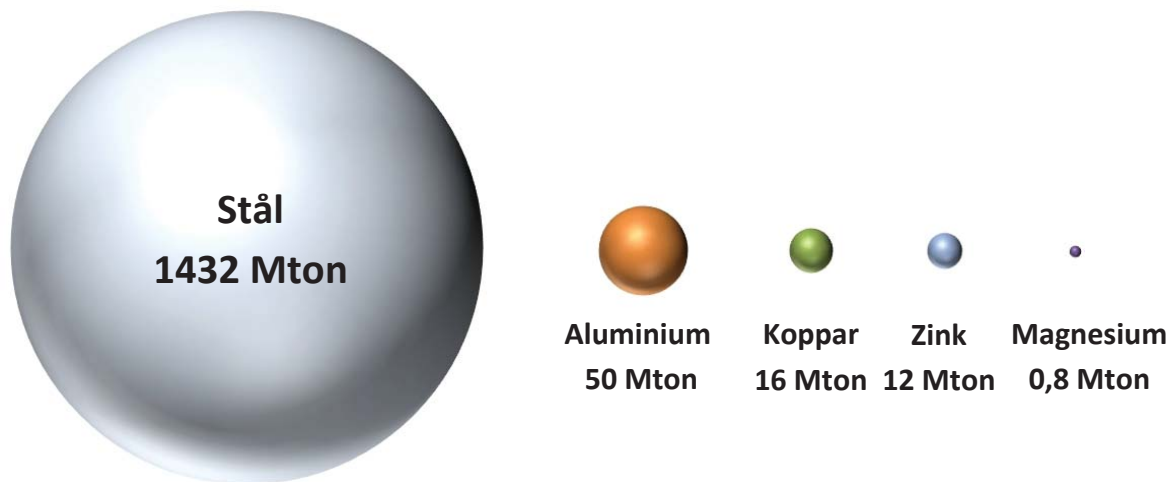
Det är ofta svårt att få en heltäckande uppfattning om hur en enskild produkt eller konstruktion påverkar miljön. Ta en bil som exempel: Det är relativt lätt att räkna fram vilka utsläpp den ger till luften under sin beräknade livstid, men hur ser bilden ut om vi börjar gå bakåt och framåt i livscykeln? Vilka råvaror ingår i bilen? Hur har de tillverkats och transporterats? Hur länge kommer bilen att användas? Går det att separera och återvinna de material den är tillverkad av? Och vad händer om några parametrar förändras?

Vilka konsekvenser får det till exempel om karosseriet kan tillverkas av tunnare stål som sänker vikten med 10 - 20 procent eller om korrosionsskyddet förlängs med 5-10 år?

Att göra miljövärderingar ur ett livscykelperspektiv är en utmaning för såväl miljökunniga som andra forskare och ingenjörer. Samtidigt kan den som antar utmaningen, lär sig metodiken och använder den i sitt arbete, vinna betydande miljömässiga och kommersiella fördelar.

1.1.3 Stål är världens mest använda och återvunna material

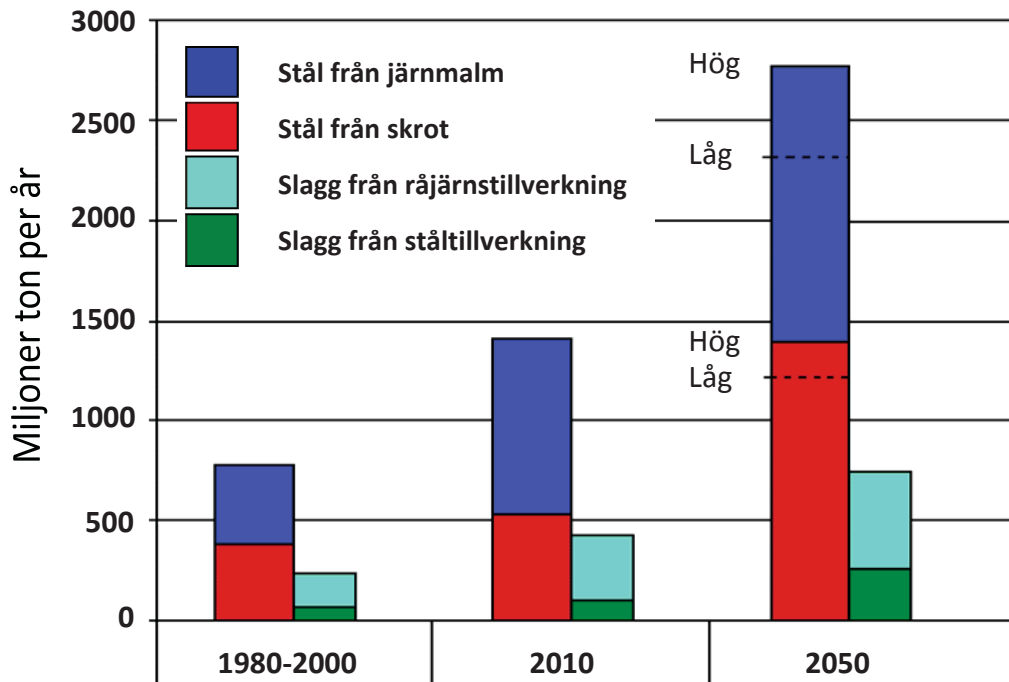
Stål är världens mest använda metalliska konstruktionsmaterial, figur 1.2. Det är därför särskilt viktigt att det får ett kvantitativt miljövärde som successivt kan förbättras. Under år 2010 producerades nästan 1 500 miljoner ton stål till produkter, konstruktioner och byggnader i världen. Av detta utgjorde rostfria stål ca 32 miljoner ton. Alla andra metaller stod tillsammans för mindre än 80 miljoner ton.



Figur 1.2. Världsproduktionen av konstruktionsmetaller år 2010, miljoner ton

Flera prognoser tyder på att världens stålkonsumention kommer att öka till i storleksordningen 2 500 miljoner ton till år 2050, figur 1.3. Konsumentionstillväxten är så stor att tillgången på stålskrot trots hög återvinning, inte räcker till mer än 30 procent av stålkonsumention globalt och till cirka 40 procent i Sverige.

För år 2050 räcker återvinningen av stålskrot till ca 50 procent av världens stålproduktion. För att inte få brist på stål i samhället måste resterande mängd tillverkas från en ökande andel järnmalm även om återvinningen är maximal.



Figur 1.3. Utveckling och prognos av total världproduktion av stål och slagg år 2050

1.1.4 Stålet blir starkare och beständigare

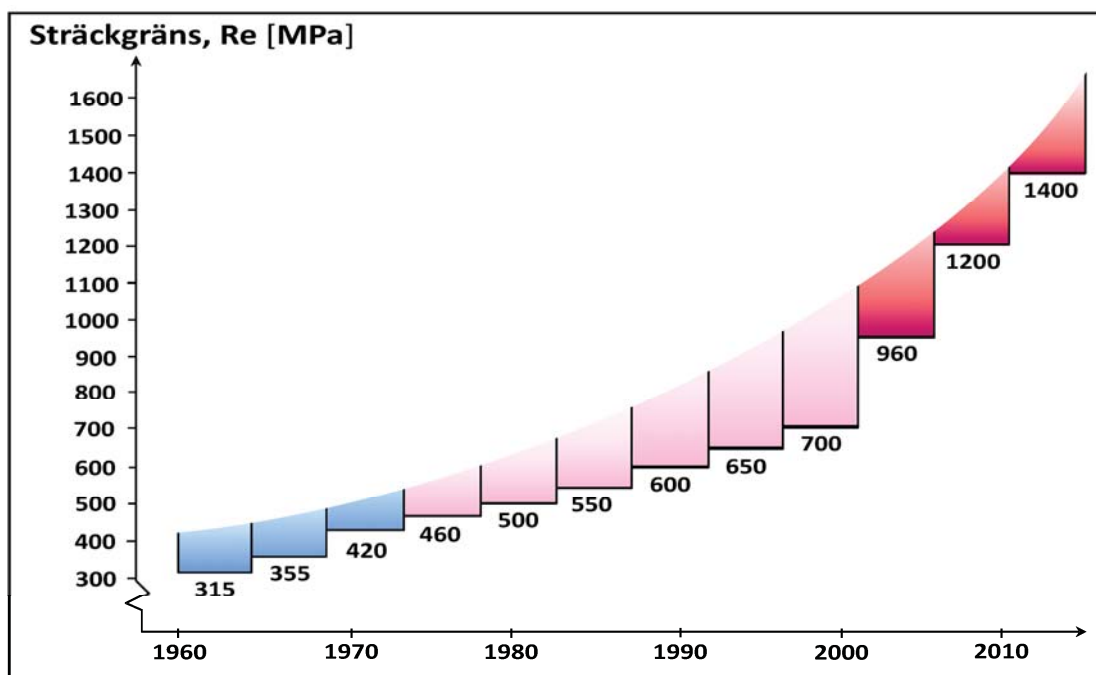
Den stora efterfrågan på stål gör att behovet av legeringsmetaller för ståltillverkning är stort och ökar. Legeringarna behövs för att tillverka basstålet, men också för att producera allt mer avancerade stålsorter som är starkare och beständigare, även om avancerad kylning, härdning och hårdvalsning kan begränsa mängden legeringselement.

Stål med högre hållfasthet medger betydande materialbesparingar i konstruktioner.

En fördubbling av hållfastheten ger en viktbesparing på cirka 30 % för de konstruktionsdelar som tillverkas i höghållfast stål enligt den så kallade rotformeln ekvation 3.3, kapitel 3.3.

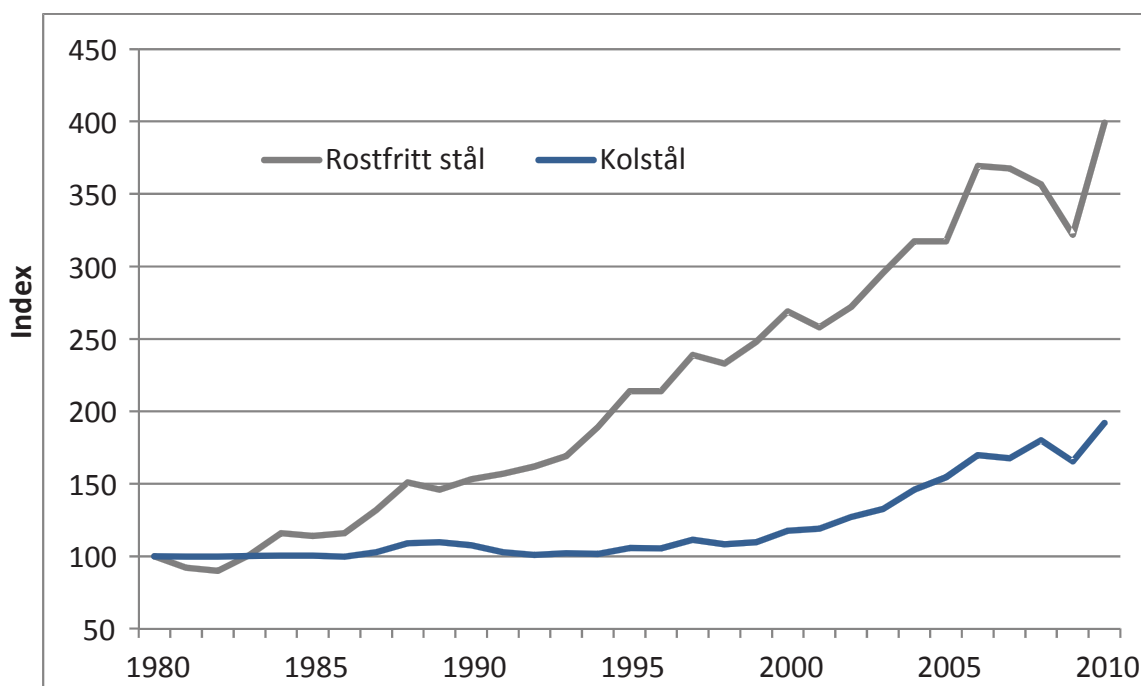
Viktminskningen ger, förutom lägre miljöbelastning genom att mindre mängd stål behöver tillverkas för en viss funktion, också betydande miljöförbättringar genom hushållning med naturresurser och energieffektivare produkter.

Figur 1.4 visar hur hållfastheten, uttryckt som sträckgräns hos varmvalsat stål, har utvecklats det senaste halvsekle.



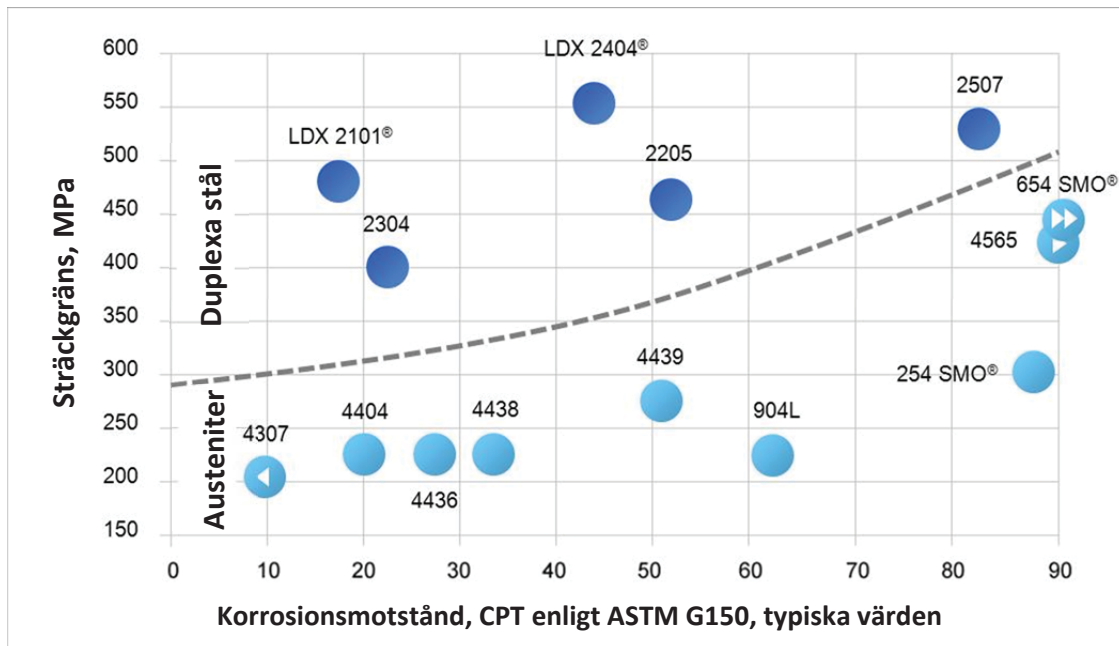
Figur 1.4. Utveckling av varmvalsade kolståls hållfasthet under det senaste halvsekle

Även om volymerna höglegerade stålsorter, vardagligen benämnda rostfria stål, bara utgör ca 2 % av alla stål så är tillväxttakten dubbelt så hög som för låglegerade stålsorter, ofta kallade kolstål. Figur 1.5 visar denna utveckling under de senaste 30 åren. Detta påverkar också efterfrågan på legeringsmetaller.



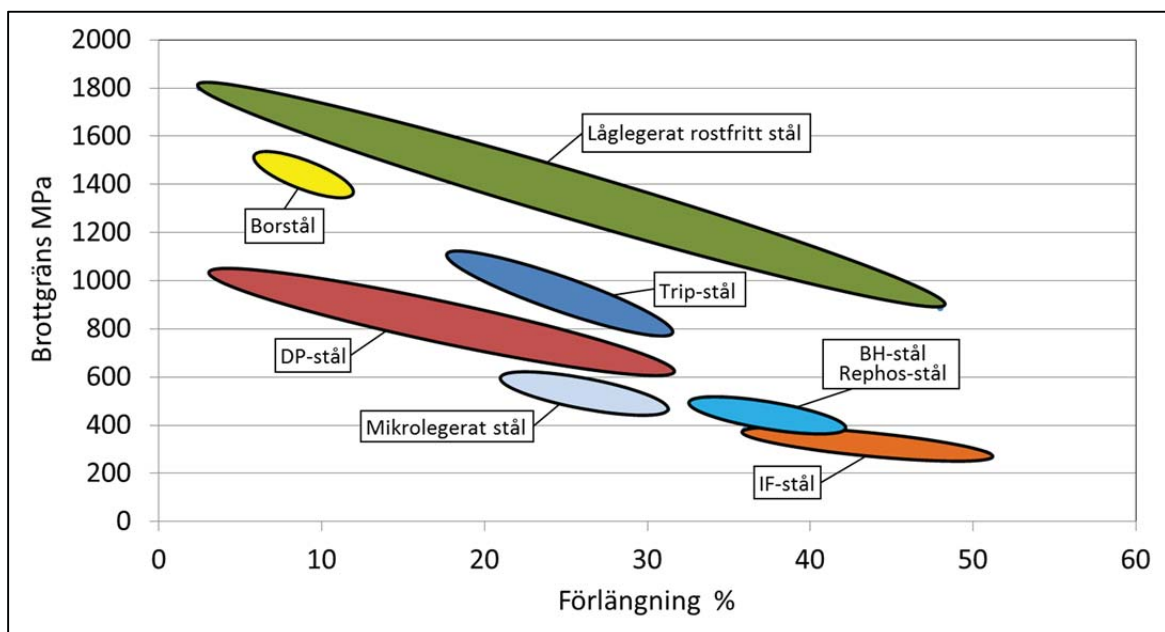
Figur 1.5. Tillväxten och rostfria stål jämfört med kolstål

På samma sätt som för kolstål har även hållfastheten för rostfria stål ökat. De rostfria stålen har utvecklats så att de austenitiska stålen fått ett höghållfast duplext komplement inom varje korrosionsmotståndsområde, Figur 1.6.



Figur 1.6. Duplexa höghållfasta rostfria stål kompletterar de austenitiska stålen

Också för rostfritt stål utnyttjas hållfastheter på sträckgränser över 1000 MPa genom möjligheten att hårdvalsa. Tekniken är applicerbar på alla stål men är mest vanlig för låglegerat austenitiskt rostfritt stål eftersom det där är möjligt att kombinera mycket hög hållfasthet med god formbarhet som demonstreras i nedanstående figur 1.7.



Figur 1.7. Kombinationen av hållfasthet och formbarhet hos låglegerade austenitiska rostfria stål

Aktuell forskning visar på stora fördelar genom bland annat minskad energianvändning vid såväl tillverkning som användning av nya stål i till exempel fordon. Ståltillverkare och de som använder stål har stora möjligheter att påverka miljön i en hållbar riktning inte minst för att stål i produkter och konstruktioner är en råvarukälla för produktion av nya stål när produkterna är uttjänta.

Med miljövärderingar kan betydelsen av nya stålsorter och återvinning kvantifieras och värderas i samband med beslut rörande en hållbar utveckling.

1.1.5 Stålintustrin gör mer än stål

Av figuren 1.3. ovan, framgår att ståltillverkningen även genererar stora mängder restprodukter och att slaggar utgör merparten av dessa. Slagg är ett värdefullt material då den kan ersätta naturtillgångar för till exempel framställning av cement, bärmaterial i vägar, asfalt med mera.

En annan aspekt är att ståltillverkningen genererar stora mängder restenergier i form av processgaser och värme. Omfattningen är så stor att enbart SSAB:s verksamhet i Sverige levererar närmare 1 TWh fjärrvärme till stålorterna Luleå, Borlänge och Oxelösund. Därtill produceras ca 0,7 TWh elkraft vilket motsvarar närmare hälften av SSAB:s totala elbehov på de tre orterna. Figur 1.8. visar en vy över kraftvärmeverket i Luleå som levererar merparten av värmebehovet och stora delar av elkraftbehovet till Luleå kommunen genom att nyttja restenergi i form av processgaser från SSABs ståltillverkning.



Figur 1.8. Vy över Luleå kraftvärmeverk, LUKAB, som värmer Luleå kommun

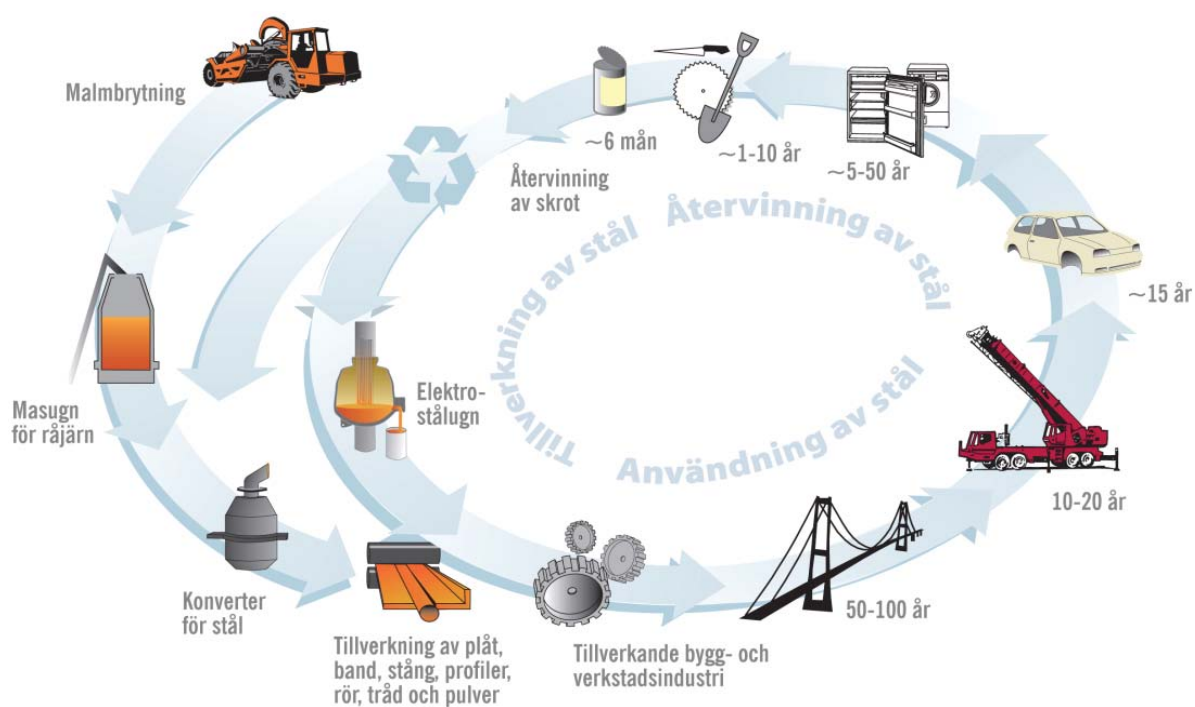
Det är nödvändigt vid större ändringar av ett industrikoncept att väga in tillgång och användning av restprodukter och restenergier som ett miljövärde i en livscykelvärdering.

1.2 Miljövärdering ger en helhetsbild

Miljövärdering, som vi använder begreppet här, beskriver hur olika stålsorters miljövärde kan bedömas ur ett livscykelperspektiv. Förutom att vara underlag för olika miljöjämförelser kan dessa data också utgöra underlag för beslut om produktutveckling eller ändring av processer vid framställning av stål.

Den stora utmaningen är att kunna sätta in den enskilda förändringen i ett större perspektiv och analysera de konsekvenser som uppkommer ur ett livscykelperspektiv. För stål innebär detta att förändringen behöver kvantifieras och analyseras under stålets kretslopp, från råvara till produktion av stål och stålprodukter, transporter, tillverkning av och användning av produkter och konstruktioner samt återvinning av stålskrot och restprodukter.

Figur 1.9 visar stålets livscykel omfattande tillverkning och användning samt återvinning av stålskrot som blir till nytt stål i en ny produkt. Ett förlopp som kan repeteras gång på gång utan att stålets egenskaper försämras.



Figur 1.9 . Stålets livscykel är ett slutet kretslopp

Stål är och förblir världens mest använda och återvunna material. Den höga graden av återvinning gör stål unikt bland moderna material.

Miljövärderingen bygger i huvudsak på dagens formaliserade livscykelanalys (LCA) som idag används inom industrin. Den formella LCA-metodiken är komplex och kräver djupa analyser av experter på området, särskilt om resultaten ska kunna granskas och vara kvalitetssäkrade ur rätts- eller kundperspektiv.

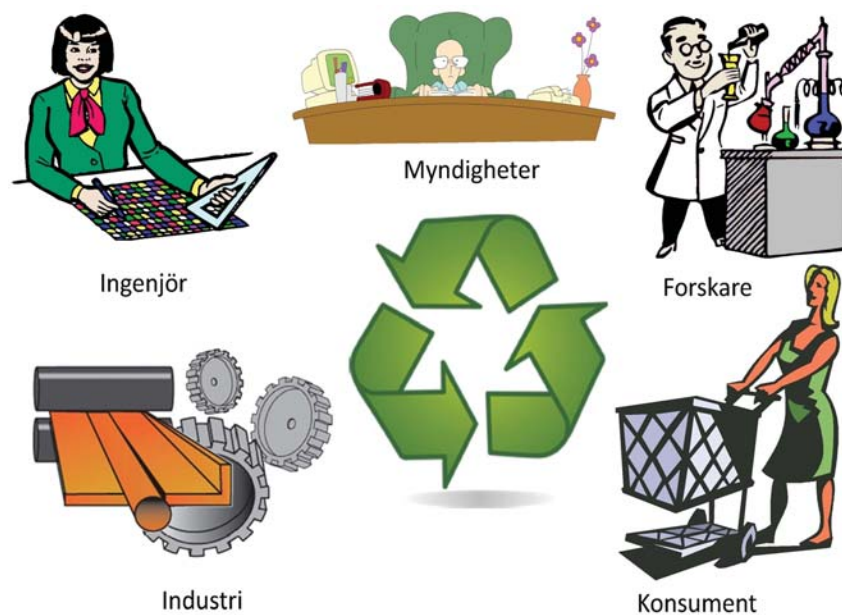
Många forskare och ingenjörer fokuserar i sitt vardagsarbete på miljövärdering och livscykel tänkande, utan att alltid använda de strikt formella analysmetoderna. Det går ändå att kombinera enkla värderingar med djupare analyser av experter och redan på ett tidigt stadium koncentrera insatserna till de områden som har störst inverkan på miljövärdet och vilka åtgärder som ger bäst effekt. Efter hand bygger en sådan metodik upp den kunskap som behövs för att gå mot en hållbar utveckling.

1.2.1 Samarbete avgörande för utvecklingen

Talesättet ”om man gör som man alltid har gjort så blir det som det alltid varit” är utan tvivel sant. Det är genom att vidga sättet att tänka som det går att se nya möjligheter.

En minimal ökning av miljöbelastningen i produktionsledet kan till exempel skapa förutsättningar för stor miljönytta hos de slutliga köparna av en produkt genom lägre miljöbelastning vid användning.

Det avgörande för utvecklingen inom miljöområdet är att stålindustrin har en öppen kommunikation och hittar de miljöfördelar och utmaningar som användning av avancerade stålprodukter ger. Det är nödvändigt att process- och produktspecialister diskuterar nya idéer och tillämpningar med miljötekniker, marknadsförare och inte minst företagets kunder. Genom att diskutera och analysera miljöfrågan uppstår nya beslutsbilder och utvecklingsbehov, som kan bli avgörande för företagets lönsamhet. Samverkan över teknikgränser och sociala gränser får en allt större betydelse vid utveckling av produkter i en hållbar samhällsutveckling, figur 1.10.



Figur 1.10. Samverkan över nya gränser är nödvändigt för en hållbar produktutveckling.

1.2.2 Miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* visar på nya möjligheter

Miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* (2004 - 2012) behandlar alla steg i stålets livscykel. En nyckel till framgångarna i detta program ligger i det breda angreppssättet, att se helhetsbilden i det tvärvetenskapliga arbetet. Forskare inom skilda områden har här fått möjlighet till närmare bekantskap med nya sätt att värdera miljöfrågorna och en hållbar utveckling inom miljöområdet. De allra tydligaste exemplen på detta är användning av avancerade höghållfasta stål inom fordonsindustrin.

En analys av miljövärdet för det höghållfasta stålet, det stål som idag levereras till biltillverkare över hela världen, visar att miljöbelastningen ökar något om den mäts i till exempel ton koldioxid per ton tillverkat stål. Det kan behövas något mer energi för framställningen av stålet och i vissa fall också något mer legeringsmetaller för att nå den högre hållfastheten. Detta kompenseras i de flesta fall mer än väl av att produkter eller konstruktioner kan göras lättare. Genom att mindre mängd stål används i konstruktionen, samtidigt som funktionen behålls, skapas betydande miljöfördelar genom minskade utsläpp och hushållning med naturresurser och energi.

För fordon som blir lättare blir dessutom miljöbesparingen under användning betydande och ju längre ett lättare fordon rullar desto mer gynnsamt blir utfallet för miljön på grund av minskad bränsleanvändning. Minskad bränsleanvändning utgör ofta mer än 90 procent av den totala minskade miljöbelastningen. Figur 1.11, som är hämtat från miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*, visar på potentiella miljöbesparingar om en miljon ton höghållfast stål ersätter 1,3 miljoner ton konventionellt stål i fordon.



Process	Koldioxid	Energi
Råvaruframställning	-200 kton	-850 GWh
Ståltillverkning	-500 kton	-2 150 GWh
Användning	-7 300 kton	-28 000 GWh
Summa	-8 000 kton	-31 000 GWh

Figur 1.11. Potential för minskad miljöbelastning om en miljon höghållfast stål ersätter 1,3 miljoner ton konventionellt stål i fordon.

Miljöfördelarna för fasta s.k. passiva konstruktioner är mindre, men de relativa besparingarna kan bli betydande. Ett exempel som visar detta är resultatet av en livscykelanalys som gjorts av Friends Arena i Solna, figur 1.12. Genom att använda 32 procent höghållfast stål i den fasta takkonstruktionen, istället för konventionellt stål med 355 MPa i sträckgräns, har vikten kunnat minska från 4584 ton till 4000 ton (13 procent). Sträckgränsen hos det nykonstruerade taket i höghållfast stål är 430 MPa (viktat medel-värde) genom de olika mängder som valts av stålen med 355, 460, 590 och 900 MPa sträckgräns. På grund av tillverkning och transport av mindre mängd stål, jämfört med ett tak tillverkat i konventionellt stål med 355 MPa sträckgräns uppkommer en betydande miljöbesparing av till exempel koldioxid.



Vikt av det fasta taket [ton]	Viktminskning [ton]	Viktminskning [%]	Miljöbesparing CO _{2e} [ton]	Miljöbesparing CO _{2e} [%]
4000	584	13	1340	16

Figur 1.12. Vikt och miljöbesparing med höghållfasta stål i Friends Arena, Solna

Ett exempel där användningen av ett rostfritt duplexstål höghållfast stål gett avsevärda miljövinster visas i Figur 1.13, där tanken till en tankbilstrailer tillverkats i stål EN 1.4162 (LDX® 2101). Genom att gå över till detta stål kunde tankens vikt sänkas från 7 ton till 5 ton det vill säga med ca 30 %. Detta medför i sin tur att utsläppen av koldioxid för varje tankbil kunde minskas med 90 ton under tankbilens livstid.



Figur 1.13. Tankbilstrailer (med tillstånd av Officine Meccaniche B.S. S.r.l)

Processer för tillverkning av stål

Inom miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* har även ett flertal tekniska metoder för tillverkning av stål utvecklats, metoder som stärker stålets kretslopp.

Denna utveckling har till exempel ökat kunskapen om tillgång och kvalitet på stålskrot, ökat utbytet av råvaror vid tillverkning av stål och ökad återvinning av slaggar, allt för att stärka stålets kretslopp. Framtagna tekniker har miljövärderats ur ett livscykelperspektiv, en värdering som bland annat visat på minskade utsläpp av koldioxid och minskad användning av energi. De potentiella miljöförbättringar som dessa metoder kan ge framgår av figur 1.14. Av figuren framgår att ur ett livscykelperspektiv ökar den tekniska miljöförbättringen med en faktor 3-6, när råvarornas miljöbelastning beaktas. Hur miljövärdet beräknas vid ändring av processer visas mer i detalj i kapitel 5.

Process	Koldioxid	Energi
Råvaruframställning	-1 100 kton/år	-4 100 GWh/år
Ståltillverkning	-200 kton/år	-1 200 GWh/år
Totalt	-1 300 kton/år	-5 300 GWh/år

Figur 1.14. Potential för minskad miljöbelastning vid förändring av tillverkningsmetoder inom svensk stålindustri, referens *Stålkretsloppet*.

2 Livscykelanalys – begrepp och bakgrund

2.1 Allmänt

Det finns många metoder för att miljövärdera produkter ur ett helhetsperspektiv. Den i särklass vanligaste ansatsen är livscykelanalysen, LCA, som beaktar produktens miljöpåverkan från vaggan till graven. LCA omfattar också återvinning när produkten tjänat ut eller om den används som råvara till en ny produkt.

Genom att utföra en livscykelanalys, då man tar hänsyn till råmaterialuttag, tillverkning, användning, hantering av restprodukter, transporter och återvinning, får man en uppfattning om vad som är stort och smått och kan sätta in åtgärder där de ger störst miljönytta.

Livscykelanalysen är också ett hjälpmedel som kan identifiera förbättringsmöjligheter och för att undvika suboptimeringar. Det finns många exempel på när valet av en råvara eller tillverkningsprocess med i sig hög miljöbelastning leder till en väsentligt lägre total miljöbelastning sett över hela livscykeln och därför är ett bättre val ur miljösynpunkt. Livscykelanalyser visar på sådana möjligheter och minskar risken för i miljöhänsende felaktiga åtgärder.

2.1.1 Livscykelns faser - vanliga begrepp

Beskrivningen av en produkts livscykel omfattar vanligen begreppen enligt figur 2.1.

När det gäller stålets kretslopp brukar man ibland tala om vaggan till vaggan istället för vaggan till grav på grund av att nästan allt stål recirkuleras.



Figur 2.1. Allmänna begrepp för faserna i stålets livscykel.

2.1.2 Livscykelanalysens historia

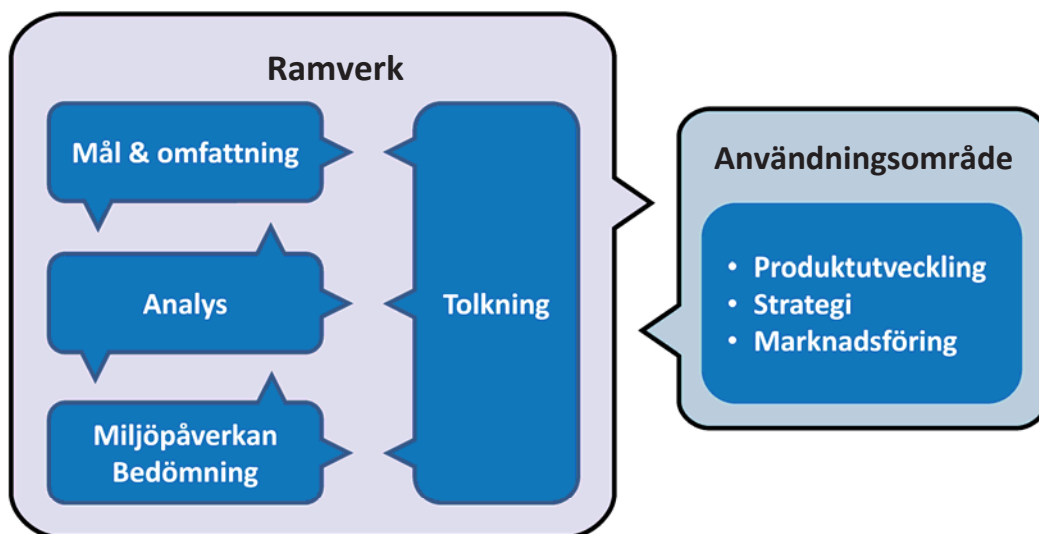
LCA, livscykelanalys, har sitt ursprung i energianalyser av produkter ”från vaggan till graven” från 1960-talet, men började tillämpas i sin nuvarande form i slutet av 1980-talet. Ett vanligt tidigt studieobjekt var jämförelser av olika förpackningsmaterial. LCA fick tidigt ett rykte om sig att vara svårt och kostnadskrävande samtidigt som resultaten inte alltid sågs som tillförlitliga. Grunden till detta rykte var bristen på en enhetlig metodik och bristande tillgång till representativa data för alla steg i produktens livscykel.

Ett första steg mot en vetenskapligt robust och enhetlig metodik gjordes av den vetenskapliga och oberoende internationella organisationen Setac som tog fram ”Code of Practice” 1992. Dokumentet blev ett viktigt inspel i det arbete som den internationella standardiseringsorganisationen ISO inledde kort därefter för standardisering av miljöledning, ISO 14000. Detta innefattade framtagning av en LCA-standard, ISO 14040-serien, och en standard för LCA-baserade miljövarudeklarationer av produkter.

Den första LCA-standarden kom ut under 1990-talets andra hälft och introducerade den struktur som tillämpas sedan dess. Den senaste utgåvan är SS-EN ISO 14044: 2006 ”Miljöledning - Livscykelanalys - Krav och vägledning”.

Enligt standarden ska en livscykelanalys innehålla följande delar:

- Definition av studiens mål, syfte och omfattning (engelska *Goal & Scope*).
- Inventering samt framtagning av en modell som innehåller alla delar som ingår i produktens livscykel för att kunna beräkna material- och energiflöden inklusive alla utsläpp till luft, mark och vatten (engelska *Inventory*).
- Miljöpåverkansbedömning, där utsläppens bidrag till olika former av miljöpåverkan bedöms (engelska *Impact Assessment*).
- Tolkning, där olika verktyg som exempelvis känslighetsanalyser används för att tolka studiens resultat (engelska *Interpretation*).



