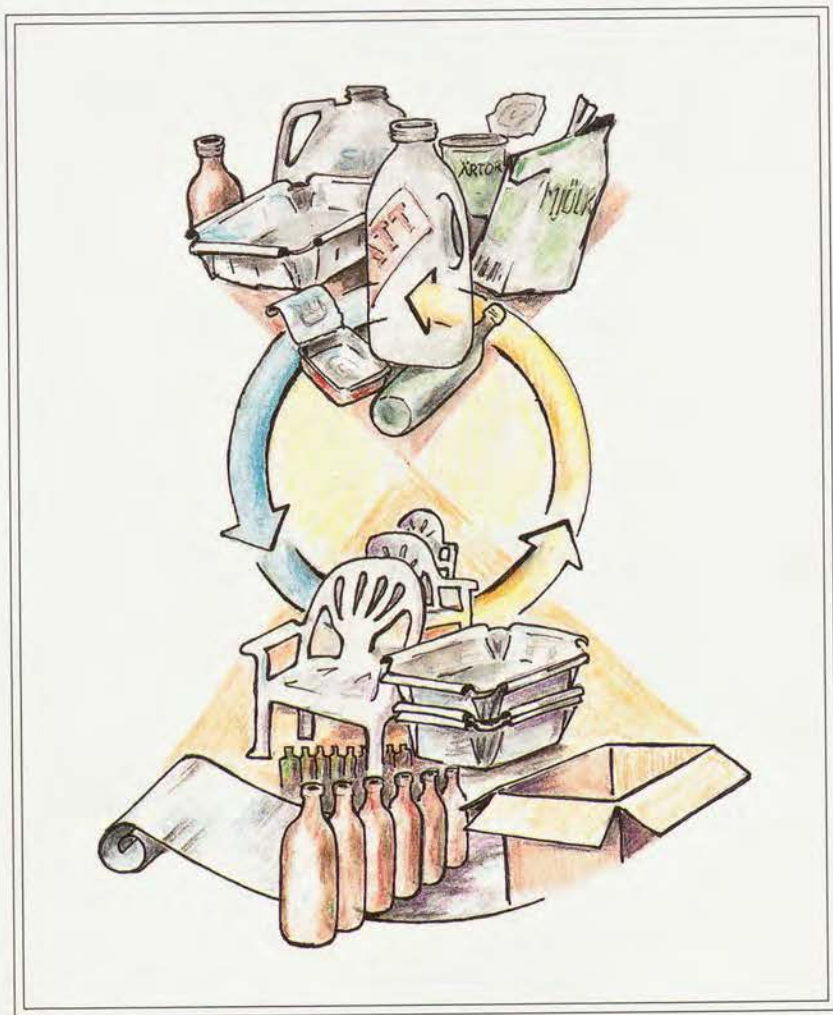


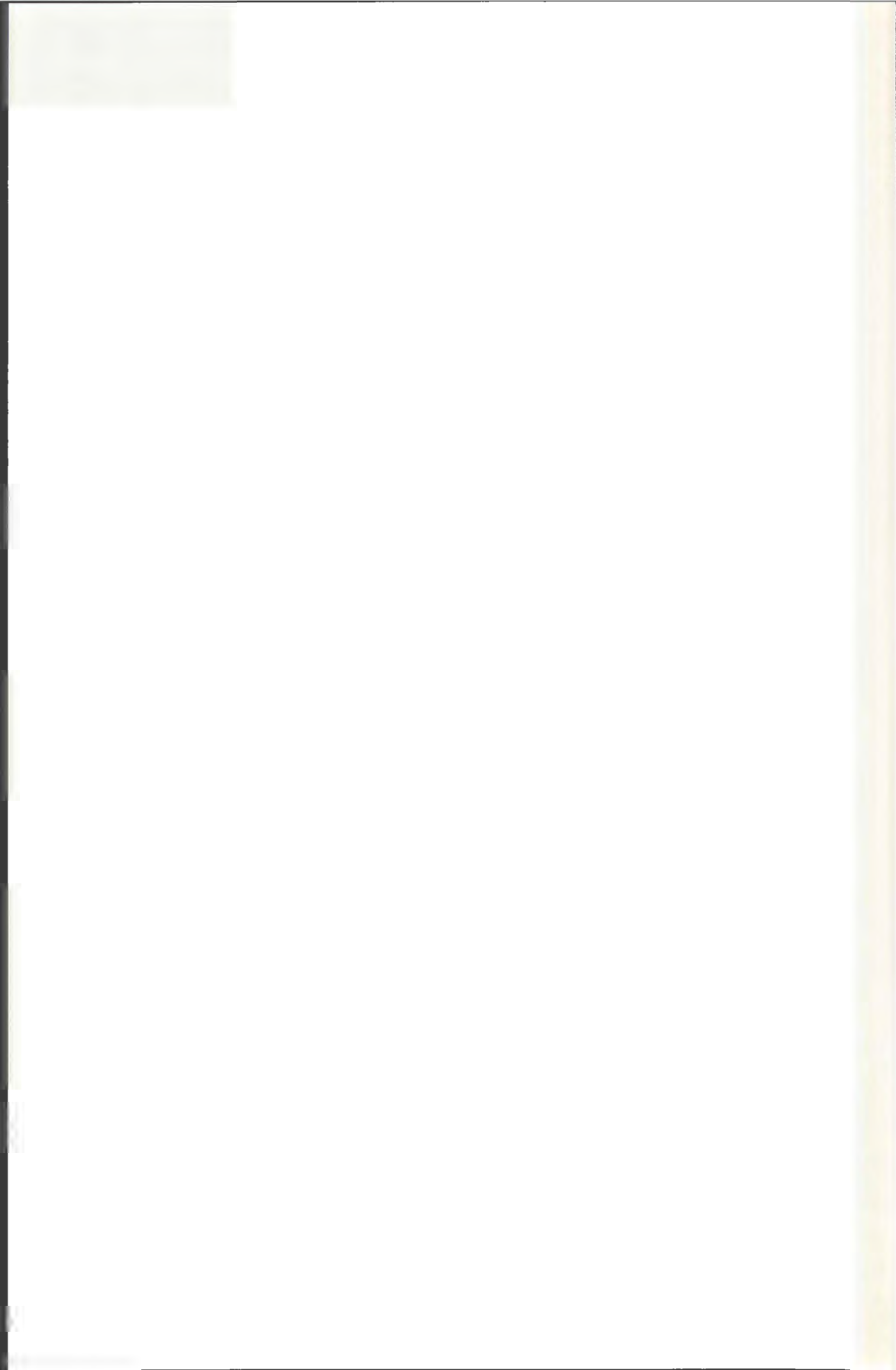
Miljön och förpackningarna

Livscykelanalyser för förpacknings-
material – beräkning av miljöbelastning



SOU 1991:77

BILAGEDEL





Statens offentliga utredningar

1991:77

Miljödepartementet

Miljön och förpackningarna

Livscykelanalyser för förpacknings-
material — beräkning av miljöbelastning

Bilagedel till förpackningsutredningens slutbetänkande
Stockholm 1991

SOU och Ds kan köpas från Allmänna Förlaget, som också på uppdrag av regeringskansliets förvaltningskontor ombesörjer remissutsändningar av dessa publikationer.

Adress: Allmänna Förlaget
Kundtjänst
106 47 Stockholm
Tel 08/739 96 30
Telefax: 08/739 95 48

Publikationerna kan också köpas i Informationsbokhandeln, Malmorgsgatan 5, Stockholm.

Omslagsbild: Walter Paavonen

Slutbetänkandet SOU 1991:76 och bilaga SOU 1991:77 är tryckt på 80g. Cyclus 100% returpapper, klorfritt.

NORSTEDTS TRYCKERI AB
Stockholm 1991

ISBN 91-38-10872-0
ISSN 0375-250X

Livscykelanalyser för förpackningsmaterial

Beräkning av miljöbelastning

**Anne-Marie Tillman
Henrikke Baumann
Elin Eriksson
Tomas Rydberg**

**Chalmers Industriteknik
Göteborg, september 1991**

**Rapporten har tagits fram på uppdrag av förpackningsutredningen.
För innehållet i rapporten svarar författarna själva.**

FÖRORD

Föreliggande studie är en undersökning av vilka energibehov och vilka emissioner som är förknippade med användningen, återvinningen och återanvändningen av ett antal förpackningsmaterial. Undersökningen har genomförts som ett uppdrag av Förpackningsutredningen till Chalmers Industriteknik, som är uppdragsforskningsorganisationen vid Chalmers Tekniska Högskola. Arbetet har utförts under våren och sommaren 1991.

Arbetet har varit beroende av att indata kunnat samlas in. Vi som arbetat med undersökningen vill här passa på och tacka alla dem som har hjälpt oss att ta fram uppgifter och delat med sig av sin kunskap.

Arbetet har utförts av en grupp bestående av:

- Civ ing Henrikke Baumann, CIT (aluminium, polyeten, polystyren, avfallshantering, oljeutvinning och -raffinering, returflaskor av polykarbonat)
- Civ ing Elin Eriksson, KEME Miljökonsult (stålplåt, stålko)
- Tekn lic Thomas Rydberg, Kemisk miljövetenskap, CTH (transportförpackningar vitvaror)
- Tekn dr Anne-Marie Tillman, Teknisk miljöplanering, CTH (beräkningsmetodik, emissionsfaktorer, glas, trä, wellpapp, stärkelse, vätskekartong, returglas).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING	1
2.	METODIK	3
2.1.	Avgränsningar	3
2.2.	Beräkningsmetodik	3
2.3.	Energiberäkningar	6
2.4.	Emissionsberäkningar	8
2.4.1.	Emissionsfaktorer	8
2.4.2.	Precombustion emissionsfaktorer	9
2.5.	Avfallshantering	10
2.5.1.	Insamling och transporter	10
2.5.2.	Deponering	11
2.5.3.	Avfallsförbränning	12
3.	ALUMINIUM	18
3.1.	Teknisk beskrivning	18
3.2.	Materialbalans	19
3.3.	Energibehov	22
3.4.	Emissioner	25
3.5.	Resultat	29
4.	STÅLPLÅT	35
4.1.	Teknisk beskrivning	35
4.2.	Materialbalans	36
4.3.	Energibehov	38
4.4.	Emissioner	43
4.5.	Resultat	48
5.	GLAS	53
5.1.	Teknisk beskrivning	53
5.2.	Materialbalans	53
5.3.	Energibehov	55
5.4.	Emissioner	59
5.5.	Resultat	60

6.	POLYETEN	63
6.1.	Teknisk beskrivning	63
6.2.	Materialbalans	64
6.3.	Energibehov	66
6.4.	Emissioner	67
6.5.	Resultat	69
7.	POLYSTYREN	77
7.1.	Teknisk beskrivning	77
7.2.	Materialbalans	78
7.3.	Energibehov	80
7.4.	Emissioner	81
7.5.	Resultat	82
8.	TRÄ	89
8.1.	Teknisk beskrivning	89
8.2.	Materialbalans	89
8.3.	Energibehov	91
8.4.	Emissioner	93
8.5.	Resultat	93
9.	WELLPAPP	98
9.1.	Teknisk beskrivning	98
9.2.	Materialbalans	98
9.3.	Energibehov	100
9.4.	Emissioner	105
9.5.	Resultat	108
10.	STÄRKELSE	113
10.1.	Teknisk beskrivning	113
10.2.	Materialbalans	114
10.3.	Energibehov	115
10.4.	Emissioner	118
10.5.	Resultat	118

11.	VÄTSKEKARTONG	124
11.1.	Teknisk beskrivning	124
11.2.	Materialbalans	125
11.3.	Energibehov	125
11.4.	Emissioner	129
11.5.	Resultat	131
12.	DISKUSSION OCH SLUTSATSER; enskilda material	137
13.	JÄMFÖRANDE LIVSCYKELANALYS AV MJÖLKFÖRPACKNINGAR	140
13.1.	Systembeskrivning	140
13.2.	Konsumentförpackningar	141
13.3.	Lastbärare	143
13.4.	Mejerihantering	144
13.5.	Distribution	147
13.6.	Kylning i butik	147
13.7.	Konsument	147
13.8.	Avfallshantering	148
13.9.	Avloppsrening	148
13.10.	Resultat	149
14.	JÄMFÖRANDE LIVSCYKELANALYS AV TRANSPORT- FÖRPACKNINGAR FÖR VITVAROR	156
14.1.	Förutsättningar	156
14.2.	Resultat	156

BILAGOR:

1. Emissionsfaktorer från förbränning i stationära anläggningar och i dieselmotorer
2. Precombustion
3. Polykarbonatframställning
4. Framställning av PVC
5. Tabeller över beräkningsresultaten, alla material
6. Tabeller över beräkningsresultat, stålplåt

1. INLEDNING

Föreliggande studie är en undersökning av vilka energibehov och vilka emissioner som är förknippade med användningen av ett antal förpackningsmaterial. I en första del har enskilda förpackningsmaterial undersökts, i en andra del har några förpackningssystem undersökts. Förpackningssystemen utgörs av olika typer av mjölkförpackningar och förpackningar för vitvaror.

I den del av undersökningen som berör enskilda material har frågeställningen varit vilken skillnad i miljöbelastning och energibehov som erhålls om materialen efter användning:

- deponeras
- förbränns, med återvinning av den erhållna energin
- återvinns
- återanvänds

Materialen som sådana har undersökts, utan att hänsyn tagits till vilken produkt de används i. Inte heller tillsatser och eventuell dekor har beaktats. Uppgift om återvinningsgrad, vid vilken beräkningarna utförts, har lämnats av uppdragsgivaren. De undersökta materialen, och den återvinningsgrad som använts vid beräkningarna, är:

Material	Återvinningsgrad, %	Grad av återanvändning, %
Aluminium	75	
Stålplåt	70	
Glas	70	97
Polyeten	75	75
Polystyren	60	60
Trä		60
Wellpapp	80	
Stärkelse		60
Vätskekartong	65 (fiber)	

Denna del av undersökningens har haft till huvudsyfte att utreda skillnader i miljöbelastning vid deponering av ett material med olika återvinningsalternativ (värmeåtervinning, materialåtervinning, återanvändning), inte att jämföra olika

förpackningsmaterial med varandra. En jämförelse mellan olika förpackningsmaterial låter sig inte göras utan att gå in på enskilda förpacknings- och distributionssystem. Man måste vid en sådan jämförelse bl a ta hänsyn till vilka mängder av olika material som ingår i en viss förpackning och göra jämförelsen per funktion. De resultat som då erhålls kommer att gälla för den valda applikationen, och är inte möjlig att omedelbart generalisera till andra användningar av samma material. En jämförelse mellan material med olika funktioner är inte heller meningsfull.

Undersökningens andra del utgörs av några exempel, där flera material satts samman till en viss förpackningsfunktion. De är ett antal system för mjölkdistribution, stålko med glas- eller polykarbonatflaska, returflaska av glas eller polykarbonat samt vätskekartong. Miljöprofiler har också beräknats för ett antal sammansatta transportförpackningar till vitvaror.

2. METODIK

2.1. Avgränsningar

Undersökningen tillämpar ett "från vaggan till graven" perspektiv, d v s materialflödena har följts från råvaruuttaget i naturen, genom processer, transporter etc, t o m avfallsledet. Miljöbelastning från tillverkning av produktionshjälpmedel, som byggnader, maskiner, transportapparat etc, har inte beaktats. Inte heller miljöbelastning från eventuella tillsatser eller tryckprocesser har beaktats.

Undersökningen begränsar sig till konsumtionen av förpackningsmaterial i Sverige. För de material som produceras inom landet, har energi- och emissionsdata hämtats från denna produktion. Undersökningen baseras på "en bästa teknik", i den mån som svensk teknik är en miljömässigt bästa teknik. I val av data från olika produktionsenheter har den miljömässigt bästa tekniken valts.

Energibehov samt utsläpp till luft, vatten och mark, inklusive avfall, har beaktats. Råvarukonsumtion samt övrig resursförbrukning som vattenförbrukning och arealbehov har inte beaktats.

2.2. Beräkningsmetodik

I den del av undersökningen som rör frågan om skillnader i miljöbelastning vid olika alternativ att behandla avfallet har beräkningarna utförts för ett antal olika scenarier. Dessa scenarier är inte verklighetsbeskrivningar, utan syftar till att svara på frågan: vad blir skillnaden i miljöbelastning och energibehov om ett material efter användning deponeras, förbränns, återvinns eller återanvänds. Beräkningarna har utgått från följande, principiella flödesschema:

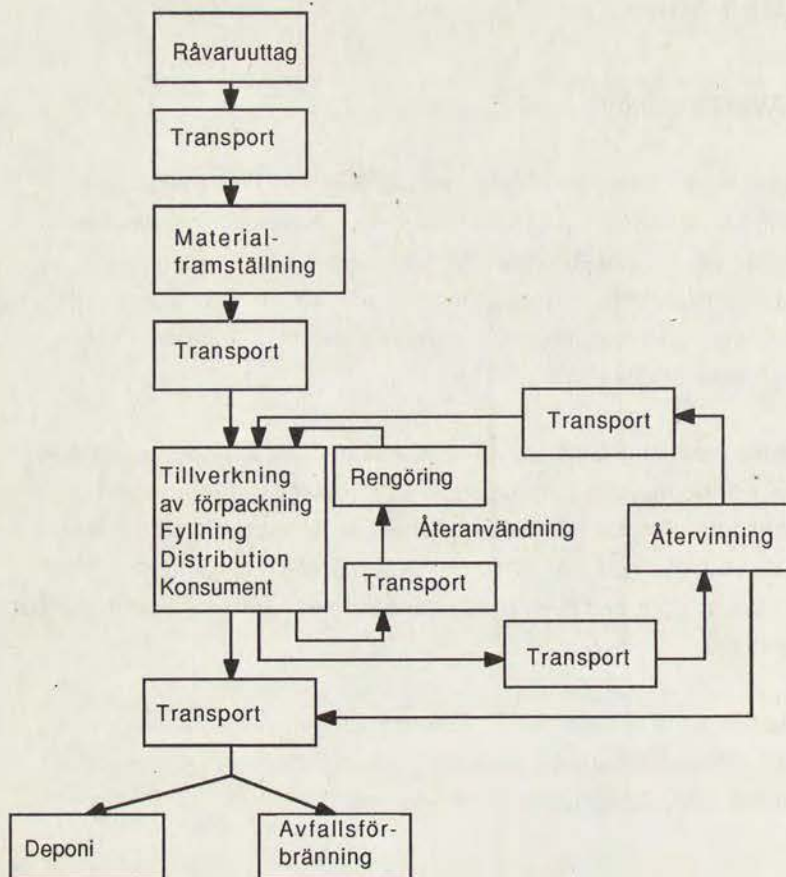


Fig 2.1. Principiellt flödesschema för förpackningsmaterial.

Miljöbelastning och energibehov i samtliga led har beräknats och summerats. Leden tillverkning av förpackning, fyllning, distribution och konsument har dock lämnats utanför jämförelsen mellan deponi, förbränning och återvinning/återanvändning. Miljöbelastningen blir densamma i dessa led oberoende av om förpackningen tillverkats av jungfruligt eller återvunnet material, eller om en rengjord förpackning återfylls. Alla beräkningar är gjorda per 1 kg material genom konsumentled. För några av materialen inkluderas ledet tillverkning av förpackning i beräkningarna, beroende på att tillverkningen av förpackningen sammanfaller med tillverkning av materialet.

I den del av undersökningen som berör olika mjölkförpackningar är leden tillverkning av förpackning, fyllning, distribution och konsument inkluderade, och beräkningarna är gjorda per funktion, att innehålla 1000 liter mjölk.

Flödesscheman liknade det i figur 2.1 har upprättas för respektive material, och data om materialbalanser, energibehov och emissioner har inhämtats för varje delsteg. Följande scenarier har sedan beräknats:

- Materialet används en gång och deponeras efter användning
- Materialet används en gång och går till avfallsförbränning efter användning
- Materialet återvinns till en viss andel, den ej återvunna andelen deponeras
- Materialet återvinns till en viss andel, den ej återvunna andelen förbränns
- En viss andel av förpackningarna återanvänds, den ej återanvända andelen deponeras.
- En viss andel av förpackningarna återanvänds, den ej återanvända andelen förbränns.

Uppgift om återvinningsgrad, vid vilken beräkningarna utförts, har lämnats av uppdragsgivaren. Alla scenarier har inte beräknats för alla material, t ex är det inte meningsfullt att beräkna avfallsförbränning för glas som inte har något energiinnehåll, eller återanvändning för vätskekartong eller material-återvinning för trä.

Beräkningarna har i utförts i följande steg:

- Identifiering av materialflöden och processer som krävs för framställning, användning och kvittblivning av respektive material
- Upprättande av flödesschema och materialbalans
- Beräkning av energibehov i samtliga led, med hänsyn tagen till flöde genom respektive led
- Beräkning av emissioner i samtliga led, med hänsyn tagen till flöde i respektive led
- Summering av energianvändning och emissioner

2.3. Energiberäkningar

Energianvändningen redovisas som termisk energi och elenergi.

Termisk energi omfattar fossila bränslen, biobränslen samt energi bunden i material.

Elenergi och termisk energi kan summeras till ett totalt energibehov om elenergi räknas om till primärenergi med en verkningsgraden vid elproduktionen. Det har emellertid inte varit möjligt att inom ramen för undersökningen utreda den miljöbelastning som är förknippad med elproduktion. I Sverige produceras el huvudsakligen från vattenkraft (49%) och kärnkraft (45%). En mindre andel (6%) härstammar från förbränning av fossila bränslen. Dessa energikällor medför miljöbelastning av skilda slag, vattenkraft i form av överdämd mark och eroderade stränder mm, och kärnkraft i form av uranbrytning, utsläpp från framställning av kärnbränsle samt generering av högaktivt avfall. Fossilbränsle-baserad el ger upphov till utsläpp till luft och till askor som deponeras. Att kvantifiera alla dessa faktorer har inte varit möjligt inom undersökningens ram, varför elenergi kommer att redovisas som sådan, utan att räknas om till primärenergi.

Elproduktionen skiljer sig dessutom åt mellan olika länder, t ex är el i Västtyskland huvudsakligen framställd ur fossila bränslen, varför utsläppen till luft från el producerad i Tyskland är betydligt högre än från el producerad i Sverige. Elenergin i Västtyskland baseras på kol (29%), brunkol (19%), olja (6%), gas (7%) samt kärnkraft och vattenkraft (38%).

Termisk energi omfattar bränslen samt energi bunden i material. Energi bunden i material har inkluderats i energiåtgången för respektive material i de fall råvaran har ett energiinnehåll. Den olja som åtgår för produktion av en plast hade kunnat användas till bränsle istället, eller den ved som åtgått för att producera kartong hade kunnat användas som bränsle. I princip bör energi bunden i material räknas som energiinnehållet i inkommande råvara. Emellertid används energin i råvaran på ett flertal sätt (processenergi, överskottsvärme och som energi bunden i biprodukter), förutom som energi bunden i färdigt material. Därför är det beräkningsmässigt enklare att räkna det färdiga materialets energiinnehåll och att lägga till de delar av råvarans

energiinnehåll som åtgått till processenergi. Som exempel kan nämnas wellpapp där bark och avlutar står för huvuddelen av processenergin och polyeten där restgas används som processenergi. Överskottvärme och energi bunden i biprodukter är inte inkluderade i det termiska energibehov som beräknats för respektive material.

Stålplåt och aluminium har ett energiinnehåll. Det är emellertid tillfört som processenergi då råvarorna reducerats från järnmalm, respektive bauxit, till järn och aluminium och bokförs därmed som processenergi. Råvarorna järnmalm och bauxit har inget värmevärde. Glas har inget värmevärde.

Avfallsförbränning medför att energi bunden i material åter tas tillvara. Denna energi multiplicerad med en verkningsgrad har dragits ifrån energibehovet för materialet i scenarierna med avfallsförbränning. Se vidare avsnitt 2.5.

Avfallsbehandling.

Energibehov för transporter har behandlats på ett schablonmässigt sätt, genom att ett energibehov per ton last och km för olika transportslag multiplicerats med transportavståndet. Följande energibehov för transporter har använts:

Tabell 2.1. Transportenergi

Typ av transport	Energibehov, MJ/ton km	Källa
Lastbil, fjärrtransport	1,0	1
Lastbil, närdistribution	2,7	1
Järnvägstransport	0,3 (elenergi)	2
Kustsjöfart	0,47	2,3
Högsjötrafik	0,20	3
Tanker	0,11	3

I några fall, då mycket voluminöst material transporteras, har andra värden för transportenergi använts, se kap 7. *Polystyren* och 10. *Stärkelse*.

2.4. Emissionsberäkningar

För processer där de verkliga emissionerna är uppmätta redovisas dessa. För andra processer och för transporter har emissioner beräknats genom att emissionsfaktorer lagts på processens bränsleförbrukning.

Fast avfall har betraktats som utsläpp till mark. Både produktionsavfall och använt förpackningsmaterial som deponeras har förts till denna post. Askor har särredovisats då de kan innehålla höga halter av tungmetaller. Miljöfarligt avfall utgör också en särskild post.

Emissioner från avfallsförbränning har beräknats enligt avsnitt 2.5., och summerats med övriga emissioner. Avfallsförbränning ger som beskrivits ovan en minuspost i energiberäkningen. På samma sätt finns en minuspost i emissionsberäkningen, d v s om avfallsförbränning ersätter någon annan förbränning sparas emissionerna från denna förbränning in. I beräkningarna antas att det ersatta bränslet utgörs av olja. Antagandet baserar sig på att nytillkommen kapacitet att förbränna avfall ersätter oljeförbränning. Om emellertid tillgången på brännbart hushållsavfall på sikt kommer att minska, ersätts inte den bortfallna volymen av olja, utan främst av biobränsle (17).

2.4.1. Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorerna beskriver de utsläpp som uppstår vid förbränning av de olika bränslena, i panna eller i motor. För oljebaserade bränslen är också de utsläpp som sker vid råoljeutvinning, transporter och raffinering inkluderade, så kallade "precombustion" emissioner.

Emissionsfaktorerna baserar sig, åtminstone vad gäller NO_x och SO_2 , på de svenska lagar och riktlinjer som gäller 1991. De kommer successivt att skärpas, varvid emissionsfaktorerna förlorar i aktualitet. Nya utsläppskrav för dieselfordon är beslutade. Sådana krav gäller emellertid bara nyproducerade fordon, varför det tar längre tid innan förändringen slår igenom.

Följande emissionsfaktorer har använts för olika bränslen inklusive "precombustion" emissioner:

Tabell 2.2. Emissionsfaktorer, g/MJ tillfört bränsle

	olja	diesel	sjötrpt	kol	gas	biobränsle
SO ₂	0,394	0,154	1,294	0,38	0,002	0,03
NO _x	0,154	1,304	0,744	0,15	0,15	0,15
CO	0,013	0,300	0,140	0,017	0,001	1,0
HC	0,018	0,208	0,108	0,010	15x10 ⁻⁶	0,10
CO ₂	79,8	78,6	78,6	91,6	55,2	-
stoff	0,03	0,10	0,11	0,013	-	0,013
aska	0,007	-	-	0,30	-	0,10
olja(aq)	0,00040	0,00040	0,00040			
fenol	5,7x10 ⁻⁶	5,7x10 ⁻⁶	5,7x10 ⁻⁶			
COD	0,0012	0,0012	0,0012			
totN	0,00019	0,00019	0,00019			

För källor se bilaga 1 och 2

2.4.2. Precombustion – emissionsfaktorer

Förutom utsläppen som uppstår vid själva förbränningen av ett bränsle uppstår även utsläpp och energibehov vid råoljeupptagning, tankertransport av råoljan och raffinering. Emissionerna från upparbetandet sammanfattas i ett precombustion-pålägg som har adderats till emissionsfaktorerna för förbränning. Ett pålägg för energibehovet har dock inte gjorts. Inom denna studie har endast precombustion-pålägg framtagits för olja.

I tabell 2.3. finns en sammanställning av energibehov och emissioner i leden råoljeupptagning, transport och raffinering. Hur precombustion-emissioner har beräknats beskrivs i bilaga 2. *Precombustion*.

Tabell 2.3. Precombustion: energibehov och emissioner

Emissioner	Råoljeupp- fordring	Transport	Raffinering	Summa g/kg	g/MJ
Till luft					
SO ₂	iu	0,05154	0,5423	0,59378	0,01397
NO _x	iu	0,02976	0,149	0,17876	0,00414
CO	iu	0,00563	iu	0,00563	1,3·10 ⁻⁴
HC	iu	0,00402	0,3545	0,35852	0,00844
CO ₂	58,4976	3,04868	108,11	169,66	3,992
Stoft	iu	0,00442	0,0167	0,02112	4,97·10 ⁻⁴
Till vatten					
Olja	0,01567	–	0,001244	0,01691	3,98·10 ⁻⁴
Fenol	iu	–	0,000241	0,000241	5,67·10 ⁻⁶
COD	iu	–	0,0497	0,0497	0,00117
Tot-N	iu	–	0,00810	0,00810	1,91·10 ⁻⁴

2.5. Avfallshantering

2.5.1. Insamling och transporter

Det viktade medelavståndet för transport av hushållsavfall till en förbränningsanläggning är 18 km, medan medelavståndet till deponering är 15 km. Siffrorna är viktade med avseende på antalet invånare och inkluderar 7 miljoner invånare i statistiken (4). För industriavfall har inga motsvarande uppgifter erhållits. Avfallstransporterna sker huvudsakligen i stadstrafik och deras energibehov har beräknats på samma sätt som annan närdistribution, m h a faktorn 2,7 MJ/tonkm (se även avsnitt 2.3. *Energiberäkningar*)

2.5.2. Deponering

I Sverige finns ca 400 olika avfallsupplag i drift. Den totala mängden deponerat avfall på kommunala tippar uppgår till ca 7 Mton/år med följande fördelning:

<i>Avfallsslag</i>	<i>Deponerad mängd</i>
Hushållsavfall	1,0 (Mton/år)
Industriavfall, inkl byggavfall och rivningsavfall	4,2
Askor och slagg	0,8
Slam (TS 20%)	0,65
Miljöfarligt avfall	0,1 (osäker uppgift)

(Källa: Svensk avfallshantering 1990, RVF)

Olika typer av fast avfall särredovisas i följande poster: fast avfall till mark, aska från förbränning och miljöfarligt avfall (MFA).

Vid avfallsupplagen bildas bl a metangas samt lakvatten. Det finns idag inte underlag för att säga något om hur olika material uppför sig i avfallsupplag. Nedbrytningsprodukter och nedbrytningshastigheter varierar med omgivningsmiljö och är delvis okända. Att hänföra specifika emissioner till de olika materialen har därför inte kunnat göras (18).

Utläckande metangas från avfallsupplagen utvinns för närvarande på 30 platser, vilket motsvarar 3-5% av den potentiellt tillgängliga och utvinningsvärda deponigasen i landet. Vid utgången av 1993 skall, enligt regeringens avfallsproposition våren 1990, deponigasen utnyttjas till energiutvinning alternativt facklas av (6).

Fältundersökningar visar att lakvattenpåverkan på grundvatten förekommer. Den är ofta begränsad till områden inom och strax utanför själva avfallsupplaget. Lakvatten kan generellt uppdelas i biokemiskt och kemiskt syreförbrukande ämnen, närsalter, metaller, övriga salter och toxiska organiska ämnen. Påverkan av grundvatten kan ha varit mångfalt större innan anordningar för insamling och avledning av lakvatten började utföras i slutet av 1970-talet (7).

På deponi läggs även rester från avfallsförbränning. De består av dels sotpartiklar av ofullständigt förbränt material, dels askpartiklar som innehåller bl a oxider av främst järn, aluminium och kisel. Askan utgörs dels av bottenaska som matas ut i botten av ugnen, dels av flygaska som följer med rökgaserna och avskiljs i filter. Dessutom erhålls rökgasreningsprodukter, vått slam eller torrt finpartikulärt material, beroende på rökgasreningstekniken. En stor mängd tungmetaller återfinns i slaggen och flygaskan (8). Kanadensiska undersökningar har visat att bottenlaggen har goda deponeringsegenskaper jämfört med flygaska som har en förmåga att läcka tungmetaller (9). En särskild metod att stabilisera flygaskan är Bamberg-metoden. Flygaska blandas samman med det våta kalkslammet från rökgasreningen, och efter en tids härdning erhålls en relativt stabil och dammfri restprodukt. (8, 19).

Även när det gäller förbränningsrester i deponi har det inte varit möjligt att få fram underlag om materialspecifika emissioner.

Energiförbrukningen på deponier (0,68 MJ_e/ton och 0,825 kg diesel/ton, d v s 35 MJ_{tf}/ton) härrör från kompaktering, bruk av schaktmaskiner och liknande. (10,19)

2.5.3. Avfallsförbränning

Mängden avfall som förbränns i avfallsvärmeverk har ökat under 1980-talet.

År	Hushållsavfall	Industriavfall	Energiproduktion
1980	0,72 Mton	0,14 Mton	1,4 TWh
1989	1,45 Mton	0,3 Mton	5 TWh

(Källa: Svensk avfallshantering 1990 - RVF)

Det finns idag 23 st avfallsvärmeverk i Sverige. De fem i storstadsregionerna har vardera en kapacitet på 200 000 - 300 000 ton/år och förbränner mer än 70% av den totalt förbrända avfallsmängden. Avfallsvärmeverken är traditionellt utrustade för stoftavskiljning (t ex cyklon, elektrofilter, textilt spärrfilter). För avskiljning av vissa gasformiga ämnen, bl a klorväte, kvicksilver och dioxiner finns mer avancerad rökgasrening enligt principiellt två metoder, torr respektive våt metod. I oktober 1990 var 11 anläggningar utrustade med avancerad rökgasrening och 5 under installation (6). För

beräkningarna har det utgått från ett avfallsvärmeverk med stoftavskiljning och avancerad rökgasrening.

Energiberäkning

Avfallsförbränning medför att energi bunden i material åter tas tillvara. Denna energi multiplicerad med en verkningsgrad har dragits ifrån energibehovet för materialet.

Vid beräkningarna används en effektiv verkningsgrad på 90% (6). Det finns även en kalorimetrisk verkningsgrad som ligger kring 75% (19). Den kalorimetriska verkningsgraden tar hänsyn även till den värme som kan utvinnas genom kondensering av vattenånga i rökgaserna och är av intresse när man räknar på fuktiga bränslen. Till skillnad från matrester är förpackningsmaterialen i sig relativt torra, varför någon hänsyn till kondenseringsvärme ej tas.

Vid avfallsförbränningen har här räknats med att stålplåt och glas inte deltar i förbränningen, medan aluminium deltar till 100%. Buwal (3) utgår från att aluminium inte deltar i förbränningen, medan PackForsk (11) räknar med att materialet deltar till 100%. Detta förutsätter att aluminiumet är finfördelat, typ tunn folie. Mera kompakt aluminium, typ gjutgods, är däremot svårare att förbränna p g a att det bildas ett skyddande oxidskikt (12). Aluminium som förpackningsavfall är i regel av tillräckligt tunn godstjocklek och har vid undersökning på avfallsvärmeverk visat på fullständig förbränning (20). Använda värmevärden är de effektiva värmevärdena och redovisas i tabell 2.4.

Om mängden förpackningar i framtiden skulle minska i det avfall som går till förbränning, kommer de att kunna ersättas av biobränslen samt rivningsvirke och annat brännbart industriavfall som man i dag inte har kapacitet att förbränna utan kör till deponi. En fördel med trä är att det kan säsongslagras lättare än hushållsavfall (17,19).

Emissionsberäkningar

I energiberäkningarna har den energi som kan utvinnas vid avfallsförbränning subtraherats från det totala energibehovet för respektive material. Eftersom energiåtervinning genom avfallsförbränning leder till ett minskat behov av annat bränsle för uppvärmningsbehov har de totala emissionerna korrigerats genom att dra ifrån de emissioner som hade blivit om motsvarande värmemängd hade erhållits genom oljeförbränning. Emissionerna för förbränning av olja beräknas m h a emissionsfaktorerna i tabell 2.2.

Emissionerna från avfallsförbränningen beräknas m h a tabell 2.4.

Emissionsfaktorerna gäller för "rena material", d v s utan fyllmedel och liknande. Följden blir framför allt att emissionsfaktorerna blir något för låga vad gäller stoftutsläpp.

Tabell 2.4. Emissioner från avfallsförbränning och materialens effektiva värmevärden

Material	CO ₂ g/kg	NO _x g/kg	HCl g/kg	Stoft g/kg	Aska g/kg	Värmevärde MJ/kg
Aluminium	—	4,90	—	0,76	1899	30,6
Stålblåt	(deltar ej i förbränningen)					
Glas	(deltar ej i förbränningen)					
Polyeten	3138	6,88	—	—	—	43
Polystyren	3380	6,40	—	—	—	40
Polykarbonat	2769	4,64	8,6·10 ⁻⁶	—	—	29
PVC	1407	2,88	29,2	—	554,4	18
Wellpapp (fukthalt15%)	0	2,67	—	0,008	19,998	16,7
Trä (fukthalt 12%)	0	2,72	—	0,008	19,992	17
Stärkelse	0	2,67	—	—	—	16,7
Vätskekartong	696,22	3,10	—	0,02993	74,798	19,38

De materialspecifika emissionsfaktorer på CO₂, SO₂ och HCl har beräknats utifrån elementaranalys. Biobränslen har inte tilldelats något koldioxidutsläpp. Använda avskiljningsgrader är 90% för SO₂ och 95% för HCl (3).

De materialspecifika stoftutsläppen beror på respektive materials askhalt. Slagg och flygaska består av dels av ofullständigt förbränt material, dels askpartiklar som innehåller främst oxider av kisel, aluminium och järn. I slaggen finns ca 2,5-3% oförbränt material och i flygaskan mellan 4% och 10% (8,19). Detta innebär att ca 0,6% av ingående avfall inte förbrännes. Som en förenkling har vi räknat med fullständig förbränning, och bortser således från andelen på 0,6%. Restprodukterna fördelar sig så att 10% blir flygaska, medan 90% blir bottenlagg. Använd avskiljningsgraden för stoft är 99,6% (19).

Emissioner såsom NO_x , kolmonoxid och kolväten beror inte så mycket på materialens sammansättning som på de förbränningstekniska förutsättningarna.

Bildningen av NO_x sker vid all typ av förbränning. NO_x kan bildas ur bränslets kväveinnehåll eller kvävet i förbränningsluften. Vid förbränning av avfall, vars kväveinnehåll är lågt, överväger NO_x -bildningen från kvävet i luften. NO_x bildas ur förbränningsluften på framför allt två sätt:

- prompt NO_x -bildning, bildas ur luftens kväve i flamfronten p g a kolväteradikaler från bränslet. Den är relativt liten vid storskalig förbränning och behöver oftast inte tas hänsyn till;
- termisk NO_x -bildning, börjar vid ca 900°C, men får betydelse först vid 1200°C. Ju högre temperatur och ju längre uppehållstid för rökgaserna i högtemperaturzonen, desto större blir NO_x -emissionerna (14).

Eftersom det är svårt att säga något om respektive materials radikalbildning, har NO_x -bildningen antagits vara proportionell mot deras värmeinnehåll. Det innebär ett antagande att den termiska NO_x -bildningen överväger. Det i beräkningarna använda värdet är 0,16 g NO_x /MJ bränsle vilket är ett viktat medelvärde för svenska avfallsvärmeverk (5).

Traditionellt har avfallsförbränning skett med stora luftöverskott för att få så fullständig förbränning som möjligt. Syrehalten har stor betydelse för NO_x -bildningen; stort luftöverskott ger större NO_x -emissioner. Förbränning med reducerat luftöverskott ger generellt mindre NO_x -bildning, men kan leda till ofullständig förbränning, och större mängder kolmonoxid och kolväten kommer då att finnas i rökgaserna. Genom förbättrad mätning, kontroll och

reglering av förbränningen och förbränningsluften har NO_x-utsläppen kunnat minska med 20-50%, utan att nämnvärt öka kolväteutsläppen, beroende på utgångsläget i det enskilda fallet (13). Vad gäller varje materials bidrag till utsläppen av kolmonoxid och kolväten, är underlaget för litet för att man skall kunna säga något generellt för varje enskilt material.

Referenser

1. "Lastbilars energieffektivitet vid olika transportuppgifter". Transportrådet TPR Rapport 1985:13
2. Hammarström U, "Ekvivalent energiförbrukning och avgasemission". VTI meddelande 567, 1988.
3. "Oekobilanz von Packstoffen", Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt Nr 132, BUWAL, Bern 1991.
4. Svenska Renhållningsverks-Föreningens (RVF) statistik 1986.
5. RVF: "Utsläpp av svavel- och kväveoxider; emissionsnivåer samt tekniska åtgärder för emissionsbegränsningar", lägesrapport från projektgruppen för SO_x- och NO_x-reduktion, Malmö, december 1987.
6. RVF: "Svensk avfallshantering 1990", Malmö, november 1990.
7. RVF och SNV: "Lakvattenpåverkan på grundvatten vid avfallsupplag", Depå 90 – avfallshantering på 90-talet, RVF-publikation 89:11, Malmö; SNV-rapport nr 3703, Solna, december 1989.
8. "Energi ur avfall", Statens energiverk och Naturvårdsverket 1986:6.
9. Brunner P H, Mönch H, "The Flux of Metals Through Municipal Solid Waste Incinerators", Waste Management and Research, 4(1), 105, 1986.
10. Sundström, G, "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige". Miljöbalans Gustav Sundström AB 1990.

11. Hansson G, "Förpackningen och miljön. Effekter vid sopförbränning" Packforsk meddelande nr 130, 1990.
12. "Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer" Miljøprojekt nr 131, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København 1990.
13. Bergström J och Harju R, "Drift av avfallsvärmeverk - förbränningen", MKS-89/104, Miljökonsulterna, Studsvik, 1989.
14. Kummel S och Franck P Å, "Reducering av svavel- och kväveoxidemissioner vid förbränning - en metodöversikt", Energiteknisk analys 1990:1, Chalmers Industriteknik, Göteborg, 1990.
15. Lundgren C och Nilsson A, "Verkningsgradsberäkning vid ett avfallsvärmeverk genom direkt och indirekt metod", examensarbete T90-157, institutionen för energiteknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, 1990.
16. Enhörning B, "Eldstadsutformning vid avfallsförbränning", Reforsk FoU 13, Malmö, 1987.

Muntlig kontakt

17. Erik Larsson, Värmeverksföreningen.
18. Anders Lagerkvist, avdelningen för restproduktsteknik, Tekniska högskolan i Luleå
19. Carl-Arne Pedersen och Christer Lundgren, Sävenäs avfallsvärmeverk, GRAAB, Göteborg
20. Lage Knutsson, Gränges Aluminium Finspång

3. ALUMINIUM

3.1. Produktion – teknisk beskrivning

Aluminium framställt ur jungfruliga råvaror kallas primär aluminium, medan återvunnen aluminium kallas sekundär. Framställningen av primär aluminium är mycket energikrävande. Vid framställningen av sekundär aluminium är energibehovet ca 5% jämfört med primär aluminium.

Bruttotillförseln av aluminium som halvfabrikat, i form av tunna band och folie, uppgår i Sverige till ca 36 000 ton. Vid förpackningstillverkning faller ca 7000 ton processkrot som återvinns till nästan 100%. Resterande 29 000 ton är fördelade på följande förpackningar:

Dryckesburkar	15 000 ton	
Aluminiumfolie i laminat	5 000 ton	
Aluminium som monomaterial	9 000 ton	(t ex tuber, matformar, hushållsfolie)

(Källa: GA Metall AB)

Primär aluminium för förpackningsändamål importeras, medan sekundär aluminium omsmältes i Finspång eller Älmhult. Återvinning av förpackningar är idag begränsad till dryckesburkarna som samlas in till drygt 80%. Dessa omsmältes och valsas av GA Metall AB i Finspång innan de återgår till PLMs burktillverkning i Malmö. På några håll i landet, i bl a Täby och Skultuna, har aluminium börjat samlas in från hushållen, något som redan görs i t ex Danmark och Schweiz. I Täby kan renskölda aluminiumformar slängas i igloo-behållare på miljöstationen. Insamlad mängd uppgick 1990 till ca 500 kg (14).

Framställning av primär aluminium sker i två steg: först extraktion av aluminiumoxid ur mineralet bauxit enligt Bayer-processen, den enda använda metoden, därefter elektrolys av aluminiumoxiden i den s k Hall-Héroult-processen.

Bauxit innehåller 20-30% aluminium i form av oxid och hydroxider. Den största gruvdriften och de största reserverna av bauxit har Australien och Guinea. Tillsammans står de för bästan hälften av bauxitbrytningen. Därefter

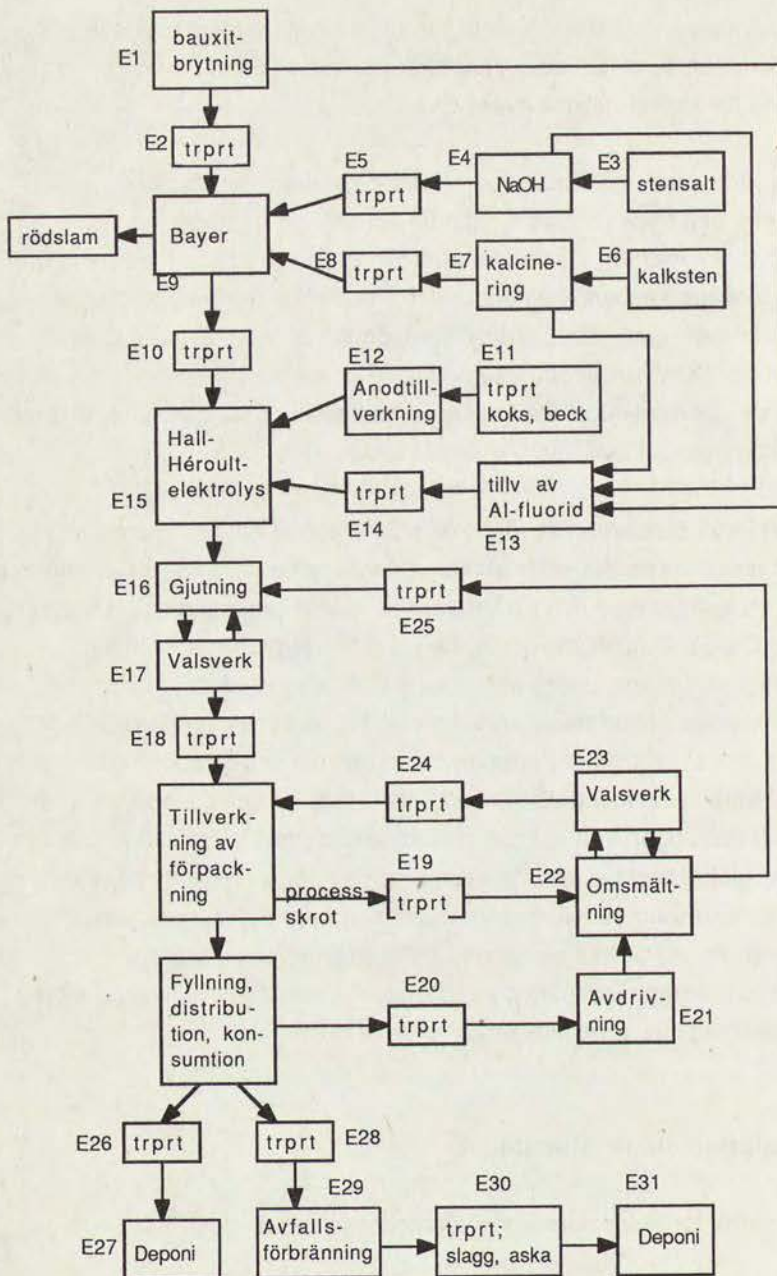
kommer Jamaica och Brasilien. Bauxiten bryts i dagbrott, krossas och tvättas ren från lera och sand. Därefter transporteras den till en ofta närliggande anläggning för rening enligt Bayer-processen.

Vid Bayer-processen behandlas den finkrossade bauxiten med lut (NaOH) under värme och tryck (ca 200°C , upp till 3,5 MPa). Härvid går aluminiumföreningarna i lösning, medan föroreningarna förblir olösta och detta s k rödslam kan avskiljas genom sedimentering och filterning. Ur den återstående lösningen utfälls aluminiumhydroxid som omvandlas till aluminiumoxid. Omvandlingen sker vanligen genom upphettning till ca 1200°C i en roterande ugn. På senare tid kan detta också göras i fluidiserade bäddar, vilket ger en 30% lägre energiförbrukning.

Vid Hall-Héroult-processen används ett stålkar fodrat med kol som bildar katod vid elektrolysen. Karet innehåller en saltsmälta vid ca 960°C bestående av kryolit (Na_3AlF_6) med mindre tillsatser av aluminiumfluorid och flusspat (AlF_3 och CaF_2). Aluminiumoxid (Al_2O_3) från Bayer-processen tillförs kontinuerligt. Anoderna utgörs av kolblock som hänger ned i smältan. Aluminiumoxiden sönderdelas varvid metalliskt aluminium bildas vid katoderna och syret oxiderar anodernas kol till kolmonoxid som förbränns till koldioxid. Smält aluminium på ugnens botten sugas ut och gjuts till göt eller tackor. Vid gjutningen kan aluminiumskrot (processpill, insamlad aluminium) inblandas. Göten bearbetas inför valsningen; de sågas och formas. Vid valsning av aluminium användes varmvalsning ($400\text{--}500^\circ\text{C}$) som kan följas av kallvalsning. På metallytan bildas en tunn oxidhinna som i sig är skör och ökar risken för aluminiumavsättning på valsarna. Vid valsningen används därför smörjmedel, valsolja, i recirkulerande system (3).

3.2. Materialbalans aluminium

Beräkningarna för aluminium utgår från flödesschemat i figur 3.1.



Figur 3.1. Flödesschema aluminium

Följande scenarier beräknas:

1. Aluminium till 100% framställt ur jungfruliga material, avfall till deponi
2. Aluminium till 100% framställt ur jungfruliga material, avfall till förbränning
3. Aluminiumframställning med 75% materialåtervinning, avfall till deponi
4. Aluminiumframställning med 75% materialåtervinning, avfall till förbränning

De fall som beräknats med materialåtervinning (fall 3 och 4) har utgått från aluminiumburkarnas kretslopp då dryckesburkarna dominerar som aluminiumförpackning. Returgraden, 75%, är räknad efter konsumentled. Den motsvarar, i råvaruled hos förpackningstillverkaren, att 80% är sekundär aluminium, varav 60% kommer från insamlade förpackningar och 20% kommer från processkrot.

Beräkningar för materialbalansen utgår från följande förutsättningar:

- Av den aluminium som omsmälts i Sverige valsas 75% i Sverige och 25% utomlands (7).
- Returandelen vid valsning beror på hur tunn bandet/folien valsas. Här valsas aluminium från göt till band av motsvarande dryckesburkars tjocklek (33-35 μm) vilket ger en retur till omsmältning mellan 25 och 30%. Här används 27%. Tunnare folie ger högre returandelar, t.ex. valsning från band till folie ger en returandel på 35% (11,13).
- Andelen processkrot hos förpackningstillverkaren är 20%. Siffran bygger på statistiken (se föregående avsnitt). Spillet från tillverkningen av dryckesburkar dominerar och uppgår till 21%.
- 1 kg aluminium bildar vid förbränning 1,9 kg aluminiumoxid, Al_2O_3 .

Råvarubehovet för att producera 1 ton primäraluminium är följande (1):

Bayer-processen: 4778 kg bauxit,

87,4 kg kalksten och

428,7 kg NaOH (50%) ur 313,2 kg stensalt

vilket ger 1900 kg aluminiumoxid;

H-H-elektrolysen: 1900 kg aluminiumoxid,

430 kg anod och

18 kg AlF_3 (ur 37,5 kg bauxit, 0,5 kg kalksten och 2,4 kg

NaOH (50%) ur 1,8 kg stensalt)

3.3. Energibehov

Om inget annat anges har data för primär-produktion av aluminium tagits från den schweiziska rapporten från EMPA: "Herstellung von Aluminium: Ökologische Bilanz-Betrachtungen - Aktualisierte Daten", 1989.