Figur 2.2. Schematisk bild av livscykelanalys enligt ISO 14040.

2.1.3 Livscykelanalyser inom industrin

Den tidiga användningen av LCA inom industrin handlade mest om att se och lära. Synen på industriellt miljöskydd ändrades delvis under 1980-talets senare del från fokus på produktionsanläggningarnas utsläpp till luft och vatten till ett livscykelperspektiv på produkters miljöpåverkan. LCA sågs som ett verktyg med stor potential samtidigt som det var svårt och dyrt. Det fanns ett stort behov av en ISO-standard som stramade upp metodiken, men framför allt saknades data av god kvalitet. Det var huvudskälet till att dåvarande IISI (i dag World Steel Association) genomförde ett stort projekt för att ta fram representativa data för stålprodukter avsedda för LCA-studier. Den första versionen av denna databas kom 1998, känd i hela LCA-världen som IISI 1998. Eurofer tog i anslutning till detta fram data för rostfritt stål. Många andra material följde efter. Så har det fortsatt och idag finns det väsentligt bättre tillgång till data av god kvalitet. Detta gör att kostnaden för en LCA-studie nu är ca en tiondel av vad den var i slutet av 1990-talet. Det finns dock fortfarande mycket att göra för att öka datatillgängligheten och kvaliteten på informationen.

EPD-systemet (*Environmental Product Declaration*) är ursprungligen ett svenskt program för LCA-baserade miljövarudeklarationer. Det lanserades 1998 baserat på ett pågående arbete inom ISO. Standarden för EPD, ISO 14025, kom dock först 2006. Det svenska EPD-systemet omvandlades 2008 till det nu rullande ”Internationella EPD-systemet”, som är det enda EPD-program som används globalt.

Efter introduktionen av EPD-systemet finns det tre huvudsakliga typer av LCA:

- Jämförande studier för att bedöma skillnader i miljöprestanda.
- Deklarationer av produkters miljöprestanda i ett livscykelperspektiv.
- Studier av utvecklingsarbete.

De olika manualer, vägledningar och handböcker som sedan tagits fram är också indelade i dessa tre huvudtyper. För jämförande LCA-studier gäller regelverk som syftar till att vara så flexibla som möjligt för att kunna ta hänsyn till de speciella förhållanden som gäller för varje specifik tillämpning. För miljövarudeklarationer gäller det omvända. För att få så god jämförbarhet som möjligt är alla anvisningar strikta så att data blir jämförbara.

I dag är användningen av LCA inom industrin mycket omfattande, speciellt för konsumentnära produkter. Det handlar i princip om tre typer av tillämpningar:

- Företagsinterna studier som stöd till och dokumentation av egen produktutveckling.
- Större samhällskollektiva systemstudier där man exempelvis jämför olika återvinningsprocesser, bränsleval etc. Ofta med syfte att informera EU-kommissionen och andra myndigheter. Det kan också vara för att beskriva hur typprodukters miljöprestanda ändrats över åren.
- Information om produktens miljöprestanda, miljövarudeklarationer och EPD. Denna information avgränsas vanligen till en enda miljöaspekt, så kallade ”*footprints*”, som exempelvis ”*carbon footprint*” och ”*water footprint*”.

2.1.4 Livscykelanalyser ur ett EU-perspektiv

EU-kommissionen arbetade under 2000-talets inledande år med integrerad produktpolitik. Syftet var att flytta miljöpolitiskt fokus från produktionsanläggningar till produkter och att få producenter att redovisa sina produkters miljöprestanda i ett livscykelperspektiv för att stimulera till livscykel-tänkande i produktutvecklingen. För att stödja denna utveckling tog EU:s gemensamma forskningscentrum JRC initiativ till att utveckla en gemensam LCA-metodik och databasstruktur för LCA-data.

Detta resulterade bland annat i den så kallade ILCD-handboken, som är en mycket omfattande manual för genomföranden av olika typer av LCA-studier, vars sista del publicerades 2011. En sammanfattning av denna återfinns i: *The ILCD Handbook in a Nutshell, IVL report B2020, 2012-07-10*.

Det finns en uttalad övertygelse inom EU-kommissionen att europeisk industris framtida konkurrenskraft ska bygga på ett bättre resursutnyttjande i produkternas hela livscykel. Det ställs därför krav på att produkters miljöegenskaper ska redovisas ur ett livscykel-perspektiv inom många områden, som till exempel det så kallade "Eco-design direktivet" och den nya byggproduktförordningen.

Det europeiska standardiseringsorganet CEN fastställde i januari 2012 en metodstandard för EPD rörande byggmaterial (SS-EN 15804:2012). Denna antas få ett stort genomslag då det finns en tydlig koppling till den nya byggproduktförordningens (CPR) anvisning att EPD ska användas för kommunikation av byggprodukters miljöegenskaper. EU-kommissionen publicerade ett första utkast till LCA-manual för *Product Environmental Footprints (PEF)* under senare delen av 2011. Det uttalade målet är att utveckla en harmoniserad och strikt LCA-metodik för policyarbeten och näringslivets miljöarbete.

Signalen är skarp och tydlig!

Produkters miljöprestanda mäts i framtiden i ett livscykelperspektiv inom EU:s olika politikområden och industrin förutsätts utveckla produkter med samma ansats. De som inte tar till sig detta riskerar att tappa marknadens förtroende.

Stålet har stora möjligheter att uppfylla den politiska inriktningen genom att med dagens och morgondagens avancerade stål kunna förlänga livslängden på konstruktioner genom ökat korrosionsmotstånd, minska vikten hos konstruktioner genom högre hållfasthet och redovisa de positiva miljöeffekter som därmed uppkommer genom hushållning med material- och naturresurser. Till det kommer att stål kan återvinnas i stort sett hur många gånger som helst och till låg energiinsats, vilket har myntat begreppet att stål är ett permanent cirkulerande material.

2.1.5 Arbetsgång vid en livscykelanalys

Oavsett omfattning av miljöanalysen är det viktigt att tidigt lägga fast randvillkoren för den värdering som ska göras.

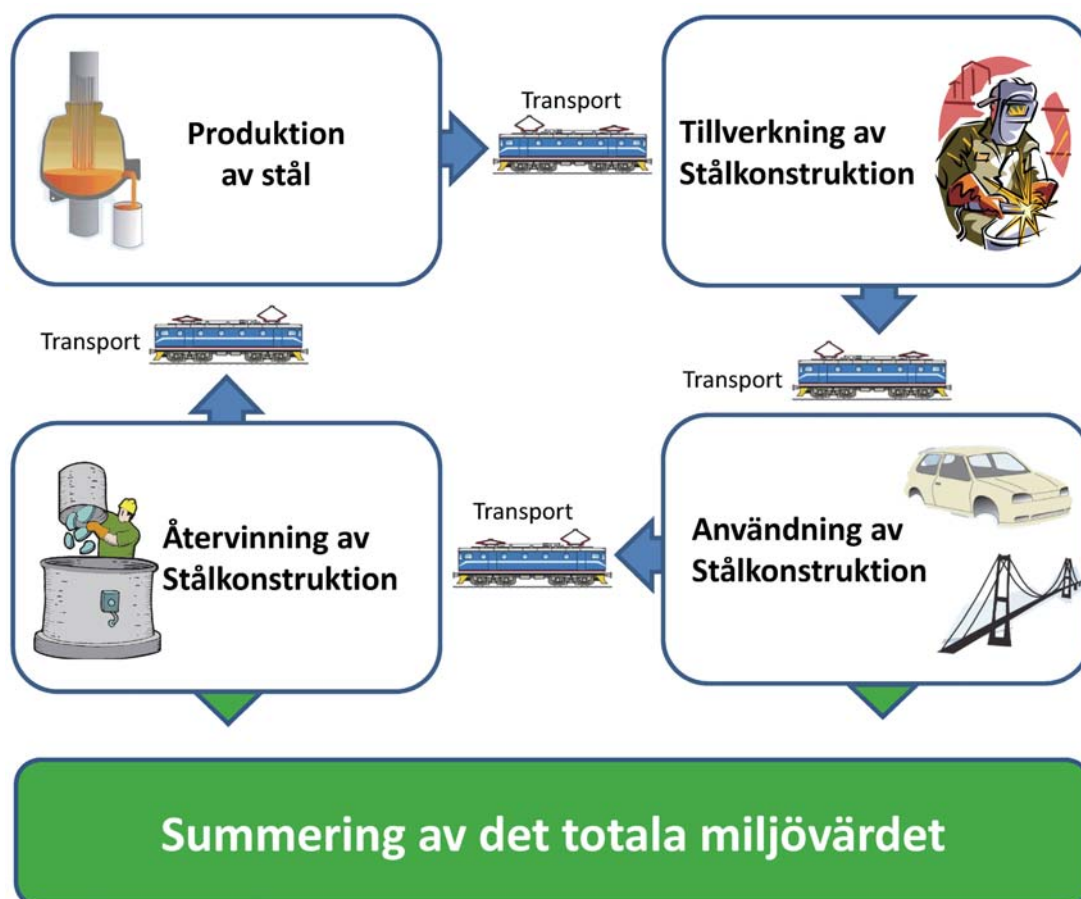
Vare sig det handlar om en enklare överslagsberäkning av miljökonsekvenserna av en mindre förändring av en produkt eller produktionsprocess eller start av en helt ny tillverkning bidrar en strukturerad arbetsmetod till att förenkla analysen av projektets konsekvenser för miljön.

En formell LCA ska generera en förteckning över de resurser, emissioner, restenergier och restprodukter som skapas under en produkts livscykel. Här är en standardiserad metodik en förutsättning för att resultaten ska kunna användas för jämförelser och slutsatser.

Den metod som ofta används för avancerade livscykelanalyser är den som standardiserats av ISO och gäller som svensk standard.

Om syftet är att endast analysera ett fåtal miljöaspekter, till exempel växthuseffekt och energi, rekommenderas att begränsa miljöanalysens datainventering till de parametrar som är relevanta. Vid miljöanalyser av industriella processer kommer man ofta långt genom att välja ut enstaka nyckelfaktorer, som exempelvis koldioxid, energi- och materialflöden, som ger tydliga signaler om hur en förändring kan komma att påverka nämnda faktorer.

Omfattningen av en livscykelanalys på det sätt vi beskriver den i denna bok framgår översiktligt av figur 2.3 och arbetsgången visas mer i detalj i kapitel 3 och 4.



Figur 2.3. Översiktlig beskrivning av en livscykelanalys vid tillverkning av stål samt tillverkning, användning och återvinning av stålkonstruktioner och relaterade transporter.

Miljövärderingen av stålprodukter utgörs av en LCA som vanligen kan begränsas till att jämföra den befintliga processen med den nya.

I LCA-arbetet är framför allt datainsamlingen en omfattande del. Den genomförs vanligen som en iterativ process och man börjar räkna med lättillgängliga, men kanske grova data, för att få en bild av vilka data som är viktigast för resultatet. Efter att ha samlat in mer exakta data, speciellt för de faktorer som har stor betydelse för slutresultatet, upprepas beräkningen tills en önskad noggrannhetsnivå har uppnåtts.

2.2 Livscykelanalysens mål och omfattning

2.2.1 Syfte, mål och systemgränser

Fastställandet av mål och omfattning är en mycket viktig del av LCA-analysen. Det är här man beskriver varför analysen görs, vilka den vänder sig till och hur resultaten ska användas. Man bestämmer hur livscykeln ser ut och vad som ska vara med och vad som kan utelämnas i analysen. Man anger alla avgränsningar och förenklingar samt vilken datakvalitet som eftersträvas. I detta steg sker hela planeringen av analysen, vilket innebär att man ofta måste gå tillbaka och ändra förutsättningarna under arbetets gång. Det gör LCA-studier till en iterativ process.

En viktig punkt är valet av livscykelanalysens funktionella enhet. Denna är ett mått på den nytta som den studerade produkten levererar.

Det är miljöbelastningen per funktionell enhet som miljövärderas i en LCA, inte per kilo material eller liknande.

Ett tydligt exempel utgör nya avancerade stålsorter vilka vanligen har en något högre miljöbelastning per kilo än konventionellt stål. I olika tillämpningar behövs dock en mindre mängd höghållfast stål för samma funktion. I ett typiskt rostfritt exempel behövs mindre korrosionsmån med ett mer höglegerat stål och därmed mindre mängd material. Jämfört med kolstål undviks ytbehandling och underhåll av densamma. Räknat per funktionell enhet blir miljöbelastningen då lägre. Det är en huvudregel i LCA-studier att alltid relatera miljöbelastningen till den nytta produkten levererar och detta benämns funktionell enhet i LCA-terminologin.

En annan fråga med stor påverkan på LCA-resultatet är hur materialåtervinning ska värderas. Hur mycket av stålskrotets miljöbelastning från den tidigare livscykeln ska tas med i beräkningen? Hur mycket av kommande besparingar ska krediteras därför att stålprodukten kommer att återvinnas i en framtid? Här finns många ansatser och en standard saknas.

I olika EPD-system och exempelvis CEN-standarden för EPD av byggmaterial (EN 15804) är användning av skrotåvfall ”gratis” ur miljösynpunkt, men å andra sidan får man inte gottskriva sig att materialet i den uttjänta produkten kan återvinnas. I EU:s PEF-guide belastar miljöbelastningen från tidigare livscyklar motsvarande materialförluster i den egna livscykeln. Det första fallet gynnar användning av återvunnet material, det andra gynnar produktion av produkter som kan återvinnas.

2.2.2 Val av miljöpåverkanskategorier

För att kunna omformulera inventerade flöden av material, energi, utsläpp etc. till miljöpåverkan behöver miljöpåverkanskategorier väljas. Det finns ett stort antal sådana och vilka man väljer beror på syftet med LCA-studien.

Om man till exempel vill veta hur mycket en produkt bidrar till klimatpåverkan är det i princip bara utsläpp av växthusgaser som behöver inventeras eftersom den enda miljöpåverkanskategori som är relevant är växthuseffekten. Detta innebär dock att man inte vet något om annan miljöpåverkan och inte kan dra några slutsatser om produktens totala miljöegenskaper. Det är därför vanligt att man har med flera miljöpåverkans-kategorier även om det bara är exempelvis klimatpåverkan, energianvändning eller vattenanvändning som redovisas. För standardiserade analyser som miljövarudeklarationer finns ett antal påverkanskategorier specificerade och dessa måste då vara med i utvärderingen.

I den del av EU:s ILCD-handbok som publicerades i november 2011 specificeras 14 indikatorer, varav exempelvis tre avser olika former av toxicitet. Det är en bruttolista och det är inte tänkt att alla punkter alltid ska vara med. Urvalet ska fastställas och motiveras i LCA-studiens ”Mål och omfattning”. Standarden för EPD av byggmaterial anger sju miljökategorierna samt hela 21 resurskategorier.

Den vanligaste listan över obligatoriska påverkanskategorier innehåller de fem klassiska kategorierna:

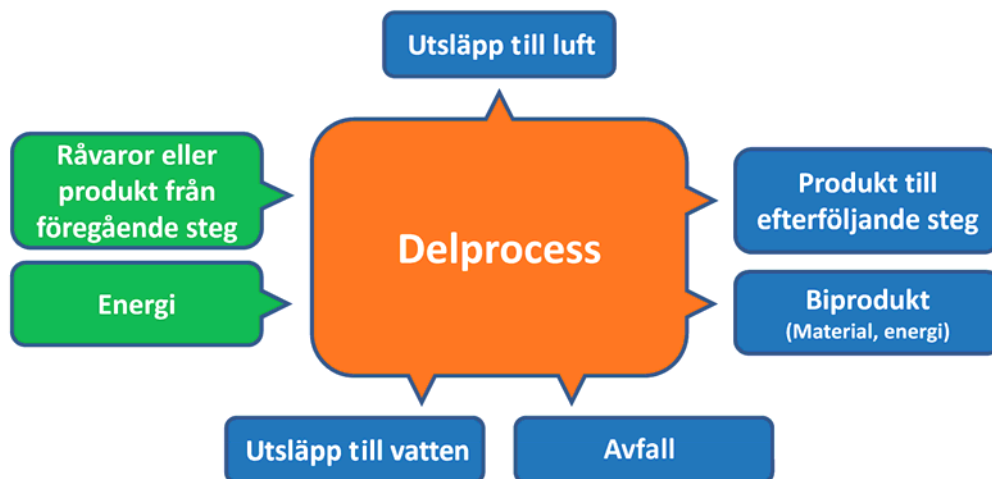
- Klimatpåverkan
- Försurning
- övergödning (eutrofiering)
- marknära ozon
- ozonnedbrytning.

Det sistnämnda är ett avtagande miljöproblem som därför sällan beaktas. Mängden restprodukter av olika typer redovisas alltid. Därtill har man ibland med något samlingsmått på toxiska utsläpp samt ett flertal indikatorer på resursanvändning som vattenanvändning, markanvändning samt icke förnybara energiråvaror och materialråvaror.

2.3 Datainsamling (LCI, *Life Cycle Inventory*)

2.3.1 Data för analysens delprocesser

Data samlas in för de delprocesser som har definierats i mål och omfattning, figur 2.4.



Figur 2.4. Exempel på data som samlas in för respektive delprocess.

Delprocesserna kan motsvara enskilda processteg eller sammanfatta hela tillverkningsprocesser, beroende på hur detaljerad beskrivning man behöver eller för vilken sammanräknad form (aggregationsnivå) som data lättast kan samlas in. Vid tillverkning av stål kan uppdelningen vara ståltillverkning, varmvalsning inklusive eventuell härdning och anlöpning, kallvalsning inklusive glödning, betning och beläggning. Processerna ska då inbegripa alla försörjnings- och tilläggsprocesser samt restprodukt- och restenergiflöden som ingår för att få fram aktuell slutprodukt. Vill man ha en mer detaljerad upplösning kan ståltillverkning av kolstål delas upp i koksverk, masugn, konverter och stränggjutning och för rostfritt i tillverkningsstegen elektrostålugn, konverter och stränggjutning.

Kärnprocesserna modellerar man så detaljerat som möjligt, medan övriga processer beskrivs mer övergripande.

En viktig aspekt för alla processer är att beräkna utbytet av råvaror och energieffektivitet då detta direkt påverkar slutresultatet. Med ökad förädlingsgrad blir utbytet allt viktigare att beakta.

2.3.2 Råvaror och energi

För råvaror och energibärare finns så kallade generella data tillgängliga i olika LCA-databaser. De LCA-programvaror som man använder för miljöberäkningar levereras vanligen med den typen av databaser. Andra datakällor är EU:s publika ELCD-databas eller Ecoinvent-databasen som tas fram av flera parter inom ett kompetenscentrum i Schweiz. De olika branschorganisationerna, *International Molybdenum Association (IMO)*, *Nickel Institute* med flera, publicerar ofta LCA-data baserade på studier gjorda bland medlemsföretagen. Man kan även söka data i olika typer av litteratur, tekniska rapporter,

artiklar och miljörapporter, men det krävs då särskilda kunskaper för att tolka och omarbета uppgifterna så att de blir användbara. Data är ofta publicerade i sammanslagen (aggregerad) form, där tillverkningsprocessen beskrivs som en "svart låda". Dessa data inkluderar ofta hela kedjan från naturresurser till färdig produkt (så kallade vagg till grind-data). Dessa stämmer inte alltid för det valda scenariot och måste då anpassas.

Appendix 2 innehåller en sammanställning av olika data- och informationskällor.

Råvaror

Exempel på råvaror är järnmalm, kol (C), koks, ferrokrom (FeCr), ferronickel (FeNi), ferrokisel (FeSi), och ferromangan (FeMn).

Exempel på insatsvaror är svetstråd, kemikalier som natriumhydroxid, kalk, och kalciumoxid.

Data för produktion av råvaror hämtas som regel från databaser som generella data.

Det händer att man inte hittar det man söker i tillgängliga databaser. Då uppstår så kallade dataluckor. I avsnitt 2.3.4 finns exempel på hur man kan hantera dessa.

Bränslen

Exempel på bränslen är kol, koks, naturgas, gasol och olja.

För bränslen behöver man data för framställning och transport av bränslet samt vilka emissioner som uppstår när bränslet förbränns i den specifika processen. Saknas emissionsdata för den aktuella användningen så finns det generella uppgifter i allmänna databaser.

Elektricitet

Data för olika kraftslag

Miljödata för produktion av vattenkraft, kärnkraft, kolkraft etc. hämtas som regel från databaser som allmänt gällande data.

Olika regioner genererar elkraft från olika typer av primära energikällor. Sveriges elbehov tillgodoses huvudsakligen med kärnkraft och vattenkraft, till ungefär lika delar. Norge har övervägande vattenkraft, Frankrike en stor andel kärnkraft och Europa som genomsnitt väsentliga andelar av både kol- och kärnkraft. Mixen av kraftslag, det vill säga hur mycket som är vattenkraft, kärnkraft, kolkraft etc., kan ha stor inverkan på LCA-analysens resultat.

Genomsnittsdata för ett land eller en region

Om man vill analysera en ny processteknik, måste man bedöma hur den nya processen kommer att påverka elanvändningen. Om elanvändningen kan anses vara en del av landets (regionens) normala elanvändning och att den nya processen därmed inte kommer att signifikant öka elanvändningen, kan vi anta att elen är genomsnitts-el. Eftersom el både importeras och exporteras till och från ett land, kan konsumtionsmixen i nätet skilja sig från produktionsmixen. I den här boken är det konsumtionsmixen som avses när vi pratar om genomsnitts-el. Statistik för sammansättningen hos producerad och konsumerad elkraft i olika länder kan hämtas från "The International Energy Agency", se Appendix 2.

Om man enbart vill analysera en enskild anläggning är kanske inte ens genomsnittsdata det bästa valet. Då väljer man data som representerar den el som man köpt in via avtal med en kraftleverantör.

Om man vill ha ett bredare perspektiv än en enskild anläggning så kan exempelvis ett europeiskt genomsnitt vara att föredra.

Data för marginal-el

Om den nya processen har en väsentligt högre elanvändning än referensscenariot, till exempel så omfattande att den påverkar infrastrukturen för elproduktionen i ett land, kan det vara motiverat att i stället anta att man åtminstone på kort sikt måste ta marginal-el i anspråk.

Marginal-el beräknas i dag i Sverige på elproduktionen i ett naturgaskombikraftverk. Det kan alltså vara stor skillnad i miljöpåverkan från genomsnitts-el och marginal-el.

Data använda i Stålkretsloppet

Miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* räknar med data som representerar ett svenskt genomsnitt (baserat på konsumtionsmixen) för svenskproducerad elkraft. För elkraft som konsumeras utanför Sverige har ett europeiskt genomsnitt använts. I uppströms data, som exempelvis vid framställning av legeringsråvaror, är elproduktionen redan inkluderad. Då ingår genomsnittliga data för det land där materialet framställts.

2.3.3 Data för transporter

Miljödata för olika transportmedel finns tillgängliga som allmänna data i modulform, liksom data för framställning av drivmedel. Exempel på databaser är Nätverket för Transport och Miljö (NTM) och LCA-programvarornas databaser (till exempel Gabi), se Appendix 2. Dessa innehåller i regel data för olika transportslag som personbilar, lastbilar, bussar, båtar, persontåg och godståg av olika storlekar, lastkapaciteter och typer med avseende på drivmedel och motorer. Miljödata anges ofta per ton last och kilometer (tonkm).

För godstransporter är det viktigt att ta reda på om transporten är vikt- eller volymkritisk. Viktkritisk transport är då transporterat gods har hög densitet och kan lastas effektivt. Då når fordonet sin maximala vikt innan volymen är fullt utnyttjad. Många råvaru-transporter och transporter av stål är exempel på viktkritiska transporter. Det innebär att man kan räkna med en hög lastgrad, se vidare avsnitt 3.4.3.

Då godset är voluminöst eller inte kan lastas effektivt har man en volymkritisk godstransport. Fordonet blir då fullastat utan att nå den maximala tillåtna lastvikten. Transport av en stålkonstruktion är vanligen volymkritisk medan transport av stålprodukter oftast är viktskritisk. Vid volymkritiska transporter behöver man beräkna lastgraden (LF) genom att relatera mängden transporterat gods till fordonets maximala lastkapacitet enligt nedan.



$$LF = \frac{\text{Mängd transporterat gods [ton]}}{\text{Maximal lastkapacitet [ton]}} * 100$$



[2:1]

Detta innebär att de transportdata man använder för att beräkna lastbilstransportens miljöbelastning måste motsvara den beräknade lastgraden.

Om man saknar uppgifter för beräkningen av lastgraden, men bedömer att transporten är volymkritisk kan man anta en lastgrad på 50 - 70 procent, en siffra som normalt är på den säkra sidan.

Avstånd för land- och sjötransporter mellan två orter kan beräknas med hjälp av olika webbsidor, se Appendix 2.

2.3.4 Hantering av dataluckor

I stålproduktion används en stor mängd olika typer av råvaror, kemikalier, vattenånga, gaser m.m. och det är inte alltid man hittar LCA-data för tillverkningen av alla. Används de i små mängder och om man vet att dess tillverkning har låg energianvändning eller genererar låga specifika utsläpp, så kan dataluckan anses vara försumbar.

Om man bedömer att så inte är fallet kan man försöka att uppskatta dess miljöpåverkan med data för tillverkningen av liknande material. Om en uppskattning skulle ge ett alltför stort genomslag är det lämpligt att göra känslighetskalkyler som förfinar slutresultatet.

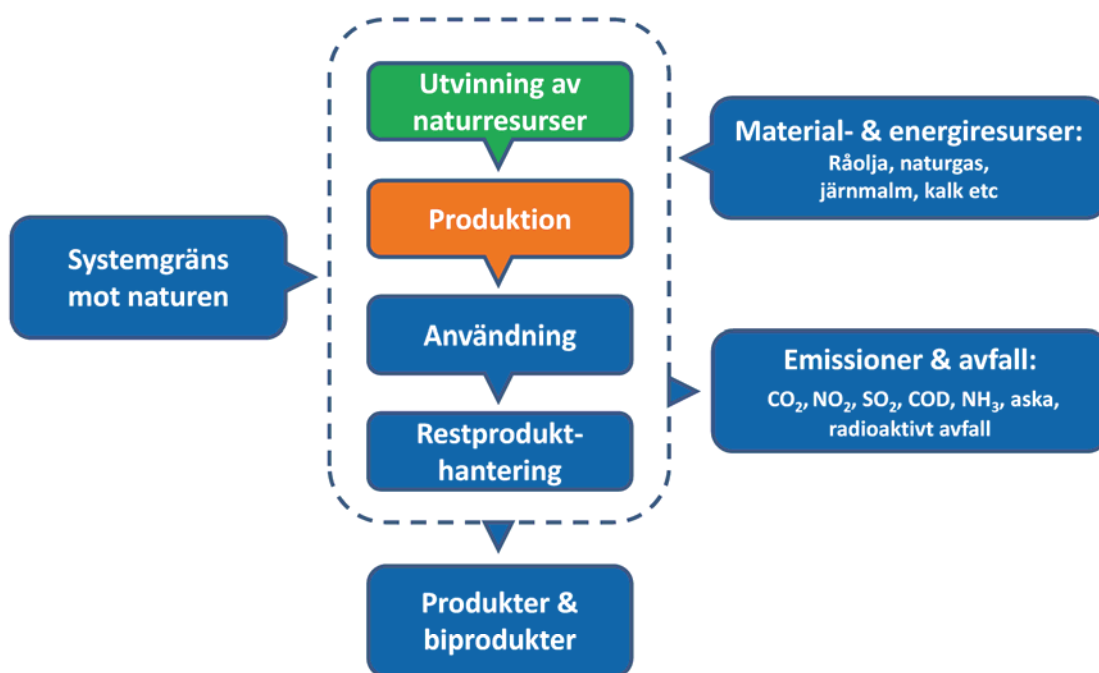
Man kan också hämta data från processbeskrivningar i handböcker för processteknik eller göra överslagsberäkningar baserat på det stökiometriska förhållandet mellan råvaror och produkt samt data om energiomsättningen i kemiska reaktioner. Detta förutsätter att man har LCA-data för ingående råvaror.

De dataluckor som inte kan anses försumbara ska redovisas mängdmässigt så att man kvalitativt kan ha med detta när man tolkar resultatet. Saknas LCA-data är det viktigt att materialflödena redovisas i resultatsammanställningen.

2.4 Modellering av LCA-systemet

2.4.1 Allmänt

Gemensamt för LCA-program är att de kombinerar ett grafiskt gränssnitt för flödesscheman med en modul som balanserar mass- och energiflödena i systemet, figur 2.5. Data för ingående delprocesser, relevanta transporter samt för tillverkning av råvaror och energi sammanställs och hanteras enklast i en LCA programvara.



Figur 2.5. Exempel på gränssnitt för mass- och energiflöden.

Sådana programvaror innehåller vanligen data för att beräkna potentiell miljöpåverkan från de beräknade emissionerna från systemet, till exempel växthuseffekt och försurning.

2.4.2 Programvara för livscykelanalys

Har man tillgång till en LCA-programvara underlättar detta modell- och beräkningsarbetet. Några program är förhållandevis prisvärda och lätta att använda även för den som inte har kunskaper i LCA-analyser. Andra är mer avancerade och fordrar både vana och djupare LCA-kunskaper.

För enklare system kan man emellertid också använda Microsoft Excel. Processmodulerna får då representeras av kalkylblad, som länkas till varandra. För mer avancerad matematisk modellering kan kalkylprogram som MatLab användas. Nackdelen med Excel och MatLab är dock att man inte har direkt tillgång till LCA-databaser.

LCA-programvarorna GaBi (PE International, Tyskland), och SimaPro (Pré, Holland) är stora på marknaden.

Flera företag inom stålindustrin använder programvaran GaBi, som bland annat har tillgång till omfattande databaser och fler matematiska funktioner än de flesta andra LCA-programvaror. GaBi gör det möjligt att modellera även komplicerade processer med icke linjära samband. SimaPro är vanlig för framtagning av miljövarudeklarationer (EPD) Stålkretsloppets projekt har analyserats med hjälp av GaBi.

2.5 Tolkning

Tolkning är den fjärde delen av en formaliserad livscykelanalys, den utförs dock parallellt med övriga delar. Som framgått tidigare gör man förenklingar och antaganden. Man tvingas använda data som inte alltid är exakt rätt. Det förekommer således ett antal avvikelser från en helt igenom perfekt LCA. I tolkningen gör man en känslighetsanalys för att bedöma hur dessa antaganden och avvikelser påverkar resultatet av LCA-studien. Man bedömer då också om man har nog underlag för att dra slutsatser eller om man måste gå tillbaka och komplettera studien. Det händer också att man måste revidera det mål man satt upp för analysen.

2.5.1 Tolkning av ett första inventeringsresultat

När LCA-systemets flödesschema har satts ihop beräknas ett första inventeringsresultat som sedan tolkas med avseende på en eller ett par nyckelfaktorer, till exempel koldioxid-emissioner. Man identifierar vad som är stort och smått samt försöker bedöma hur olika antaganden eller dataluckor påverkar resultatet. Detta kan göras med hjälp av känslighetsanalyser.

2.5.2 Känslighetsanalys

I en LCA-analys görs en rad olika antaganden, som val av data för elkraftproduktion, val av systemgränser (det vill säga vad man inkluderar och exkluderar), val av allokeringsmetoder (till exempel hur man fördelar miljöbelastningen för olika processer mellan primära produkter och biprodukter). Det kan också handla om approximationer man har gjort i samband med en datalucka eller antagande om en återvinningsgrad.

Känslighetsanalysen är ett bra verktyg för att få en uppfattning om vad sådana antaganden har för betydelse för resultatet. När det gäller en datalucka kan man testa att lägga in en approximation baserat på ett liknande material för att bedöma om dataluckan är allvarlig eller inte. Man kan till exempel använda en annan allokeringsmetod för att se hur detta inverkar.

2.5.3 Osäkerhetsbedömning

Miljöberäkningar för stora system med komplexa processer och långa leverantörskedjor är vanligtvis behäftade med stora osäkerheter. En regelrätt felkalkyl är ofta inte möjlig, men man kan pröva slutsatserna genom känslighetsanalyser för viktiga parametrar samt genom att räkna på olika scenarier. Den siffermässiga skillnaden i en differensanalys måste vara i paritet med osäkerheten för att anses signifikant.

Råvaruanvändning är i regel väl dokumenterad. Koldioxidemissionerna mäts i regel inte utan beräknas från användningen av kolbärare som till exempel fossil energi, vilket ger en relativt god precision.

För tillverkning av stål ligger de största osäkerheterna i de data som används för framställning av legeringsråvaror. Sådana basdata är ofta hopslagna (aggregerade) och inbegriper hela kedjan från vaggan till grinden. Det kan göra det svårt att bedöma om data är representativa med avseende på teknik, använda produktionsdata för elkraft etc.

För analys av en stålkonstruktions hela livscykel finns den största osäkerheten i stålskrotets miljövärde som krediteras i samband med konstruktionens återvinning, se vidare kapitel 3.5.

I det fall ny och äldre processteknik jämförs, finns de största osäkerheterna sannolikt i beskrivningen av den nya processen, särskilt om data är baserade på laboratorieförsök och fullskaleförsök inte finns tillgängliga.

2.6 Resultat och slutsatser

När man har sammanställt resultatet av inventeringen, har beräknat bidragen till valda miljöpåverkanskategorier och fått kunskap från tolkningen kan man dra slutsatser enligt det mål man satt upp för studien. I samband med att resultat och slutsatser redovisas förs en diskussion om hur säkra dessa är baserat på tolkningen och på kunskaper om det flödessystem man studerat.

Det siffermässiga resultatet ska vara rimligt med hänsyn till de tekniska förutsättningarna. Skillnaden i till exempel koldioxidutsläpp ska stämma med skillnaden i användning av fossil energi (kol, råolja, naturgas). Om så inte är fallet skall det finnas ett skäl, som att fossila energibärare inte förbränns utan används som material i livscykeln (kol i stål, råolja i plast och kemikalier).

Slutsatsen blir oftast relevant om alla miljöpåverkanskategorier pekar åt samma håll, till exempel om både växthuseffekt, försurning och förbrukning av energiresurser kvantitativt visar att fall A är bättre än B.

Många gånger tvingas man dock att väga en miljöeffekt mot en annan. Nedan ges ett exempel på detta:

Fall A innebär ökad kärnkraftanvändning jämfört med fall B, medan fall A ger en minskad klimatpåverkan. Det finns ingen vetenskaplig metod att värdera påverkan från kärnkraftavfall och ökat uttag av den ändliga resursen uran i termer av klimatpåverkan.

Man kan då inte dra någon objektiv slutsats i just den frågan baserat på livscykelanalysen. Sådana komplikationer ska redovisas i slutsatserna.

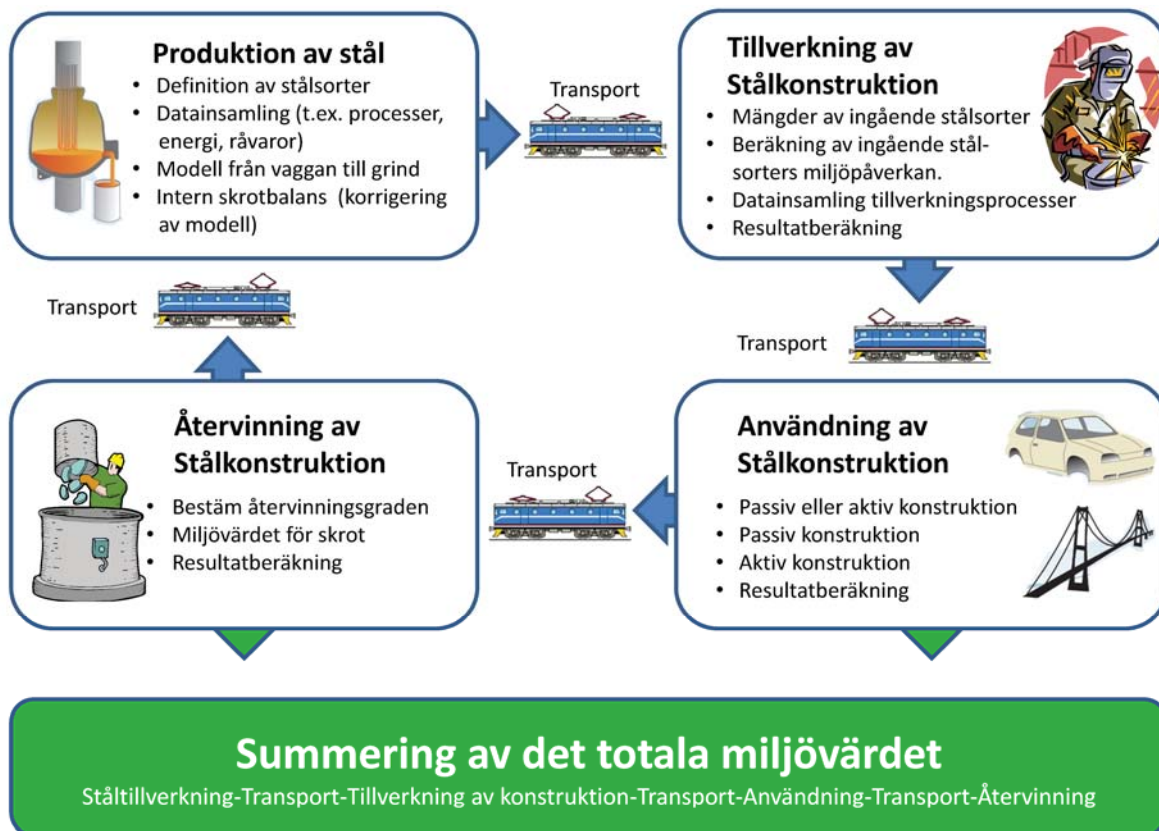
3 Miljövärdering av stål och konstruktioner

3.1 Inledning

Detta avsnitt beskriver miljövärdering av en stålkonstruktion samt förklarar principer och arbetsgång för att bestämma olika stålsorters miljövärde i stålapplikationer.

Utmaningen för dagens produktutvecklare är att utveckla nya stålsorter och konstruera med dessa så att kemisk sammansättning, ståltillverkning, användning av stålet i konstruktioner, återvinning och hantering av restprodukter optimeras ur ett kretslopps-perspektiv.

För att utvärdera en stålkonstruktions miljöprestanda under hela dess livscykel är det lämpligt att dela in analysen i ett antal delsteg. De olika momenten illustreras i figur 3.1 och beskrivs närmare i detta kapitel.



Figur 3.1. Viktiga moment vid livscykelanalys av en stålkonstruktion.

3.1.1 Utveckling av stål

Utvecklingsfasen av stål ingår normalt inte i miljövärderingen av en konstruktion. Ur miljösynpunkt kan det dock vara av avgörande betydelse att ta med miljöaspekten redan i utvecklingskedet. För att lyckas utveckla stål för hållbara produkter måste nämligen råvarornas och legeringarnas miljöbelastning miljövärderas redan i utvecklingskedet, i kombination med de fördelar som till exempel avancerade höghållfasta stål, rostfria stål och slitstål ger i den slutliga produkten.

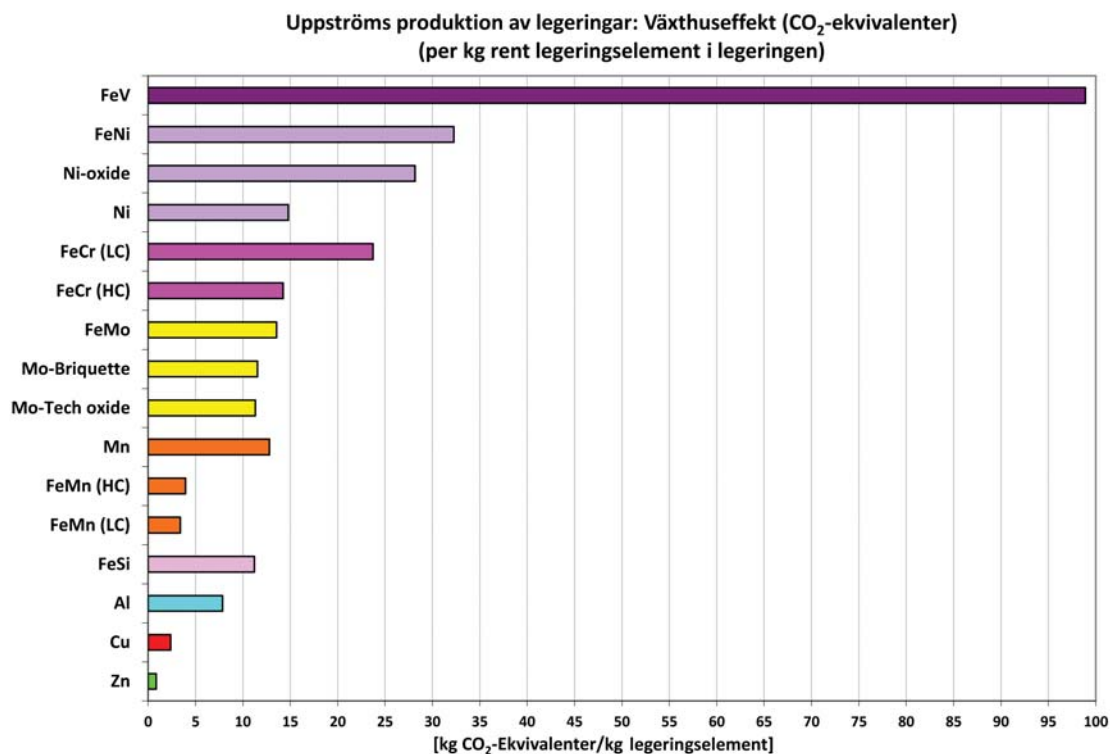
Genom användning av avancerade stålsorter kan det visa sig att legeringar som i tillverkningsfasen har en högre miljöbelastning ger betydande miljöförbättringar ur ett livscykelperspektiv. Vid utveckling av nya stålsorter (höghållfasta stål, rostfria stål etc.) är det därför särskilt viktigt att ”komponera” stålet så att kombinationen av råmaterial, tillverkningsmetod och användningsområde ger lägsta möjliga miljöbelastning ur ett livscykelperspektiv, i förhållande till eftersökta egenskaper och funktion i produkter. Exempelvis kan forcerad kylning vid varmvalsning vara ett alternativ vid tillverkningen av stål istället för tillsats av legeringsmetall.

Vid legering av stålet bör man generellt välja det legeringskoncept som ger lägst miljöbelastning. Man bör dock acceptera högre legeringshalt om det kompenseras av att en stålkonstruktion kan göras lättare och tillverkas med mindre materialåtgång och/eller korrosions/slitbeständigare stål och därmed ge lägre miljöbelastning ur ett livscykelperspektiv. Ett exempel är att välja ett duplex rostfritt stål istället för höglegerat austenitiskt rostfritt stål eftersom det duplexa stålet kombinerar högre hållfasthet med en legeringssammansättning som ger lägre miljöbelastning.

3.1.2 Legeringssammansättning

Legeringar har stor inverkan på stålets miljövärde. Diagrammet i figur 3.2 ger vägledning vid val av legeringselement för att få minsta miljöpåverkan. Med hjälp av sådana data kan stålets legeringskoncept miljövärderas och anpassning ske till eftersökta egenskaper och användningsområden. Diagrammet visar utsläpp av växthusgaser för olika legeringsmetaller. Växthusgas är ett mått på den potentiella inverkan gasen har på den globala uppvärmningen (GWP), den så kallade växthuseffekten.

Växthusgaserna uttrycks som CO₂-ekvivalenter (CO_{2e}). Detta värde består huvudsakligen av koldioxid, men utsläpp som metan och lustgas bidrar också.



Figur 3.2. Exempel på totalt utsläpp av växthusgaser, vid framställning av olika legeringsmetaller, (kg CO_{2e} per kg legeringsmetall).

3.1.3 Tillverkningsmetod

Man bör välja den tillverkningsmetod som ger lägsta miljövärde. Processerna utvecklas eller modifieras för att nå bästa möjliga materialutbyte. Även här påverkar valet av legeringsmetaller.

Att förbättra utbytet vid tillverkning av stål påverkar stålets miljöprestanda mycket positivt, eftersom högt utbyte innebär att mindre mängd stål behöver tillverkas i föregående processteg. Stålskrotet återanvänds visserligen som råvara för tillverkning av nytt stål, men den miljömässiga kreditering som detta ger är vanligen mindre än den miljövinna som ett ökat utbyte i stålproduktionen medför.

3.2 Produktion av stål

3.2.1 Definition av stålsorter

Miljövärderingen inleds med att välja de stålsorter och tjockleksintervall som ska ingå i konstruktionen. Det senare för att olika tjocklekar kan kräva olika legeringshalter för att en viss hållfasthet skall nås.

Framställningsprocessen för de aktuella stålsorterna definieras. Exempel kan vara: stålverk, stränggjutning, varmvalsning inklusive eventuell härdning och anlöpning, betning, kallvalsning, glödning, beläggning etc. Delprocesserna identifieras till de delar som man har tillgång till relevanta data. Man behöver inte nödvändigtvis samla in data för alla delprocesser

utan kan slå ihop delprocesser på lämpliga nivåer och samla in data för denna nivå. Detta benämns aggregationsnivå i LCA-metodiken.

3.2.2 Datainsamling för LCA-systemets processteg

Anläggnings specifika delprocesser

Inledningsvis samlas data in för de specifika delprocesserna, vanligen de väsentligaste tillverkningsstegen i tillverkningsprocessen. Uppgifterna relateras till producerad mängd produkt i respektive delprocess, till exempel ett ton stränggjutna ämnen. För att data ska vara representativa bör de omfatta en längre tidsperiod, till exempel ett eller två år.

Den valda tidsperioden bör inte innefatta onormala händelser.

Följande data samlas in för varje delprocess:

- **Förbrukning av råvaror** som järnmalm, kol, koks, legeringsmetaller och kemikalier. Det är viktigt att identifiera den procentuella andelen av respektive legeringssammansättning och beräkna miljövärdet även om sådana data kan vara svåra att få från legeringstillverkarna. Detsamma gäller för kemikalier.
- **Förbrukning av stålskrot** uppdelat på internt respektive externt skrot och på rostfritt respektive kolstål. Ta reda på den procentuella analysen för respektive skrotinflöde med avseende på de viktigaste legeringsmetallerna, till exempel nickel (Ni), krom (Cr), molybden (Mo), mangan (Mn), titan (Ti), koppar (Cu) etc. Beräkna ett medelvärde för aktuell tidsperiod eftersom skrotinflödet i praktiken består av många olika skrotfraktioner.
- **Förbrukning av energiråvaror** (elektricitet och bränslen), till exempel kol, FeSi, olja, naturgas, gasol och bibränslen. Observera att vattenånga eller tryckluft inte är någon energiråvara. Ta istället reda på hur mycket bränsle eller elektricitet som går åt för att framställa mediet.
- **Utsläpp till luft och vatten.** De utsläpp som kommer från stödjande processer i form av tryckluft, vattenånga, gaser etc. brukar man schablonberäkna med hjälp av generella databaser eller verksdata. Till exempel data för förbränning av bränslen och eventuell återvinning skall beaktas.
- **Restprodukter och restenergi.** Om flödet ändras med anledning av valet av stålsort skall mängden identifieras och konsekvenserna analyseras.
- **Delprocesser som kommer efter stålverket**, det vill säga vidarebearbetningen av stålet till produkt. Bestäm materialutbytet för aktuell stålsort i varje delprocess och bokför utbytesförlusten uppdelad på aktuella utflöden, till exempel internt stålskrot, slagg, glödskal, etc. Utbytet beräknas genom att dividera utflödet av ”stål” med inflödet av ”stål”, till exempel ton varmvalsat stål per ton gjutna stålämnen.

Tillverkning av råvaror och energi

Här handlar det om att samla in data för till exempel järnmalm, legeringsmetaller (FeV, FeCr, FeSi, kalciumoxid), gasol, olja och elektricitet. För råvaror, som till exempel legeringsmetaller och kemikalier, finns ofta sammanslagna miljödata (vagga till grind) för tillverkning av dessa. Vanligen använder man sig av data från olika befintliga LCA-databaser.

Se Appendix 2 - Datakällor för miljövärdering.

Transporter av råvaror

När det gäller data för transporter relaterade till råvaror, kemikalier och övriga insatsvaror som används i ståltillverkningen, anges aktuellt transportslag exempelvis lastbil, båt eller tåg, totalvikt, max lastkapacitet och drivmedel. I analysen ingår att bestämma avstånd för transporter av råvaror till stålverket samt eventuella transporter av stålämnen, om valsning utförs på annan geografisk plats.

Beräkna miljöpåverkan för transport av en specifik råvara genom att summera produkten av miljövärdet, mängden råvara och transportavståndet för varje transportslag enligt ekvation 3:1.

$$M_{Trp\ Råvara, x} = \sum (M_n * Mängd_{Råvara, x} * Avstånd_{Råvara, x})_n \quad [3:1]$$

$M_{Trp\ Råvara, x}$ = Miljövärdet för transport av respektive råvara
[per ton produkt i aktuell delprocess]

M_n = Miljövärdet för transportslag "n" [per tonkm]

$Mängd_{Råvara, x}$ = Mängd råvara x [kg/ton produkt i aktuell delprocess]

$Avstånd_{Råvara, x}$ = Transportavståndet för råvara x [km]

n = Antalet transportslag

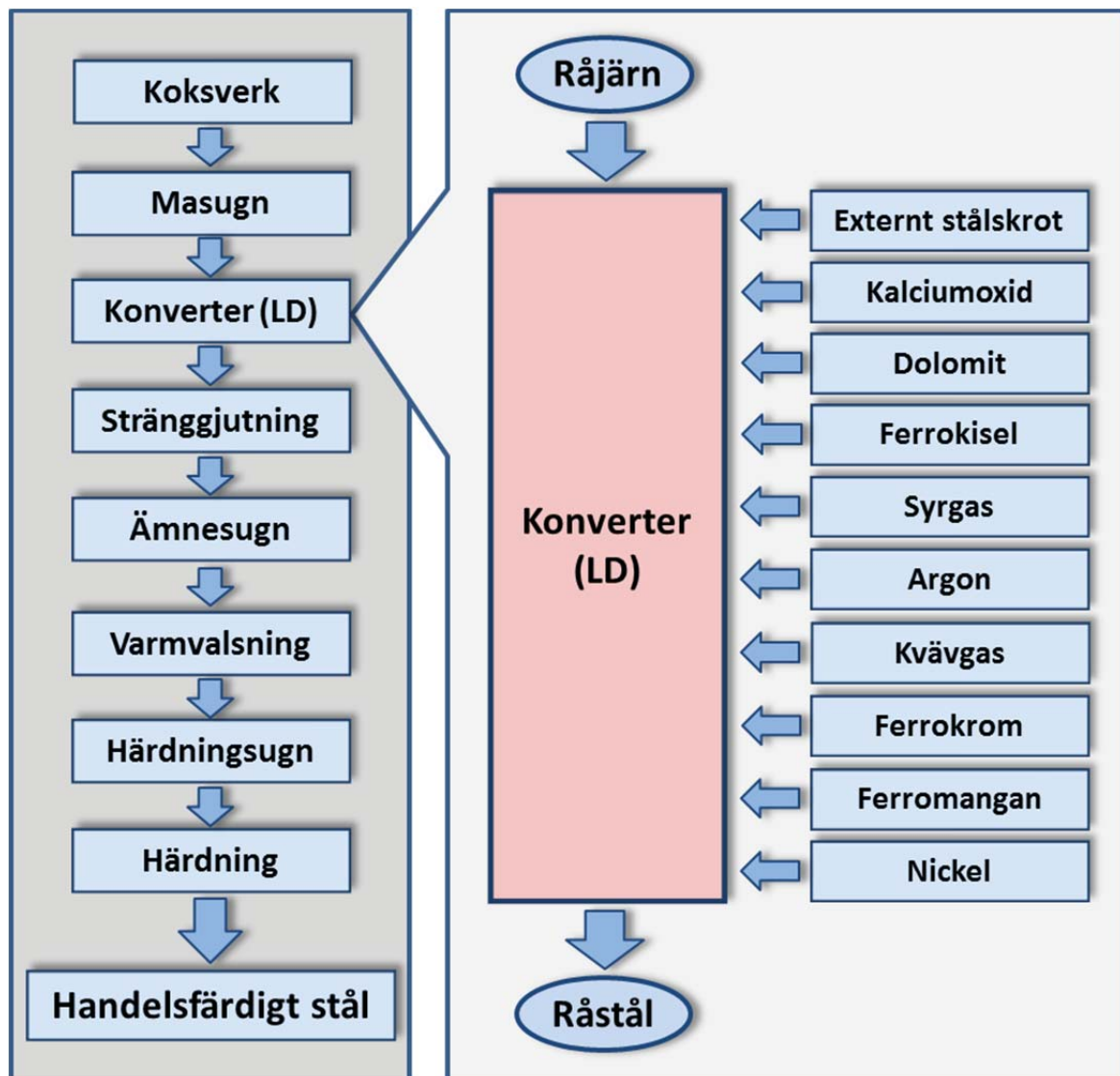
För godstransporter är det viktigt att veta om transporten är vikt- eller volymkritisk. Råvarutransporter är ofta viktskritiska och då kan man räkna med en lastgrad på 90 - 100 procent. Detta innebär att transportdata för lastbilstransporten (om M_n i formeln ovan är en lastbilstransport) bör motsvara en lastgrad på 90 - 100 procent. Om lastbilen delvis går tom minskas lastgraden med det som motsvarar tomresorna. Exempelvis innebär detta att om lastbilen alltid går tom i retur att lastgraden blir ca 50 procent.

Man använder här transportdata från exempelvis NTM eller Gabidatabasen. Se även Appendix 2 - Datakällor för miljövärdering.

3.2.3 Modellering av LCA- systemet från vagga till grind

Tillverkningstegen från vagga till grind, det vill säga från råvara till handelsfärdig stålprodukt, byggs ihop till en modell. Arbetet underlättas om man använder en färdig LCA-programvara. Den färdiga modellen består av de primära delprocesserna samt färdiga moduler för råvaror, energi och transporter. Figur 3.3 ger exempel på flödesscheman för ett huvudsystem och ett delsystem för en specifik stålsort tillverkat i ett integrerat stålverk

Som referensenhet för modellen används den funktionella enheten (beräkningsbasen) ett ton färdig stålprodukt ut från systemet.



Figur 3.3. Exempel på ett huvudsystem för tillverkning av kolstål (höger) och ett delsystem för LD-processen (vänster) båda för en specifik stålsort.

3.2.4 Beräkning av ett första inventeringsresultat

Ett första inventeringsresultat för vaggan till grind sammanställningen visar förbrukning av naturresurser, utsläpp till omgivningen och restprodukter.

Inventeringsresultat kan exempelvis se ut som i tabell 3.1. Resultatet beräknas per funktionell enhet (FE) till exempel per ett ton handelsfärdigt stål.

INFLÖDEN	Enhet/FE	Värde
Icke förnybara resurser		
Järnmalm	kg	1700
Krommalm	kg	1
Uran	kg	0.02
Råolja	kg	66
Kol	kg	1050
UTFLÖDEN		
Utsläpp till luft		
Koldioxid (CO ₂)	kg	2000
Svaveldioxid (SO ₂)	kg	2.9
Kväveoxider (NO _x),	kg	0.42
Metan	kg	6.9
Lustgas	kg	0.01
Kolväten	kg	7.2
Utsläpp till vatten		
COD	kg	3 E-04
Fosfor	kg	5 E-05
Kväve	kg	2 E-04
Krom (+III)	kg	9 E-06

Tabell 3.1. Exempel på inventeringsresultat för några utvalda parametrar (per ton handelsfärdig stålprodukt).

En lämplig ansats kan vara att göra en första analys av resultatet för exempelvis koldioxid (CO_{2e}) och fossila bränslen för att se vilka delar i processen som har störst inverkan på slutresultatet. Resultatet av analysen kan också ge en fingervisning om behovet av att komplettera datainsamlingen. Om ett gjort antagande får stort genomslag görs en ny beräkning för att ta fram bättre data. I det här läget kan man även behöva göra känslighetsanalyser för olika dataluckor. Om data för en råvara saknas kan man prova att lägga in en approximation baserad på ett liknande material för att bedöma dataluckans betydelse. Se även avsnitt 2.3.4 - Hantering av dataluckor.

3.2.5 Analys av stålskrots miljövärde

Även om stål återvinns och ingår i ett slutet kretslopp betyder det inte att användning av stålskrot är ”gratis” ur miljösynpunkt. Det finns olika sätt att beräkna skrotets miljövärde vid livscykelanalyser. Här använder vi en metod som rekommenderas av World Steel Association (stålindustrins globala branschorganisation).

Stålskrotets miljövärde beräknas då som miljövärdet för stål tillverkat av järnmalm minus motsvarande värde om stålet tillverkats av stålskrot. Denna skillnad multipliceras med utbytet i elektrostålprocessen. Detta utbyte antas av World Steel Association generellt vara 95 procent. Miljövärdet varierar med stålsort, där andelen legeringar och även processvägen är av betydelse för miljövärdets storlek.

Det är viktigt att analysera skrotbalansen för varje stålsort, med avseende på externt och internt skrot samt uppdelat på rostfritt stålskrot och kolstålsskrot.

Hur miljövärdet för användning av stålskrot i tillverkningen av ett stål appliceras beror på om det är externt eller internt cirkulerande stålskrot, och om det handlar om tillverkning av rostfritt stål eller kolstål.

För kolstål betraktas i en vagga till grind-analys tillsatt externt stålskrot vid ståltillverkningen fritt från miljöbelastning. Men detta stålskrot kommer att ges en miljöbelastning i samband med att en stålkonstruktion återvinns. Däremot görs en så kallad ”intern skrotkompensation” för kolstål redan i vagga till grind-analysen enligt nedan.

För rostfria stål betraktas alla skrotinflöden (externa som interna) vid ståltillverkningen fria från miljöbelastning i vagga till grind-analysen. Detta beror på att rostfria stål har en mycket mer komplex skrotbalans och därför tas hänsyn till skrotens miljöbelastning först i samband med att en stålkonstruktion återvinns. Som nämnts i avsnitt 2.2.1 finns idag ingen standard för hur skrotets miljöbelastning skall allokeras. I miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* och i denna bok har vi dock valt att använda den metod som *World Steel Association* (WSA eller *worldsteel*) rekommenderar.

Externt stålskrot

För varje stålsort bestäms hur mycket externt stålskrot (vanligen kallat köpskrot) som tillsätts per ton slutprodukt uppdelat på kolstålsskrot och rostfritt stålskrot.

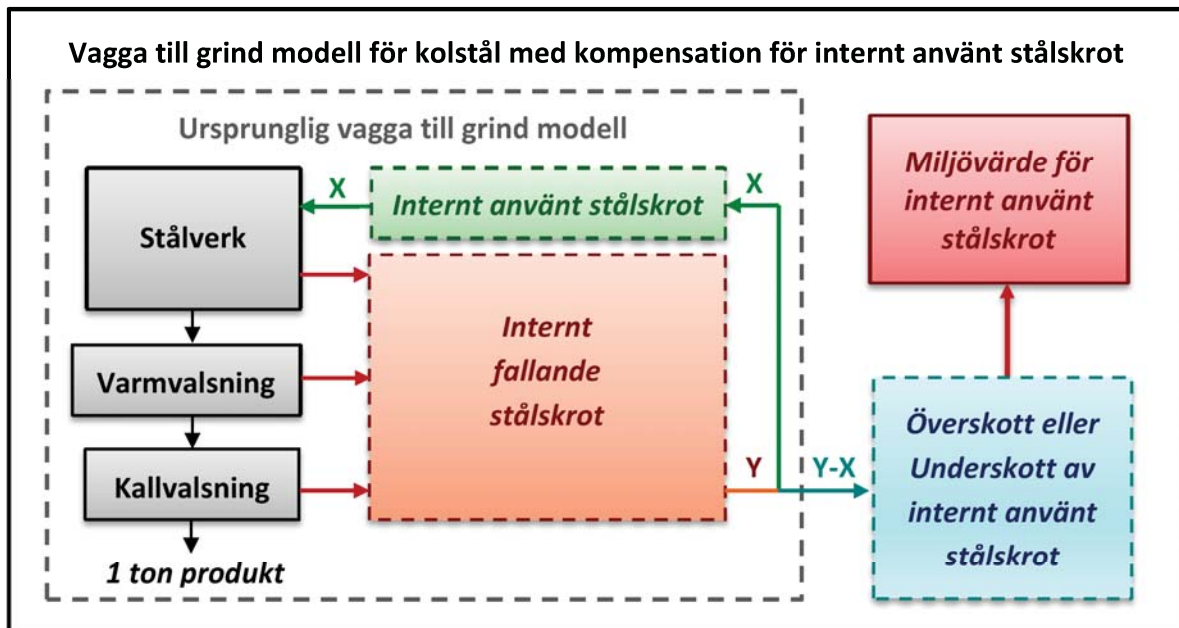
Internt stålskrot

Till internt skrot räknas det som faller under tillverkningen och återförs till processen som råvara.

Den totala mängden fallande internt skrot identifieras. Denna uppgift kommer också att användas i samband med beräkningar av miljövinsten vid återvinning.

För kolstål görs en ”intern skrotkompensation” som är en balansering för det interna stålskrotet per ton slutprodukt, det vill säga hur mycket internt skrot som tillsätts och hur

mycket som genereras vid utbytesförluster, allt räknat per kg färdig stålprodukt. Skillnaden mellan inflöde och utflöde av skrot ges ett miljövärde för internt stålskrot enligt figur 3.4.



Figur 3.4. Vagga till grind-modell för kolstål med kompensation för internt stålskrot.

Detta miljövärde blir en belastning vid underskott ($Y-X < 0$) det vill säga om inflödet av internt skrot är större än utflödet. Motsatt erhålls en miljövinst vid överskott ($Y-X > 0$), om inflödet av internt skrot är mindre än utflödet. I det senare fallet har alltså stålsorten genererat mer internt skrot än den använder i sin produktion, vilket innebär att detta skrot kan användas vid tillverkningen av andra stålsorter och därmed får stålsorten en kreditering.

Överskott eller underskott av internt skrot krediteras eller belastas i modellsystemet för tillverkningen av ämnen i stålverket. Detta miljövärde för internt skrot skiljer sig alltså åt beroende på stålsort.

Krediteringen sker redan här i vagga till grind-analysen för att jämma ut de inbördes skillnader mellan olika stålsorter som kan hänföras till olika utbytesförluster. Man får då en mer rättvis jämförelse av samma funktion, nämligen produktion av ett ton stål samt generering av samma mängd internt skrot för alla stålsorter som analyseras. Detta sker enbart för kolstål beroende på att tillverkningen av rostfritt stål är mycket mer komplex.

I det fallet hanteras skrotbalansen senare i analysen vid beräkning av stålkonstruktionens återvinning.

3.2.6 Ståltillverkningens sammantagna miljöpåverkan - vagga till grind

För värdering av miljöpåverkan vid ståltillverkning beaktas vanligtvis följande miljöpåverkanskategorier (miljöeffekter)

Växthuseffekt (CO₂-ekvivalenter (CO_{2e}))

Försurning (AP - Acidification Potential)

Övergödning (EP - Eutrophication Potential)

Fotooxidantbildning (POCP - Photo Oxidant Creation Potential)

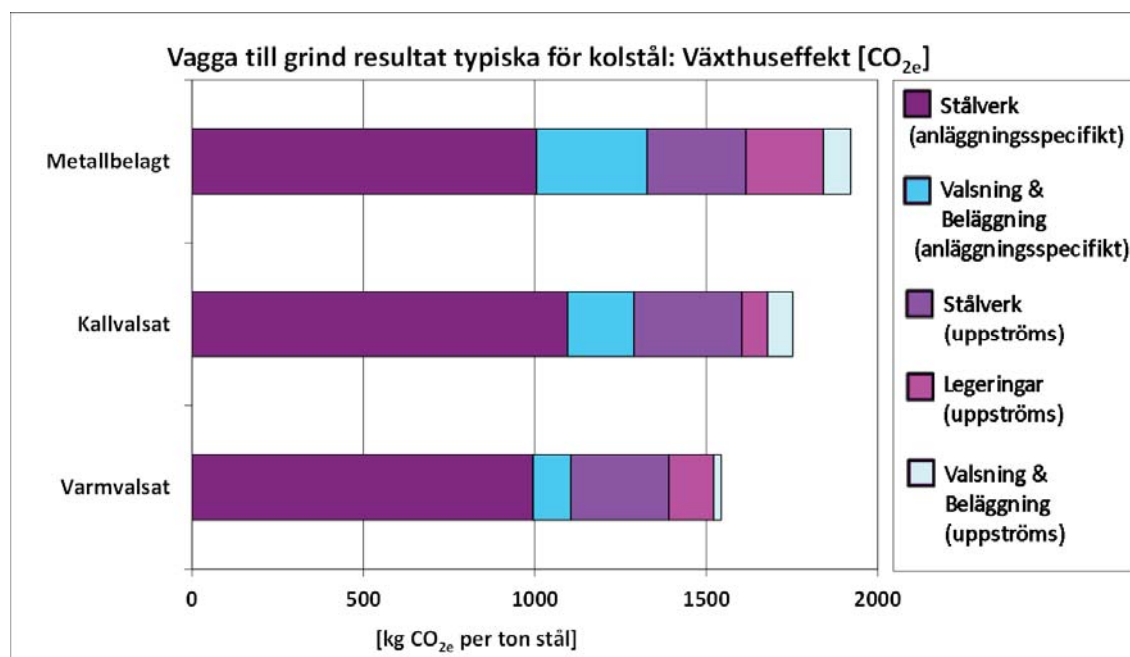
Naturresurser begränsas vanligen till energiresurser (förnybara och icke förnybara) samt materialresurser (olika malmer, kalksten etc.).

Presentation av miljöresultat - vagga till grind

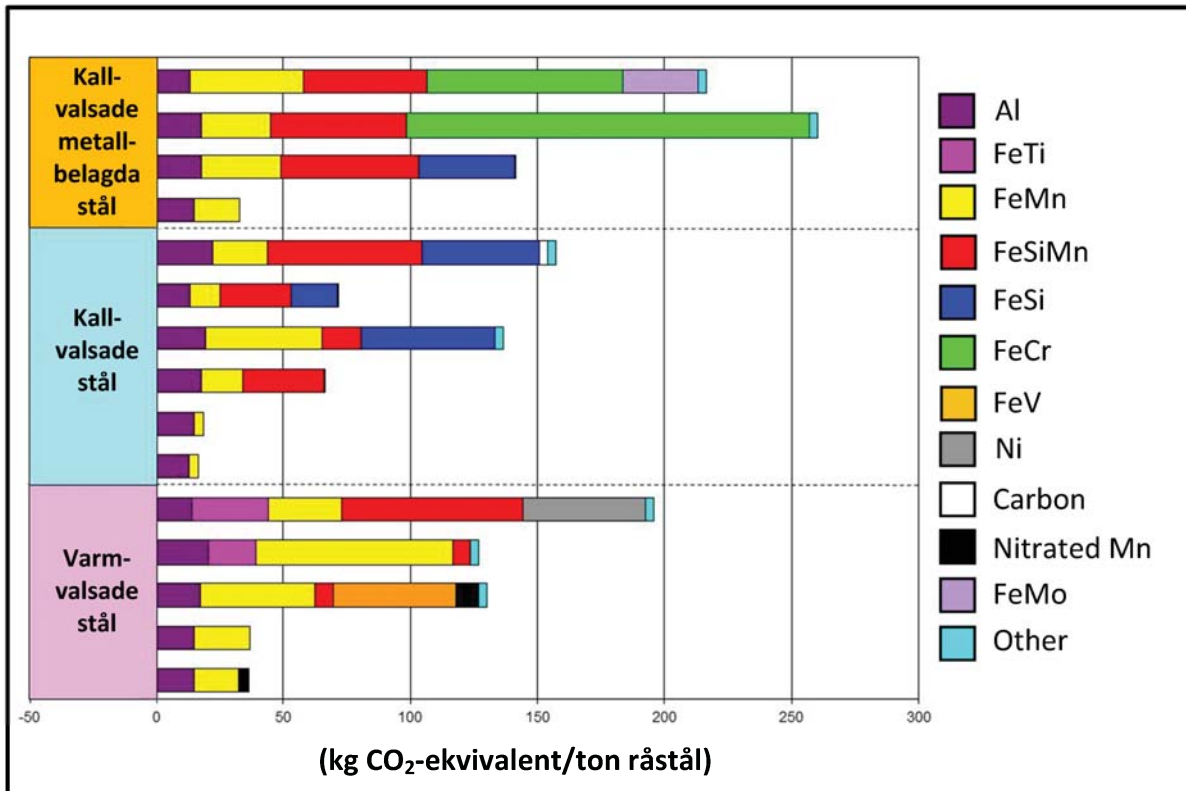
För att kunna tolka och dra slutsatser av miljöanalysen bör de presenteras uppdelat på olika faser i tillverkningen, till exempel koksverk, stålverk, bearbetning och framställning av legeringar.

För att underlätta tolkningen av resultatet är det viktigt att dela upp miljöpåverkan så att man kan identifiera hur mycket som är ”uppströms”, det vill säga framställningen av råvaror och energi samt transporter, och vad som kan hänföras till den egna anläggningens miljöpåverkan (grind - grind). För att redovisningen inte ska bli för omfattande kan detta illustreras genom flera kompletterande diagram där resultatet redovisas per funktionell enhet, i detta fall per ton stål.

Figur 3.5 och 3.6 visar exempel på växthuseffekten vid tillverkning av malmbaserat handelsfärdigt stål dels totalt vagga till grind respektive specifikt för framställning av legeringar för olika stålsorter.



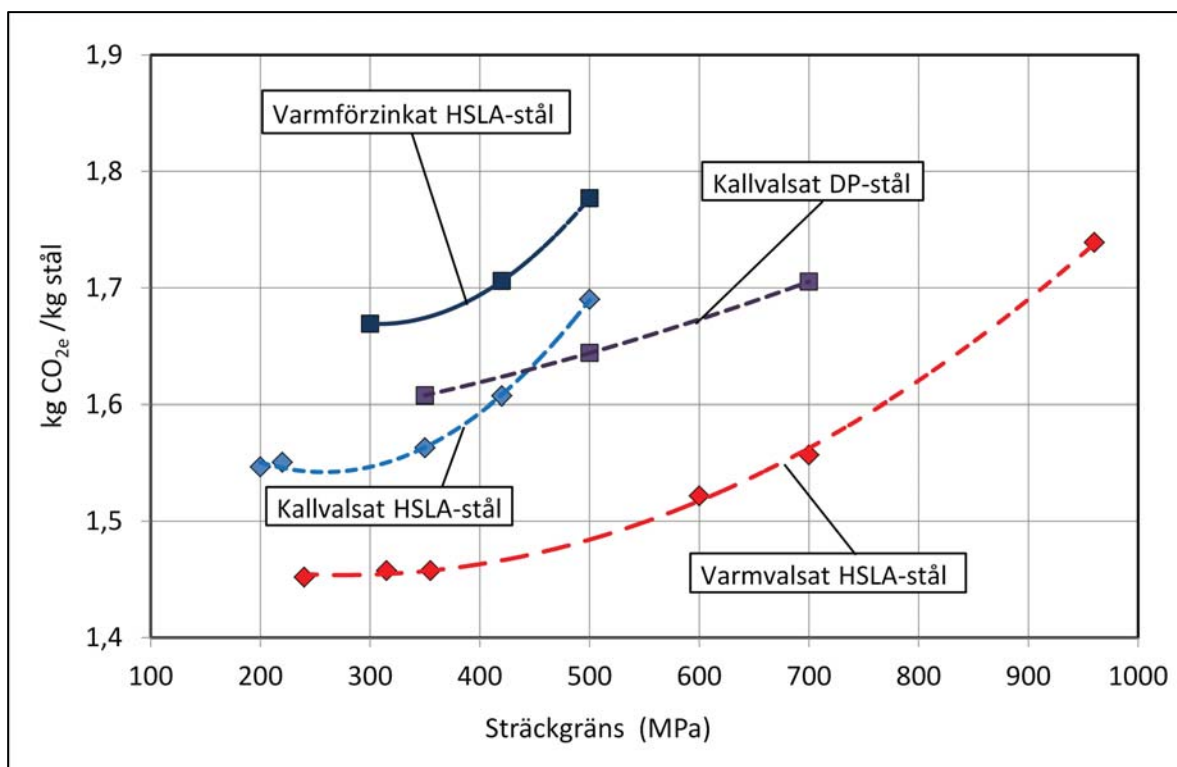
Figur 3.5. Stålprodukternas totala växthuseffekt, inklusive råvaruframställning (kg CO₂-ekvivalenter per ton malmbaserat handelsfärdigt stål).