Den schweiziska utredningen har utgått från ett fall där brytningen av bauxit sker i Australien, hjälpkemikalierna kalk och lut kommer från Japan respektive USA, och att den renade aluminiumoxiden transporteras med båt från Australien till Holland och uppför Rhen och därefter med tåg till elektrolysanläggningen i Schweiz. Även andra brytningsorter ligger på stora avstånd från Europa, varför uppgifterna om transportenergier från den schweiziskautredningen kommer att användas.

- E1 Brytning av bauxit: 0,00792 MJ_e/kg bauxit
0,020 MJ_{th}/kg bauxit; diesel
- E2 Transport av bauxit till Bayer-anläggningen, tåg: 0,00541 MJ_e/kg bauxit
- E3 Brytning av stensalt: 0,338 MJ_e/kg och 0,236 MJ_{th}/kg stensalt;diesel
Transport, lastbil: 0,026 MJ_{th}/kg stensalt
- E4 Produktion av NaOH (50%), enligt diafragmaprocessen
5,400 MJ_e/kg NaOH (50%)
4,293 MJ_{th}/kg NaOH (50%); olja
- E5 Transport av NaOH till Bayer-anläggningen, från Mexikanska Golfen till Australien, båt: 2,205 MJ_{th}/kg NaOH (50%)
- E6 Brytning av kalksten: 7,92 MJ_e/ton kalksten
20 MJ_{th}/ton kalksten; olja
Transport, lastbil: 38 MJ_{th}/ton kalksten
- E7 Kalcinering av kalksten: 1,755 MJ_{th}/kg bränd kalk; olja
- E8 Transport av bränd kalk till Bayer-anläggningen, från Japan till Australien, båt: 630 MJ_{th}/ton bränd kalk

- E9 Bayer-process, extraktion av aluminiumoxid ur bauxit
 0,8389 MJ_e/kg aluminiumoxid
 8,972 MJ_{th}/kg aluminiumoxid; olja
- E10 Transport av aluminiumoxid till elektrolysanläggning, från Australien till Schweiz
 båt: 2,520 MJ_{th}/kg aluminiumoxid
 tåg: 0,0371 MJ_e/kg aluminiumoxid
- E11 Transport av råvaror till anodtillverkning; petroleumkoks från BRD, Burghausen, och stenkoltjärbeck från Tjeckoslovakien till anodtillverkning i Schweiz, därefter transport av sk gröna anoder till elektrolysanläggningen där kalcinering av anoderna sker.
 tåg: 52,56 MJ_e/ton anod
- E12 Tillverkning av anoder, bakning och kalcinering
 0,886 MJ_e/kg anod
 5,732 MJ_{th}/kg anod; olja
 Anodmaterialens energiinnehåll: 32,7 MJ_{th}/kg anod
- E13 Tillverkning av aluminiumfluorid
 Bauxitutvinning i Jamaica, transport till Lünen, BRD, för framställning av aluminiumhydrat, därefter transport till Helsingborg för framställning av aluminiumfluorid.
 1 ton AlF₃ ur 1530 kg bauxit, 100 kg stensalt, 28 kg kalksten och 857 kg H₂SiF₆ (biprodukt från fosforutvinning)
 Processenergi: 1,352 MJ_e/kg AlF₃
 15,588 MJ_{th}/kg AlF₃; olja
- E14 Transporter, AlF₃: 1764 MJ_{th}/ton AlF₃; båt
 128,8 MJ_e/ton AlF₃; tåg
- E15 HH-elektrolys: 54 MJ_e/kg aluminium
 3,8 MJ_{th}/kg aluminium; olja
- E16 Gjutning: 0,299 MJ_e/kg göt
 1,277 MJ_{th}/kg göt; olja

E17 Valsverk

Sågning och bearbetning av göt, därefter valsning till band. Ju tunnare folien valsas desto högre elförbrukning.

Typiska tjocklekar är för

band, dryckesburk	33-35 μm
hushållsfolie	10-12 μm
ugnsfolie	18 μm
laminat	5 -7 μm

Från göt till band: 5,6 MJ_e/kg aluminiumband

0,6 MJ_{th}/kg aluminiumband; gas

Från band till folie: 6,3 MJ_e/kg aluminiumfolie

2,4 MJ_{th}/kg aluminiumfolie; gas (11,13)

I beräkningarna har räknats med valsning till band.

E18 Transport av i utlandet valsad aluminium till förpackningstillverkare
lastbil från utlandet till Malmö (PLM): 900 km (9)

E19 Transport av processpill från förpackningstillverkare till omsmältning
lastbil från Malmö (PLM) till Finspång (GA Metall): 500 km (9)

E20 Transport av insamlade förpackningar till återvinning
Lastbil 93%, 240 km
Järnväg 7%, 690 km (7)

E21 Avdrivning: 1,389 MJ_{th}/kg aluminium; gas (13)

E22 Omsmältning: 2,628 MJ_e/kg (13)

E23 Valsning
Samma som E 17

E24 Transport av valsad sekundäraluminium till förpackningstillverkare
(samma som E19)
lastbil från Finspång till Malmö: 500 km (9)

E25 Transport av omsmält aluminium för valsning utomlands
Järnväg: 1500 km (7)

- E26 Transport till deponi
Lastbil 15 km
- E27 Deponi
Elenergi 0,186 kWh/ton = 0,0007 MJ_e/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ_{th}/kg
- E28 Transport till avfallsförbränning
Lastbil 18 km
- E29 Avfallsförbränning
Verkningsgrad 90% och aluminiums värmevärde 30,6 MJ/kg ger ett tillgodoräknande på 27,54 MJ/kg
- E30 Transport av slagg och aska
Lastbil, antag 10 km
- E31 Deponi av slagg och aska
Elenergi 0,186 kWh/ton = 0,0007 MJ_e/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ_{th}/kg

3.4. Emissioner

De processbetingade emissionerna följer enligt nedan. Emissioner från användning av fossila bränslen i de olika produktionsstegen och transportererna läggs på i form av emissionsfaktorer enligt tabell 2.2. Miljöeffekter i form av markutnyttjande för brytning av mineraler och tänkbara effekter på grundvatten beaktas inte. Rödslam från Bayer-processen deponeras i gamla dagbrott som övertäckes med jord och återplanteras. Det finns inga uppgifter om miljöproblem för dessa deponier.

- E1 Brytning av bauxit:
- | | | | |
|----------------------|-----------------|-------------------|-----|
| Emissioner till luft | Stoft | 5,01g/kg | |
| | SO ₂ | 0,025 g/kg bauxit | (2) |

E3 Stensalt

Inga uppgifter om emissioner till luft

Fast avfall 128 g/kg stensalt (1)

E4 Produktion av NaOH, diafragma-processen

Buwal använder uppgifter från diafragma-processen. En annan metod är klor-alkali-processen som är en kvicksilverbaserad elektrolys.

Utsläpp till luft:	Buwal (2)	Eka Nobel (4)
klorgas	0,47 mg/kg	6,47 mg/kg NaOH(50%)
kvicksilver	ingen Hg	0,58 mg/kg
stoff	i u	i u
HCl	i u	1,29 mg/kg

Till vatten:

Pb	2,3 mg/kg	i u
Hg	ingen Hg	2,33 µg/kg
Avfall (MFA)	23,54 g/kg	0,631 g/kg

I beräkningarna användes Buwals uppgifter.

E6 och E7 Brytning av kalksten och kalcinering

Stoff 89,91 g/kg kalksten

Avfall 184 g/kg kalksten (2)

E9 Bayer

Till luft stoff 97,9 g/kg (8)

Till vatten BOD 0,792 g/kg aluminiumoxid (1)

COD 19,0 g/kg aluminiumoxid

Rödslam 1,75 kg/kg aluminiumoxid

E12 Anodtillverkningen

Emissioner till luft SO₂ 0,751 g/kg anod

F⁻ 0,1 g/kg anod

tjära 0,279 g/kg anod

Emissioner till vatten HF 0,00233 g/kg anod

tjära 0,00465 g/kg anod

Fast avfall 0,233 g/kg anod (1)

E13 Tillverkning av aluminiumfluorid
 Emission till luft HF 0,2 g/kg AlF_3 (1)

E15 Elektrolys

Det finns i princip två sorter elektrolysugnar. Den ena använder sig av förbakade anoder, d v s anodkolblock som är separat tillverkade. Den andra sortens ugnar är öppna och har kontinuerliga s k Söderbergsanoder. Petroleumkoks och stenkolsjärbeck blandas till en anodmassa som i ugnen omvandlas till ett anodkolblock.

Ugnskonstruktionen med Söderbergsanoder medger inte lika god uppsamling av processgaserna som den med förbakade anoder. EMPAs emissionsdata håller samma storleksordning som de från aluminiumsmältverket med förbakade anoder i Sundsvall (6,12).

Emissioner till luft	stoft	1,36 g/kg aluminium	
	CO_2	1592 g/kg Al	
	NO_x	3,014 g/kg Al	
	SO_2	7,70 g/kg Al	
	HF	0,25 g/kg Al	
	F -	0,20 g/kg Al	
Fast avfall	35 g/kg Al; katodrester		(2)

E16 Gjutning

Emissioner till luft	HCl	0,050 g/kg Al	
	Cl -	0,20 g/kg Al	(2)

E17 och E23 Valsning

Valsoljan är en vattenbaserad oljeemulsion som ger en del kolväteemissioner. Valsoljan recirkuleras och alstrar filteravfall.

Emissioner till luft, HC	0,691 g/kg	(5)
Fast avfall, kiselgur	5 g /kg	(10)

E21 Avdrivning

Emissioner till luft		
Stoft	1,58 mg/kg	HCl 53 mg/kg
SO_2	26 mg/kg	HF 6,7 mg/kg
PAH	0,79 $\mu\text{g/kg}$	klorbensen 6,1 $\mu\text{g/kg}$
dioxin	1,1 ng/kg	klorfenol 0,13 $\mu\text{g/kg}$ (10)

E22 Omsmältning

Emissioner till luft

Stoft 1,33 mg/kg

SO₂ 1,5 mg/kg

HCl 6,21 mg/kg

HF 0,07 mg/kg

(5)

E29 Avfallsförbränning

Vid förbränning av 1 kg aluminium bildas 1,9 kg aluminiumoxid

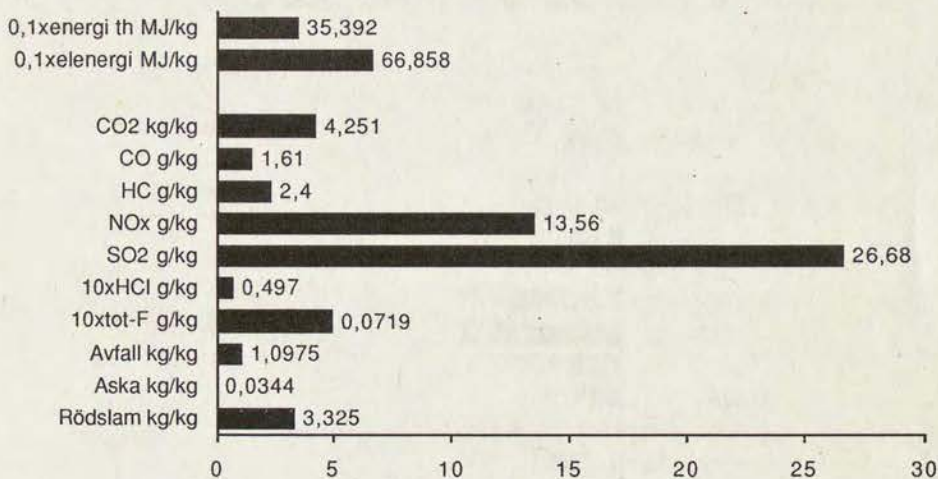
Emissioner till luft 4,90 g NO_x/kg Al

0,76 g stoft/kg Al

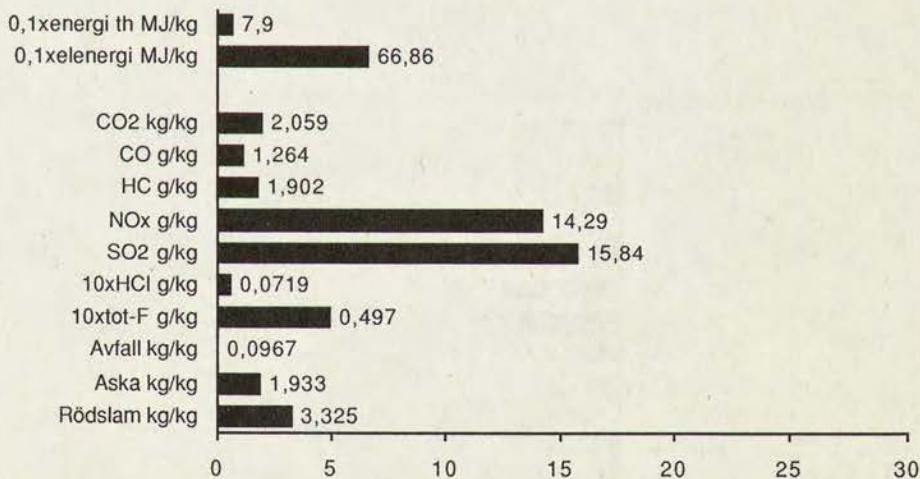
Fast avfall 1899 g aska/kg Al

3.5. Resultat

Resultaten av beräkningarna visas i följande stapeldiagram. Sifbertabeller över samtliga beräkningsresultat finns i bilaga 5.

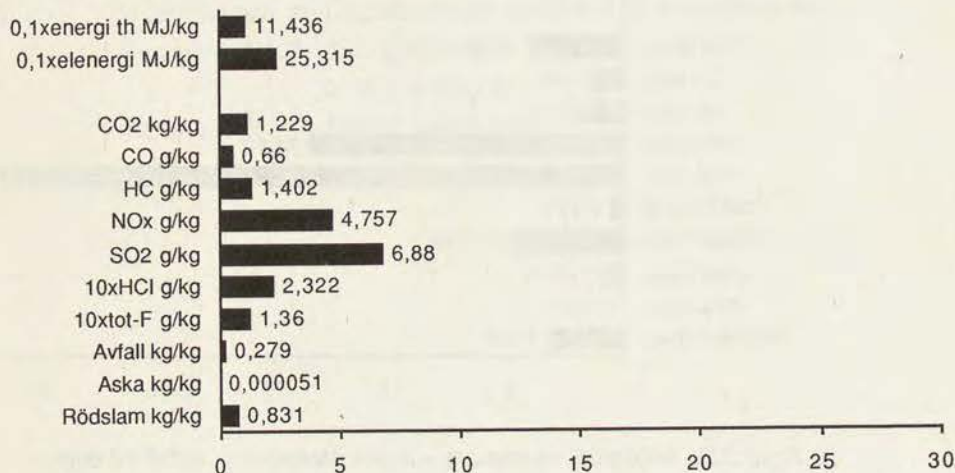


Figur 3.2. Miljöprofil aluminium – ingen återvinning, avfall till deponi

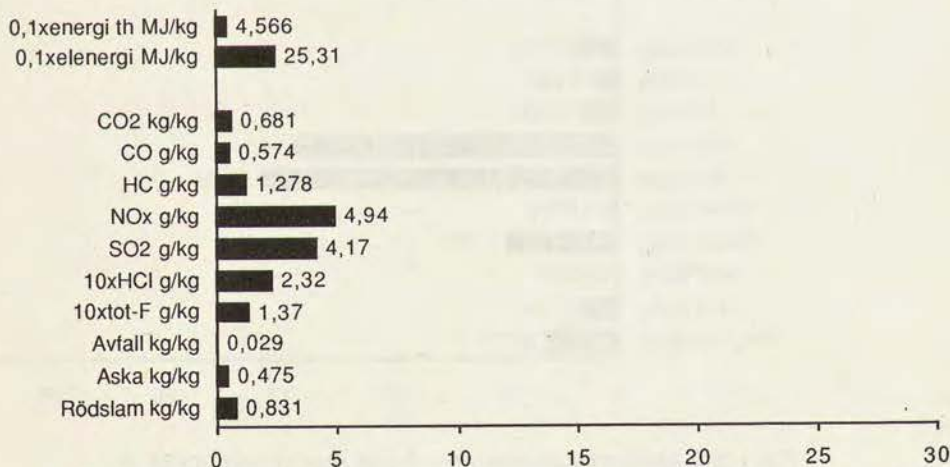


Figur 3.3. Miljöprofil aluminium – ingen återvinning, avfall till förbränning

En jämförelse mellan deponering och förbränning efter engångsnvändning (figur 3.2. och figur 3.3.), visar att ca 77% av den insatta termiska process-energin kan återvinnas genom avfallsförbränning. Genom att förbränna aluminium i avfallsvärmeverk slipper man elda olja. Avdrag för emissioner från motsvarande oljeförbränning syns på att koldioxid-, kolväte-, kolmonoxid- och svaveldioxid-staplarna är mindre vid förbränning än vid deponering. En



Figur 3.4. Miljöprofil aluminium – 75% återvinning, avfall till deponi



Figur 3.5. Miljöprofil aluminium – 75% återvinning, avfall till deponi

liten ökning av kväveoxidutsläppen fås vid avfallsförbränning beroende på att utsläppen av kväveoxider är större vid avfallsförbränning än för motsvarande oljeförbränning.

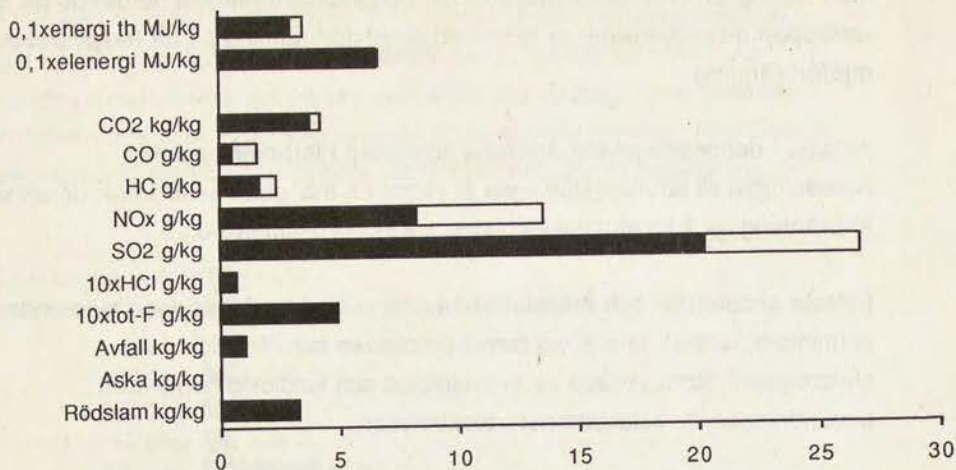
Avfallet i deponeringsfallet återfinns som aska i förbränningsfallet.

Anledningen till att mängden aska är större än mängden avfall beror på att vid förbränning av 1 kg aluminium bildas 1,9 kg aluminiumoxid.

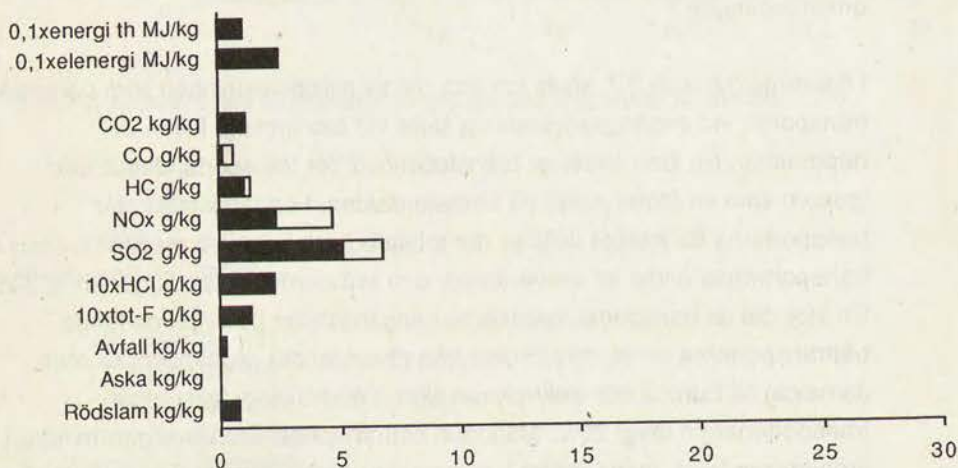
Största andelen el- och bränsleförbrukning sker vid produktionen av primär aluminium; termisk energi vid Bayer-processen och elektricitet vid elektrolysen. Stora utsläpp av svaveldioxid och koldioxid härrör från användningen av kolelektroder i elektrolysen.

Vid en jämförelse mellan engångsanvändning (figurerna 3.2. och 3.3.) och återvinning (figurerna 3.4. och 3.5.) syns en tydlig minskning av energibehov och utsläpp som är relaterade till primärproduktionen av aluminium. Utsläpp relaterade till återvinningsprocessen ökar däremot med återvinningsgraden. Detta gäller exempelvis utsläpp av HCl och klorider från avdrivningen och omsmältningen.

I figurerna 3.6. och 3.7. visas hur stor del av miljöbelastningen som beror på transporter vid engångsanvändning samt vid återvinning, följda av deponering. En liten andel av bränslebehovet för transportändamål slår igenom som en större andel på emissionssidan. I engångsfallet står transporterna för knappt 20% av det totala bränslebehovet, medan transporternas andel av svaveldioxid- och kväveoxidutsläpp ligger kring 30%. En stor del av transportemissionerna i engångsfallet beror på de långa båttransporterna av aluminiumoxid från råvarulandet (Australien, Guinea, Jamaica) till Europa där elektrolysen sker. I återvinningsfallet utgör transportenergin drygt 20%. Mängden båttransporter är visserligen mindre i återvinningsfallet, men i stället har mängden lastbilstransporter av aluminium till och från återvinningsanläggningen ökat. Energit behovet och emissionerna från transporterna vid återvinning ändå mindre än vid engångsanvändning eftersom ökningen av lastbilstransporterna kompenseras väl av de minskade båttransporterna.



Figur 3.6. Miljöprofil aluminium – ingen återvinning, avfall till deponi.
Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart)



Figur 3.7. Miljöprofil aluminium – 75% återvinning, avfall till deponi.
Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart)

Referenser

1. I Fecker: "Herstellung von Aluminium: Ökologische Bilanz-Betrachtungen - Aktualisierte Daten", Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), februari 1989, St Gallen
2. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): "Oekobilanz von Packstoffen Stand 1990", februari 1991, Bern
3. Encyclopedia of Physical Science and Technology, vol 1, 1987, Academic Press
4. Eka Nobel, Miljörapport 1990, Bohus
5. Gränges Finspong Aluminium, Miljörapport 1990, Finspång
6. GA Metall AB, Miljörapport enligt miljöskyddslagen 1990, Sundsvall
7. T Lindqvist, "Jämförande energianalys av dryckesförpackningar", TEM, Lunds universitet, 1987
8. OCL Mekel, G Huppes: "Environmental effects of different package systems for fresh milk", CML nr 70, Centrum voor milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden, september 1990
9. Gustav Sundström: "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige", Miljöbalans AB, mars 1990, Malmö
10. Måns P Lundholm och Gustav Sundström: "Tetra Brik aseptic Environmental Profile", Miljöbalans AB, 1985, Malmö
11. "Aluminium ur energi- och miljösynpunkt", Aluminiumteknik, Gränges AB, 1991, Finspång

Muntlig kontakt:

12. Göran Döling, GA Metall AB, Sundsvall
13. Lage Knutsson, Gränges Aluminium, Finspång
14. Täby kommun

4. STÅLPLÅT

4.1. Teknisk beskrivning

Efter att järnmalmen brutits skall den förädlas och reduceras. Malmen anrikas genom krossning, malning och magnetseparering, varvid gråsten avskiljs. Därefter sintras den anrikade malmen genom uppvärmning (1200-1300 °C) till kulsinter och sinterfines. I masugnen reduceras den förädlade malmen med koks som reduktionsmedel. Också kalk tillsätts i masugnen.

Koks framställs i ett koksverk från kol, som importeras till Sverige. I koksverket bildas tjära, beck och koksgas. Koksgasen innehåller bl a bensen, varför råbensen är en biprodukt. Även svavel eller ammoniumsulfat en biprodukt. Gasen som bildas i masugnen förbränns. I masugnen bildas också en restprodukt, slagg. Råjärnet från masugnen smälts i ett stålverk, där legeringsmetaller, kalk mm tillsätts. Det producerade råstålet gjuts till tackor eller stränggjuts för att sedan varmvalsas. Efter varmvalsning valsas det ännu tunnare genom kallvalsning. Om plåten skall vara förtennad beläggs den med ett tunnt tennskikt. Detta görs ej i Sverige. För tillverkning av konservburkar, dryckesburkar mm skall plåten vara mycket tunn, som tunnast några tiondels millimeter. Större plåtfat, kemikalieburkar m m är något tjockare.

Återvinning av plåtförpackningar har förekommit i en lägre skala, men görs inte längre, p g a att det är lågvärdigt skrot och att tennet skapar problem i elektrostålverket. Tenn har en smältpunkt på 231,9°C och kokpunkt på 2260-2270°C. Temperaturen i smältan i elektrostålverket är ca 1600°C, varför tennet kan skapa problem om det inte avlägsnats från järnet i tillräckligt stor utsträckning. En liten andel tenn i det ingående skrotet kan tolereras.

Tennet kan avlägsnas mekaniskt efter t ex en avfallsförbränning. Det kan också smältas bort eller avlägsnas med kemiska metoder.

4.2 Materialbalans

Beräkningarna utgår från materialflödet i figur 4.1. Materialflödena redovisas i bilaga 6. Beräkningarna gäller både förtennade förpackningar och stålplåtsförpackningar utan tenn. De gäller förpackningar där lock och botten består av samma material som burkkropparna.

För stålplåt har el- och bränsleförbrukning samt emissioner för följande scenarier beräknats:

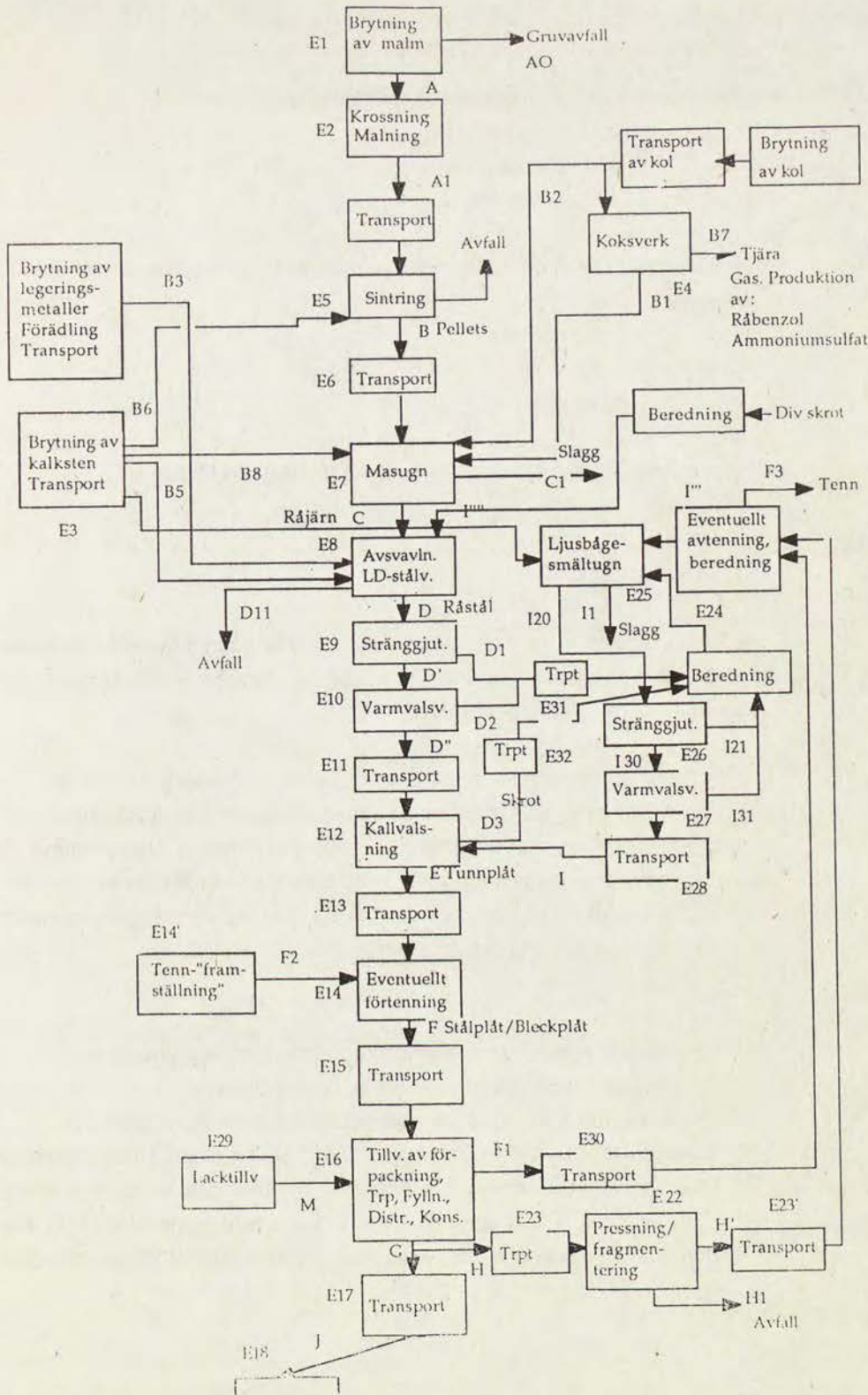
1. Ingen återvinning, 100% av avfallet till deponi
2. 70% återvinning, 100% av avfallet till deponi

I fall 2 är återvinningsgraden 70%. Detta innebär att 70% av de använda förpackningarna återförs till smältugnar (till elektrostålverk, sk sekundära stålverk). Då det blir ett visst spill efter det att skrotet har samlats in kommer konsumentens återvinningsgrad att bli något högre, ca 71%. Detta skrot utgör då ca 54% av vikten av det producerade råstålet som valsas och används till förpackningstillverkning. Trots en relativt hög insamlingsgrad behövs alltså nästan lika mycket råvara från annat håll. Den i beräkningarna använda återvinningsgraden är hög, jämfört med dagens läge i Sverige, då inget system finns för insamling av plåtburkar.

En viss andel externt skrot tillsätts i det malmbaserade stålverket. Denna andel är ca 16 viktprocent av det producerade stålet i det primära stålverket.

I tidigare studier har man räknat på exempel där upp till 100% av råvaran är skrot (1,2,3). Skrotet har i en studie (2) varit gamla burkar medan det i en annan (3) har varit mestadels produktionsskrot (95%) och en mindre del externt skrot (5%).

Stålplåt för förpackningsändamål har en låg halt av legeringsmetaller. Någon exakt uppgift om legeringsgrad har inte gått att få fram. El- och bränsleförbrukningen vid brytning, förädling och transport av legeringsmetallerna är inte inkluderade. Däremot är halten av tenn angiven i många källor, och därför är tennförädlingen medtagen i beräkningarna för den förtennade plåten.



Råvarubehovet för att producera ett ton råjärn är:

1 850 kg råmalm (12)

450 kg koks (1,13)

190 kg kalksten (1)

Råvarubehovet för att producera ett ton råstål är (legeringsmetaller är ej medtagna) (1):

863 kg råjärn

162 kg skrot

80 kg kalksten

För förtennad plåt behövs dessutom ca 4 g tenn/kg bleckplåt.

4.3 Energibehov

I de fall uppgifter om den svenska produktionen har gått att få fram har dessa använts. I övriga fall har främst använts uppgifter från Buwal (1), då de är uppdelade på de olika processerna.

Mauch (2) delar inte upp energin i elenergi och bränsleenergi, varför de uppgifterna inte använts. I Nygaard och Nord (3) är energin uppdelad på termisk energi och el, men summerad över flera processteg. Nedan anges de uppgifter som har använts samt källorna till dessa. För jämförelsens skull är även andra uppgifter citerade. I bilaga 6 finns energianvändningen uppdelad i de olika processerna och beräknad för de olika fallen.

E1 och E2

Brytning av malm, transporter och en första förädling (krossning, malning och separering) av malmen nära gruvan

Enligt LKAB i Kiruna (12) är energibehovet för nermalningen av malmen 15-20 kWh/ton malm, eller 0,063 MJ/kg malm. Detta inkluderar inte brytning, transporter mm. Enligt (1) används gas, el och olja. Enligt (12) används el, olja och dieselolja. Vi har använt uppgifterna i (1), men förutsatt att det är olja och diesel som används i stället för gas och olja:

0,4430 MJ_{th}/kg förädl. malm; olja
 0,074 MJ_{th}/kg förädl. malm; diesel
 0,1116 MJ_e/kg förädl. malm

E3 Brytning av kalksten och förädling

0,577 MJ_e/kg kalk
 0,033 MJ_{th}/kg kalk; olja
 0,007 MJ_{th}/kg; kol
 0,008 MJ_{th}/kg; gas (1)

E4 Koksframställning

Då SSAB inte har separata uppgifter på el- och bränsleförbrukningen vid koksverket har Buwals (1) uppgifter använts, med den ändringen att olja används i stället för naturgas:

2,10 MJ_{th}/kg koks; olja
 0,18 MJ_e/kg koks

E5 Sinterverk

Uppgifter enligt LKAB (12) har använts. Som jämförelse redovisas även BUWALS värden.

LKAB (12)	BUWAL (1)
0,274 MJ _e /kg sinter	0,108 MJ _e /kg sinter
0,174 MJ _{th} /kg sinter; olja	
0,074 MJ _{th} /kg sinter; kol	2,1 MJ _{th} /kg sinter; kol

E6 Transport av sinter

Järnväg 340 km (Kiruna-Luleå)

E7 Masugn

De olika källorna anger mycket lika uppgifter på bränsleförbrukningen. Enligt Mauch (2) motsvarar koksförbrukningen 13,59 MJ_{th}/kg bleckplåt och elförbrukningen 0,169 MJ_e/kg bleckplåt. Enligt uppgifter på svenska stålverk från Naturvårdsverket (13) motsvarar förbrukningen av koks 12,6 MJ_{th}/kg stål.

Här användes (1):
 0,4320 MJ_e/kg råjärn
 12,6 MJ_{th}/kg råjärn; koks

E8 Stålverk

I stålverket förbrukas el samtidigt som det bildas en gas som man kan utvinna termisk energi ur.

- 0,6 MJ_{th}/kg råstål; gas
0,432 MJ_e/kg råstål (1)

E9 Stränggjutning

0,1008 MJ_e/kg stål
0,1430 MJ_{th}/kg stål; kol (1)

Som en jämförelse anger Nygaard och Nord (3) att E7+E8+E9 är:

21,31 MJ/kg stålblock, olja och koks

1,26 MJ/kg stålblock, el

E10 Varmvalsning

0,3024 MJ_e/kg stål
0,760 MJ_{th}/kg stål; olja
0,700 MJ_{th}/kg stål; kol (1)

E11 Transport av varmvalsad plåt

Antag att plåten transporteras från Luleå till Borlänge för kallvalsning.
Järnväg 826 km

E12 Kallvalsning

0,720 MJ_e/kg stål (1)
1,54 MJ_{th}/kg stål; olja (14)

Enligt SSAB Tunnpått (14) är den totala siffran för E7, E8, E9, E10 och E12:
El 550 kWh/ton valsade band (1,98 MJ_e/kg).

Bränsle (kol, olja och gasol) 5 350 kWh/ton valsade band (19,3 MJ_{th}/kg).

Totalt ligger BUWALs (1) uppgifter på samma nivå som SSABs för elförbrukningen, men lägre än SSABs för bränsleförbrukningen. Båda källorna anger koks som energikälla i masugnen samt olja och kol som främsta bränslen i övrigt.

Enligt (3) blir de totala värdena E7, E8, E9, E10 och E12 följande:

El 1,85 MJ_e/kg stålblock

Bränsle (olja och koks) 24,08 MJ_{th}/kg stålblock

E13 Transport av tunnplåt till förtenning

Antag att transporten sker från Borlänge till Bergen.

Lastbil, fjärrtransport 540 km

E14 Förtenning

Förtenning görs i bl a Norge, Tyskland och Frankrike. I beräkningarna används Buwals (1) uppgifter:

0,468 MJ_e/kg bleckplåt

0,359 MJ_{th}/kg bleckplåt; gas

0,391 MJ_{th}/kg bleckplåt; olja

Enligt Mauch (2) är primärenergianvändningen vid elektrolytisk förtenning: 2,120 MJ_{eq}/kg bleckplåt .

E14' Förädling av tenn

35 MJ_{th}/kg tenn; kol

30 MJ_{th}/kg tenn; olja (1)

Om mängden tenn uppgår till 4,8 g tenn/kg förpackning blir bränslebehovet därmed 0,312 MJ_{th}/kg förpackning.

Enligt Mauch (2) är el- och bränsleförbrukningen vid framställningen av tenn för förtenning av plåt 0,261 MJ/kg bleckplåt.

E15 Transport av plåt till förpackningstillverkare

För stålplåt: Lastbil, fjärrtransport 250 km

För förtennad plåt: Lastbil, fjärrtransport 540 km

E17 Transport av avfall till deponi

Lastbil närdistribution 15 km

E18 Deponi

0,0007 MJ_e/kg

0,0035 MJ_{th}/kg; diesel (9)

- E22 Skrotberedning; pressning och fragmentering
 El- och bränsleförbrukningen beror på vilken process som väljs.
 Antagligen är det svårt att realisera en källsortering där fraktionen är så ren att ingen förbehandling före smältverket behövs. Buwal (1) har antagit att gas, olja och en liten andel el används. Här har vi räknat med en något mindre andel gas och större andel olja:
 $0,28 \text{ MJ}_{\text{th}}/\text{kg}$ behandlad skrot; olja
 $0,24 \text{ MJ}_{\text{th}}/\text{kg}$ behandlad skrot; gas
 Elanvändningen har satts till samma som i (1):
 $0,1584 \text{ MJ}_e/\text{kg}$ behandlat skrot
- E23 Insamling av förpackning till skrotberedning
 Antag lastbil närdistribution 15 km
- E23' Transport av behandlat skrot till återvinning
 Antag fjärrtransport lastbil 250 km
- E24 Avtinning
 $0,233 \text{ MJ}_e/\text{kg}$ tenn
 $0,60 \text{ MJ}_{\text{th}}/\text{kg}$ tenn; olja (1)
- E25 Ljusbågesmältugn
 Här används el i elektrolysen mm. Vi har inte räknat med att fossila bränslen används, vilket man heller inte har i (1).
 $1,9439 \text{ MJ}_e/\text{kg}$ stål (1)
- Vid ett svenskt smältverk (10) används även olja motsvarande ca 1 MJ/kg valsad plåt. Enligt (13) är E25 $1,8 \text{ MJ}_e/\text{kg}$ stål. Enligt (13) är energianvändningen ca 10 gånger större då man använder malm än när man använder skrot som råvara, vid produktion av stålplåt.
- E26 Stränggjutning av återvunnet stål
 Samma som E9
- E27 Varmvalsning av återvunnet stål
 Samma som E10

- E28 Transport av varmvalsat stål till kallvalsning
Lastbil fjärrtransport 40 km
- E29 Lacktillverkning
Mängden lack uppgår till 17,1 g/kg förpackning för ölburkar av
förtunnad plåt (4). Detta värde används, samt den angivna
uppgiften på elförbrukning:
0,2164 MJ_e/kg lack (4)
- E30 Transport av processkrot från förpackningstillverkaren till
smältugnsanläggningen
Lastbil fjärrtransport 250 km
- E31 Transport av processkrot från stränggjutning och varmvalsning
Här har vi antagit att processkrotet från stränggjutning och
varmvalsning transporteras till det sekundära smältverket. Därmed
blir avståndet längre än om det hade tagits till det primära smältverket.
Om man hade räknat med det hade detta emellertid inte påverkat
resultatet märkbart. Vi har antagit följande transport:
Järnväg 826 km
- E32 Transport av processkrot från kallvalsningen till smältugnsanlägg-
ningen
Lastbil fjärrtransport 40 km

4.4 Emissioner

Emissioner från förbränning av fossila bränslen i produktionsstegen samt från transporter läggs på i form av emissionsfaktorer enligt tabell 2.2. I de fall vi har använt andra värden har vi angivit dem nedan. De olika processemissionerna som inte kan härledas från bränslen följer enligt nedan.

E1 och E2

Brytning och förädling av malm

Brytning och anrikning ger ett gruvavfall på ca 0,33 kg/kg anrikad malm (gråsten ingår).

Emissioner till vatten kommer med vatten från läns pumpningen av gruvorna och med processvatten från anrikningsverken. Med både länsvattnet och processvattnet följer en del metaller, men vi har inte uppgifter på hur stora emissionerna är. Länsvattnet samlas i de flesta fall i magasin, vilket fördröjer och/eller minskar utsläppen till omgivningen.

E4 Koksverk

Stoff Enligt (5) är emissionerna 0,46 g/kg koks. Enligt (13) är emissionerna i genomsnitt vid svensk koksframställning 0,3 g/kg stål, dvs ca 0,75 g/kg koks. Från bränslen (vi har antagit att olja används) kommer 0,158 g/kg koks. Vi har därför använt siffran 0,25 g stoft/kg koks för emissionerna från kokstillverkningen, efter att emissionen från oljeförbränningen är fråndragen.

SO₂ Enligt (5) kommer ca 0,47 g/kg koks från kokstillverkningen. Därutöver kommer 2,00 g/kg koks från oljeförbränning. Enligt (13) är emissionerna 0,6 g/kg stål, dvs 1,5 g/kg koks. Vi använder siffran 0,5 g/kg koks samt 2,00 g/kg koks från oljeförbränning.

NO_x I (5) har man räknat ut emissioner med utgångspunkt av mätningar av NO_x-utsläppen med koksgasen och genom att NO_x-bildningen är känd vid förbränning av den använda oljan. Man har där använt följande emissionsfaktorer:

för NO_x-utsläppen från förbränningen av oljan: 7,8 kg NO_x /m³ olja (0,2 g NO_x/MJ)

för gasen från ångcentralen: 32,0 kg NO_x /m³ gas

för NO_x-utsläppen från koks batteriet: 5,9 kg NO_x /h

Totalt blir det 0,134 g/kg koks. Vi har här räknat med att oljeförbränningen ger 0,32 g/kg koks (0,15 g NO_x/MJ, enligt emissionsfaktorerna för olja). Då de totala NO_x-utsläppen enligt (5) är ännu lägre, har vi antagit att de totala NO_x-utsläppen från koksverket är 0,32 g/kg koks.

Vatten

Från koksverket är emissionerna till vatten av fenol och ammoniumkväve enligt (5) <0,004 mg/l (totalt <60 kg/år) respektive 0,87 mg/l (totalt 12,6 ton/år). Detta inkluderar överskottsvatten från verksamheter i

masugnar och stålverk på SSAB samt från två närliggande industrier. Utsläppen kan därför inte härledas till en enskild process eller ens produktionskedja, varför vi inte tar med dessa värden i miljöprofilerna. I samma utgående vatten finns metaller, t ex koppar med en medelhalt av 0,15 mg/l.

E5 Sinterverk

Stoft Enligt (5) är stoftemissionerna totalt 5,31 g stoft/kg sinter. Detta är en högre siffra än 0,5 g/kg stål som (13) har angivit som ett medeltal för sinterverk. Vi har använt den lägsta siffran, dvs Naturvårdsverkets medelvärde på 0,5 g/kg stål eller 0,4 g/kg sinter.

SO₂ Enligt (13) är emissionerna i medeltal 2 g/kg stål eller 1,6 g/kg sinter. Om man drar bort utsläppen för bränslen (0,096 g/kg sinter) blir processemissionerna ca 1,5 g/kg sinter.

NO_x Enligt (13) är emissionerna ca 0,3 g/kg stål, dvs 0,24 g/kg sinter.

E7 Masugn

Stoft Emissionerna enligt (5) är 0,03 g/kg råjärn i den ena masugnen och 0,29 g/kg råjärn i den andra. Enligt (13) är emissionerna 0,1 g/kg stål. Om man räknar med den emissionsfaktor för kol som är angiven i tabell 2.2 är stoftemissionerna 0,16 g/kg råjärn. Detta blir också ett ungefärligt "medelvärde" för utsläppen från de två ugnarna i (5). Vi använder detta värde.

SO₂ Enligt (5) är emissionerna från masugns gasen och förbränning av koksgas i den ena masugnen 34,9 ton och i den andra 92,9 ton. Detta innebär 0,061 respektive 0,089 g/kg råjärn. Enligt (13) är emissionerna 0,0005 g/kg stål. Från koksförbränningen kommer ca 4,8 g/kg råjärn enligt emissionsfaktorerna i tabell 2.2. , vilket använts. Eventuellt skulle det vara motiverat att använda ett lägre värde, eftersom beräkningarna av SSAB (5) gav betydligt lägre värden på SO₂-utsläppen

CO₂ Enligt (13) är emissionerna 2 kg/kg stål. Vid koksförbränningen bildas 1,15 g/kg enligt emissionsfaktorn i tabell 2.2. Då den grundar sig på kolinnehållet i bränslet bör den vara relevant, och vi har använt den här.

NO_x Enligt (5) är emissionerna 0,018 g/kg råjärn. Enligt våra emissionsfaktorer är emissionerna 1,89 g NO_x/kg råjärn. Detta värde används här. Även här kan det finnas anledning att sänka värdet, då utsläppen enligt (5) är betydligt lägre.

Avfall De olika uppgifterna varierar. Enligt (5) bildas slagg till en mängd av 0,141 kg/kg råjärn, men enligt (1) bildas så mycket som 0,478 kg/kg råjärn. Vi har använt oss av (1).

E8 Stålverk

Stoft Enligt (5) är emissionerna 0,1 g/kg stål. Enligt (13) är emissionerna 0,3 g/kg stål. Enligt (1) är emissionerna 0,237 g/kg bleckplåt. Vi använder här det lägsta värdet enligt (5). Stoftet innehåller metaller, bl a 4 mg Pb/kg stål, 6 mg Zn/kg stål och 40 mg Cd/kg stål enligt (13).

SO₂ Enligt (5) är emissionerna från finverksugnen 0,008 g/kg stål. Detta härstammar från eldningsoljan som förbränns. I och med att vi har använt (1) för el- och bränsleanvändningen vid stålverket har vi här som i (1) antagit att det inte blir några emissioner av svavel.

NO_x Enligt (5) är emissionerna från finverksugnen 8,9 mg/kg stål. Enligt (1) kommer inga NO_x-utsläpp härifrån. Vi räknar här med den emissionsfaktor som vi har lagt på all förbränning, nämligen 0,15 g/MJ. Detta ger ett utsläpp med gasen (ur vilken vi har antagit att man utvinner termisk energi ur) på 0,090 g/kg stål.

Vatten:

Olja: Enligt (5) är det totala utsläppet av olja räknat på SSAB Tunnpålsproduktion 0,0058 g/kg stål. Här ingår dock emissioner från maskinerna samt från två närliggande verksamheter. Vi har använt siffran 0,005 g/kg stål, vilket eventuellt är ett för högt värde.

Avfall Enligt (5) bildas 0,0797 kg slagg/kg råstål. Enligt (1) bildas 0,0816 kg/kg råstål. Vi har använt (1).

E9, E26 Stränggjutning:

I (1) har man inte uppgifter på några utsläpp till luft vid gjutningen. I (5) är emissioner från stränggjutning endast specificerad för stoft.

Stoft Enligt (5) är emissionerna av stoft 0,05 g/kg stål. Då vi enligt (1) har antagit att kol används som bränsle, skulle emissionerna från bränsle bli 0,0019 g/kg stål, med användning av emissionsfaktorn i tabell 2.2. Här har vi använt detta värde, då det är oklart varifrån stoftemissionerna enligt (5) härstammar från.

E10, E27 Varmvalsning

Enligt (1) får man emissioner av kolväten till luft, 0,412 g/kg bleckplåt, vid varmvalsning. Här har vi endast räknat med de emissioner som förbränning av bränslena kol och olja ger (enligt emissionsfaktorerna i tabell 2.2).

E12 Kallvalsning

Enligt (1) får man även här emissioner av kolväten till luft, 0,398 g/kg bleckplåt. Enligt SSAB Luleå, Årsrapport över den yttre miljön 1986, behövdes valsolja till en mängd av 0,35 g/kg plåt. Även här har vi endast räknat med de emissioner som förbränning av bränslena kol och olja ger (enligt emissionsfaktorerna i tabell 2.2).

E22 Skrotbearbetning:

Vi har inga siffror på stoftemissioner härifrån, varför vi endast har med emissioner från bränslen enligt emissionsfaktorerna i tabell 2.2.

Avfall Här får man ett avfall. Vi har inte funnit någon uppgift på hur stor andel som går att återanvända av plåtburksskrot. Vi har därför antagit att man får 10 g avfall/kg separerat och bearbetat burksskrot som går till smältning.

E25 Skrotsmältning

Stoft Emissionerna av stoft ligger enligt (13) på verk med effektivt filter på 0,1 g/kg stål eller lägre. Villkor för elektrostaalverken är 0,3 kg/ton stål fr om 1989 (11). Vi har använt värdet 0,1 g/kg. Stoftet innehåller låga halter av metaller, bl a zink, bly, kadmium och kvicksilver. Ungefärliga emissioner med stoftet är enligt (13): Zn: 70 mg/kg stål, Pb: 5 mg/kg stål, Cd: 50 µg/kg stål och Hg: 200 µg/kg stål.

NO_x Enligt (13): 0,3 g/kg stål.

Vatten:

Enligt (10) var emissionerna från ett smältverk under 1985:

suspenderade ämnen: 0,0037 g/kg stål

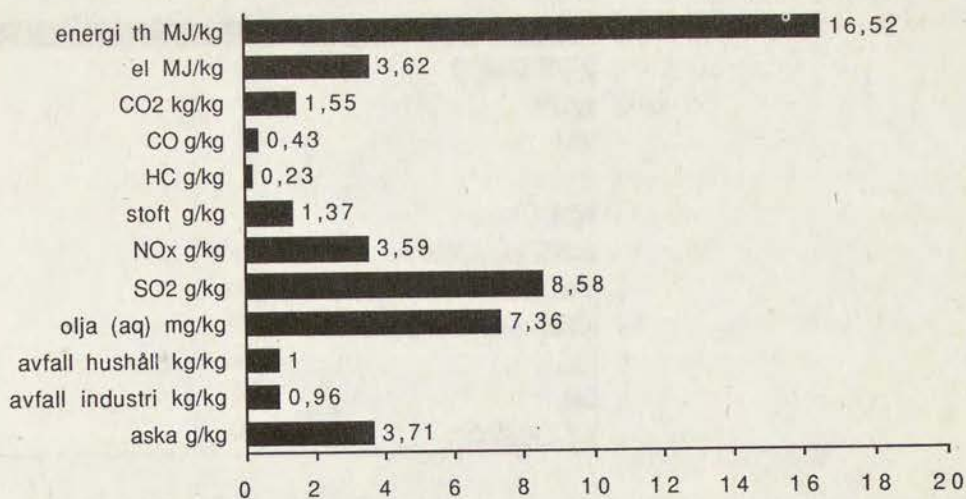
olja: 0,0014 g/kg stål

Vi har använt detta värde (0,001 g/kg) på emissionen av olja.

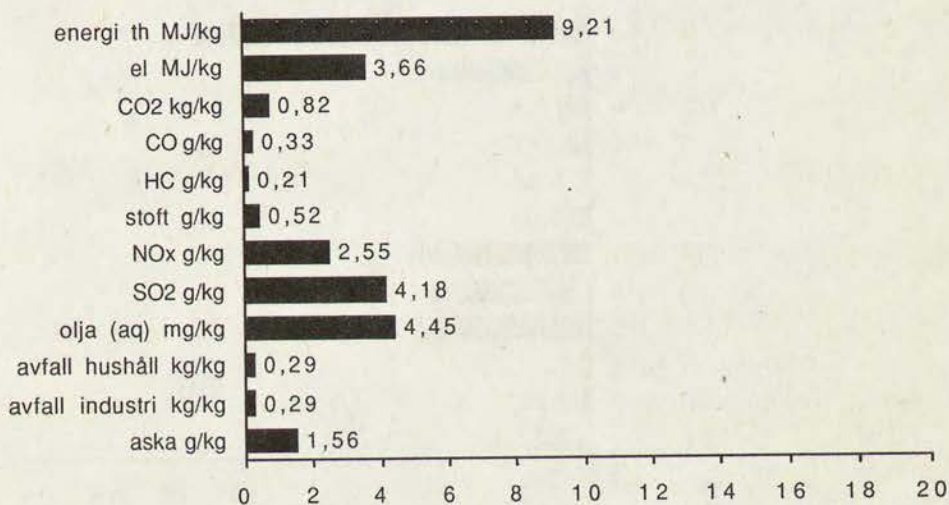
4.5 Resultat

Figurerna 4.2-4.5 visar stapeldiagram över el- och bränsleanvändningen och emissionerna för stålplåt och förtennad plåt vid engångsansvändning respektive 70% återvinning. Diagrammen har samma skala, varför de går att jämföra sinsemellan. Beräkningarna visar att bränsleförbrukningen blir betydligt mindre med 70% återvinning än vid engångsansvändning, främst p g a att man behöver bryta och reducera en mindre mängd malm. Detta är också den viktigaste orsaken till att emissionerna är lägre vid återvinning.

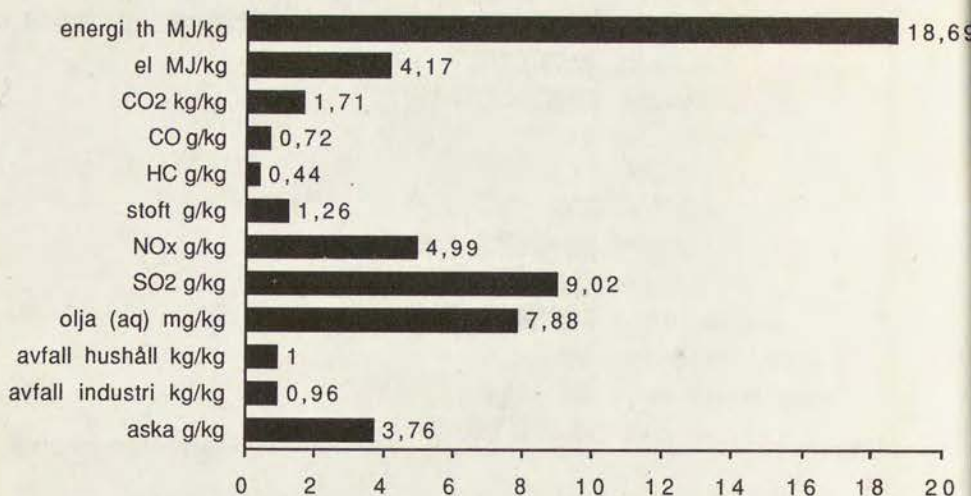
Elförbrukningen är något högre vid återvinning jämfört med engångsansvändning, främst pga den el som man använder vid elektrostaalverken. Utsläppen av SO₂, NO_x, CO, CO₂, stoft och aska skiljer tydligt mellan de två fallen på så vis att de är lägre vid återvinning än utan. Det skiljer inte lika mycket när det gäller utsläppen av kolväten, främst beroende på de jämförelsevis höga utsläppen från de dieseldrivna transporterna.



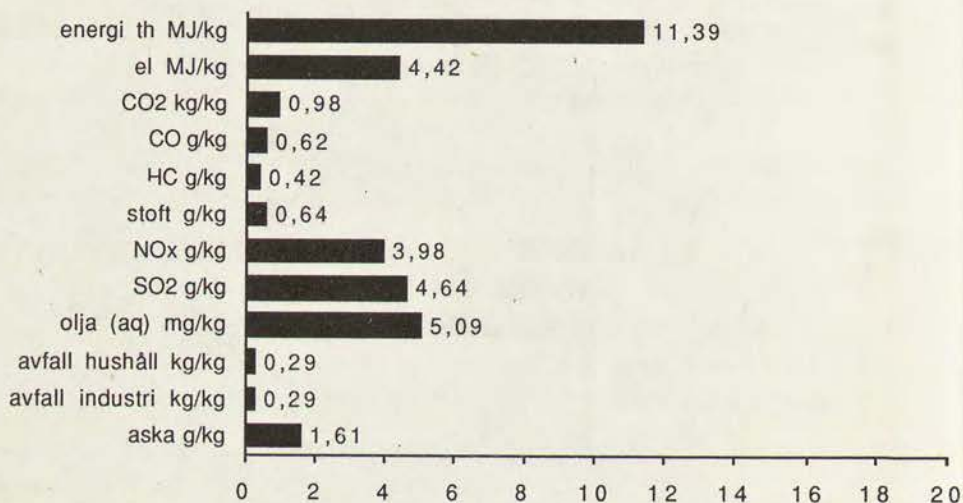
Figur 4.2. Miljöprofil stålplåt, ingen återvinning



Figur 4.3. Miljöprofil stålplåt, 70% återvinning



Figur 4.4. Miljöprofil förtennad stålplåt, ingen återvinning



Figur 4.5. Miljöprofil förtennad stålplåt, 70% återvinning

Referenser

1. "Oekobilanz von Packstoffen", Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt Nr 132, BUWAL, Bern 1991.
2. Mauch, W, "Kumulierter spezifischer Energieverbrauch von Getränkedosen". AbfallwirtschaftsJournal, 2(1/2) 1990.
3. Nygaard, J och Nord, B, "Energy input analyses in the pulp and paper industry". STU Information, No 410. 1984.
4. Reisener, J, Vest, H, Krüger, J, "Aluminium und Weißblechgetränkedosen im Materialkreislauf". Metall 44 (9), 1989.
5. SSAB Tunnpå AB, Luleå. Miljörapport 1989.
6. Mekel, O C L och Huppel, G, "Environmental effects of different package systems for fresh milk". CML-Mededeeling nummer 70. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden 1990.
7. Bekkevold, S, Halmø, T och Heie, A, "Emballasje til drikkevarer – miljø- og resursmessige forhold". Statens Forurensningstilsyn, Dokument nr 90:02. Norge 1990.
8. Chalmers Industriteknik, "Electrolux-PADD. Resurs- och avfallssnåla förpackningar". 1990.
9. Sundström, G, "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige". Miljöbalans Gustav Sundström AB 1990.
10. Koncessionstillstånd Smedjebacken, 1986-02-07.
11. Lindblad, B, "Elektrostålverken och miljön". Stiftelsen Reforsk, Fall nr 33. 1989.

Muntlig kontakt:

12. Rolf Öhrn, LKAB Kiruna.
13. André Ulmgren, enheten för metallindustri, industritekniska avdelningen, Statens Naturvårdsverk.
14. Göran Andersson, SSAB.

5. GLAS

5.1. Teknisk beskrivning

Glas tillverkas huvudsakligen av råvarorna sand, kalk och soda, som smälts vid 1500-1600°C. Processen är kontinuerlig och råvarorna tillförs fortlöpande, liksom det färdiga glaset tas ut kontinuerligt och klipps i bitar lämpliga för den produkt som sedan formas i glasmaskinen.

Glasförpackningar kan återfyllas, något som sker i stor omfattning för dryckesförpackningar för öl, läsk, vin och sprit. Glas kan också återvinnas som krossglas, som smälts om. Härvid kan ofärgat glas endast framställas ur ofärgat krossglas, medan färgat glas kan framställas ur ej färgseparerad råvara.

1991 väntas konsumtionen av förpackningsglas uppgå till 150.000 ton. 40.000 ton härav utgörs av importerade fyllda förpackningar (4). 1990 samlades ca 50.000 ton krossglas in från kommuner samt 17.600 ton från industrin (5). 1991 väntas insamlingsvolymen bli 60.000 ton (4).

Mer än 200 kommuner har glasinsamling, men bara ca 40 har färgseparerad insamling (5). Detta, tillsammans med en betydande import av företrädesvis färgat glas, gör att det finns ett överskott av färgat krossglas. Ytterligare ofärgat krossglas skulle kunna återvinnas.

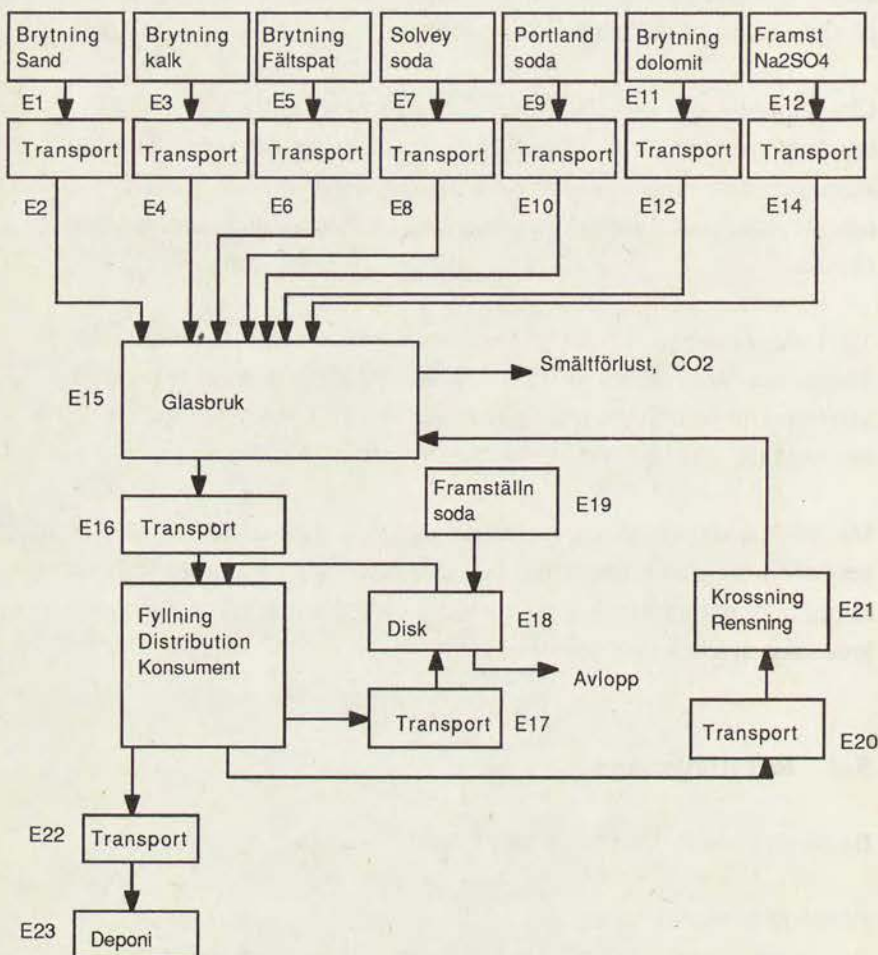
5.2. Materialbalans

Beräkningarna för glas utgår från födesschemat i figur 5.1.

Följande scenarier beräknas:

1. Glas tillverkat till 100% av jungfruliga råvaror, avfall till deponi.
2. 70% materialåtervinning, avfall till deponi
3. 97% återanvändning (30 tripper), glaset tillverkat av jungfruliga råvaror

Det är inte meningsfullt att beräkna ett scenario där glas går till avfallsförbränning, eftersom glas inte har något värmevärde.



Figur 5.1. Flödesschema glas

Följande sammansättning av glasråvaror utnyttjas i beräkningarna.

Råvarusammansättningen gäller för PLM i Limmared, som tillverkar både vitt och brunt glas (3).

	kg/ton smält glas
Sand	76
Soda	136
Kalk	83
Dolomit	58
Fältspat	43
Natriumsulfat	4
Glaskross	366
Summa	1166

Förlusterna utgörs av smältförluster, i form av koldioxid från kalk och soda, samt av vattenavgång från sand och krossglas (5% fukthalt i sand, 1-2% fukthalt i krossglas) (6).

Sodan utgörs av både natursoda från USA och av Solvey soda. Här antas att lika andelar Solvey soda och natursoda används.

Till disk av glas åtgår 7 liter 50% sodalösning per 1000 flaskor (33 cl, 305 g). Lösningens densitet är 1,53 kg/liter. Detta ger förbrukningen 0,0176 kg soda/kg glas (1).

Som fast avfall betecknas använt förpackningsmaterial som deponeras.

5.3. Energibehov

Vid beräkningen av energibehov för glas har följande förutsättningar använts. För beteckningar se fig 5.1. Energibehovet för transporter beräknas enligt avsnitt 2.3.

E1 Brytning av sand
Elenergi 18-20 kWh/ton = 0,0684 MJ/kg (1).

E2 Transport av sand
Järnväg 200 km till Limmared (1).

- E3** Brytning av kalk
Fossilbränsle 132 MJ/ton = 0,132 MJ/kg, antag diesel
Elenergi 22 kWh/ton = 0,0792 MJ/kg (1).
- E4** Transport av kalk
Järnväg 110 km
Sjötransport 240 km (1).
- E5** Brytning av fältspat
Sättes till
Fossilbränsle 132 MJ/ton = 0,132 MJ/kg, antag diesel
Elenergi 22 kWh/ton = 0,0792 MJ/kg
- E6** Transport av fältspat
Järnväg 110 km
Sjötransport 280 km
Lastbil 10 km (1).
- E7** Framställning av Solvey soda
Elenergi 1671 kWh/ton soda = 6.02 MJ/kg soda
Olja 106 l/ton soda = 4,060 MJ/kg soda (1).
- E8** Transport Solvey soda
Järnväg 110 km
Sjötransport 1090 km
Lastbil 40 km (1).
- E9** Brytning av Portland soda
Satt till 5 kWh/ton = 0,018 MJ/kg (1), antag diesel.
- E10** Transport av Portland soda
Järnväg 110 km
Sjötransport 15740 km
Transport till utskeppning, 1005 miles = 1617 km (1), antag lastbil.

E11 Brytning av dolomit

Fossilbränsle 634 MJ/ton = 0,634 MJ/kg, antag diesel.

Elenergi 27 kWh/ton = 0,0972 MJ/kg (1).

E12 Transport av dolomit

Sättes till 200 km järnväg

E13 Framställning av natriumsulfat

Elenergi 80 kWh/ton = 0,288 MJ/kg

Fossilbränsle 395 MJ/ton = 0,395 MJ/kg, antag olja (1).

E14 Transport av natriumsulfat

Sättes till 200 km järnväg

E15 Glasbruk.

För smältning av glasmassan fordras olja+el uppgående tiill 1050-1150 kcal/ton smält glas, beroende på kapacitetsutnyttjande. Härav utgörs 7-8% av elenergi. Siffrorna gäller vid en krossinblandning av ca 50% (6). En energibesparing på 2% erhålls per 10% krossinblandning (7). Vid olika krossinblandningar erhålls då:

Krossinblandning %	Olja MJ/kg	Elenergi MJ/kg
0	4,49-4,91	0,39-0,43
50	4,04-4,42	0,35-0,38
70	3,86-4,22	0,33-0,37

* Medelvärden för de olika krossinblandningarna används i beräkningarna.

Oberoende av krossinblandning finns också en gasolförbrukning av 0,564 MJ/kg glas (1), samt övrig el för fläktar, transportband etc. Övrig el sättes till 0,4 MJ/kg glas.

E16 Transport av färdiga glasförpackningar till kund

Lastbil 300 km (1).

E17 Returtransport

Sättes till 300 km, lastbil.

För dryckesförpackningar kan denna post försummas, eftersom levererande bil tar med tomglasen tillbaka, men vid ett tänkt retursystem för andra typer av glasförpackningar, som levereras via grossist, tillkommer sannolikt en extra transport, varför posten tas med i beräkningarna.

E18 Disk av glasförpackningar

Disk av 33 cl flaskor, 305 g (1):

Fossilbränsle 0,1069 kWh/l = 0,416 MJ/kg glas.

Elenergi 0,005913 kWh/l = 0,0230 MJ/kg glas.

Disk av juiceflaskor, 1 liter, 600 g (2):

Fossilbränsle 0,0995 kWh/l dryck = 0,597 MJ/kg glas

Elenergi 0,005952 kWh/l dryck = 0,0367 MJ/kg glas

Ett medelvärde utnyttjas:

Elenergi 0,029 MJ/kg

Olja 0,507 MJ/kg

E19 Framställning av soda för disk

Elenergi 1671 kWh/ton soda = 6,02 MJ/kg soda

Olja 106 l/ton soda = 4,060 MJ/kg soda (1).

E20 Transport av krossglas till glasbruk

Lastbil 252 km (1).

E21 Krossning och rensning av glaskross

Elenergi 3 kWh/ton = 0,011 MJ/kg (1).

E22 Transport konsument - deponi

15 km, närdistribution

E23 Deponi

Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg

Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg.

5.4. Emissioner

Emissioner från utvinning och framställning av råvaror beräknas genom att emissionsfaktorer enligt tabell 2.2. läggs på användning av fossila bränslen i dessa led. Miljöeffekter i form av markutnyttjande för brytning av mineraler, och tänkbara effekter på grundvattenkvalitet och/eller -nivå beaktas inte.

E15 Emissioner från glasbruk (3)

Till luft:	SO ₂	1,01 g/kg glas
	NO _x	2,69 g/kg glas
	stoff	0,26 g/kg glas
Till vatten:	olja+fett	0,009 g/kg glas
	suspenderat	0,018 g/kg glas

Koldioxidutsläpp härstammar dels från förbränning av olja och gas, dels från gasavgång från smältan. Koldioxidutsläpp i form av smältförlust uppgår till ca 170 g CO₂/kg jungfruliga råvaror.

Koldioxidutsläppen beror också av krossinblandningen genom att bränsleförbrukningen varierar med krossinblandningen. Således erhålls:

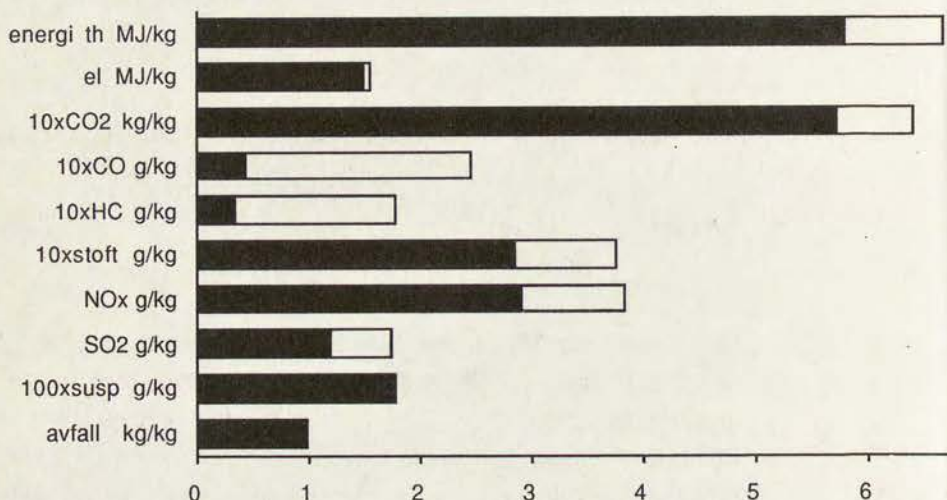
0% krossinblandning	530 g CO ₂ /kg glas
70% krossinblandning	385 g CO ₂ /kg glas

Andra emissioner utgörs av avloppsvatten från diskning av returglas. Syreförbrukande ämnen i avloppsvattnet hänför sig till resterande innehåll i förpackningen, inte till förpackningen som sådan, och lämnas utan avseende. Fast avfall i form av kapsyler, lock och etiketter lämnas utanför denna jämförelse, då detta avfall uppkommer oavsett om förpackningen återvinns/återanvänds eller inte.

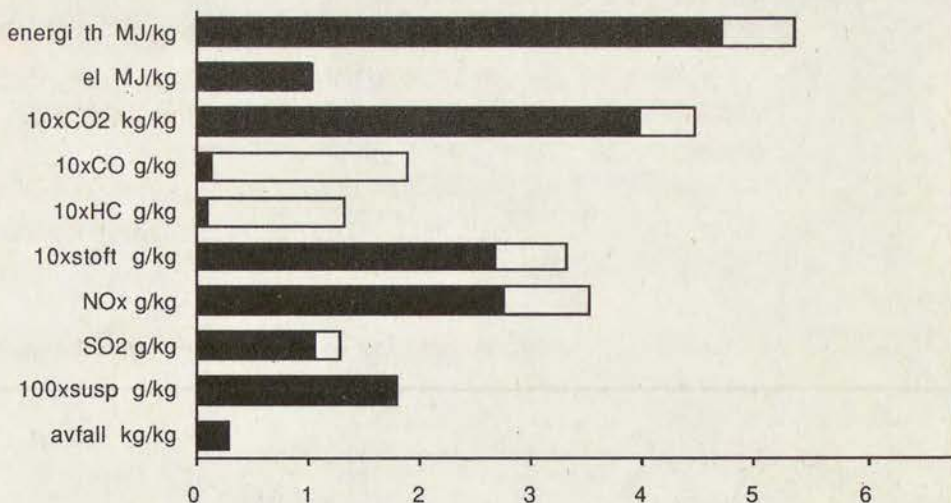
På transporter och övrig energianvändning läggs emissionsfaktorer enligt tabell 2.2.

5.5. Resultat

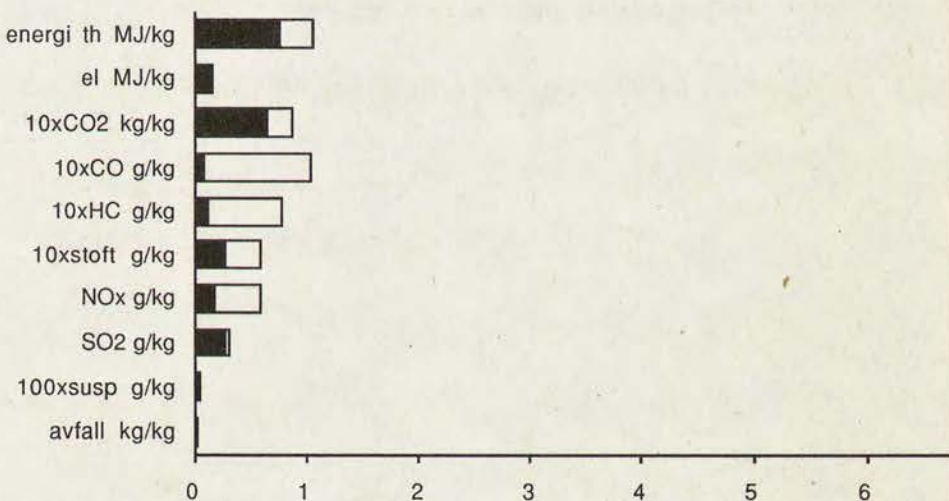
Resultaten redovisas i följande figurer. En viss minskning i miljöbelastning och energibehov erhålls vid återvinning av glas, jämfört med användning av jungfruliga råvaror. Vid återanvändning av glas erhålls en betydande minskning i miljöbelastning och energibehov. I fallet återanvändning svarar transporterna för en mycket stor andel av utsläppen till luft. (För sifferuppgifter se bilaga 5.)



Figur 5.2. Miljöprofil för glas framställt av 100% jungfruliga råvaror. Vit del av stapel hänför sig till transporter.



Figur 5.3. Miljöprofil för glas framställt av 70% kross och 30% jungfruliga råvaror. Vit del av stapel hänför sig till transporter.



Figur 5.4. Miljöprofil för glas, 97% återanvändning. Vit del av stapel hänför sig till transporter.

Referenser

1. Sundström, G, "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige". Miljöbalans Gustav Sundström AB 1990.
2. Lundholm, M och Sundström, G, "Tetra Brik Aseptic environmental profile". Malmö1985.
3. Tillstånd enl miljöskyddslagen ställt till PLM AB Limmared, Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Miljövårdsenheten1991.

Muntlig kontakt

4. Anders Tollmar, Bonum Marknadskommunikation AB.
5. Lars Siljebratt, TEM
6. Karl Johan Eriksson, PLM AB, Limmared.
7. Ebbe Nyström, Svensk glasåtervinning AB.

6. POLYETEN

6.1. Teknisk beskrivning

Polyeten är en termoplast som används till påsar, säckar, flaskor och dunkar mm. Det finns två typer av polyeten, LDPE = low density polyethylene och HDPE = high density polyethylene. Konsumtionen till förpackningar uppgår till:

Typ av förpackning	Volym LDPE	Volym HDPE
Förpackningsfilm	115,0 kton/år	2,0 kton/år
Bärkassar	15,0	6,0
Formsprutade produkter	1,0	101,0
Formblåsta produkter	10,0	
Vätskekartong, beläggning	50,0	
Summa	191,0	109,0

(Källa: PIR)

Den främsta användningen av LDPE är som plastfilm, medan HDPE används till behållare. Den totala konsumtionen av polyeten i förpackningar rör sig således om 300 000 ton/år. Polypropen används till förpackningar i en omfattning om 14 500 ton/år (4).

Råvaran utgörs av olja, som raffinerats till bl a nafta och propan. Nästa steg är att sönderdela dessa genom upphettning vid våtgaskrackningen. Vid krackningen tillsätts vattenånga, därav namnet våtgaskrackning. Huvudprodukter är eten och propen. Andra är bränngas, som används internt som bränsle, krackbensin och tyngre omättade kolväten. De olika produkterna separeras efter krackugnarna genom destillation, komprimering och kylning.

I Stenungsund transporteras etenet i rörledning till plasttillverkaren och används direkt i processen. Tillverkningen av LDPE och HDPE sker i två olika processer. LDPE tillverkas i en högtrycksprocess, medan HDPE tillverkas i en lågtrycksprocess.

LDPE polymeriseras vid ca 2 300 bar och 300°C. Då reaktionen sker vid så högt tryck uppstår relativt stora diffusa utsläpp av kolväten. Eldrivna pumpar

upprätthåller trycket. Producerad polyeten förs till en extruder där pelletering av bashartset sker. Bashartset modifieras sedan genom inblandning av tillsatsmedel i en intensivblandare. Det smälta plastmaterialet från intensivblandaren omvandlas till pelleterad produkt i efterföljande extruder och pelleteringsutrustning.

HDPE polymeriseras i en fluidiserad bädd av katalysatorsand vid max 21 bar och 110°C. Polymerisationskatalysatorn, s k Ziegler-Natta-katalysator, utgörs av metallföreningar utfällda på mycket fin kvartssand. Bashartset uttages ur reaktorn i form av ett pulver och bearbetas på samma sätt som LDPE.

Från plasttillverkaren transporteras polyetengranulat till förpackningstillverkaren för framställning av färdig förpackning (film, dunk etc).

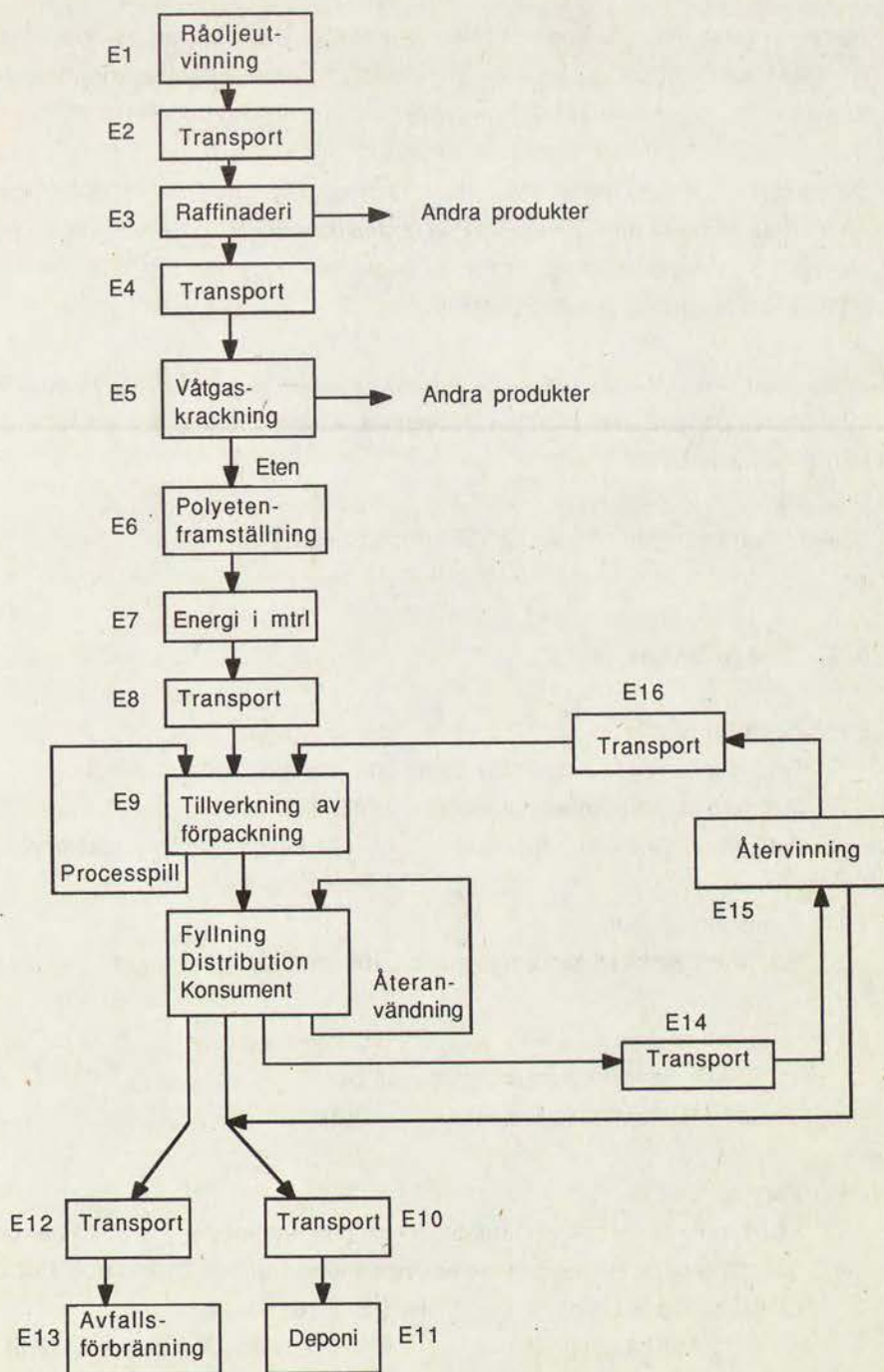
Vid återvinning mals den insamlade plasten i en kvarn. Den tvättas och torkas innan den extruderas och regranuleras. På grund av kvalitets- och färgblandningen hos det insamlade materialet används den återvunna plasten till framför allt "svarta" produkter, typ sopsäckar.

6.2. Materialbalans

Beräkningarna baseras på flödesschemat i figur 6.1. och har gjorts för både LDPE och HDPE. Återanvändningsfallet har endast beräknats för HDPE. Leden fyllning, distribution och konsument lämnas utanför jämförelsen. Däremot kommer ledet tillverkning av förpackning att tas in i jämförelsen, för att denna skall ge en riktig bild av fallet återfyllning.

Följande scenarier beräknas:

1. Polyeten (LDPE och HDPE) tillverkat till 100% av jungfruliga råvaror, avfall till deponi.
2. Polyeten (LDPE och HDPE) tillverkat till 100% av jungfruliga råvaror, avfall till förbränning
3. 75% materialåtervinning (LDPE och HDPE), avfall till deponi
4. 75% materialåtervinning (LDPE och HDPE), avfall till förbränning
5. 75% återfyllning (HDPE), avfall till deponi
6. 75% återfyllning (HDPE), avfall till förbränning



Figur 6.1. Flödesschema polyeten

Återvinningsgraden är räknad efter konsumentled. En returgrad på 75% efter konsumentled innebär att andelen återvunnen polyeten i råvaruströmmen till förpackningstillverkaren är 64% om spillet vid återvinning uppgår till 15%.

De tre första stegen i materialbalansen, råoljeupptagning, tankertransport och raffinering, är beskrivna i bilaga 2. *Precombustion*. För våtgaskrackningen är utbytet 0,8190 kg produkt/kg råvara, för polymeriseringen av LDPE är det 0,9932 och för HDPE är det 0,99746 (2,3).

Spillet, som recirkuleras i konverteringsled (granulat till LDPE-film), uppgår till 12% räknat på utgående mängd (1). Samma värde har antagits gälla för HDPE-behållare.

Spillet i återvinningen uppgår till 15% (6). Spillet deponeras.

6.3. Energibehov

E1, E2 och E3

Råoljeutvinning, transport av råolja och raffinering sammanlagt
2,83935 MJ_{th}/kg raffinaderiprodukt, i detta fall nafta
0,12 MJ_e/kg raffinaderiprodukt (Se bilaga 2. *Precombustion*)

E4 Transport av nafta

Båt från Lysekil till Stenungsund, ca 100 km; högsjötransport

E5 Våtgaskracker

1,270 MJ_e/kg krackprodukt, i detta fall eten
11,603 MJ_{th}/kg krackprodukt (3)

E6 Polymerisation

LDPE polymeriseras vid högt tryck och hög temperatur (ca 2300 bar och 300°C) medan HDPE-polymeriseringen sker vid max 21 bar och 110°C.

LDPE 6,578 MJ _e /kg	HDPE 2,101 MJ _e /kg	
2,190 MJ _{th} /kg; olja	0,113 MJ _{th} /kg; olja	(2,5)

E7 Energi bunden i material

43 MJ/kg

- E8 Transport PE-granulat
Genomsnittlig transportsträcka till förpackningstillverkare
400 km, lastbil; fjärrtransport (5)
- E9 Tillverkning av förpackning
Energibehov för tillverkning av formblåsta produkter har antagits ligga på samma nivå som för filmtillverkning. För båda används en elförbrukande extruder.
Filmtillverkning av LDPE 3,10 MJ_e/kg (1)
Formsprutning av HDPE 3,10 MJ_e/kg
- E10 Transport, konsument - deponi
15 km, lastbil; närdistribution
- E11 Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ_e/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ_{th}/kg
- E12 Transport, konsument - avfallsförbränning
18 km, lastbil; närdistribution
- E13 Avfallsförbränning
43 MJ/kg, 90% verkningsgrad, ger ett tillgodoräknande på 38,7 MJ/kg
- E14 Transport, konsument - återvinning
300 km, lastbil; fjärrtransport (6)
- E15 Återvinning
Malning, tvätt, tork, extrudering och granulering: 2,98 MJ_e/kg (6)
- E16 Transport, återvunnen polyetengranulat - förpackningstillverkare. Sättes till 300 km, lastbil; fjärrtransport

5.4. Emissioner

Emissioner från användning av fossila bränslen i produktionssteg där emissionerna inte är kända och transporter läggs på i form av emissionsfaktorer

enligt tabell 2.2.. På avfallsförbränning läggs emissioner enligt avsnitt 2.5. *Avfallshantering*. Emissioner från råoljeutvinning samt från raffinaderi är beskrivna i bilaga 2. *Precombustion*.

En del emissioner till vatten uppstår i återvinningen. Avloppet är kopplat till kommunalt reningsverk (6). Föroreningarna hänför sig primärt inte till plasten, utan till rester av förpackningarnas innehåll. Dessa rester skulle på något sätt hamnat i miljön, även utan återvinning, varför ingen hänsyn tas till dessa emissioner.

Övriga processbetingade emissioner följer enligt nedan.

- E5 Emissioner från våtgaskrackningen bygger på uppgifter ur miljörapporten från Statoil Petrokemi AB i Stenungsund (3). Produktsammansättningen från Statoils anläggning är mycket lik den från den generellt beskrivna våtgaskrackningen i Buwals rapport. Uppgifterna om emissioner är dock fylligare från Statoil varför de användes.

Emissioner till luft		Emissioner till vatten	
NO _x	0,847 g/kg eten	olja	3,83 mg/kg eten
HC	1,632 g/kg eten	fenol	75,36 µg/kg eten
CO ₂	634 g/kg eten	Tot-N	5,98 mg/kg eten

- E6 Emissionerna vid polymeriseringen bygger på uppgifter från Neste Polyeten AB i Stenungsund (2,5). Nedan följer de uppmätta processutsläppen. Emissionsfaktorer har använts för att beräkna utsläppen från förbränningen av olja, bortsett från svaveldioxid- och kväveoxidutsläppen som är uppmätta.

Emissioner till luft	LDPE	HDPE
Eten (diffusa utsläpp, rejekt)	8,0 g/ kg	0,97 g/kg
Propen	1,01 g/kg	-
Fackling, CO ₂	8,0 g/kg	49 g/kg
Freon, R22	0,86 mg/kg	0,40 mg/kg
Vätgas, H ₂	-	0,176 g/kg
SO ₂	117 mg/kg	6,03 mg/kg
NO _x	275 mg/kg	14,16 mg/kg

E6	Till vatten	TOC	25,5 mg/kg	11,83 mg/kg
forts	Avfall (olja till SAKAB)		0,40 g/kg	0,40 g/kg
	LDPE	2,190 MJ _{th} /kg; emissionsfaktor olja		
	HDPE	0,113 MJ _{th} /kg; emissionsfaktor olja		

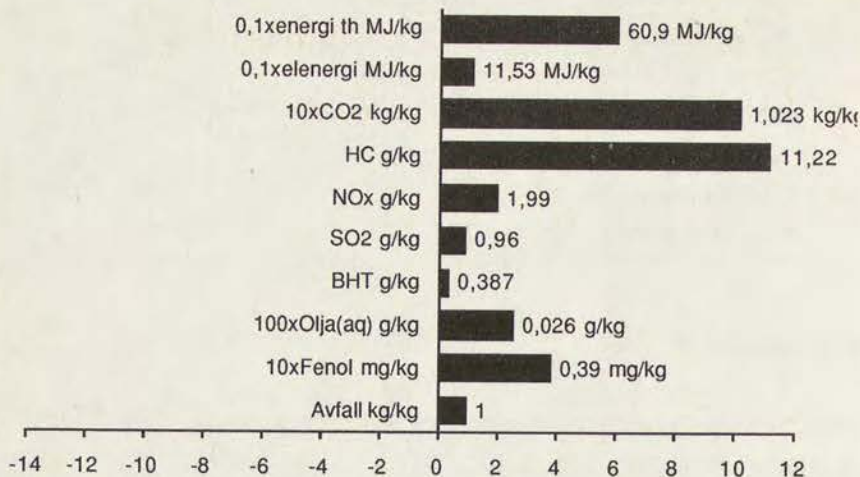
E9	Filmtillverkning			
	BHT (antioxidant)	0,30 g/kg	(9)	

6.5. Resultat

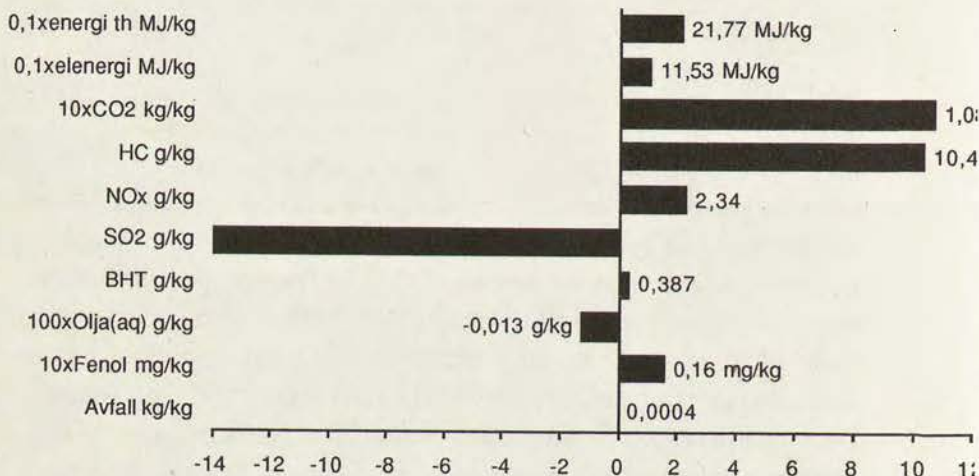
Resultaten av beräkningarna redovisas i följande diagram. LDPE och HDPE är inte helt jämförbara som material då de har skilda användningsområden, LDPE som plastfilm och HDPE som behållare. Förutom skilda användningsområden, skiljer sig energibehovet och utsläppen för tillverkningen av LDPE och HDPE. De är lägst för HDPE, då dess polymerisationen sker vid lägre tryck än för LDPE. De är därför redovisade i var sitt avsnitt. Sifvertabeller över samtliga beräkningsresultat finns i bilaga 5.

6.5.1. LDPE

En jämförelse mellan figur 6.2. och figur 6.3. visar att ca 64% av den insatta termiska energin kan återvinnas genom avfallsförbränning. Genom värmeåtervinningen slipper man elda exempelvis olja. Genom förbränning av polyeten i avfallsvärmeverk uppstår utsläpp av koldioxid och kväveoxider, men man slipper utsläpp från förbränning av motsvarande mängd olja. Avdraget för oljeemissionerna syns som framför allt som en minskning av svaveldioxid- och kolväteutsläppen vid förbränning jämfört med deponering. Det negativa värdet för svaveldioxidutsläpp beror på att avdraget för svavelutsläppen från oljeförbränningen är så mycket större än de sammanlagda svavelutsläppen vid polyetentillverkning. En liten ökning i utsläpp av kväveoxider erhålles beroende på att utsläppen av kväveoxider vid avfallsförbränning är större än för oljeförbränning i panna eftersom avfallsförbränning sker vid högre temperatur.



Figur 6.2. Miljöprofil polyeten (LDPE) – ingen återvinning, avfall till deponi

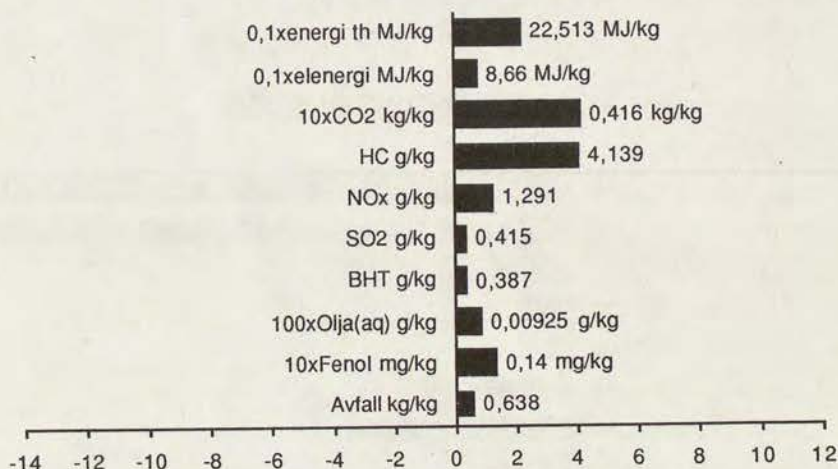


Figur 6.3. Miljöprofil polyeten (LDPE) – ingen återvinning, avfall till förbränning

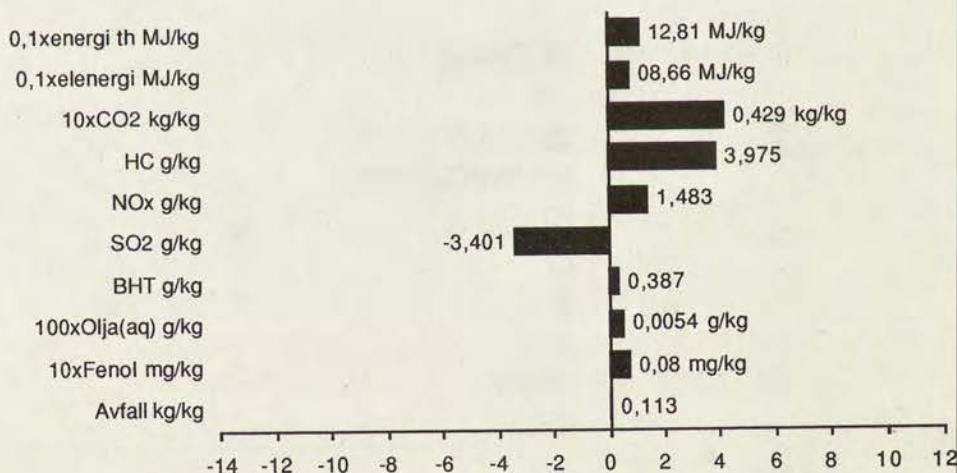
De processrelaterade emissionerna, koldioxid och kolväten till luft, samt olja och fenol till vatten, minskar vid återvinning, vilket syns vid en jämförelse mellan engångsfallen (figur 6.2. och 6.3.) och återvinningsfallen (figur 6.4. och 6.5.). Koldioxidutsläppen kommer till stor del från våtgaskrackningen, men

också från raffineringen av råolja. Kolväteutsläppens största källa är däremot de diffusa utsläppen vid själva polymeriseringen av LDPE, som sker vid högt tryck.

Emissionerna till vatten, olja och fenol, härstämmer från råoljeutvinning och raffinering, samt från våtgaskrackning.

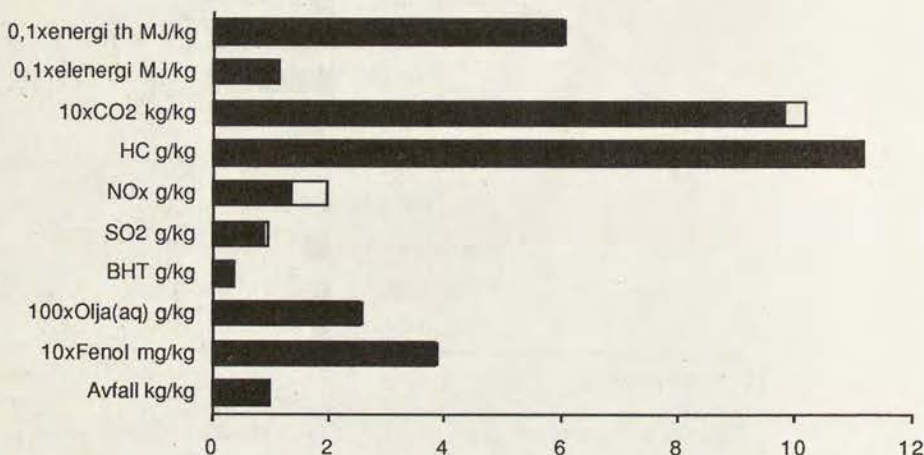


Figur 6.4. Miljöprofil polyeten (LDPE) – 75% återvinning, avfall till deponi

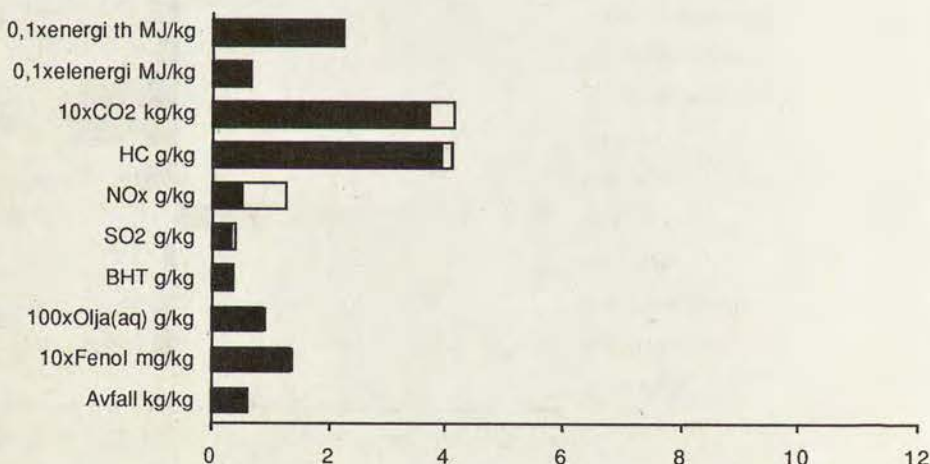


Figur 6.5. Miljöprofil polyeten (LDPE) – 75% återvinning, avfall till förbränning

I figurerna 6.6. och 6.7. visas hur stor del av miljöbelastningen som beror på transporter. Ökningen av emissioner och termisk energibehov från transporter vid återvinning jämfört med engångsanvändning beror på transporter till och från återvinningsanläggningen. En liten ökning av energibehov för transporter slår igenom som en större ökning på emissionssidan. Vid återvinning slipper man däremot processutsläpp från polymerisationen och föregående steg. Sammanlagt är utsläppen vid återvinning lägre än vid engångsanvändning.



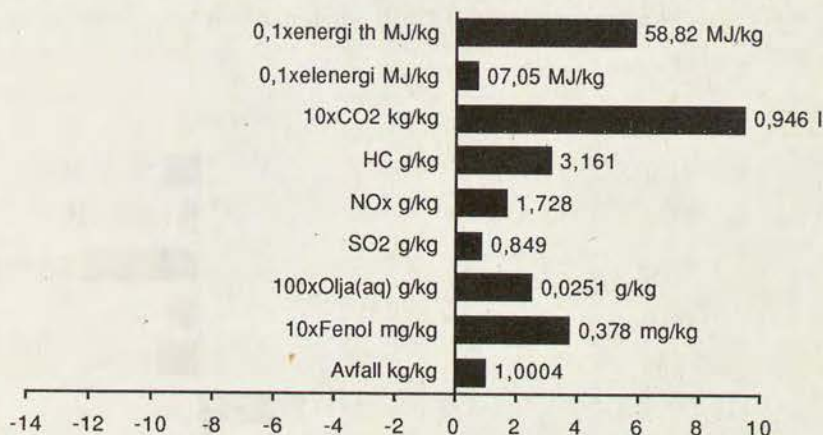
Figur 6.6. Miljöprofil polyeten (LDPE) – ingen återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart).



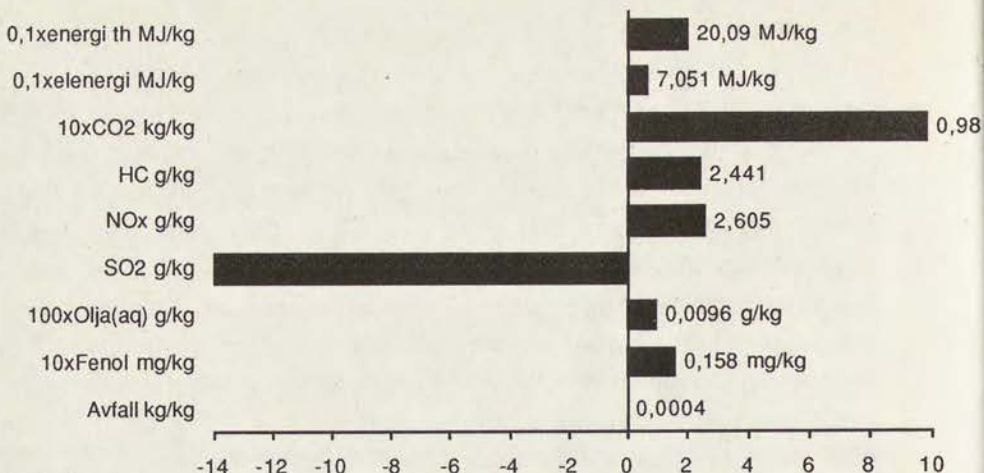
Figur 6.7. Miljöprofil polyeten (LDPE) – 75% återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart).