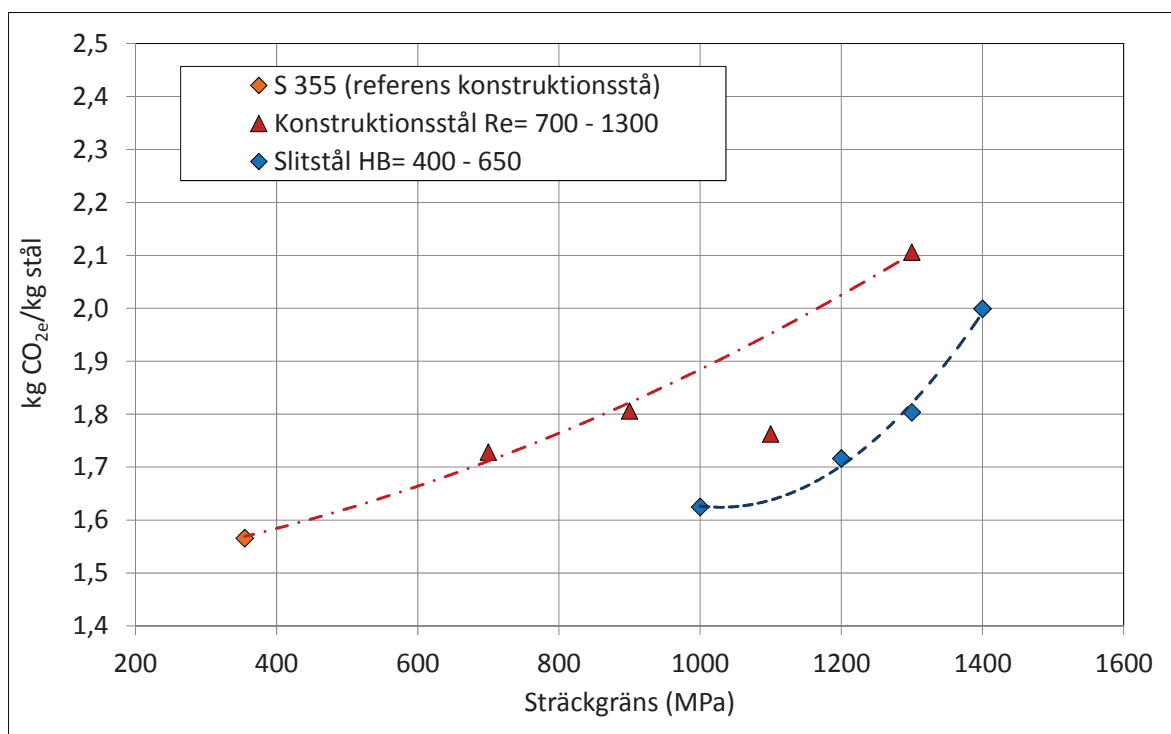
Figur 3.6. Legeringsmetallens totala växthuseffekt vid framställning av legeringar (kg CO_{2e} per ton malmbaserat råstål, kolstål).

Erfarenheterna från miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* visar att det finns ett samband mellan miljövärde för olika stålsorter och stålets sträckgräns eller kemiska analys. Dessa samband har bestämts genom regressionsanalys av miljövärdet, koldioxidekvivalenter [CO_{2e}] per ton stål, och sträckgränsen [MPa] för kolstål och procenthalten legeringselement för rostfritt stål.

Figurerna 3.7 och 3.8 visar samband mellan miljövärdet uttryckt som växthuseffekt (koldioxidekvivalenter [CO_{2e}]), vagga till grind och sträckgräns. Exemplet avser stålsorter i kolstål som undersökts i miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*.



Figur 3.7. Miljövärdet (vagga till grind) för bredbandvalsad stålplåt som koldioxidutsläpp (CO_{2e}).



Figur 3.8 Miljövärdet (vagga till grind) för grovplåt plåt som koldioxidutsläpp (CO_{2e}).

För rostfritt stål ger en regressionsanalys mellan växthusgaser (CO_{2e}) och procentuella mängder av *jungfruligt tillsatt* Cr, Ni och Mo minsta standardavvikelsen vid regressionen. Den legeringsmängd som tillsats genom skrot ska alltså inte tas med i ekvation 3:2.

Regressionsformeln är baserad på data från tillverkning av rostfritt stål och gäller för normala analysintervall. Regressionen är rent matematisk och utförs med indata från elva stålsorter. Det kan förefalla underligt att konstanten för mangan är negativ, men typiskt ger ökad manganinsats minskad tillsats av andra legeringsmetaller, det vill säga parametrarna är kopplade till varandra.

$$M_{\text{Stål}, x} = 1,379 + (0,236 * \text{Cr}) + (0,253 * \text{Ni}) + (0,093 * \text{Mo}) - (0,116 * \text{Mn}) \quad [3:2]$$

$M_{\text{Stål}, x}$ = Miljövärdet (vagga till grind) för stålsort x [kg CO_{2e}/kg stål]

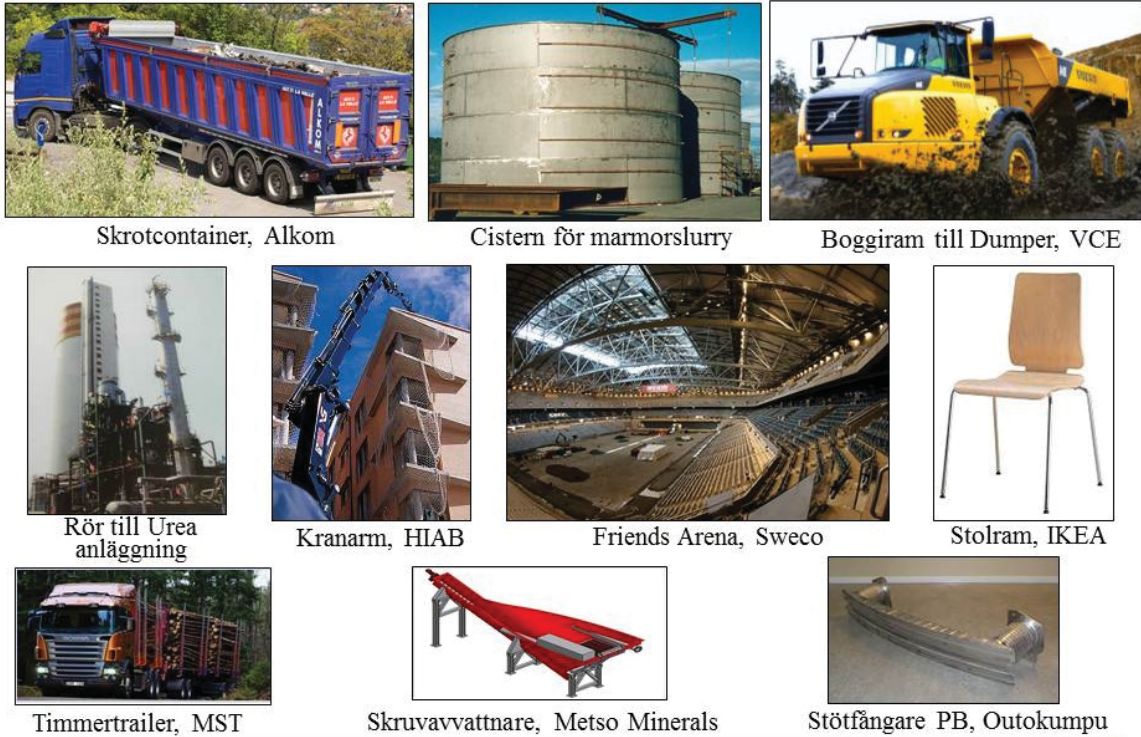
Förutom miljövärdet uttryckt som koldioxid (CO_{2e}) brukar även summan av använda icke förnybara energiresurser (MJ) anges. Det kan till exempel vara kol, olja, naturgas eller uran.

Utvärderingar inom miljöforskningsprogrammet Stålkretsloppet visar att energiresurserna är starkt kopplade till koldioxidutsläppen (CO_{2e}). Utvärderingen visar att förhållandet mellan energiresurser och utsläpp av koldioxid (CO_{2e}) är relativt oberoende av stålsort för en viss tillverkningsanläggning och är 16 - 20 MJ/kg CO_{2e} för malmbaserad tillverkning av kolstål och 12 - 14 MJ/kg CO_{2e} för skrotbaserad tillverkning av rostfritt stål.

3.3 Tillverkning av stålkonstruktion

För att beräkna miljövärdet för stålet i en konstruktion behövs vanligen miljödata för flera stålsorter. Syftet är vanligen att jämföra en stålkonstruktion tillverkad i konventionellt stål med en stålkonstruktion som har samma funktion men är tillverkad av ett mer avancerat stålmaterial. Figur 3.9 ger exempel på konstruktioner som analyserats på detta sätt i ett antal fallstudier inom miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*.

Fallstudierna har fokuserat på specialfallet där konventionellt stål ersätts med höghållfast stål. Andra fall kan vara när konventionellt stål ersätts av mer korrosionsbeständigt stål, t.ex. när låglegerat rostfritt stål ersätts med höglegerat rostfritt stål eller när låglegerat rostfritt stål ersätter ytbehandlat kolstål.



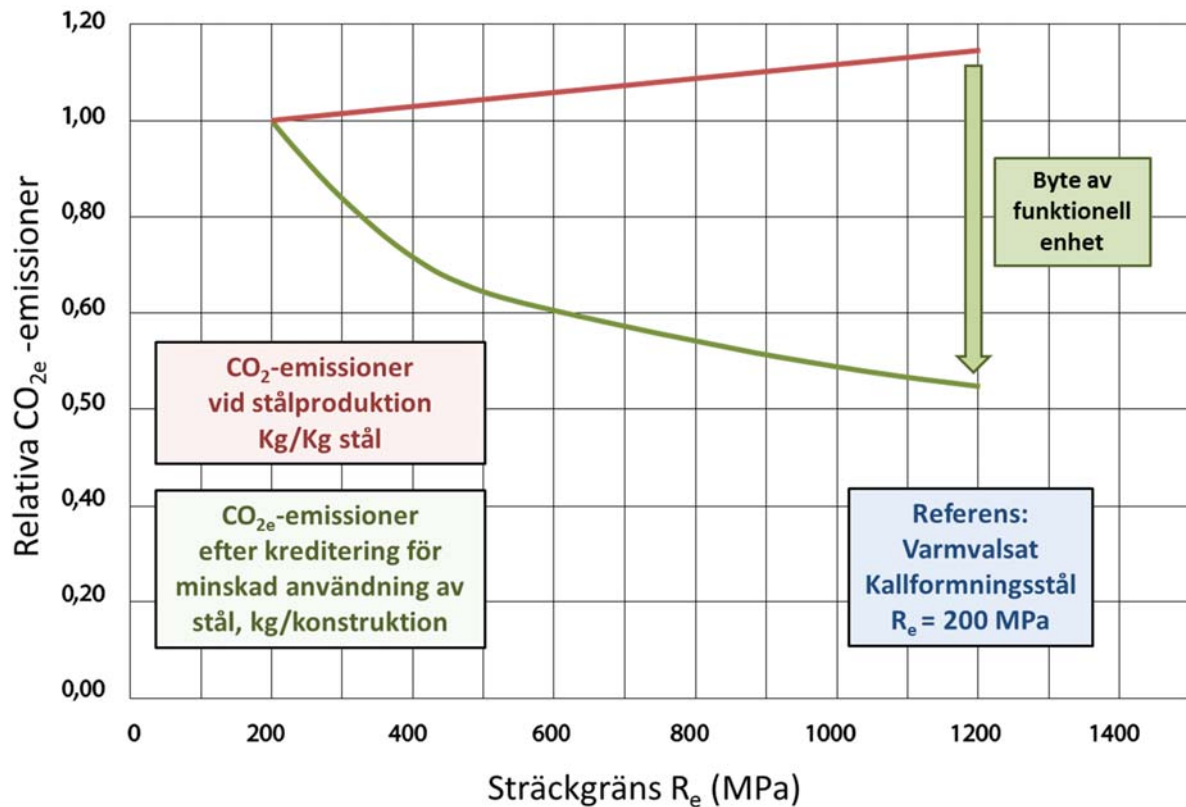
Figur 3.9. Exempel på fallstudieobjekt från Stålkretsloppet där konventionella stål ersatts med avancerade höghållfasta stål.

Generellt ökar miljöbelastningen för stål (vagga till grind) något med ökande sträckgräns hos stålet om man betraktar värdet per ton stål. Å andra sidan behövs mindre mängd stål för att fullgöra en specifik funktion. Det betyder att miljöbelastningen för konstruktioner tillverkade i höghållfast stål är lägre än för konstruktioner tillverkade i ordinära stål.

Figur 3.10 visar hur den relativa miljöbelastningen påverkas av ökande sträckgräns dels *per ton stål*, dels för den funktionella enheten *en konstruktion*. När vi studerar en konstruktion byter vi alltså den funktionella enheten från *per ton stål* till *per konstruktion*.

I figur 3.10 antas att viktminskningen för den aktuella konstruktionen följer den så kallade rotformeln, vilket innebär att emissionen av koldioxid minskar med ökande sträckgräns hos stålet. Se nedan där R_e är sträckgränsen och H_S och M_S är höghållfast stål respektive mjukt konventionellt stål.

$$\frac{Vikt,HS}{Vikt,MS} = \sqrt{\frac{Re,MS}{Re,HS}} \quad [3:3]$$



Figur 3.10 Miljövärdet [CO_{2e}] relativt ordinärt stål med $R_e = 200$ MPa som funktion av stålets sträckgräns dels per viktenhet stål, dels för den funktionella enheten 'en konstruktion'.

För att få underlag till miljövärdering av de konstruktionsdelar som uppgraderats från konventionella till mer avancerade stål, till exempel höghållfasta stål, behöver de specificeras och stålvikten kvantifieras före och efter uppgradering. Det är lämpligt att tabellera antal kilo stål av varje stålsort som används för en viss konstruktion.

Stålsorter som inte byts ut, det vill säga som är lika före och efter uppgraderingen, behöver inte ingå, men kan inkluderas om man vill bestämma stålkonstruktionens totala miljövärde före och efter uppgradering.

3.3.1 Beräkning av miljövärdet för tillverkning av stålet i en konstruktion

När mängderna av de stålsorter som ingår i en stålkonstruktion är kända kan det samlade miljövärdet för tillverkningen av delarna beräknas med hjälp av miljövärdena för tillverkningen av de enskilda stålsorterna (vagga till grind), som beskrevs i föregående avsnitt. Resultatet beräknas genom att summera miljövärdet, multiplicerat med mängden stål för varje stålsort enligt ekvation 3:4.

$$M_{\text{Stål}} = \sum (M_{\text{Stål}, x} * \text{Mängd}_{\text{Stål}, x})_n \quad [3:4]$$

$M_{\text{Stål}}$ = Miljövärdet för tillverkningen av alla ingående stål [per konstruktion]
[kg stål/konstruktion]

$M_{\text{Stål}, x}$ = Miljövärdet (vagga till grind) för stålsort x [per kg stål]

$\text{Mängd}_{\text{Stål}, x}$ = Mängd stål av respektive stålsort x som används i konstruktionen

n = Antalet stålsorter

Beräkningen ovan görs för de två fallen före och efter uppgradering och besparingen på grund av uppgraderingen, $\Delta M_{\text{Stål}}$, kan beräknas genom att beräkna skillnaden före och efter uppgradering.

3.3.2 Beräkning av miljöpåverkan för transport av stål

Här gäller det att identifiera vilka transportslag som används för respektive stålsort, avstånd för transport av stålet, lastningsgrad och bränsle.

Beräkningen av miljövärdet för respektive stålsort erhålls genom summering av produkten av transportslagets miljövärde, mängden stål och transportavståndet för varje transportslag enligt ekvation 3:5.

$$M_{\text{Trp stål}, x} = \sum (M_n * \text{Mängd}_{\text{Stål}, x} * \text{Avstånd}_{\text{Stål}, x})_n \quad [3:5]$$

$M_{\text{Trp stål}, x}$ = Miljövärdet för transport av stålsort x [per konstruktion]

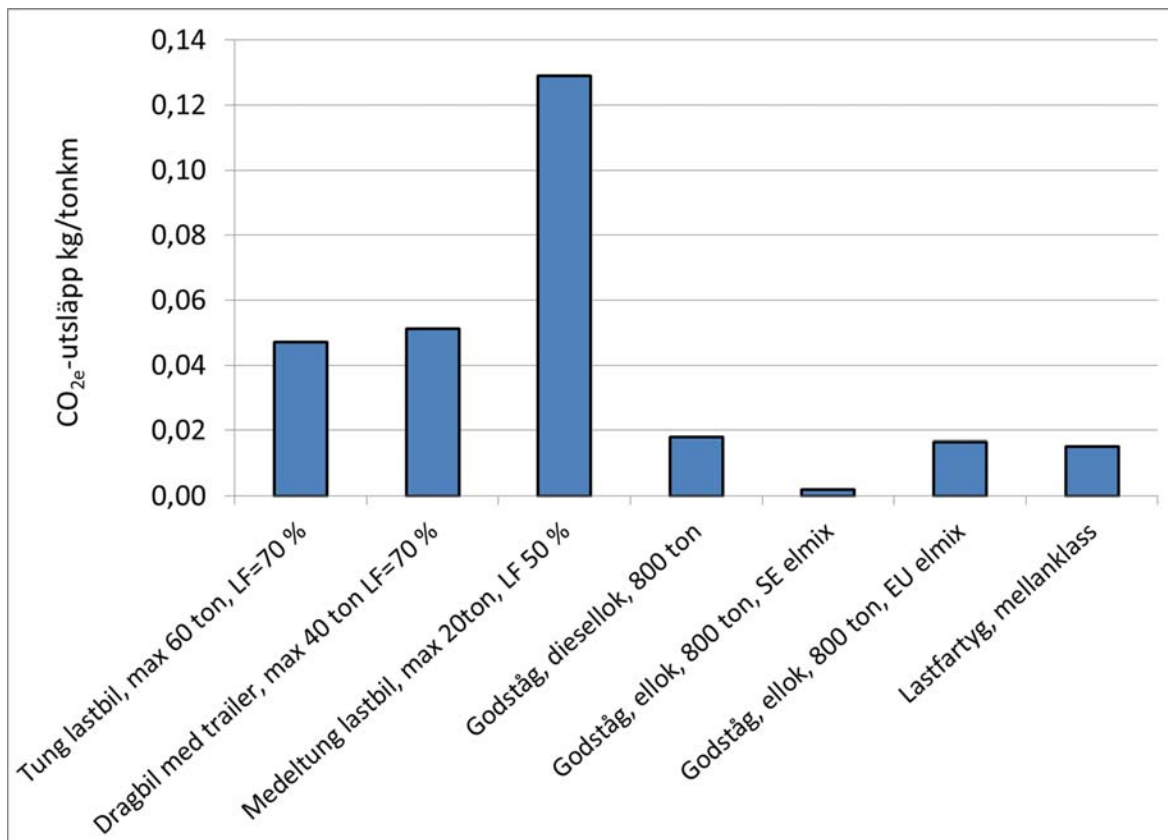
M_n = Miljövärdet för transportslag "n" [per tonkm]

$\text{Mängd}_{\text{Stål}, x}$ = Mängd stål av respektive stålsort x som används i konstruktionen
[ton stål/konstruktion]

$\text{Avstånd}_{\text{Stål}, x}$ = Transportavståndet för stålsort x [km]

n = Antalet transportslag

Miljövärden vid transport med några olika transportslag exemplifieras i figur 3.11.



Figur 3.11. Exempel på miljövärden för olika transportslag, kg koldioxid (CO_{2e}) per tonkm. Angivna ton för lastbilar är maximalt tillåten last.

Miljöpåverkan för transport av de stålsorter som ingår i konstruktionen fås genom att summera miljövärdet ($M_{Trp\ stål, x}$) för alla stålsorter ovan enligt ekvation 3:6.

$$M_{Trp\ stål} = \sum(M_{Trp\ stål, x})_n \quad [3:6]$$

$M_{Trp\ stål}$ = Miljövärdet för transport av alla stål [per konstruktion]

$M_{Trp\ stål, x}$ = Miljövärdet för transport av stålsort x [per konstruktion]

n = Antalet stålsorter

Det är vanligt att alla stål kommer från samma ställe. Transporten blir då oberoende av stålsort och hela mängden kan behandlas samtidigt enligt ekvation 3:7.

$$M_{Trp, stål} = \sum(M_n * Totalmängd_{Stål} * Avstånd_{Stål})_n \quad [3:7]$$

$M_{Trp, stål}$ = Miljövärdet för transport av stålet [per konstruktion]

M_n = Miljövärdet för transportslag "n" [per tonkm]

$Totalmängd_{Stål}$ = Mängd stål som används i konstruktionen
[ton stål/konstruktion]

$Avstånd_{Stål}$ = Transportavståndet för transportslag n [km]

n = Antalet transportslag

Beräkningen ovan görs för de två fallen före och efter uppgradering och besparingen på grund av uppgraderingen, $\Delta M_{Trp, stål}$, kan beräknas genom att beräkna skillnaden före och efter uppgradering med de nya stålen.

För godstransporter är det viktigt att ta reda på om transporten är vikt- eller volymkritisk. Ståltransporter är vanligen viktskritiska och då kan man räkna med en hög lastgrad, eller 90 - 100 procent. Detta innebär att transportdata för lastbilstransporter (om M_n i formeln ovan är en lastbilstransport) bör motsvara en lastgrad på 90 - 100 procent.

Om lastbilen delvis går tom minskas lastgraden med det som motsvarar tomresorna. Exempelvis innebär detta att lastgraden blir cirka 50 procent om lastbilen alltid går tom i retur.

Det finns ett antal allmänna databaser för transporter framtagna av till exempel NTM eller Gabi, se appendix 2 - Datakällor för miljövärdering.

Observera att miljöbelastningen från ståltransporten vid analys av aktiva konstruktioner oftast har en liten betydelse för den totala miljöbelastningen, se nedan. Men den kan utgöra en icke försumbar del vid analys av passiva konstruktioner, vilket framgår av exemplen i kapitel 4.

3.3.3 Datainsamling för tillverkning av konstruktionen

Identifiering av tillverkningsprocesser

För att kunna beräkna miljövärdet av nya stålsorter i en konstruktion räcker det att identifiera de delprocesser som skiljer sig åt. Bestäm alltså tillverkningsvägen före och efter uppgradering.

Det är vanligt att mängden svetsgods ändras med tunnare godstjocklek och framför allt kostnaden för svetsarbetet. Vidare kan till exempel härdning utgå vid användning av avancerade höghållfasta stål.

Förbrukning av energi och insatsvaror

För tillverkning av konstruktionen används elkraft för till exempel bearbetning och svetsning, bränsle för härdning etc. Det gäller i huvudsak att visa på de skillnader som uppkommer med de nya stålen i förhållande till de som tidigare använts.

Gör detsamma för förbrukningen av insatsvaror. Det kan handla om att olika mängd svetstråd används eller material som behövs i det ena fallet och inte i det andra. Exempel på insatsråvaror är svetstråd och kemikalier t.ex. för ytbehandling.

Som underlag för miljövärderingen summeras de olika ingående processtegen med avseende på energiförbrukning [kWh] och insatsvaror [kilo] för tillverkningen av en konstruktion för de två fallen före och efter uppgradering.

3.3.4 Beräkning av miljöpåverkan för tillverkning av konstruktionen

Datainsamling av energi och insatsvaror för tillverkning

För beräkning av en konstruktions miljövärde behöver data för åtgång av energi och insatsvaror, till exempel gasol, olja, elektricitet och olika kemikalier t.ex. sådan för ytbehandling sammanställas. Här behövs även data för utsläpp från förbränning av använda bränslen. För insatsvaror finns ofta sammanslagna data (vagga till grind) för hela dess tillverkning. Här använder man sig vanligen av data från befintliga databaser till exempel de som finns i olika LCA-program.

Beräkning av stålkonstruktionens miljöpåverkan

När mängderna energi och insatsvaror är kända och data för tillverkningen av dessa har tagits fram, går det att beräkna miljöbelastningen för tillverkningen av konstruktionen. Summera då varje energislag och insatsvara multiplicerat med sitt miljövärde. Lägg sedan ihop dessa summor enligt ekvation 3:8.

$$M_{\text{Tillverkning}} = (El * M_{El}) + \sum(\text{Bränsle}_x * M_{\text{Bränsle}, x})_n + \sum(\text{Insatsvara}_y * M_{\text{Insatsvara}, y})_m \quad [3:8]$$

$M_{\text{Tillverkning}}$ = Miljövärde för tillverkningen av konstruktionen [per konstruktion]

El = Elförbrukning [kWh/konstruktion]

M_{El} = Miljövärde för produktion av elektricitet [per kWh]

Bränsle_x = Mängden bränsle av typen x [kWh]

$M_{\text{Bränsle}, x}$ = Miljövärde för produktion samt förbränning av bränsle x [per kWh]

n = Antalet bränslen

Insatsvara_y = Mängden insatsvara av typen y [kg]

$M_{\text{Insatsvara}, y}$ = Miljövärde för produktion av insatsvara y [per kg]

m = Antalet insatsvaror

Beräkningen ovan görs för de två fallen före och efter uppgradering. Miljöbesparingen för tillverkning av konstruktionen, $\Delta M_{\text{Tillverkning}}$, fås genom att minska miljövärde före med värdet efter uppgraderingen med det nya stålet.

3.3.5 Beräkning av miljöpåverkan för transport av konstruktion till kund

Valet av transportsätt påverkaren en konstruktions miljövärde varför det är nödvändigt att ange transportslag (lastbil, båt, tåg och fordonstyp i form av totalvikt, max lastkapacitet samt drivmedel) och avstånd för transport av stålkonstruktionen till slutkunden fastställs.

När detta är genomfört kan transportens miljövärde beräknas genom att transportfordonets miljöpåverkan multipliceras med konstruktionens vikt och transportavståndet enligt ekvation 3:9.

$$M_{\text{Trp konstruktion}} = M_n * \text{Vikt}_{\text{konstruktion}} * \text{Avstånd} \quad [3:9]$$

$M_{\text{Trp konstruktion}}$ = Miljöpåverkan för transport av konstruktionen [per konstruktion]

M_n = Miljövärdet för transportslag "n" [per tonkm]

$\text{Vikt}_{\text{konstruktion}}$ = Konstruktionens vikt [ton/konstruktion]

Avstånd = Transportavståndet för transporten av konstruktionen [km]

Beräkningen ovan görs för de två fallen före och efter uppgradering och besparingen på grund av uppgraderingen ΔM_n kan beräknas genom att beräkna skillnaden före och efter uppgradering.

Transport av en konstruktion är vanligen *volymkritisk* och då behöver man beräkna transportfordonets lastgrad genom att relatera mängden transporterat gods (stålkonstruktionerna) till fordonets maximala lastkapacitet enligt ekvation 3:10.



$$LF = \frac{\text{Mängd transporterat gods [ton]}}{\text{Maximal lastkapacitet [ton]}} * 100$$



[3:10]

Om M_n i formeln 3:9 ovan är en lastbilstransport innebär det att data för transporten bör motsvara denna beräknade lastgrad som också tar hänsyn till andelen tomresor.

Allmänna transportdata finns framtagna av till exempel NTM eller finns i databaser i LCA-programmet Gabi, se avsnittet 2.3.3 - Data för transporter. Se även figur 3.11 för approximativa värden för några lastfaktorer.

I många fall, speciellt då konstruktionen är aktiv, kan den transportera sig själv. Det gäller till exempel för båt, buss och lastbil. Oavsett på vilket sätt konstruktionen transporteras under tillverkning och till kund är det viktigt att påpeka att denna transport vanligen är av liten betydelse sett till hela livscykelperspektivet, speciellt för aktiva konstruktioner.

3.4 Användning av stålkonstruktion

Ofta sker uppgradering av stålet i en konstruktion genom att använda ett starkare stål. Det kan göra konstruktionen lättare och/eller slitstarkare, vilket påverkar konstruktionens miljövärde under användning av konstruktionen. Om den högre hållfastheten kombineras med bättre korrosionsmotstånd påverkas konstruktionens miljövärde under användning än mer.

3.4.1 Passiv eller aktiv konstruktion

Hur relevant eller betydande användningen är ur miljösynpunkt beror på om konstruktionen är passiv eller aktiv.

PASSIVA KONSTRUKTIONER

**Cisterner, tankar, processystem,
hyllor, möbler etc.**

AKTIVA KONSTRUKTIONER

**Personbilar, lastbilar, tåg,
fartyg etc.**

3.4.2 Passiva konstruktioner

En passiv stålkonstruktion har ofta obetydlig eller ingen miljöpåverkan under användningsfasen. Miljövinster för passiva konstruktioner är därför i huvudsak relaterade till förbrukningen av mindre mängd stål samt att en mindre mängd stål behöver transporteras.

Om användningen skulle vara av betydelse är det endast intressant att inkludera den i analysen om den skiljer sig åt före och efter uppgradering. Man kan till exempel tänka sig att konstruktionen eller delar av konstruktionen har olika livslängd, exempelvis transportrännor i gruvor, figur 3.12. Hänsyn tas då till att reparation, underhåll och utbyte av olika slitdelar i konstruktionen kan skilja före och efter byte av stål, och påverka livslängd och miljöbelastning positivt.

Livslängden kan också förlängas genom att använda ett korrosionsbeständigare stål. Om ytbehandling helt eller delvis kan undvikas kan det också förlänga livslängden. Värmebeständigare stål kan också öka verkningsgraden vid energigenerering och totalt sett ge betydande miljövinster under konstruktionens livscykel. Om livslängden för en passiv konstruktion skiljer före och efter uppgradering kan detta beaktas genom att multiplicera miljövärdet för ståltillverkning efter uppgradering med livslängskvoten L1/L2, där L1 är livslängden före och L2 livslängden efter uppgradering. Ta också hänsyn till detta vid beräkning av återvinningen av stålet när konstruktionen eller delar av den skrotas.



Figur 3.12. Exempel på en transportrännna använd i gruvor där livslängden kan ändras genom användning av så kallat slitstål.

3.4.3 Aktiva konstruktioner

För aktiva stålkonstruktioner som fordon är cirka 90 procent av miljöbesparingen relaterad till användningsfasen. För aktiva konstruktioner är det relativt komplicerat att beräkna den absoluta miljöbelastningen före och efter uppgradering. Man brukar i dessa fall nöja sig med att beräkna skillnaden före och efter uppgradering det vill säga besparingen i miljövärde.

Vikt- eller volymkritisk transport

Om transporten är vikt kritisk kan en viktminskning ersättas med lika mycket mer last. Då minskar bränsleförbrukning och miljöbelastning för en given mängd transporterat gods. Miljöbesparingen under användningsfasen är då direkt kopplad till viktminskningen vid uppgraderingen och den bränsle- eller elförbrukning ett fullastat fordon har.

Viktkritisk transport

För den del av transporten som är vikt kritisk kan miljöbesparingen beräknas genom att multiplicera miljövärdet vid tillverkning och förbränning av bränsle eller tillverkning av elektricitet med förbrukningen av dessa, med total körsträcka under livstiden och med kvoten mellan viktminskning och fordonets maximala lastkapacitet, ekvation 3:11.

$$M_{\text{besparing}} = (M_{\text{Bränsle}} * EC * L * VM/MPL) \quad [3:11]$$

$M_{\text{besparing}}$ = Miljöbesparing p.g.a. viktminskning: Viktkritisk transport

$M_{\text{bränsle}}$ = Miljövärdet vid tillverkningen och förbränning av bränslet
[per liter bränsle eller kWh el, för aktuell konstruktion]

EC= Energiförbrukning liter/km eller kWh/km vid full last

L = Totalt körsträcka under livstiden [km]

VM = Viktminskning vid uppgraderingen [kg]

MPL = Fordonets maximala lastkapacitet [kg]

Volymkritisk transport

Om transporten är volymkritisk kan bara en viss del av viktminskningen omsättas i lägre energiförbrukning och miljöbelastning. Det handlar vanligen om 25 - 80 procent beroende på körsätt, terräng, hastighet, acceleration, rullmotstånd och luftmotstånd. Vid driftförhållanden med många startar och stopp, mycket acceleration, backig terräng och vid låga till måttliga hastigheter, är energibesparingen störst för en given viktminskning.

Det finns två alternativa sätt att bedöma effektiviteten av en viktminskning. Ett, som man brukar använda för enklare överslagsberäkningar, är att använda en verkningsgrad (η) som definieras i ekvation 3:12 och exemplifieras i figur 3.13. Effekten av viktminskningen beräknas då genom att multiplicera verkningsgraden η med miljövärdet vid tillverkning och förbränning av bränsle eller tillverkning av elektricitet med förbrukningen av dessa, med viktminskningen och med total körsträcka under livstiden, ekvation 3:12.

$$M_{\text{besparing,wc}} = \eta * M_{\text{bränsle}} * EC * VM * L \quad [3:12]$$

$M_{\text{besparing,wc}}$ = *Miljöbesparing pga. Viktminskning, Volymkritisk transport*

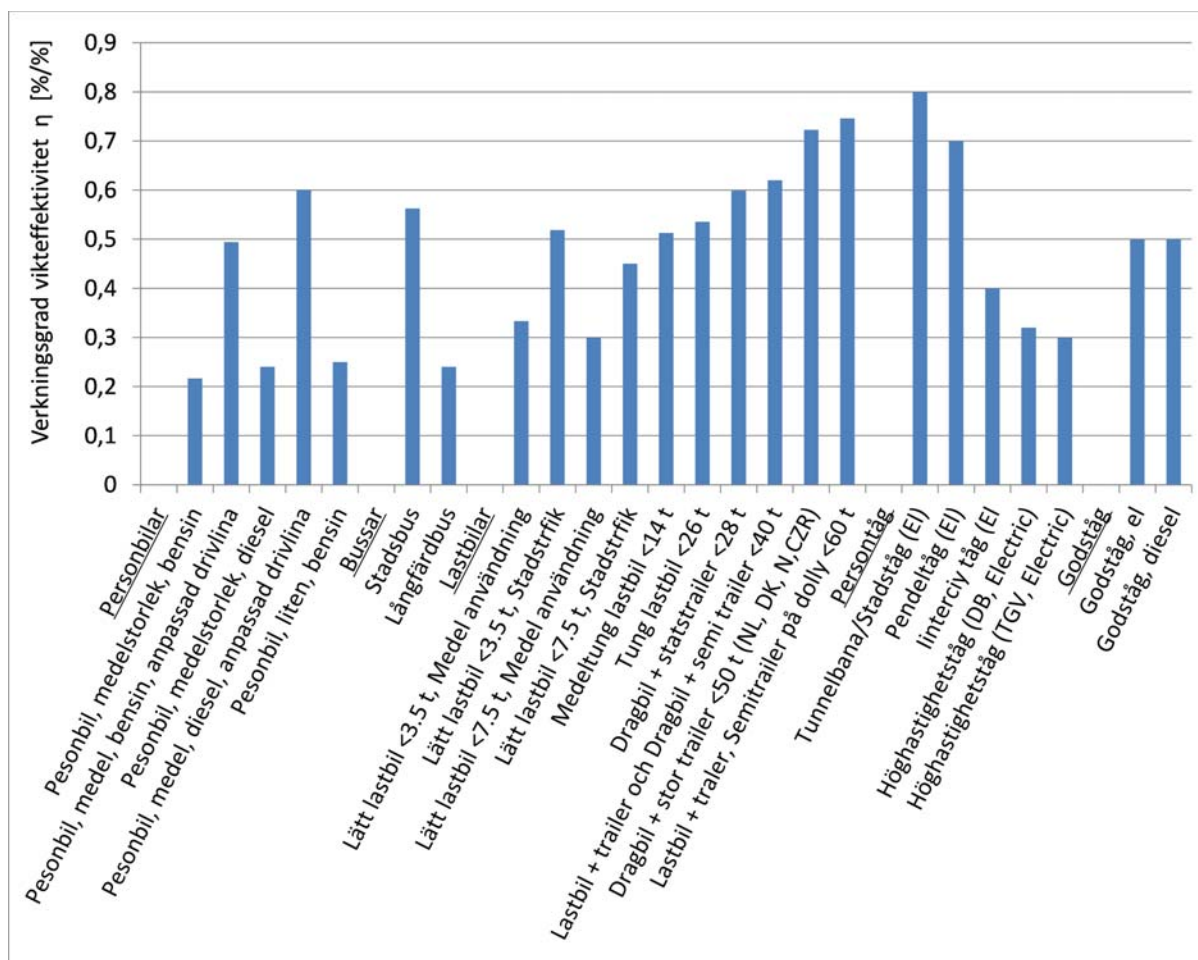
η = *Energibesparing [procent]/viktreduktion [procent av aktuell vikt]*

$M_{\text{bränsle}}$ = *Miljövärdet vid tillverkningen och förbränning av bränsle
[per liter bränsle eller kWh el, för aktuell konstruktion]*

EC = *Energiförbrukning liter/km eller kWh/ km vid aktuell last*

VM = *Viktminskning vid uppgraderingen i procent av aktuell totalvikt*

L = *Totalt körsträcka under livstiden [km]*



Figur 3.13. η -värden för överslagsberäkningar för ett antal fordonstyper och körsituationer.