6.5.2. HDPE

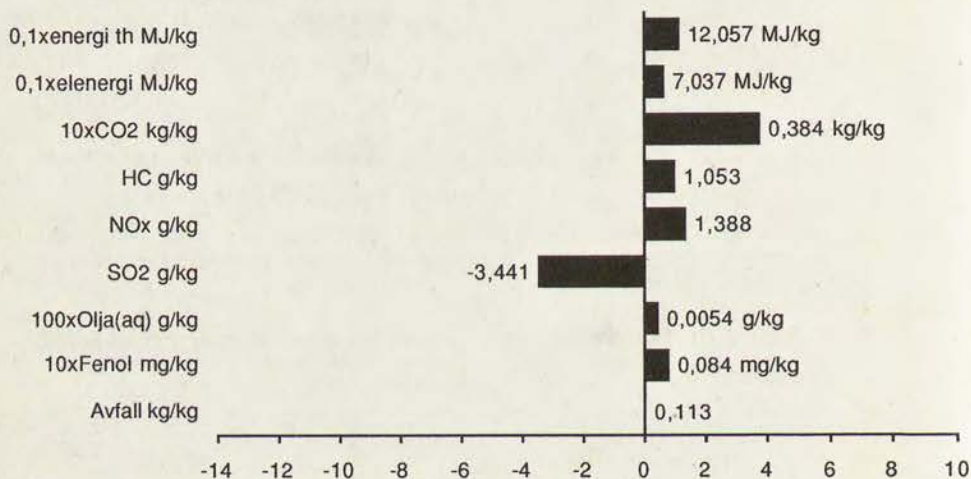
Liksom för LDPE, minskar miljöbelastningen vid avfallsförbränning av HDPE jämfört med deponering efter engångsanvändning (figurerna 6.8. och 6.9.). Materialåtervinning skulle inte minska elförbrukningen jämfört med engångsanvändning av HDPE (figurerna 6.9. och 6.10.). Det beror på att elbehovet för regranulering vid återvinning är lika stort som för våtgaskrackning och polymerisation vid tillverkning ur jungfrulig råvara. Däremot minskar utsläppen och det termiska energibehovet vid materialåtervinning jämfört med engångsanvändning. Återanvändning eller återfyllning av förpackningen skulle ge minskade utsläpp och energibehov överlag (figurerna 6.9. och 6.11.). Då har dock inte sköljning eller diskning av förpackningen medräknats.



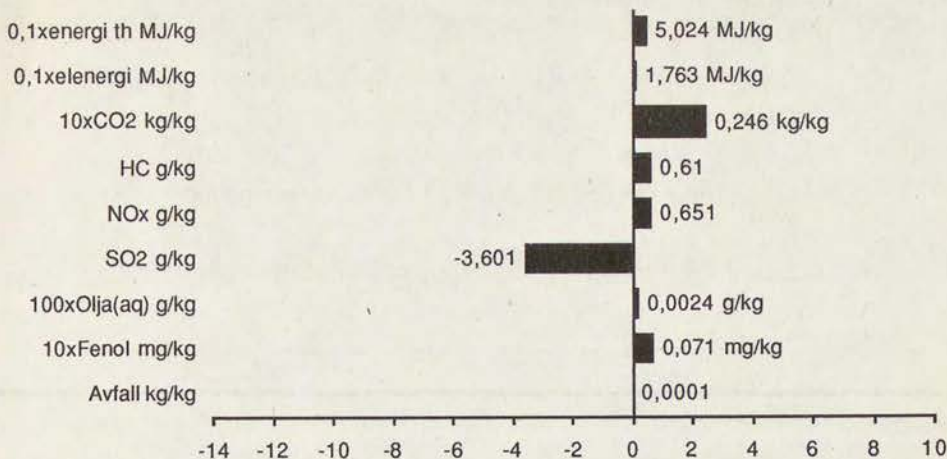
Figur 6.8. Miljöprofil polyeten (HDPE) – ingen återvinning, avfall till deponi



Figur 6.9. Miljöprofil polyeten (HDPE) – ingen återvinning, avfall till förbränning



Figur 6.10. Miljöprofil polyeten (HDPE) – 75% återvinning, avfall till förbränning



Figur 6.11. Miljöprofil polyeten (HDPE) – 75% återanvändning, avfall till förbränning

Referenser

1. Chalmers Industriteknik, "Resurs- och avfallssnåla förpackningar, Electrolux-PADD", 1990, Göteborg.
2. Neste Polyeten AB: "Miljörapport 1990", Stenungsund
3. Statoil Petrokemi AB: "Miljörapport 1990", Stenungsund

Muntlig kontakt:

4. Stieg Edlund, Plastindustrins informationsråd, PIR
5. Bo Holmgren, Neste Polyeten AB, Stenungsund
6. Lars Karlsson, Rosenlew Emballage AB

7. POLYSTYREN

7.1. Teknisk beskrivning

Polystyren (PS) är en termoplast som används bl a till galgar, blomkrukor och musikkassettfodral. Polystyren används också i en expanderad form (EPS) till stötdämpande förpackningar, formgjutet eller som lösfyllnadsmaterial. Konsumtionen av polystyren som går till förpackningar är följande:

Formsprutade produkter	0,8 kton PS/år och 4,8 kton EPS/år
Vakuumformade produkter	12 kton PS/år

(Källa: PIR)

Tillverkningen av polystyren kräver först en syntes av styren. Syntesen av styren sker genom att fästa eten på en bensen-ring i en Friedel-Craft-alkylering. Både eten och bensen har råolja som utgångsråvara. Råoljan har raffinerats varvid bl a nafta erhålles. Eten tillverkas genom våtgaskrackning av nafta. Bensen tillverkas genom katalytisk raffinering av nafta, men erhålles även vid våtgaskrackning som biprodukt.

Polystyren som skall expanderas, polymeriseras så att man får pärlor av polystyren innehållande ett drivmedel, pentan. Pulvret transporteras till förpackningstillverkaren där expanderings sker genom uppvärmning av pulvret med ånga så att pentanet förångas och expanderar plasten. I och med expanderingen uppstår stora kolväteutsläpp.

EPS kan återvinnas på flera sätt. Ett är att mala formgjutna förpackningar och använda kulorna som inblandning vid tillverkning av nya förpackningar, som kan innehålla upp till 7% återvunnen EPS. Alternativt kan malda EPS-formgods användas som fyllmedel i cementblock och liknande. Ett annat sätt är att ur EPS återvinna PS genom extrudering. Den erhållna polystyrenen är av relativt hög kvalitet och kan används för exempelvis formsprutning eller enklare formgods. Den formgjutna EPS-förpackningen sönderdelas i en kross och matas sedan till en eluppvärmd extruder. Plastsmältan kommer ut som strängar och klipps, efter avkylning till pellets i en granulator (2,7).

7.2. Materialbalans

Beräkningarna baseras på flödesschemat i figur 7.1. Vid återvinning har beräkningarna utgått från återvinning genom extrudering.

Följande scenarier beräknas:

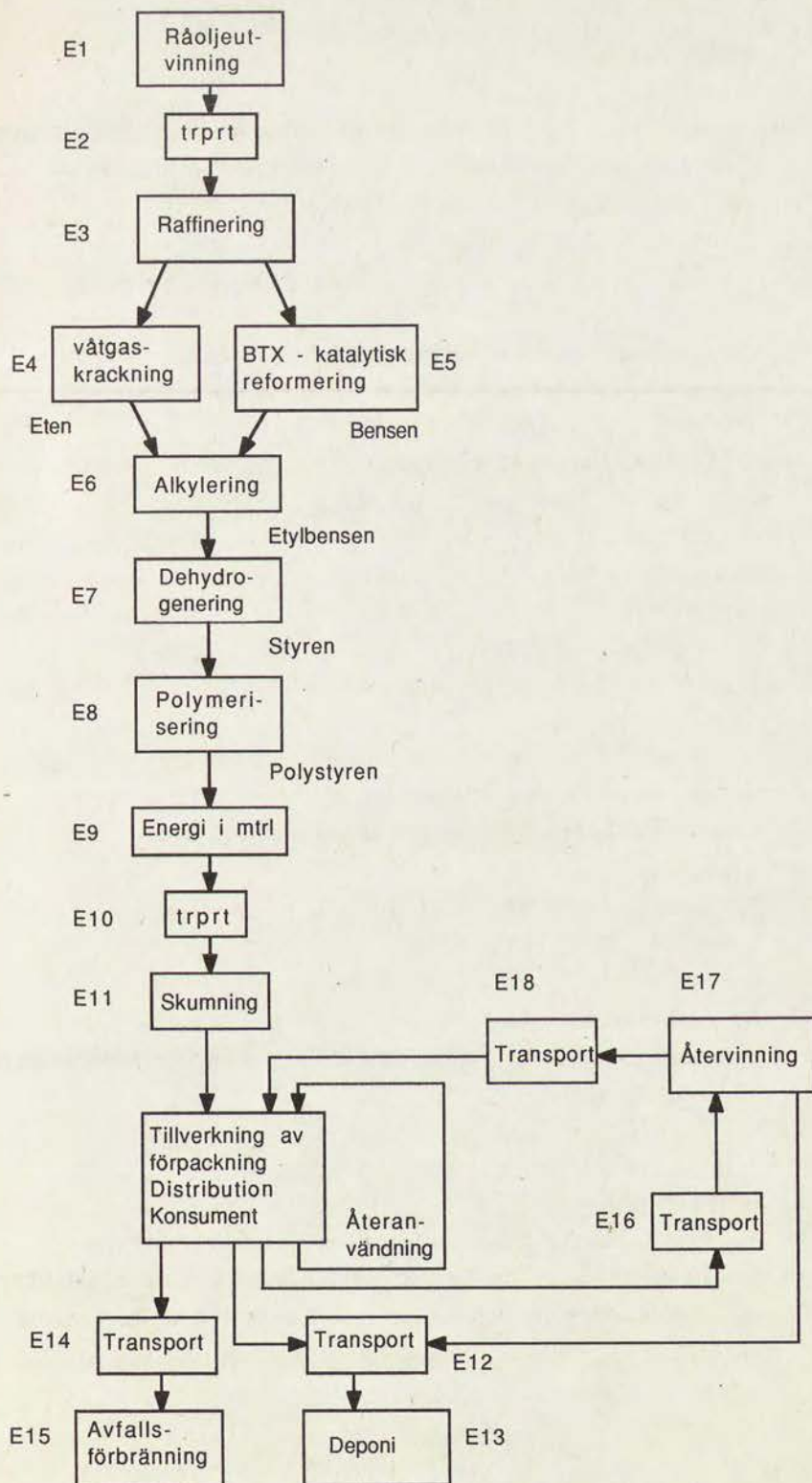
1. Polystyren tillverkat till 100% av jungfruliga råvaror, avfall till deponi.
2. Polystyren tillverkat till 100% av jungfruliga råvaror, avfall till förbränning
3. 60% materialåtervinning, avfall till deponi
4. 60% materialåtervinning, avfall till förbränning
5. 60% återanvändning, avfall till deponi
6. 60% återanvändning, avfall till förbränning

Återvinningsgraden är räknad som andelen återvunnen polystyren i råvaruströmmarna till förpackningstillverkaren och innebär att returgraden efter konsumentled måste uppgå till 71% när spillet i återvinningsanläggningen är 15%. Om returgraden efter konsumentled är 60% kommer 51% av råvaruströmmen att utgöras av återvunnet material.

Alla steg från råoljeupptagningen till och med polymeriseringen är sammanräknade i Buwals uppgifter rörande emissioner och energibehov för produktion av polystyren. Dessa kommer att användas i beräkningarna då uppgifter inte har gått att få fram för alla led i tillverkningskedjan.

Vid beräkningarna är det räknat med ett spill på 0,5% vid skumningen och 15% vid återvinningen.

Transporter av EPS, p g a dess voluminositet, är beräknade med särskilt energibehov och emissioner, medan transport av återvunnen polystyren behandlas på vanligt sätt enligt tabellerna 2.1. och 2.2..



Figur 7.1. Flödesschema polystyren

duktion av sl
vid polymeri

MJ_e/kg

ger ett tillg

MJ/tonkm. Transport av ej expanderad polystyren behandlas på vanligt sätt (d v s 1 MJ/tonkm).

E17 Återvinning, EPS blir PS för formgods

Extrudern 1,26 MJ_e/kg (2)

Med tillägg för krossning och granulering: 1,5 MJ_e/kg

E18 Transport av återvunnen PS till tillverkare

Sättes till 300 km lastbil; fjärrtransport

7.4. Emissioner

Emissioner från användning av fossila bränslen i produktionssteg där emissionerna inte är kända och för transporter läggs på i form av emissionsfaktorer enligt tabell 2.2. På avfallsförbränning läggs emissioner enligt avsnitt 2.5. *Avfallshantering*.

Övriga processbetingade emissioner följer enligt nedan.

E1-E8 Summerade processemissioner, från råoljeupptagningen till och med polymerisationen

Emissioner till luft

Till vatten

CO₂ 1300 g/kg

olja 0,569 g/kg

NO_x 4,60 g/kg

fenol 0,001 g/kg

SO₂ 9,075 g/kg

COD 0,001 g/kg

CO 1,976 g/kg

HC 26,631 g/kg

Stoft 0,935 g/kg

(1)

E11 Skumning

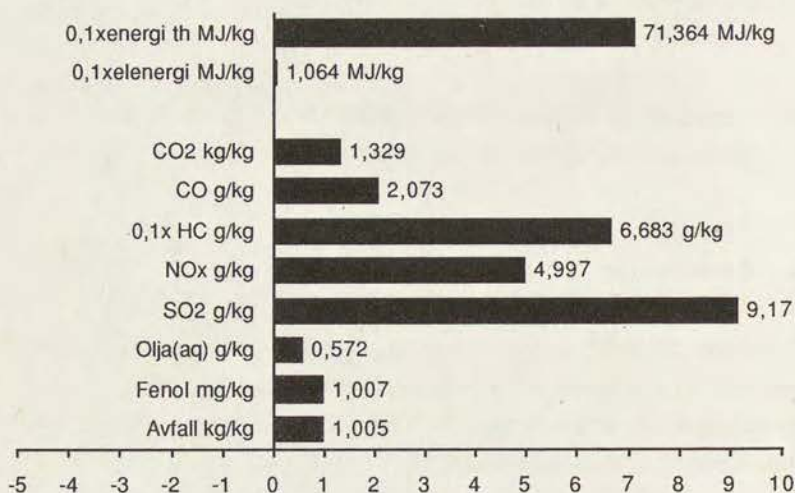
Pärlorna av polystyren innehåller mellan 6 och 7 viktprocent pentan. Nyligen har man gått över till pärlor med lägre pentanhalt, 3,5-4%. I beräkningarna har den lägre halten använts.

Till luft HC 40 g/kg EPS (7)

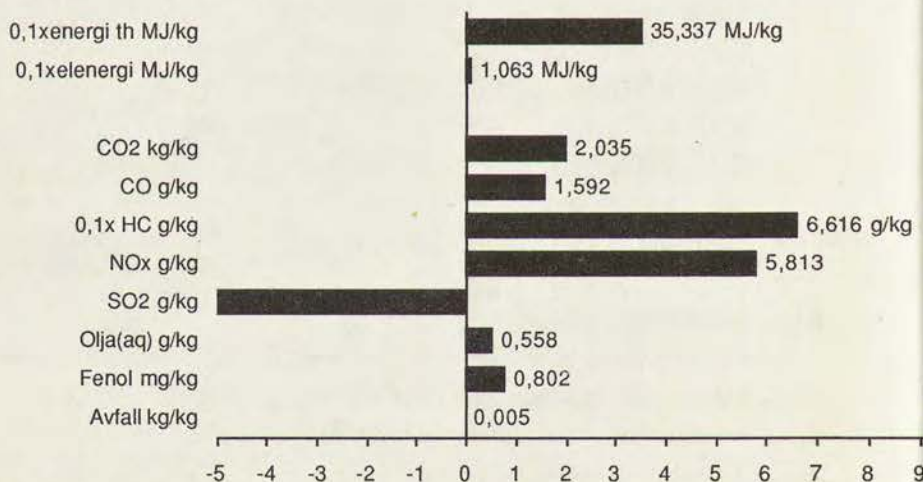
Fast avfall 5 g/kg EPS (3)

7.5. Resultat

Beräkningsresultaten redovisas i följande stapeldiagram. Sifvertabeller över samtliga beräkningsresultat finns i bilaga 5.



Figur 7.2. Miljöprofil expanderad polystyren – ingen återvinning, avfall till förbränning



Figur 7.3. Miljöprofil expanderad polystyren – ingen återvinning, avfall till förbränning

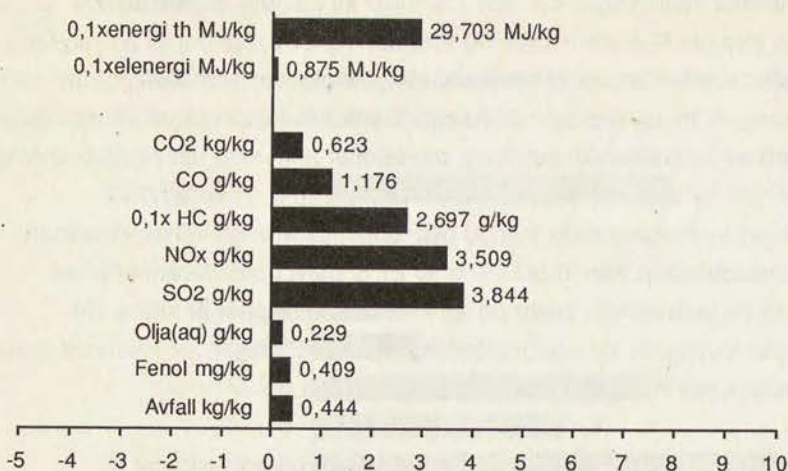
En jämförelse mellan figur 7.2. och 7.3. visar att ca 50% av den insatta termiska energin kan återvinnas vid förbränning av expanderad polystyren i avfallsvärmeverk. Genom värmeåtervinningen slipper man utsläpp från förbränning av motsvarande mängd olja. Detta resulterar i lägre värden för utsläppen av svaveldioxid, kolväten, emissioner som sker vid oljeförbränning. Minskningen av kväveoxid- och koldioxidutsläpp, p g a avdraget för förbränning av motsvarande mängd olja, uppvägs mer än väl av kväveoxid- och koldioxidutsläpp från förbränning av EPS självt i avfallsvärmeverket. Ökningen av kväveoxider beror på att kväveoxidutsläppet är större vid avfallsförbränning än för oljeförbränning, medan ökningen av koldioxid beror på att polystyren innehåller mer kol per MJ än olja.

Det negativa värdet för svaveldioxidutsläpp beror på att avdraget av svavelutsläpp från oljeförbränningen är så mycket större än de sammanlagde svavelutsläppen vid tillverkningen av polystyren, som i sig inte innehåller svavel.

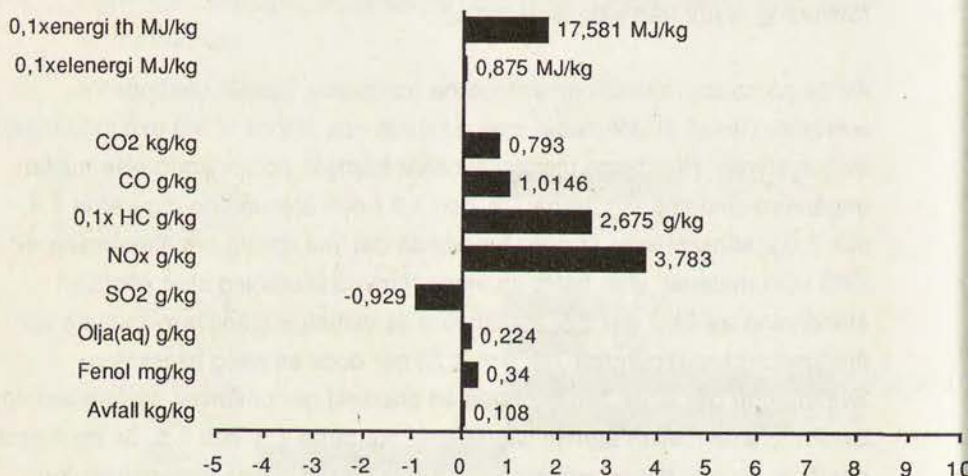
Emissionerna till vatten, olja och fenol, härstämmar från råoljeutvinning och raffinering, samt från våtgaskrackning.

Av de processrelaterade emissionerna framträder särskilt utsläppen av kolväten. Dessa är drivmedel som används och släpps ut vid expanderingen av polystyren. Hur dessa utsläpp minskar framgår vid en jämförelse mellan engångsanvändning (figurerna 7.2. och 7.3.) och återvinning (figurerna 7.4. och 7.5.). Minskningen är missvisande då det inte rör sig om återvinning av EPS som material, utan beror att ingen förnyad skumning sker eftersom återvinning av EPS ger PS. En jämförelse mellan engångsanvändning och återanvändning (figurerna 7.6. och 7.7.) ger dock en riktig minskning. Svårigheten där är att åstadkomma en praktiskt genomförbar återanvändning. En jämförelse mellan återvinningsfallen i figurerna 7.4. och 7.5. är otydligare eftersom en stor del av emissionerna beror på det ökade transportarbetet i samband med återvinning.

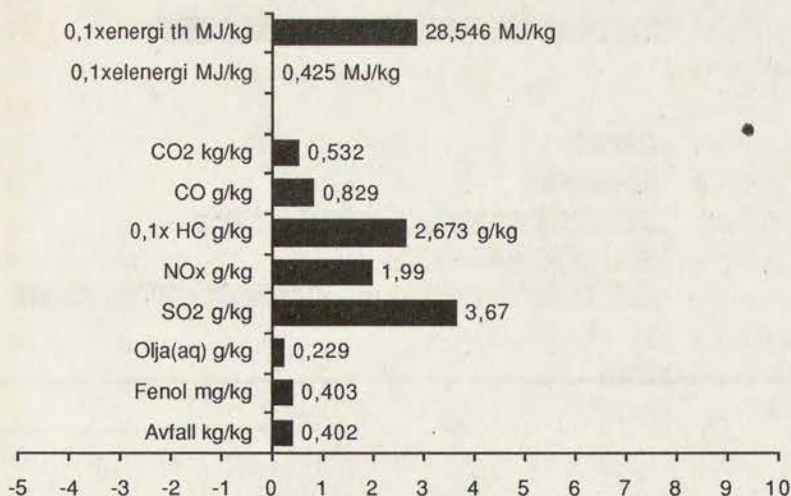
I figurerna 7.8. och 7.9. visas hur stor andel av miljöbelastningen som beror på transporter i engångsfallet följt av deponering och återvinningsfallet följt av deponering.



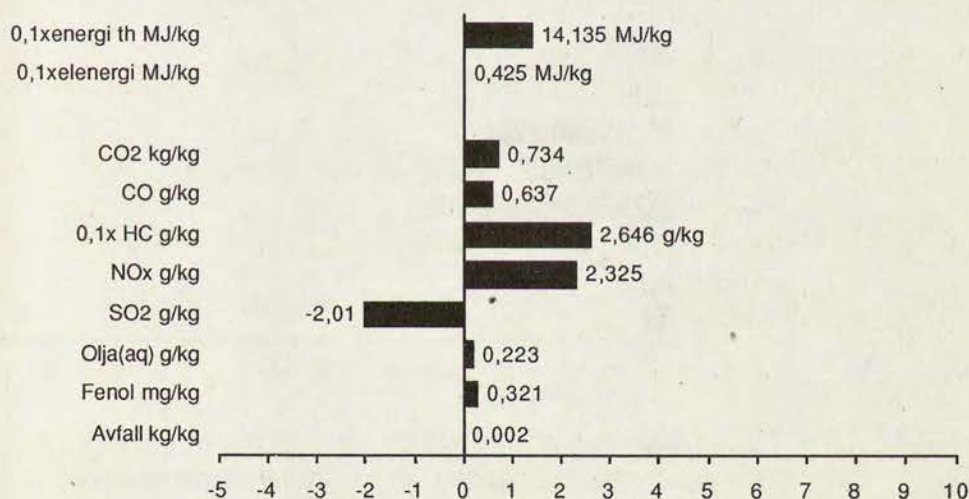
Figur 7.4. Miljöprofil expanderad polystyren – 60% återvinning som polystyren, avfall till deponi



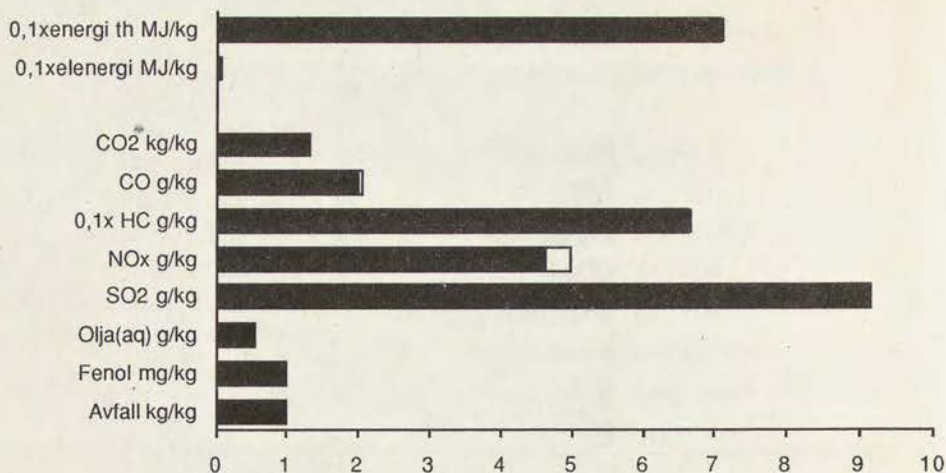
Figur 7.5. Miljöprofil expanderad polystyren – 60% återvinning som polystyren, avfall till förbränning



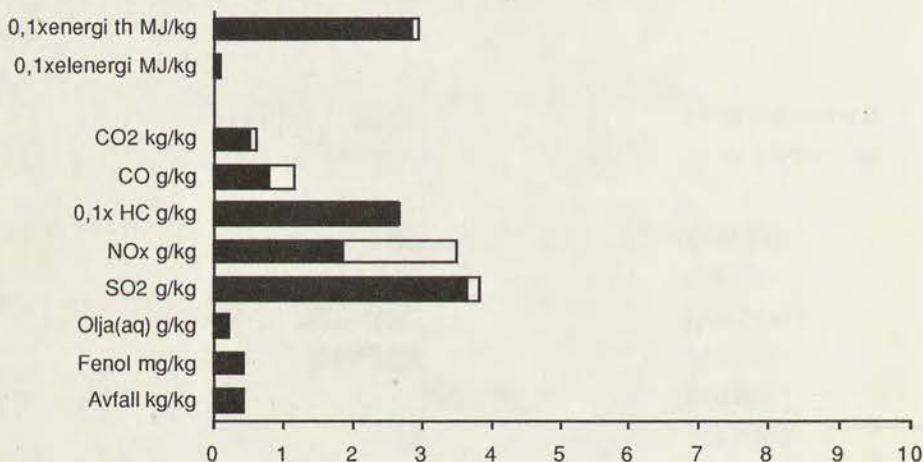
Figur 7.6. Miljöprofil expanderad polystyren – 60% återanvändning, avfall till deponi



Figur 7.7. Miljöprofil expanderad polystyren – 60% återanvändning som polystyren, avfall till förbränning



Figur 7.8. Miljöprofil expanderad polystyren – ingen återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart).



Figur 7.9. Miljöprofil expanderad polystyren – 60% återvinning som polystyren, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapel) och övrigt (svart).

Återvinning av expanderad polystyren innebär lastbilstransporter av en mycket lätt och voluminös last. Drivmedelsförbrukningen blir då stor i förhållande till lastens vikt. Skillnaden mellan transportbehovet i engångsfallet (figur 7.8.) och återvinningsfallet (figur 7.9.) beror på ökningen av transportarbetet p g a återvinningen. I engångsfallet (figur 7.8.) utgör drivmedel ca 0,4% av det totala bränslebehovet, och ökar till ca 4,2% vid 60% återvinning. En liten ökning av bränslebehov för transport ger ett större genomslag på emissionssidan, framför allt för kväveoxiderna eftersom det rör sig om lastbilstransporter. Transporternas andel av kväveoxidutsläppen är ca 7,5% i engångsfallet, men ca 47% i återvinningsfallet. Totalt sett är emissionerna i vid återvinning (figur 7.9.) ändå lägre än vid engångsanvändning följt av förbränning (fig 7.3.).

Om man tittar på hur långt lastbilen kan köra expanderad polystyren innan den har förbrukat lika mycket energi som kan återvinnas vid avfallsförbränning visar det, att med en bränsleförbrukning på 10 MJ/tonkm och en värmeåtervinning på 36 MJ/kg, kan lastbilen köra 3 600 km. Räknat på utsläppen blir sträckan kortare. Kortast blir den om man räknar på kväveoxidutsläppen i en jämförelse mellan avfallsförbränning i engångsfallet och återvinning. Lastbilen kan då köra ca 300 km innan kväveoxidutsläppen i återvinningsfallet blir lika stora som i engångsfallet med förbränning.

Referenser

1. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), "Oekobilanzen von Packstoffen, Stand 1990", Schriftenreihe Nr 132, februari 1991, Bern
2. L Bodelius, "Frigolit – återvinningsbart!", artikel i RVFs tidskrift 1989:4
3. T Rydberg, "Resurs- och avfallssnåla förpackningar, Electrolux-PADD", Chalmers Industriteknik, 1990, Göteborg
4. H Kindler och A Nikles, "Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen", Kunststoffe **70** (12), 802-808, 1980

Muntlig kontakt:

5. Göran Bergqvist, Volvo Lastvagnar, Göteborg
6. Stieg Edlund, Plastindustrins informationsråd (PIR), Stockholm
7. Lars Sundén, PorPac Plast AB, Lindesberg

8 TRÄ

8.1 Teknisk beskrivning

Trä används som förpackningsmaterial i ett antal applikationer, i lastpallar, pallkragar, pallboxar, kabeltrummor, lådor och häckar (1). Träemballage finns både i engångsutförande och i retursystem. Förutom sågat virke används också skivmaterial.

205.000 ton trä (kapat) används till förpackningar (2). Spillet i konverteringsled uppgår till ca 30% (6), vilket gör en volym före konvertering av 293.000 ton, eller ca 580.000 m³.

Ett antal faktorer gör att miljöbelastningen för skivmaterial skiljer sig från den för sågade trävaror. Vid plywoodtillverkning förekommer ingen sågning, däremot tillkommer energibehov för uppvärmning av virket för att fanersvarvning skall kunna ske, själva fanersvarvningen samt limpressning. Dessutom tillkommer miljöbelastningen för tillverkning av lim, som för plywood utgörs av fenol-formaldehyd lim. För spånskivor används urea-formaldehydlim eller melaminförstärkt urea-formaldehyd.

Impregnerat virke används endast i undanstagsfall till förpackningar, t ex som emballage till varor som skall exporteras till Australien (1).

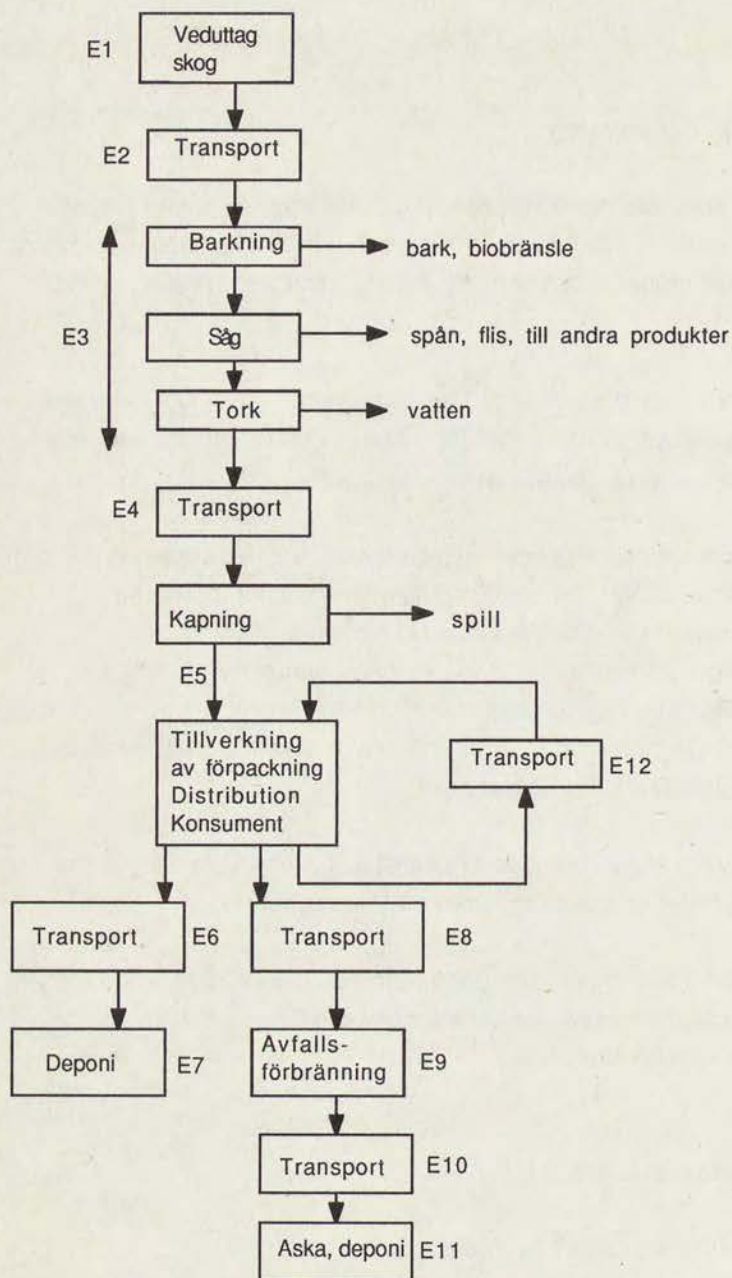
Antalet sågverk i Sverige är stort. Därför utnyttjas data från branschsammanställningar som ger en mer representativ bild än vad data från enskilda sågverk skulle göra.

8.2 Materialbalans trä

Beräkningarna för trä utgår från flödesschemat i figur 8.1.

Följande scenarier beräknas:

- 1 Träemballage i engångsanvändning, avfall till deponi
- 2 Träemballage i engångsanvändning, avfall till förbränning
- 3 60% återanvändning, avfall till deponi
- 4 60% återanvändning, avfall till förbränning



Figur 8.1 Flödesschema för trä

Beräkningarna sträcker sig fram till halvfabrikatet sågade och kapade trävaror, färdiga att foga samman. Beräkningsbasen är 1 kg trä, räknat som torrsubstans.

Efter avverkning transporteras virket till sågverk där det barkas, sågas och torkas till ca 20% fuktkvot.

Utbytet vid sågverken uppgår, som ett genomsnitt över hela landet till 49,7%, utan hänsyn tagen till barken. Om hänsyn tas även till barken erhålls följande volymbalans över sågverk (6):

Torr trävara	44%
Sågspån	8%
Kutterspån	1%
Bark	10%
Flis	33%
Krympning	4%

Barken används huvudsakligen som bränsle, vid sågen eller som sålt bränsle. En mindre andel går till annan användning. Sågverksflis går som fiberråvara till massa- och pappersindustri. Sågspån och kutterspån går till skivindustri eller till bränsle.

Spillet i konverteringsled (kapning) uppgår till 30%. Spillet antas användas till bränsle, varför energi bunden i material som går till förpackning beräknas på volymen efter kapning.

8.3 Energibehov

E1 Veduttag

88 MJ/m³, från rot till huvudväg (3). Ger 0,173 MJ/kg torrsubstans (TS), med antagande om 510 kg TS/m³. Diesel.

E2 Transport skog-sågverk

86% lastbil, 82 km och 14% järnväg, 337 km (4). Gäller alla transporter av rundvirke, inklusive dem till massa- och pappersindustri. Per kg torrsubstans transporteras ca 2 kg ved, inklusive fukt i ved.

- E3** Sågverk
Barkning, såg, torkning, hantering. Sågverkens energianvändning var 1982 (6):
- | | | |
|------------|------------------------------------|-----------------------------|
| Elenergi | 75 kWh/m ³ sågat virke | 0,53 MJ/kg TS ¹⁾ |
| Olja | 47 kWh/m ³ sågat virke | 0,33 MJ/kg TS |
| Biobränsle | 283 kWh/m ³ sågat virke | 2,00 MJ/kg TS |
- ¹⁾omräknat med densitet 510 kg TS/m³ (TS=torrsubstans)
- E4** Transport sågverk-förpackningstillverkare
77% lastbil, 135 km och 23% järnväg, 726 km (4).
- E5** Energi bunden i ved.
20 MJ/kg TS, i torrt tillstånd. Leveras vid 20% fuktkvot vilket ger 19,5 MJ/kg TS vid 20% fuktkvot.
- E6** Transport konsument-deponi
15 km, närdistribution.
- E7** Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg
- E8** Transport konsument-avfallsförbränning
18 km, närdistribution
- E9** Avfallsförbränning
17 MJ/kg, 90% verkningsgrad.
- E10** Transport av aska
Antag 10 km, lastbil
- E11** Deponering av aska
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg
- E12** Returtransport
Antag 150 km, lastbil.

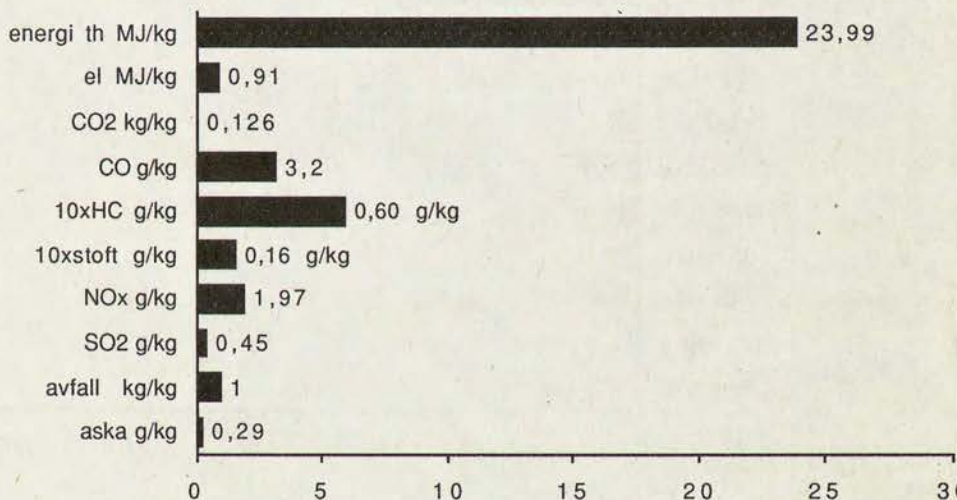
8.4. Emissioner

Emissioner vid användning av trä som förpackningsmaterial utgörs av emissioner från förbränning och transporter enl tabell 2.2 och avfallsförbränning enl avsnitt 2.5. *Avfallshantering.*

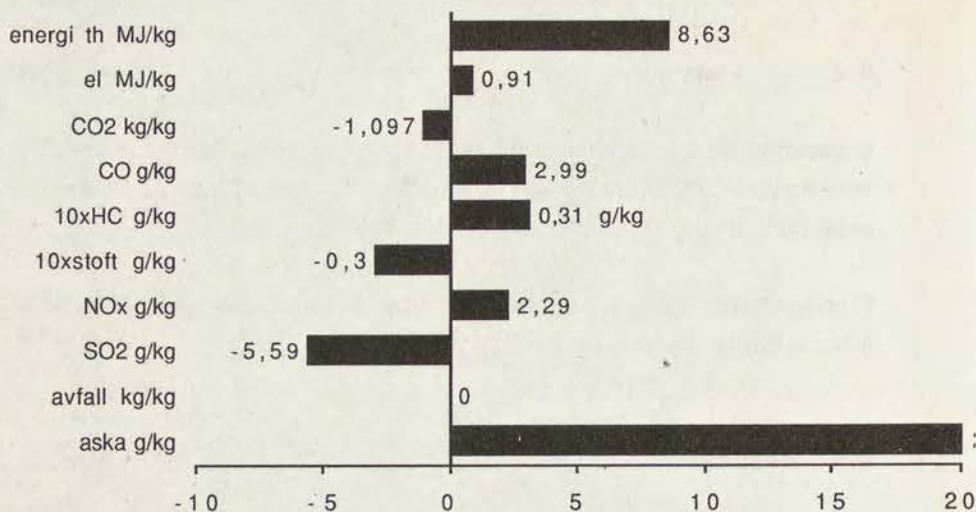
Processutsläpp förekommer i form av terpenavgivning från sågspån och frilagda träytor. Uppskattas till 0,05 g/kg TS sågat virke (5).

8.5 Resultat

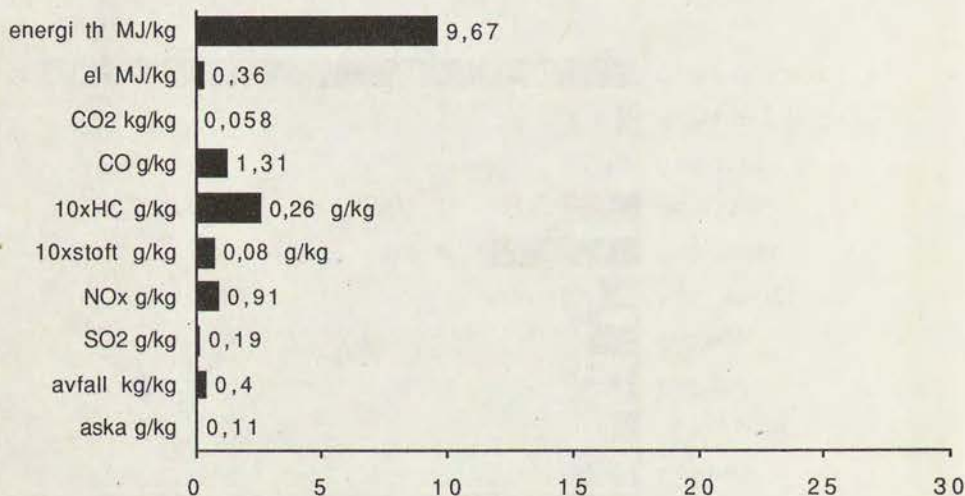
Resultaten av beräkningarna visas i följande figurer. Mer detaljerade tabeller finns i bilaga 5.



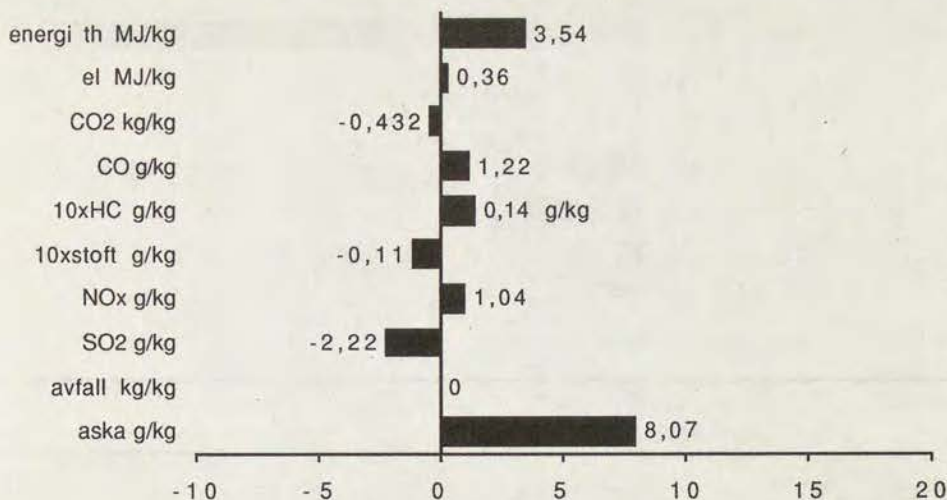
Figur 8.2. Miljöprofil trä, ingen återanvändning, avfall till deponi



Figur 8.3. Miljöprofil trä, ingen återanvändning, avfall till förbränning



Figur 8.4. Miljöprofil trä, 60% återanvändning, avfall till deponi

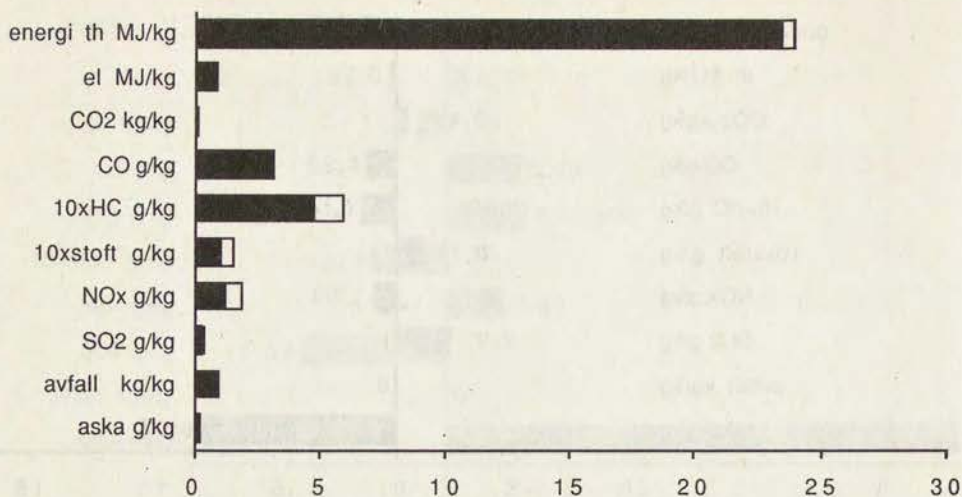


Figur 8.5. Miljöprofil trä, 60% återanvändning, avfall till förbränning

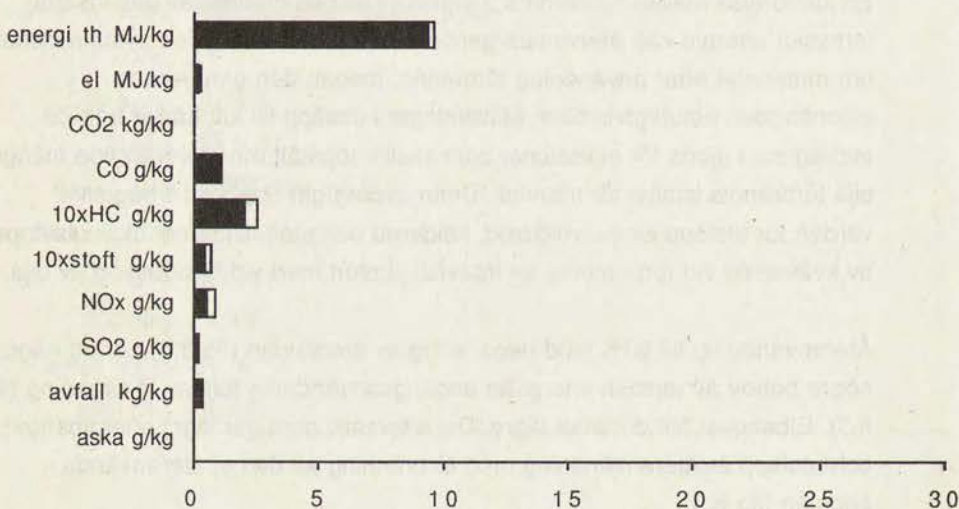
En jämförelse mellan figurerna 8.2 och 8.3 visar att ca 65% av den insatta termiska energin kan återvinnas genom förbränning. Mängden avfall minskar om materialet efter användning förbränns, medan den genererade askmängden naturligtvis ökar. Minskningar i utsläpp till luft härrör från de avdrag som gjorts för emissioner som skulle uppstått om motsvarande mängd olja förbränts istället för träavfall. Detta avdrag ger upphov till negativa värden för utsläpp av svaveldioxid, koldioxid och stoft. Däremot ökar utsläppet av kväveoxid vid förbränning av träavfall jämfört med vid förbränning av olja.

Återanvändning till 60% med deponering av återstoden (fig 8.4) ger ett något högre behov av termisk energi än engångsanvändning följt av förbränning (fig 8.3). Elbehovet blir däremot lägre. Det alternativ som ger lägst energibehov och utsläpp är återanvändning med förbränning av den ej återanvända andelen (fig 8.5).

Som framgår av figurerna 8.6 och 8.7 svarar transportererna endast för en mindre del av energibehovet och utsläppen, med undantag för utsläppet av kväveoxider, där transportererna svarar för ca 40% av utsläppen.



Figur 8.6. Miljöprofil trä, ingen återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt) och övrigt (svart).



Figur 8.7. Miljöprofil trä, 60% återanvändning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt) och övrigt (svart).

Referenser

1. Beyer, G, "Träförpackningar". TräteknikCentrum 1990.
2. Bergstedt, G, "Marknadsanalys - svensk förpackningsmarknad". Packforsk rapport 20-8917, 1991.
3. Nygaard, J och Nord, B, "Energy input analysis in the pulp and paper industry". STU information No 410, 1984.
4. Statistik SCPF, trafikkommittén, 1988.
5. Chalmers Industriteknik, "Electrolux-PADD. Resurs- och avfallssnåla förpackningar". 1990.

Muntlig kontakt

6. Tord Wadell, Svenska Trävaruexportföreningen

9. WELLPAPP

9.1. Teknisk beskrivning

Wellpapp består av två skikt liner av barrsulfatmassa, mellan vilka limmats ett wellat flutingskikt, bestående av en högutbytes lövvedsulfatmassa. Både liner och fluting framställs i integrerade bruk, vilket betyder att massan inte torkas förrän den slutliga produkten, liner eller fluting, är färdig. Skikten limmas ihop med stärkelselim. Flutingen är alltid oblekt. Liner finns i en oblekt kvalitet och en med ett blekt toppskikt, s k topliner. Beräkningen är gjord för oblekt liner. Om topliner används blir energibehovet i massatillverkningen större och organiskt bunden klor släpps ut. Produkten får också ett klorinnehåll, vilket kan leda till utsläpp av klorväte vid förbränning.

Det huvudsakliga användningsområdet är kartonger för transportförpackningar. Återvinningsgraden var 1990 ca 70% (1,10).

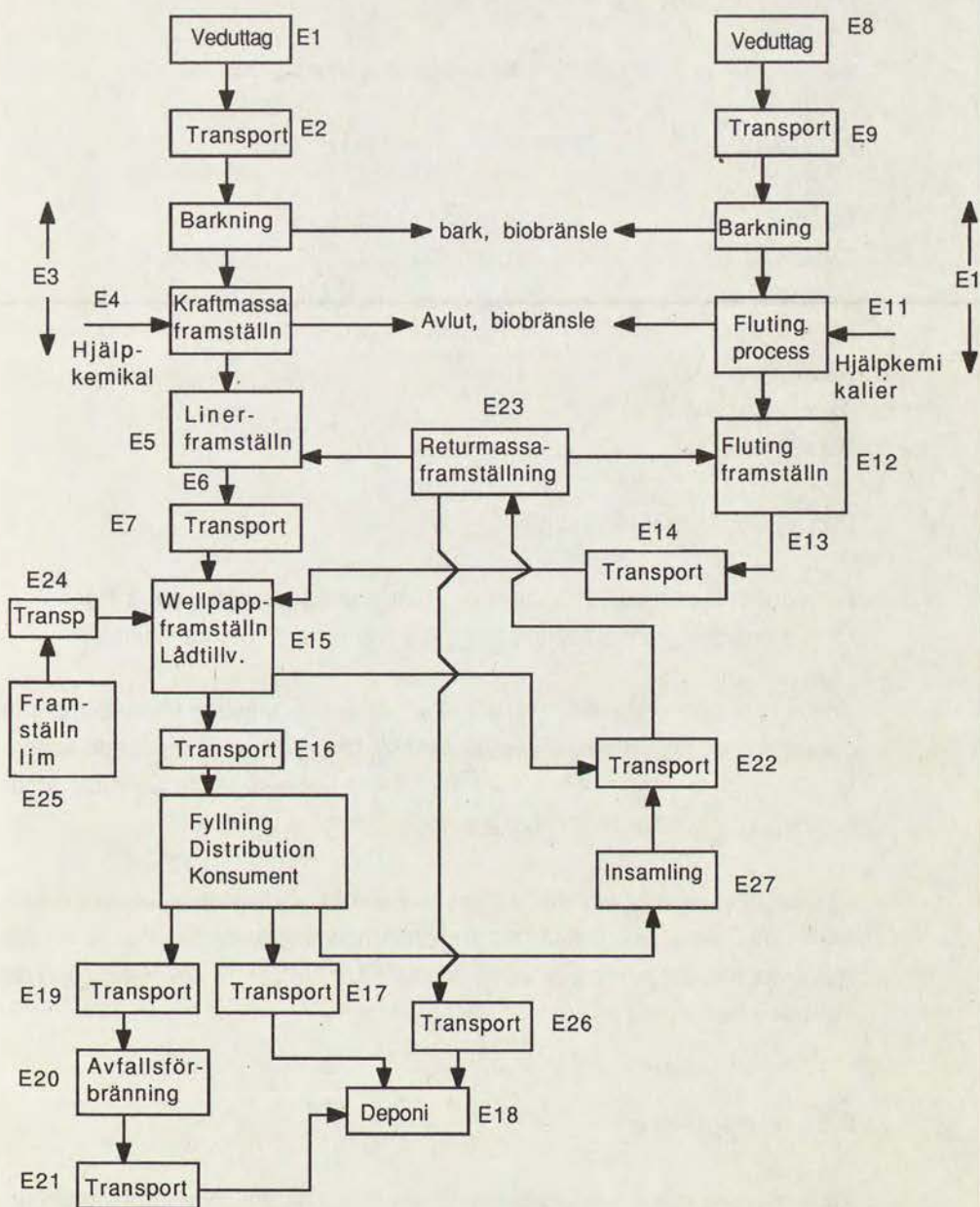
9.2. Materialbalans

Beräkningarna för wellpapp utgår från flödesschemat i figur 9.1.

Följande scenarier beräknas:

1. wellpapp tillverkad av 100% jungfruliga råvaror, avfall till deponi
2. wellpapp tillverkad av 100% jungfruliga råvaror, avfall till förbränning
3. 80% materialåtervinning, avfall till deponi
4. 80% materialåtervinning, avfall till förbränning

Återvinningsgraden är beräknad på insamlade använda kartonger, efter spill i återvinningsprocessen. Produktionsspill från konverteringen har antagits återvinnas även i scenarierna 1 och 2, och har inte räknats med i återvinningsgraden 80%. Ingen hänsyn har tagits till eventuella styrkeförluster i wellappen till följd av ökad returinblandning. Eftersom produktionen av wellpapp i Sverige är mycket större än konsumtionen innebär en ökning av återvinningsgraden från dagens nivå på 70%, till 80%, endast en marginell ökning av returinblandningen.



Figur 9.1. Flödesschema wellpapp

En wellpapp bestående av 70% liner och 30% fluting antas. Vidare antagande utgörs av att returwell utnyttjas till både liner och fluting, i samma proportioner som i utgående produkt.

Beräkningarna är gjorda för 1 kg wellpapp med en torrhalt av 93%.

För tillverkning av 1 kg liner (93% TS) med krävs: (8)

Massaved + flis	1465 g (räknat som torrsubstans)
Returfiber	130 g
Blekt massa	0-200 g
Kaustik soda	27 g
Svavelsyra	13 g
Aluminiumsulfat	7 g
Sizing resin	3 g

Utbytet vid linerframställning är 55% (8).

Fluting tillverkas med 83% utbyte (9). Hjälpkemikalier utgörs av 3,4 g natriumhydroxid per kg fluting samt 8,5 g natriumsulfit per kg fluting (3).

Spillet i konverteringledet ("ihopsättning" av liner och fluting till wellpapp samt tillverkning av färdigt emballage) uppgår till 13%, räknat på ingående liner och fluting (11) (medeltal fyra svenska fabriker). Per kg färdig wellpapp åtgår som lim 17,2 g majsstärkelse, 0,3 g NaOH samt 0,2 g borax (11).

Uppslagning av returwell ger upphov till rejekt. Om råvaran till återvinningen utgörs av produktionsutskott från konverteringsanläggning fås mindre än 5% rejekt, medan återvinning av använda lådor kan ge upp till 8% rejekt (8). I det följande räknas med 5% rejekt.

9.3. Energibehov

Vid beräkningarna för energibehov för wellpapp har följande förutsättningar använts. För beteckningar se figur 9.1. Energibehovet för transporter beräknas enligt tabell 2.1.

Energien för att framställa wellpapp består dels av process- och transportenergi, dels av den energi som finns bunden i materialet. Energien i vedråvaran återfinns dels bunden i det färdiga materialet, dels har den gått till bark och avlutar som förbränns, varvid energin används till att driva processerna. Energibehovet för wellpapp beräknas som summan av processenergi, transportenergi och energi bunden i färdig liner och fluting. Energiinnehållet i returfibrer räknas härvid ifrån. Den energi som finns bunden i det färdiga materialet kan till största delen återvinnas genom avfallsförbränning.

Uppgifter om transporter har lämnats av Gunilla Jönsson, SCA Packaging (6). Uppgifter om processenergier Lars-Erik Axelsson, Skogsindustrierna (7). Processenergierna är medeltal för svenska bruk 1988, och är uppdelade i massaprocesser (fram till våt sulfat-, fluting resp returmassa) och pappersprocesser.

- E1** Skogsavverkning (för liner)
88 MJ/m³, från rot till huvudväg (4). Antag diesel.
Ger 0,173 MJ/kg torrsustans (TS), med antagande om 510 kg TS/m³.
- E2** Transport skog-kraftmassabruk
60 km järnväg, 90 km lastbil. Per kg torrsustans transporteras ca 2 kg ved, inkl fukt i ved.
- E3** Framställning våt, oblekt sulfatmassa
Genomsnitt svenska bruk 1988.

	liter oljeekivalenter/ton	MJ/kg
Bränsle totalt exkl		
mottrycksgenerering	270	10,341
varav: olja	25	0,958
avlut	340	13,022
bark	60	2,299
bränsleöverskott	155	5,937
Elenergi totalt	520 kWh/ton = 1,872 MJ/kg	
varav mottryckskraft	115 kWh/ton = 0,414 MJ/kg	

- E4** Tillverkning och transport av hjälpkemikalier
 NaOH Elektrisk energi 5400 MJ/ton
 Termisk energi 4293 MJ/ton (5)

Antag 5 MJ/kg för övriga hjälpkemikalier (olja)

Totalt fås för hjälpkemikalier, per kg liner:

Elektrisk energi 0,15 MJ

Bränsle (olja) 0,23 MJ

Transporter antas ingå

- E5** Linerframställning
 Genomsnitt svenska bruk 1988.

	liter oljeekvivalenter/ton	MJ/kg
Bränsle totalt	125	4,788
Varav: olja	20	0,766
internt	100	3,830
bränsleöverskott	10	0,383
övrigt externt	15	0,575

Elenergi totalt 470 kWh/ton = 1,692 MJ/kg
 varav mottryckskraft 85 kWh/ton = 0,306 MJ/kg

- E6** Energi bunden i färdig liner
 18,4 MJ/kg liner med 93% torrhalt.
 Beräknas endast på den del av linern som består av ny fiber.

- E7** Transport linerbruk-wellpapptillverkare
 1000 km, järnväg

- E8** Skogsavverkning (för fluting)
 88 MJ/m³, från rot till huvudväg (4). Antag diesel.
 Ger 0,173 MJ/kg torrsubstans (TS), med antagande om 510 kg TS/m³

- E9** Transport skog-flutingbruk
 Lastbil 100 km. Per kg torrsubstans transporteras ca 2 kg ved, inkl fukt i ved.

E10 Framställning av våt flutingmassa
Genomsnitt svenska bruk 1988.

	liter oljeekvivalenter/ton	MJ/kg
Bränsle totalt	125	4,788
Varav: olja	<10	<0,383
avlut	60	2,298
bark	45	1,724
bränsleöverskott	10	0,383
övrigt externt	20	0,766

Elenergi totalt 400 kWh/ton = 1,44 MJ/kg
varav mottryck 70 kWh/ton = 0,252 MJ/kg

E11 Tillverkning och transport av hjälpkemikalier.

NaOH

Elektrisk energi 5400 MJ/ton

Termisk energi 4293 MJ/ton (5)

Antag 5 MJ/kg för övriga hjälpkemikalier (olja).

Totalt fås för hjälpkemikalier per kg fluting:

Elektrisk energi 0,02 MJ

Bränsle (olja) 0,06 MJ

Transporter antas ingå.

E12 Flutingframställning

Genomsnitt svenska bruk 1988.

	liter oljeekvivalenter/ton	MJ/kg
Bränsle totalt	175	6,703
Varav: olja	70	2,681
övrigt externt	100	3,830
internt	10	0,383

Elenergi totalt 480 kWh/ton = 1,728 MJ/kg
varav mottryck 90 kWh/ton = 0,342 MJ/kg

- E13** Energi bunden i färdig fluting.
18,4 MJ/kg fluting med 93% torrhalt.
Beräknas endast på den del av flutingen som består av ny fiber.
- E14** Transport bruk - wellpaptillverkare
200 km, 50% lastbil, 50% järnväg.
- E15** Wellpappframställning och konvertering.
Elenergi 0,576 MJ/kg
Naturgas 0,872 MJ/kg (11)
- E16** Transport färdigt emballage - kund
Södra Sverige 120 km, 80% lastbil, 20% järnväg
Norra Sverige 220 km, 60% lastbil, 40% järnväg.

Antagen fördelning mellan kunder södra/norra Sverige 3/1, vilket ger:
145 km, 73% lastbil, 27% tåg.
- E17** Transport konsument - deponi
15 km, närdistribution.
- E18** Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg (5)
- E19** Transport konsument - avfallsförbränning
18 km, närdistribution
- E20** Avfallsförbränning
90% verkningsgrad. Värmevärdet 17,9 MJ/kg wellpapp med 93% torrhalt används.
Värdet baserar sig på värmevärdet 20 MJ/kg torrs substans i torrt tillstånd, på den valda beräkningsbasen 1 kg wellpapp vid 93% torrhalt (930 g TS), samt på en fukthalt i till avfallsförbränning inkommande pappersfraktion på 15%.

- E21** Transport av aska till deponi
Antag 10 km, lastbil
- E22** Transport av wellretur
1000 km, järnväg. Denna uppgift gäller fabriksutskott från konverteringsanläggning, men antas här gälla för all wellretur.
- E23** Framställning av massa från wellretur
Elenergi 270 kWh/ton = 0,972 MJ/kg
- E24** Transport av lim
Antag 1000 km, lastbil. Stärkelsen transporteras torr till fabrik.
- E25** Tillverkning av lim
0,017 kg majsstärkelse per kg wellpapp. Energibehovet för potatisstärkelse enligt *kapitel 10. Stärkelse* används här, ca 18 MJ/kg stärkelse. Av denna energi utgörs ca 4 MJ av diesel, resten av energi bunden i material. Tillverkning av NaOH 5400 MJ/ton el + 4293 MJ/ton termisk energi (5). Antag samma energibehov för borax. Totalt energibehov för limtillverkning blir:
- 0,238 MJ/kg well, bundet i stärkelse
0,0707 MJ/kg well, diesel
0,0027 MJ/kg well, el
- E26** Transport av rejekt från returfiberhantering.
Antag 15 km närdistribution.
- E27** Insamling av returwell, antag närdistribution 40 km.

9.4 Emissioner

Emissioner vid råvaruutvinning tas hänsyn till i form av att emissionsfaktorer läggs på fossila bränslen. På transporter och energianvändning där de reella emissionerna inte är kända läggs emissionsfaktorer enligt tabell 2.2. Emissioner från avfallsförbränning beräknas enligt avsnitt 2.5.
Avfallsbehandling.

Emissionsdata från massa och papperstillverkning fanns inte tillgängliga uppspaltade på massa- och pappersprocesser på samma sätt som för energibehovet. Emissionsdata gäller istället för integrerat linerbruk och integrerat flutingbruk. De utsläpp till luft, som kan relateras till förbränning, har fördelats mellan massa- och papperstillverkning i proportion till energibehovet i respektive process. Utsläppen till vatten har helt lagts på massaproduktionen. Data om utsläpp till vatten har också inhämtas från returmassabruk.

E4-E5 Emissioner linertillverkning

Emissionsdata har inhämtats från två fabriker

		g/kg liner (ASSI kraftliner, 8)	per kg papper eller massa (Obbola linerboard, 12)
Till luft	SO ₂	0,13	1,2 g/kg massa
	NO _x	1,1	
	Stoff	0,8	
	Luktämnen	0,007	
Till vatten	COD	13	17,8 g/kg papper ¹⁾
	SÄ10		3,4 g/kg papper
Till mark	Fast avfall	50	

1) Analyserad på filtrat från SÄ70 filtrering. SÄ = suspenderade ämnen

Skillnader i SO₂-utsläpp beror på att ASSI Kraftliner har en rökgastvätt som tvättar ut SO₂ från rökgasen. Enligt principen om "bästa teknik" används i det följande ASSI's data. För suspenderade ämnen (SÄ 10) används dock värdet från Obbola.

Emissionerna ovan gäller integrerat linerbruk. Det är således svårt att skilja på emissioner från massatillverkning och från linertillverkning. SO₂ och NO_x-utsläppen kommer från förbränning, och kan fördelas mellan massa- och pappersbruk i proportion till energiförbrukningen i respektive process. Tillkommer gör också CO₂-emission från förbränd olja. Således fås:

		Massatillverkning	Linertillverkning
Till luft	SO ₂	0,09 g/kg massa	0,04 g/kg liner
	NO _x	0,7	0,4
	Stoft	0,8	-
	Luktämnen	0,007	-
	CO ₂	76	61
Till vatten	COD	13	-
	SÄ10	3,4	-
Till mark	Fast avfall	50	-

E11 Emissioner flutingtillverkning

Utsläppen till luft har inte varit inte möjliga att separera från utsläppen från den sulfatprocess som flutingtillverkningen delvis är integrerad med.

Utsläppen till vatten består av syreförbrukande ämnen, i form av löst organisk substans och suspenderade ämnen (9).

BOD ₇	2 kg/ton
COD	ca15 kg/ton
suspenderat GFA	3 kg/ton

Suspenderat GFA mäts med samma metod som SÄ10, varför utsläppen adderas i beräkningarna.

Oljeförbränning ger upphov till följande koldioxidutsläpp:

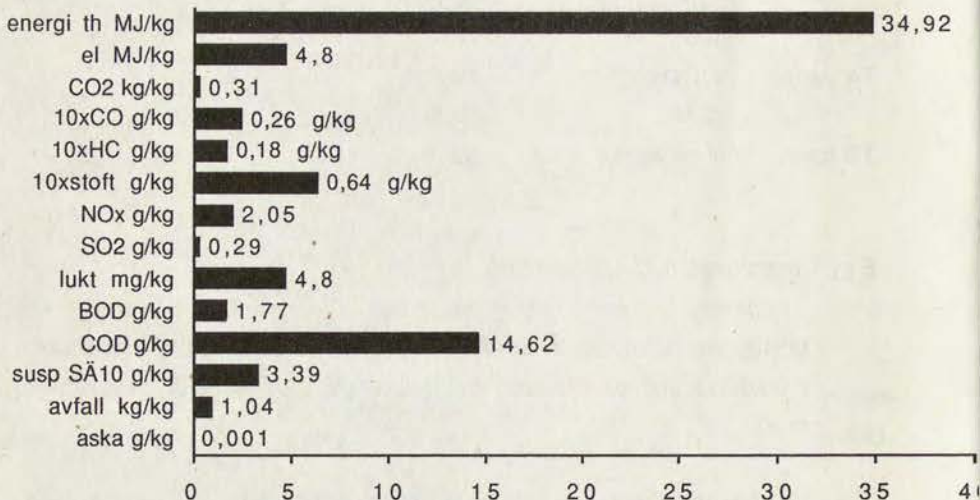
Massatillverkning	31 g/kg massa
Flutingtillverkning	214 g/kg massa

E23 Emissioner returmassaframställning

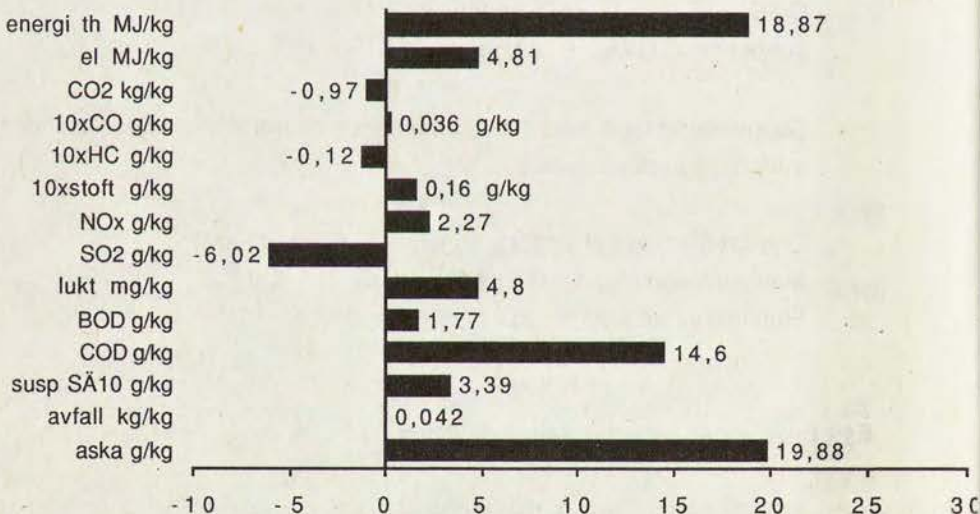
BOD ₇	8,5 kg/ton
COD	18 kg/ton
suspenderat GFA	1,3 kg/ton (13)

9.5 Resultat

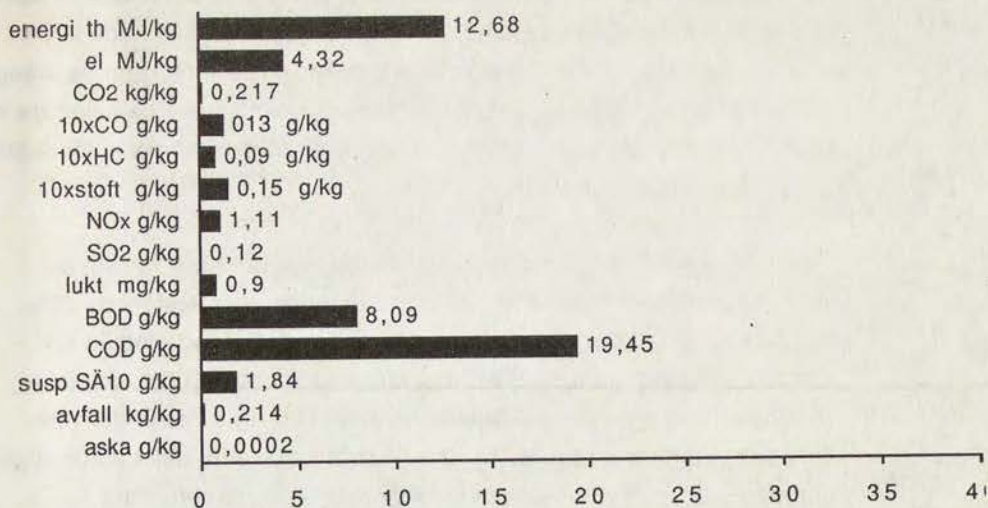
Resultaten av beräkningarna redovisas i följande figurer. För detaljinformation, se bilaga 5.



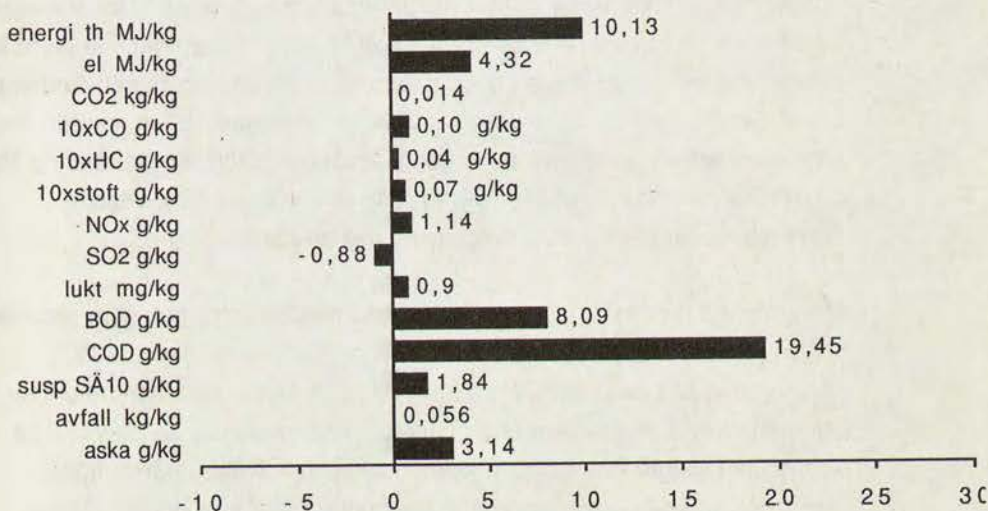
Figur 9.2. Miljöprofil wellpapp, ingen återvinning, avfall till deponi



Figur 9.3. Miljöprofil wellpapp, ingen återvinning, avfall till förbränning



Figur 9.4. Miljöprofil wellpapp, 80% återvinning, avfall till deponi



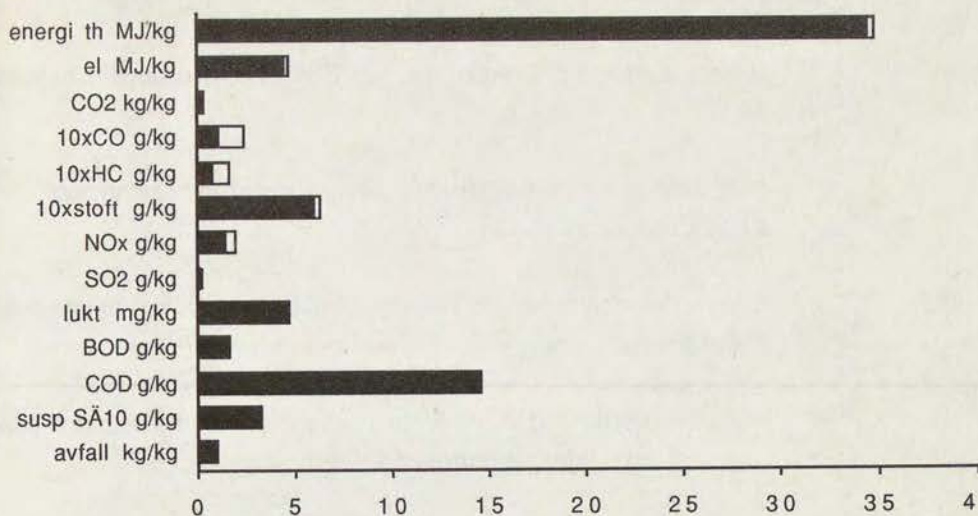
Figur 9.5. Miljöprofil wellpapp, 80% återvinning, avfall till förbränning

En jämförelse mellan figurerna 9.2 och 9.3 visar att ca 45% av den insatta termiska energin kan återvinnas genom avfallsförbränning. Utsläppen till vatten blir desamma oavsett om materialet förbränns eller deponeras. Förutom energibehovet och avfallsmängden, påverkas utsläppen till luft av avfallsförbränningen. En liten ökning i kväveoxidutsläpp fås vid

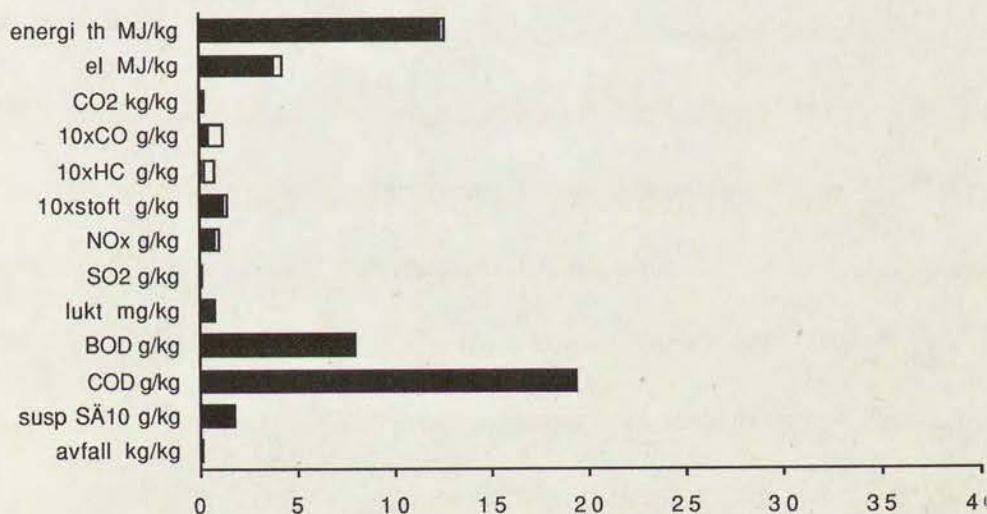
avfallsförbränning. De negativa värdena för utsläpp av svaveldioxid, kolväten och koldioxid beror på att vid beräkning av emissioner relaterade till avfallsförbränning har emissioner från förbränning av motsvarande mängd olja dragits ifrån. Eftersom avfallsförbränning av wellpapp inte belastats med utsläpp av vare sig svaveldioxid, kolväten eller koldioxid erhålls, för dessa parametrar, negativa värden.

Figurerna 9.4 och 9.5 visar miljöbelastningen vid 80% återvinning av wellpapp, med deponering respektive förbränning av återstående 20%. Behovet av termisk energi minskar mer vid materialåtervinning än vid värmeåtervinning (fig 9.3). Elbehovet blir däremot nästan detsamma. Utsläppen av suspenderade ämnen minskar. Det finns inte uppgift om biologisk syreförbrukning, BOD, för sulfatfabriken, varför detta värde stiger oproportionerligt mycket vid återvinning. Kemisk syreförbrukning, COD, däremot finns det uppgift om för samtliga massaprocesser, varför den ökning som fås vid återvinning är signifikant. Det högre utsläppet av COD vid återvinningsbruket beror till stor del på returpappens innehåll av stärkelse, som löser sig i processvattnet. Utsläppen till luft är genomgående lägre för materialåtervinning följt av deponi (figur 9.4) än för engångsanvändning följt av deponi (figur 9.2). Däremot ökar vissa av utsläppen till luft, medan andra minskar, vid en jämförelse av engångsanvändning följt av förbränning (figur 9.3) med materialåtervinning följt av förbränning (figur 9.5). Lägsta energibehovet fås vid 80% återvinning följt av förbränning.

Figurerna 9.6 och 9.7 visar hur stor del av miljöbelastningen som orsakas av transporter vid engångsanvändning följt av deponi respektive 80% återvinning följt av deponi. Som framgår utgörs endast en mindre del av energibehovet av transportenergi, medan en betydande del av vissa av utsläppen till luft, kväveoxider, kolmonoxid och kolväten, härrör från transporter. Miljöbelastningen från transporter ökar inte vid återvinning, jämfört med engångsanvändning.



Figur 9.6. Miljöprofil wellpapp, ingen återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapeln), och övrigt (svart del av stapeln)



Figur 9.7. Miljöprofil wellpapp, 80% återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vit del av stapeln) och övrigt (svart del av stapeln)

Referenser

1. Skogsindustrierna, "Sverige i det nya Europa". Verksamhetsberättelse 1990 .
2. Bergstedt, S, " Marknadsanalys - svensk förpackningsmarknad". Packforsk rapport 20-8917, 1991.
3. Chalmers Industriteknik, " Electrolux-PADD. Resurs- och avfallssnåla förpackningar". 1990.
4. Nygaard, J och Nord, B, "Energy input analysis in the pulp and paper industry". STU information No 410, 1984.
5. Sundström, G, "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige". Miljöbalans Gustav Sundström AB 1990.

Muntlig kontakt

6. Gunilla Jönsson, SCA Packaging
7. Lars-Erik Axelsson, Skogsindustrierna
8. Gunnar Lundkvist, ASSI Kraftliner
9. Kjell Olsson, Billerud paper
10. Leif Karlsson, Skogsindustrierna
11. Britt-Marie Wiezell, SCA Emballage
12. Annica Wilhelmsson, Obbola linerboard
13. Åke Dahl, Munksjö Kraftemballage AB

10. STÄRKELSE

10.1. Teknisk beskrivning

Stärkelse används i blygsam omfattning som förpackningsmaterial, förutom som tillsats i papper och kartong.

Stärkelse tillsatser om 6-20% kan användas i polyetenfilm. Vid deponering bryts stärkelsen snabbt ned på mikrobiologisk väg, varvid polymermatrisen luckras upp och görs tillgänglig för nedbrytning. Autooxidanter kan tillsättas samtidigt som stärkelsen, och nedbrytningstiden kan på så sätt förkortas från hundratals år till 4 år (1,2).

Stärkelse kan tillsammans med polyeten-co-akrylsyra eller polyvinylalkohol och glycerol formas till biologiskt nedbrytbara filmer. Stärkelseinnehållet i denna typ av produkter uppgår till ca 50-60% (1).

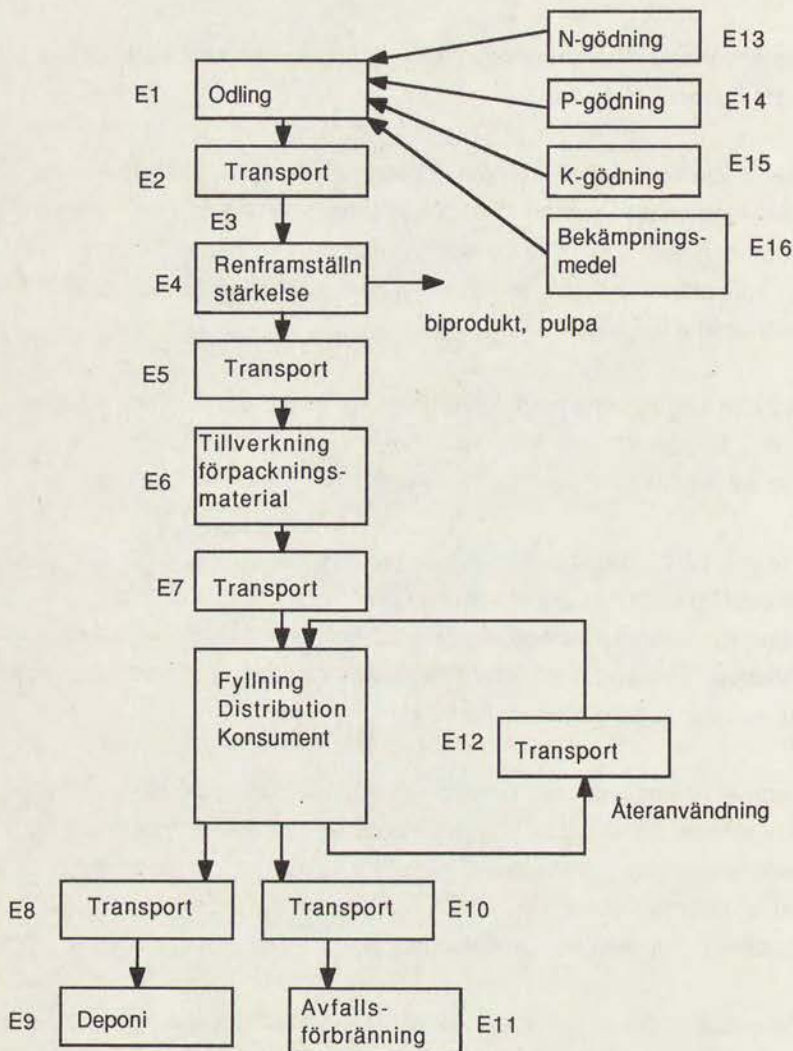
Både film och hårda engångsartiklar kan produceras från närmast hundra procentig stärkelse genom att i en process med kontrollerad temperatur, tryck och fukthalt sönderdela stärkelsegranulerna och på så sätt göra stärkelsen termoplastisk. Små tillsatser av glycerol eller sorbitol används för att ge konstanta produkttegenskaper (1).

Skummade stärkelsechips kan produceras från ren stärkelse, eller stärkelse med en tillsats av polyvinylalkohol, till en produkt som kan fungera som lösfyllnadsmaterial kring stötkänsligt gods (1,5,6). Denna typ av produkt, tillverkad av potatisstärkelse, tas som utgångspunkt för beräkning av miljöbelastning. Popcorn kan användas för samma ändamål.

Det finns också andra biopolymerer under utveckling till förpackningsmaterial. ICI marknadsför Biopol, som består av en kopolymer mellan polyhydroxybutyrat (PHB) och polyhydroxyvalerat (PHV). Polymeren framställs genom en fermentationsprocess. Råvaran utgörs av glukos som fermenteras till PHB. Mindre mängder enkla organiska syror tillsätts för att kopolymeren PHB/V skall bildas (1,2,3).

10.2 Materialbalans

Materialbalansen utgår från följande flödesschema:



Figur 10.1 Flödesschema stärkelse

Följande scenarier beräknas:

1. Engångsanvändning, avfall till deponi
2. Engångsanvändning, avfall till förbränning
3. 60% återanvändning, avfall till deponi
4. 60% återanvändning, avfall till förbränning

För jordbruksledet gäller följande:

Uppgifter ur odlingskalkyl för potatis (7).

Produktion 40 ton potatis/ha innehållande 19-20% stärkelse.

Utsäde 3600 kg/ha. Detta ger en nettoproduktion av 36 ton/ha.

Handelsgödsel 150 kg N/ha

60-70 kg P/ha

200 kg K/ha

Enligt uppgift från Hydro Supra (8) innebär en giva av 80 kg P till potatis att man försett en eller två efterföljande grödor också, och att ett potatissystem totalt behöver 30 kg P/år, vilket kommer att användas i beräkningarna.

Bekämpningsmedel

Ogräsbekämpningsmedel, metribusin 0,5-0,75 kg/ha

Bladmögelpreparat, manebpreparat som innehåller zink och mangan, sprutas 5-6 ggr med 3-4 kg/ha

Blastdödningsmedel, diquatpreparat. Om blastdödning tillämpas används ca 4 kg/ha.

Potatis består av ca 20% stärkelse, 75% vatten och 4% fiber, s k pulpa.

Resterande andel består av vattenlösliga salter. Pulpan går till djurfoder eller till livsmedeltillsats (10).

10.3 Energibehov

Energibehovet för stärkelse omfattar energi i odlingsled, tillverkning av gödningmedel och bekämpningsmedel, transporter, energi för att framställa stärkelse ur jordbruksråvaran, energi för att konvertera renframställd stärkelse till ett förpackningsmaterial, energi i fyllnings, distributions- och konsumentled, vilket bortses från här, samt energi i avfallsledet.

E1 Energianvändning i odlingsled (7)

För gödning och besprutning krävs 40 timmars traktorkörning per hektar, till en genomsnittlig dieselkonsumtion av 9 l/h, vilket ger 1,795 MJ/kg stärkelse.

Sättning av potatis. 4-5 km/h, tvåradig maskin (1,5 m bredd), 5-6 l/h. Detta ger 0,041 MJ/kg stärkelse.

Upptagning av potatis. Enradig maskin, 7 l/h, 3 km/h. Detta ger 0,155 MJ/kg stärkelse.

Jordbearbetning

Pinnfräs 12 l/h, 3-4 km/h, bredd 1,8 m, ger 0,095 MJ/kg stärkelse

Plöjning 12 l/h, 3 km/h, bredd 2,10 m, ger 0,095 MJ/kg stärkelse.

Kupning, utförs en gång för industripotatis, 5 l/h, 6 km/h, 2-radig maskin (1,5 m), ger 0,028 MJ/kg stärkelse.

Totalt energibehov traktordrift 2,2 MJ/kg stärkelse.

E2 Transport odlare - stärkelsefabrik

Maximalt 100 km (10). Per kg stärkelse transporteras 5 kg potatis.

E3 Energi bunden i ingående material. Räknas endast för

stärkelseandelen i potatisen då pulpan är en användbar biprodukt.

20 MJ/kg TS, 75% vattenhalt i potatis ger 13,24 MJ/kg torr stärkelse.

E4 Framställning av stärkelse ur potatis.

175 kWh/ton stärkelse vid 20% fukthalt (9).

Detta ger 0,788 MJ/kg torr stärkelse. Naturgas.

E5 Transport stärkelsetillverkare-förpackningstillverkare

Sättes till 300 km, lastbil.

E6 Tillverkning av skummat förpackningsmaterial

EI 140 kWh/ton = 0,504 MJ/kg, varav kan återvinnas 0,1 ton ånga, motsvarande 0,2 MJ/kg stärkelse (uppgift ur katalog från Werner und Pfleider).

- E7** Transport till användare
Sättes till 300 km, lastbil. På den skrymmande lasten kan transportenergin 1 MJ/ton km inte användas för denna transport. Istället används 4,2 MJ/ton km, baserat på en drivmedelsförbrukning av 3 l/mil för en tom lastbil och en lastvolym av 128 m³. Densiteten hos materialet är 20 kg/m³ (5).
- E8** Transport konsument-deponi
15 km närdistribution
- E9** Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg
- E10** Transport konsument-avfallsförbränning
18 km, närdistribution
- E11** Avfallsförbränning
90% verkningsgrad, 16,7 MJ/kg.
- E12** Transport återanvändning
Sättes till 300 km. Också för denna transport användes 4,2 MJ/ton km.
- E13** Framställning och transport kvävegödning
13 kWh/kg N = 47 MJ/kg N (8).
- E14** Framställning och transport fosfatgödning
32 MJ/kg P. (Ur "Energy in fertilizer manufacture", siffror från 1972.)
Antag olja.
- E15** Framställning och transport av kaliumgödning
10 MJ/kg K. (Ur "Energy in fertilizer manufacture", siffror från 1972.)
Antag olja.
- E16** Framställning och transport av herbicid
1400 MJ/ha, vilket motsvarar 0,19 MJ/kg stärkelse. (Ur "Energy in fertilizer manufacture", siffror från 1972.) Antag olja.

10.4 Emissioner

E13-E15 Tillverkning av handelsgödsel

Det har inte varit möjligt att inom undersökningens ram fullständigt utreda miljöbelastningen från tillverkning och användning av handelsgödsel. De uppgifter om utsläpp som gått att kvantifiera i är följande (8):

Till luft	8,2 g NO _x /kg N (räknat som NO ₂)
	1,3 g NH ₃ /kg N
	1,75 kg CO ₂ /kg N
Till vatten	1,8 g N/kg N
	0,4 g P/kg P

Förutom dessa utsläpp förekommer utsläpp av fluor till luft och vatten, klorväte till luft, och deponering av gips. Förutom gips innehåller deponimassorna fosfor, flour och metaller som Cd, Cr, Ni, Hg m fl. Lakvatten från gipsön i Landskrona pumpas tillbaka och används som processvatten i fabriken.

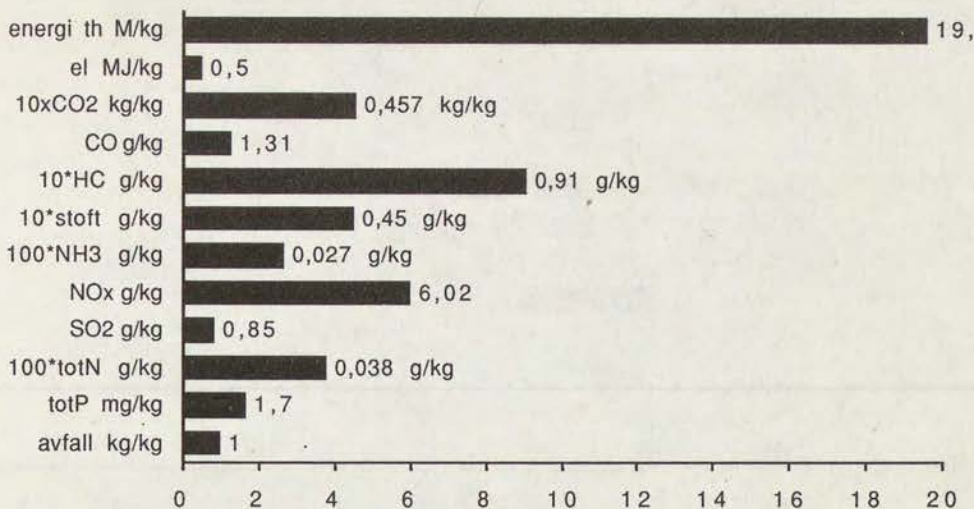
Dessutom förkommer urlakning av nitrat från gödslad mark samt ammoniakavgång från mark och växtlighet.

Tillförsel av fosfatgödning medför att också kadmium tillförs jorden. I medeltal tillförs svenska jordar 1 g Cd/ha från handelsgödsel och 1 g Cd/ha från atmosfären. Jordarna innehåller i medeltal 500 g Cd/ha (4).

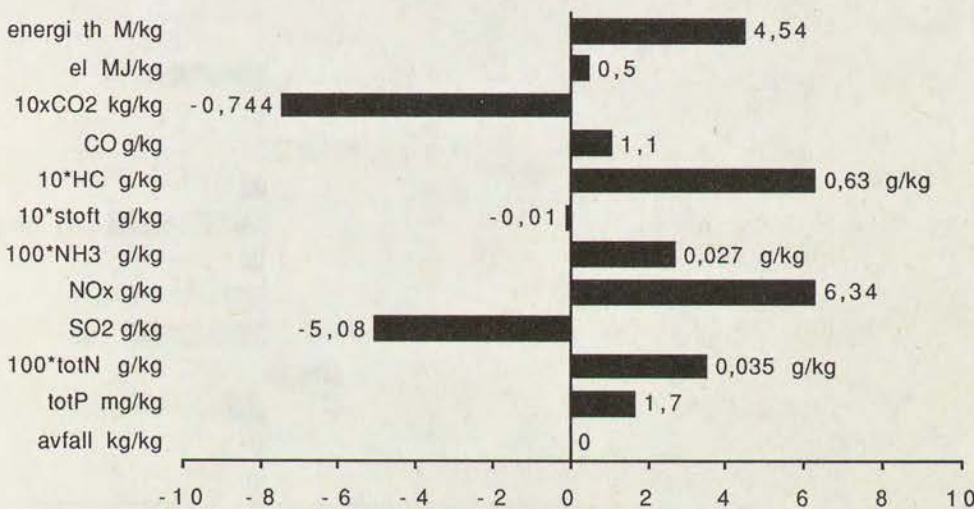
För transporter och traktordrift beräknas emissioner enl tabell 2.22. och för avfallsförbränning enl avsnitt 2.5. *Avfallshantering.*

10.5 Resultat

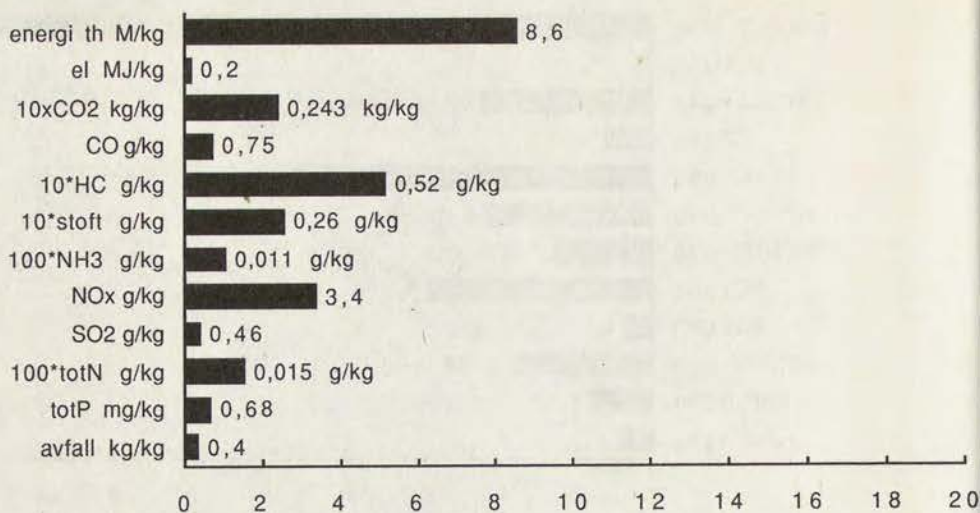
Resultaten av beräkningarna framgår av följande figurer. Mer detaljerade resultat finns redovisade i bilaga 5.



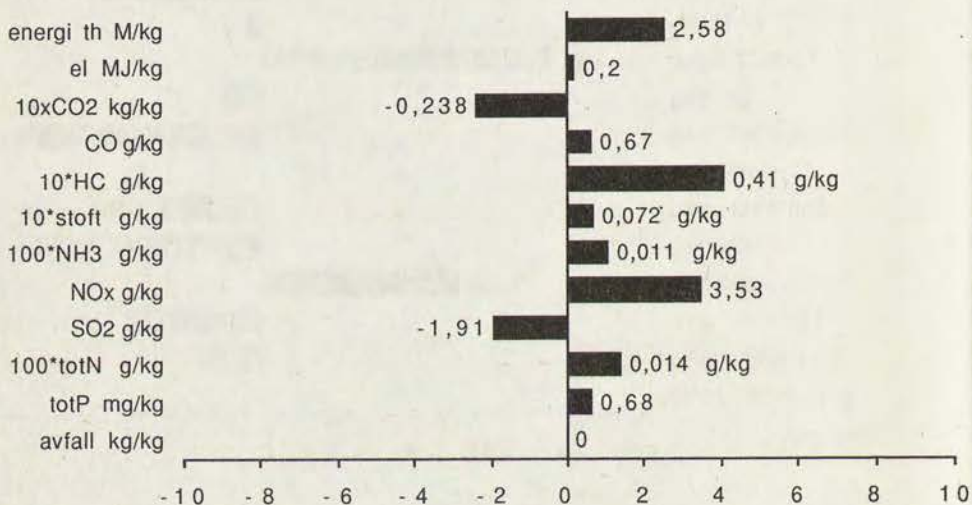
Figur 10.2. Miljöprofil för stärkelse i engångsanvändning, avfall till deponi.



Figur 10.3. Miljöprofil för stärkelse i engångsanvändning, avfall till förbränning.



Figur 10.4. Miljöprofil för stärkelse, 60% återanvändning, 40% avfall till deponi.



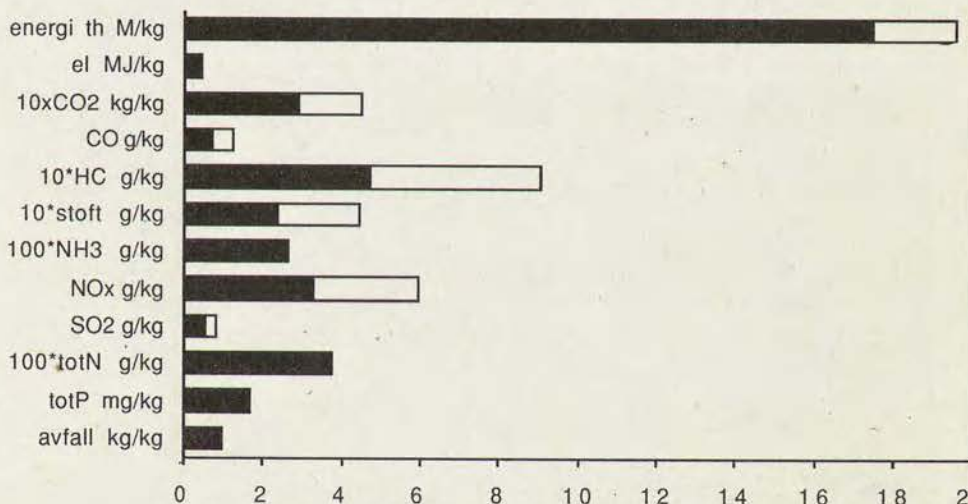
Figur 10.5. Miljöprofil för stärkelse, 60% återanvändning, 40% avfall till förbränning.

En jämförelse mellan figurerna 10.2 och 10.3 visar att ca 75% av den insatta termiska energin kan återvinnas vid avfallsförbränning. Elförbrukningen blir däremot densamma. De förbränningsrelaterade utsläppen till luft minskar vid avfallsförbränning. För vissa parametrar blir de t o m negativa. Detta beror på det avdrag av emissioner från motsvarande förbränning av olja som gjorts.

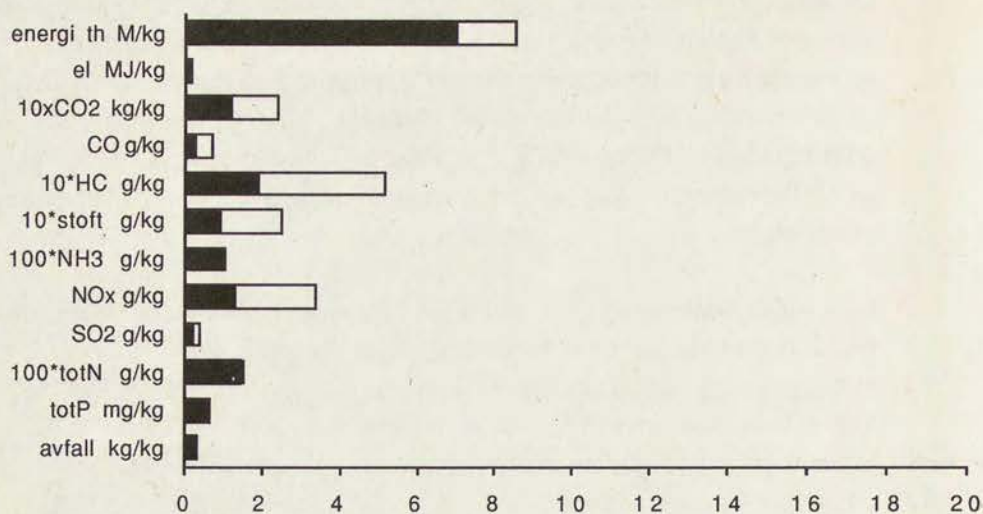
Utsläppet av kväveoxid blir ungefär detsamma i bägge fallen, beroende på att utsläppet av NOx från avfallsförbränningen är ungefär lika stort som det avdrag som gjorts för motsvarande oljeförbränning. Utsläppet av ammoniak påverkas inte av avfallsförbränningen då det är knutet till tillverkningen av gödningsmedel. Utsläppen till vatten påverkas knappast av avfallsförbränningen. Mängden avfall, däremot, minskar naturligtvis om avfallet förbränns.

Behovet av termisk energi blir högre om 60% av materialet återanvänds och resten deponeras (fig 10.4), jämfört med engångsanvändning följt av förbränning (fig 10.3). Däremot blir energibehovet för 60% återanvändning följt av förbränning (fig 10.5) mindre än än för engångsanvändning följt av förbränning (fig 10.3). Den lägsta miljöbelastningen, och energibehovet erhålls om 60% av materialet återanvänds och resten förbränns (fig 10.5)

Som framgår av fig. 10.6 och 10.7 utgörs endast en mindre del av energianvändningen av transportenergi. Transporterna svarar däremot för betydande andelar av utsläppen av kväveoxider, kolmonoxid, kolväten och stoft.



Figur 10.6. Miljöprofil för stärkelse i engångsanvändning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt) och övrigt (svart).



Figur 10.7. Miljöprofil för stärkelse, 60% återanvändning, 40% avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt), och övrigt (svart).

Referenser

1. Röper, H and Koch, H, "The role of starch in biodegradable thermoplastic materials". Starch/Stärke **42** (4), 123 (1990).
2. Evans, J D and Sikdar, S K, "Biodegradable plastics: An idea whose time has come?" Chemtech **january**, 38 (1990).
3. Informationsmaterial ICI.
4. Supra och miljön, broschyr från Hydro Supra.