Det andra sättet att analysera bränslebesparingen till följd av viktminskning för volymkritiska och tomma transporter, är att beräkna den specifika energibesparingen för en given viktminskning SFC [liter/km och kilo viktminskning] alternativt SEC [kWh/km och kilo viktminskning] om det handlar om eldrivna fordon. Anledningen till att man kan göra detta är att under samma körförhållanden är sambandet mellan energiförbrukning och fordonets vikt linjär. Då behövs uppgifter om energiförbrukning för hela fordonet vid två lastgrader (LF), t.ex. tomt och fullastat, samt fordonets maximala lastkapacitet. SFC beräknas sedan som bränsleförbrukningen vid fullastat fordon minus bränsleförbrukningen för fordonet utan last dividerat med maximal lastkapacitet, enligt ekvation 3:13.

$$SFC = (FC_{full} - FC_{tom}) / MPL \quad [3:13]$$

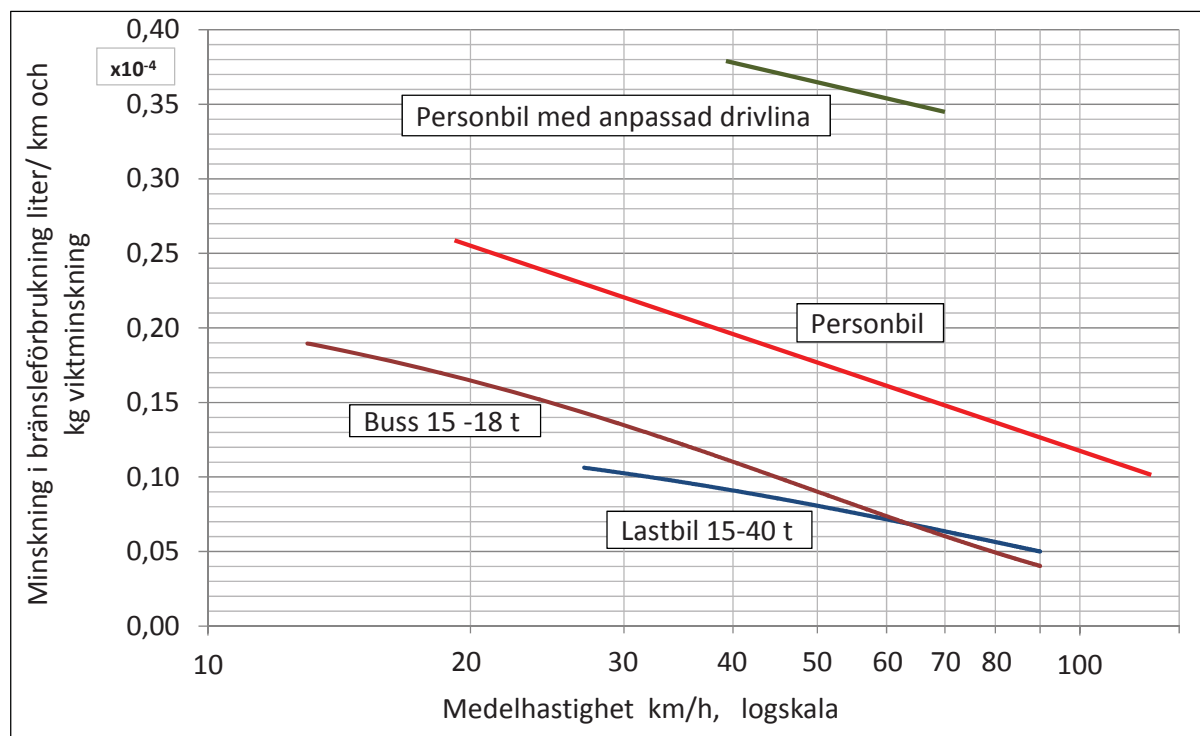
$SFC =$ Specifik bränslebesparing [liter/km och kg viktminskning]

$FC_{full} =$ Bränsleförbrukning fullastad [liter/km]

$FC_{tom} =$ Bränsleförbrukning utan last [liter/km]

$MPL =$ Maximal lastkapacitet [kg]

Om bränsleförbrukningen för fullastat respektive tomt fordon inte är känd kan ett approximativt värde för SFC för vägfordon bestämmas ur diagrammet i figur 3.14. Det gäller för volymkritiska och tomma transporter. Medelhastigheten anses då vara ett approximativt mått som också tar hänsyn till olika körsätt med mera.



Figur 3.14. Bränslebesparing, SFC, liter/(km och kg viktminskning) som funktion av fordonets medelhastighet.

För fordon som förbrukar energi i form av elektricitet fås analogt med ekvation 3:13 ekvationen 3:14 där SEC sedan beräknas som elförbrukningen vid fullastat fordon minus elförbrukning med fordon utan last, dividerat med maximal lastkapacitet.

$$SEC = (EC_{full} - EC_{tom}) / MPL \quad [3:14]$$

$SEC =$ Specifik energiförbrukning [kWh/km och kg viktminskning]

$EC_{full} =$ Energiförbrukning fullastad [kWh/km]

$EC_{tom} =$ Bränsleförbrukning utan last [kWh/km]

$MPL =$ Maximal lastkapacitet [kg]

Om en viss del av transporten är vikt kritisk kan ett viktad medelvärde för SFC bestämmas genom att kombinera ekvation 3:11 med 3:13 eller 3:14.

Beräkna sedan miljöbesparingen under fordonets livscykel genom att multiplicera SFC eller SEC med viktninskningen och miljövärdet för bränslet ifråga och med total körsträcka under livstiden, enligt ekvation 3:15. Datakällor för miljövärden för olika bränslen och elenergi framgår av appendix 2 - Datakällor för miljövärdering.

$$M_{\text{besparing,vc}} = \text{SFC} * \text{VM} * M_{\text{bränsle}} * L \text{ eller} \quad [3:15]$$

$$M_{\text{besparing,vc}} = \text{SEC} * \text{VM} * M_{\text{bränsle}} * L$$

$M_{\text{besparing}}$ = *Miljöbesparing under livscykeln pga. viktninskning för volymkritisk transport*

SFC, SEC = *Specifik bränsle- eller energibesparing [liter/km, kWh/km och kg viktninskning]*

VM = *Viktninskning vid uppgraderingen [kg]*

$M_{\text{bränsle}}$ = *Miljövärdet vid tillverkningen och förbränning av bränsle [per liter bränsle eller kWh el]*

L = *Totalt körsträcka under livstiden [km]*

3.5 Återvinning av stålkonstruktion

3.5.1 Beräkna återvinningsgraden

Man bör här bedöma hur mycket av stålet i konstruktionen som kan recirkuleras som stålskrot den dag konstruktionen tjänat ut.

Beräkna därefter mängden recirkulerat skrot för varje stålsort x i konstruktionen genom att multiplicera mängden stål av stålsort x med stålkonstruktionens återvinningsgrad enligt ekvation 3:16.

$$\text{Stålskrot}_{\text{ut}, x} = \text{Vikt}_{\text{Stålsort}, x} * \text{ÅV}_{\text{Grad}} \quad [3:16]$$

$\text{Stålskrot}_{\text{ut}, x} =$ Mängden recirkulerat skrot för stålsort x [kg]

$\text{Vikt}_{\text{Stålsort}, x} =$ Mängden stål av stålsort x i konstruktionen [kg stål]

$\text{ÅV}_{\text{Grad}} =$ Stålkonstruktionens återvinningsgrad [%/100]

3.5.2 Miljövärde för stålskrot

Den mängd stålskrot som återvinns då en konstruktion skrotas ska krediteras med skrotets inneboende miljövärde, dvs. värdet av att motsvarande mängd stål från malmråvara inte behöver framställas.

Organisationen World Steel Association har utvecklat en beräkningsmetod för stålskrots miljövärde för låglegerat stål/ kolstål som har anpassats av Eurofer (*The European Steel Association*) för höglegerat stål/rostfritt stål, se avsnitt 3.2.5. Båda dessa branschorganisationer har publicerat data för detta miljövärde.

World Steel Association antar att alla kolstål har samma miljövärde. Detta är dock inte tillräckligt när man skall bedöma stålskrotets miljövärde för höghållfasta stål.

Eurofer har publicerat miljövärden för ett antal rostfria stålsorter. Inte heller detta är tillräckligt, varför en särskild modell för rostfria ståls miljövärde har utvecklats i miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*.

Ett höglegerat stål med höga halter av till exempel Cr, Ni och Mo ger ett högt miljövärde. Miljövärde för växthusgaser för ett ordinarie låghållfast kolstål definierat av World Steel Association (se ovan) ligger på cirka 1 500 kg koldioxidekvivalenter per ton stål, medan motsvarande värde för ett höglegerat rostfritt stål kan ligga på mer än 5 000.

3.5.3 Metodik för beräkning av miljövärde vid återvinning

Återvinningens inverkan på det totala miljövärde får vi genom att belasta med miljövärde för mängden tillsatt skrot och kreditera för mängden återvunnet skrot. Detta blir tydligast genom att dela upp beräkningarna i ett antal steg, då en stålkonstruktion kan vara sammansatt av flera stålsorter x och vid tillverkningen av stålsorterna har både externt och internt skrot tillsatts.

Kolstål

Miljövärdet för de olika sorter av externt stålskrot som har tillsatts vid tillverkningen av viss stålsort beräknas genom att varje skrotinflöde multipliceras med dess miljövärde och sedan summeras alla tillsatta skrotsorter enligt ekvation 3:17.

$$M_{\text{Tillsatt skrot}}^x = \sum (M_{\text{Skrot}, y} * \text{Skrot}_{\text{in}, y})_n \quad [3:17]$$

$M_{\text{Tillsatt skrot}}^x$ = Miljövärdet för alla tillsatta skrot i stålsort x [per kg stål x]

$M_{\text{Skrot}, y}$ = Miljövärdet av skrotinflödet y till stålsort x [per kg skrot y]

$\text{Skrot}_{\text{in}, y}$ = Mängden tillsatt skrot y för stålsort x [kg skrot y /kg stål x]

n = Antalet skrotinflöden y

En rad olika sorters stålskrot kan tillsättas till en stålsort vid ståltillverkningen och därför kan det bli fråga om en summering. Eftersom intern skrotkompensation har applicerats redan i vagga till grind analysen (se avsnitt 3.2.5) är det endast mängden tillsatt *externt* skrot som ska ges en miljöbelastning här.

Rostfritt stål

Miljövärdet för de olika sorters stålskrot som har tillsatts vid tillverkningen av viss stålsort x erhålls genom att multiplicera varje skrotinflöde med dess miljövärde och sedan summera alla tillsatta skrotsorter enligt ekvation 3:18. För rostfritt stål har ingen intern skrotkompensation utförts i de föregående beräkningarna, varför även en belastning på det interna stålskrotet ska inkluderas.

$$M_{\text{Tillsatt skrot}}^x = \sum (M_{\text{Skrot}, y} * \text{Skrot}_{\text{in}, y})_n - (M_{\text{Skrot}, z} * \text{Skrot}_{\text{ut}, z}) \quad [3:18]$$

$M_{\text{Tillsatt skrot}}^x$ = Miljövärdet för alla tillsatta skrot i stålsort x [per kg stål x]. Detta inkluderar både *externt* och *internt* stålskrot samt kolstål respektive rostfritt stålskrot.

$M_{\text{Skrot}, y}$ = Miljövärdet av skrotinflödet y till stålsort x [per kg skrot y]

$\text{Skrot}_{\text{in}, y}$ = Mängden tillsatt skrot y för stålsort x [kg skrot y /kg stål x]

n = Antalet skrotinflöden y

$M_{\text{Skrot}, z}$ = Miljövärdet av interna skrotutflödet z till stålsort x [per kg skrot z]

$\text{Skrot}_{\text{ut}, z}$ = Mängden fallande *internt* stålskrot z för stålsort x [kg skrot z /kg stål x]. Detta är det interna stålskrot som faller på grund av utbytesförluster i processer nedströms stålverket.

En rad olika sorters stålskrot kan tillsättas till en stålsort vid ståltillverkningen och därför kan det bli fråga om en summering. Den kreditering som ges ($M_{Skrot, z} * Skrot_{ut, z}$) i ekvation 3:18 är för det interna stålskrot som faller på grund av utbytesförluster i processer nedströms stålverket. För kolstålen utförs beräkning redan i vagga till grind analysen i samband med den interna skrotkompensationen. För rostfritt stål, som har en mycket mer komplex skrotbalans, tas hänsyn till detta i återvinningsberäkningen.

Miljövärde av återvinning

Miljövärde vid återvinning av stålsort x fastställs genom att från miljövärde för det tillsatta skrotet minska med mängden recirkulerat skrot gånger dess miljövärde, enligt ekvation 3:19.

$$M_{x}^{\Delta V} = M_{Tillsatt\ skrot}^X - (M_{Skrot, x} * Skrot_{ut, x}) \quad [3:19]$$

$M_{x}^{\Delta V} =$ Miljövärde vid återvinning av stålsort x [per kg stål X]

$M_{Tillsatt\ skrot}^X =$ Miljövärde för alla tillsatta skrot i stålsort x [per kg stål X], [3:18] för kolstål och [3.19] för rostfritt

$M_{Skrot, x} =$ Miljövärde av skrot för stålsort x [per kg skrot x]

$Skrot_{ut, x} =$ Mängden recirkulerat skrot för stålsort x [kg skrot/stålkonstruktion], [3:16]

Miljövärde för recirkulerat skrot av kolstål av en viss stålsort, $M_{Skrot, x}$, sätts vanligen till 75 % av miljövärde (vagga till grind) vid tillverkningen av denna stålsort, $M_{Stål, x}$ i ekvation 3:6. Det totala miljövärde för återvinningen av konstruktionen beräknas därefter genom att för varje stålsort multiplicera miljövärde för återvinning med mängden återvunnet stål av den stål-sorten och sedan summera alla de i konstruktionen ingående stålsorterna enligt ekvation 3:20.

$$M_{\Delta V} = \sum (M_{x}^{\Delta V} * Mängd_{Stål, x})_n \quad [3:20]$$

$M_{\Delta V} =$ Totalt miljövärde för återvinningen av konstruktionen [per konstruktion]

$M_{x}^{\Delta V} =$ Miljövärde vid återvinning av stålsort x enligt ekvation [3:19]

$Mängd_{Stål, x} =$ Mängd stål av respektive stålsort som används i konstruktionen [kg stål/konstruktion]

$n =$ Antalet stålsorter

3.6 EcoSteel – beräkningsverktyg för miljövärdering av stålkonstruktioner

För att underlätta livscykelanalys av olika ståls miljövärde i konstruktioner har mjukvaran EcoSteel utvecklats inom miljöforskningsprogrammet Stålkretsloppet. Figur 3.15 visar det inledande gränssnittet i programmet med de aktuella inmatningsmodulerna.

The screenshot shows the main interface of the EcoSteel software. At the top, there are two input fields: 'Name of the case (application)' with the value 'Demo of an active application: Truck case' and 'Type of active application' with a dropdown menu set to 'Load Carrying Vehicle'. To the right of these fields is a 'Calculate All' button. Below these are seven rows, each representing a data input module. Each row has a title button, a description, and a 'Calculated' button. The modules are: 'Upgraded parts' (description: 'For defining the parts to be upgraded; Weight, Yield and Steel grades before and after upgrading.'), 'Transport of steel' (description: 'For defining the Transport carrier and Transport distance before and after upgrading.'), 'Transport of the application' (description: 'For defining the Transport carrier and Transport distance before and after upgrading.'), 'Manufacturing' (description: 'For defining the Energy consumption before and after upgrading.'), 'Use of the application' (description: 'For defining the Use before and after upgrading'), 'Wear' (description: 'For defining the Wear of one or several parts of the application.'), and 'Recycling' (description: 'For defining the Recycling before and after upgrading.'). The 'Wear' button is labeled 'Calculate results' instead of 'Calculated'.

Module Name	Description	Status
Upgraded parts	For defining the parts to be upgraded; Weight, Yield and Steel grades before and after upgrading.	Calculated
Transport of steel	For defining the Transport carrier and Transport distance before and after upgrading.	Calculated
Transport of the application	For defining the Transport carrier and Transport distance before and after upgrading.	Calculated
Manufacturing	For defining the Energy consumption before and after upgrading.	Calculated
Use of the application	For defining the Use before and after upgrading	Calculated
Wear	For defining the Wear of one or several parts of the application.	Calculate results
Recycling	For defining the Recycling before and after upgrading.	Calculated

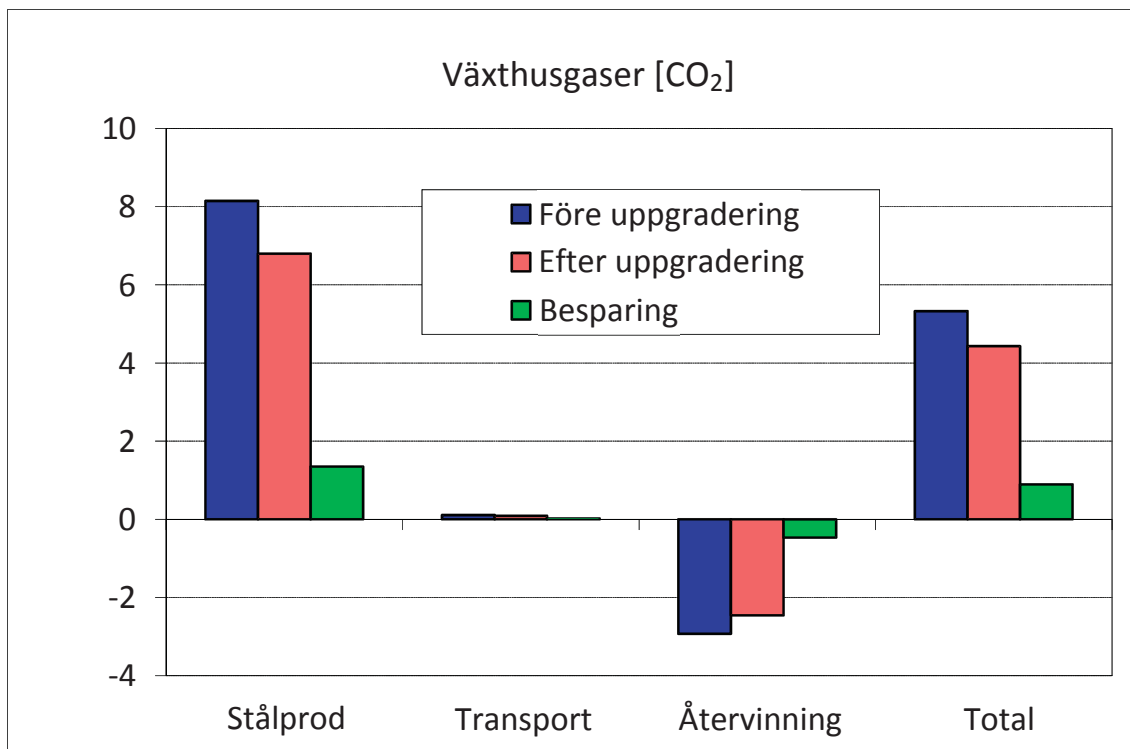
Figur 3.15. Huvudsidan i dataprogrammet EcoSteel med knappar för respektive datainmatningsmodul, aktiv konstruktion.

I EcoSteel verktyget kan man välja att analysera aktiva eller passiva konstruktioner. För aktiva konstruktioner finns valen lastbil, båt, tåg, bil och buss. För passiva konstruktioner finns ingen direkt användningsmodul, men om nötning är relevant finns möjlighet att ta hänsyn till detta genom att beräkna hur livslängden vid nötning påverkas av valet av stålsort. Beräkningsprogrammet EcoSteel är uppbyggt av ett antal moduler där data kan matas in för den valda konstruktionen före och efter byte av stål. I till exempel datainmatningsmodulen ”Upgraded parts”, matar man in uppgifter som vikt och stålsorter för de olika delar av konstruktionen där stålet har ändrats, vanligen till ett mer avancerat stål. Man anger alltid data både för referenskonstruktionen och för den uppgraderade konstruktionen.

I figur 3.16 ges ett exempel på hur denna inmatningsdialog ser ut.

Figur 3.16. Exempel på modul för datainmatning ”Upgraded parts”.

I programmet EcoSteel finns förprogrammerad grafik för presentation av resultat. Ett exempel redovisas i figur 3.17.



Figur 3.17. Exempel på resultat resultatutskrift från EcoSteel, passiv konstruktion.

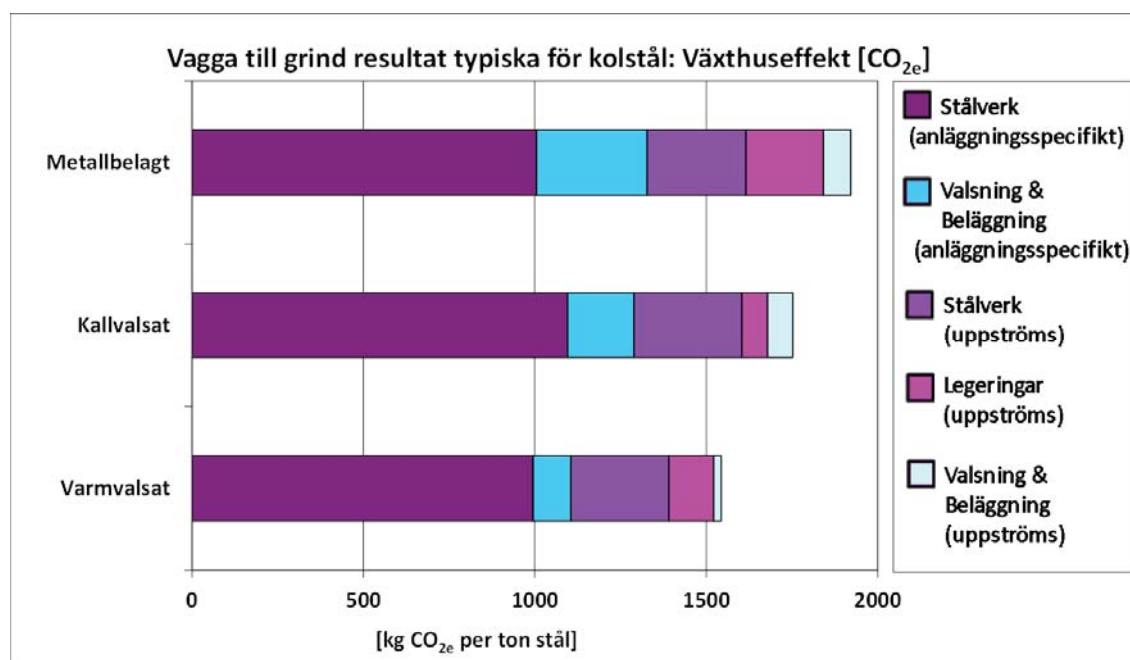
4 Exempel på miljövärdering av stålkonstruktioner

4.1 Stålets miljövärde - översiktliga resultat

Vid miljövärdesanalyser är det viktigt att veta hur miljövärdet (belastningen) fördelar sig på olika steg i processkedjan. Nedan redovisas typiska resultat för kolstål och rostfritt stål hämtade från miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*. Dessa resultat utgör sedan indata i den totala livscykelanalysen.

4.1.1 Kolstål

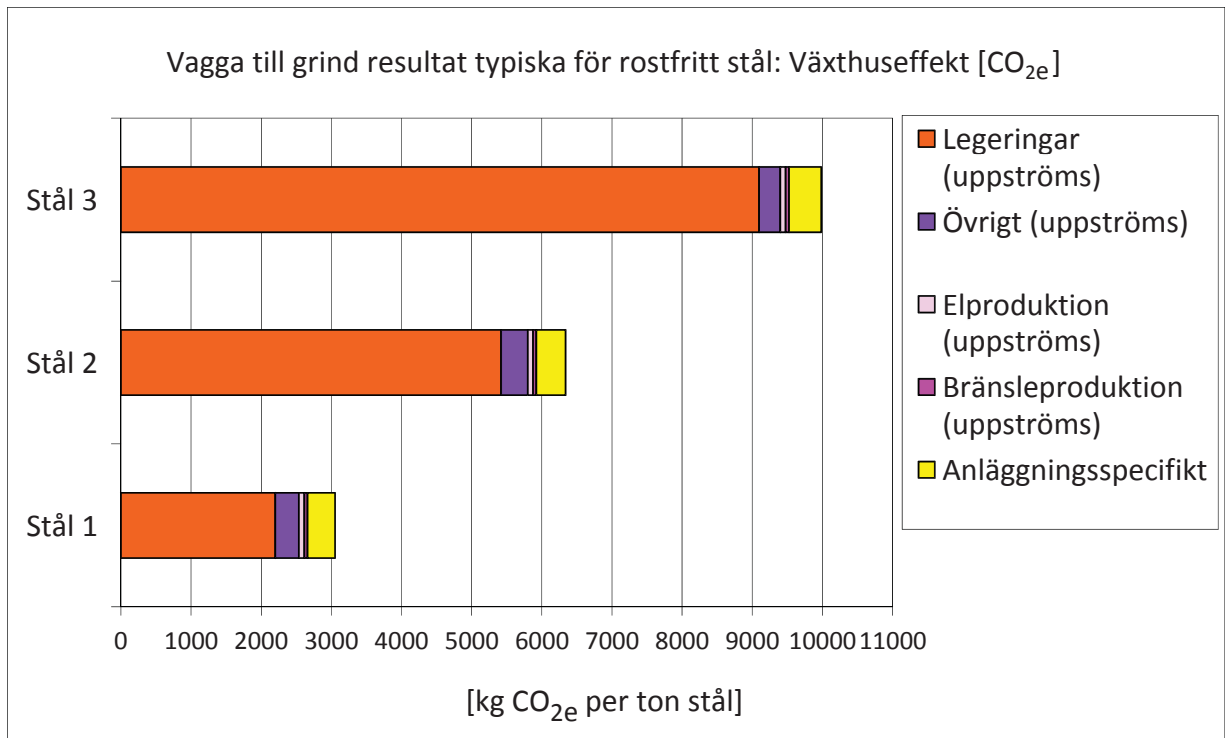
För kolstål utgör den anläggningsspecifika delen (Grind - Grind) 65-70 procent och produktionen av uppströms råvaror och energi 25-30 procent av värdet ”Vagga till Grind”. Legeringsråvarorna står endast för ett par procent av miljöbelastningen. Figur 4.1 visar hur växthuseffekten, GWP uttryckt som koldioxidequivaler, CO_{2e}, fördelas på olika steg i processkedjan för varmvalsad, kallvalsad respektive metallbelagd plåt av kolstål.



Figur 4.1. Typiska resultat för varmvalsad, kallvalsad och metallbelagd plåt av kolstål.

4.1.2 Rostfritt stål

För rostfria stål dominerar framställningen av legeringar, vilket kan utgöra 70 - 95 procent av stålets totala miljövärde. Den anläggningsspecifika delen utgör vanligtvis endast tio procent eller mindre. Intressant att notera är att produktionen av den elektricitet som används i elektrostålugnarna endast utgör någon procent av miljövärdet. Figur 4.2 visar hur den växthuseffekten, GWP uttryckt som CO_{2e}, fördelas på olika stegen i processkedjan för kallvalsat rostfritt stål.



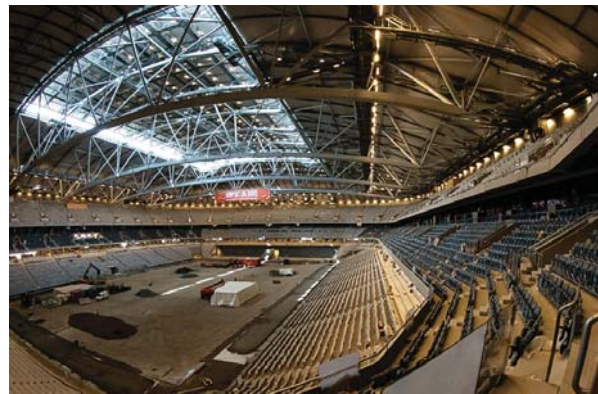
Figur 4.2. Fördelning av växthuseffekten (CO_2e) för olika steg i processkedjan för kallvalsat rostfritt stål.

4.2 Exempel passiv konstruktion – Friends Arena

För att belysa en typisk beräkningsgång för passiva konstruktioner redovisas nedan en överslagsmässig beräkning av miljöbesparingen med att använda avancerade höghållfasta stål i Friends Arena, Figur 4.3 och 4.4.



Figur 4.3. Friends Arena, översiktsbild.



Figur 4.4. Friends Arena, takfackverk.

Arenan har till 32 procent byggts med stål med högre hållfasthet än det konventionella S355 stålet med 355 MPa sträckgräns. För att beräkna miljövärdet av uppgraderingen har en omräkning skett till en tänkt referenskonstruktion där de olika konstruktionselementen i det fasta taket är utförda i standardstålet S355. För att utvärdera vilka ytterligare möjligheter som finns för viktbesparing genom att använda mer höghållfast stål har en annan beräkning också

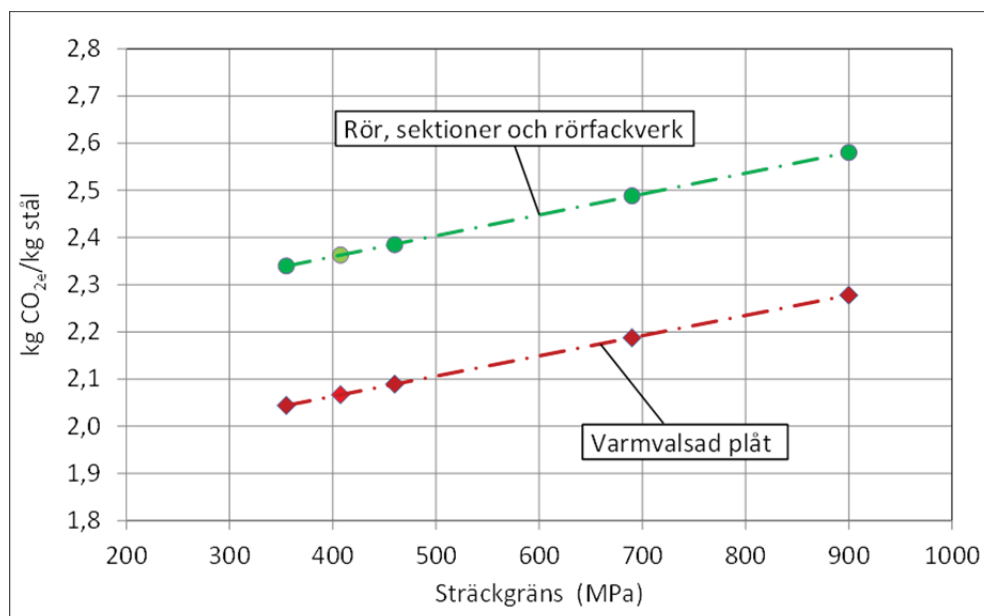
utförts. Den resulterade i att 54 procent höghållfast stål kunde användas. Detta fall kallas alternativ B medan den uppförda arenan kallas alternativ A. Miljöbesparingar med den uppgraderade taket kan beräknas som skillnaden i vikt och miljövärdet av den faktiska konstruktionen (alternativ A), den med 54 procent höghållfast stål (alternativ B) och referensstrukturen helt tillverkad i konventionellt stål, S355.

Vikterna av de element till det fasta taket som modifierades vid uppgraderingen visas i tabell 4.1 uppdelat på olika stålsorter. Där visas också miljövärdet för respektive stålsort enligt figur 4.5.

Före uppgradering				Efter uppgradering						Miljövärde för rör, sektioner och fackverk [kg CO _{2e} /kg stål]	Miljövärde för grovplåt [kg CO _{2e} /kg stål]
Referens						Alternativ A		Alternativ B			
Stål	Sträckgräns [MPa]	Vikt alt. A [ton]	Vikt alt. B [ton]	Stål	Sträckgräns [MPa]	Vikt [ton]	Viktminskning [ton]	Vikt [ton]	Viktminskning [ton]		
S355	355	1 506	564	S355	355	1 508	-2	561	4		
S355	355	1 149	2 091	S460	460	920	230	1 719	372		
S355	355	600	600	S690	690	307	293	307	293		
S355	355	107	107	S900	900	43	64	43	64		
Total		3 362	3 362	Total		2 778	584	2 630	732		

Tabell 4.1. Stålsorter och vikter stål före och efter uppgradering samt miljövärden för stålrör, sektioner, fackverk och plåt enligt Ruukki.

Data i figur 4.5 har utvärderats från data som publicerats av stålföretaget Ruukki, som levererat stålet till det fasta taket. Basnivån för miljövärdet är omräknad till vagga till grinddata enligt worldsteels metodik, medan inverkan av sträckgräns baserats på data från SSAB EMEA Oxelösund, se figur 3.8 avsnitt 3.2.6.



Figur 4.5 Växthuseffekt [kg CO_{2e}/kg stål] som funktion av sträckgräns för stål från Ruukki justerade för inverkan av sträckgräns med data från SSAB EMEA Oxelösund.

Vissa delar som kvarstår i stål S355 efter uppgradering har också ändrats. Detta innebär att även om den totala mängden av dessa delar är i stort sett oförändrad, har massan omfördelats mellan element vilket resulterat i en uppgraderad optimerad design.

Den totala vikten av den fasta taket beräknades till 4 584 ton före och 4 000 ton efter den uppgradering som gjordes av taket till den verkliga arenan. Detta motsvarar en total viktminskning på 13 procent och med 21 procent på de element som ingår i uppgraderingen. För taket, där mer än hälften av stålet hade högre hållfasthet än 355 MPa (alternativ B), beräknades vikten av taket till 3 852 ton vilket ger en total viktminskning på 16 procent och med 28 procent på de element som ingår i uppgraderingen.

4.2.1 Beräkning av minskad miljöbelastning vid ståltillverkningen

Som grund för beräkningen ligger stålsortuppdelade vikterna före och efter uppgradering samt miljövärdet för respektive stål enligt tabell 4.1. Miljövärdet avser värdet vagga till grind.

Utbytet från stålprodukt till de färdiga konstruktionselementen har antagits till 95 procent, det vill säga stålmängderna som behövs för att tillverka de olika konstruktionselementen är $(100/0,95 - 100) = 5,263$ procent större än de som ingår i den färdiga konstruktionen.

Beräkning av den totala miljöbesparingen vid ståltillverkningen görs genom att tillämpa ekvation 3:4 som också visas nedan:

$$M_{\text{Stål}} = \sum (M_{\text{Stål}, x} * \text{Mängd}_{\text{Stål}, x})_n$$

$M_{\text{Stål}}$ = Miljövärdet för tillverkningen av alla ingående stål [per konstruktion]

$M_{\text{Stål}, x}$ = Miljövärdet (vagga till grind) för stålsort x [per kg stål]

$\text{Mängd}_{\text{Stål}, x}$ = Mängd stål av respektive stålsort x som används i konstruktionen
[kg stål/konstruktion]

n = Antalet stålsorter

Tillämpa ovanstående ekvation blir *besparingen* av växthusgaser på grund av

uppgraderingen: $\Delta M_{\text{stål,alt A}} = 1,05263 * [(2,303 * 3\ 362) - [2,34 * 1508 + 2,385 * 920 + 2,188 * 307 + 2,278 * 43]] = 1316 \text{ ton } CO_{2e}$.

Analogt fås besparingen för alternative B: $\Delta M_{\text{stål,alt B}} = 1643 \text{ ton } CO_{2e}$.

4.2.2 Beräkning av minskad miljöbelastning vid transporter

Profiler, rör och stag till takkonstruktionen tillverkas vid fabrik i närheten av hamn, 85 km från stålverket. Denna transport är vikt kritisk och sker med lastbil som har 40 tons max last.

Efter tillverkning transporteras de färdiga konstruktionselementen med båt 275 km och därefter ytterligare 616 km med lastbil. Miljövärdet M_n fås enligt figur 3.11, till cirka 0,047 och 0,015 kg CO_{2e}/tonkm för lastbil respektive fartyg.

Beräkning av den miljöbesparingen vid transport av stålet görs genom att tillämpa ekvation 3:4 som också visas nedan:

$$\Delta M_{\text{Trp stål, alt A}} = 1,05263 * [(0,047 * 85 * (3\ 362 - 2\ 778)) + (0,015 * 275 * (3362 - 2778))] + [0,047 * 616 * (3362 - 2778)] = 23 \text{ ton CO}_{2e}.$$

Analogt fås för alternativ B: $\Delta M_{\text{Trp stål, alt B}} = 29 \text{ ton CO}_{2e}$.

Den totala miljövinsten tack vare att mindre mängd stål behöver tillverkas och transporteras blir då för alternativ A: $1316 + 23 = 1339 \text{ ton CO}_{2e}$

och för alternativ B: $1643 + 29 = 1671 \text{ ton CO}_{2e}$.

4.2.3 Beräkning av minskad miljöbelastning vid tillverkning av konstruktionen

Även om det bör finnas ett antal ur miljösynpunkt positiva faktorer vid tillverkning och montering av den uppgraderade konstruktionen har det varit svårt för tillverkaren att kvantifiera dessa. Positiva faktorer är hantering av lättare konstruktionsdelar, mindre svetsarbete tack vare tunnare godstjocklekar, lättare stagning vid montering med mera.

Denna analys beaktar inte dessa skillnader eftersom de bedöms vara relativt små i sammanhanget.

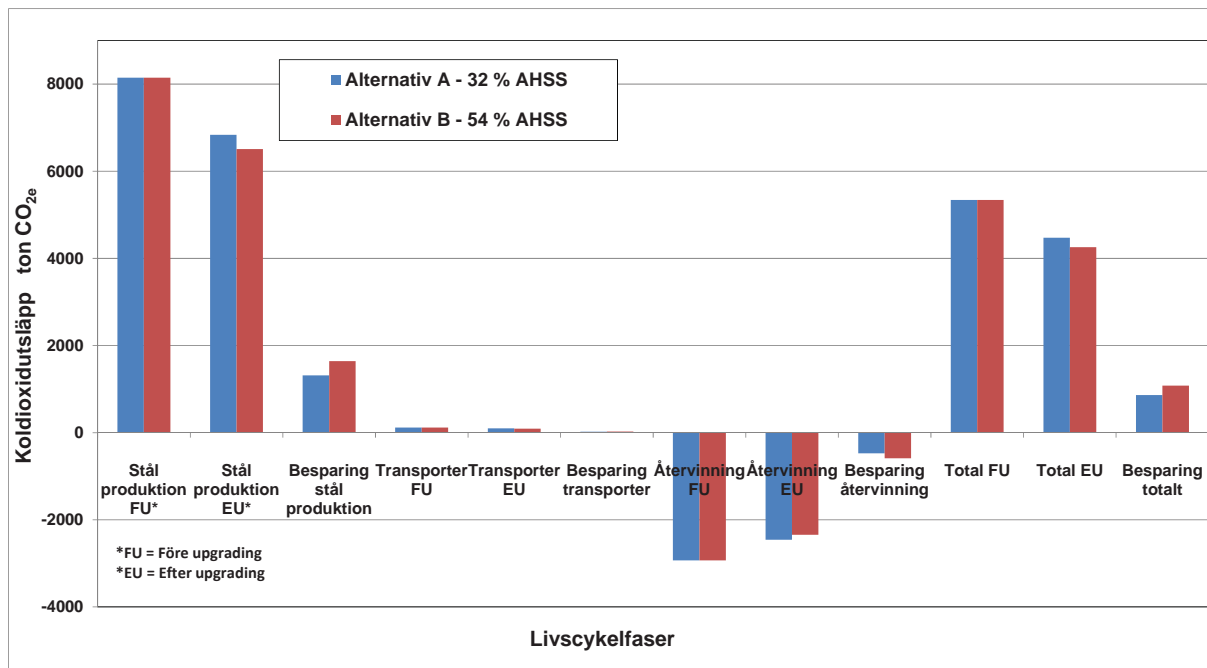
4.2.4 Beräkning av belastning och kreditering av miljövärdet vid återvinning

Vid bestämning av den totala miljöbelastningen under en konstruktions livstid brukar det i vissa fall även ske en kreditering av det skrot som kan återvinnas. Då detta sker måste också skrot som tillförts vid tillverkning av stålet belastas med ett miljövärde. I en vagga till grindanalys betraktas nämligen det tillförda skrotet inte ge någon miljöbelastning.