Muntlig kontakt

5. Christer Törnig, EnC
6. American Excelsior, Texas
7. Haldor Karlsson, Inst för växtodling, SLU
8. Göte Bertilsson, Hydro Supra
9. Per T Persson, Stärkelsen, Sveriges stärkelseproducenter
10. Olle Wikström, Stärkelsen, Sveriges stärkelseproducenter

11. VÄTSKEKARTONG

11.1. Teknisk beskrivning

Vätskekartong består av polyetenbelagd kartong, och används framförallt till mjölkförpackningar. Det finns också vätskekartong som dessutom är belagd med ett aluminiumskikt. Denna typ av kartong är tätare och används till juice och till mjölkprodukter med lång hållbarhet. Beräkningarna är utförda för den förra typen bestående av enbart kartong och polyeten. Kartonger för mjölk finns i två utföranden, tegelstensförpackningar och gaveltoppförpackningar. Tegelstensförpackningen består av oblekt kartong och polyeten, och har en lägre vikt än gaveltoppförpackningen, som dessutom innehåller blekt kartong. Beräkningarna görs för kartong som används till förpackningar av tegelstenstyp.

Beräkningarna syftar till att svara på frågan vilken skillnaden blir i energibehov och miljöbelastning om kartongen efter användning deponeras, förbränns eller om dess fiberinnehåll återvinns. Beräkningarna sträcker sig fram till skuret laminat, levererat till mejeri. Tryckprocessen har lämnats utanför jämförelsen, liksom fyllning, distribution och konsumentled. Dessa processer är desamma oavsett om kartongen är tillverkad av jungfruligt eller återvunnet material. Kringförpackningar (t ex pallar, bobbiner och krympfilm) är inte inkluderat. Spill i tillverkningen av laminat har inte tagits hänsyn till, eftersom spillet enl uppgift från Tetra Pak (2) återvinns för olika ändamål (transportskydd, bobbinpluggar etc).

Data angående tillverkning av kartongen har lämnats av Tetra Pak (1,2). För tillverkning av polyeten har data enligt *kapitel 6 Polyeten* använts. Data för återvinning av vätskekartong har lämnats av Fiskeby Board (3). Även från aluminiumbelagd vätskekartong kan fibern återvinnas. Transporterna till och från återvinning är ansatser.

11.2 Materialbalans

En enliters mjölkkartong av tegelstenstyp består av (1):

Oblekt kartong	17,20 g (7% fukthalt)
Blekt kartong (CTMP)	2,18 g (7% fukthalt)
CLC (bestrykning)	3,10 g
LDPE	5,14 g
Total vikt	27,62 g

Vid återvinning av fiber uppstår 1-2% rejekt, räknat på fiber, samt rejekt i form av plastavfall, som i Fiskebys fall går till tipp, men som kan eldas om tillgång till lämplig panna finns (3).

Beräkningarna kommer att utgå från flödesschemat i figur 11.1

Följande scenarier beräknas:

1. Ingen återvinning, avfall till deponi
2. Ingen återvinning, avfall till förbränning
3. 65% återvinning av fiber, avfall till deponi
4. 65% återvinning av fiber, avfall till förbränning

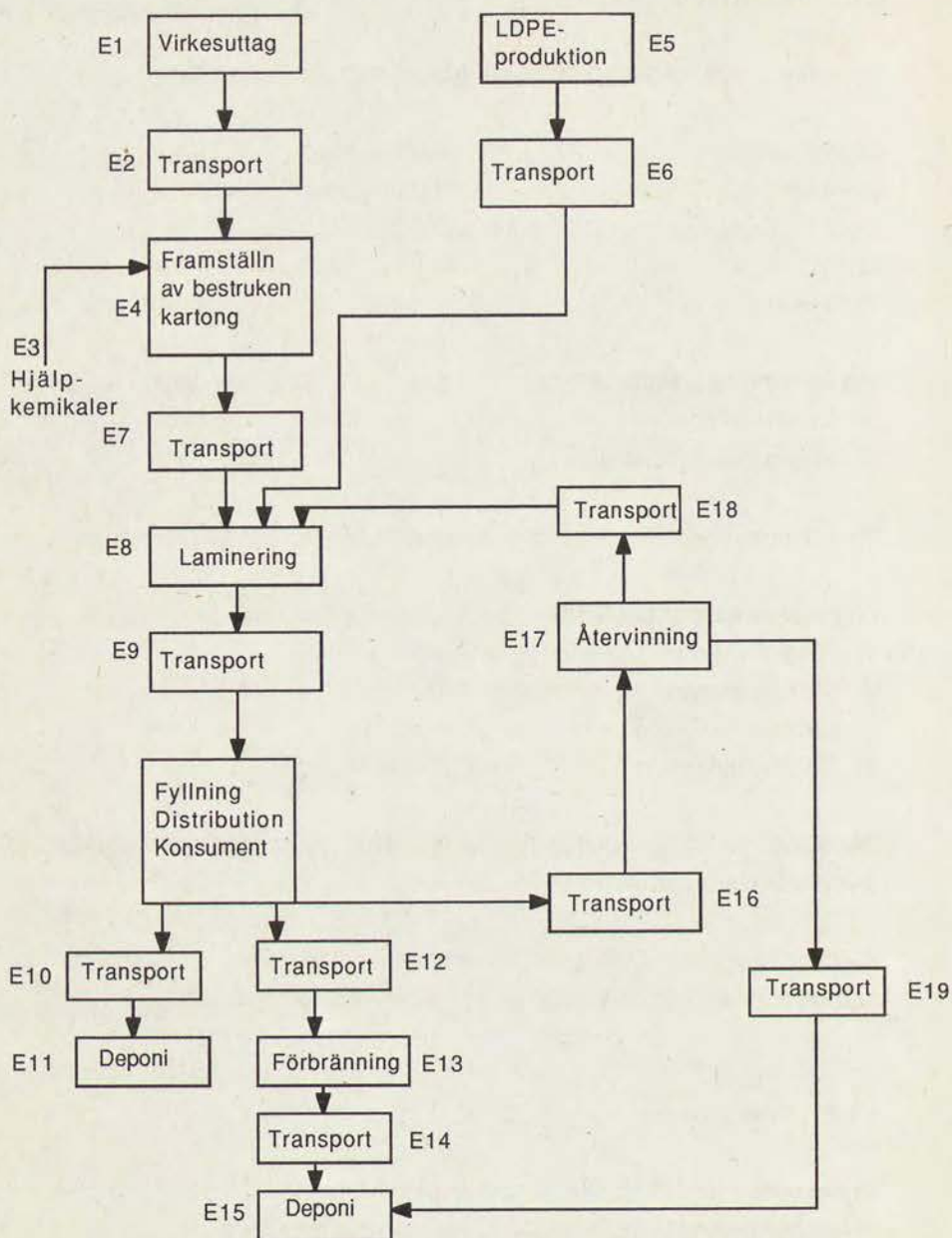
Dessutom har ett scenario beräknats, där även plastrejektet som uppstår i återvinningsprocessen antas förbrännas.

Återvinningsgraden 65% gäller enbart fiberfraktionen, och är räknad på den mängd fiber som återstår efter spill i återvinnings-processen.

11.3 Energibehov

Energibehov för transporter har beräknats enligt tabell 1.1 och för avfallsbehandling enligt avsnitt 2.5. För beteckningar se figur 11.1.

- E1** Virkesuttag
0,336 MJ/kg bestruken kartong
Inkluderat i E1-E4 nedan, men används till emissionsberäkning (1).
Diesel antas.



Figur 11.1. Flödesschema vätskekartong

E2 Transport skog - bruk
0,102 MJ/kg bestruken kartong (1). Inkluderat i E1-E4 nedan, men används till emissionsberäkning.

E3 Produktion av hjälpkemikalier. MJ/kg bestruken kartong (1):

Na ₂ SO ₄	0,0020 MJ _{th} /kg	0,0012 MJ _{el} /kg
NaOH	0,0339 MJ _{th} /kg	0,0536 MJ _{el} /kg
CaO	0,0200 MJ _{th} /kg	0,0007 MJ _{el} /kg
Summa	0,0559 MJ _{th} /ton	0,0555 MJ _{el} /kg

Inkluderat i E1-E34 nedan, men används till emissionsberäkning genom att emissionsfaktorer för olja läggs på den termiska energin.

E1-E4 Framställning av bestruken kartong (1):

	MJ/kg bestruken kartong
Elenenergi	2,730
Olja	5,168
Energi i vedråvara	25,593
Gas	2,831
Fastbränsle	1,088
Energiåtervinning	-0,888

Energibehovet inkluderar massa- och kartongproduktion, transporter till fabrik och framställning av hjälpkemikalier.

E5 Framställning av LDPE-granulat (räknat efter förutsättningar givna i kapitel 6, från oljeutvinning t o m LDPE-granulat).

60,4 MJ_{th}/kg

8,01 MJ_{el}/kg

E6 Transport av polyetengranulat
450 km lastbil (1).

E7 Transport av bestruken kartong
Frövifors-Lund 500 km tåg (1).

E8 Laminering och skärning (1)

El 5,302 kWh/1000 förpackningar = 0,691 MJ/kg laminat

Gas 0,869 kWh/1000 förpackningar = 0,113 MJ/kg laminat

- E9** Transport till mejeri
280-300 km, lastbil (1).
- E10** Transport konsument-deponi
15 km, närdistribution
- E11** Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg
- E12** Transport konsument-avfallsförbränning
18 km, närdistribution
- E13** Avfallsförbränning
90% verkningsgrad, 21,4 MJ/kg laminat med kartongen vid 6% fukthalt.
- E14** Transport aska
Antag 10 km, lastbil. Det antas att 2/3 av bestrykningen utgörs av oorganisk substans samt att den obestrukna kartongens askhalt är 2%. Detta ger en askhalt, räknat på hela laminatet av 8,9%.
- E15** Deponi
Elenergi 0,19 kWh/ton = 0,0007 MJ/kg
Bränsle 0,83 kg diesel/ton = 0,035 MJ/kg
- E16** Transport till återvinning
Sättes till 400 km, lastbil
- E17** Återvinning
Ångförbrukning 4,8 GJ/ton kartong, med ångan till 20% framställd ur olja och till 80% framställd ur el (3). Med antagande om 99% verkningsgrad för ånggenerering från el och 90% verkningsgrad för ånggenerering ur olja fås:
3,88 MJ el/kg kartong
1,07 MJ olja/kg kartong

El om 770 kWh/ton kartong = 2,77 MJ/kg kartong tillkommer för pumpar, malning och hantering i övrigt (3).

E18 Transport av återvunnen kartong

Sättes till 500 km, lastbil

E19 Transport av rejekt (plast och fiberrejekt) till deponi.

Sättes till 10 km, lastbil.

11.4 Emissioner

E4 Kartongframställning

Följande emissioner uppstår i massa - och kartongproduktionen, g/kg bestruken kartong (1):

Till luft	Stoft	2,0
	SO ₂	0,9
	NO _x	0,833
Till vatten	BOD7	1,2
	COD	9,7
	Susp	0,3
Till mark	Fast avfall	12,0

Utsläpp av koldioxid från förbränning av olja och gas tillkommer. De har delvis tagits hänsyn till då emissionsfaktorer lagts på bränsleförbrukning vid produktion av hjälpkemikalier och på dieselförbrukning. Resterande CO₂-utsläpp från olja och gas uppgår till ca 500 g/kg bestruken kartong.

E5 Polyetenproduktion

Följande emissioner uppkommer vid framställning av 1 kg LDPE-granulat (räknat efter förutsättningar givna i *kaptel 6. Polyeten*, från oljeutvinning till granulat):

Till luft	SO ₂	0,933 g/kg
	NO _x	1,38
	CO	0,040
	HC	11,16
	CO ₂	1043
	stoft	0,097
Till vatten	COD	0,067
	totN	0,017
	fenol	0,0004
	olja	0,027
	TOC	0,025
Till mark	aska	0,015

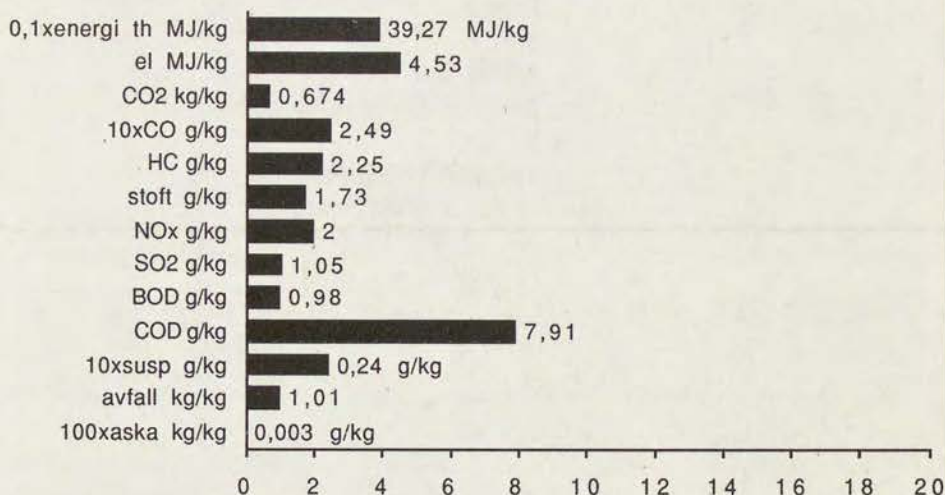
E7 Återvinning

COD	7,9 g/kg kartong
suspenderat	1,3 g/kg kartong (3)

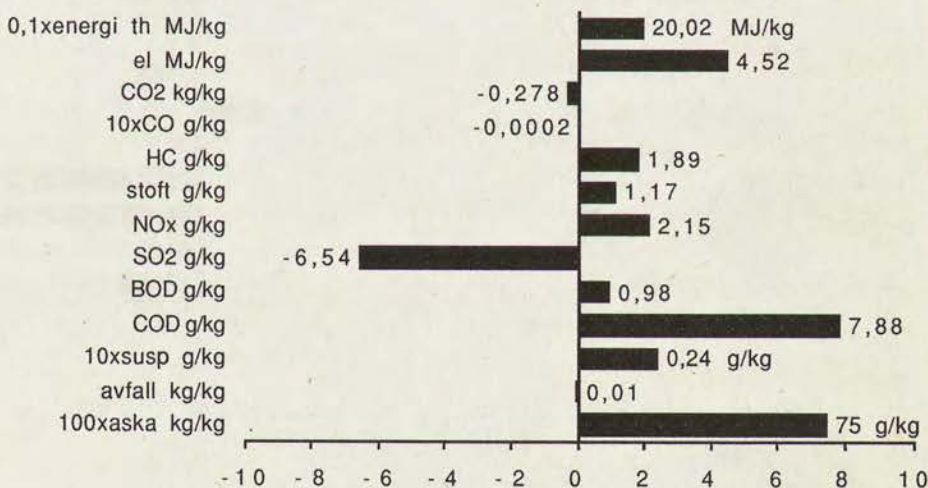
Emissionsfaktorer enl tabell 2.2. läggs på energierna E₁-E₃, E₈ och E₁₇, samt på transporter. Emissioner från avfallsförbränning beräknas enl avsnitt 2.5. Vid beräkning av stoft och askemissioner från avfallsförbränning har antagits att bestrykningen till 2/3 består av oorganisk substans. Uppgift om dess sammansättning har inte gått att få fram, däremot har den ett värmevärde på ca 8 MJ/kg. Från uppgiften om värmevärdet har antagandet om askinnehåll har gjorts.

11.5. Resultat

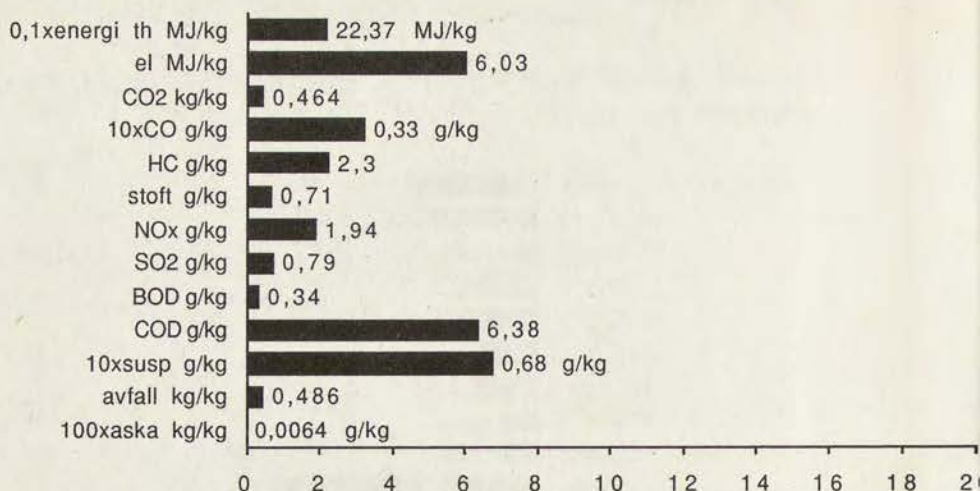
Resultaten av beräkningarna redovisas i följande figurer. En mer detaljerad redovisning ges i bilaga5.



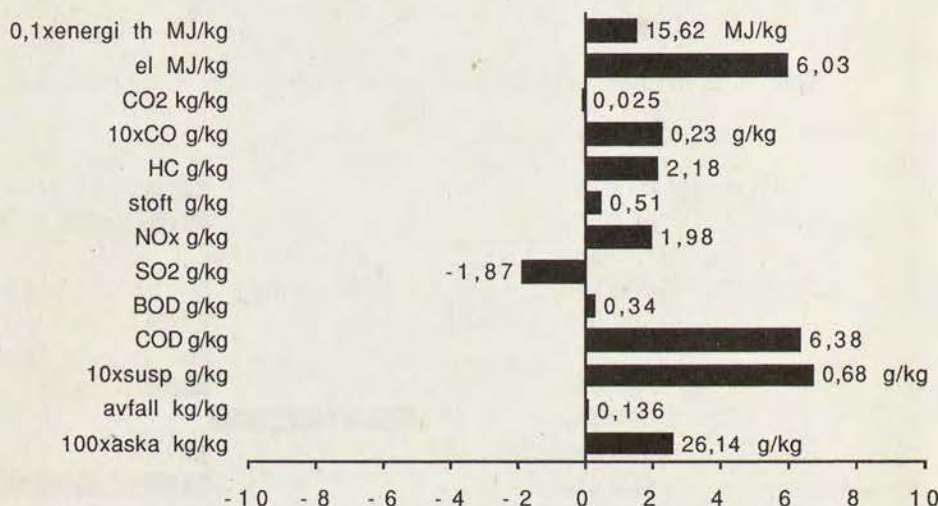
Figur 11.2. Miljöprofil vätskekartong, ingen återvinning, avfall till deponi



Figur 11.3. Miljöprofil vätskekartong, ingen återvinning, avfall till förbränning.



Figur 11.4. Miljöprofil vätskekartong, 65% återvinning av fiber, avfall till deponi



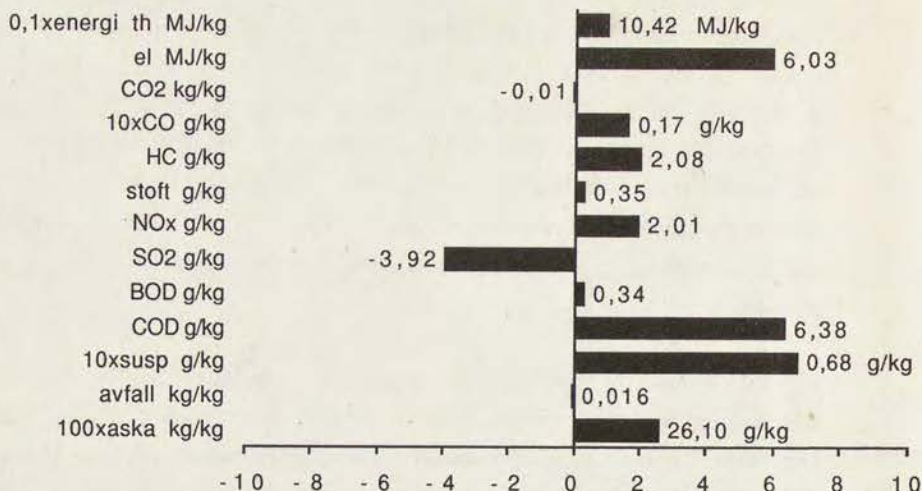
Figur 11.5. Miljöprofil vätskekartong, 65% återvinning av fiber, avfall till förbränning

En jämförelse av figurerna 11.2 och 11.3 visar att ca hälften av den insatta termiska energin kan återvinnas genom förbränning av använd kartong. En del av utsläppen till luft minskar vid avfallsförbränning, beroende på att

samtidigt som emissioner från avfallsförbränningen adderats har emissioner från motsvarande förbränning av olja subtraherats. Detta beräkningssätt ger också upphov till negativa utsläpp av svaveldioxid och koldioxid vid avfallsförbränning. Utsläppet av kväveoxid ökar något vid avfallsförbränning beroende på att NO_x -utsläppet från avfallsförbränning överstiger NO_x -utsläppet från motsvarande oljeförbränning. Utsläppen till vatten blir desamma oavsett om avfallet förbränns eller inte, utom för COD där en liten reduktion erhålls, också beroende på avdraget av emissioner från oljeförbrukning.

Figur 11.4 visar att energibehovet ökar om 65% av fibern återvinns och resten av använda förpackningar deponeras, jämfört med om hela avfallet förbränns (fig 11.3). Däremot minskar behovet av termisk energi om 65% av fibern återvinns och resten av använda förpackningar förbränns (fig 11.5). Elbehovet blir högre för återvinning (fig 11.4 och 11.5) beroende på att större delen av energibehovet hos Fiskeby Board tillfredsställs med el. Utsläppet av COD minskar något vid fiberåtervinning, medan utsläppet av suspenderade ämnen ökar. Minskningen i BOD är inte relevant, eftersom uppgift om BOD-utsläpp saknas för återvinningsprocessen. En jämförelse av figur 11.3 (ingen återvinning, förbränning av använda förpackningar) med figur 11.5 (65% fiberåtervinning och förbränning av använda förpackningar) visar att vissa av utsläppen till luft minskar vid återvinning medan andra ökar.

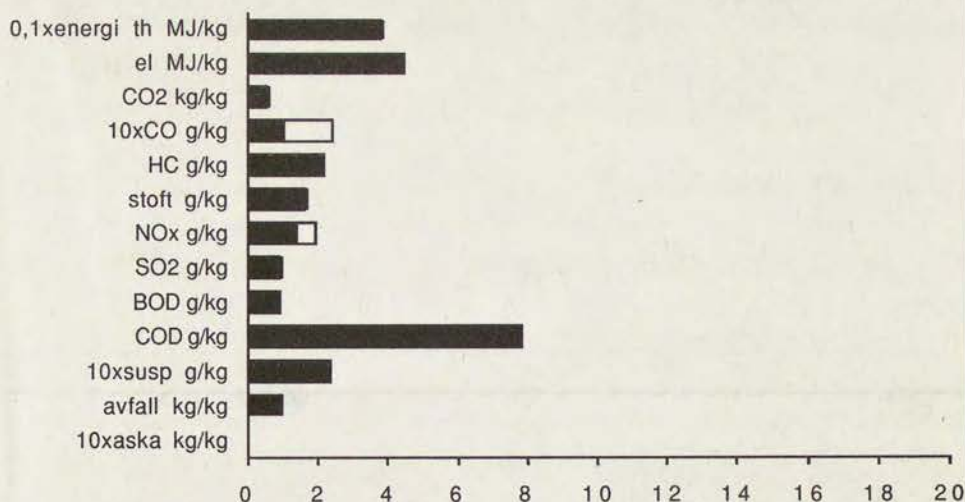
Om även den plast som skiljs ifrån i återvinningsprocessen antas förbrännas (fig 11.6) minskar behovet av termisk energi ytterligare. Utsläppen till vatten blir desamma som om plastrejektet inte förbränns. Fortfarande ökar vissa av utsläppen till luft, medan andra minskar, jämfört med engångsanvändning följt av förbränning (fig 11.3).



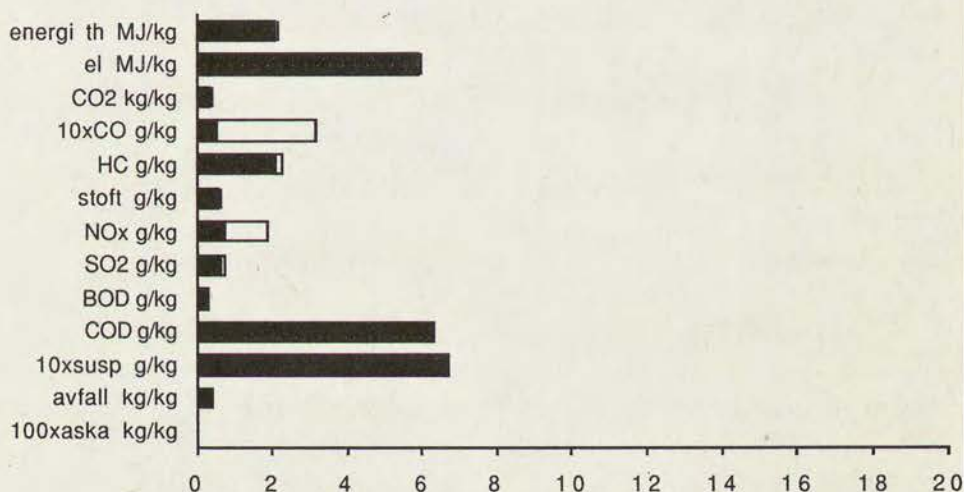
Figur 11.6. Miljöprofil vätskekartong, 65% återvinning av fiber, avfall till förbränning, plastrejekt till förbränning.

Figurerna 11.7 och 11.8 visar hur stor andel av miljöbelastningen som transporterna står för. Utan återvinning (fig 11.7) härrör ca 60% av CO-utsläppen och ca 30% av NO_x-utsläppen från transporter. Med återvinning (fig 11.8) härrör ca 80% av CO-utsläppen och ca 60% av NO_x-utsläppen från transporter. Transporterna svarar för en mindre del av energibehovet.

Miljöbelastningen från transporter är högre vid återvinning än utan återvinning. Möjligen är antagandet, att all återvunnen kartong transporteras ut från återvinningsanläggningen med lastbil, inte realistisk, vilket i så fall ger en alltför negativ bild av återvinning.



Figur 11.7. Miljöprofil vätskekartong, ingen återvinning, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt) och övrig (svart).



Figur 11.8. Miljöprofil vätskekartong, 65% återvinning av fiber, avfall till deponi. Uppdelat på transporter (vitt) och övrig (svart).

Referenser

1. Sundström, G, "Tetra Brik Lifecycle Environmental Inventory".
Miljöbalans Gustav Sundström AB, Malmö 1991.

Muntlig kontakt

2. Erik Sandberg, Tetra Pak
3. Håkan Grangård, Fiskeby Board

12. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Den generella slutsats som kan dras av undersökningen är att energibehov och emissioner minskar om förpackningsmaterial återvinns eller återanvänds, samt att energinnehållet i den inte återvunna/återanvända andelen av de brännbara materialen bör tas tillvara genom förbränning.

Här följer en kort redogörelse för de slutsatser som kan dras för varje material.

För aluminium är minskningen stor i både energibehov och emissioner om materialet återvinns. Aluminium bör återvinnas så långt det praktiskt är möjligt. Aluminiumfolie i laminat är dock svåråtkomlig för återvinning. En viss miljövinst görs om den förbränns istället för att deponeras.

Återvinning av både stålplåt och bleckplåt (förtennad plåt) ger minskning av miljöbelastning och energibehov. Praktiska svårigheter finns vad avser återvinning av bleckplåt, p g a att halten av tenn är begränsande i omsmältningen.

En viss minskning i energibehov och utsläpp erhålls om glas återvinns jämfört med om det framställs av jungfruliga råvaror. Dessutom minskar uttaget i naturen av råvaror samtidigt som avfallsvolymen minskar. Mycket större besparingar erhålls om glas istället återanvänds. Denna slutsats gäller också om man tar hänsyn till att en returförpackning väger mer än en engångsförpackning av glas.

Båda typerna av polyeten, LDPE som används i filmer eller HDPE i formblåsta produkter som t ex flaskor, kan återvinnas. Återvinning av HDPE ger en minskning av utsläppen, och förbrukning av termisk energi, men en marginell ökning av elbehovet. Återanvändning däremot ger genomgående en minskning av både emissioner och energibehov. LDPE kan återvinnas med minskning av emissioner och energibehov. Ett allmänt problem är kvalitetsförsämring vid återvinning, t ex blandas olika färger, vilket kan lösas genom att den återvunna produkten färgas svart. Också blandningen av tillsatser i plaster från olika användningsområden kan ge avsättningsproblem.

Expanderad polystyren kan återvinnas till vanlig polystyren i formgods, t ex galgar. Trots att expanderad polystyren är en mycket skrymmande last kan

den transporteras med lastbil till återvinning 3 600 km innan bränsleförbrukningen överstiger plastens värmeinhåll. Räknat på utsläppen blir sträckan kortare. Kortast blir den om man räknar på kväveoxidutsläpp då den kan transporteras 300 km innan kväveoxidutsläppen överstiger dem som erhålls vid engångsansvändning följt av förbränning.

Träförpackningar kan rimligen inte materialåtervinnas, däremot kan de med fördel återanvändas. Så sker också i stor utsträckning med t ex lastpallar. Miljöbelastningen och energibehovet skulle minska om engångsförpackningar och kasserade returförpackningar i högre grad gick till avfallsförbränning. Oftast utgörs de av transportförpackningar, som idag går som industriavfall, varför en förhållandevis liten andel förbränns.

Wellpapp är ett material som redan idag återvinns i stor utsträckning. Ett fungerande system existerar för insamling från butiker. Stora vinster i energibehov kan göras om wellpappen återvinns jämfört med om den framställs av jungfruliga råvaror. Syreförbrukande ämnen (COD) ökar vid återvinning, medan utsläppen av suspenderade ämnen minskar. Utsläppen till luft är genomgående lägre för materialåtervinning följt av deponi, än för engångsansvändning följt av deponi. Däremot ökar vissa av utsläppen till luft, medan andra minskar, vid en jämförelse av engångsansvändning följt av förbränning med materialåtervinning följt av förbränning. Förbränning av ej återvunnen wellpapp är ett bättre alternativ än deponering.

Stärkelse som stötdämpande fyllmaterial är ett nytt förpackningsmaterial. Processenergin för att framställa materialet är relativt liten, varför en stor andel av den insatta termiska energin kan återvinnas vid förbränning.

Återanvändning med förbränning av ej återanvänd andel ger lägre energibehov och utsläpp än engångsansvändning följt av förbränning, men blir förmodligen både utrymmeskrävande och opraktiskt. Produkten är tänkt att konkurrera med andra lösfnllnadsmaterial. En jämförelse med expanderad polystyren visar att stärkelse ger lägre energibehov och lägre utsläpp av kolväten och svaveldioxid. Däremot ger tillverkning av handelsgödsel upphov till utsläpp av gödande ämnen till vatten.

För vätskekartong erhålls ingen tydlig skillnad om materialet efter användning förbränns eller om dess fiberinnehåll återvinns. Förbrukningen av termisk energi minskar medan elanvändningen ökar, beroende på att elgenererad

ånga används i den återvinningsprocess som data hämtats från. Utsläppen av kväveoxid minskar något vid återvinning, medan utsläppen av kolväten och koloxid ökar. Detta beror dels på det ökade transportarbetet till återvinningsanläggningen, samt på att plasten inte antagits återvinnas. Dessutom har en ansats om lastbilstranport av återvunnen fiber gjorts.

13. JÄMFÖRANDE LIVSCYKELANALYS AV MJÖLKFÖRPACKNINGAR

13.1. Systembeskrivning

En jämförelse av olika system för mjölkförpackningar har utförts. Jämförelsen omfattar stålkosystemet, med glas- eller polykarbonatflaska, returflasksystem med glas- eller polykarbonatflaska samt mjölkkartong.

Stålkosystemet innebär att mjölken fylls i en tank på mejeriet. Tanken körs ut till butik, där den placeras i ett kylskåp. Konsumenten fyller sedan en egen, medhavd flaska ur tanken. Konsumenten är själv ansvarig för diskning av flaskan, som kan vara av glas eller polykarbonat. Den till stålkon hörande tanken återtas av mejeriet och diskas före återfyllning. Försök med distribution av mjölk via stålko pågår i Stockholm och Skåne.

Returflasksystem innebär att mjölken fylls på flaskor i mejeriet och sedan distribueras till butik. Flaskan återlämnas till butik av konsumenten, varifrån den återtas av mejeriet som diskas den före förnyad fyllning. Flaskan kan bestå av polykarbonat eller glas. Ingen distribution av mjölk i returflaskor förekommer i Sverige.

Det i Sverige helt dominerande systemet för distribution av mjölk utgörs av mjölkkartonger, bestående av polyetenbelagd kartong. Mjölken fylls i kartonger på mejeriet och distribueras till butik. Efter att kartongen tömts, slängs den och hamnar i den kommunala avfallshanteringen, där den antingen förbränns eller deponeras.

Nedan följer en beskrivning av de förutsättningar under vilka beräkningarna är gjorda. Tryckning av etiketter respektive kartonger är inte inkluderade i beräkningarna.

13.2. Konsumentförpackningar

13.2.1. Stålkoflaskor

I de försök som pågår med distribution av mjölk via stålko används en flaska av vitt glas med en volym av 1 liter. Glasflaskan väger 400 g och förslutes med ett vitlackerat lock av förtennad plåt med PVC-packning (8,01 g stål, 1,20 g PVC) (12). Ingen etikett används på flaskan i stälkosystemet. I det följande kommer att räknas med ett trippital av 100 för glasflaskan. Detta trippital innebär att glasflaskan håller i ett års tid för en konsument som fyller sin flaska två gånger per vecka. Ett alternativ är att använda en flaska av polykarbonat. En sådan flaska väger 70 g och antas försedd med ett lock av 3,5 g polypropen. För flaskan av polykarbonat antas ett trippital på 200. Locken antas ha samma livslängd (samma trippital) som flaskorna.

Vid beräkning av miljöbelastning från tillverkning av glasflaskan används de förutsättningar som givits i *kapitel 5. Glas*. En krossinblandning av 50% antas vid tillverkning av flaskan. Tillverkning av polykarbonatflaskan beskrivs i bilaga 3. Materialet i flaskan antas inte återvinnas. Miljöbelastning från tillverkning av stål till locket beräknas enligt förutsättningar i *kapitel 4. Stålplåt*, och från tillverkning av PVC enligt bilaga 4. För polypropen antas samma energibehov och emissioner som för polyeten (kapitel 6).

13.2.2 Returflaskor

En returflaska av glas (1 liter) kan väga allt mellan 340 g (1) och 600 g (2). Vikten 600 g gäller en äldre typ av flaskor, medan nyare returflaskor väger mindre. Här räknas med en vikt av 400 g, vilket är detsamma som för flaskan till stälkon. En returflaska för mjölk bör bestå av färgat glas för att undvika s k solsmak hos mjölken. Färgat glas medger en högre krossinblandning än vitt glas (se *kapitel 5. Glas*). Därför används en krossinblandning av 70% vid beräkning av miljöbelastning från tillverkning av flaskan. Ett trippital av 30 används vid beräkningarna. En flaska för öl och läsk används idag ca 30 ggr, och det är rimligt att tänka sig ett minst lika högt tal för en mjölkflaska i ett väl utbyggt system med ett stort antal butiker som kan ta emot använda flaskor. Flaskan måste förses med en förslutningsanordning av något slag. I de på kontinenten befintliga systemen används företrädesvis stälkapsyler (1). I det

följande räknas med en stål kapsyl bestående av 3,5 stål och 0,9 g PVC (2). Flaskan antas försedd med påträdd polyetenetikett (2 g), s k "sleeve", som följer med tillbaka till mejeriet där den skärs loss. En återvinningsgrad av 90% antas för etiketterna. Tillverkning av glas enl kapitel 5, stål kapitel 4, polyeten kapitel 6 och PVC bilaga 4.

Polykarbonatflaskor för mjölk finns utvecklade och används i bl a USA, Schweiz och Nederländerna. En-litersflaskan väger 70 g och har fyrkantig botten för att passa in i det befinliga rullpallsystemet hos mejeri och handel. Flaskorna antas materialåtervinnas till 50% efter utsortering. Ett trippal på 100 används i beräkningarna (10). För ett högre trippal krävs en användning av diskmedel som inte är lutbaserade (11). Flaskan är försedd med engångslock av polypropen (3,5 g) och påträdd etikett av polyeten. Etiketten antas återvinnas till 90%, på samma sätt som för glasflaskan. Även locket kan återvinnas om det följer med flaskan tillbaka till mejeriet och samlas in där. För beräkningarna har antagits att locken följer med, och återvinns, på hälften av flaskorna. För tillverkning av polykarbonat se *bilaga 3*.

Polykarbonatframställning och för tillverkning av polyeten kapitel 6. För polypropen antas samma energibehov och utsläpp som för polyeten.

13.2.3 Kartongförpackningar

Kartonger för mjölk finns i två utföranden, tegelstensförpackningar och gaveltopförpackningar. Tegelstensförpackningen består av oblekt kartong och polyeten, och har en lägre vikt än gaveltopförpackningen, som dessutom innehåller blekt kartong. Tegelstensförpackningen kan packas tätare, och är därmed effektivare ur distributionssynpunkt. I det följande representeras kartongförpackningar av tegelstensförpackningarna. Sammansättning och framställning av kartongen beskrivs i *kapitel 11. Vätskekartong*. En tegelstenskartong för 1 liter mjölk väger 27,62 g (3).

Tabell 13.1. Sammanfattning konsumentförpackningar

System	Tripptal	Vikt	Lock	Etikett
Ståлко				
- glas	100	400 g	8,0 g stål 1,2 g PVC	-
- PC	200	70 g	3,5 g PP	
Retursystem				
- glas	30	400 g	3,5 g stål 0,9 g PVC	2 g PE
- PC	100	70 g	3,5 g PP	2 g PE
Engångssystem				
- vätskekartong	1	27,62 g	-	-

13.3. Lastbärare

Tanken till ståлкоп rymmer 120 l och upptar samma yta som en rullpall. Det krävs en ökning av transportbehovet med 50% för ståлкоп jämfört med kartonger av tegelstenstyp. Tanken är av rostfritt stål och väger 44,5 kg. Om tanken antas hålla i 10 år och fylls 3 ggr/vecka erhålls ett tripptal av 1560. En engångs slang av PVC (44 g) används för tömning av tanken i butik (12).

För glasflaskorna existerar olika typer av backar. Arla (12) uppger att en tysk glasflaska transporteras i backar som rymmer 6 liter per back, och att 3 sådana backar tar samma yta som en rullpall. Om backen är lastbärande är det rimligt att tänka sig stapeln 5 backar hög, vilket skulle ge en sammanlagd vikt för mjölk, glas och backar på 202 kg för 120 liter mjölk, att jämföra med 205 kg för en rullpall full med tegelstensförpackningar (180 liter). Således krävs en ökning av transportkapacitet och kylagerutrymmen med 50% för returglasflaskor i jämförelse med tegelstenskartonger. Backen antas väga 1,2 kg. Ett tripptal av 750 antas för backarna.

Polykarbonatflaskor antas transporteras i backar av polyeten, med 15 l/back och en backvikt av 0,7 kg. Ett tripptal av 750 antas för backarna.

En-liters tegelstenskartonger transporteras 180 st i rullpall av stål (12). Det existerar också ett antal olika plastbackar för kartonger. Endast rullpallen beaktas som lastbärare för kartonger. En rullpall uppges väga 20 kg (13) och ha en livslängd av ca 10 år. Om pallen fylls 2 ggr per vecka under en tioårsperiod erhålls ett trippantal av 1000. Data enl *kapitel 4. Stålblåt*, används vid beräkning av rullpallens miljöbelastning.

Tabell 13.2. Sammanställning lastbärare

System	material	vikt, kg	trippantal	l mjölk/ytenhet
Stålko	rostfritt stål	44,4	1000	120
6 l back (glas)	PE	1,2	750	120
15 l back(PC)	PE	0,7	750	180
Rullpall (kartong)	stål	20	1000	180

13.4. Mejerihantering

13.4.1 Disk av stålkon

Disk av stålkon sker med 40 l vatten vid 95°C följt av 40 l vid 80°C och 40 l vid 70°C. Vattnet värme från 45°C (12). Varmvattengenereringen antas ske med hjälp av gas med en verkningsgrad av 90%. Detta ger ett energibehov av 18,4 MJ/tank motsvarande 153 MJ/1000 l. Diskmedelsförbrukningen uppgår till 0,32 kg NaOH/tank och 0,2 kg salpetersyra/tank (12).

13.4.2 Disk av returglas

Skilda uppgifter om disk av returflaskor förekommer i litteraturen. Nedan följer en sammanställning:

Tabell 13.3. Energibehov och konsumtion av lut och vatten vid flaskdisk. MJ/1000 flaskor, kg NaOH/1000 flaskor, liter vatten/1000 flaskor.

Källa	Energibehov		Lutbehov	Vatten- förbrukning
	El	Termisk energi		
Südmilch från Golding (1)		74 MJ _{th} eq	0,23	330
Breisgaumilch från Golding (1)		90-109 MJ _{th} eq	0,28	250-1500
Francke från Golding(1)	5,4	81	2,8	500-1800 (1000)
Pommer (4)	-	123	0,4	420
Nunn från Sundström (5)	9,3	103	5,3	
Sundström (6) 33cl ¹⁾	6,5	127 ²⁾	5,3	380
Sundström (6) 1liter	6,2	172 ²⁾	5,3	890
Sundström (6) PET ³⁾	6,2	63 ²⁾		1,0

1) Värden gäller per 1000 st 33 cl flaskor

2) Inkl ett tillägg på 14% för utvinning, raffinering och transport av bränsle

3) Värden gäller per 1000 st 1,5 l flaskor. PET diskas vid lägre temperatur än glas och polykarbonat.

Medelvärdet för elbehov ligger på 6,7 MJ/1000 flaskor. Detta värde används till att från de angivna ekvivalenta energibehoven räkna ut ett behov av termisk energi, för att på så sätt kunna räkna ut ett medelvärde för behovet av termisk energi. Omräkningsfaktorn 3 har använts vid omräkning av el till primärenergi. Diskning av PET-flaskor tas ej med vid beräkningen av medelvärde för termisk energi, eftersom dessa flaskor diskas vid lägre temperatur. Det påslag om 14% enligt fotnot 2 som gjorts på vissa av värden för termisk energi räknas ifrån, eftersom sådana påslag inte har gjorts på andra bränsleförbrukningar i denna rapport. Ett medelvärde av 100 MJ termisk energi/1000 flaskor erhålls. Olja antas.

Stora skillnader finns i uppgifterna om lutförbrukning. Beräkningarna utgår från en förbrukning av 2 kg NaOH/1000 flaskor, räknat som ren NaOH. Miljöbelastning och energibehov för framställning av NaOH finns beskrivet i *kapitel 3. Aluminium*.

13.4.3. Disk av backar

En diskmaskin för backar och tråg diskar 97.500 enheter per vecka, till en elförbrukning av 3.600 kWh/vecka och en ångförbrukning av 4.200 kg ånga/vecka. Ångan genereras i gaspanna och har ett tryck av 4 bar (14). Verkningsgraden 90% vid ånggenerering antas.

För backar med 6 l/back erhålls:	Gas 17,02 MJ/1000 l mjölk
	El 22,15 MJ/1000 l mjölk

För backar med 15 l/back erhålls:	Gas 6,81 MJ/1000 l mjölk
	El 8,86 MJ/1000 l mjölk

Rullpallar diskas inte vid varje tripp eftersom lagren i hjulen inte tål det. De spolats i stället av manuellt emellanåt. Energibehovet för denna spolning försummas.

13.4.4. Fyllning av mjölkförpackningar

Energi för fyllning av strålkon försummas.

Fyllning av flaskor uppgår till 2,9-3,4 MJel/1000 flaskor (5,6,7). Medelvärdet 3,2 MJel/1000 l används i beräkningarna.

Fyllning av kartonger drar 8 MJel/1000 l mjölk (5).

13.4.5. Kylbehov i mejeri

Den förpackade mjölken kyllagras på mejeri före distribution. Enligt en energikartering i Helsingborgs mjölkcentral (8) åtgår 9,3 MJel/1000 l mjölk. Ett 50% högre energibehov beräknas för stålko och returglas, p g a det sämre utnyttjandet av kylutrymmet.

13.5. Distribution

Arla (12) uppger att en mjölkbil i medeltal lastas med 30 rullpallar (5400 l mjölk), varvid den kör 62,3 km till en drivmedelsförbrukning av 0,31 l diesel/km. Vid maximal lastning finns det plats för 40 rullpallar. Dessa data utnyttjas, med ett påslag om 50% för stålkon och returglas. Returflaskor av polykarbonat är lika transporteffektiva som tegelstensförpackningar.

Ingen ökning av transportarbetet antas ske till följd av återtagandet av returförpackningar. Tomma förpackningar (stålko eller flaskor) antas transporteras tillbaka i ledig lastkapacitet i levererande bil.

13.6. Kylning i butik

Stålkon placeras inte i butiken normala kylrum, utan i ett speciellt kylskåp. Detta har en effekt av 600 W. Vid antagande om att kylaggregatet arbetar hälften av tiden, och om att varje tank står i butiken 56 h, fås ett elbehov av 504 MJ/1000 l mjölk. Ingen mätning av det verkliga elbehovet finns. Fyllning av konsumentens flaska anats ingå i det använda elbehovet för kylning.

Kylbehovet i butik för styckförpackad mjölk varierar mycket beroende på om förvaringen sker i öppna kyldiskar eller i kylrum med glasdörrar, och också beroende på hur lång tid mjölken förvaras där. En butikskedja som nästan uteslutande använder kylrum med glasdörrar uppger en genomsnittlig elförbrukning för kylrum på 80-100 W/m³. Mjölk intar en mellanställning i temperaturkrav och skulle således kräva ca 90 W/m³. Rummen bedöms vara fyllda till ca 50%. Uppehållstiden varierar mycket, från några timmar i en stormarknad till några dagar i servicebutiker (15). Med antagande om två dygns uppehållstid erhålls en elförbrukning av 31 MJ/1000 l mjölk. För returflaskor av glas räknas med en 1,5 gånger högre elförbrukning p g a det större volymbehovet.

13.7. Konsument

Hemtransport av mjölk och kylning av mjölk hos konsument lämnas utanför jämförelsen, då dessa poster kan antas vara desamma oavsett förpackning.

Däremot skall stålkoflaskan diskas av konsumenten. Det antas att 50% av flaskorna diskas i maskin. En undersökning av konsumentverket anger att en diskmaskin för 14 kuvert drar 280 kWh/år om den går 4 ggr/vecka. Med antagande om att en flaska motsvarar 0,75 kuvert erhålls en elförbrukning av 260 MJ/1000 flaskor.

För handdisk antas en varmvattenförbrukning (50°C) av 1,5 l. Om vattnet värms från 10°C erhålls 250 MJ/1000 flaskor.

13.8. Avfallshantering

Av det avfall som uppstår hos mejeri och konsument (utsorterade flaskor, lock och etiketter) antas 55% gå till avfallsförbränning och resten, 45%, till deponi. Fördelningen mellan förbränning och deponering motsvarar vad som idag uppnås för hushållsavfall (9).

13.9. Avloppsrening

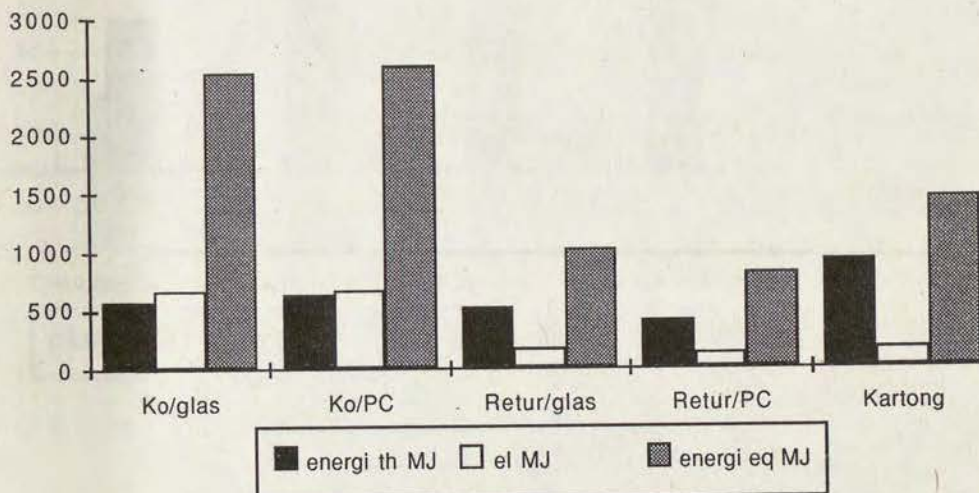
Arla uppger ett spill i flaskan av 2-3 ml mjölk, och att mellanmjölk innehåller 135 g COD/l mjölk (12). Detta ger ett utsläpp från flaskdisken till reningsverket på 0,3375 kg COD/1000 l mjölk. Samma utsläpp av COD från disk beräknas oavsett om flaskan diskas i hemmet eller på mejeri.

Spillet från stålkon uppgår för närvarande till 5 liter per 120 liter. Det är emellertid tekniskt möjligt att reducera spillet till 0,75 l/stålko, d v s 6,25 l/1000 liter mjölk (12), vilket räknas med i det följande. Utsläppet av COD från diskningen av stålkon blir då 0,843 kg COD/1000 l mjölk till reningsverk.

Avskiljningsgraden av COD i reningsverk uppgår till 80-90%, 84% för Ryaverken i Göteborg. Elförbrukningen där uppgår till 1,57 MJ/kg inkommande COD (16).

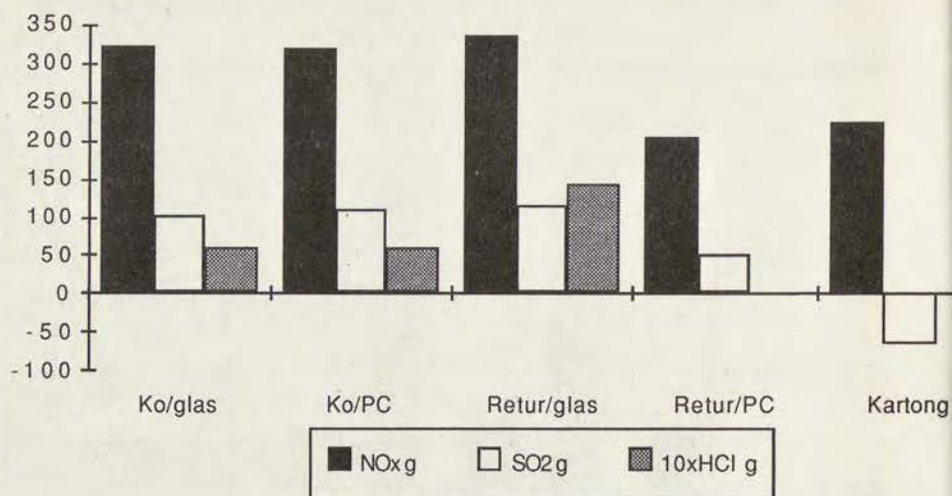
13.10. Resultat

Resultaten av beräkningarna redovisas i följande diagram.



Figur 13.1. Energibehov för olika mjölkförpackningssystem. MJ/1000 liter mjölk.

Figur 13.1 visar energibehovet för respektive förpackningssystem, redovisat dels som termisk energi och elenergi, dels som energiekvivalenter, där elenergin multiplicerats med en faktor 3 och sedan adderats till den termiska energin. Som framgår har stålkosystemen högst förbrukning av ekvivalent energi, beroende på den höga elförbrukningen vid kylningen i butik. Retursystemen drar minst energi, med de lägsta värdena för polykarbonatflaskan. Vätskekartong har ett högt termisk energibehov, och ett något högre elbehov än retursystemen.



Figur 13.2. Utsläpp till luft av försurande ämnen för olika mjölkförpackningssystem. g/1000 iter mjölk.