Att beräkna miljövärdet för recirkulerat skrot är relativt komplicerat i detta sammanhang. I den mjukvara som utvecklats inom Stålkretsloppet, för en fullständig livscykelanalys (vagga till grav), ingår dock detta. För att exemplifiera effekten av att beakta återvinning av skrot från passiva konstruktioner har en sådan total analys gjorts i detta fall. Resultatet framgår av avsnitt 4.2.5. För att göra resultaten mer generella har återvinningsgraden antagits till 60 procent, en siffra som ofta anges för stålbyggnadskonstruktioner.

4.2.5 Totala resultat för miljövärdet vid uppgradering av Friends Arena

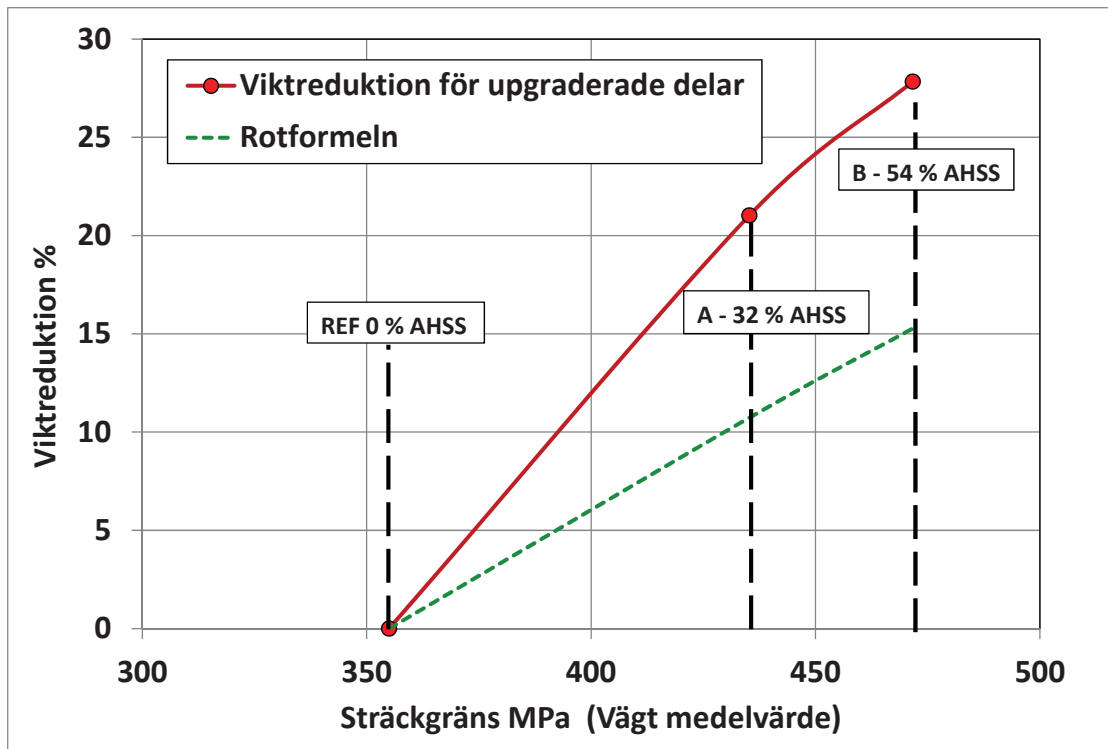
Det totala resultatet för växthuseffekt, framtaget med mjukvaruverktyget EcoSteel, framgår av figur 4.6 för alternativ A och B. Den totala besparingen minskar något när hänsyn tas till återvinningen. Detta beror på att större mängd av det konventionella stålet återvinns eftersom konstruktionen är tyngre före uppgraderingen.



Figur 4.6. Miljövärdet avseende växthuseffekt (CO_2e) för exemplet med lättare takkonstruktion för Friends Arena.

Att öka andelen höghållfast stål från 32 till 54 % ger en i detta fall måttlig ökning av miljöbesparingen, men även om andelen höghållfast ökar relativt mycket så ökar inte det vägda medelvärdet för sträckgränsen med mer än ca 80 MPa. Den viktminskning som fås på grund av denna hållfasthetsökning är dock större än vad man skulle kunna förvänta sig om man betraktar den så kallade rotformeln, figur 4.7. Rotformeln anger att den relativa vikten efter uppgradering är omvänt proportionell mot roten ur sträckgränsvoten före och efter uppgradering, se kapitel 3.3 och ekvation 3:3.

I tillägg till miljöbesparingen fås också en ekonomisk besparing på ca 20 miljoner kr i huvudsak på grund av lägre tillverkningskostnader för konstruktionselementen. Det handlar då om mindre antal strängar vid svetsningen och lägre förvärmningstemperaturer på grund av att tunnare plåt används. Detta gör tillsammans att också arbetskostnaden minskar.



Figur 4.7. Viktreduktion för alternativen A och B som funktion av det viktade medelvärdet för sträckgränsen.

4.3 Exempel på aktiv konstruktion - Timmersläp

För att kunna göra en fullständig livscykelanalys av miljöbesparingen vid uppgradering av en aktiv konstruktion har en fallstudie gjorts på en trailer för timmertransporter, figur 4.8.

Trailern är tillverkad av Mjölby Släp & Trailer AB, MST i Sverige, som minskat vikten hos trailern genom att använda avancerat höghållfast stål i ramkonstruktionen.



Figur 4.8. Den miljövärderade trailern efter uppgradering.

Trailern är en så kallad aktiv konstruktion, vilket innebär att huvuddelen av miljöpåverkan sker vid användningen av fordonet.

4.3.1 Strukturella detaljer - driftsätt

De längsgående balkarna på släpvagnen har uppgraderats från konventionella valsade IPE-profiler i S310-stål till svetsade balkar i stålsorten Domex 700.

Hållfastheter och vikter före och efter uppgradering visas i tabell 4.2.

Trailer chassie	Före uppgradering				Efter uppgradering			
	Stålsort	Sträckgräns [MPa]	Tjocklek [mm]	Vikt [kg]	Stålsort	Sträckgräns [MPa]	Tjocklek [mm]	Vikt [kg]
Flänsar	HS310	310	12.7	943	Dx700	700	8	593
Liv	HS310	310	8		Dx700	700	4	
Tvärbalkar	HS350	350		257	HS350	350		257
Huvuddelar ,				1200				850
Totalvikt trailer				6330				5270

Tabell 4.2. Stålsorter och vikter i det uppgraderade trailerchassiet.

För de uppgraderade delarna minskade vikten med 350 kg, vilket motsvarar en viktminskning på 37 procent för dessa delar.

Den totala viktminskningen till följd av uppgraderingen av stålet i de längsgående balkarna (350 kg) innebär att tomvikten på trailern minskade från 5 770 kg till 5 420 kg eller med 6,1 procent. Utöver detta reducerades vikten ytterligare med 150 kg tack vare förändringar i design och viktbesparingar i andra delar av chassit. Detta innebär att släpvagnens totala lastkapacitet ökade med 500 kg från 30 230 kg till 30 730 kg med en maximal bruttovikt för släpvagnen på 36 ton. Trailern är kopplad till en dragbil som också tar timmerlast. Ekipagets totala lastförmåga är cirka 40 ton och totalvikten 60 ton.

Livslängden för trailern är ungefär sju år med en genomsnittlig körsträcka på 175 000 km/år. I genomsnitt antas att 50 procent av resorna sker med tomt ekipage och betraktas beräknings-tekniskt som volymkritiska transporter (avsnitt 3.4.3). Resterande 50 procent är viktkritiska transporter med full last.

4.3.2 Beräkning av minskad miljöbelastning vid ståltillverkningen

Denna modul omfattar miljöpåverkan av produktion av de stål som används för tillverkning av de uppgraderade delarna före och efter uppgraderingen. Utbytet av stål i tillverkning av trailern bedöms till 90 procent både före och efter uppgraderingen, vilket betyder att elva procent mer stål måste tillverkas i båda fallen.

Den miljömässiga besparingen (CO_{2e}) tack vare att mindre mängd stål behöver produceras efter uppgradering beräknas på samma sätt som för exemplet med den passiva konstruktionen ovan, med data för de olika stålens miljövärde nu hämtade från figur 3.7 i avsnitt 3.2.6.

$$\Delta M_{\text{stål}} = 1/0,9 * [(1,45 * 943) - (1,55 * 593)] = 498 \text{ kg CO}_{2e}/\text{fordon}$$

4.3.3 Beräkning av minskad miljöbelastning vid transporter

Det stål i form av IPE-balkar som användes före uppgraderingen levererades från Luxemburg. Transportsträckan till Mjölby var 1 300 km. Det stål som används efter uppgraderingen laserskärs i Borlänge, transporteras till Kilafors för svetsning och därefter till Mjölby. Detta ger en total transportsträcka efter uppgradering på 610 km. Alla transporter är vikt-kritiska och utförs med lastbil.

Beräkningen av miljöbesparingar (CO_{2e}) tack vare att mindre stål behöver transporteras efter uppgraderingen och att transportavståndet minskar efter uppgradering är analogt med exemplet för passiv konstruktion ovan.

$$\Delta M_{\text{Trp stål}} = 1/0,9 * [(0,047 * 1300 * 943) - (0,047 * 610 * 593)] / 1000 = \\ = 45 \text{ kg CO}_{2e} / \text{fordon}$$

4.3.4 Beräkning av minskad miljöbelastning vid tillverkning

Det finns inga uppgifter om skillnader i energiförbrukningen vid tillverkning före respektive efter uppgraderingen. Om det finns några skillnader är de sannolikt små och tillverkningsfasen har därför undantagits från denna analys. Den är av liten betydelse, särskilt i jämförelse med miljöbesparingarna under användningsfasen.

4.3.5 Beräkning av minskad miljöbelastning vid användning

För att analysera bränslebesparingarna vid viktminskning för de *volymkritiska och tomma transporterna*, kan först den specifika bränslebesparingen för en viss viktminskning (liter/km och kilo viktminskning) beräknas genom att tillämpa ekvation 3:13 som visas nedan:

$$\text{SFC} = (\text{FC}_{\text{full}} - \text{FC}_{\text{tom}}) / \text{MPL}$$

SFC = Specifik bränslebesparing [liter/km och kg viktminskning]

FC_{full} = Bränsleförbrukning fullastad [liter/km]

FC_{tom} = Bränsleförbrukning utan last [liter/km]

MPL = Maximal lastkapacitet [kg]

Bränsleförbrukningen för timmerekipaget är 0,71 l/km fullastad och 0,36 l/km tom och den maximala lastkapaciteten 40 000 kg. Detta en specifik bränslebesparing SFC:

$$\text{SFC} = (0,71 - 0,35) / 40000 = 9 \cdot 10^{-6} \text{ liter}/(\text{km och kg viktminskning})$$

Miljöbesparingen för den *volymkritiska (vc)* delen av transporterna fås enligt ekvation 3.15 som visas nedan:

$$M_{\text{besparing,vc}} = \text{SFC} * \text{VM} * M_{\text{bränsle}} * L$$

M_{besparing,vc} = Miljöbesparing pga. viktminskning för volymkritisk transport [kg CO_{2e}]

SFC = Specifik bränslebesparing [liter/km och kg viktminskning]

VM = Viktminskning vid uppgraderingen [kg]

M_{bränsle} = Miljövärdet vid tillverkningen och förbränning av bränsle

[kg CO_{2e} per liter dieselbränsle = 3 kg CO_{2e}/liter inkl. tillverkning av bränslet]

L = Total körsträcka under livstiden [km]

Detta ger för den delen av transportererna, som utgör 50 procent:

$$M_{\text{besparing,vc}} = 9 \cdot 10^{-6} * 500 * 3 * 7 * 175000 * 0,5 = 8\,268 \text{ kg CO}_2\text{/fordon}$$

Miljöbesparingen för den *vikt kritiska* delen av transportererna beräknas ske enligt ekvation 3:10, som också visas nedan:

$$M_{\text{besparing,wc}} = (M_{\text{Bränsle}} * FC_{\text{full}} * L * VM/MPL)$$

$$M_{\text{besparing,wc}} = \text{Miljöbesparing pga. viktminskning, vikt kritisk transport [kg CO}_2\text{e]}$$

$$M_{\text{bränsle}} = \text{Miljövärde vid tillverkningen och förbränning av bränsle} \\ [\text{kg CO}_2\text{e per liter dieselbränsle} = 3 \text{ kg CO}_2\text{e/liter inkl. tillverkning av bränslet}]$$

$$FC_{\text{full}} = \text{Energiförbrukning liter/km eller kWh/km vid full last}$$

$$L = \text{Totalt körsträcka under livstiden [km]}$$

$$VM = \text{Viktminskning vid uppgraderingen [kg]}$$

$$MPL = \text{Fordonets maximala lastkapacitet [kg]}$$

$$M_{\text{besparing,wc}} = 3 * 0,71 * 7 * 175\,000 * 0,5 * 500/40\,000 = 16\,308 \text{ kg CO}_2\text{/fordon}$$

Användningsfasen bidrar alltså med en besparing under livslängden på $8\,268 + 16\,308 \text{ kg} = 24\,576 \text{ kg CO}_2\text{e}$ för varje trailer. Dessutom sparas 122 900 kr i bränslekostnad (15 kr/liter) per fordon under dess livslängd.

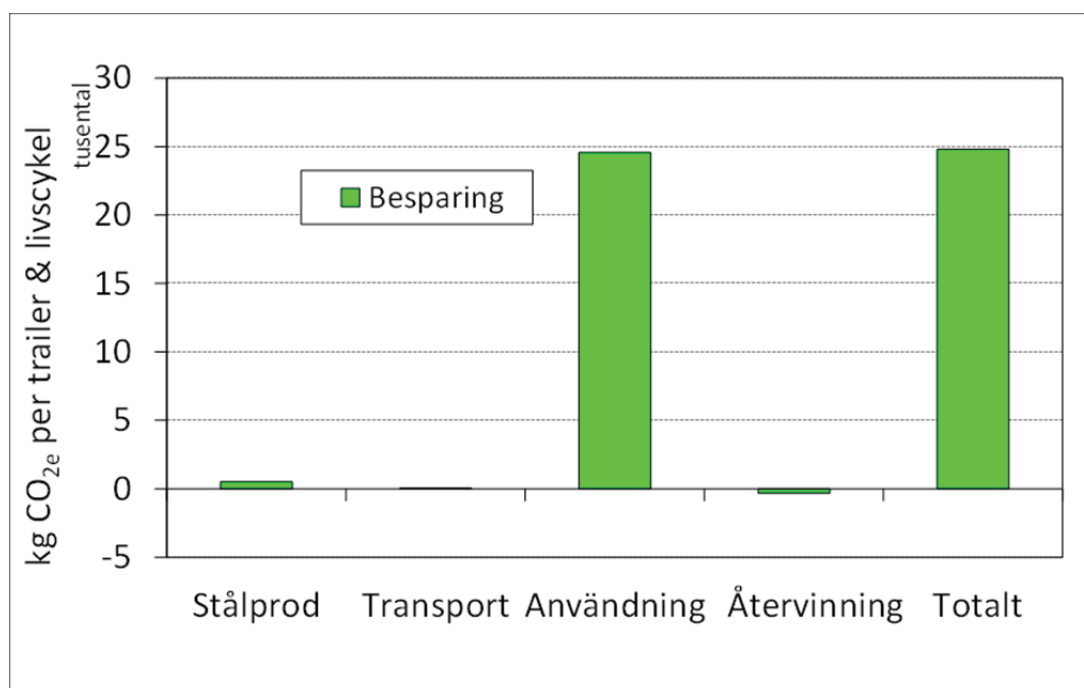
4.3.6 Beräkning av belastning och kreditering av miljövärden vid återvinning

Vid bestämning av den totala miljöbelastningen under en konstruktions livstid brukar det i vissa fall även ske en kreditering av det stålskrot som kan återvinnas. Då detta sker måste också det skrot som tillförts vid tillverkning av stålet belastas med ett miljövärde. I en vagg till grind-analys ges nämligen det tillförda skrotet inte någon miljöbelastning.

Att beräkna miljövärde för recirkulerat stålskrot är relativt komplicerat. I den mjukvara, EcoSteel, som utvecklats inom miljöforskningsprogrammet Stålkretsloppet för fullständig vagg till graven-analys ingår dock detta. För att exemplifiera effekten av att beakta återvinning av skrot för aktiva konstruktioner har en sådan total analys gjorts i detta fall. Resultat framgår av avsnitt 4.3.7 där det totala resultatet redovisas. Återvinningsgraden har antagits till 90 procent.

4.3.7 Totala resultat för miljövärdet vid uppgraderingen

Det totala resultatet för global uppvärmning, (GWP), uttryckt som koldioxidekvivalenter (CO_{2e}) och beräknat med dataprogrammet EcoSteel, framgår av figur 4.9. Det visar att besparingen av koldioxidutsläpp vid förbränning av bränslet under konstruktionens användning ger det helt avgörande bidraget till den totala besparingen. Det betyder också att miljöbesparingar vid tillverkning av stål och konstruktioner, transporter och inverkan av krediteringar vid återvinning utgör en mindre del för aktiva än för passiva konstruktioner.



Figur 4.9. Miljövärdet avseende växthusgaser (CO_{2e}) per timmersläp, beräknat med dataprogrammet EcoSteel.

4.4 Exempel på en passiv konstruktion i rostfritt stål - Förvaringstank

4.4.1 Beskrivning av lagringstanken

En ackumulatortank har uppgraderats genom att ersätta konventionellt rostfritt stål med höghållfast duplexstål, Figur 4.10.

Tanken används främst för att lagra marmorslam och liknande vätskor. Data för tanken före och efter uppgradering visas i Tabell 4.3.

Plåtsegmenten till tanken tillverkades i verkstad och monterades på den plats där tanken skall vara i drift.



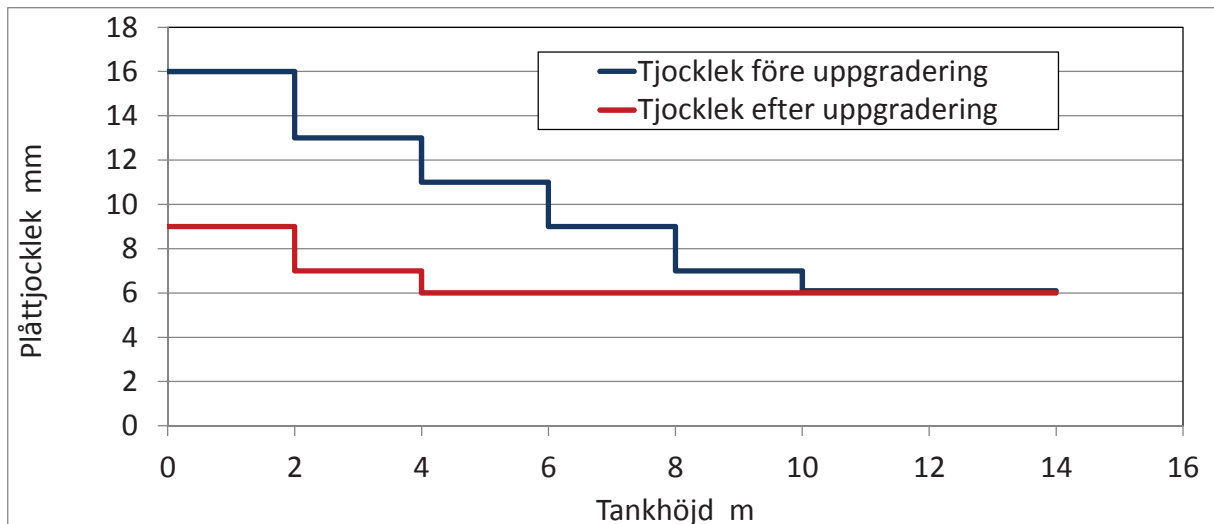
Figur 4.10. Lagringstank i rostfritt stål

Tabell 4.3. Data för tanken

	Stålsort	Total vikt [ton]	Höjd [m]	Diam. [m]	Volym [m ³]	Plåt bredd [m]	Beräkn. spänning [MPa]
Före uppgradering	EN 1.4301	57.4	14	17	3178	2.0	140
Efter uppgradering	EN 1.4162	38.3	14	17	3178	2.0	260

Plåttjocklekarna före och efter uppgraderingen framgår av figur 4.11.

Efter uppgraderingen är den första plåten 9 mm tjock, den andra är 7 mm och de återstående 5 plåtarna 6 mm tjocka. Den senare är den minsta tillåtna tjockleken enligt standard i detta fall.



Figur 4.11. Plåttjocklek som funktion av tankhöjd före och efter uppgraderingen

Den totala viktminskningen var 19,1 ton eller 33 %.

Data för tanken lämnades av Outokumpu Stainless, Avesta och information om kostnaderna har lämnats av Stålmonteringar AB i Trollhättan, Sverige, en tillverkare av denna typ av tank.

4.4.2 Livscykelanalys

Eftersom livscykelanalysen beräkningsmässigt visats i detalj i föregående två exempel görs här direkt en analys med mjukvaruverktyget EcoSteel. Förutsättningarna för livscykelanalysen ges nedan för de olika faserna.

4.4.3 Stålproduktionen

Denna modul omfattar produktion av råvaror och stål till tanken. Eftersom stålplåtarna levererades till platsen i ”rätt” storlek, är utbytesförlusterna små och antas lika före och efter uppgraderingen. Dessa förluster har därför inte tagits med i analysen. Stålmängderna som analyseras antas därför vara lika med vikten av behållarna som visas i tabell 4.3.

4.4.4 Transport av stål

Eftersom detta är ett generellt exempel, antas transportavståndet till uppställningsplatsen vara lika före och efter uppgraderingen och har antagits till 1000 km. Lastbil väljs som transportsätt.

4.4.5 Tillverkning

Såsom nämnts tidigare, är tanken tillverkad på den plats där det kommer att vara i drift. Den svetsas samman av 2 m breda stålplåtar, och 7 plåtar krävs för höjden 14 meter.

Den horisontella svetslängden är 320 m och den vertikala längden är 35 meter. Konsumtionen av svetstråd är 825 kg före och 419 kg efter uppgradering med det höghållfasta duplexa stålet.

Framställningen av svetstråden har miljömässigt approximerats med produktionen av motsvarande stålsort. Energiförbrukningen för svetsning är 8250 kWh före och 4190 kWh efter uppgraderingen.

4.4.6 Användning av tanken

Miljöaspekterna relaterade till användningen av tankarna kan vara skillnader i underhåll, korrosionsbeständighet och livslängd. I detta fall har en livslängd på minst 30 år antagits både före och efter uppgradering.

4.4.7 Återvinning

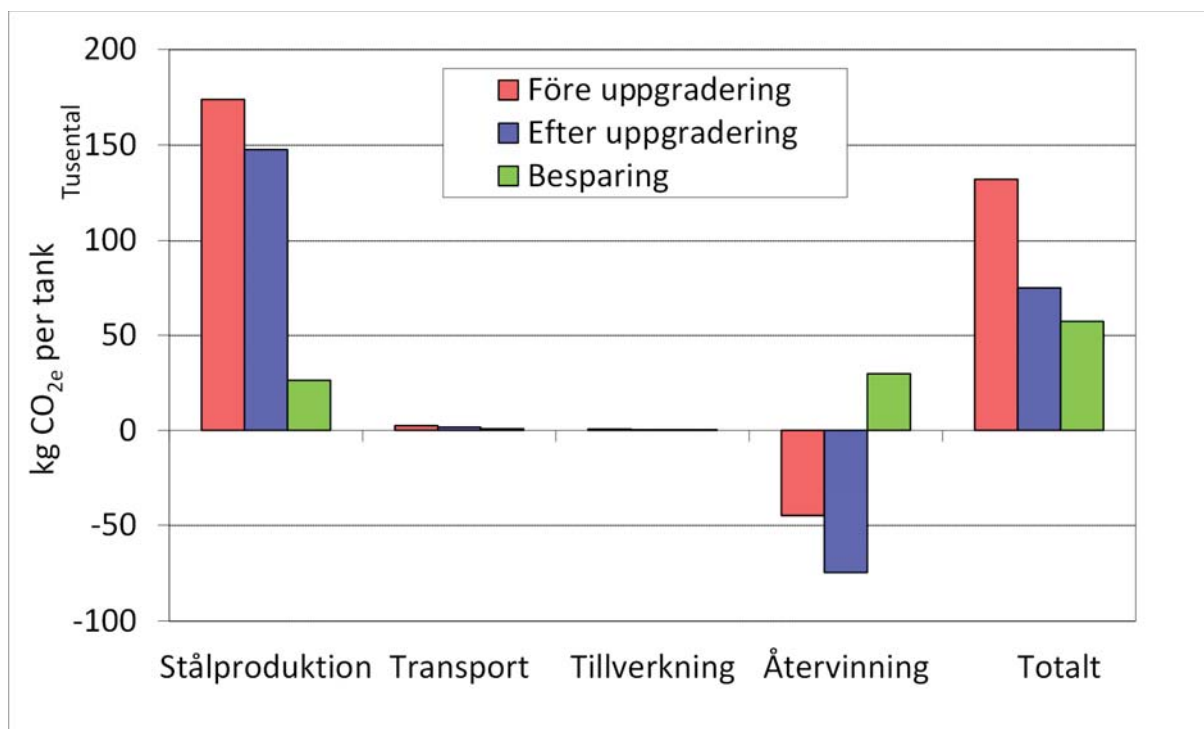
Det tillförda skrotet vid tillverkningen ges, i enlighet med rekommendationer av Eurofer, inte någon miljöbelastning i en ”vagga- grind” analys. En rostfri stålsort där en stor andel stålskrot tillsätts vid tillverkningen kommer då att få en relativt låg miljöbelastning i en ”vagga-grind” analys, även om den har en hög halt av legeringar.

Jämförbara resultat för en konstruktion tillverkat i olika stålsorter kan därför bara fås när miljöbelastningen för tillfört skrot och kreditering av miljövärde av det recirkulerade skrotet som fås när en stålprodukt återvinns, betraktas. Se även avsnitt 3.5.3. I detta exempel har en återvinningsgrad på 90 % antagits.

4.4.8 Resultat av analysen

De totala koldioxidutsläppen uppdelat på olika livscykel-faser visas i figur 4.12. *Global uppvärmning* har valts för att illustrera resultaten, eftersom de övriga effekterna kategorierna visar samma mönster som den globala uppvärmningen.

För den globala uppvärmningen har lagringstanken med det höghållfasta stålet EN 1.4162, 43 procent lägre miljöpåverkan än referensfallet med konventionell rostfritt stål, EN 1.4301.



Figur 4.12. Miljövärde avseende global uppvärmning för den uppgraderade lagringstanken, beräknat med EcoSteel verktyget

4.4.9 Miljöförändringar i olika faser i livscykelkedjan

Eftersom tanken är en passiv konstruktion är normalt miljöpåverkan under användningsfasen liten. Den miljöförändring som påverkas av uppgraderingen är i detta fall i huvudsak relaterad till stålproduktion och återvinning. Effekterna vid transport av stål och tillverkningen av konstruktionen uppgår bara till någon procent. Att återvinning av den lättare uppgraderade konstruktionen ger större miljöcreditering än det konventionella stålet beror på att det senare tillverkats med större andel skrot som i "vagga-grind" fasen betraktats fritt från miljöbelastning.

4.4.10 Livscykelkostnad

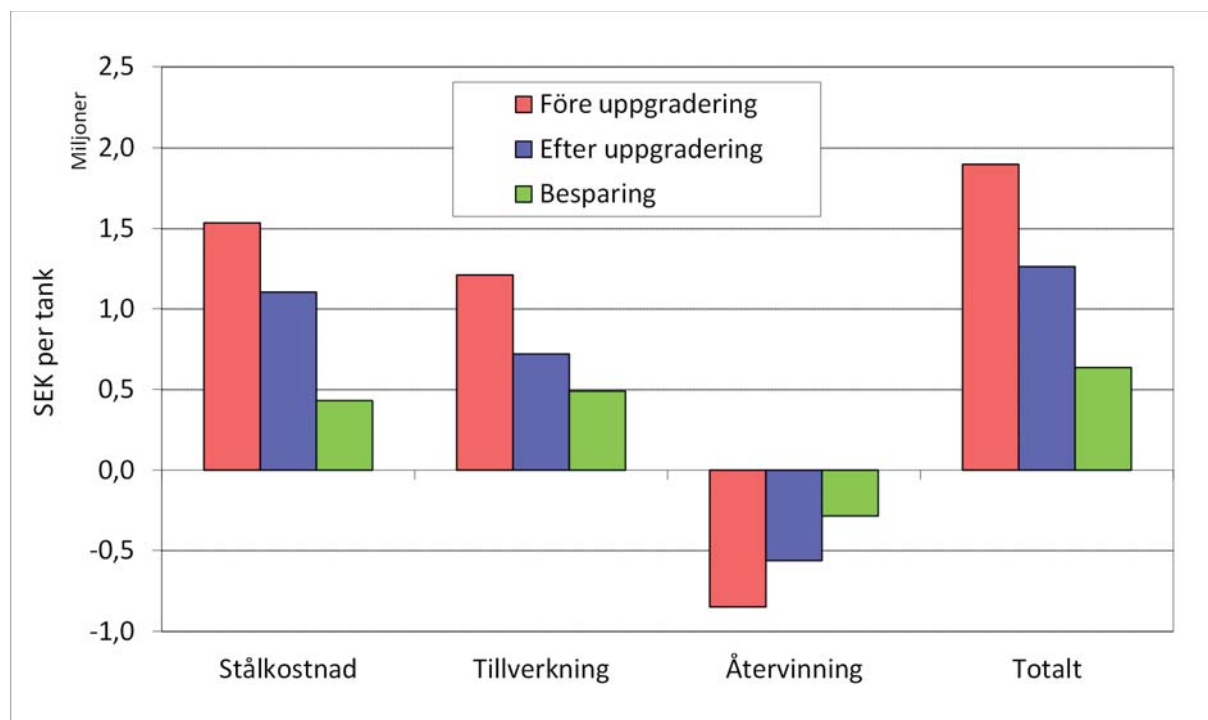
Stålpriserna har antagits vara 26700 SEK/ton och 28800 SEK/ton för stål EN 1.4301 och EN 1.4162 respektive. Skrotpriset har antagits till 16400 SEK/ton respektive 16300 SEK/ton.

Kostnaden för tillverkning av tanken påverkas framför allt av att mindre svetsmaterial och svetsarbete behövs på grund av tunnare godstjocklekar. Den totala tillverkningskostnaden per tank före och efter uppgradering var 1 210 000 respektive 720 000 kr. Hur detta fördelas framgår av Tabell 4.4.

Tabell 4.4. Fördelning av tillverkningskostnaden före och efter uppgraderingen

Moment	Före uppgradering	Efter uppgradering
Svetsmaterial mm. %	11,0	15,8
Kostnad för svetsutrustning, gas m.m., %	25,6	26,2
Arbetskostnad för svetsning, %	31,3	29,0
Arbetskostnad för montering, %	31,3	29,0
Total tillverkningskostnad, SEK	1 210 000	720 000

Genom att uppgradera materialet i tanken till ett duplex höghållfast rostfritt stål med en hållfasthet, som är dubbelt så hög som för en tank tillverkad i konventionellt stål, kan livscykelkostnaden inklusive återvinning av stålet minskas med 34 %. Två tredjedelar av denna minskning beror på att kostnaden för tillverkningen av konstruktionen har blivit lägre. Figur 4.13 visar en sammanfattning av livscykelkostnaderna.



Figur 4.13. Livscykelkostnad för den uppgraderade lagringstanken uppdelad på olika faser, beräknat med EcoSteel verktyget.

5 Miljövärdering av processförändringar

5.1 Generell arbetsmetodik för miljöanalys av processförändringar

5.1.1 Allmänt

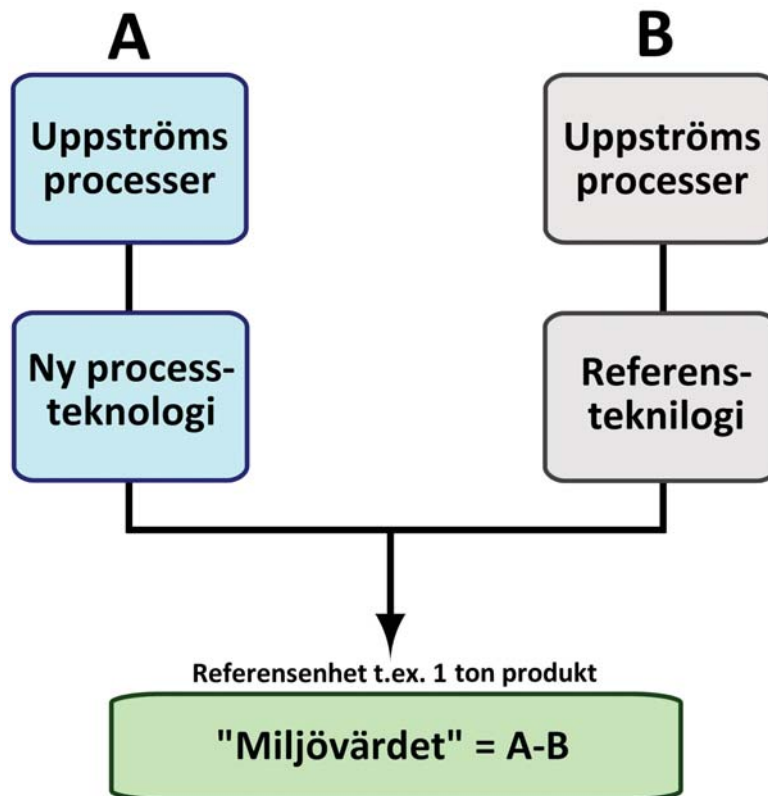
Detta kapitel beskriver hur man analyserar miljövärde av processförändringar vid ståltillverkning.

En miljöanalys av detta slag jämför två scenarier, det nuvarande och det modifierade förfarandet. Skillnaden mellan den befintliga och den nya modifierade processens miljövärde beräknas med differenskalkyl.

Analysen underlättas av att den tekniska förändringen beskrivs i ett flödesschema och att data för mass- och energiflöden före och efter förändringen noteras så att differensen mellan de två alternativen tydligt framgår. I praktiken handlar det om att kvantifiera processens in- och utflöden som exempelvis:

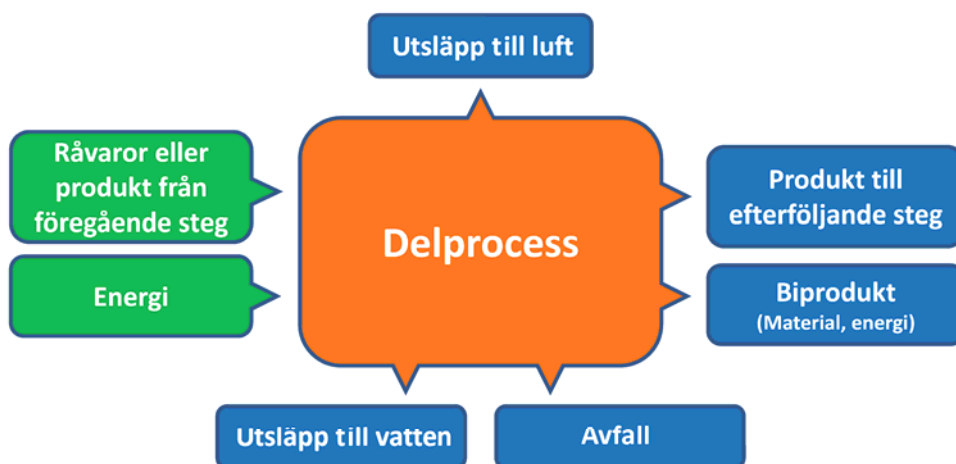
- Förbrukning av råvaror som järnmalm, kol, koks, legeringar och kemikalier.
- Användning av energi (elkraft och bränslen), till exempel kol, olja, naturgas, gasol och biobränslen.
- Utsläpp till luft och vatten. Välj företrädesvis data som redan tagits fram i andra sammanhang.
- Restprodukter och restenergier och deras användning med den befintliga och nya processen
- I det fall processen utgör en del av en tillverkningskedja, till exempel en syrgaskonverter (LD), skall även produktens mass- och energiflöden från föregående och efterföljande processteg noteras på sådant sätt att differensen klart framgår.