Utsläpp av försurande ämnen till luft redovisas i figur 13.2. Utsläppen av kväveoxider blir högre för stålcosystemen och returglas än för vätskekartong och returflaska av polykarbonat, främst beroende på det ökade transportarbetet vid distributionen. Svaveldioxidutsläppen, som är lägre än kväveoxidutsläppen, är ungefär lika stora för stålko och returglassystemen och lägre för polykarbonatflaskan. För vätskekartong erhålls ett negativt värde för svaveldioxid, beroende på det avdrag som gjorts, vid beräkning av emissioner vid sopförbränning, för utsläpp från förbränning av motsvarande mängd olja. Utsläppen av saltsyra härrör från förbränning av PVC i lock och slangen till ståkon. I förhållande till SO₂ och NO_x-utsläppen är de små (obs annan skala på HCl-staplarna).

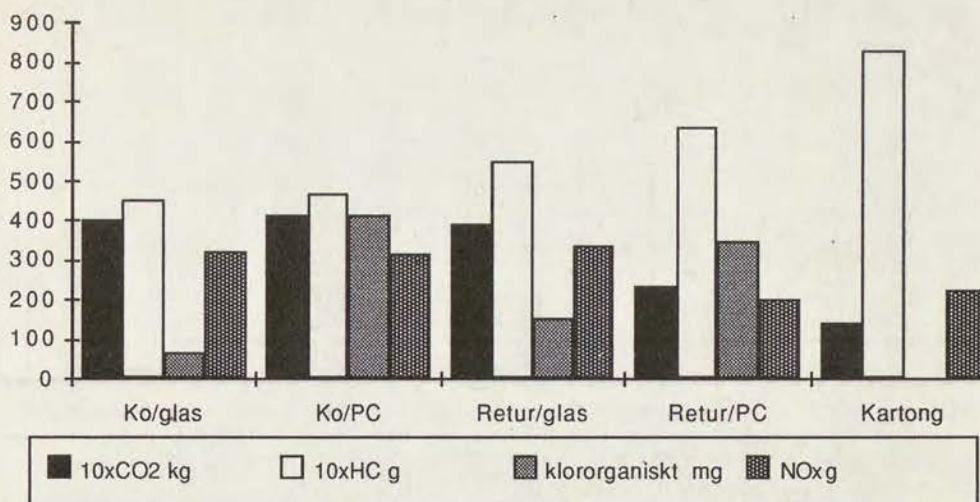
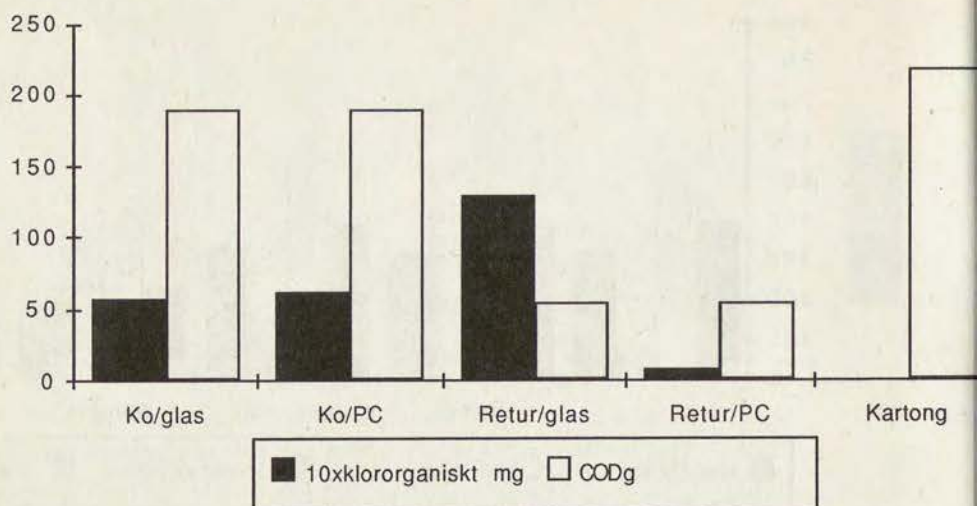


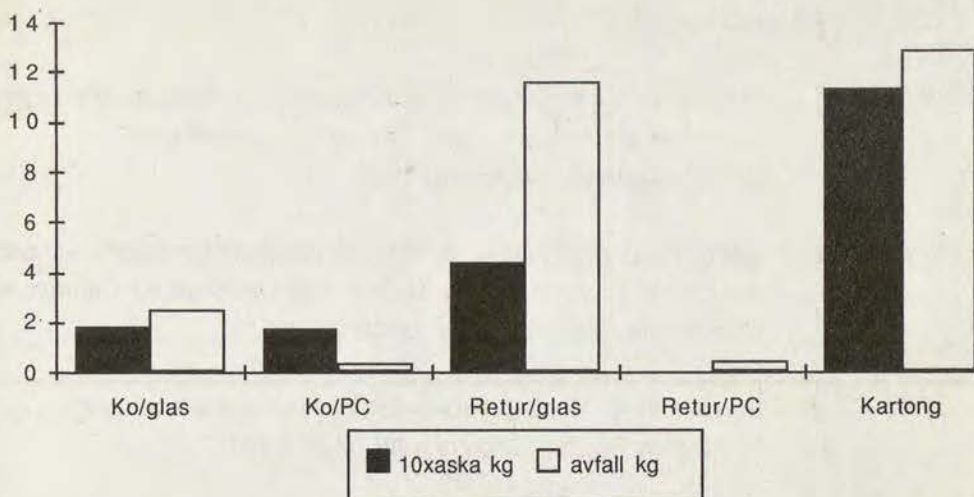
Fig 13.3. Övriga utsläpp till luft för olika mjölkförpacknings-system. g/1000 liter mjölk.

Övriga utsläpp till luft visas i figur 13.3, där NO_x finns med igen eftersom NO_x förutom att verka försurande också verkar gödande samt bidrar till bildningen av fotooxidanter. Det mest framträdande är utsläppen av klororganiska föreningar, som finns med för alla förpackningsalternativ utom vätskekartong. De härrör från tillverkningen av polykarbonat och PVC, och är mest framträdande för de förpackningsalternativ där polykarbonat ingår. Kolväteutsläppen är högst för vätskekartong, där de huvudsakligen härstammar från tillverkning av polyeten. De är lägst för stålkonssystemen. Utsläppen av koldioxid är högst för stålkon och returglasen, och lägst för vätskekartongen.



Figur 13.4. Utsläpp till vatten för olika mjölkförpackningssystem. g/1000 liter mjölk.

Utsläpp till vatten består dels av klororganiska ämnen, kopplade till framställning av främst PVC och i någon mån polykarbonat, dels av utsläpp av syreförbrukande ämnen (COD) från mjölkdisk resp massaprocesser. Utsläppen av klororganiska ämnen är störst för returglas som har den högsta PVC-förbrukningen. COD-utsläppen är av samma storleksordning för vätskekartong och stålkon, mindre för retursystemen. COD-utsläppet för stålkon är räknat på ett tekniskt minsta möjliga spill. I de pågående försöken är mjölkspillet mycket större, och därmed också COD-utsläppen. COD-utsläppen för vätskekartong uppstår vid kartongtillverkningen.



Figur 13.5. Avfall från olika mjölkförpackningssystem. kg/1000 liter mjölk.

Genereringen av avfall för de olika systemen redovisas i figur 13.5.

Avfallsvolymererna är störst för kartonger och returglas. För kartonger består huvuddelen av avfallet av deponerade använda förpackningar. Avfallet från returglas består dels av använt glas (70% antas återvinnas), dels av använda lock. Förutom det avfall som består av använd bleckplåt i kapsyler faller nästan lika mycket som processavfall vid ståltilverknningen. Avfallsmängderna för returflaska av polykarbonat samt stålko är väsentligt mindre. Mängden aska som uppstår vid förbränning av använda mjölkkartonger är osäker, eftersom sammansättningen på den bstrykning som askan härstammar från inte gått att få fram uppgift om. Askan från returglas och stålkon härrör i stor utsträckning från rökgasrening vid avfallsförbränning m a p HCl som bildas när PVC förbränns.

Det är inte självklart vilket system för mjölkförpackningar som är att föredra ur miljösynpunkt. En sådan bedömning kan inte göras utan en värdering av olika miljöeffekter. Klart är emellertid att returflaskan av polykarbonat har lägst energibehov, ger lägst avfallsmängder och ger upphov till lägst COD-utsläpp. Vätskekartong ger upphov till de lägsta utsläppen av försurande ämnen och koldioxid. Inte heller ger vätskekartong upphov till klororganiska ämnen, så länge som det rör sig om kartonger av tegelstenstyp, gjorda av oblekt kartong. Vätskekartong och returflaskor av polykarbonat ger högre kolväteutsläpp än returflaskor av glas och stålkosystemen.

Referenser

1. Golding, A "Gutacherliche Stellungnahme zu Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen". Institut für Energie- und Umweltforschung. Heidelberg 1989.
2. Mekel, O C L och Huppel, G, "Environmental effects of different package systems for fresh milk". CML-Mededelingen nummer 70. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden 1990.
3. Sundström, G, "Tetra Brik Lifecycle Environmental Inventory". Miljöbalans Gustav Sundström AB, Malmö 1991.
4. Pommer et al. "Miljømæssig vurdering av mælkeemballage. Returflasker av polykarbonat sammenlignet med engangs-papkartoner". Miljøprojekt nr. 168, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, København 1991.
5. Lundholm, M och Sundström, G, "Tetra Brik environmental profile". Malmö 1985.
6. Sundström, G, "Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl och läsk i Sverige". Miljöbalans Gustav Sundström AB 1990.
7. Lundholm, M och Sundström, G, "Tetra Brik Aseptic environmental profile". Malmö 1985.
8. Sagemo, K och Svensson, J, "Energikartering vid Helsingborgs mjölkcentral". Avd för kemisk apparatteknik, Tekniska högskolan i Lund 1977.
9. RVF, Svensk avfallshantering 1990". Malmö 1990.

Muntlig kontakt

10. Frank Maas och Ad Vos, General Electric Plastics, Bergen-op-Zoom, Nederländerna

11. Göran Bergström, Bayer Sverige AB
12. Ann Johansson, Arla Stockholm
13. Pelly
14. Stefan Holm, Arla Göteborg.
15. Stig Gunnarsson, KF-Väst
16. Ann Lyngå, Rya-verket Göteborg

14. JÄMFÖRANDE LIVSCYKELANALYS AV TRANSPORTFÖRPACKNINGAR FÖR VITVAROR

Utifrån de i föregående kapitlen utförda beräkningarna av miljöbelastningar för olika förpackningsmaterial har den totala miljöbelastningen av fyra faktiska emballage beräknats, med hänsyn till sammansättningen. Dessa resultat ger en viss uppfattning om hur olika belastningen på miljön blir för emballage med en given funktion, men med olika konstruktion.

14.1. Föresättningar

Emballagen har förutsatts delvis gå till avfallsförbränning med energiåtervinning, 55 % av totala mängden, och delvis gå till deponi, 45 % av totala mängden. Ingen återvinning av material har antagits denna beräkning. Sammansättningen hos emballagen framgår av tabell 14.1.

Tabell 14.1. Sammansättning av emballage

	Emballage 1 Kylskåp 1	Emballage 2 Kylskåp 2	Emballage 3 Tvättmaskin 1	Emballage 4 Tvättmaskin 2
Well	3,4		2,33	
Trä	0			8,5
EPS	0,37	0,91	0,75	0,5
PE+PP	0,0054	0,18	0,028	0,325
Stål	0,019		0,016	

14.2. Resultat

Resultaten sammanfattas i figurerna 1-4 på följande sidor. Eventuella jämförelser bör göras endast inbördes mellan emballage 1 och 2 (kylskåp) respektive mellan emballage 3 och 4 (tvättmaskiner), eftersom dessa två produktslag ställer något olika krav på emballaget.

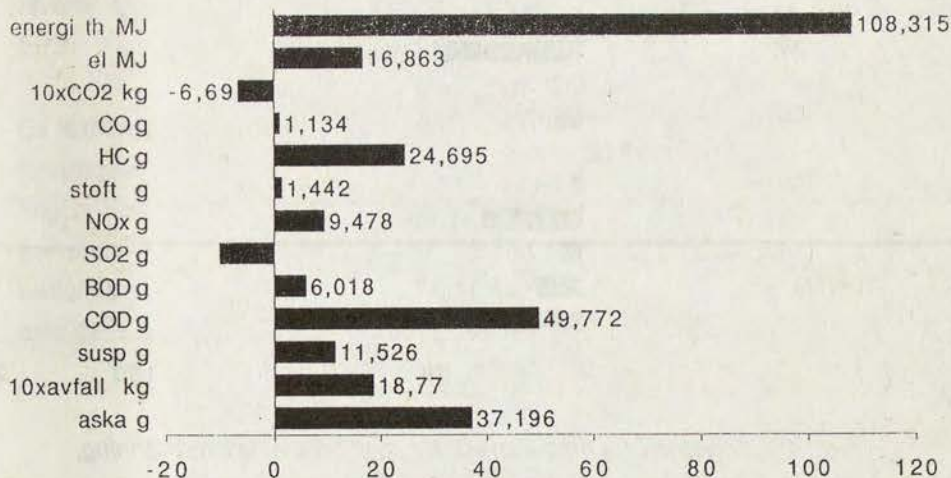


Fig 14.1. Miljöprofil för emballage 1, förutsatt 55% avfallsförbränning, 45% deponi

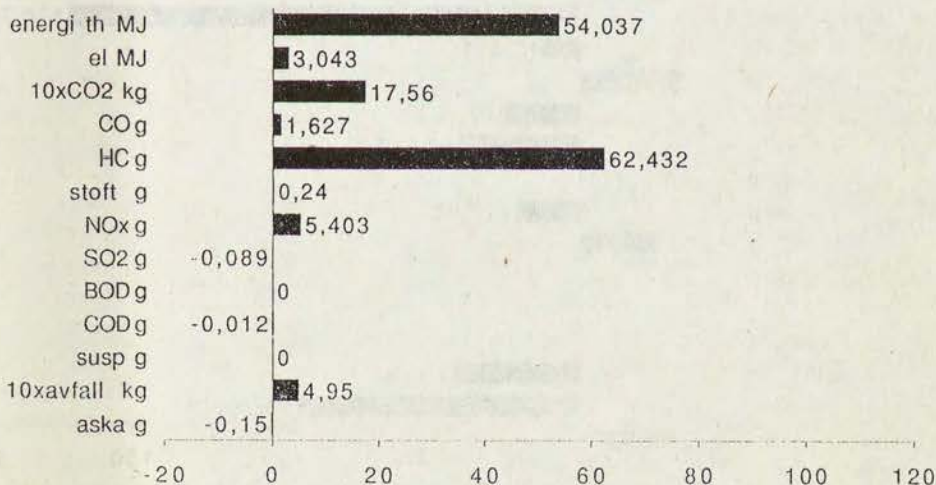


Fig 14.2. Miljöprofil för emballage 2, förutsatt 55% avfallsförbränning, 45% deponi

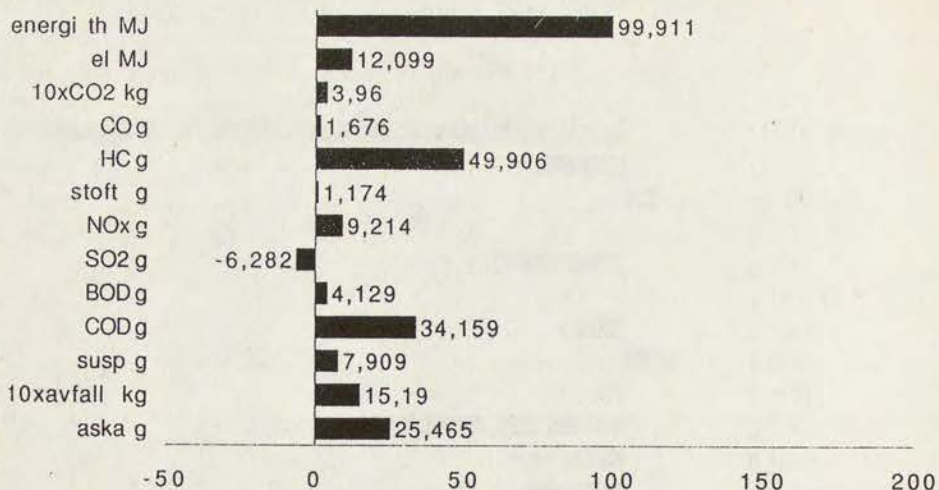


Fig 14.3. Miljöprofil för emballage 3, förutsatt 55% avfallsförbränning, 45% deponi

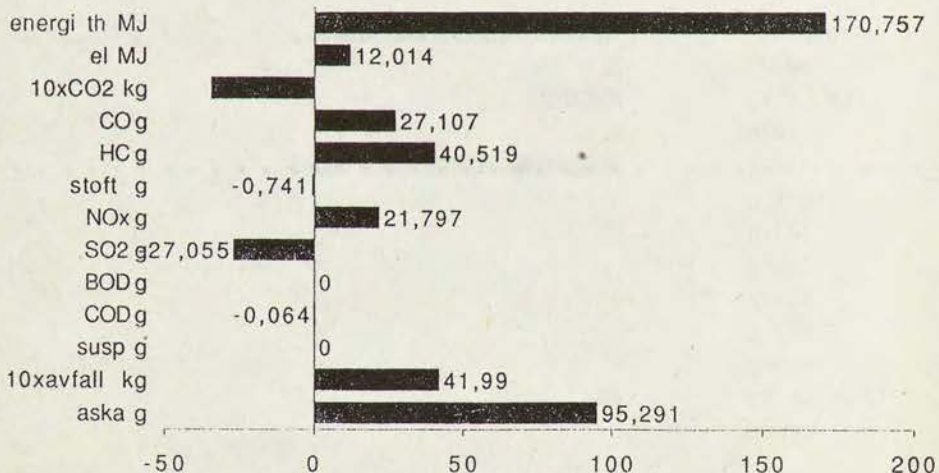


Fig 14.4 Miljöprofil för emballage 4, förutsatt 55% avfallsförbränning, 45% deponi

En jämförelse mellan emballage 1 och 2 visar att emballage 2 har lägre energibehov vilket förklaras av den låga vikten. Emballage 2 ger inte heller några utsläpp till vatten, och mindre avfall. Att emballage 2 ger större utsläpp av koldioxid beror på att det är baserat på ej förnybara råvaror. Dess kolväteutsläpp härrör från produktionen av polyeten och EPS.

En jämförelse av emballage 3 och 4 visar att emballage 4, som företrädesvis består av trä, och är det tyngsta av emballagen, har ett högt behov av termisk energi och ger mycket avfall och aska. Däremot ger det inga utsläpp till vatten. Emballage 3, som mest består av wellpapp och är lättare, har mindre energibehov, och ger mindre avfall, men ger å andra sidan upphov till utsläpp till vatten.

BILAGA 1. EMISSIONSFAKTORER FRÅN FÖRBRÄNNING I STATIONÄRA ANLÄGGNINGAR OCH I DIESELMOTORER

1. Emissioner från förbränning i stationära anläggningar

Följande del av emissionsfaktorerna hänför sig till förbränning. Det följer också en redogörelse för källor till de olika värdena.

Tabell 1. Emissionsfaktorer för förbränning i stationära anläggningar. g/MJ tillfört bränsle.

	olja	kol	biobränsle	naturgas
SO ₂	0,38	0,38	0,03	0,002
NO _x	0,15	0,15	0,15	0,15
CO	0,013	0,017	1,00	0,001
HC	0,010	0,010	0,10	15x10 ⁻⁶
CO ₂	75,8	91,6	0	55,2
stoft	0,03	0,013	0,013	-
aska	0,007	0,30	0,10	-

Svavel

Enligt lagen och förordningen om svavelhaltiga bränslen gäller fr o m 1989 att högst 0,19 g svavel/MJ tillfört bränsle får släppas ut (1,2). Detta motsvarar 0,38 g SO₂/MJ vilket används för kol och olja. Naturgas innehåller 0,001 g svavel/MJ, motsvarande 0,002 g SO₂/MJ (3). För biobränslen anger (4) 0,031 g SO₂/MJ.

Kväve

Utsläpp av kväveoxider är inte reglerade i särskild förordning, men det finns riktvärden som används vid provning enligt miljöskyddslagen och naturresurslagen. Nuvarande riktvärden är 0,05-0,10 g/MJ för nya, stora anläggningar och 0,10-0,20 g/MJ för nya, mindre anläggningar. För nya, koleldade anläggningar gäller riktvärdet 0,05 g/MJ (5). För vedeldning anger (6) att mindre än 0,15 g NO_x/MJ släpps ut, och att utsläppen är av samma

storleksordning som vid oljeeldning. 0,07 g NO_x/MJ genereras i naturgaspannor >50MW och 0,2 g NO_x/MJ för pannor <50 MW (3).

Emissionsfaktorn 0,15 g NO_x/MJ läggs på all förbränning.

Kolmonoxid

Tyska Umweltbundesamt (UBA), 1985, anger 0,013 g CO/MJ för oljeförbränning och 0,017 g CO/MJ för koleldning (citerat från 7).

För naturgas används 0,001 g CO/MJ vid industriellt bruk (3). Vedeldning på rost ger upphov till 0,30-2,00 g CO/MJ (6). Här kommer 1,00 g/MJ att användas, vilket ligger i nivå med det av Buwal använda värdet 0,980 g/MJ (8).

Kolväten

Vid förbränning av olja och kol uppgår kolväteutsläppen enl UBA (från 7) till 0,003 g/MJ. Buwal (8) har värden i storleksordningen 0,01 g HC/MJ för olja och 0,017 g HC/MJ för kol. Värdet 0,01 g/MJ används för både olja och kol. I SNV PM 1708 (6) uppges 0,007-0,100 g/MJ för vedeldning på rost, medan Buwal (8) använder 0,176 g/MJ för trä. I denna studie används 0,10 g/MJ för vedeldning. För naturgas används 0,000015 g/MJ (3).

Stoft

För stoftutsläpp gäller för tjock eldningsolja i anläggningar större än 300 MW riktvärdet 1,0 g stoft/kg olja, vilket motsvarar 0,024 g/MJ, och för mindre anläggningar 1,5 g/kg olja motsvarande 0,037 g/MJ (5). I det följande kommer värdet 0,030 g/MJ att användas. För fastbränsleanläggningar större än 10 MW gäller gränsen 35 mg/Nm³ vid 13% CO₂, vilket ger 0,013 g/MJ (5). Stoftutsläppen från naturgas försummas.

Aska

Askhalt i kol är 7-15 viktprocent, i ved 0,1-2 viktprocent och i olja 0,01-0,1 viktprocent (6). Följande emissionsfaktorer kommer att användas: Olja 0,007 g/MJ (motsvarande 0,03% askhalt), kol 0,3 g/MJ (motsvarande 8% askhalt), ved 0,10 g/MJ (motsvarande 2% askhalt). Gipsavfall som uppstår vid rökgasrening med kalk har inte beaktats.

Koldioxid

Koldioxidutsläpp kan beräknas utgående från bränslets kolinnehåll och värmevärde. För olja erhålls 75,8 g CO₂/MJ, för kol 91,6 g CO₂/MJ och för gas 55,2 g CO₂/MJ (7).

Inga koldioxidemissioner läggs på förbränning av biobränslen, då den mängd koldioxid som frigörs vid förbränning av biomassa tagits upp av växten medan den levde. Inte heller vid beräkning av utsläpp från avfallsförbränning har koldioxidutsläpp lagts på material baserade på biomassa (papper, trä, stärkelse). Behandlingen av koldioxidutsläpp från biobränslen är en fråga om systemgränser och tidsperspektiv. Ett av materialen i undersökningen är stärkelsebaserat fyllmaterial, producerat av potatisstärkelse. Här är det tydligt att odlingsledet, med åtföljande koldioxidupptag, är inkluderat i det betraktade systemet. Omloppstiden är också kort, 1 år. Trä och papper/kartong utgör volymmässigt mycket viktigare förpackningsmaterial. Omloppstiden i skogen är väsentligt längre än i jordbruket, men den är fortfarande kort i förhållande till den som gäller för fossila bränslen. Att inte belasta biobränslen med koldioxidutsläpp är ett sätt att i miljöprofilerna visa skillnaden mellan användningen av förnybara och ändliga energiresurser. Tillväxten i de svenska skogarna är större än uttaget, så att skogen totalt sett binder koldioxid (9).

2. Emissionsfaktorer drivmedelsförbrukning

För dieselförbrukning anger olika källor följande emissionsfaktorer, omräknade till g/MJ tillfört bränsle. Olika värden erhålls bl a beroende på om amerikansk (13 mode USA) eller europeisk (ECE) beräkningsmetod används för att vikta samman olika belastningsfall.

Tabell 2. Emissionsfaktorer dieseltransporter enl olika källor. g/MJ tillfört bränsle.

källa	10		7	11	8	använt värde
	13mode USA	ECE				
NO _x	1,28	1,77	1,35	1,33	1,18	1,3
CO	0,26	0,25	0,34	0,38	0,47	0,3
HC	0,11	0,08	0,28	0,08	0,23	0,2
stoff			0,10		0,09	0,1

Högsta tillåtna svavelhalt i dieselolja uppgår till 0,3 viktprocent svavel, vilket omräknat ger 0,14 g SO₂/MJ tillfört bränsle (1,2).

Kolinnehållet i bränslet ger emissionsfaktorn 74,6 g CO₂/MJ.

För kustsjöfart anger olika källor följande emissionsfaktorer, omräknade till g/MJ.

Tabell 3. Emissionfaktorer kustsjöfart. g/MJ tillfört bränsle

källa	11	12 ¹⁾	8	använt värde
SO ₂		1,28	0,35	1,28
NO _x	0,74	2,55	0,82	0,74
CO	0,14	0,13	0,47	0,14
HC	0,096	0,06	0,12	0,10
CO ₂				75,8
stoff		0,11	0,08	0,11
Energi	0,47			0,47
MJ/tonkm				

¹⁾ Omräknat till g/MJ med energiförbrukning 0,47 MJ/tonkm.

Referenser

1. Lagen om svavelhaltigt bränsle, SFS 1976:1054.
2. Förordningen om svavelhaltigt bränsle, SFS 1976:1055, med ändringar SFS 1987:286.
3. Vattenfall, "Naturgas - Hälsa - Miljö", 1984.
4. Projekt kol-Hälsa-Miljö, "Kolets hälso och miljöeffekter", Vattenfall 1983.
5. Energifakta 18:11, AB Svensk Energiförsörjning, 1989.
6. Statens Naturvårdsverk, "Miljöeffekter av ved- och torvförbränning", SNV PM 1708, 1983.
7. Chalmers Industriteknik, "Resurs- och avfallssnåla förpackningar, Electrolux-PADD", 1990
8. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), "Oekobilanz von Packstoffen – Stand 1990", Schriftenreihe Umwelt Nr 132, Bern 1991
9. "Hur mår Sverige? En rapport om miljösituation". Bilaga A till miljöpropositionen 1990/91:90.
10. Laveskog A, "Utsläpp från tunga dieselfordon. Mätningar från bilavgaslaboratoriet 1980-88", SNV rapport 3570, 1989.
11. Hammarström U, "Ekvivalent energiförbrukning och avgasemission", VTI meddelande 567, 1988.
12. Alexandersson A, "Sjöfartens utsläpp av avgaser", TFB meddelande 164, 1990.

Bilaga 2. PRECOMBUSTION

Förutom utsläppen som uppstår vid själva förbränningen av ett bränsle uppstår även utsläpp och energibehov när bränslet upparbetas, d v s vid råoljeupptagning, tankertransport av råoljan och raffinering. Emissionerna från upparbetandet sammanfattas i ett precombustion-pålägg som adderas till de vanliga emissionsfaktorerna för förbränning.

De steg som studerats är råoljeupptagning, tankertransport av råoljan och raffinering. Faktorerna är framräknade utifrån ett fall med råoljeupptagning på Nordsjön och raffinering på Scanraff i Lysekil. Avgörande för valet har varit att ca 75% av den råolja Sverige importerar kommer från Nordsjön (1) och att Scanraff är det största svenska raffinaderiet och står för 25% av den svenska råoljehantering (3).

Råoljeupptagningen

Energiförbrukningen för råoljeuppföring: $0,760 \text{ MJ}_{\text{th}}/\text{kg}$

Produktion på norsk sockel: 107,3 Mton oljeekvivalenter
(79 Mton olja+25,4 Mton gas) (6)

Uppföring av råolja kan ske enligt tre principer. Vid primär uppföring är pumparbete tillräckligt för att få upp oljan. Vid sekundär uppföring måste vatten pumpas in i oljereservoaren för att få upp oljan. Vid tertiär uppföring injiceras ånga eller koldioxid. Buwals data (ca $0,393 \text{ MJ}_{\text{th}}/\text{kg}$ (2)) rörande råoljeuppföring omfattar mestadels primär uppföring vilket inte räcker för att få upp olja ur reservoarerna idag. De använda uppgifterna kommer från norska Oljedirektoratet (6) i Stavanger. De baserar sig på produktion på norsk sockel och inbegriper tertiär uppföring.

Utsläppen till luft utgörs övervägande av koldioxid och härrör till största delen från energiproduktion på plattformarna (75%). Energin används bl a för transport av oljan till land i pipeline samt för injektion av vatten och gas i reservoarerna. Resten av luftutsläppen kommer från facklingen (5%) och från diffusa utsläpp (20%).

Utsläppet motsvarar $55,92 \text{ g CO}_2/\text{kg}$ oljeekvivalent, totalt ca 6 Mton $\text{CO}_2/\text{år}$.

Utsläpp av olja till vatten sker från fyra källor.

Störst oljeutsläpp erhålls vid själva borrningen från borrarlammet. Borrarlammet kan vara vatten- eller oljebaserat, och tillsätts för att få bättre räckvidd på borrningen. Utvecklingen går mot att man allt mer använder vattenbaserade borrarlam varför oljeutsläppen från denna källa minskar stadigt. 1988 blev oljeutsläppet från borrarlam på 1700 ton, medan 1989 hade det sjunkit till 954 ton. Detta motsvarar 8,89 mg olja/kg oe.

Upp ur reservoaren kommer en blandning av olja, gas och vatten. Dessa separeras, vattnet renas och släpps sedan ut i havet. Med vattnet följer små mängder olja ut. 1989 släpptes ca 221 ton olja ut på denna väg. Detta motsvarar 2,06 mg olja/kg oe.

Tömningen av tankbåtar sker genom att vatten pumpas in för att få ut oljan. När vattnet, ballastvattnet, sedan släpps ut innehåller det små mängder olja. Utsläppet av olja från ballastvatten uppgick 1989 till 159 ton, vilket motsvarar 1,48 mg olja/kg oe.

Den sista källan är de oföutsägbara oljeutsläppen, "söl" på 277 ton, och som legat på en jämn nivå de senaste åren. Detta motsvarar 2,58 mg olja/kg oe.

Den sammanlagda siffran för oljeutsläpp till vatten är 1 611 ton, vilket gör 15,67 mg/kg oe.

Transport

Tanker från Nordsjön till Lysekil, ca 350 km à 0,11 MJ/tonkm ger en energiförbrukning på 38,5 MJ_{th}/ton råolja. Emissionerna för denna transport är beräknade m h a emissionsfaktorerna för sjötransport enligt tabellerna 2.1. och 2.2..

Raffinering

Avgörande för energiförbrukningen vid raffinaderiet är hur pass processad råoljan blir. Ju mer processad råvaran är, desto mer av de lättare fraktionerna och desto högre energiförbrukning. Förutom att Scanraff är det största svenska raffinaderiet har det också en ganska normal produktfördelning. Emissionsfaktorer för raffineringen av råolja baserar sig på Scanraffs miljörapport 1990 (3).

Raffineringen av olja inleds med en destillation, där man skiljer lätta fraktioner från de tyngre. Exempel på lätta fraktioner är gas, nafta, bensin och fotogen. Tyngre fraktioner är dieslar, därefter kommer tunga eldningsolja och återstoder. Med krackning kan man sedan öka andelen lätta fraktioner. En del av den råolja som kommer till raffinaderiet används internt som bränsle för att driva processerna, d v s för destillation och krackning. Dessutom går en del förlorad via processemissionerna till luft och vatten. Detta innebär att för 1 kg raffinaderiprodukt behövs mer än 1 kg råolja. Utbytet är kvoten mellan utgående mängd produkt och ingående mängd råvara. Utbytet = ut / in = 0,9573 kg produkt/kg råvara (eller 1,0446:1). Motsvarande siffra som Buwal använder är 1,045:1, d v s 0,9569.

Ingående råvara: 8 652 kton råolja

varav internt bränsle: 319 468 ton

utsläpp:	diffusa utsläpp	2750 ton
	HC-fackling	9290 ton
	olja till vatten	10,3 ton
	olja i slam	73 ton
	svavel	36630 + 1442 + 91 ton
	S:a, utsläpp	50287 ton (3)

Energiförbrukning

Internt bränsle: 319468 ton, d v s 16620 TJ_{th} per 8282245 ton produkt

eller 2,0055 MJ_{th}/kg (3)

EI 0,12 MJ_e/kg (4)

Emissioner till luft

	SO ₂	NO _x	HC	CO ₂	stoff
g/kg produkt	0,5423	0,149	0,3545	108,11	0,0167
Årstotal, ton	4 491	1 237	2 936	895 000	138

Råoljan avsvavlas för att få svavelfriare produkter. Svavelutsläppen kommer till stor del från förbränningen av internt bränsle (713 ton S) samt från avsvavlingsanläggningen (1442 ton S) (3).

Kväveoxidutsläppen kommer från förbränningen av internt bränsle (1237 ton NO_x) (3).

Kolväteutsläpp härrör främst från diffusa utsläpp (2750 ton) (3), samt även en liten del från oförbränt i facklorna (186 ton) (5).

Koldioxidutsläpp uppstår vid förbränningen av internbränsle (870 600 ton) samt vid facklingen (24800 ton) (3).

Stoftutsläpp erhålls vid den katalytiska krackningen samt vid förbränning av internt bränsle (69 ton och 69 ton) (3).

Tungmetallerna nickel och vanadin finns i oljan och utsläpp sker vid förbränningen (3).

Ni	820 kg	(45 mg/kg brännolja)
V	2640 kg	(145 mg/kg brännolja)

Emissioner till vatten

Emissioner till vatten uppkommer från av processavloppsvattnet och dagvattnet, samt till viss del av barlastvattnet. En sammanställning av emissioner till vatten (mg/kg raffinaderiprodukt) följer enligt nedan (3).

		Årtotal
Olja	1,255 mg/kg	10,3 ton
Aromater	0,241 mg/kg	<2 ton
Fenol	0,0241 mg/kg	0,2 ton
Susp	7,232 mg/kg	59,9 ton
COD	49,7 mg/kg	412 ton
BOD-7	6,387 mg/kg	52,9 ton
Cyanid	0,0121 mg/kg	0,1 ton
Tot-N	8,210 mg/kg	68 ton
Tot-P	0,133 mg/kg	2,86 ton
Nickel	24,75 µg/kg	205 kg
Vanadin	16,9 µg/kg	140 kg
Kadmium	6,64 µg/kg	55 kg
Bly	11,47 µg/kg	95 kg
Kvicksilver	24,15 ng/kg	0,2 kg

I nedanstående tabell finns en sammanställning av energiförbrukning och emissioner i alla led, råoljeupptagning, transport och raffinering.

Tabell – Precombustion

Emissioner	Råoljeupptagning	Transport	Raffinering	Summa g/kg	g/MJ
Till luft					
SO ₂	iu	0,05154	0,5423	0,59378	0,01397
NO _x	iu	0,02976	0,149	0,17876	0,00414
CO	iu	0,00563	iu	0,00563	$1,3 \cdot 10^{-4}$
HC	iu	0,00402	0,3545	0,35852	0,00844
CO ₂	58,4976	3,04868	108,11	169,66	3,992
Stoft	iu	0,00442	0,0167	0,02112	$4,97 \cdot 10^{-4}$
Till vatten					
Olja	0,01567	–	0,001244	0,01691	$3,98 \cdot 10^{-4}$
Fenol	iu	–	0,000241	0,000241	$5,67 \cdot 10^{-6}$
COD	iu	–	0,0497	0,0497	0,00117
Tot-N	iu	–	0,00810	0,00810	$1,91 \cdot 10^{-4}$

Referenser

1. Energifakta 5.1. och 5.2., AB Svensk Energiförsörjning, 1989.
2. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), "Oekobilanz von Packstoffen – Stand 1990", februari 1991, Bern
3. Scanraff, miljörapport 1990, Lysekil
4. Shell Raffinaderi AB, miljörapport 1990, Göteborg

5. BP, miljörapport 1990, Göteborg

Muntlig kontakt:

6. Røstein, Norska Oljedirektoratet, Stavanger

Bilaga 3. POLYKARBONATFRAMSTÄLLNING

Polykarbonat (PC) är en termoplast som är glasklar, mycket slagtålig och tål de höga temperaturer som krävs för diskning och sterilisering. Polykarbonat används bl a till nappflaskor. Plasten används också bl a till kåpor över elektriska mätare, hushållsapparater, visir på motorcykelhjälm, kompaktskivor (CD) och fönstertak över sportarenor.

Tillverkningen av polykarbonat går över många produktionsled i kedjan från råolja. Nafta, som erhålls vid destillation av råolja, reformeras katalytiskt till bensen. Naftan kan även våtgaskrackas till propen. Propen och bensen låter man sedan reagera och bilda kumen i en alkykering. Genom att därefter låta kumen reagera med syrgas fås kumenperoxid som i sur miljö klyvs till fenol och aceton, i ett molförhållande 1:1. Bisfenol-A, som är den ena byggstenen i polykarbonatpolymeren, erhålls i en reaktion mellan fenol och aceton i molförhållande 2:1.

Den andra byggstenen för polymeren är fosgen. Fosgen syntetiseras i en reaktion mellan klorgas och kolmonoxid. Kolmonoxid bildas vid ångreformering av naturgas, medan klorgasen tillsammans med lut är produkter från elektrolys av stensalt.

Själva polymeriseringen är en linjär addition mellan bisfenol-A och fosgen. Reaktionen sker i gränsskiktet mellan en basisk vattenfas (NaOH) och lösningsmedlet metylenklorid, CH_2Cl_2 . Som katalysator används trietanolamin (TEA) och kedjereaktionen termineras av toluen. Polykarbonaten återfinns då i metylenklorid-lösningen och en större del av energin behövs för att koncentrera lösningen och sedan torka polymeren.

Tillverkare av polykarbonat i Europa är Bayer i Tyskland och General Electric Plastics (GEP) i Nederländerna. Uppgifter om emissioner och energibehov för polymerisationsprocessen har erhållits från GEP. Många ämnen i processen är starkt reaktiva och hälsovådliga, t ex fosgen som också är känd som stridsgas. För att begränsa utsläppen till luft har GEP helt kapslat in sina processanläggningar.

Polymeren säljs som pulver eller granulat. Pulver är att föredra vid storskalig produktion, medan granulatet används vid småskaligare produktion. För

flasktillverkning i Sverige kommer troligen granulat att användas till en början. Flaskorna tillverkas genom formblåsning utan användning av släppmedel (8). De tillverkas fyrkantiga och kan integreras i befintligt hanteringssystem med rull-pallar.

Materialbalans

Flödesschemat i figur 1. beskriver leden fram till tillverkningen av flaskan. Beräkningarna utgår från en plastproduktion hos GEP i Bergen-op-Zoom i Nederländerna och en flasktillverkning hos PLM i Lidköping.

Råvarubehov

Polymeriseringen hos GEP

Fenol och aceton, i molförhållande 2:1, blir bisfenol-A, som blir ploykarbonat. Stökiometriskt behov av är 740,2 g fenol och 228,4 g aceton för 1 kg PC. Verkligt behov hos GEP är 775 g fenol och 245 g aceton per kg PC (2).

Fenol- och aceton-produktion

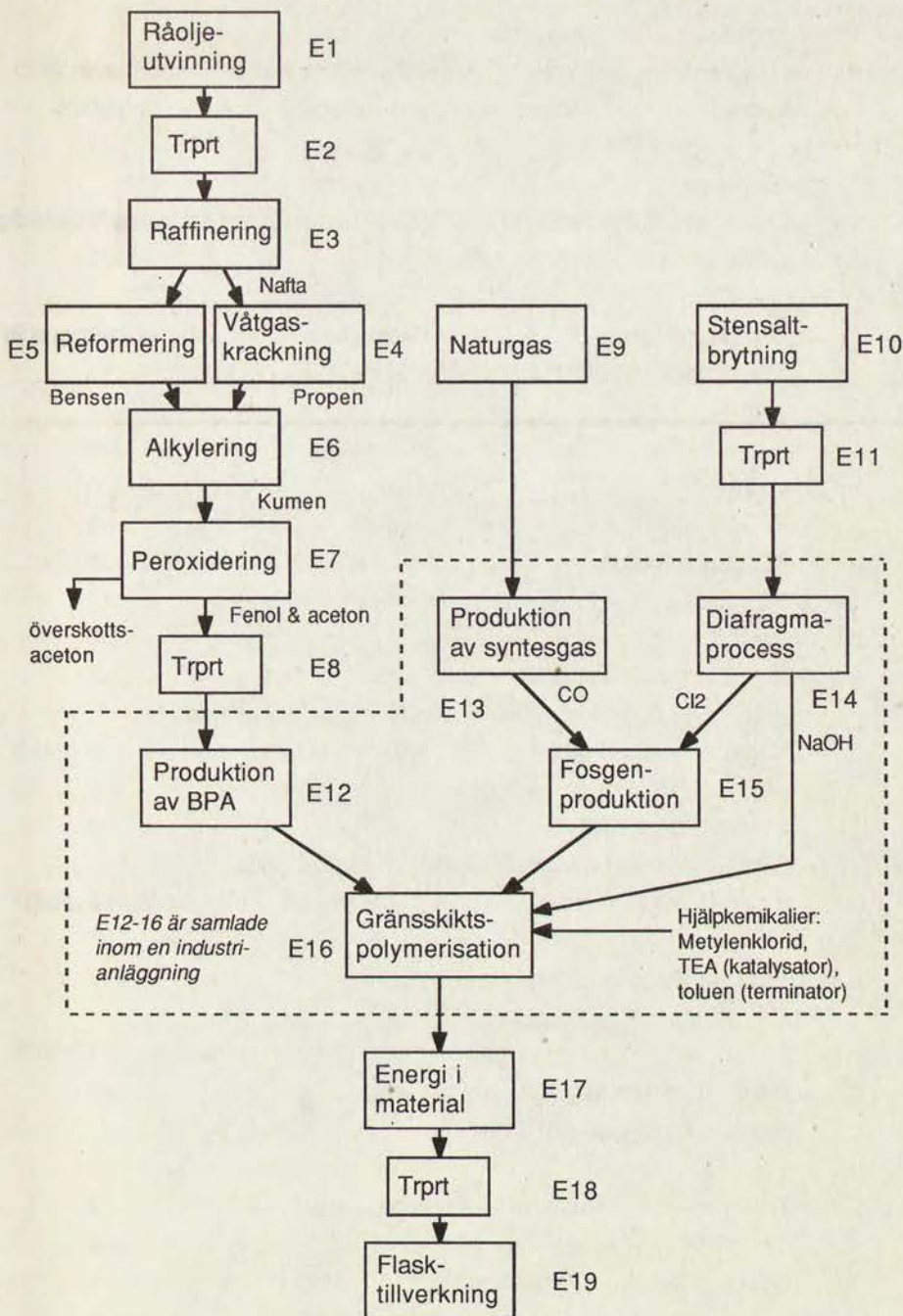
Vid peroxidation av kumen bildas 1102,5 g produkt per kg kumen, (681,79 g fenol samt 420,70 g aceton per kg kumen) (1).

Kumenproduktion

Bensen alkyleras med propen, och bildar kumen. Vid industriell produktion är råarubehovet 672 g bensen och 382 g propen per kg kumen (1).

Bensenproduktion

Bensen, toluen och xylen bildas vid katalytisk reformering av nafta. För att öka andelen bensen kan toluen dealkyleras. MRI (1) har endast uppgifter om energibehov för bensenproduktionen i sina olika delar. Det här i beräkningarna använda energibehovet är framräknat under antagande att hälften av det producerade bensenet kommer från reformeringen och hälften från toluendealkyleringen. Under samma antagande blir råvarubehovet 1,223 kg nafta per kg bensen.



Figur 1. Flödeschema polykarbonatframställning

Propenproduktion

Propen, liksom eten, bildas vid våtgaskrackning av nafta. Naftabehovet är 1,221 kg per kg produkt, i detta fall propen (se också kapitel 6. *Polyeten*).

Naftaproduktion

Vid raffinering av råolja bildas bl a nafta. Vid raffineringen erfordras 1,0446 kg råolja per kg produkt, i detta fall nafta.

Andra råvaror, förutom fenol och aceton, som behövs för polymeriseringen är stensalt (635 g/kg PC) och naturgas ($0,157 \text{ m}^3 = 0,1115 \text{ kg}$).

Energibehov

- E1 Råoljeutvinning
0,760 MJ_{th}/kg (Se bilaga 2. *Precombustion*)
- E2 Transport av råolja till raffinaderi
Pipeline (0,0194 kWh/tonkm) från Nordsjön till raffinderi i
Nederländerna, 250 km: 0,01746 MJ_e/kg (4)
- E3 Raffinering av råolja
2,0055 MJ_{th}/kg raffinaderiprodukt, i detta fall nafta
0,12 MJ_e/kg raffinaderiprodukt (Se bilaga 2. *Precombustion*)
- E4 Våtgaskrackning, produktion av propen
1,270 MJ_e/kg krackprodukt
11,603 MJ_{th}/kg krackprodukt (Se 6.3. *Polyeten*)
(MRI (1): 0,122 MJ_e/kg och 2 MJ_{th}/kg)
(Buwal (4): 9,4 MJ_{th}/kg)
- E5 Katalytisk reformering, produktion av bensen
ca 0,2996 MJ_e/kg bensen
ca 4,4357 MJ_{th}/kg bensen; gas (efter 1)
- E6 Kumenproduktion genom alkylering av bensen med propen
0,14445 MJ_e/kumen
1,332 MJ_{th}/kg kumen (1)

- E7 Produktion av fenol och aceton, peroxidering av kumen
 0,93652 MJ_e/kg fenol/aceton
 10,745 MJ_{th}/kg fenol/aceton (1)
- E8 Transport av fenol och aceton till plasttillverkaren
 200 km lastbil; fjärrtransport
- E9 Naturgas
 I Nederländerna distribueras naturgas via ett nät av ledningar som industrier och bostäder kan vara anslutna till. Energibehov för utvinning och beredning inklusive pipe-line-transport redovisas i Buwals precombustion-siffra för naturgas. Buwal räknar med en pipe-line-transport på 4000 km vilket inkluderar naturgas från Sovjet. En lämpligare sträcka för nederländska förhållanden antages vara 300 km. Omräknat för transportsträckan erhålles ett energibehov på
 0,1711 MJ_e/kg naturgas
 2,343 MJ_{th}/kg naturgas (efter 4)
- E10 Brytning av stensalt
 0,338 MJ_e/kg stensalt
 0,236 MJ_{th}/kg stensalt; diesel (Se 3.3. Aluminium)
- E11 Transport av stensalt till plasttillverkaren
 Stensalt brytes i NL och transporteras med lastbil till plasttillverkaren i södra NL. Sträckan antages vara ca 100 km, fjärrtransport.
- E12-E16 Gränsskiktspolymerisering i fasgränsen mellan diklormetan och en basisk vattenfas
- | | | |
|----------|-------------|--------------------------|
| GEP (7): | PC-pulver | 107 MJ _{th} /kg |
| | PC-granulat | 112 MJ _{th} /kg |
- El genereras i gasturbin på fabriksområdet och är inkluderad i den summerade siffran för det termisk energibehovet. En större del av energin behövs för koncentrerings och torkning av den lösning som innehåller PC-polymeren. Beräkningarna baserar sig på användning av granulat som är mer lämplig för flasktillverkningen i mindre skala. För jämförelsens skull presenteras följande värden ur litteraturen:

E12-16 Gränsskiktspolymerisering i fasgränsen mellan diklormetan och en basisk vattenfas

	CML (2)	GEP (7)	MRI (1)
Emissioner till luft			
Toluen	0,2 g/kg PC	0,1 g/kg	i u
Diklormetan	1,8 g/kg	<1g/kg	i u
CO	4,27 g/kg	4,25 g/kg	i u
NOx	i u	2,7 g/kg	i u
HC	i u	25 mg/kg	1 g/kg
Cl2	i u	—	ca 2,6 g/kg

NOx-utsläpp härrör dels från bränsleförbränningen i gasturbinen för elgenerering (2,1 g/kg PC), dels från förbränning av miljöfarligt avfall från BPA-produktionen (0,6 g/kg PC). Utsläppen av kolmonoxid härrör dels från förbränning av miljöfarligt avfall från BPA-produktionen (0,05 g/kg), dels från fosgen-produktionen som överskottsgas (4,2 g/kg).

	CML	GEP	MRI
Emissioner till vatten			
Fenol	10 mg/kg	0,4 mg/kg	i u
Fenoler	i u	30 mg/kg	20 mg/kg
TEA	i u	0,1 mg/kg	i u
Diklormetan	0,3 mg/kg	2 mg/kg	i u
NaCl	634 g/kg	635 g/kg	i u
BOD	i u	—	0,51 g/kg
Hg	i u	—	ca 0,05mg/kg
(TEA – katalysator)			

Fast avfall (MFA)	31 g/kg	15 g/kg (förbränt och ingår i luftemissionerna)
"vanligt" avfall	i u	25 g/kg (deponeras)

I beräkningarna används GEPs uppgifter, de andra står med för en jämförelse.

Resultat

I nedanstående tabell redovisas energibehovet och emissionerna för produktion av 1 kg jungfruligt polykarbonat, summerade över all led från råvaruuttag till och med polymeriseringen.

Termisk energi	135,06 MJth (exkl energi i material)
Elenergi	2,122 MJe
Energi i matrl	29 MJ/kg

Till luft		Till vatten	
CO2	1357 g	BOD	0,0986 g
CO	4,343 g	COD	0,0597 g
HC	4,332 g	Tot-N	0,0118 g
Stoft	0,0679 g	Olja(aq)	0,0266 g
NOx	18,705 g	Fenol	0,0313 g
SO2	15,879 g	Fenoler	0,03 g
CH2Cl2	1 g	Toluen	0,1 g
		CH2Cl2 (aq)	0,002 g
Till mark		TEA	0,0001 g
Avfall	107 g	NaCl	635 g

Referenser

1. Midwest Research Institute (MRI), "Resource and Environmental Profile Analysis of Merlon Polycarbonate Refillable Milk Container Systems Including Specific Comparisons with Selected Competitive Container Systems", Project No 4382-D, Kansas City, Missouri, december 1977
2. Centrum voor milieukunde (CML), "Environmental Effects of Different Package Systems for Fresh Milk", CML nr 70, Rijksuniversiteit Leiden, september 1990
3. "Miljø-mæssig vurdering af mælkeemballage", Miljøprojekt nr 168, Miljøministeriet/Miljøstyrelsen, Danmark, 1991
4. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), "Oekobilanz von Packstoffen – Stand 1990", Bern, 1991
5. I Fecker, "Herstellung von Aluminium: Ökologische Betrachtungen – Aktualisierte Daten", Eidgenössische Materialprüfung- und Forschungsanstalt (EMPA), St Gallen, 1989
6. H Kindler och A Nikles, "Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen", Kunststoffe, **70** (12), s 802-808, 1980

Personlig kontakt

7. Frank Maas och Ad Vos, General Electric Plastics, Bergen-op-Zoom, Nederländerna
8. Jan Grebin, PLM, Lidköping

Bilaga 4. FRAMSTÄLLNING AV PVC

Vinylklorid, byggstenen i polyvinylklorid (PVC), syntetiseras i en reaktion mellan eten och klorgas. Eten är framställt ur råolja som raffinerats till nafta, som sedan våtgaskrackats. Klorgas, tillsammans med lut, är framställt ur stensalt genom elektrolys. Uppgifter om energibehov och utsläpp vid produktion av PVC är hämtade ur Buwals rapport (1) och listas i nedanstående tabell. Koldioxidutsläppet är dock framräknat utifrån angivet behov av fossila bränslen och emissionsfaktor.