Data relateras till producerad mängd produkt, till exempel ett ton. En sådan processbeskrivning illustreras schematiskt i figur 5.1.



Figur 5.1. Beräkning av miljövärde av en processförändring.

Ett sätt att åskådliggöra processernas mass- och energiflöden är att sammanställa värdena i blockscheman enligt figur 5.2. Har den nya processen en begränsad effekt på föregående och efterföljande processled kan miljövärde direkt identifieras i ett sådant blockschema.



Figur 5.2. Beskrivning av ett processteg i en tillverkningskedja.

Analysens mål och omfattning styr hur detaljerad datainsamlingen skall vara, det vill säga vilka in- och utflöden som är relevanta.

Ett exempel på ett mål för analysen kan vara: *”Utred om det går att spara fossila resurser och minska koldioxidutsläppen med den nya processtekniken.”* I ett sådant fall behöver man oftast inte samla in uppgifter om utsläpp till vatten eller andra luftutsläpp än koldioxid, inte heller data som rör mängden restprodukter.

Vid större processändringar kan det vara nödvändigt att miljövärdera fler parametrar för att få en relevant bild av miljövärdet. I kapitel 2.2.2 finns flera kategorier av miljöpåverkan angivna.

Funktionen, den valda systemgränsen och marginaleffekter för miljöanalysen är viktig och att:

- Båda scenarierna ska generera samma funktioner, och att det kan handla om en eller flera, till exempel stål med samma egenskaper och en kvalitativ slag för återvinning
- Differenser i processdata utanför systemgränsen skall vara marginella
- Processteg som är lika i båda scenarierna kan utelämnas, eftersom miljövärdet beräknas som en differens för de processteg som ändrats

Om det framräknade miljövärdet är positivt betyder det att processförändringen medför en miljöförbättring. Är det negativt är den nya teknologin sämre ur miljösynpunkt än referensfallet.

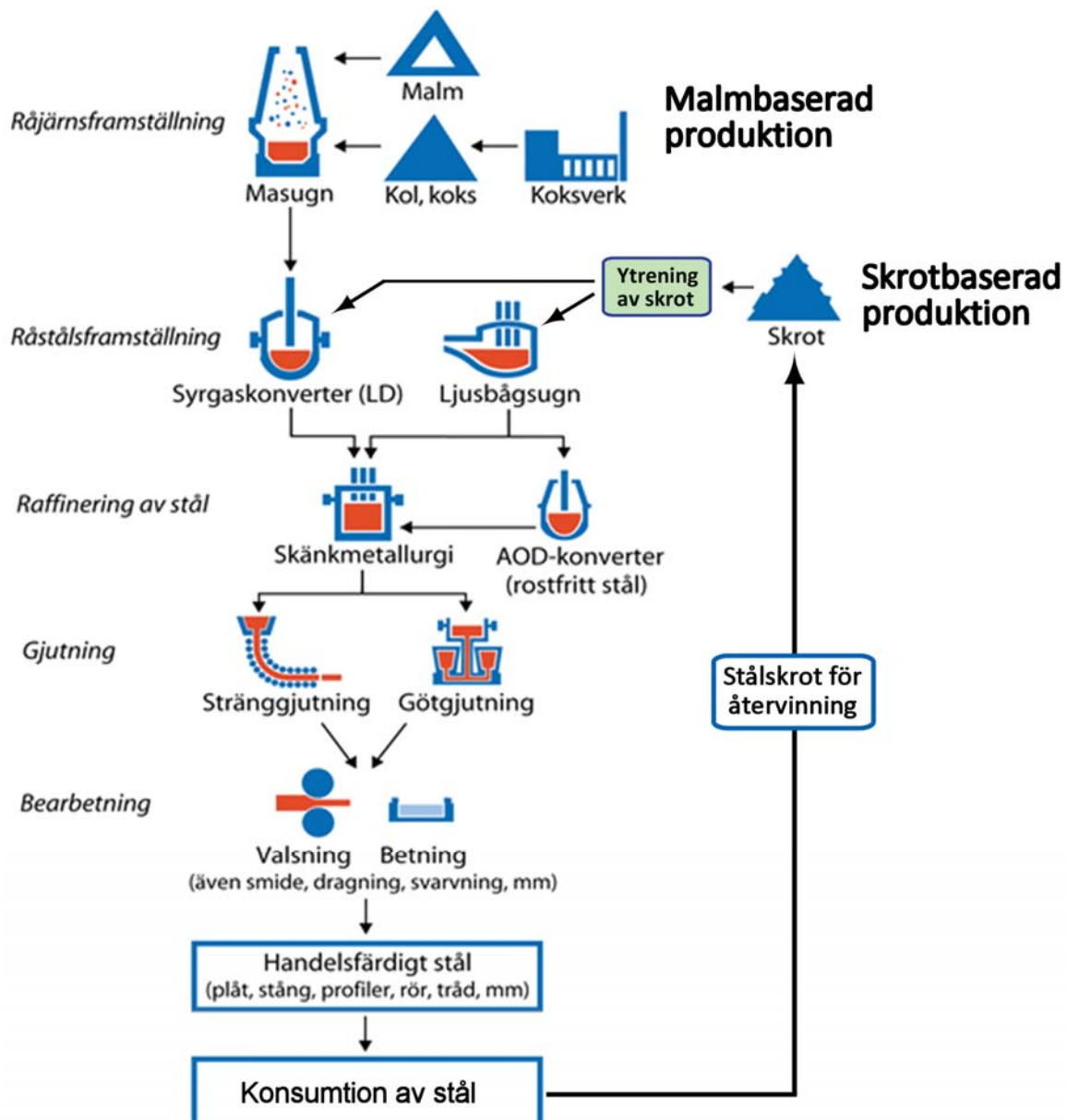
5.1.2 Expanderad analys av processförändringar

Det kan vara av intresse att räkna fram de miljövärden som enskilda processförändringar kan ge om effekten analyseras för stålets kretslopp i till exempel Sverige. En sådan beräkning ger en uppfattning om den maximala förbättringspotentialen av miljövärdet för processförbättringen och indikerar den tekniska förändringens samhällsvärde.

Sett till hela stål- och skrotflödet kan det emellertid finnas både positiva och negativa synergier av processförändringar eftersom det svenska stålkretsloppet inte ett slutet system. Mycket av den svenska stålproduktionen exporteras och stora delar av det stål som används i landet importerar. Detsamma gäller stålskrot.

En mer detaljerad modell av stålets kretslopp i Sverige, som den som illustreras i figur 5.3, kan bilda underlag för en noggrannare beräkning.

Som exempel kan vi betrakta effekten av ökad användning av stålskrot vid tillverkning av stål från råjärn i syrgaskonverter genom att införa en ny process, ”Termisk ytrensning av skrot” före ståltillverkningen. Den är benämnd ”Ytrensning av skrot” i figur 5.3. Effekten blir bland annat att man kan minska användningen av råstål från malm, vilket totalt sett ger en miljöförbättring. Man bör dock kontrollera att det finns tillräckligt med skrot tillgängligt så att det inte uppstår brist på skrot. Stålet måste då kanske, i ett längre perspektiv, tillverkas av råstål från malm. Miljöfördelen i den enskilda processen kan då inte växlas upp till en miljöfördel för hela det nationella stålkretsloppet.



Figur 5.3. Modell av stålets tillverkning med ytrensning av skrot markerad.

Ett annat tänkbart scenario är dock att förbättrad skrotanalys, effektivare skrotinsamling och förbättrad fragmentering/sortering sammantaget ökar tillgången på skrot, så att det täcker delar av det ökade behovet. Varje ytterligare ton kolstålskrot som kan återvinnas på detta sätt och användas istället för råstål från järnmalm vid ståltillverkning ger en miljövinst på cirka 1,5 ton CO_{2e} det vill säga en minskning av miljöbelastningen med cirka 75 %. Detta kan sedan växlas upp till en miljöfördel för hela stålets kretslopp motsvarande minskningen av råstål från malm.

Vid en fullständig analys skall också eventuella skillnader i materialutbyte hos de jämförda processerna bestämmas samt hur försörjningen med råvaror som järnmalm och legeringsmetaller påverkas. Kringprocesser för försörjning med till exempel media (ånga, hetvatten, luftgaser etc.) och hur restenergier och restprodukter hanteras behöver också granskas. Eventuella skillnader i transporter i de båda scenarierna skall också beaktas.

När konceptet väl är analyserat och formulerat är nästa steg att hämta in data, det vill säga sammanställa kvantitativa uppgifter om mass- och energiflöden så att differenserna kan beräknas. När detta är klart kontrolleras att data är rimliga. Materialbalanser ska stämma, utsläppen av koldioxid ska vara rimliga med hänsyn till användningen av kolinnehållet i fossila bränslen. Det får inte finnas uppenbara tekniska orimligheter eller ofullständigheter.

Schemat med data översätts till en LCA-modell och själva miljöanalysen genomförs på det sätt som beskrivs i avsnitt 2.4 - Modellering av LCA-systemet.

En detaljerad analys och miljövärdesberäkning visas i Appendix 3 för en process som utvecklats inom miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet*. Processen handlar om termisk ytrening av skrot innan det används i stålverket.

Appendix 1

Förkortningar

SETAC

Society for Environmental Toxicology and Chemistry. Ett internationellt och obundet vetenskapligt samfund som spelat en stor roll för utvecklingen av LCA som vetenskap sedan början av 1990-talet

ISO

International Organization for Standardization. Ett icke-statligt standardiseringsorgan som utvecklar standarder på frivillig och global nivå oftast med stort industrideltagande. Ansvarar bl.a. för ”miljöstandarder” inom ISO 14000 serien. Har spelat en stor roll för utvecklingen av LCA genom sina LCA standarder SS-EN ISO 14040:2006 och SS-EN ISO 14044:2006

EPD-systemet

Det första programmet för certifierade, LCA baserade miljödeklarationer av varor och tjänster enligt ISO 14025. Lanserades i Sverige 1998 baserat på en teknisk rapport från ISO, som senare utvecklades till SS-EN ISO 14025:2006. EPD-systemet omvandlades 2008 till ett globalt system, där ca 10 nationer deltar (2012)

ISO 14025

SS-EN ISO 14025:2006. En ISO standard för certifierade, LCA baserade miljövarudeklarationer av varor och tjänster, s.k. ISO typ III deklarerationer, som också är svensk (SS) och europeisk (EN) standard. ISO standarden ställer huvudsakligen krav på hur program och regelverk för typ III deklarerationer ska utformas och kan inte användas direkt för att ta fram en miljövarudeklaration

JRC

Joint Research Centre. JRC är den europeiska unionens gemensamma vetenskapliga och tekniska fasta forskningsorgan med laboratorier på flera ställen i Europa. JRC i Ispra, Italien, arbetar bl.a. med LCA frågor. JRC Ispra ansvarar för den s.k. ILCD-handboken

ILCD handboken

The International Reference Life Cycle Data System, ILCD, utvecklas av JRC i Ispra och består av en handbok, *ILCD handbook*, som ger detaljerade vägledningar för genomförandet av LCA i olika tillämpningar samt *ILCD data network*, som är ett internationellt nätverk för LCA data under uppbyggnad (2012). ILCD handboken består av flera delar som publicerades under åren 2009 till 2012. ILCD handboken ställer mer detaljerade krav än ISO 14040 serien men är flexibel nog för att täcka in alla olika tillämpningar av LCA.

EPD

Environmental Product Declaration. EPD betecknar LCA-baserade miljövarudeklarationer.

CEN

The European Committee for Standardization. Ett europeiskt standardiseringsorgan med 33 nationella medlemmar, som utvecklar europastandarder (EN) och tekniska specifikationer. Dessa blir nationella standarder. CEN har en mer formell roll än ISO då EN-standarder kan ingå som en del i europeisk lagstiftning

PEF-guide

Product Environmental Footprint Guide ("miljöavtryck") utvecklas av JRC i Ispra och bygger på ILCD-handboken. Den är dock inte lika flexibel utan mer föreskrivande och liknar i mångt och mycket EPD-systemet. Målet är att ta fram en gemensam europeisk LCA-metodik som möjliggör jämförelser av produkters miljöprestanda. Dokumentet publicerades i juli 2012.

ELCD-databas

The European Reference Life Cycle Database har tagits fram av JRC i Ispra och innehåller LCA data som huvudsakligen utvecklats av europeiska branschorganisationer. ELCD är en föregångare till det blivande ILCD-datanätverket.

GaBi

GaBi är liksom Simapro med flera en kommersiell programvara för LCA beräkningar. Den innehåller bl.a. verktyg för modelluppbyggnad och flera miljödata, exempelvis ELCD-databasen. Programmet har kommit att bli något av en industristandard inom europeisk verkstadsindustri.

Appendix 2

Datakällor för miljövärdering

I den här bilagan listas olika källor rörande data för miljövärderingar.

Tabellerna innehåller information om sökvägar grupperat på råvaror, energi, transporter etc.

Allmänna LCA databaser

Databas	Beskrivning	Kontaktuppgifter
GaBi	Till LCA-programvaran GaBi finns ett antal databaser att köpa och en databas (GaBi Professional) som ingår. Den senare innehåller det mesta man behöver i form av produktion och förbränning av bränslen, transport data och ett antal material och kemikalier. Licens fordras.	PE International, Tyskland (www.gabi-software.com)
EcoInvent	Drivs av flera parter inom ett kompetenscentrum i Schweiz. Data levereras i Excel, men finns även att köpa på GaBi-format. Licens fordras.	www.ecoinvent.org
ELCD	EU:s öppna LCA-databas.	http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/data
NTM	Data för transporter med olika transportmedel.	Nätverket för Trafik och Miljö (NTM) www.ntmcalc.se

Järn och stål

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Kolstål	worldsteel	Globala och Europeiska genomsnitt för ett antal kategorier av kolstål. Databaserade på vagga till grind analyser gjorda hos stålföretagen.	www.worldsteel.org
Rostfritt stål	Eurofer	Genomsnitt för ett antal kategorier av rostfria stål. Data baserade på vagga till grind analyser gjorda hos stålföretagen.	www.eurofer.org
Ståltillverkning	Jernkontoret	Svenska och skandinaviska data för stålindustrin.	www.jernkontoret.se
Stålverken och Återvinnings-industrierna	Årliga publika miljörapporter.	Råvaror, energi och utsläpp per verksamhetsområde och år.	Företagens hemsidor eller direktkontakt.

Råvaror

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Legerings-råvaror mm	GaBi	FeCr, FeMn, FeSi, FeV, Cu & Zn	www.gabi-software.com
Molybden	IMOA	FeMo, Mo-briketter & Mo-oxid	www.imoa.info
Nickel	<i>Nickel institute</i>	FeNi, Ni & Ni-oxid	www.nickelinstitute.org
Aluminium	EAA (<i>European Aluminium Association</i>)	<i>Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry, European Aluminium Association, Brussels, September 2005.</i>	www.alueurope.eu
Gaser	Leverantörer av gaser t.ex. AGA och Air Liquide	Data för syrgas, kvävgas, argon etc.	Företagens hemsidor eller direktkontakt.
Gaser	Ecoinvent	Genomsnittsdata för Europa	www.ecoinvent.org

Bränslen

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Raffinaderier	Årliga publika miljörapporter.	Råvaror, energi och utsläpp per verksamhetsområde och år.	Företagens hemsidor.
Utvinning & raffinering	GaBi respektive Ecoinvent	Bränslen uppdelat på olika länder och regioner.	www.gabi-software.com respektive www.ecoinvent.org
Förbränning	GaBi respektive Ecoinvent	Förbränning av olika bränslen för olika länder och regioner.	www.gabi-software.com respektive www.ecoinvent.org

Elektricitet

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Elektrisk kraft	GaBi respektive Ecoinvent	Data för enskilda kraftslag.	www.gabi-software.com respektive www.ecoinvent.org
Elstatistik	International Energy Agency (IEA)	El-statistik för produktionsmixer för länder och regioner. Import & export statistik som möjliggör beräkning av konsumtionsmixer.	www.iea.org
Elstatistik	European Network of Transmission System Operators for Electricity	El-statistik	www.entsoe.eu
Elstatistik	Svenska Kraftnät	El-statistik för Sverige	www.svk.se
Elektrisk kraft	Miljövarudeklarationer tex från Vattenfall, Eon etc.	Data för enskilda kraftslag.	Företagens hemsidor.

Transporter

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Transporter	Nätverket för Trafik och Miljö (NTM)	Data för transporter med olika transportmedel.	www.ntmcalc.se
	Ecoinvent	Europeiska genomsnittsdata för transporter med olika fordon av olika vikt- och miljöklasser.	www.ecoinvent.org
	GaBi	Modeller för flera typer av fordon med möjlighet att variera lastgrad, typ av väg (motorväg, landsväg, tätort), andel biodrivmedel och svavelhalt i drivmedlet mm.	www.gabi-software.com
Transport-avstånd	Mappy	Beräkning av vägavstånd	http://en.mappy.com
	ViaMichelin	Beräkning av vägavstånd	www.viamichelin.com
	World Shipping Register	Beräkning av sjödistanser	http://e-ships.net/dist.htm
	Sea-Rates.com Port to port distances	Beräkning av sjödistanser	www.searates.com/ reference/portdistance
	PortWorld	Beräkning av sjödistanser	http://www.portworld.com/map
	Surface Distances Between Two Points	Beräkning av avstånd mellan två punkter på jordklotet och av storcirkel-distanser mellan städer.	www.chemical-ecology.net/java/ lat-long.htm

Övrigt

Process	Möjliga datakällor	Kommentar	Kontaktuppgifter
Energi	Jernkontorets energihandbok	En webbaserad energifaktabok	www.energihandbok.se
Miljövärdering av stål	Environmental Potential Report, IVL	Miljövärdering av stålprocesser och stålkonstruktioner.	www.stalkretsloppet.se , www.jernkontoret.se
Livscykelanalys	Wikipedia	Allmän beskrivning och översikt	www.en.wikipedia.org/wi ki/Life-cycle_assessment

Appendix 3

Exempel på miljövärdering vid processförändring

Ytrensning av stålskrot

Detta avsnitt beskriver steg för steg hur en miljöanalys av en processförändring kan genomföras med hjälp av ett exempel där en ny process används för att förvärma och rengöra ytan på stålskrot från organiska ämnen och metallbeläggningar innan skrotet smälts. Det ytrensade stålskrotet används därefter som råvara i en ljusbågsugn eller som kylskrot i en syrgaskonverter. För förvärmningen av stålskrotet används termisk energi från processgaser eller energi i avfallsprodukter.

Miljö fördelar uppkommer genom att förvämt stålskrot minskar behovet av elkraft i en elektrostålugn. Alternativt utnyttjas värmen i stålskrotet för att tillsätta mer kylskrot i en stålkonverter, vilket innebär att behovet av råjärn från malmbaserad tillverkning kan minskas. Med en effektiv rening av rökgaserna från den nya ytreningsprocessen undviks diffus avgång med låga halter av metaller och organiska ämnen från ståltillverkningen.

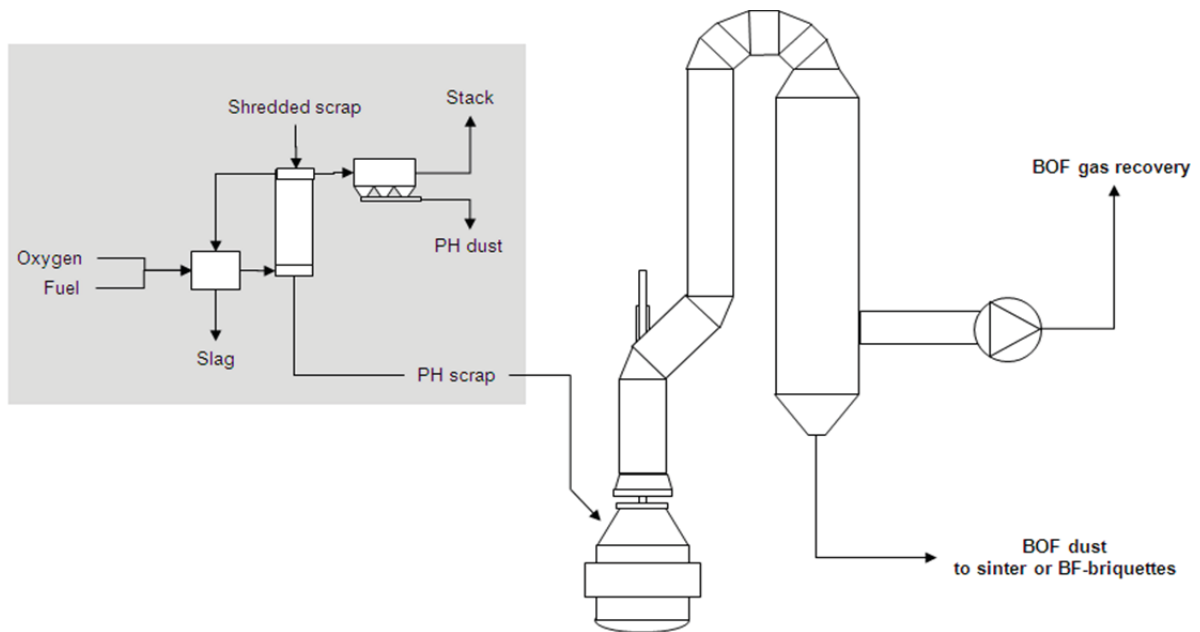
Analysen gjordes innan processen var färdigutvecklad men det ändrar inte sättet att göra en miljövärdering med LCA-metodiken.

Utgångspunkten – systembeskrivningen

Den nya processen innebär, för den skrotbaserade ståltillverkningen, att stålskrot ytrenas genom förvärmning innan det chargerats i ljusbågsugnen. Avgående rökgasstoff från smältningen innehåller zink från metallbelagt stålskrot. Zinken avskiljs ur rökgasstoffet för återanvändning.

I den integrerade stålprocessen (masugn och syrgaskonverter) tillsätts normalt inte belagt stålskrot till stålkonvertern eftersom det förhindrar återanvändning av stoffet.

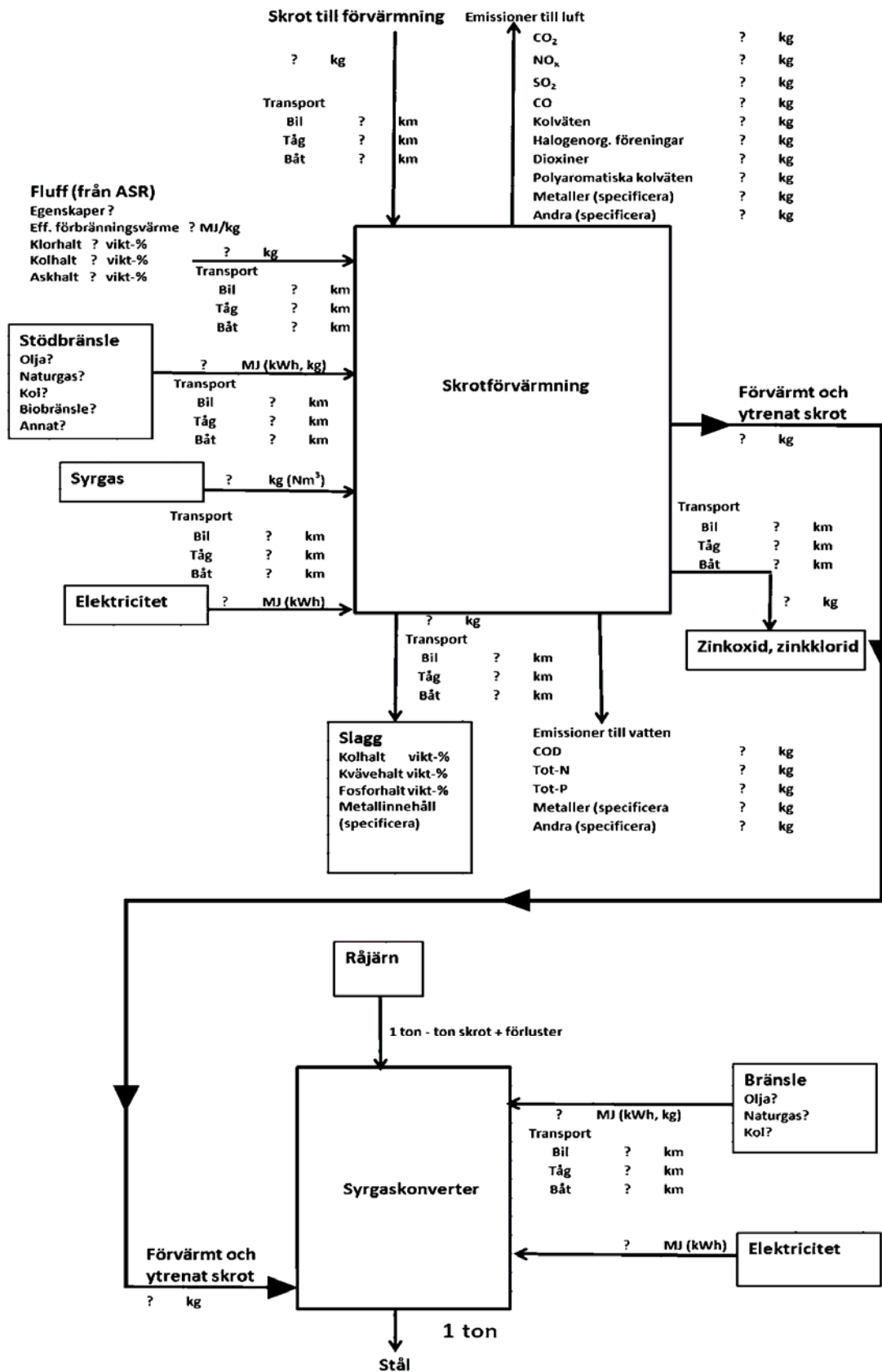
I en nyutveckling av ytreningsprocessen används plastavfall från bilar som bränsle, så kallad fluff som är en fraktion av ASR (*automobile shredded residue*). Det innehåller bland annat PVC. Vid förbränningen bildas klorväte som reagerar med zink till zinkklorid. Detta avgår med rökgaserna och kan tas om hand. Organiska ämnen som till exempel färg bränns också av. Det förvärmda skrotet ytrenat från zink kan då användas i den integrerade ståltillverkningen. Processen och dess inkoppling till en syrgaskonverter i en integrerad stålprocess visas i figur 1.



Figur 1. Principschema för inkoppling av ytreningsprocessen till en syrgaskonverter (BOF, basic oxygen furnace). Förvärmningsugnen med avgasrening och uppsamling av stoft (PH dust) visas till vänster. "PH scrap" är flödet av förvämt skrot. "PH dust" innehåller zink för återvinning.

Den funktionsbeskrivande modellen

För att definiera databehovet för miljöanalysen ritas ett förenklat schema i modulform med utgångspunkt från systembeskrivningen. Det som är av intresse för miljöanalysen är in- och utflödena från varje processteg enligt figur 5.1. För skrotförvärmningsprocessen kan den funktionsbeskrivande modellen se ut som i figur 2.



Figur 2. Utkast till funktionsbeskrivande modell för miljöanalys av ytrensning av stålskrot på ett integrerat stålverk.

Den primära funktionen är att få ut stål och den funktionella enheten väljs till 1 ton råstål. Betraktar man systemmodellen förefaller det troligt att de största miljöeffekterna orsakas av driften av skrotförvärmningen. Vidare kan transportererna av skrot och fluff påverka. Hur mycket detta påverkar miljövärde är beroende på hur långt och på vilket sätt dessa varor transporteras och på hur mycket fluff som behövs. Det är viktigt att ta reda på hur mycket förvärrat skrot som kan tillsättas per ton stål som tillverkas. För att sedan kunna räkna på skrotförvärmningssteget behövs uppgift om hur mycket stålskrot som i praktiken kan tillsättas och hur mycket bränsle/fluff detta kräver.

Fluffen betraktas som en avfallsprodukt och belastar endast med miljöeffekten av transporten till stålverket. Fluffens sammansättning och dess kolinnehåll behövs för att beräkna den mängd koldioxid som uppkommer vid förbränningen. Mängden koldioxid beräknas utifrån kolhalten i koldioxid på basis av att 1 kg kol genererar 3,67 kg koldioxid vid förbränning.

Förvärrat stålskrot ökar stålkonverterns behov av skrot för att kyla råjärnet vid tillförsel av syrgas. Detta har en betydande inverkan på miljöeffekterna från ståltillverkningen genom att mindre mängd råjärn från malm behöver tillverkas.

Om metalliserat stålskrot förvärras så kommer stoftet från anläggningen att innehålla zink som oxid eller klorid. I vilket fall som helst bör man beakta mängden zink och beräkna en miljökreditering för denna. Denna kreditering kan vara betydande, särskilt om den är lättare att återvinna än från stålverk utan ytreningsanläggning.

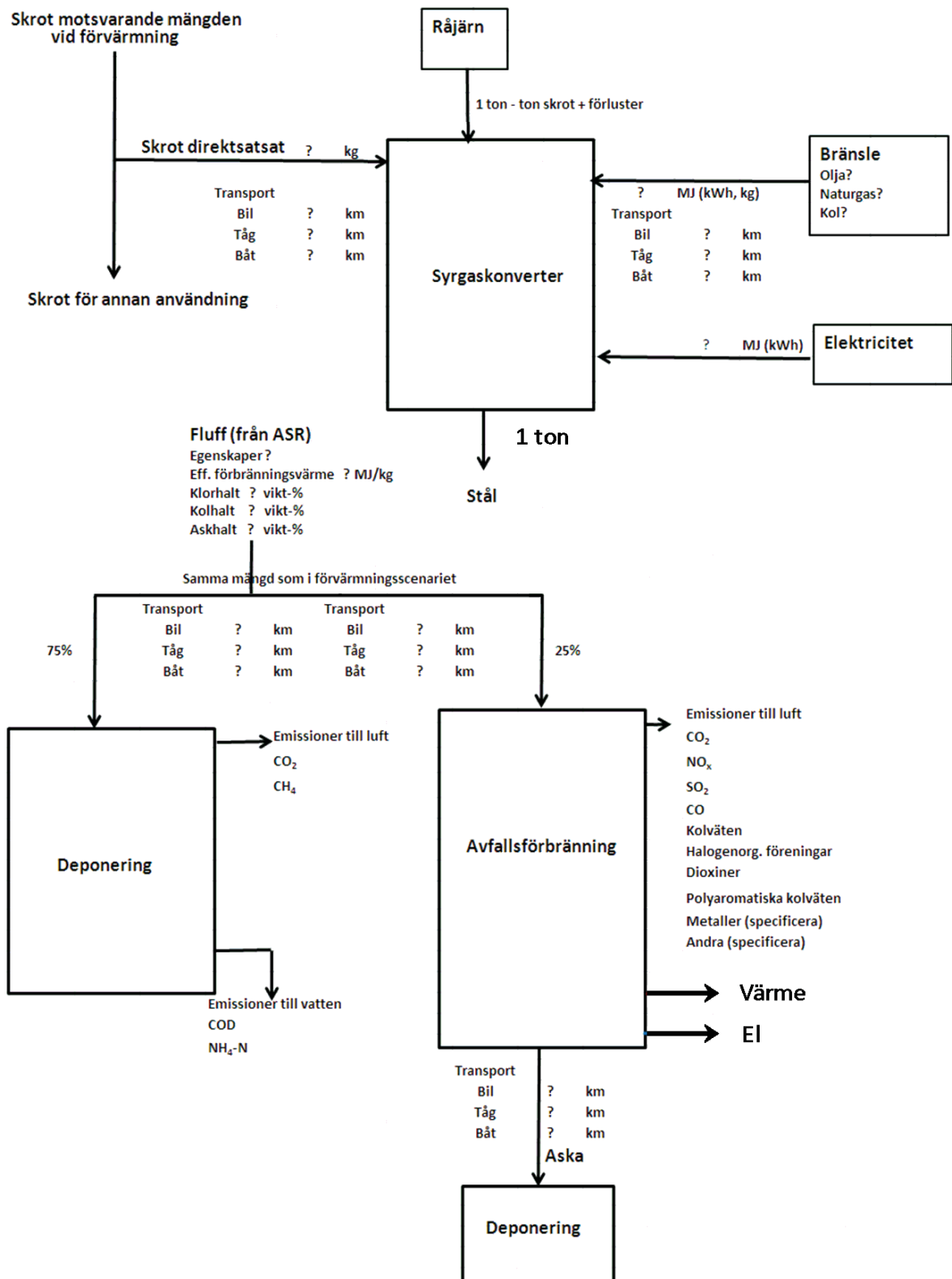
Mindre betydande är troligen den miljöpåverkan, som orsakas av behovet av bränsle, syrgas och elkraft. Man bör dock ta reda på hur mycket av dessa nyttigheter som beräknas användas samt hur och var någonstans de hämtas, bl. a. för att kunna räkna på miljöeffekterna av transporter och för att kunna beräkna miljöeffekterna av del elkraft som behövs. I figur 2 betecknar inramade process- eller substansnamn, att data måste samlas in för denna process. Data för produktion och förbränning av bränslen, produktion av syre samt för transporter och deponering finns i olika databaser eller litteraturkällor, se appendix 2.

Formulering av referensscenariot (dagens teknik)

Systemet i figur 2 tillhandahåller tre funktioner:

1. Leverera 1 ton råstål från ett integrerat stålverk
2. Omhändertagande av en viss mängd plastavfall
3. Omhändertagande av en viss mängd stålskrot

Det referensscenario, som ska modellera dagens situation, ska ge samma tre tjänster som systemet som använder skrotförvärmning. Ett system, som utan skrotförvärmning uppfyller det villkoret, kan se ut som i figur 3.



Figur 3. Modell för referensscenariot till skrotförvärmning vid integrerat stålverk.

I referensscenariot kommer stålverket att använda mer råjärn och mindre skrot än i förvärmningsscenarioet. Jämfört med detta får man alltså en viss mängd skrot "över", som kan användas till något annat.

Det kan bli nödvändigt att närmare beskriva såväl deponering som förbränning av fluff. Fluff är ett organiskt material och deponering ger upphov till bildning av biogas som är en blandning av koldioxid och metan. Biogasen kan tas om hand för energiutvinning, men om så inte sker blir den det växthusgasutsläpp, som ger klimatpåverkan. Metan är en potent växthusgas. 1 kg metan har under en hundraårsperiod samma effekt som 25 kg koldioxid. Vidare ger nedbrytningen av det organiska materialet upphov till andra nedbrytningsprodukter, bland annat fettsyror och ammoniumsalter, som lakas ut och ger en övergödningseffekt i omgivande vattendrag. Deponering tar också mark i anspråk och fordrar utgrävning och schaktning med dieseldrivna maskiner. Avfallsförbränningen ger i princip samma utsläpp som vid förbränning i skrotförvärmningsugnen. Avfallsförbränningen ger dock möjlighet att utvinna fjärrvärme och elkraft. Askan från förbränningen måste, liksom slaggen i scenariot med skrotförvärmning, deponeras.

De båda scenarierna uppfyller nu de tre funktioner som specificerat. De är trots det inte riktigt jämförbara. De kan generera ytterligare nyttigheter. Scenariot med skrotförvärmning kan ge zink, referensscenariot kan ge elkraft och fjärrvärme. För att ta hänsyn till detta kan man ”kreditera” miljöeffekterna för dessa nyttigheter genom att göra en så kallad systemutvidgning. Man beräknar miljöpåverkan från zinkframställning enligt ett relevant förfarande och subtraherar denna från miljöpåverkan från scenariot med skrotförvärmning (minskad miljöpåverkan). På samma sätt kan man beräkna miljöpåverkan från generering av elkraft och fjärrvärme på ett sätt, som är relevant för den ort där fluffen ska tas om hand som plastavfall, och sedan subtrahera denna påverkan från miljöpåverkan från referensscenariot.

Definition av mål och omfattning för analysen

Senast nu, när de tekniska systemen ställts upp och databehovet för att beskriva dem identifierats, ska studiens mål och omfattning formuleras på ett konkret och detaljerat sätt.

Mål

Målsättningen måste formuleras så konkret att den är ”operativ”. I exempelfallet kan en målsättning vara följande:

Utred om man kan spara resurser och minska utsläpp vid stålframställning från råjärn genom att införa skrotförvärmning och ytrening i ett integrerat stålverk.

Omfattning – avgränsning mot biosfären

Här fastställs systemen ramar så att material- och energiflöden kan följas bakåt och framåt. Huvudprincipen är att material och energivaror ska följas bakåt till sina ursprung i naturresurser. Produkter ska följas framåt till sitt slutliga omhändertagande, vilket är den punkt där de övergår i en annan produkts livscykel eller blir utsläpp till biosfären. Avsteg kan göras, till exempel för processlinjer som är lika i två jämförda fall, eller när man vill veta en produkts miljöbelastning fram till den punkt då den levereras från fabriken.

För exempelfallet kan det se ut så här:

Systemgränsen uppströms är utvinning av malm för produktion av råjärn och utvinning av råvaror för andra tillsatta material och använda energivaror, såsom el, olja osv. Fluff klassas som en restprodukt och belastas endast med miljöpåverkan från transporten till stålverket. Framställningen av plastmaterialet allokeras till den produkt, där plasten ingick. Plasten kan ju inte återvinnas till ny produkt av samma slag. Stålskrotets miljövärde begränsas till transporten till stålverket. I andra ändan krediterar vi inget miljövärde för återvunnet stål från råstålet eller överblivet skrot i referensscenariot. Nedströms kan vi för stålet sätta systemgränsen till uttaget från syrgaskonvertern. Efterföljande bearbetning påverkas inte av om man har skrotförvärmning eller inte. I övrigt är systemgränserna nedströms slutomhändertagande av avfallsprodukter. Det innebär att miljöpåverkan från deponering av slagg och aska i princip ska tas med, liksom deponering och förbränning av fluff.

Systemutvidgning för att ta hänsyn till utvinningen av zink, fjärrvärme och elkraft är scenarioberoende och kan ge skiftande resultat.

Omfattning – avgränsning av miljöpåverkansanalysen

Vilka miljöpåverkanskategorier man ska ta med i analysen bestäms i första hand av frågeställningen. Ju fler kategorier som beaktas desto större säkerhet har man, att väsentliga aspekter inte förbises. För en tung processindustri, där energianvändning är en viktig aspekt, kan en överslagsmässig analys ofta begränsas till följande kategorier:

- ❖ Användning av primära energiresurser, uppdelade på ej förnybara och förnybara resurser.
- ❖ Användning av ej förnybara materialresurser.
- ❖ Klimatpåverkan, det vill säga emission av växthusgaser.

Denna avgränsning innebär i exempelfallet, att vi i praktiken kan bortse från deponering av oorganiskt material, som aska och slagg. Den klimatpåverkan dessa ger upphov till kommer från dieselanvändningen i grävmaskiner och torde vara försumbar i en preliminär beräkning. Den väsentliga miljöpåverkan från deponering av oorganiskt material är ekotoxiska effekter från metaller och övergödningseffekter från kväve- och fosforsalter i lakvatten från deponering. Dessa aspekter bortses ifrån genom avgränsning av systemgränsen. Däremot kan vi inte bortse från deponeringen av plastavfallet i referensscenariot. Här kan det bli en växthuseffekt från det organiska materialet.

Omfattning – tidsmässig avgränsning

En miljöpåverkansanalys av en process förlorar naturligtvis efterhand sin aktualitet, eftersom såväl den studerade processen som de teknologier som förser processen med energi och insatsvaror utvecklas med tiden. Man bör därför försöka ange under vilken tidsperiod använda data samlats in, och om de avser bästa tillgängliga teknik eller genomsnittlig teknik.

För exempelfallet blir det så här:

De data som i skrivande stund kan få för skrotförvärmningsförfarandet kommer från pilotförsök utförda under år 2009. Det finns inga data från en verklig anläggning. Utvecklingen av processen pågår.

Data för framställning av råjärn är representativa för SSAB år 2005. Data för övriga material och energivaror, som vi kan få från olika källor (databaser), är av varierande aktualitet. Generellt återspeglar de genomsnittlig teknik under perioden 1995 – 2005.

Omfattning – geografisk avgränsning

Den geografiska lokaliseringen av processen har betydelse på flera sätt. Logistiken, det vill säga transportvägar och transportsätt, för råvaruförsörjning och produktleveranser påverkas naturligtvis. Dessutom har lokaliseringen betydelse för miljöpåverkan från elförsörjningen.

I exempelfallet utgår vi ifrån att skrotförvärmningsprocessen införs på ett integrerat stålverk i Sverige och har valt att räkna på svenska genomsnittdata för elproduktionen.

Den funktionella enheten

Eftersom målet för studien i exempelfallet är miljöpåverkan från ståltillverkning är det produktionen av stål, som är nyttigheten i fokus. Det är naturligt att välja 1 ton stål som funktionell enhet.

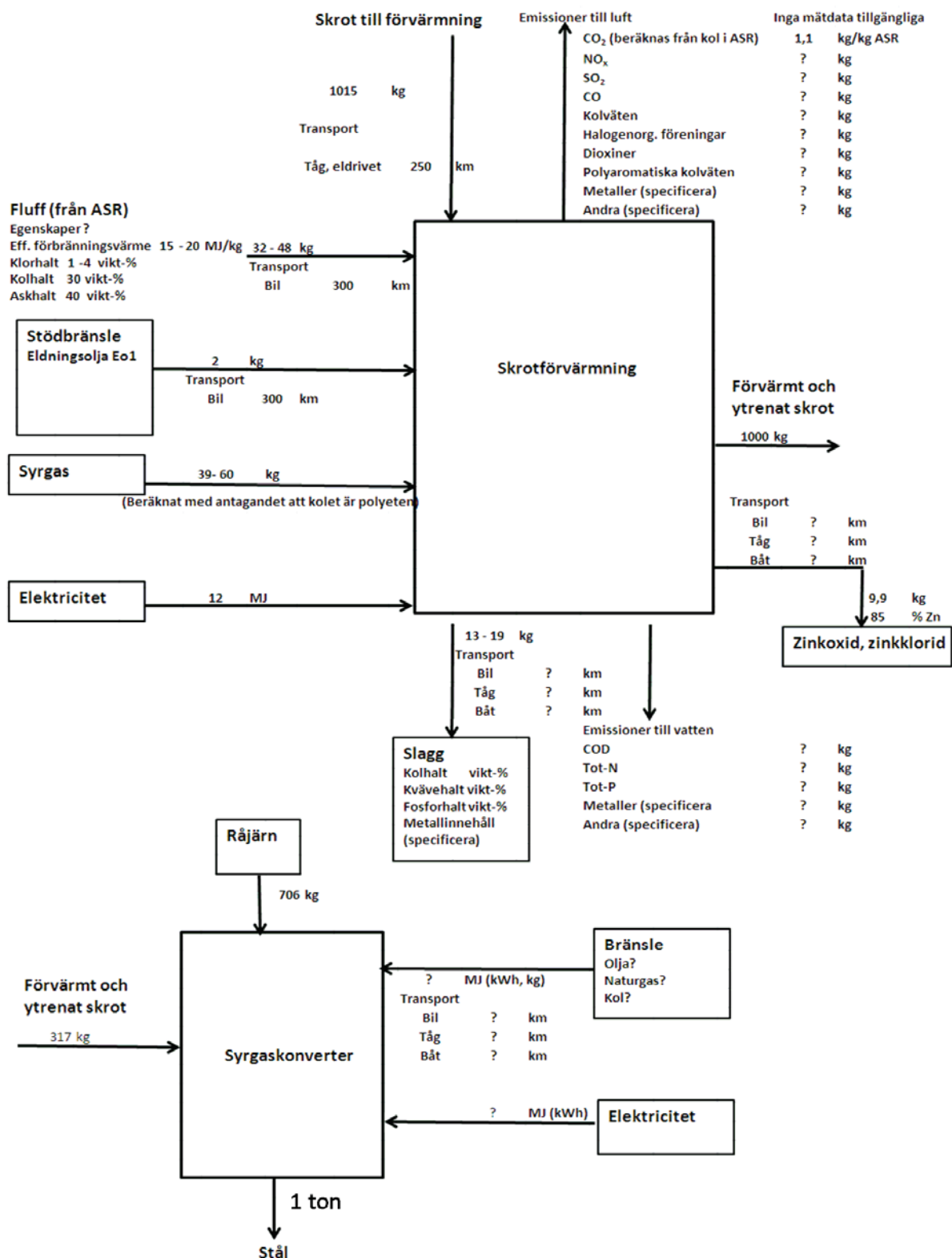
Inventeringen

Efter att systemet och målet fastställts är nästa steg att inventera och sammanställa de data som behövs för att kunna göra en differenskalkyl för den befintliga och den nya processen.

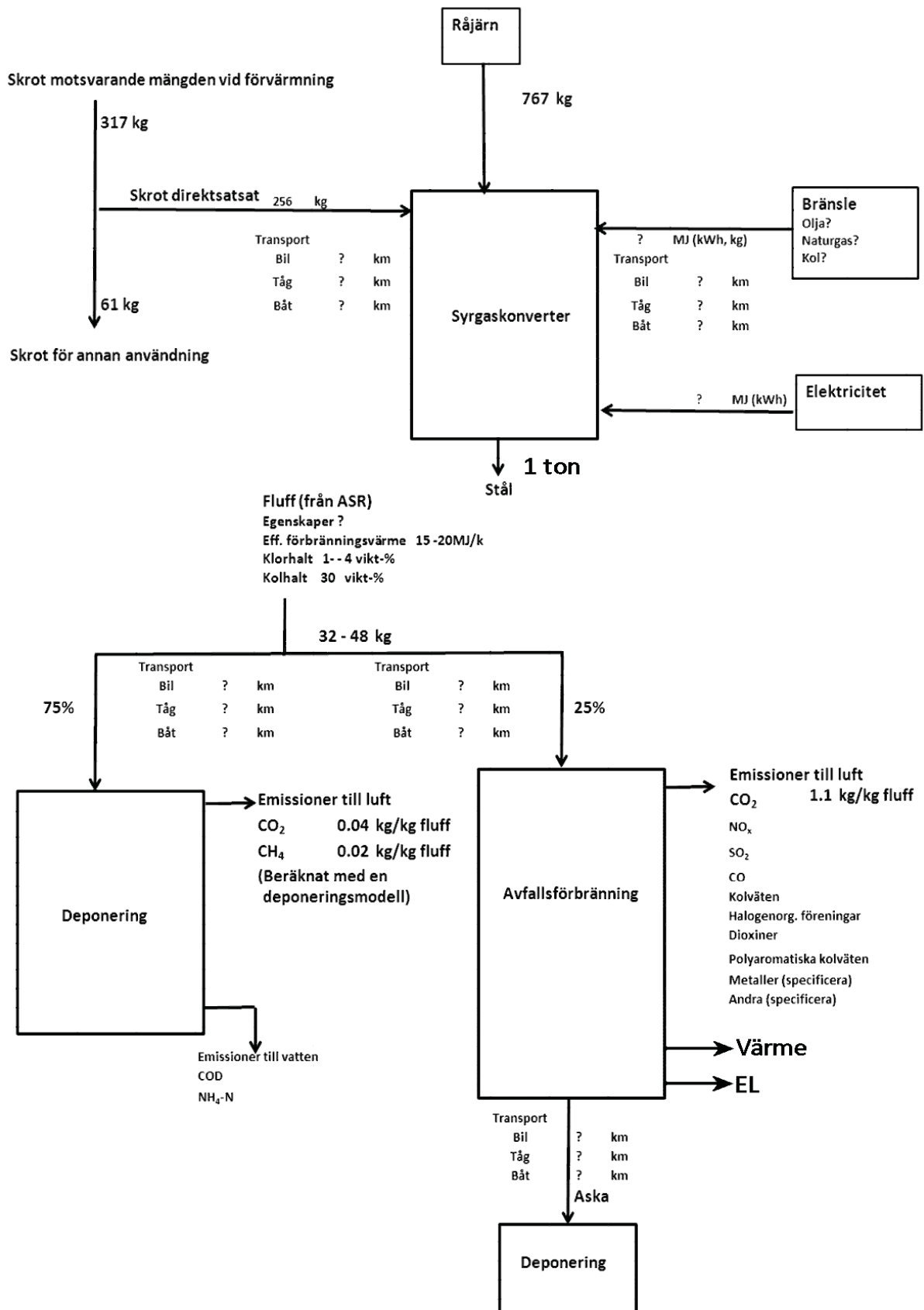
Kärnprocesserna

Kärnprocesserna är de processer som modifieras i processutvecklingen. För dessa består inventeringen i att fylla i data på de punkter där databehov identifierats i den framtagna modellen.

För exempelfallet kan rådata se ut som i figur 4 och figur 5.



Figur 4. Inventeringsdata för kärnprocesserna vid skrotförvärmning.



Figur 5. Inventeringsdata för kärnprocesserna i referensscenariot.

För själva skrotförvärmningen finns en ofullständig materialbalans baserad på 1 ton behandlat skrot.

Den första uppgiften är att fylla i väsentliga dataluckor. En väsentlig sådan är avsaknaden av utsläppsdata från pilotanläggningen. Eftersom vår analys endast ska omfatta resurser och klimatpåverkan, som vad gäller förbränningen till övervägande del orsakas av koldioxid, räcker det att beräkna koldioxidutsläppen från skrotförvärmningsugnen. Det görs med hjälp av kolhalten i fluff och kolhalten i koldioxid ($1 \text{ kg kol} \Rightarrow 3,67 \text{ kg koldioxid}$). Med en kolhalt på 30 % erhålls $0,3 \times 3,67 \approx 1,1 \text{ kg CO}_2/\text{kg fluff}$.

Efter ovanstående beräkning kan man nu med hjälp av de givna inventeringsuppgifterna beräkna data för de mest väsentliga miljöaspekterna, alltså driften av förvärmningsugnen och framställning av råjärn. Skrotförvärmning innebär att man för ett ton råstål måste förvärma sammanlagt 317 kg skrot. Av denna mängd behövs 256 kg även om man inte har skrotförvärmning. Med skrotförvärmning måste ytterligare 61 kg skrot transporteras till stålverket. För förvärmning av 317 kg skrot åtgår 15 kg fluff ($0,317 \times 48 \text{ kg}$), om vi räknar maximalt angiven mängd fluff. Mängder av övriga förbrukningsvaror som behövs beräknas på samma sätt genom nedskalning av mängderna per 1 000 kg skrot. Vid förbränningen av fluff frisätts $15 \times 1,1 = 16,5 \text{ kg koldioxid}$ av fossilt ursprung till atmosfären. Tack vare den extra skrottillsatsen kan vi spara 61 kg råjärn.

Den undvikna miljöbelastningen från framställningen av denna mängd är säkerligen den mest betydande miljöaspekten jämfört med referensscenariot. Denna miljöbelastning måste beräknas med hjälp av en modell för järnframställning från malm. Modellen ska innehålla de processteg som visas i figur 6.

Data för framställning råjärn ur malm via masugn hämtas för svenska förhållanden om möjligt t.ex. från SSAB, som har färdiga inventeringar och beräkningsmodeller för ståltillverkning uppdelade på de olika processtegen från malmbrytning till slutbearbetning.

Vidare undviker vi att behöva ta hand om 15 kg plastavfall i form av fluff från ASR. Därigenom undviker vi utsläpp av koldioxid och metan från avfallshanteringen (förbränning och deponering). Dessa undvikna utsläpp är troligen de näst mest betydande miljöaspekterna från det referensscenariot.

Huvuddelen av fluff går i referensscenariot på deponi, där efterhand en del av det organiska innehållet bryts ner anaerobt under bildning av metan och koldioxid. För att kunna beräkna klimatpåverkan från detta scenario måste vi alltså uppskatta de bildade mängderna av dessa utsläpp. Miljöpåverkan vid deponering sker under lång tid. Som konvention brukar man välja en tidsperiod på 100 år, som betraktas som den överblickbara tiden. Data för beräkning av utsläpp från deponier kan hämtas från olika databaser och litteraturkällor, se appendix 2. De data vi lagt in i figur 5 är en uppskattning för polyeten- och PVC-plast. (Som synes är det bara en bråkdel av kolet i plasten som omvandlas till utsläpp under den överblickbara tiden.

Ur klimatsynpunkt fungerar en deponi som en kolsänka). En mindre del av plasten förbränns i en avfallsförbränningsanläggning. Det finns modeller för beräkning av utsläpp från avfallsförbränning. Eftersom vi begränsar vår analys till klimatpåverkan behöver vi bara beräkna koldioxidemissionen.

Syrgaskonvertern är i sig en betydande miljöaspekt. Det finns dock inga uppgifter om hur syrgaskonvertern påverkas av ökad skrotsatsning. Vi utgår därför ifrån att denna använder lika mycket bränsle och elkraft i båda scenarierna. Vi kan då i analysen bortse från konverterns energianvändning och utsläppen från denna.

En mindre väsentlig datalucka är avsaknaden av uppgift om hur mycket syrgas som behövs till förvärmningsugnen. Man kan få en enkel uppskattning av syrebehovet för förbränningen genom att ansätta att plasten i fluff är polyeten och beräkna det teoretiska syrebehovet med hjälp av den uppgivna kolhalten och följande reaktionsformel:

$-CH_2- + 1,5O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$; 1 kg C i polyeten => $1,5 * 32 / 12 = 4$ kg O_2 förändrad

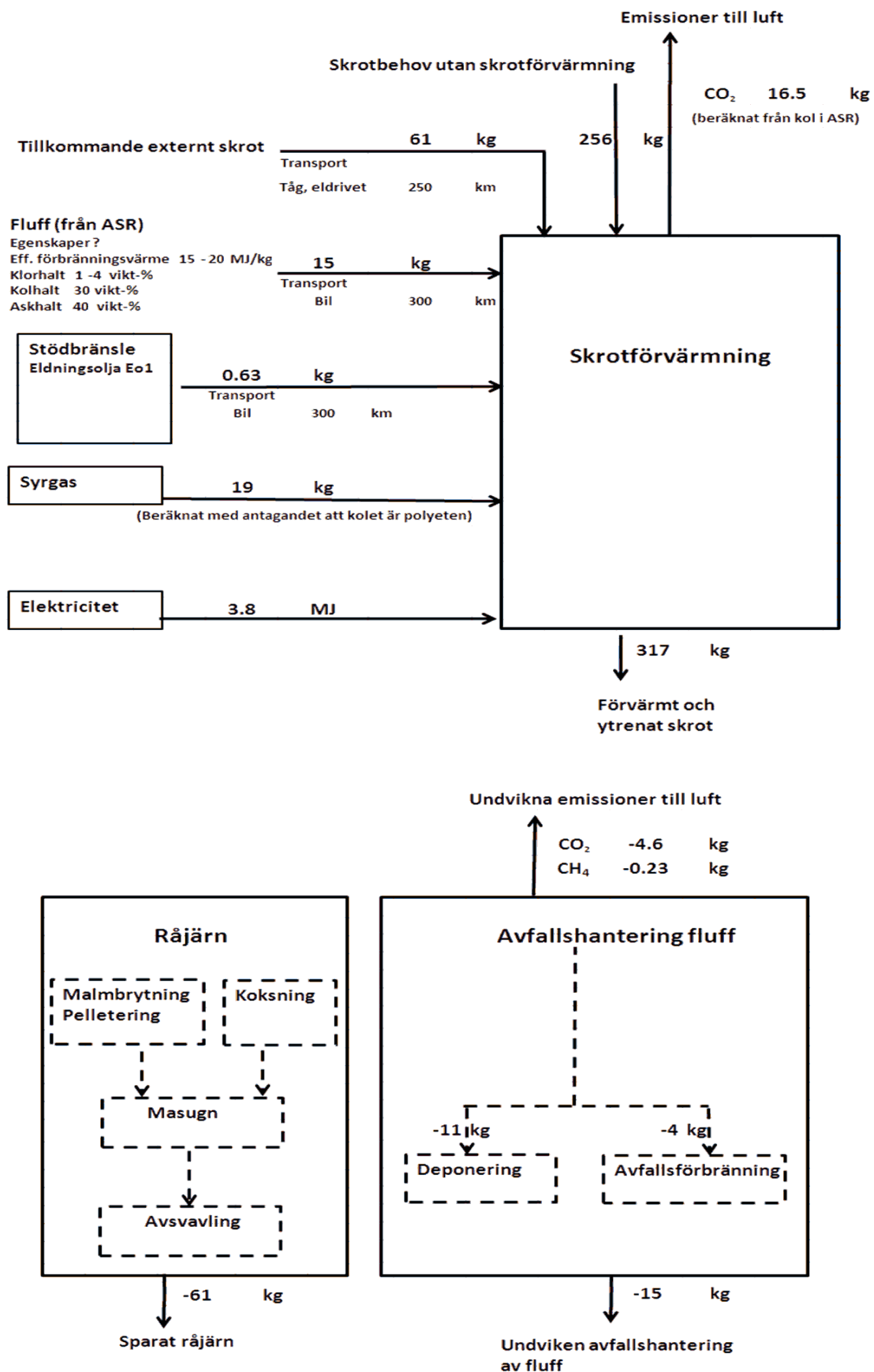
Framtransporterna av fluff och extra skrot är förmodligen av mindre miljömässig betydelse, givet de transportavstånd och mängder som uppges.

Zinkutvinning från förbränningen av fluff kan i och för sig ge en betydande miljövinna, om den utvunna zinken kan ersätta zink från malm. Eftersom detta är oklart vid analystillfället, görs det försiktiga antagandet, att ingen zinkutvinning sker gentemot referensscenariot.

Av samma skäl bortser vi från möjligheten att generera fjärrvärme och elkraft från förbränning av fluff i avfallsugn.

Ask- och slaggdeponering kan bortses från med de avgränsningar som gjorts. De enda klimatgaser som dessa processer ger upphov till kommer från användningen av dieselolja i maskiner. Dessa utsläpp torde vara försumbara i sammanhanget.

Inventeringen av kärnprocesserna i de båda fallen kan i det här fallet sammanfattas i en modell, så som visas i figur 6.



Figur 6. Slutlig modell för analys av skrotförvärmning. Alla data hänför sig till 1 ton råstål från syrgaskonvertern.

Perifera processer – uppströms- och nedströmsprocesser

Data för produktion av råvaror, kemikalier, energi och transporter kan hämtas från olika databaser och litteraturkällor, se appendix 2.

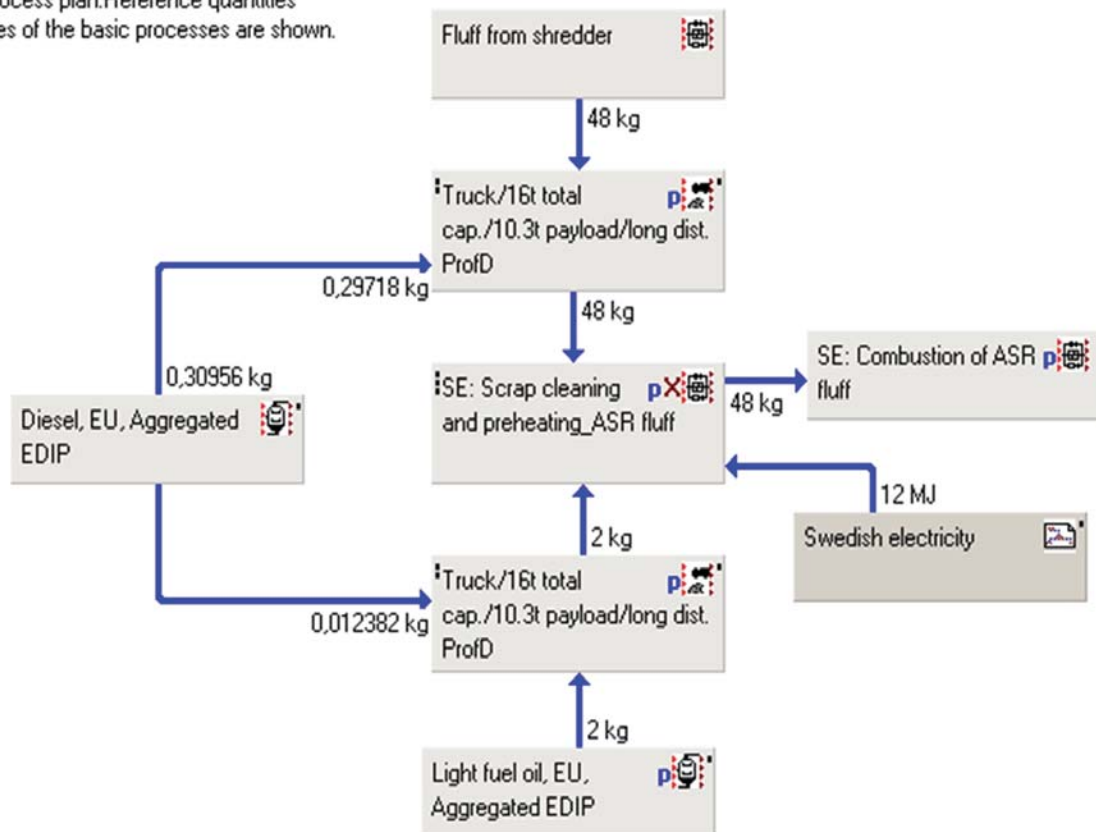
Beräkning av resultatet

Har man tillgång till en av de specialiserade LCA-programvaror som finns på marknaden, underlättar det beräkningsarbetet. För enklare system kan man emellertid också använda Excel. Varje processmodul får då representeras av ett arbetsblad. Arbetsbladen länkas sedan till varandra.

I exempelfallet gjordes modellerna och beräkningarna i programvaran GaBi, som är en avancerad programvara. De grafiska gränssnitten för modellerna visas i figurerna 7 och 8.

Scrap cleaning and preheating

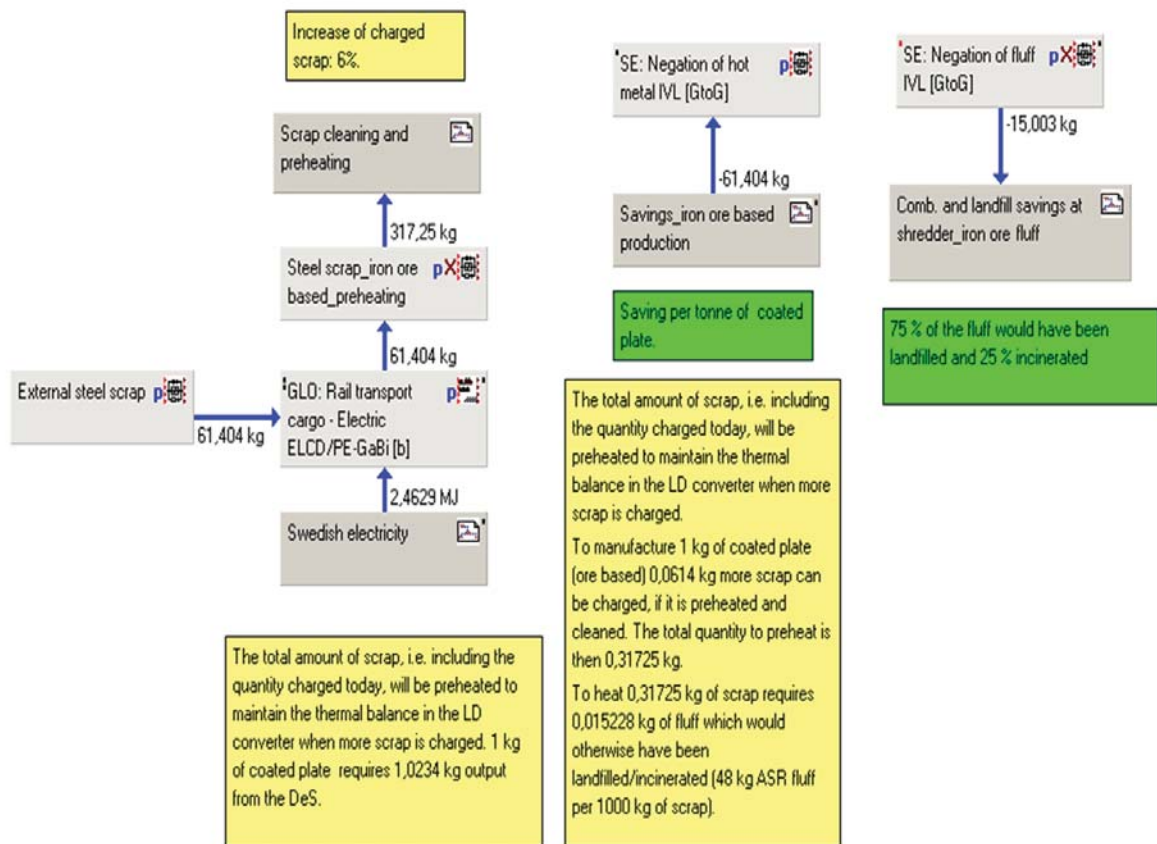
GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Figur 7. Flödesschema för skrotförvärmningsprocessen i GaBi 4. Schemat är baserat på 1 000 kg förvämt skrot.

Scrap cleaning and heating_iron ore

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Figur 8. Flödesschema för sammanställningsmodellen i GaBi 4. Skrotförvärmningen har här aggregerats till en enda modul. Modulerna för tillverkning av råjärn och avfallsbehandling av fluff är likaledes aggregerade, underliggande flödesscheman. Detsamma gäller elkraftmodulen för svensk elkraft.

I GaBi-modellerna har data för de perifera processerna lagts in direkt i form av färdiga processmoduler (*diesel, light fuel oil, truck, rail transport*). Dessa kan hämtas från databaser kopplade till GaBi. Andra modeller, som man själv byggt upp i tidigare steg och som används som grund, kan också läggas in som en enda modul (*Scrap cleaning, Savings iron ore based production, Comb. and landfill at shredder, Swedish electricity*).

För att visa hur man kan räkna i Excel kan som exempel tas utgångspunkt i figur 5 och räkna fram slutresultatet för klimatpåverkan. Data från databaser kan i regel erhållas i form av Exceltabeller i stället för moduler från databaser i LCA-programvaror. I figur 9 återges data för skrotförvärmningen inklusive den extra transporten av skrot i form av en Exceltabell.

Den ursprungliga tabellen innehåller ett stort antal parametrar. Det som behållits är inmatning av skrot och energiresurser, utbyte av renat och förvämt skrot samt de viktigaste utsläppen som bidrar till klimatpåverkan (växthuseffekten). Data i tabellen är per 1 000 kg tillfört skrot.

På samma sätt sammanställs data för råjärn per 1 000 kg järn in till konvertern.

För enkelhetens skull har bara klimatemissioner tagits med. Vidare har data för avfallshanteringen per 1 kg fluff efter fragmentering samlats in. Av detta kilogram skickas alltså 0,75 kg till deponi och 0,25 kg till avfallsförbränning.

Skrotförvärmning inklusive transport av extra skrot per 1000 kg skrot till förvärmning

Inputs

Flow	Quantity	Amount	Unit
Fluff from shredder_MEFOS [Waste for recovery]	Mass	47,293	kg
Steel scrap (total, external) [Waste for recovery]	Mass	558,098	kg
Steel scrap, internal [Waste for recovery]	Mass	441,962	kg
Steel scrap, (additional external) [Waste for recovery]	Mass	193,56	kg
Coal [Hard coal (resource)]	Mass	0,016	kg
Coal (22 MJ/kg) [Hard coal (resource)]	Mass	0,096	kg
Crude oil [Crude oil (resource)]	Mass	2,503	kg
Energy unspecified (APME) [Energy resources]	Energy (net calorific value)	-0,0212	MJ
Energy unspecified (APME) (Copy) [Energy resources]	Energy (net calorific value)	-0,00328	MJ
Hard coal [Hard coal (resource)]	Mass	0,0466	kg
Lignite [Lignite (resource)]	Mass	0,00445	kg
Lignite, fuel [Lignite (resource)]	Mass	0,0317	kg
Natural gas [Natural gas (resource)]	Mass	0,0121	kg
Natural gas, fuel [Natural gas (resource)]	Mass	0,136	kg
Natural gas, raw material [Natural gas (resource)]	Mass	1,46E-05	kg
Primary energy from hydro power [Renewable energy resources]	Energy ren. (net calorific value)	9,398	MJ
Primary energy from wind power [Renewable energy resources]	Energy ren. (net calorific value)	0	MJ
Soft wood, dry matter, fuel [Renewable energy resources]	Mass	4,62E-08	kg
Uranium in ore [Uranium (resource)]	Mass	7,40E-05	kg
Uranium natural [Uranium (resource)]	Mass	2,93E-06	kg
Wood [Renewable energy resources]	Mass	0,089	kg

Outputs

Flow	Quantity	Amount	Unit
Cleaned and preheated scrap [Waste for recovery]	Mass	985,281	kg
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	54,371	kg
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,0106	kg
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	3,73E-05	kg

1 000 kg sparat råjärn

Outputs

Flow	Quantity	Amount	Unit
Hot metal [Metals]	Mass	1000	kg
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	1420	kg
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	1,18	kg
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	6,02E-02	kg

1 kg fluff (från ASR) från fragmentering till avfallsbehandling

Outputs

Flow	Quantity	Amount	Unit
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	0,305	kg
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,0153	kg
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	8,18E-09	kg

Figur 9. De tre modulerna skrotförvärmning inklusive transport av extra skrot, framställning av råjärn och avfallsbehandling av fluff i Excelform. Tabellerna är utdrag ur de fullständiga tabellerna.

I nästa steg skalar man om de tre tabellerna i figur 9 till den funktionella enheten 1 ton råstål. Detta har gjorts för klimatemissionerna i figur 10. För varje modul multipliceras datatabellen med en skalfaktor. Det är också vad som sker i LCA-programvaror.

Skrotförvärmning inklusive transport av extra skrot per 1000 kg råstål från konverterern

Outputs	Skalfaktor	0,322		Klimatpåverkan
Flow	Quantity	Amount	Unit	kg CO_{2e}
Cleaned and preheated scrap [Waste for recovery]	Mass	317	kg	
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	17,49	kg	17,49
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,0034	kg	0,085
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	1,199E-05	kg	0,0036
				<hr/> 17,58
Sparat råjärn	Skalfaktor	0,0614		
Outputs				
Flow	Quantity	Amount	Unit	
Hot metal [Metals]	Mass	61,4	kg	
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	87,19	kg	-87,19
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,072	kg	-1,81
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	0,0037	kg	-1,10
				<hr/> -90,10
Sparad avfallsbehandling av fluff (från ASR)	Skalfaktor	15		
Outputs				
Flow	Quantity	Amount	Unit	
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]	Mass	4,58	kg	-4,58
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	Mass	0,23	kg	-5,74
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	Mass	1,227E-07	kg	-0,000037
				<hr/> -10,31
Karakteriseringsfaktorer för klimatpåverkan				<hr/> -82,83
kg CO_{2e}/kg substans				
Carbon dioxide [Inorganic emissions to air]		1		
Methane [Organic emissions to air (group VOC)]		25		
Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]		298		

Figur 10. Beräkning av minskad klimatpåverkan per ton råstål vid skrotförvärmning på ett integrerat stålverk.

Längst ner finns en så kallade karakteriseringstabell för växthuseffekt. Den räknar om utsläpp av växthusgaser till den gemensamma skalan koldioxidekvivalenter.

Faktorerna kommer från IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change, 4th Assessment Report 2007*).

Karakteriseringstabellen multipliceras med tabellerna med växthusemissionerna. Resultatet blir tabellen Klimatpåverkan, där bidragen från alla utsläpp kan summeras. Undvikna utsläpp får negativa värden.

I figur 11 visas det fullständiga resultatet inklusive resursbesparingar.

	Enhet	Besparing (besparing anges med minustecken)
Klimatpåverkan	kg CO ₂ -ekv.	-82
Ej förnybara energiresurser	kWh	-490
Råolja	kWh	-5,3
Stenkol + brunkol	kWh	-480
Naturgas	kWh	-1,9
Uran, naturligt i malm	kWh	-1,9
Förnybara energiresurser	kWh	-0,72
Ej förnybara materialresurser	kg	-180

Figur 11. Minskad energianvändning och undviken växthuseffekt med skrotförvärmning vid ett integrerat stålverk. Data per ton råstål efter syrgaskonvertern.

Förbränning av fluff för skrotförvärmning ger alltså i sig en högre klimatpåverkan än den alternativa avfallshanteringen, men detta uppvägs med råge av den besparing man kan göra genom att använda mindre mängd råjärn i stålet. Även om man hade tagit hänsyn till möjligheten att generera elkraft och värme från avfallsförbränningen, så hade resultatet blivit att man minskar klimatpåverkan med skrotförvärmningen.

EU:s långsiktiga miljöpolitik förutsätter att produkters miljöprestanda blir allt bättre med särskilt fokus på hushållning av naturresurser. Företagen förutsätts utveckla produkter med samma ansats.

För stål som är i särklass världens mest använda metalliska konstruktionsmaterial, innebär detta, att det är särskilt viktigt att stålet kan ges ett kvantitativt miljövärde ur ett livscykelperspektiv.

Man kan tro att stål är färdigutvecklat, men specialiserade stålsorter utvecklas hela tiden och i allt snabbare takt. Ur ett hållbarhetsperspektiv ger dagens och morgondagens stålsorter betydande möjligheter att effektivisera energi- och materialanvändningen, ge ökad effektivitet och livslängd hos produkter i samhället.

Boken som har tillkommit som ett resultat av miljöforskningsprogrammet *Stålkretsloppet* visar exempel på hur produkter i stål och hur förbättringar av ståltillverkande processer kan ges ett miljövärde ur ett livscykelperspektiv. Exempler visar hur man kan ta fram kvantitativa underlag för beslut. Tanken är också att den skall ge inspiration att tänka i nya banor när det gäller hållbar utveckling och användningen av stål i samhället.

Genom att utföra en livscykelanalys, då man tar hänsyn till råmaterialuttag, tillverkning, användning, hantering av restprodukter samt återvinning, får man en uppfattning om vad som är stort och smått och kan sätta in åtgärder där de ger störst miljönytta.

Att göra miljövärderingar ur ett livscykelperspektiv är en utmaning för såväl miljökunniga som andra forskare och ingenjörer. Samtidigt kan den som antar utmaningen, lär sig metoden och använder den i sitt arbete, vinna betydande miljömässiga och kommersiella fördelar.

Pris 350 kronor

Studenter 150 kronor

ISBN 978-91-977783-3-6