PVC har ett relativt lågt värmevärde, 18 MJ/kg, p g a sitt klorinnehåll. Vid avfallsförbränning bildas bl a klorväte. Klorvätet binds vid rökgasrening med kalk och bildar kalciumklorid, CaCl_2 , som deponeras.

Processenergi, el	4,82 MJ/kg
Processenergi, termisk	21,12 MJ/kg (exklusive energi i material)

Emissioner till luft		Emissioner till vatten	
CO ₂	1020 g/kg	COD	0,001 g/kg
CO	1,063 g/kg	Olja	0,156 g/kg
HC	10,519 g/kg	Fenol	0,005 g/kg
Stoft	0,631 g/kg	Klororganiska ämnen	0,015 g/kg
NO _x	3,6968 g/kg		
SO ₂	5,962 g/kg	Fast avfall	170,3 g/kg
Cl ₂	0,3 g/kg		
Klororganiska ämnen	0,169 g/kg		

PVC vid avfallsförbränning

Värmevärde, effektivt 18 MJ/kg

Utsläpp

CO ₂	1407 g/kg
NO _x	2,88 g/kg
HCl	29,2 g/kg
Slam	554,5 g/kg (bundet som CaCl_2 , deponeras)

Referens

1. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), "Oekobilanz von Packstoffen – Stand 1990", Bern, 1991.

Bilaga 5. BERÄKNINGSRESULTAT

Aluminium

Enheterna är genomgående MJ/kg för energierna och g/kg för emissionerna.

	Ingen återvinning, avfall till deponi	varav transport		Ingen återvinning, avfall till förbränning	
EI	66,858	0,1317	MJe/kg	66,859	MJe/kg
Bränsle,olja	28,491	0		0,9513	
Bränsle,diesel	1,352	1,352		1,411	
Bränsle,båt	4,788	4,788		4,788	
Bränsle,gas	0,75	0		0,75	
Energi th, tot	35,392	6,141	MJth/kg	7,9004	MJth/kg
SO2	26,679	6,4025	g/kg	15,838	g/kg
NOx	13,556	5,327		14,286	
CO	1,608	1,077		1,264	
HC	2,3975	0,8011		1,902	
CO2	4251	483		2059	
Stoft	220,7	0,67		221	
tot-F	0,497	0		0,497	
HCl	0,0719	0		0,0719	
COD	36,14	0,0072		36,11	
Avfall	1097,5	0		96,7	
Rödslam	3325	0		3325	
Aska	34,4	0		3642	

	75% återvinning avfall till deponi	varav transport		75% återvinning, avfall till förbränning	
EI	25,315	0,176	MJe/kg	25,315	MJe/kg
Bränsle,olja	7,2617	0		0,377	
Bränsle,diesel	1,186	1,186		1,2	
Bränsle,båt	1,197	1,197		1,197	
Bränsle,gas	1,792	0		1,792	
Energi th, tot	11,436	2,383	MJth/kg	4,566	MJth/kg
SO2	6,879	1,731	g/kg	4,169	g/kg
NOx	4,757	2,437		4,939	
CO	0,659	0,524		0,574	
HC	1,402	0,377		1,278	
CO2	1229	187,2		681	
Stoft	55,3	0,251		55,3	
tot-F	0,1369	0		0,1369	
HCl	0,232	0		0,232	
COD	9,025	0,0028		9,028	
Avfall	279	0		29,066	
Rödslam	831,25	0		831,25	
Aska	0,05083	0		475	

Miljöprofiler glas

Parametrar	Ingen åter	70% mtrl	97 %
MJ/kg resp vinning	återvinn	återanvänd	g/kg
Termisk energi	6,69	5,37	1,08
Elenergi	1,57	1,054	0,18
SO ₂	1,75	1,29	0,32
NO _x	3,86	3,54	0,6
CO	0,25	0,19	0,11
HC	0,18	0,13	0,079
CO ₂	642	449	89
stoft	0,38	0,33	0,06
aska	0,0029	0,0009	0,004
olja(aq)	0,0096	0,0093	0,0007
fenol	0,000008	0,000005	0,000005
CO	0,0017	0,0009	0,0011
totN	0,0003	0,0002	0,0002
susp	0,018	0,018	0,0006
avfall	1000	300	33

Polyeten (LDPE) – beräkningsresultat

	Ingen återvinning, avfall till deponi	varav transport		Ingen återvinning, avfall till förbränning	
EI	11,529	0	MJe/kg	11,529	MJe/kg
Energi th	60,398	0		60,398	
Bränsle olja	0	0		-38,7	
Bränsle diesel	0,476	0,476		0,449	
Bränsle båt	0,0248	0,0248		0,0248	
Energi th, tot	60,898	0,5	MJth/kg	22,171	MJth/kg
SO2	0,959	0,105	g/kg	-14,353	g/kg
NOx	1,988	0,639		2,339	
HC	11,22	0,102		10,419	
CO2	1023	39,3		1079	
Stoft	0,142	0,0505		-1,0811	
olja(aq)	0,025	0,000199		-0,0129	
fenol	0,00038	0,00000284		0,00016	
Avfall	1000	0		0,4	
BHT	0,3874	0		0,3874	

	75% återvinning, avfall till deponi	varav transport		75% återvinning, avfall till förbränning	
EI	8,6598	0	MJe/kg	8,6599	MJe/kg
Energi th	21,894	0		21,894	
Bränsle olja	0	0		-9,675	
Bränsle diesel	0,609	0,609		0,582	
Bränsle båt	0,009	0,009		0,009	
Energi th, tot	22,513	0,618	MJth/kg	12,81	MJth/kg
SO2	0,4151	0,1055	g/kg	-3,401	g/kg
NOx	1,2907	0,8015		1,483	
HC	4,139	0,218		3,975	
CO2	416,435	45,6		430	
Stoft	0,0956	0,062		-0,202	
olja(aq)	0,00925	0,00025		0,0054	
fenol	0,00014	0,0000035		0,00008	
Avfall	638	0		113	
BHT	0,3874	0		0,3874	

Polyeten, HDPE – beräkningsresultat

	Ingen återvinning, avfall till deponi	Ingen återvinning, avfall till förbränning	
EI	7,052	7,051	MJe/kg
Energi th	58,321	58,321	
Bränsle olja	0	-38,7	
Bränsle diesel	0,476	0,449	
Bränsle båt	0,0248	0,0248	
Energi th, tot	58,821	20,094	MJth/kg
SO2	0,8486	-14,402	g/kg
NOx	1,728	2,605	
HC	3,1613	2,441	
CO2	946	985	
Stoft	0,0801	-1,081	
olja(aq)	0,02505	0,00965	
fenol	0,000378	0,000158	
Avfall	1000	0,4	

	75% återvinning avfall till förbränning	75% återanvändning, avfall till deponi	75% återanvändning, avfall till förbränning	
EI	7,037	1,763	1,763	MJe/kg
Energi th	21,141	14,58	14,58	
Bränsle olja	-9,675	0	-9,675	
Bränsle diesel	0,5819	0,1189	0,112	
Bränsle båt	0,009	0,0062	0,0062	
Energi th, tot	12,057	14,705	5,024	MJth/kg
SO2	-3,441	0,2122	-3,601	g/kg
NOx	1,388	0,4319	0,651	
HC	1,0525	0,7903	0,6103	
CO2	384	236	246	
Stoft	-0,236	0,02004	-0,283	
olja(aq)	0,0054	0,00626	0,00241	
fenol	0,0000844	0,0000945	0,0000713	
Avfall	113	250	0,1	

Polystyren – beräkningsresultat

Enheterna är genomgående MJ/kg för energierna och g/kg för emissionerna.

	Ingen åter- vinning, avfall till deponi	varav transport			Ingen åter- vinning, avfall till förbränning
EI	1,0635		MJe/kg	EI	1,0628
Bränsle olja	0			Bränsle olja	-36
Bränsle diesel	0,2886	0,2886		Bränsle diesel	0,2617
Energi th	71,076			Energi th	71,076
Energi th, tot	71,364	0,2886	MJth/kg	Energi th, tot	35,337
SO2	9,165	0,044	g/kg	SO2	-5,022
NOx	4,997	0,376		NOx	5,813
CO	2,073	0,087		CO	1,592
HC	66,83	0,0601		HC	66,16
CO2	1329	22,7		CO2	2035
stoft	0,969	0,029		stoft	-0,132
aska	0	0		aska	-0,252
olja(aq)	0,572	0,00012		olja(aq)	0,558
fenol	0,00101	0,0000016		fenol	0,0008
COD	0,00134	0,00034		COD	-0,0406
totN	0,000055	0,000055		totN	-0,00681
Avfall	1005	0		Avfall	5

	60% återvinning, avfall till deponi	varav transport			60% åter- vinning, avfall till förbränning
EI	0,8754		MJe/kg	EI	0,8752
Bränsle olja	0			Bränsle olja	-12,113
Bränsle diesel	1,273	1,273		Bränsle diesel	1,264
Energi th	28,43			Energi th	28,43
Energi th, tot	29,703	1,273	MJth/kg	Energi th, tot	17,581
SO2	3,844	0,196	g/kg	SO2	-0,929
NOx	3,509	1,659		NOx	3,783
CO	1,176	0,382		CO	1,015
HC	26,97	0,265		HC	26,75
CO2	623	100,03		CO2	793
stoft	0,504	0,128		stoft	0,133
aska	0	0		aska	-0,085
olja(aq)	0,229	0,00051		olja(aq)	0,224
fenol	0,00041	0,0000072		fenol	0,00034
COD	0,0019	0,0014		COD	-0,122
totN	0,00024	0,00024		totN	-0,00207
Avfall	444	0		Avfall	108

Polystyren, fortsättning

	60% åter- användning, avfall tilldeponi	varav transport		60% åter- användning, avfall till förbränning
EI	0,4254		MJe/kg	EI 0,4251
Bränsle olja	0			Bränsle olja -14,4
Bränsle diesel	0,1154	0,1154		Bränsle diesel 0,1047
Energi th	28,43			Energi th 28,43
Energi th, tot	28,5456	0,1154	MJth/kg	Energi th, tot 14,135
SO2	3,666	0,0178	g/kg	SO2 -2,009
NOx	1,999	0,15		NOx 2,325
CO	0,829	0,035		CO 0,637
HC	26,73	0,0241		HC 26,46
CO2	532	9,07		CO2 734
stoft	0,387	0,012		stoft -0,053
aska	0	0		aska -0,1008
olja(aq)	0,229	0,0000458		olja(aq) 0,223
fenol	0,0004	0,0000007		fenol 0,00032
COD	0,00054	0,00013		COD -0,0162
totN	0,000022	0,000022		totN -0,00272
Avfall	402	0		Avfall 2

bil 5 (6)

Miljöprofiler trä

Parametrar	Engångsanv	Engångsanv	60 % återanv	60 % återanv
MJ/kg resp g/kg	avfall till deponi	avfall till förbränn	avfall till deponi	avfall till förbränn
Termisk energ	23,96	8,63	9,67	3,54
el	0,91	0,91	0,36	0,36
SO2	0,445	-5,79	0,19	-2,22
NOx	1,97	2,29	0,91	1,04
CO	3,20	2,99	1,31	1,22
HC	0,60	0,31	0,26	0,14
CO2	126	-1096	57	-432
stoft	0,17	-0,30	0,075	-0,11
aska	0,29	20,17	0,11	8,07
olja(aq)	0,0006	-0,0054	0,0003	-0,0022
fenol	0,000009	-0,00008	0,000004	-0,00003
COD	0,0019	-0,016	0,0008	-0,0063
totN	0,0002	-0,0026	0,0001	-0,0010
avfall	1000		400	0

bil 5 (7)

Miljöprofiler wellpapp

Parametrar MJ/kg resp g/kg	100% deponi	100% avfalls- förbränning	80% åter- vinning 20% deponi	80% åter- vinning 20% avfalls- förbränning
Termisk energi	34,92	18,87	12,68	10,13
Elenergi	4,81	4,81	4,32	4,32
SO ₂	0,29	-6,02	0,12	-0,88
NO _x	2,05	2,27	1,11	1,14
CO	0,25	0,036	0,13	0,10
HC	0,18	-0,12	0,091	0,043
CO ₂	310	-970	217	13,60
stoff	0,64	0,16	0,15	0,07
aska	0,0012	19,88	0,0002	3,14
olja(aq)	0,00040	-0,0059	0,00019	-0,00083
fenol	0,000006	-0,00009	0,000003	-0,00001
COD	14,62	14,60	19,45	19,45
totN	0,00019	-0,0029	0,00009	-0,00040
luktämnen	0,0048	0,0048	0,0009	0,0009
BOD	1,77	1,77	8,09	8,09
susp SÅ10	2,32	2,32	0,45	0,45
susp GFA	1,07	1,07	1,39	1,39
avfall	1042	42	214	56

Miljöprofiler stärkelse

Parameter, MJ/kg resp g/kg	100% deponi	100% avfalls- förbränning	40% deponi 60% åter- användning	40% för- bränning 60% åter- användning
termisk energi	19,60	4,54	8,60	2,58
el	0,50	0,50	0,20	0,20
SO ₂	0,849	-5,077	0,456	-1,914
NO _x	6,02	6,34	3,40	3,53
CO	1,30	1,10	0,75	0,67
HC	0,913	0,630	0,524	0,411
CO ₂	457	-744	243	-238
stoft	0,450	-0,011	0,256	0,072
aska	0,0032	-0,102	0,0013	-0,041
olja(aq)	0,0019	-0,0041	0,0010	-0,0013
fenol	0,000027	-0,000058	0,000015	-0,000019
COD	0,0056	-0,012	0,0031	-0,0039
totN	0,038	0,035	0,015	0,014
totP	0,0017	0,0017	0,00068	0,00068
NH ₃	0,027	0,027	0,0108	0,0108
avfall	1000	0	400	0

Miljöprofiler vätskekartong

parameter MJ/kg resp g/kg	Vätskekart engångsanv deponi	Vätskekart engångsanv förbränning	Vätskekart 65 % återvinn fiber avfall till deponi	Vätskekart 65 % återvinn fiber avfall till förbränn	Vätskekart 65 % återvinn fiber avfall till förbränn inkl rejek
Termisk energi	39,267	20,02	22,37	15,62	10,00
Elenergi	4,53	4,52	6,03	6,03	6,03
SO ₂	1,05	-6,54	0,79	-1,87	-3,00
NO _x	2,00	2,15	1,94	1,98	2,00
CO	0,25	-0,0002	0,33	0,23	0,00
HC	2,25	1,89	2,30	2,18	2,00
CO ₂	673	-278	465	25	-
stoft	1,73	1,17	0,71	0,51	0,00
aska	0,0032	74,67	0,0064	26,14	26,00
olja(aq)	0,0053	-0,0024	0,0056	0,0056	0,00
fenol	0,00008	-0,00003	0,00008	0,00008	0,0000
COD	7,91	7,88	6,38	6,38	6,00
totN	0,0033	-0,00035	0,0034	0,0034	0,00
susp	0,24	0,24	0,68	0,68	0,00
avfall	1010	9,8	486	136	15,00
BOD	0,98	0,98	0,34	0,34	0,00

Bilaga 6. Beräkningsresultat stålplåt

Tabell 1. Materialflöden för förpackningar av stålplåt. Beteckningarna visas i figur 4.1. Flödet av förpackningsmaterial är normerat till 1.

Materialflöde, stålplåt	Fall	
	1	2
A: Råmalm	1,6299	0,5907
A1: Anrikad malm	1,2224	0,4430
B6: Kalksten till sinterverk	0,1188	0,0430
B: Kulsinter från sinterverk	1,2784	0,4633
B1: Koks	0,400	0,1363
B2: Kol	—	—
B3: Legeringsmetaller	—	—
B8: Kalksten till masugn	0,0669	0,0242
C: Råjärn	0,8817	0,3195
C1: Slagg, masugn	0,4216	0,0302
B5: Kalksten till stålverk	0,0825	0,0299
I ^{'''} : Skrot till LD-stålverk	0,1656	0,0600
D: Råstål	1,0213	0,3701
D1: Skrot, gjutning	0,0281	0,0102
D11: Avfall	0,0833	0,0302
D ['] : Stränggjutet stål	0,9932	0,3599
D2: Skrot, varmvalsning	0,0281	0,0102
D ^{''} : Varmvalsad plåt	0,9651	0,3497
I20: Smält skrot	0,2832	0,9343
I1: Slagg	0,0212	0,0652
I2: Kalksten till ljusb.sm.ugn	0,0144	0,0476
I21: Skrot, gjutning	0,0078	0,0257
I30: Stränggjutet stål	0,2754	0,9086
I31: Skrot, varmvalsning	0,0078	0,0257
D3: Skrot kallvalsning	0,0407	0,0407
I: Varmvalsad plåt	0,2676	0,8829
E: Kallvalsad tunnplåt	1,1920	1,1920
D3: Skrot kallvalsad	0,0407	0,0407
F: Stålplåt	1,1920	1,1920
M: Lack	0,0171	0,0171
F1: Skrot-stålplåt	0,1920	0,1920
G: Förpackningar/avfall	1,0	0,2929
H: Förpackn. till återvinning	—	0,7071
J: Avfall till deponi	1,0	0,2929
V: Berett skrot	0,1920	0,8920
H1: Avfall	—	0,0071
H ['] : Burkskrot till smältning	—	0,700

Tabell 2. Materialflöden för förpackningar av förtennad plåt. Beteckningarna visas i figur 4.1. Flödet av förpackningsmaterial är normerat till 1.

Materialflöde, förtennad plåt	Fall	
	1	2
A: Råmalm	1,6299	0,5907
A1: Anrikad malm	1,2224	0,4430
B6: Kalksten till sinterverk	0,1188	0,0430
B: Kulsinter från sinterverk	1,2784	0,4633
B1: Koks	0,400	0,1363
B2: Kol	—	—
B3: Legeringsmetaller	—	—
B8: Kalksten till masugn	0,0669	0,0242
C: Råjärn	0,8817	0,3195
C1: Slagg, masugn	0,4216	0,0302
B5: Kalksten till stålverk	0,0825	0,0299
I ^{'''} : Skrot till LD-stålverk	0,1656	0,0600
D: Råstål	1,0213	0,3701
D1: Skrot, gjutning	0,0281	0,0102
D11: Avfall	0,0833	0,0302
D ['] : Stränggjutet stål	0,9932	0,3599
D2: Skrot, varmvalsning	0,0281	0,0102
D ^{''} : Varmvalsad plåt	0,9651	0,3497
I20: Smält skrot	0,2832	0,9343
I1: Slagg	0,0212	0,0652
I2: Kalksten till ljusb.sm.ugn	0,0144	0,0476
I21: Skrot, gjutning	0,0078	0,0257
I30: Stränggjutet stål	0,2754	0,9086
I31: Skrot, varmvalsning	0,0078	0,0257
D3: Skrot, kallvalsning	0,0407	0,0407
I: Varmvalsad plåt	0,2676	0,8829
E: Kallvalsad tunnplåt	1,1920	1,1920
D3: Skrot, kallvalsad	0,0407	0,0407
F1: Skrot, förtennad plåt	0,1968	0,1968
F2: Tenn	0,0048	0,0048
F: Bleckplåt	1,1968	1,1968
M: Lack	0,0171	0,0171
H: Förpackn. till återvinning	—	0,7071
H ['] : Burkskrot till smältning	—	0,700
H1: Avfall	—	0,0071
F3: Tenn från skrot	0,0007	0,003
V: Berett skrot	0,192	0,892

Tabell 3. El- och bränsleförbrukning från råvara till avfall för fall 1 då stålplåt används som förpackningsmaterial. MJ/kg förpackningsmaterial.

Process, beteckning enligt figur 1	Energi MJ/kg prod.		Mängd prod i kg/kg förp.	Energi MJ/kg förp.	
	bränsle	el		bränsle	el
E1+E2: Brytn. av malm, krossning, malning mm	olja: 0,4430 d.olja: 0,074	0,1116	1,2224	olja: 0,5415 d.olja: 0,0905	0,1364
E3: Brytning kalksten	olja: 0,0332 kol: 0,0071 gas: 0,0078	0,5772	0,2826	olja: 0,0094 kol: 0,0020 gas: 0,0022	0,1631
E4: Koksframställning	olja: 2,100	0,1800	0,400	olja: 0,8400	0,072
E5: Sinterverk	kol: 0,0735 olja: 0,1744	0,2738	1,2784	kol: 0,0940 olja: 0,2230	0,3500
E7: Masugn	koks: 12,600	0,4320	0,8817	koks: 11,109	0,3809
E8: Stålverk (syreinbl.)	gas: -0,6000	0,2160	1,0213	gas: -0,6128	0,2206
E9+E26: Stränggjutning	kol: 0,1430	0,1008	1,2686	kol: 0,1814	0,1279
E10+E27: Varmvalsning	kol: 0,7000 olja: 0,7600	0,3024	1,2327	kol: 0,8629 olja: 0,9369	0,3728
E12: Kallvalsning	olja: 1,54	0,7200	1,1920	olja: 1,836	0,8582
E18: Fall 1: Deponering	d.olja: 0,035	0,0007	1,0	d.olja: 0,035	0,0007
E19: Fall 2: Förbränning	—	—	1,0	—	—
E21: Fall 2: Askdepon.	d.olja: 0,035	0,0007	1,0	d.olja: 0,035	0,0007
E25: Ljusb.sm.ugn	—	1,9439	0,2832	—	0,5505
E29: Lacktillverkning	—	0,2164	0,0171	—	0,0037
Totalt: Fall 1				olja: 4,387 koks: 11,109 kol: 1,140 gas: -0,611 d.olja: 0,130	3,238

Källor till uppgifterna: Se texten i avsnitt 4.3.

Transporter:

Beteckning och transporterad vara	Avst. i km	Energi MJ/(km•ton transp. prod.)		Mängd transp. prod i kg/kg förpackning	Energi MJ/kg förp.	
		diesel	el		diesel	el
E6: Pellets	340	—	0,3	1,2784	—	0,130
E11: Valsat stål	826	—	0,3	0,9651	—	0,239
E15: Stålplåt	250	1,0	—	1,1920	0,298	—
E17: Fall 1: dep. avfall	15	2,7	—	1,0	0,0405	—
E23: Insamling av förp.	15	2,7	—	—	—	—
E23': Förp. till återvinn.	—	—	—	—	—	—
E28: Valsat stål	40	1,0	—	0,2676	0,0107	—
E30: Skrot, förp. tillv.	250	1,0	—	0,1920	0,0480	—
E31: Skrot, gjutn., varmv.	826	—	0,3	0,0562	—	0,0139
E32: Skrot, kallvalsning	40	1,0	—	0,0407	0,0016	—
Totalt: Fall 1:					0,399	0,383

Tabell 4. El- och bränsleförbrukning från råvara till avfall för fall 2 då stålplåt används som förpackningsmaterial. MJ/kg förpackningsmaterial.

Process, beteckning	Energi MJ/kg prod.			Mängd prod i kg/kg förp.	Energi MJ/kg förpackning		
		bränsle	el			bränsle	el
E1+E2 Brytning av malm, malning mm	olja: 0,4430 d.olja: 0,074	0,4430	0,1116	0,4430	olja: 0,1962 d.olja 0,0328	0,0494	
E3: Brytning av kalksten	olja: 0,0332 kol: 0,0071 gas: 0,0078	0,0332	0,5772	0,0971	olja: 0,0032 kol: 0,0007 gas: 0,0008	0,0150	
E4: Koksframställning	olja: 2,100	2,100	0,1800	0,1363	olja: 0,2863	0,0245	
E5: Sinterverk	kol: 0,0735 olja: 0,1744	0,0735	0,2738	0,4633	kol: 0,0341 olja: 0,0808	0,1269	
E7: Masugn	koks: 12,600	12,600	0,4320	0,3195	koks: 4,0254	0,1380	
E8: Stålv. (syre inblåsn.)	gas: -0,6000	-0,6000	0,2160	0,3701	gas: -0,2221	0,0799	
E9 + E26: Stränggjutning	kol: 0,1430	0,1430	0,1008	1,2685	kol: 0,1814	0,1279	
E10 + E27: Varmvalsning	kol: 0,7000 olja: 0,7600	0,7000	0,3024	1,2326	kol: 0,8628 olja: 0,9368	0,3727	
E12: Kallvalsning	olja: 1,54	1,54	0,7200	1,1920	olja: 1,8357	0,8582	
E18: Deponering	d.olja 0,035	0,035	0,0007	0,2929	d.olja: 0,0103	0,0002	
E22: Pressn/fragment	olja 0,28 gas 0,24	0,28	0,1584	0,700	olja: 0,196 gas: 0,168	0,1109	
E25: Ljusb.smältugn	-	-	1,9439	0,9343	-	1,816	
E29: Lacktillverkning	-	-	0,2164	0,0171	-	0,0037	
Totalt:					olja: 3,519 koks: 4,025 kol: 1,079 gas: -0,053 diesel: 0,041	3,524	

Källor till uppgifterna: Se texten i avsnitt 4.3.

Transporter

Beteckning och transporterad vara	Avst. i km	Energi		Mängd transp. prod i kg/kg förpackning	Energi	
		MJ/kg prod. diesel	el		MJ/kg förp. diesel	el
E6: Pellets	340	—	0,3	0,4633	—	0,0473
E11: Valsat stål	826	—	0,3	0,3497	—	0,0867
E15: Stålblåt	250	1,0	—	1,1920	0,298	—
E17: Fall 3: Avfall, depon. 15	2,7	—	—	0,2929	0,0119	—
E23': Insaml av förp.	15	2,7	—	0,7071	0,0286	—
E23': Återv förp.	250	1,0	—	0,700	0,175	—
E28: Valsat stål	40	1,0	—	0,8829	0,0353	—
E30: Skrot, förp. tillv.	250	1,0	—	0,1920	0,0480	—
E31: Skrot, gjutn., varmv.	826	—	0,3	0,0204	—	0,0051
E32: Skrot, kallvalsning	40	1,0	—	0,0407	0,0016	—
Totalt: Fall 3:					0,598	0,139

Källor till uppgifterna: Se texten i avsnitt 4.3.

Tabell 5. El- och bränsleförbrukning från råvara till avfall för fall 1 då förtennad plåt används som förpackningsmaterial. MJ/kg förpackningsmaterial.

Process, beteckning	Energi MJ/kg produkt		Mängd prod i kg/kg förp.	Energi MJ/kg förpackning	
	bränsle	el		bränsle	el
E1+E2 Brytn. av malm, krossning, malning mm.	olja: 0,4430	0,1116	1,2224	olja: 0,5415	0,1364
	d.olja: 0,074			d.olja: 0,0905	
E3: Brytn. kalk	olja: 0,0332	0,5772	0,2682	olja: 0,0089	0,1548
	kol: 0,0071			kol: 0,0019	
	gas: 0,0078			gas: 0,0021	
E4: Koksframställning	olja: 2,100	0,1800	0,400	olja: 0,8400	0,072
E5: Sinterverk	kol: 0,0735	0,2738	1,2784	kol: 0,0940	0,3500
	olja: 0,1744			olja: 0,2230	
E7: Masugn	koks: 12,600	0,4320	0,8817	koks: 11,109	0,3809
E8: Stålverk (syre inbl.)	gas: -0,600	0,2160	1,0213	gas: -0,6128	0,2206
E9+E26: Stränggj.	kol: 0,1430	0,1008	1,2686	kol: 0,1814	0,1279
E10+E27: Varmv.	kol: 0,7000	0,3024	1,2327	kol: 0,8629	0,3728
	olja: 0,7600			olja: 0,9369	
E12: Kallvalsning	olja: 1,54	0,7200	1,1920	olja: 1,836	0,8582
E14: Förtenning	gas: 0,359	0,4680	1,1968	gas: 0,4297	0,5601
	olja: 0,391	-		olja: 0,4679	
E14': Tenntförädling	kol: 35,0	-	0,0048	kol: 0,168	-
	olja: 30,0	-		olja: 0,144	
E18: Fall 1: Deponering	d.olja: 0,035	0,0007	1,0	d.olja: 0,035	0,0007
E24: Avtenning	olja: 0,60	0,233	0,0007	olja: 0,0004	0,0002
E25: Ljusb.sm.ugn		1,9439	0,2832	-	0,5505
E29: Lacktillv.	0,2164		0,0171	-	0,0037
Totalt: Fall 1				olja: 4,999	3,789
				koks: 11,109	
				kol: 1,308	
				gas: -0,181	
				d.olja 0,125	

Källor till uppgifterna: Se texten i avsnitt 4.3.

Transporter:

Beteckning och transporterad vara	Avst. i km	Energi MJ/(km•ton transp. prod.)		Mängd transp. prod i kg/kg förp.	Energi MJ/kg förp.	
		diesel	el		diesel	el
E6: Pellets	340	—	0,3	12784	—	0,130
E11: Valsat stål	826	—	0,3	0,9651	—	0,239
E13: Tunnbråt	500	1,0	—	1,1920	0,596	—
E15: Förtennad plåt	540	1,0	—	1,1968	0,6463	—
E17: Fall 1: avfall, depon.	15	2,7	—	1,0	0,0405	—
E28: Valsat stål	40	1,0	—	0,2676	0,0107	—
E30: Skrot, förp. tillv.	250	1,0	—	0,1968	0,0492	—
E31: Skrot, gjutn., varmv.	826	—	0,3	0,0562	—	0,0139
E32: Skrot, kallvalsning	40	1,0	—	0,0407	0,0016	—

Totalt:

Fall1: 1,344 0,383

Tabell 6 El- och bränsleförbrukning från råvara till avfall för fall 2 då förtennad plåt används som förpackningsmaterial. MJ/kg förpackningsmaterial.

Process, beteckning	Energi MJ/kg produkt	Energi		Mängd prod i kg/kg förp.	Energi		
		bränsle	el		MJ/kg förpackning	bränsle	el
E1+E2 Brytning av malm	olja:	0,4430	0,1116	0,4430	olja:	0,1962	0,0494
krossning, malning, mm	d.olja:	0,074			d.olja:	0,0328	
E3: Brytn. kalksten	olja:	0,0332	0,5772	0,0971	olja:	0,0032	0,0150
	kol:	0,0071			kol:	0,0007	
	gas:	0,0078			gas:	0,0008	
E4: Koksframställning	olja:	2,100	0,1800	0,1363	olja:	0,2863	0,0245
E5: Sinterverk	kol:	0,0735	0,2738	0,4633	kol:	0,0341	0,1269
	olja:	0,1744			olja:	0,0808	
E7: Masugn	koks:	12,600	0,4320	0,3195	koks:	4,0254	0,1380
E8: Stålv. (syreinbl.)	gas:	-0,6000	0,2160	0,3701	gas:	-0,2221	0,0799
E9+E26: Stränggjutning	kol:	0,1430	0,1008	1,2685	kol:	0,1814	0,1279
E10+E27: Varmvalsning	kol:	0,7000	0,3024	1,2326	kol:	0,8628	0,3727
	olja:	0,7600			olja:	0,9368	
E12: Kallvalsning	olja:	1,54	0,7200	1,1920	olja:	1,8357	0,8582
E14: Förtening	gas:	0,359	0,4680	1,1968	gas:	0,4297	0,5601
	olja:	0,391			olja:	0,4679	
E14': Tennförädling	kol:	35,0		0,0048	kol:	0,168	
	olja:	30,0			olja:	0,144	
E18: Fall 3: Deponering	d.olja:	0,035	0,0007	0,2929	d.olja:	0,0103	0,0002
E22: Pressn./fragment	olja:	0,28	0,1584	0,700	olja:	0,196	0,1109
	gas:	0,24			gas:	0,168	
E24: Avtening	olja:	0,60	0,233	0,003	olja:	0,002	0,0007
E25: Ljusb.sm.ugn	—	1,9439	0,9343		—		1,816
E29: Lacktillv.	—	0,2164	0,0171		—		0,0037
Totalt: Fall					olja:	4,149	4,284
					koks:	4,025	
					kol:	1,247	
					gas:	0,3764	
					d.olja:	0,043	

Källor till uppgifterna: Se texten i avsnitt 4.3.

Transporter:

Beteckning och transp. vara	Avst. i km transp.	Energi MJ/(km·ton prod.)		Mängd transp prod i kg/kg förp.	Energi MJ/kg förpackning	
		diesel	el		diesel	el
E6: Pellets	340	—	0,3	0,4633	—	0,0473
E11: Valsat stål	826	—	0,3	0,3497	—	0,0867
E13: Tunnplåt	500	1,0	—	1,1920	0,596	—
E15: Förtennad plåt	540	1,0	—	1,1968	0,6463	—
E17: : avfall, dep.	15	2,7	—	0,2929	0,0119	—
E23: Insamling förp.	15	2,7	—	0,7071	0,0286	—
E23': Återvinning förp.	250	1,0	—	0,700	0,175	—
E28: Valsat stål	40	1,0	—	0,8829	0,0353	—
E30: Skrot, förp. tillv.	250	1,0	—	0,1968	0,0492	—
E31: Skrot, gjutn., varmv.	826	—	0,3	0,0204	—	0,0051
E32: Skrot, kallvalsning	40	1,0	—	0,0407	0,0016	—
Totalt: Fall 2					1,544	0,139

Tabell 7. Emissioner från bränslen och processer. Stålpåt, 0% återvinning.

Process	Luft SO ₂ g/kg	NO _x g/kg	CO g/kg	HC g/kg	CO ₂ kg/kg	Stoft g/kg	Aska g/kg	Vatten Olja g/kg	Fenol g/kg	COD g/kg	Tot-N g/kg
Förbränning, olja	1,7224	0,6765	0,05761	0,0809	0,3500	0,1338	0,0307	1,75e-3	2,59e-3	5,13e-3	8,4e-2
Förbränning, gas	0,0012	0,0923	0,0006	0,0000	0,0340	-	-	-	-	-	-
Förbränning, kol	0,4332	0,171	0,0194	0,0034	0,1044	0,0148	0,342	-	-	-	-
Förbränning, koks	4,2214	1,666	0,1889	0,0333	1,0176	0,1444	3,3227	-	-	-	-
Förbränning, diesel	0,0200	0,1695	0,0390	0,0271	0,0102	0,0131	-	5,17e-5	7e-7	1,52e-4	2,5e-5
Transporter, diesel	0,0614	0,52038	0,1198	0,0832	0,0314	0,0401	-	1,59e-4	2,3e-6	4,7e-4	7,6e-5
Sinterverk	1,9	0,2	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-
Koksverk	0,2	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Masugn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LD-stålverk	-	-	-	-	-	0,1	-	0,0051	-	-	-
Ljusbågsugn	-	0,08	-	-	-	0,1	-	0,0003	-	-	-
Totalt:	8,5656	4,250	0,4253	0,2279	1,5476	1,3741	3,7054	0,00736	0,00259	0,00575	0,00094

Tabell 8. Emissioner från bränslen och processer. Stålblåt, 70% återvinning.

Process	Luft So ₂ g/kg	NO _x g/kg	CO g/kg	HC g/kg	CO ₂ kg/kg	Stoft g/kg	Aska g/kg	Vatten Olja g/kg	Fenol g/kg	COD g/kg	Tot-N g/kg
Förbränning, olja	1,13864	0,5426	0,0462	0,0649	0,2807	0,1073	0,0246	1,40e-3	2,08e-3	4,11e-3	6,7e-4
Förbränning, gas	0,0008	0,0586	0,0004	0	0,0216	-	-	-	-	-	-
Förbränning, kol	0,4100	0,1618	0,0184	0,0032	0,0988	0,0140	0,3237	-	-	-	-
Förbränning, koks	1,5295	0,6036	0,0684	0,0121	0,3687	0,0523	1,2075	-	-	-	-
Förbränning, diesel	0,0063	0,0535	0,0123	0,0085	0,0032	0,0041	-	1,63e-5	2e-7	4,79e-5	7,9e-6
Transporter, diesel	0,0921	0,7804	0,1797	0,1248	0,0471	0,0601	-	2,38e-4	3,4e-6	7,05e-4	1,14e-4
Sinterverk	0,6886	0,0725	-	-	-	0,1812	-	-	-	-	-
Koksverk	0,068	-	-	-	-	0,0341	-	-	-	-	-
Masugn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LD-stålverk	-	-	-	-	-	0,0336	-	0,0019	-	-	-
Ljusbågsugn	-	0,280	-	-	-	0,0030	-	0,0009	-	-	-
Totalt:	4,1817	2,5529	0,3254	0,2135	0,8201	0,5223	1,5558	4,45e-3	2,08e-3	4,86e-3	7,92e-4

Tabell 9. Emissioner från bränslen och processer. Förtätnad plåt, 0% återvinning.

Process	Luft SO ₂ g/kg	NO _x g/kg	CO g/kg	HC g/kg	CO ₂ kg/kg	Stoft g/kg	Aska g/kg	Vatten Olja g/kg	Fenol g/kg	COD g/kg	Tot-N g/kg
Forbränning, olja	1,9694	0,7708	0,0656	0,0922	0,3988	0,1525	0,0350	1,99e-3	2,95E-3	5,85e-3	9,6e-4
Forbränning, gas	0,0020	0,1567	0,0010	0	0,0577	-	-	-	-	-	-
Forbränning, kol	0,4971	0,1962	0,0223	0,0039	0,1198	0,0170	0,3924	-	-	-	-
Forbränning, koks	4,2214	1,666	0,1889	0,0333	1,0176	0,1444	3,3327	-	-	-	-
Forbränning, diesel	0,0200	0,1695	0,0390	0,0271	0,0102	0,0131	-	5,17e-5	7e-7	1,52e-4	2,5e-5
Transporter, diesel	0,2068	1,7528	0,4035	0,2803	0,1058	0,1351	-	5,36e-4	7,7e-6	1,58e-3	2,56e-4
Sinterverk	1,9	0,2	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-
Stålsverk	0,2	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Gasugn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stålverk	-	-	-	-	-	0,1	-	0,005	-	-	-
Isbågsugn	-	0,0800	-	-	-	0,1	-	0,0003	-	-	-
Totalt:	9,0167	4,9920	0,720	0,4368	1,7099	1,2621	3,7601	7,88e-3	2,96e-3	7,58e-3	1,24e-3

Tabell 10. Emissioner från bränslen och processer. Förtennad plåt, 70% återvinning.

Process	Luft SO ₂ g/kg	NO _x g/kg	CO g/kg	HC g/kg	CO ₂ kg/kg	Stoft g/kg	Aska g/kg	Vatten Olja g/kg	Fenol g/kg	COD g/kg	Tot-N g/kg
Örbränning, olja	1,6346	0,6398	0,0545	0,0765	0,3310	0,1265	0,0290	1,66e-3	2,45e-3	4,85e-3	7,9e-4
Örbränning, gas	0,0016	0,1231	0,0008	0	0,0453	-	-	-	-	-	-
Örbränning, kol	0,4739	0,1871	0,0212	0,0037	0,1142	0,0162	0,3741	-	-	-	-
Örbränning, koks	1,5295	0,6036	0,0684	0,0121	0,3687	0,0523	1,2075	-	-	-	-
Örbränning, diesel	0,0066	0,0561	0,0129	0,0090	0,0034	0,0043	-	1,71e-5	2e-7	5,0e-5	8,3e-6
Transporter, diesel	0,2736	2,0137	0,4636	0,3220	0,1215	0,1552	-	6,15e-4	8,9e-6	1,82e-3	2,9e-4
Interverk	0,6886	0,0725	-	-	-	0,1812	-	-	-	-	-
Koksverk	0,068	-	-	-	-	0,0341	-	-	-	-	-
Gasugn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D-stälverk	-	-	-	-	-	0,0362	-	0,0019	-	-	-
Jusbågsugn	-	0,280	-	-	-	0,0330	-	0,0009	-	-	-
totalt:	4,6404	3,9759	0,6214	0,4233	0,9841	0,639	1,611	5,09e-3	2,46e-3	6,72e3	1,09e-3

Tabell 11. Avfallsmängder i de olika fallen. Kg avfall/kg förpackning.

Typ av avfall	Fall 1	Fall 2
Gruvavfall	0,4075	0,1477
Slagg, råjärnframställning	0,4216	0,0302
Stålverk	0,0833	0,0363
Avbränt i stålverk	0,0251	0,0109
Ljusbågsugn	0,0212	0,0652
Hushållsavfall, tipp	1,0	0,2929
Aska, tipp	—	—



Statens offentliga utredningar 1991

Kronologisk förteckning

1. Flykt- och immigrationspolitiken. A.
 2. Finansiell tillsyn. Fi.
 3. Statens roll vid främjande av export. UD.
 4. Miljölagstiftningen i framtiden. M.
 5. Miljölagstiftningen i framtiden. Bilagedel. Sekretariatets kartläggning och analys. M.
 6. Utvärdering av SBU. Statens Beredning för Utvärdering av medicinsk metodik. S.
 7. Sportslig och ekonomisk utveckling inom trav- och galoppsporten. Fi.
 8. Beskattning av kraftföretag. Fi
 9. Lokala sjukförsäkringsregister. S.
 10. Affärstiderna. C.
 11. Affärstiderna. Bilagedel. C.
 12. Ungdom och makt. C.
 13. Spelreglerna på arbetsmarknaden. A.
 14. Den regionala bil- och körkortsadministrationen. K.
 15. Informationens roll som handlingsunderlag - styrning och ekonomi. S.
 16. Gemensamma regler - lagstiftning, klassifikationer och informationsteknologi. S.
 17. Forskning och utveckling - epidemiologi, kvalitets- säkring och Spris utvecklingsprojekt. S.
 18. Informationsstruktur för hälso- och sjukvården - en utvecklingsprocess. S.
 19. Storstadens trafiksystem. Överenskomelser om trafik och miljö i Stockholms- Göteborgs- och Malmöregionerna. K.
 20. Kapitalkostnader inom försvaret. Nya former för finansiell styrning. Fö.
 21. Personregistrering inom arbetslivs-, forsknings- och massmedicområdena, m.m. Ju.
 22. Översyn av lagstiftningen om träfiberråvara. I.
 23. Ett nytt BFR - Byggeforskningen på 90-talet. Bo.
 24. Visst går det an! Del 1, 2 och 3. C.
 25. Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöken med en friare nämndorganisation. C.
 26. Kommunala entreprenader. Vad är möjligt? En analys av rättsläget och det statliga regelverkets roll. C.
 27. Kapitalavkastningen i bytesbalansen. Tre expertrapporter. Fi.
 28. Konkurrensen i Sverige - en kartläggning av konkurrensförhållandena i 61 branscher. Del 1 och 2. C.
 29. Periodiska hälsoundersökningar i vissa statliga, kommunala och landstingskommunala anställningar. C.
 30. Särskolan - en primärkommunal skola. U.
 31. Statens arkivdepåer. En utvecklingsplan till år 2000. U.
 32. Naturvårdsverkets uppgifter och organisation. M.
 33. Branden på Sally Albatross. Den 9-12 januari 1990. Fö.
 34. HIV-smittade - ersättning för ideell skada. Ju.
 35. Några frågor i anslutning till en arbetsgivarperiod inom sjukpenningförsäkringen. S.
 36. Ny kunskap och förnyelse. C.
 37. Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Fi.
 38. Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Bilagedel. Fi.
 39. Säkrare förare. K.
 40. Marknadsanpassade service- och stabsfunktioner - ny organisation av stödet till myndigheter och regeringskansli. C.
 41. Marknadsanpassade service- och stabsfunktioner - ny organisation av stödet till myndigheter och regeringskansli. Bilagedel. C.
 42. Aborterade foster, m.m. S.
 43. Den framtida länsbostadsnämnden. Bo.
 44. Examination som kvalitetskontroll i högskolan. U.
 45. Påföljdsfrågor. Frigivning från anstalt, m.m. Ju.
 46. Handikapp, Valfärd, Rättvisa. S.
 47. På väg - exempel på förändringsarbeten inom verksamheter för psykiskt störda. S.
 48. Bistånd genom internationella organisationer. UD.
 49. Bistånd genom internationella organisationer. Annex 1. Det multilaterala biståndets organisationer. UD.
 50. Bistånd genom internationella organisationer. Annex 2. Sverige och u-länderna i FN - en återblick. UD.
 51. Bistånd genom internationella organisationer. Annex 3. Särstudier. UD.
 52. Alkoholbeskattningen. Fi.
 53. Forskning och teknik för flyget. Fö.
 54. Skola - skolbarnsomsorg - en helhet. U.
 55. Sveriges nationalrapport till FNs konferens om miljö och utveckling - UNCED 1992. M.
 56. Kompetensutveckling - en utmaning. A.
 57. Arbetslöshetsförsäkringen - finansierings- systemet. A.
 58. Ett nytt turistråd. I.
 59. Konkurrens för ökad välfärd. Del 1. Konkurrens för ökad välfärd. Del 2. Konkurrens för ökad välfärd. Bilagor. C.
 60. Olika men ändå lika. Om invandrarungdomar i det mångkulturella Sverige. C.
 61. Statens bostadskreditnämnd - organisation och dimensionering. Bo.
 62. Vissa särskilda frågor beträffande integritets- skyddet på ADB-området. Ju.
-

Statens offentliga utredningar 1991

Kronologisk förteckning

- 63. Tillsynen över hälso- och sjukvården. S.
 - 64. Att förvalta kulturmiljöer. U.
 - 65. Ett samordnat vuxenstudiestöd. U.
 - 66. Hemslöjd i samverkan. I.
 - 67. Samhall i går, i dag, i morgon. A.
 - 68. Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöksverksamheten med avsteg från statlig reglering m.m. C.
 - 69. Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöksverksamheten med avsteg från statlig reglering m.m. Särskild bilaga. C.
 - 70. Ombudsman för barn och ungdom. S.
 - 71. Teaterns kostnadsutveckling 1975-1990 med särskilda studier av Operan, Dramaten och Riksteatern. U.
 - 72. En kreativ studiemiljö - högskolebiblioteket som pedagogisk resurs. U.
 - 73. Vänersjöfarten. K.
 - 74. Krediter för utveckling. UD.
 - 75. Organiserad rasism. A.
 - 76. Miljön och förpackningarna. M.
 - 77. Miljön och förpackningarna. Livscykelanalyser för förpackningsmaterial - beräkning av miljöbelastning. Bilaga. M.
-

Statens offentliga utredningar 1991

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Personregistrering inom arbetslivs-, forsknings- och massmedieområdena, m.m. [21]
HIV-smittade - ersättning för ideell skada. [34]
Påföljdsfrågor. Frigivning från anstalt, m.m. [45]
Vissa särskilda frågor beträffande integritetsskyddet på ADB-området. [62]

Utrikesdepartementet

Statens roll vid främjande av export. [3]
Bistånd genom internationella organisationer. [48]
Bistånd genom internationella organisationer. Annex 1. Det multilaterala biståndets organisationer. [49]
Bistånd genom internationella organisationer. Annex 2. Sverige och u-länderna i FN - en återblick. [50]
Bistånd genom internationella organisationer. Annex 3. Särstudier. [51]
Krediter för utveckling. [74]

Försvarsdepartementet

Kapitalkostnader inom försvaret. Nya former för finansiell styrning. [20]
Branden på Sally Albatross. Den 9-12 januari 1990. [33]
Forskning och teknik för flyget. [53]

Socialdepartementet

Utvärdering av SBU. Statens Beredning för Utvärdering av medicinsk metodik. [6]
Lokala sjukförsäkringsregister [9]
Informationens roll som handlingsunderlag - styrning och ekonomi. [15].
Gemensamma regler - lagstiftning, klassifikationer och informationsteknologi. [16].
Forskning och utveckling - epidemiologi, kvalitetssäkring och Spris utvecklingsprojekt. [17].
Informationsstruktur för hälso- och sjukvården - en utvecklingsprocess. [18].
Några frågor i anslutning till en arbetsgivarperiod inom sjukpenningförsäkringen. [35]
Aborterade foster, m.m. [42]
Handikapp, Valfärd, Rättvisa. [46]
På väg - exempel på förändringsarbeten inom verksamheter för psykiskt störda. [47]
Tillsynen över hälso- och sjukvården. [63]
Ombudsman för barn och ungdom. [70]

Kommunikationsdepartementet

Den regionala bil- och körkortadministrationen. [14]
Storstadens trafiksystem. Överenskommelser om trafik och miljö i Stockholms- Göteborgs- och Malmö-regionerna. [19]
Säkrare förare [39]
Vänersjöfarten [73]

Finansdepartementet

Finansiell tillsyn. [2]
Sportslig och ekonomisk utveckling inom trav- och galoppporten. [7]
Beskattningsav kraftföretag. [8]
Kapitalavkastningen i bytesbalansen.
Tre expertrapporter. [27]
Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. [37]
Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper. Bilagedel. [38]
Alkoholbeskattnings. [52]

Utbildningsdepartementet

Särskolan - en primärkommunal skola. [30]
Statens arkivdepåer. En utvecklingsplan till år 2000. [31]
Examination som kvalitetskontroll i högskolan. [44]
Skola - skolbarnsomsorg - en helhet. [54]
Att förvalta kulturmiljöer. [64]
Ett samordnat vuxenstudiestöd. [65]
Teaterns kostnadsutveckling 1975-1990 med särskilda studier av Operan, Dramaten och Riksteatern. [71]
En kreativ studiemiljö - högskolebiblioteket som pedagogisk resurs. [72]

Arbetsmarknadsdepartementet

Flykting- och immigrationspolitiken. [1]
Spelreglerna på arbetsmarknaden. [13]
Kompetensutveckling - en utmaning. [56]
Arbetslöshetsförsäkringen - finansierings-systemet. [57]
Samhall i går, i dag, i morgon. [67]
Organiserad rasism. [75]

Statens offentliga utredningar 1991

Systematisk förteckning

Bostadsdepartementet

Ett nytt BFR - Byggforskningen på 90-talet. [23]
Den framtida länsbostadsnämnden. [43]
Statens bostadskreditnämnd - organisation och dimensionering. [61]

Industridepartementet

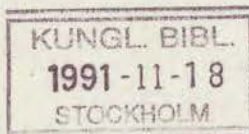
Översyn av lagstiftningen om träfiberråvara. [22]
Ett nytt turistråd. [58]
Hemslöjd i samverkan [66]

Civildepartementet

Affärstiderna. [10]
Affärstiderna. Bilagedel. [11]
Ungdom och makt. [12]
Visst går det an! Del 1, 2 och 3. [24]
Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöken med en friare nämndorganisation. [25]
Kommunala entreprenader. Vad är möjligt? En analys av rättsläget och det statliga regelverkets roll. [26]
Konkurrensen i Sverige - en kartläggning av konkurrensförhållandena i 61 branscher. Del 1 och 2. [28]
Periodiska hälsoundersökningar i vissa statliga, kommunala och landstingskommunala anställningar. [29]
Ny kunskap och förnyelse. [36]
Marknadsanpassade service- och stabsfunktioner - ny organisation av stödet till myndigheter och regeringskansli. [40]
Marknadsanpassade service- och stabsfunktioner - ny organisation av stödet till myndigheter och regeringskansli. Bilagedel. [41]
Konkurrens för ökad välfärd. Del 1.
Konkurrens för ökad välfärd. Del 2.
Konkurrens för ökad välfärd. Bilagor. [59]
Olika men ändå lika. Om invandrarungdomar i det mångkulturella Sverige. [60]
Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöksverksamheten med avsteg från statlig reglering m.m. [68]
Frikommunförsöket. Erfarenheter av försöksverksamheten med avsteg från statlig reglering m.m. Särskild bilaga. [69]

Miljödepartementet

Miljölagstiftningen i framtiden. [4]
Miljölagstiftningen i framtiden. Bilagedel. Sekretariatets kartläggning och analys. [5]
Naturvårdsverkets uppgifter och organisation. [32]
Sveriges nationalrapport till FNs konferens om miljö och utveckling - UNCED 1992. [55]
Miljön och förpackningarna. [76]
Miljön och förpackningarna. Livscykelanalyser för förpackningsmaterial - beräkning av miljöbelastning. Bilaga. [77]







ISBN 91-38-10872-0
ISSN 0375-250X